



Kennisnetwerk OBN

Alternatieven voor plaggen van natte heide

Effecten op middellange termijn



Alternatieven voor plaggen van natte heide

Effecten op middellange termijn



© 2018 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2018/OBN221-NZ
Driebergen, 2018

Deze publicatie is tot stand gekomen met subsidie van de Provincie Noord-Brabant en een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze rapportage is gepubliceerd op www.natuurkennis.nl

Samenstelling Michiel Wallis de Vries, De Vlinderstichting
Kim Huskens, De Vlinderstichting
Joost Vogels, Stichting Bargerveen
Remco Versluijs, Stichting Bargerveen
Marten Geertsma, Stichting Bargerveen
Jan Kuper, Stichting Bargerveen
Roos Loeb, Onderzoekscentrum B-Ware
Emiel Brouwer, Onderzoekscentrum B-Ware
Roland Bobbink, Onderzoekscentrum B-Ware

Productie Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres : Princenhof Park 9, 3972 NG Driebergen
Telefoon : 0343-745250
E-mail : info@vbne.nl

Inhoudsopgave

Samenvatting	5
Summary	8
1 Inleiding	12
1.1 Achtergrond en probleemstelling	12
1.2 Onderzoeksvragen	13
1.3 Onderzoeksteam	14
1.4 Leeswijzer	14
2 Onderzoeksopzet en methode	15
2.1 Studiegebieden en onderzoeksopzet	15
2.2 Onderzoekslocaties en behandelingen	16
2.3 Veldwerk en gegevensverwerking	21
2.4 Statistische analyse	28
3 Bodemchemie en plantkwaliteit	31
3.1 Algemeen	31
3.2 Buffering van de bodem	32
3.3 Fosfaat in de bodem	35
3.4 Organische stof, N en K in de bodem	35
3.5 Plantchemie	37
3.6 Kernpunten	39
4 Microreliëf en vegetatiestructuur	40
4.1 Microreliëf	40
4.2 Vegetatiestructuur	40
4.3 Kernpunten	41
5 Vegetatie	42
5.1 Hogere planten en mossen	42
5.2 Vruchtlichamen van macrofungi	47
5.3 Kernpunten	50

6 Kenmerkende heidefauna	52
6.1 Soortenoverzicht	52
6.2 Effecten op soortenrijkdom	52
6.3 Effecten op afzonderlijke soorten	54
6.4 Kernpunten	58
7 Functionele analyse van faunagroepen	59
7.1 Vliegen en muggen (Diptera)	59
7.2 Loopkevers	61
7.3 Spinnen	67
7.4 Kernpunten	72
8 Synthese	74
8.1 Plaggen	75
8.2 Chopperen	76
8.3 Drukbegrazing	77
8.4 Bekalking	78
8.5 Conclusie	79
8.6 Aanbeveling voor herstelmaatregelen	85
9 Literatuur	88
Bijlage 1: Bodem- en plantchemie	91
Bijlage 2: Vegetatie en macrofungi	94
Bijlage 3: Soortenlijst dagvlinders, mieren, sprinkhanen en reptielen	106
Bijlage 4: Soortenlijst loopkevers en spinnen	107

Samenvatting

Herstel van de habitatkwaliteit van natte heide is zowel nationaal als op Europees niveau een belangrijke opgave. Dit vergt behalve hydrologisch herstel ook een zorgvuldige afweging tussen verschillende maatregelen voor vegetatiebeheer en herstel van buffercapaciteit. Plaggen is daarbij een reguliere maatregel om vergrassing met Pijpenstrootje te doorbreken. Vanwege de ingrijpende invloed van plaggen op bodem, vegetatie en fauna zijn in dit onderzoek chopperen en drukbegrazing als mogelijke alternatieven onderzocht. Daarbij is ook de invloed van bekalking onderzocht als aanvullende maatregel. Bekalking is als maatregel onderzocht om de reeds aanwezige verzuring tegen te gaan, maar ook als maatregel tegen de tijdelijke ammoniumpiek die direct na plaggen in zure heide optreedt en ertoe kan leiden dat kenmerkende soorten zich slecht weer kunnen vestigen.

Voor het verkrijgen van een beter inzicht in de werking van drukbegrazing en chopperen als alternatieven voor plaggen is experimenteel onderzoek opgezet met metingen vóór en na uitvoering. Het experiment omvatte een vergelijking van 8 behandelingen, namelijk 4 maatregelen – chopperen, drukbegrazing, plaggen, niets doen – met en zonder bekalking. Bekalking is toegepast in een dosering van 2 ton calcium/magnesium-carbonaat per hectare. De drukbegrazing werd vier seizoenen uitgevoerd met Kempische heideschapen. Voor de uitvoering per behandeling is een schaal gekozen van ca. 20x20 m: klein genoeg om te kunnen herhalen binnen een terrein en groot genoeg om op praktijkschaal een respons voor de fauna te kunnen meten. Het onderzoek vond plaats in drievoud in twee terreinen in Noord-Brabant: Kampina (Natuurmonumenten) en Strabrechtse heide (Staatsbosbeheer).

Bij het onderzoek stond de volgende vraag centraal: bieden chopperen en drukbegrazing goede alternatieven voor plaggen op natte heide met een effectief herstel van abiotiek, vegetatie en fauna op middellange termijn?

Deelvragen van het onderzoek waren:

- i. Blijft verzuring na drukbegrazing of chopperen nog een knelpunt voor de vegetatieontwikkeling en voor de voedselkwaliteit van de herbivore fauna?
- ii. Kan door middel van bekalking ook bij drukbegrazing en chopperen de verzuring worden teruggedraaid, zonder dat daarbij verruiging optreedt?
- iii. Keren kenmerkende planten, paddenstoelen en diersoorten terug?
- iv. Verschillen de effecten van chopperen, drukbegrazing en aanvullende bekalking tussen groepen met verschillende ecologische functies?

De effecten op korte termijn (twee jaar na uitvoering) zijn in een eerdere rapportage besproken. Hierin overheerste bij chopperen, net als uiteraard bij plaggen, nog de invloed van de verstoring door de uitvoering. Interessanter vanuit het oogpunt van habitatherstel zijn de invloeden op langere termijn. Daarom zijn hier de effecten op middellange termijn (zes jaar na uitvoering) vastgesteld.

Bodem- en plantchemie

Met plaggen en chopperen worden nutriënten verwijderd, met drukbegrazing niet of nauwelijks. Met chopperen is het effect op de nutriëntenverwijdering wat kleiner dan bij plaggen, omdat er minder van de toplaag van de bodem wordt verwijderd. Drukbegrazing leek, afgemeten aan de plantkwaliteit, zelfs tot een hogere nutriëntenbeschikbaarheid te leiden.

Bekalking leidde wel tot het beoogde herstel van buffercapaciteit, maar niet tot een hogere beschikbaarheid van nutriënten. Waar vaak gevreesd wordt voor een eutrofiërend effect van bekalken, laat dit experiment zien dat bekalken met 2 ton/ha dologran in vochtige

heidesystemen – zowel in de vergraste situatie als op de gehopperde of geplagde bodem – *niet* leidt tot een dusdanig hogere beschikbaarheid van nutriënten dat voor verruiging gevreesd moet worden.

Al met al creëerde plaggen in combinatie met bekalken de beste abiotische uitgangssituatie voor de ontwikkeling van een soortenrijke vochtige heide. Door chopperen werden deze condities behoorlijk benaderd en werd zowel de beschikbaarheid van stikstof naar beneden gebracht als de basenverzadiging verhoogd. Chopperen met bekalking is daarmee een kansrijk alternatief voor plaggen. Drukbegrazing vormt geen geschikte maatregel voor het herstel van de abiotiek in vochtige heide, en heeft mogelijk zelfs juist een licht verruigend effect.

Bodem en vegetatie

De terreinafwisseling en grotere biodiversiteit die door de combinatie van geplagde en niet geplagde delen kan worden bereikt, wordt ook met chopperen bereikt. Chopperen lijkt voor de vegetatie een goed alternatief voor plaggen, al wordt het microreliëf er wel door aangetast. Er vindt wel iets snellere hergroei van Pijpenstrootje plaats, maar na enkele jaren lijken de vergraste stukken te stabiliseren te midden van door Gewone dophei gedomineerde stukken. De boomopslag was op de gehopperde vlakken minder dan op de geplagde vlakken. Waarschijnlijk vraagt chopperen op de middellange tot lange termijn wel om een gericht vervolgbeheer door (reguliere) begrazing zodat de uitbreiding van Pijpenstrootje in toom gehouden kan worden.

Zes jaar na chopperen was een aantal kenmerkende soorten die wel in het omringende terrein aanwezig zijn, echter nog niet teruggekeerd. Dit is vergelijkbaar met plaggen en geeft aan dat ook chopperen voor sommige soorten van oudere heidestadia een ingrijpende maatregel is. Dit geldt in verhoogde mate voor karakteristieke paddenstoelen van vochtige heide, die vaak van de opgebouwde humus leven.

Drukbegrazing leidde op natte heide ook na vier seizoenen uitvoering niet tot het doorbreken van de dominantie van Pijpenstrootje en het scheppen van open kiemingsmilieus. Het herstel van doelsoorten voor de flora bleef daarmee uit. Ook waren er in de vegetatie, maar vooral in de mycoflora, aanwijzingen dat de schapenmest een vermestend effect heeft. In combinatie met bekalking trad er bij druibegrazing zelfs enige verruiging met eutrafente soorten op. Daarmee lijkt druibegrazing op natte heide niet zo effectief om vergrassing tegen te gaan als op droge heide.

Fauna

De ongewervelde fauna van natte heide telt meer soorten van oudere stadia dan pioniersoorten. Veel soorten van oudere heide hebben een voorkeur voor ongestoorde, beschaduwde en/of meer begroeide habitats met een vochtig microklimaat. Daarom werden ze vaak in de vergraste heide van de nulsituatie gevonden. Standplaatsen die vanuit het oogpunt van vegetatie weinig waarde hebben (rompgemeenschap *Molinia caerulea*, of sterk door *Molinia* gedomineerde vochtige heide) kunnen voor de fauna nog heel goed geschikte habitatcondities bieden om veel karakteristieke soorten te kunnen herbergen.

Uitvoering van chopperen en plaggen schept voor de fauna geschikte condities voor soorten van vochtige open pioniermilieus. Soorten met een binding aan oudere heidestadia worden echter door plaggen en chopperen sterk benadeeld, waarbij het huidige onderzoek liet zien dat herstel na chopperen sneller optreedt dan na plaggen.

Bij druibegrazing bleven de soorten van ongestoorde heide grotendeels aanwezig vanwege de geringere verstoring en het behoud van polstructuren. Dit onderstreept de waarde van het altijd behouden van delen van vergraste vegetatie, aangezien dit belangrijke refugia zijn voor veel kenmerkende soorten van (onder meer) vochtige heide.

Op het niveau van trofische relaties was de ingrijpende methode van plaggen op de middellange termijn van grote negatieve invloed op de dichtheid van herbivore en detritivore Diptera. Voor chopperen was dit effect na zes jaar al beduidend minder. Bekalking gaf hierin een bescheiden positieve respons van herbivore en detritivore Diptera direct na uitvoering van ingrijpende maatregelen. Er waren echter geen indicaties dat bekalking heeft geleid tot

een langdurige stimulering van detritivoren, mogelijk door een verhoging van de afbraak van organisch materiaal door schimmels.

Overzicht van de effecten op middellange termijn van nietsdoen, plaggen en drukbegrazing of chopperen als alternatieven voor plaggen, al of niet in combinatie met bekalking, op aspecten van bodemchemie, bodem en vegetatie en fauna. Daarbij is nietsdoen zonder bekalking de referentie (tekens geven de richting aan van het effect met groene kleur voor wenselijke effecten en rode kleur voor onwenselijke effecten vanuit hersteldoelstellingen bezien).

Maatregel Bekalking	Niets doen		Drukbegrazing		Chopperen		Plaggen	
	-	+	-	+	-	+	-	+
Bodemchemie								
Herstel buffercapaciteit		++		++		++		++
Beschikbaar N,P			(+)	(+)			-	-
N/P in planten		-		-		-		-
Bodem en Vegetatie								
Microreliëf			-	-	--	--	--	--
Vegetatiedichtheid			-	-	--	--	---	---
Vaatplanten					++	++	++	++
Paddenstoelen		++		+	-	+	--	(+)
Storingsindicatoren		(+)	+	++		(+)		(+)
Fauna								
Pioniersoorten					(+)	(+)	+	+
Soorten oudere heide					(-)	(-)	-	-
Carnivoren		(-)				-		-
Herbivoren					-	-	--	--
Detritivoren / Fungivoren							-	-

Aanbevelingen

De opgedane inzichten geven de beheerder de beschikking over een breed scala aan maatregelen om de kwaliteit van de natte heide te bevorderen. De verschillende maatregelen hebben verschillende effecten en kunnen elkaar daarmee, afhankelijk van de situatie en de doelstellingen voor een gebied, goed aanvullen teneinde de kenmerkende soortendiversiteit van natte heidesystemen te behouden.

- Plaggen is vooral geschikt om op kleine schaal maatwerk te leveren om ruimte te bieden voor vestiging van pioniersoorten en weinig concurrentiekrachtige soorten te bevorderen.
- Chopperen is een goed alternatief om de dominantie van Pijpenstrootje te doorbreken en tevens een snellere herkolonisatie mogelijk te maken van soorten van oudere stadia.
- Drukbegrazing is op natte heide nauwelijks effectief voor herstel op middellange termijn, maar mogelijk wel op lange termijn. Er resteren kennisvragen over verschillende mogelijkheden om de effectiviteit van drukbegrazing te vergroten door vermindering van vermesting, voorafgaand branden en de inzet van zwaardere grazers. Drukbegrazing biedt sowieso wel een meerwaarde voor bijsturing van regulier beheer, waarbij soorten van ontwikkelde natte heide gespaard dienen te worden.
- Bekalking zorgt behalve voor herstel van buffercapaciteit, vooral in combinatie met chopperen, ook voor het stimuleren van soorten van meer soortenrijke heide en heischrale milieus.
- Tenslotte kan worden benadrukt dat natte heide ook bij een belangrijk deel Pijpenstrootje waarde heeft voor de biodiversiteit. Actief beheer is dus niet overal nodig of wenselijk, zonering in de ruimte en fasering in de tijd des te meer. Voor verdwenen soorten met gering dispersievermogen zal naast herstelbeheer echter ook actief bijplaatsen of herintroductie moeten worden overwogen.

Summary

Restoration of habitat quality in wet heaths is an important task at both national and European levels. This requires not only hydrological restoration, but also a careful balance between different options for vegetation management and restoration of soil buffer capacity. In this context, sod-cutting is a current measure to break down the grass encroachment by *Molinia*. Because of the radical influence of sod-cutting in soil, vegetation and fauna, this study has investigated choppering and intensive rotational grazing as possible alternatives. In addition, liming has been studied as a complementary measure, not only against the actual acidification, but also to counter the temporary peak of ammonium that occurs right after sod-cutting, which can prevent the re-establishment of characteristic species.

To obtain a better insight in the process of choppering and intensive rotational grazing as alternatives to sod-cutting, an experiment was carried out with measurements before and after implementation. The experiment consisted of a comparison of 8 treatments, namely 4 types of vegetation management – choppering, intensive rotational grazing, sod-cutting and a control – with or without addition of lime. Liming was applied at 2 tonnes of calcium/magnesium carbonate per hectare. Intensive rotational grazing was applied over four seasons using Kempen heathland sheep. The experiment was carried out at a plot scale of 20x20 m: small enough to be replicated within the same area and large enough to detect a response for the fauna at a scale of management practice. The study was carried out in triplicate in two areas in Noord-Brabant: Kampina (Natuurmonumenten) en Strabrechtse heide (Staatsbosbeheer).

The study addressed the following basic question: do choppering and intensive rotational grazing offer suitable alternatives to sod-cutting resulting in an effective recovery of abiotic conditions, vegetation and fauna at the medium term.

Subsidiary questions of the study were:

- i. Does acidification still hamper the development of the vegetation and limit food quality for the herbivore fauna after applying choppering and intensive rotational grazing?
- ii. Can liming also be used in combination with choppering and intensive rotational grazing to recover from acidification, without leading to eutrophication?
- iii. Do characteristic species of plants, macrofungi and animals re-establish?
- iv. Do the effects of choppering, intensive rotational grazing and supplementary liming differ between groups with different ecological functions?

The short-term effects (two years after implementation) have been discussed in a previous report. This mainly revealed a predominance of disturbance effects from the action of choppering, as well as sod-cutting. More interesting from a perspective of habitat restoration, are the impacts on a longer term. Therefore, in this study, the effects have been assessed at a medium term (six years after implementation).

Soil and plant chemistry

Sod-cutting and choppering both remove nutrients, whereas intensive rotational grazing does not do so or at most to a minor extent. With choppering, the effect on nutrient removal is somewhat less than with sod-cutting, because less topsoil is being removed. Intensive rotational grazing appeared, according to plant quality measurement, even to increase nutrient availability.

Liming did result in the aimed recovery of buffering capacity, but not in a higher nutrient availability. Where there is a eutrophying effect of liming is often feared, this study shows that liming at 2 tonnes/ha of dolomite in moist to wet heathland – in a grass-encroached situation

as well as on choppered or sod-cut soils– does *not* lead to a level of nutrient availability that justifies this fear for eutrophication.

Overall, sod-cutting in combination with liming created the best initial abiotic conditions for the development of a species-rich wet heathland. Choppering matched these conditions to a considerable extent and led to a reduced availability of nitrogen as well as an increased buffering capacity. Choppering in combination with liming thus offers a promising alternative to sod-cutting. Intensive rotational grazing does not constitute a suitable measure to restore abiotic conditions for wet heathland, and may even have a slightly eutrophying effect.

Soil and vegetation

The heterogeneity and increase in biodiversity through the alternation of sod-cut and intact parts, can also be achieved through choppering. Choppering does appear to offer a suitable alternative to sod-cutting for the vegetation, although it does damage microtopography. The regrowth of *Molinia* is faster after choppering, but after a few years the grass-dominated patches appear to stabilise amidst heather dominated parts. Bush encroachment was less on the choppered plots than on sod-cut plots. It is likely that choppering requires a targeted follow-up management by (regular) grazing at the long term in order to keep *Molinia* in check.

Six years after choppering, a number of species that were present in the adjacent terrain, have not yet returned. This is comparable to sod-cutting and indicated that choppering does constitute a drastic measure to some species of older heathland stages. This is particularly true for characteristic macrofungi from wet heathlands, that typically grow on accumulated organic matter.

Intensive rotational grazing did not result in breaking down the dominance of *Molinia* and the creation of germination gaps after four seasons. The recovery of target plant species thus failed. Furthermore, there were indications in plant as well as macrofungi species that sheep dung had a eutrophying effect. In combination with liming, this even resulted in a modest cover of species from eutrophic conditions. Therefore, intensive rotational grazing does not appear to be as effective to counter grass encroachment on wet heathland as on dry heathland.

Fauna

The invertebrate fauna in wet heathlands numbers more species from mature stages than from pioneer stages. Many species from mature heaths have a preference for undisturbed, shadowy and/or more vegetated habitats with a moist microclimate. This explains why they are often found in the grass-dominated controls. Locations that may not be valuable from a floristic perspective (i.e. *Molinia*-encroached wet heathland) may still offer suitable habitat for many characteristic animal species.

Choppering and sod-cutting creates suitable conditions for species from moist open pioneer habitats. Species associated with mature heath stages, however, are highly detrimentally affected by choppering and sod-cutting. Yet, the present study showed that recovery proceeds faster after choppering than after sod-cutting.

Under intensive rotational grazing, species from undisturbed heath largely remained present due to the lesser disturbance and the preservation of tussock structures. This underlines the value of always keeping patches of grass-dominated vegetation, as these constitute important refuges for many characteristic species of (amongst others) wet heathland.

At the level of trophic relations, the drastic method of sod-cutting still had a considerable negative impact on the density of both herbivore and detritivore Dipterans at a medium term. With choppering, this effect had already lessened substantially after six years. Liming yielded a modest positive response of herbivore as well as detritivore Dipterans shortly after carrying out the drastic treatments. There were no indications, however, that liming led to a longer-lasting enhancement of detritivores, possibly because of a raised decomposition of organic matter by fungi.

Overview of the medium-term effects of non-intervention, sod-cutting and intensive rotational grazing or choppering as management alternatives to sod-cutting – with or without liming – on aspects of soil chemistry, soil and vegetation and fauna. Overview of the medium-term effects of non-intervention, sod-cutting and intensive rotational grazing or choppering as management alternatives to sod-cutting –with or without liming – on aspects of soil chemistry, soil and vegetation and fauna. All effects have no-intervention without liming as a reference (signs indicate the direction of the effect with green colours for desirable effects and red colours for undesirable effects from a restoration perspective).

Measure Liming	Control		Rotational grazing		Choppering		Sod-cutting	
	-	+	-	+	-	+	-	+
<i>Soil chemistry</i>								
Restoration of buffer capacity		++		++		++		++
Availability of N,P			(+)	(+)			-	-
N/P in plants		-		-		-		-
<i>Soil and Vegetation</i>								
Microtopography			-	-	--	--	--	--
Vegetation density			-	-	--	--	--	--
Vascular plants					++	++	++	++
Macrofungi		++		+	-	+	--	(+)
Disturbance indicators		(+)	+	++		(+)		(+)
<i>Fauna</i>								
Pioneer species					(+)	(+)	+	+
Species of mature heaths					(-)	(-)	-	-
Carnivores		(-)				-		-
Herbivores					-	-	--	--
Detritivores / Fungivores							-	-

Recommendations

The acquired insights provide managers with a broad range of measures to enhance the quality of wet heathlands. The different measures have different effects and may, therefore, depending on the local situation and conservation objectives, successfully complement each other to restore and maintain the characteristic species diversity of heathlands.

- Sod-cutting is mainly suitable to provide customised solutions at small spatial scales to enable the establishment of pioneer species and facilitate poorly competitive species.
- Choppering is a suitable alternative to overcome the dominance of *Molinia*, while also allowing a faster recolonisation by species from mature heaths.
- On wet heathland, intensive rotational grazing is hardly effective for restoration at the medium term, but it might do so at the long term. Remaining knowledge gaps concern the different options to increase the effectiveness of intensive rotational grazing by reducing dung input, preparatory burning and using heavier grazing stock. In any case, intensive rotational grazing does provide an added value for adjustment of regular management practices, where species from mature heathland need to be spared. maar mogelijk wel op lange termijn.
- Liming does achieve recovery of buffering capacity but also benefits, especially when combined with choppering, more specie-rich wet heathland and species from *Nardion* habitats that are sensitive to acidification.
- Finally, it may be emphasised that *Molinia*, even with a substantial cover, does contribute to the biodiversity value of wet heathlands. Hence, where active management is not always necessary or even desirable, this applies all the more for the zonation of management in space and its phasing in time. For locally extinct species with poor dispersal capacity, however, active reintroduction needs to be considered besides restoration management.

Dankwoord

Dit onderzoek is mede mogelijk geworden door subsidie van de Provincie Noord-Brabant, het Kennisnetwerk OBN en de inzet van vele betrokkenen. Allereerst danken wij de terreinbeheerders Gijs Clements, zijn voorganger Erwin de Hoop, en Luc Roosen van Natuurmonumenten (Kampina), evenals Jap Smits en Jan Vogels (Strabrechtse Heide) van Staatsbosbeheer, voor de toestemming om het beheerexperiment in hun terreinen uit te voeren en voor alle hulp en inzet om alle behandelingen ook uitgevoerd te krijgen!

Ook bij het veldwerk konden we rekenen op de hulp van velen! Sicco Ens en José Kok leverden een belangrijke bijdrage aan het veldwerk rond vegetatie en microreliëf en Matthijs Courbois verzamelde in 2016 aanvullende waarnemingen van de kenmerkende heidefauna. WUR-studente Magdalena Kulisch deed aanvullend onderzoek aan de vindplaatsen van rupsen van het Heideblauwtje. Bert en Riet van Rijsewijk hielpen daarbij en bleven gelukkig onvermoeibaar bij het tellen van alle Klokjesgentianen en eitjes van het Gentiaanblauwtje op Kampina, ondanks de nog niet gestopte neergang over de laatste jaren. Nicolienne Peet verzorgde de mierendeterminaties.

Ook danken wij de leden van het OBN-Deskundigenteam Nat zandlandschap voor de begeleiding van het onderzoek.



Impressie van de vegetatie van natte heide met Klokjesgentiaan op Kampina zes jaar na chopperen (links) en na vier seizoenen drukkbezinning (rechts), beide met bekalking (blok KB). Impression of the vegetation of wet heathland with Gentiana pneumonanthe in Kampina, six years after choppering (lef) and after four seasons of intensive rotational grazing (right), both with additional liming (block KB).

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en probleemstelling

Vergrassing en verzuring zijn belangrijke bedreigingen voor het behoud van soortenrijke heidegemeenschappen (Wallis de Vries *et al.*, 2016a). Plaggen is een sleutelmaatregel in het heideherstel in het kader van de PAS. Grote nadelen ervan zijn dat het een dure maatregel is met (vaak) te ingrijpende effecten om op grotere schaal toe te passen. Wanneer effectieve, maar goedkopere en minder ingrijpende alternatieven voor plaggen ingezet kunnen worden, kan dat een belangrijke bijdrage aan de realisatie van natuurdoelstellingen voor heidegebieden betekenen. Dit onderzoek richt zich op de onderbouwing van de toepassing van alternatieven voor plaggen als herstelmaatregel op, in het bijzonder, natte en vochtige heide (H4010A).

Het heidelandschap is één van de meest kenmerkende landschappen voor de Nederlandse natuur. De variatie en soortenrijkdom van heidegebieden staat echter onder druk, tegelijkertijd is het traditionele landgebruik in heidegebieden vervangen door gericht natuurbeheer. Verzuring, vermesting en verdroging vormen belangrijke knelpunten voor herstel. In natte heide heeft dit dikwijls geleid tot dominantie van Pijpenstrootje en afname van andere kenmerkende heidesoorten. Plaggen met aanvullende bekalking biedt hiervoor een oplossing in de zin dat Pijpenstrootje wordt teruggedrongen ten gunste van Dophei en de verzuring teniet wordt gedaan. Kenmerkende heidesoorten keren echter vaak niet terug (De Graaf *et al.*, 2004; Jansen *et al.*, 2010). De belangrijkste negatieve effecten van plaggen voor herstel van biodiversiteit zijn (De Graaf *et al.*, 2004; Bijlsma *et al.*, 2009; Vogels *et al.*, 2011):

- Afvoer van een groot deel van de zaadvoorraad
- Afvoer van of schade aan aanwezige fauna
- Afvoer van organisch materiaal met effecten op bufferend vermogen, N/P-verhouding, en vochthuishouding
- Nivellering van microreliëf

Deze nadelen verminderen weliswaar bij een kleinschalige uitvoering, maar worden daarmee niet weggenomen. Bovendien was plaggen van oudsher maar één van de vele vormen van gebruik die op de heide werd toegepast.

Met de afname van de stikstofdepositie nemen de mogelijkheden toe om ook met minder rigoureuze maatregelen de natte heide te herstellen. Drukbegrazing en chopperen zijn mogelijke alternatieven voor plaggen geworden, en zijn mogelijk ook effectiever dan plaggen om boomopslag te voorkomen: de bodem wordt minder verstoord en biedt dus minder gunstige kiemingsomstandigheden voor bomen. De effecten van beide alternatieven zijn echter nog niet voldoende bekend.

Om die kennislacune te vullen is tussen 2011 en 2013 onderzoek uitgevoerd naar druibegrazing en chopperen als alternatieven voor plaggen in vochtige en natte heide (H4010A) (Wallis de Vries *et al.*, 2014). In dit experimentele onderzoek konden echter alleen de effecten op korte termijn (1-2 groeiseizoenen na uitvoering) worden vastgesteld. Echter, de reactie van het habitatype en de kenmerkende soorten op de genomen maatregelen vergt een beoordeling over een langere termijn dan de twee jaar die tot dusverre zijn geëvalueerd. Vaststelling van de effecten van de behandelingen op middellange termijn is daarom essentieel om de effectiviteit van deze alternatieven voor plaggen deugdelijk te kunnen beoordelen.

Het hier gepresenteerde onderzoek draagt in belangrijke mate bij tot het ontwikkelen van de herstelstrategieën binnen de Programmatistische Aanpak Stikstof (PAS) en is ook opgenomen in de OBN-Kennisagenda 2014-2018.

1.2 Onderzoeksvragen

Het onderzoek zal inzicht moeten bieden in de effecten op middellange termijn, c.q. na zes jaar, van chopperen, drubbegrazing en aanvullende bekalking als herstelmaatregelen voor vergraste vochtige en natte heide. Vanuit die doelstelling is de kernvraag waarop het onderzoek zich heeft gericht de volgende:

Leiden chopperen en drubbegrazing als alternatieven voor plaggen op natte heide tot een effectief herstel van abiotiek, vegetatie en fauna op middellange termijn?

Deelvragen van het onderzoek zijn:

- i. Blijft verzuring na drubbegrazing of chopperen nog een knelpunt voor de vegetatieontwikkeling en voor de voedselkwaliteit van de herbivore fauna?
- ii. Kan door middel van bekalking ook bij drubbegrazing en chopperen de verzuring worden teruggedraaid, zonder dat daarbij verruiging optreedt?
- iii. Keren kenmerkende planten, paddenstoelen en diersoorten terug?
- iv. Verschillen de effecten van chopperen, drubbegrazing en aanvullende bekalking tussen groepen met verschillende ecologische functies?

Als uitwerking van de centrale kennisvraag kwamen de volgende deelvragen naar voren:

Abiotische omstandigheden:

- Wordt met drubbegrazing of chopperen de beschikbaarheid van nutriënten (m.n. stikstof) voldoende verlaagd om natte heide te herstellen en gaat dit niet ten koste van de beschikbaarheid van fosfaat en mineralen?
- Blijft verzuring na drubbegrazing of chopperen nog een knelpunt voor de vegetatieontwikkeling en voor de voedselkwaliteit van de herbivore fauna?
- Kan door middel van bekalking ook bij drubbegrazing en chopperen de verzuring worden teruggedraaid, zonder dat daarbij versnelde mineralisatie van organisch materiaal gaat optreden?

Vegetatieontwikkeling:

- Keren kenmerkende plantensoorten van diverse heidetypen even succesvol terug na drubbegrazing of chopperen?
- Zorgen drubbegrazing en chopperen voor het terugdringen van boomopslag?
- Wordt er voldoende variatie in bodemstructuur en vegetatiestructuur gespaard (pollen) of gemaakt (trapgaten) om het herstel van veenmossen, blad- en levermossen en korstmossen te stimuleren?

Faunaherstel:

- Blijft het microreliëf door chopperen of drubbegrazing gespaard ten opzichte van plaggen?
- Ontwikkelt zich na chopperen of drubbegrazing een grotere variatie in vegetatiestructuur dan na plaggen?
- Verschillen de effecten van chopperen of drubbegrazing tussen groepen met verschillende ecologische functies (detritivoren, herbivoren, carnivoren)?
- Hebben kenmerkende diersoorten van de heide baat bij chopperen of drubbegrazing?
- Ontwikkelen zich als gevolg van het gevoerde beheer (plaggen, drubbegrazing, chopperen) verschillende diergemeenschappen als gevolg van verschillen in (a)biotische condities en zijn deze veranderingen te verklaren op basis van soorteigenschappen?

Het onderzoek is in de zomer van 2017 uitgevoerd, zes groeiseizoenen na uitvoering van plaggen, chopperen en bekalken (uitvoering in de winter van 2011-2012) en één

groeiseizoen na de laatste uitvoering van drukbegrazing, die plaatsvond gedurende vier jaar (2012, 2014, 2015 en 2016). Het veldwerk vond plaats in twee studiegebieden in Noord-Brabant: Kampina en Strabrechtse Heide.

1.3 Onderzoeksteam

Het project is uitgevoerd door een consortium van drie organisaties met onderzoekers die ook in het voorafgaande onderzoek reeds met elkaar samenwerkten. De taakverdeling tussen de betrokken organisaties was als volgt:

- De Vlinderstichting verzorgde de projectleiding, de uitvoering van onderzoek aan microreliëf, vegetatiestructuur en kenmerkende heidesoorten (vlinders, mieren, sprinkhanen en reptielen) en droeg zorg voor de integratie van kennis tussen de verschillende werkvelden.
- Stichting Bargerveen voerde het onderzoek uit aan functionele aspecten van de fauna met aandacht voor soortoverstijgende knelpuntenanalyses voor het natuurbeheer in een landschapsecologische context
- Onderzoekcentrum B-Ware was verantwoordelijk voor het onderzoek naar de biochemische gevolgen van de herstelmaatregelen en voerde tevens het onderzoek uit aan de ontwikkeling van de vegetatie inclusief de paddenstoelen.

1.4 Leeswijzer

In Hoofdstuk 2 worden de opzet en methoden van onderzoek uiteengezet voor het experimentele onderzoek. De resultaten worden gepresenteerd in hoofdstukken 3 t/m 7. Hierin wordt achtereenvolgens aandacht besteed aan de effecten van de maatregelen op bodemchemie, microreliëf en vegetatiestructuur, soortensamenstelling van de vegetatie, de soortensamenstelling van de fauna en de functionele aspecten van de respons van verschillende faunagroepen.

Het rapport wordt afgesloten met een synthese van de bevindingen voor de verschillende maatregelen in Hoofdstuk 8. Deze worden vertaald in aanbevelingen bij de afweging van de keuze tussen verschillende uitvoeringsmaatregelen in het terreinbeheer. Daarna volgen de literatuurlijst (Hoofdstuk 9) en de Bijlagen met een gegevensoverzicht van de chemische analyses en namenlijsten van de aangetroffen soorten.

2 Onderzoeksopzet en methode

2.1 Studiegebieden en onderzoeksopzet

Voor het verkrijgen van een goed inzicht in de werking van drukbegrazing en chopperen als alternatieven voor plaggen is experimenteel onderzoek opgezet met metingen vóór en na uitvoering, herhalingen over terreinen en proefvlakken en een vergelijking met andere beheermaatregelen, c.q. plaggen als veel gebruikte standaard, en niets doen als controle. Om een beter begrip te krijgen van de effecten van beheer in relatie tot herstelmaatregelen tegen verzuring en vermesting is bekalking als aparte behandeling meegenomen. In dit onderzoek zijn, volgend op het eerdere onderzoek naar de effecten op korte termijn (na twee groeiseizoenen; Wallis de Vries *et al.*, 2014), nu de effecten op middellange termijn onderzocht (na zes seizoenen).

Het experiment omvatte een vergelijking van 8 'behandelingen', namelijk 4 maatregelen – chopperen, drukbegrazing, plaggen, niets doen – met en zonder bekalking. Bekalking is toegepast in een dosering van 2 ton dologran (calciumcarbonaat met magnesiumcarbonaat en sporenelementen in korrelvorm) per hectare (Tabel 2.1).

Tabel 2.1. Totaal elementenconcentraties van de toegediende dologran voor de bekalking: monsteranalyse voor de Strabrechtse heide (in mmol/kg droge stof).

Total element concentrations of the applied dologran in the liming treatment as analysed for a sample from Strabrechtse heide (in mmol/kg dry weight).

Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	P	S	Si	Zn
12,2	4501,2	22,0	16,5	4276,0	3,8	35,4	511,2	17,3	1,0

Voor de uitvoering per behandeling is een schaal gekozen van ca. 20x20 m: klein genoeg om te kunnen herhalen binnen een terrein en groot genoeg om een respons voor de fauna te kunnen meten.

Het onderzoek vond plaats in twee terreinen in Noord-Brabant: Kampina (Natuurmonumenten) en Strabrechtse heide (Staatsbosbeheer) in Noord-Brabant. In het eerdere onderzoek werden ook twee locaties in Zuidoost-Friesland onderzocht (Blauwe Bos en Oosthoek), maar deze zijn om verschillende redenen niet opnieuw meegenomen. Ten eerste kon de drukbegrazing in die terreinen niet worden voortgezet, zodat deze behandeling niet vergelijkbaar meer was met die in de Brabantse terreinen, waar de drukbegrazing werd voortgezet. Ten tweede was het experiment in Friesland maar met één blok behandelingen per terrein uitgevoerd ten opzichte van drie blokken in Brabant. Ten derde was de keuze voor de Friese locaties mede ingegeven door de potentiële meerwaarde van een vergelijking tussen een regio met hoge stikstofdepositie (Noord-Brabant) en met een lagere depositie (Friesland). Echter, modelberekeningen van de lokale stikstofdepositie door het RIVM gaven aan dat de stikstofdepositie op de twee Friese locaties vanwege hun ligging in agrarisch gebied niet lager waren dan op de Brabantse locaties, zodat de meerwaarde van deze vergelijking verviel. Tenslotte ontbrak ook de financiering om het onderzoek in de Friese terreinen te herhalen.

2.2 Onderzoeklocaties en behandelingen

Alle onderzoeklocaties bestonden in de uitgangssituatie uit zwaar vergraste heide met Pijpenstrootje. Dophei was steeds aanwezig, maar de vochtcondities verschilden tussen locaties. Per terrein zijn de 8 'behandelingen' uitgevoerd met herhalingen in 3 blokken. In totaal betrof het dus 6 blokken met 8 behandelingen = 48 proefvlakken.

De experimenten zijn voorbereid in 2011: locatieselectie, uitzetten van proefvlakken en nulmeting. Tussen november 2011 en februari 2012 is het plaggen en chopperen uitgevoerd, plus de bekalking. In de zomer van 2012 is de drukbegrazing voor het eerst uitgevoerd en in 2013 werd de eerste effectmeting uitgevoerd, waarover door Wallis de Vries *et al.* (2014) is gerapporteerd. De drukbegrazing is vervolgens in de jaren 2014, 2015 en 2016 herhaald. In de overige proefvlakken vonden geen verder beheer plaats.

De locatie Kampina (Figuur 2.1 - boven) betreft natte heide langs de rand van het beekdalsysteem van de Dommel. Het oostelijke blok (KA) is het natst, het middelste blok (KB) ligt op een overgang van nat naar vochtig en het noordwestelijke blok (KC) is deels nog wat droger. Op Kampina bestaat het reguliere beheer uit extensieve jaarrond-begrazing met paarden en koeien, die ook toegang tot de proefvlakken hadden.

Ook op de locatie op de Strabrechtse heide (Figuur 2.1 - onder) zijn de blokken langs een vochtgradiënt gelegen: het zuidelijke blok (SA) is droog, het westelijke (SB) is vochtig en het noordoostelijke blok (SC) ligt in een slenk en is in tweeën gesplitst aan weerszijden van een ven. Het regulier beheer op de Strabrechtse Heide bestaat rond de proefvlakken uit gescheperde begrazing met een schaapskudde, maar sinds 2011 heeft de kudde de proefvlakken alleen incidenteel bezocht.

De behandelingen zijn toegekend volgens een 'randomized blocks' opzet van de behandelingen chopperen, drukbegrazing, plaggen en niets doen in twee aaneengesloten proefvlakken, met daarboven een toepassing van bekalking in één van de twee aaneengesloten proefvlakken (Figuur 2.1).

De uitvoering van de maatregelen is in blok KA van Kampina beperkt tot een schaal van 10x10 m om een kwetsbare populatie gentiaanblauwtjes te sparen. De bruikbaarheid van de proefvlakken bleef behouden, met twee aantekeningen. Ten eerste zijn de gegevens van de nulmeting van twee proefvlakken voor vier proefvlakken gebruikt. Ten tweede zijn de tellingen van vlinders, sprinkhanen en hagedissen naar een grotere oppervlakte geëxtrapoleerd. Voor de overige effecten (abiotiek, vegetatie, mieren en de soortgroepen uit pot- en emergentievallen die zijn onderzocht op functionele eigenschappen) had de verkleining van deze proefvlakken, voor zover kon worden beoordeeld, geen meetbare gevolgen.

Plaggen en chopperen zijn op gebruikelijke wijze uitgevoerd.

De drukbegrazing is in beide terreinen uitgevoerd door Kempische heideschape met het doel om 1000 graasdagen/ha te realiseren. Dit is in 2012 gebeurd door tweemaal een volle dag binnen een flexnet-raster te begrazen met 20 schape per proefvlak, de eerste keer rond half juni, de tweede keer eind juli-begin augustus. Bekalkte en niet-bekalkte proefvlakken werden gescheiden begraasd. In Kampina hebben de schape niet in de proefvlakken overnacht, op Strabrecht wel. De schape hadden ervoor ook op de heide gegraasd en hadden de voorgaande nacht gevestigd, zodat ze goed zouden grazen. Ze waren van tevoren niet ontwormd.

Door Wallis de Vries *et al.*, (2014) werd geconstateerd dat de drukbegrazing in 2012 nog weinig effect sorteerde. Daarom is in 2014, 2015 en 2016 de drukbegrazing uitgevoerd met een hogere intensiteit van 1500 graasdagen/ha/jaar, dus met 30 schape per proefvlak (7 in de kleinere proefvlakken in KA). Door extreme zomerneerslag en inundatie kon de drukbegrazing in SC in 2016 alleen in juni worden uitgevoerd.



Figuur 2.1: Ligging van de proefvlakken in 3 blokken per terrein in de Kampina (boven; km-hok 145/6-396) bij de Belverse Baan en op de Strabrechtse Heide (onder; km-hok 170-379); (X=controle, D=intensieve rotatie begrazing, C=chopperen, P=sod-cutting, zonder [-] of met [+] kalking). De luchtfoto is uit 2016. Lay-out of the experimental blocks in the study areas Kampina (above) and Strabrechtse Heide (below); (X=control, D=intensive rotational grazing, C=chopping, P=sod-cutting; without [-] or with [+] liming).



Figuur 2.2: Proefvlakken met emergentievallen zes jaar na plaggen op Kampina (boven; KA, bekalkt voor onbekalkt achter) en Stabrechtse heide (onder; SB, bekalkt voor, onbekalkt achter). Plots with emergence traps six years after sod-cutting in Kampina (above; KA, with liming in front, without liming in the back) and Strabrechtse heide (below; SB, with liming in front, without liming in the back).



Figuur 2.3: Proefvlakken zes jaar na chopperen op Kampina (boven; KA, bekalkt voor onbekalkt achter) en Stabrechtse heide (onder; SB, bekalkt voor, onbekalkt achter). Plots six years after choppering in Kampina (above; KA, with liming in front, without liming in the back) and Stabrechtse heide (below; SB, foreground with liming).



Figuur 2.4: Proefvlakken na vier seizoenen drukkbegrazing met schapen op Kampina (boven; KB, voorgrond bekalkt; rechts onbegraasd) en Stabrechtse heide (onder; SB, voorgrond bekalkt). Inzet toont lichte verruiging door *Agrostis capillaris* en *Rumex acetosa*. Plots after four years of intensive rotational sheep grazing in Kampina (above; KB, foreground with liming) and Strabrechtse heide (below; SB, foreground with liming). The inset shows some eutrophication by *Agrostis capillaris* and *Rumex acetosa*.

2.3 Veldwerk en gegevensverwerking

Op elk proefvlak werd in 2017, net als in 2011 en 2013 (tenzij anders vermeld), het volgende onderzocht:

- Bodemchemie – 1 mengmonster per vlak (zie §2.3.1)
 - Zoutextract: Bepaling zuurgraad, buffercapaciteit, beschikbaarheid ammonium, orthofosfaat, betrouwbare schatting basenverzadiging
 - Waterextract: bepalen directe beschikbaarheid ammonium, nitraat en orthofosfaat
 - Destructie bodem: bepaling van organische stof, N, P, Ca, Mg en K
 - Bepaling P-beschikbaarheid middels een Olsen-P bepaling
- Plantchemie (zie §2.3.2):
 - Destructie plantenmateriaal (Dophei) en bepaling N/P verhouding
- Vegetatie, structuur en microreliëf (zie §2.3.3):
 - vegetatieopname van hogere planten, mossen, korstmossen (in de zomer) en drie bezoeken voor de vruchtlichamen van paddenstoelen (macrofungi)
 - kwantitatieve bepaling van variatie in vegetatiestructuur, open plekken en microreliëf langs transecten (juli-augustus)
- Fauna – kenmerkende heidesoorten die reageren op kleinschalige veranderingen (zie §2.3.4):
 - Dagvlinders: 5 tellingen in de periode juni-augustus
 - Sprinkhanen en krekels: tegelijkertijd met vlindertellingen
 - Mieren: 1 bemonstering gedurende ca. 24 uur met buisjes vruchtenwijn op een niet al te zonnige zomerdag
 - Reptielen: c.q. Levendbarende hagedis, tegelijkertijd met vlindertellingen
- Fauna – functionele analyse (zie §2.3.5):
 - Herbivoren, carnivoren en herbivoren (loopkevers, spinnen) in potvallen en emergentievallen (vliegen en muggen)
 - Van loopkevers en spinnen is tevens een analyse uitgevoerd op basis van soortspecifieke informatie over vochtvoorkeur, dispersievermogen en habitatvoorkeur.

2.3.1 Analysemethode bodemchemie

Voor de bodembemonstering werd per proefvlak een mengmonster van vier steken genomen. De bodem werd daarbij bemonsterd op 0-10 cm diepte, waarbij eerst de laag met los strooisel verwijderd werd. De nulmeting werd in augustus/september 2011 uitgevoerd voor aanvang van de maatregelen en de eerste effectmeting, eind mei 2013, twee jaar na de uitvoering. De resultaten van deze bemonsteringen zijn in detail gerapporteerd in Wallis de Vries *et al.* (2014). Voor de effectmeting na zes jaar werden bodemmonsters en monsters van Gewone dophei genomen op 12 september 2017.

Na het verzamelen van de bodemmonsters werden de volgende bewerkingen uitgevoerd:

- Bepaling drooggewicht en gloeiverlies (organisch stofgehalte)
- Olsen-extractie: Olsen-P bepaling (hoeveelheid plant-beschikbaar fosfaat)
- Destructie: totaal-P, totaal-Ca, totaal-Mg, totaal-Fe, totaal-Mn, totaal-S, totaal-Si, totaal-Zn, totaal-Al (na ontsluiting met salpeterzuur)
- Zoutextractie met 0,2 M NaCl voor de bepaling van de pH-NaCl en de uitwisselbare hoeveelheid Ca, Al, Mg, K en NH₄
- totaalgehalten C en N met behulp van een CNS-analyser

Drooggewicht en organisch stofgehalte

Om het vochtgehalte van het verse bodemmateriaal te bepalen werd het vochtverlies berekend door bodemmateriaal per monster af te wegen in aluminium bakjes en gedurende 24 uur te drogen in een stoof bij 70 °C. Vervolgens werd het bakje met bodemmateriaal teruggewogen en werd het vochtverlies bepaald. De fractie organisch stof in de bodem werd

berekend door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd het bodemmateriaal per monster, na het drogen, gedurende 4 uur verast in een oven bij 550 °C. Na het uitgloeien van de monsters werd de fractie organisch materiaal berekend. Het gloeiverlies komt goed overeen met het gehalte aan organisch materiaal in de bodem.

Destructie

Door bodem of plantmateriaal te destrueren (ontsluiten) werd het mogelijk de totale concentratie van veel elementen in het materiaal te bepalen. Van het gemalen en gedroogde materiaal werd per monster nauwkeurig 200 mg afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het materiaal werd 4 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3 , 65%) en 1 ml waterstofperoxide (H_2O_2 30%) toegevoegd en de vaatjes werden geplaatst in een destructie-magnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestruëerd in gesloten teflonvaatjes. Na destructie werden de monsters overgegoten in 100 ml maatcilinders en aangevuld tot 100 ml door toevoeging van demiwater. Vervolgens werd het geheel overgeheveld in polyethyleenpotjes van 100 ml. De polyethyleenpotjes werden bewaard voor verdere analyse.

Olsenextractie

Het Olsen-extract werd uitgevoerd ter bepaling van de hoeveelheid plant-beschikbaar fosfaat. Hiertoe werd 3 gram droog bodemmateriaal met 60 ml Olsen-extract (0,5M NaHCO_3 bij pH 8,4) gedurende 30 minuten uitgeschud op een schudmachine bij 100 rpm. Het extract werd vervolgens geanalyseerd op de ICP.

Zout- en waterextractie

In de water- en zoutextracten werd eerst de pH van de bodem bepaald. Hiervoor werd 17,5 gram verse bodem met 50 ml zoutextract (0,2M NaCl) of 50 ml demiwater gedurende 2 uur geschud op een schudmachine bij 100 rpm. De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl_2 elektrode verbonden met een radiometer Titralab TIM 840. De extracten werden gefilterd met behulp van poreuze cups en het filtraat dat gemeten werd op de ICP werd aangezuurd en opgeslagen voor analyse. Vervolgens werd de hoeveelheid NO_3^- , PO_4^{3-} in het waterextract bepaald en werd de hoeveelheid NH_4^+ , NO_3^- in het zoutextract bepaald. In beide extracten werd ook de hoeveelheid P en kationen gemeten op de ICP en Autoanalyser.

C/N analyse

Om de totale hoeveelheid koolstof en stikstof in het plantmateriaal te bepalen werd een klein deel (3 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container geplaatst, waarna het in een CNS element analyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd verbrand en gemeten.

Analysemethoden

De analyse van totaal calcium, magnesium, ijzer, aluminium, zink, mangaan, fosfor en zwavel werd uitgevoerd met behulp van Inductief Gekoppeld Plasma - Optische Emissie Spectrometrie (ICP-OES; Techno Electron Cooperation). De hoeveelheid NH_4^+ , NO_3^- en PO_4^{3-} werd gemeten met Technicon autoanalyzers.

2.3.2 Plantbemonstering

Gewone dophei werd bemonsterd door de buitenste groene delen van takjes (nieuwe scheuten van het betreffende jaar= "current year's shoots") te knippen. Per monster werd een mengmonster van vijf takjes van verschillende exemplaren van Gewone dophei genomen. Het plantmateriaal werd gedroogd in een stoof op 70 °C, waarna het plantmateriaal werd fijn gemalen in een kogelmaler. Door middel van een salpeterzuurdestructie (zie boven) werden totale elementenconcentraties in het plantmateriaal bepaald en verder werd een C- en N-analyse uitgevoerd om de totale hoeveelheid koolstof en stikstof in het materiaal te bepalen. Hiervoor werd een klein deel (3 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container geplaatst, waarna het in een CNS

element analyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd verbrand en gemeten.

2.3.3 Vegetatie, structuur en microreliëf

De vegetatie-ontwikkeling is gevolgd door in de jaren 2011, 2013 en 2017 vegetatie-opnamen te maken. Hierbij is de fijnmazige schaal van Londo gebruikt, zodat wijzigingen in de bedekkingsgraad en abundantie goed konden worden gevolgd. De vegetatie-opnamen zijn gemaakt op 18 augustus 2011, 5 september 2013, 9 augustus 2017 (Kampina) en 4 augustus 2017 (Strabrecht). De buitenste meter van de 20x20 meter vlakken is niet meegenomen in de vegetatie-opname. Mossen zijn deels meegenomen voor microscopische controle. Korstmossen waren schaars en vaak in slecht ontwikkelde vorm aanwezig in de proefvlakken. Vaak zijn soorten op genus-niveau (*Cladonia*-soorten) genoteerd, omdat alleen thalli aanwezig waren.

De natte heide wordt in plantensociologisch opzicht gedefinieerd door het Dophei-verbond (*Ericion tetralicis*). Hierin inbegrepen zijn pioniergemeenschappen, permanent natte heiden met veel veenmos en in de zomer wat uitdrogende natte heide, en natte heide op lemige bodem. De gekozen proeflocaties vallen slechts deels binnen deze range. Heide op lemige bodem is niet bestudeerd. De proefvlakken op de Kampina vallen geheel binnen de plantensociologische range, met de kanttekening dat enkele delen van proefvlakken zodanig nat zijn dat er een overgang ontstaat naar vegetatiegemeenschappen van venoever. Echter, de proefvlakken op Strabrecht wijken hiervan af. De serie A, en in mindere mate de serie B, is aan de droge kant van natte heiden en betreft een overgangsvorm naar droge heide; de Associatie van Stekelbrem en Struikhei (*Genisto-Callunetum*). De serie C kent sterk wisselende waterstanden, waardoor hier van nature een nogal soortenarme variant van natte heide voorkomt.

Als referentie voor een goed ontwikkelde natte heide, wordt uitgegaan van de beschrijving van Schaminee *et al.* (1985). Hierin worden 57 kenmerkende soorten genoemd voor het Dophei-verbond, waarvan er 29 op de rode lijst staan. Soorten die duiden op vermessing of successie richting bos treden hierin slechts in zeer lage dichtheden op, alleen Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) heeft van nature een zeker aandeel in deze vegetatie, die hier gemakshalve op 10% is gesteld. De theoretisch perfecte natte heide krijgt in de onderstaande berekeningen een waarde van 100, die als volgt is opgebouwd:

$$\text{Verzadigingsindex} = (N \text{ kenmerkende soorten} + 2 \times N \text{ Rode Lijst-soorten}) / (57 + (2 \times 29)) \times (\text{totale bedekking} - \text{bedekking verstoringsindicatoren} / 2)$$

Hierbij wordt dus eerst aangegeven welk aandeel van het maximaal aantal kenmerkende (incl. Rode Lijst) soorten is waargenomen (maximum = 1) en deze waarde wordt vermenigvuldigd met het bedekkingspercentage, dat theoretisch kan halveren wanneer dit voor 100% uit verstoringsindicatoren bestaat.

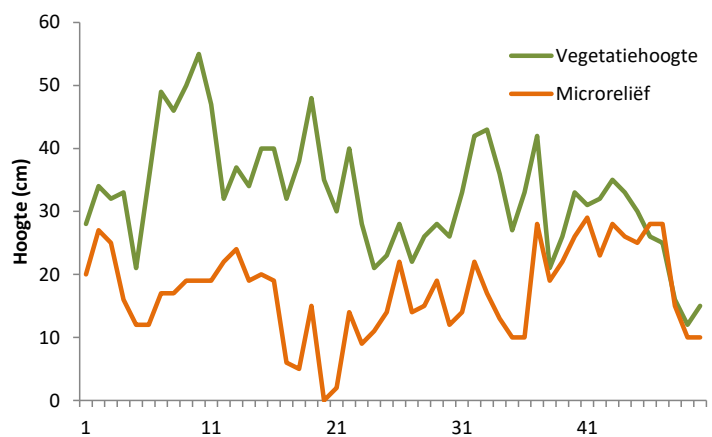
Hierbij wordt voor Pijpenstrootje alleen de bedekking boven de 10% meegenomen. In deze formulering kan een grote bedekking van storingsindicatoren de waarde maximaal met de helft verminderen. Dus een theoretische natte heide met daarin alle kenmerkende soorten, maar met bijna 100% bedekking Pijpenstrootje, scoort een waarde van 50. De Rode Lijst-soorten zijn hier met een extra gewicht van 3 meegeteld.

De vraag is echter niet in hoeverre een theoretisch perfecte natte heide wordt benaderd, maar in hoeverre het lokaal aanwezige type weer kan worden hersteld. Om deze vraag bij benadering te kunnen beantwoorden is het nodig om ook lokale referenties te maken van de vermoedelijk aanwezige typen. Dit is gedaan door voor elk van de 6 series met aangrenzende plots het totaal aantal waargenomen doelsoorten op te tellen, en vervolgens uit te gaan van een scenario waarin het aandeel verstoringsindicatoren nul is. Vervolgens is dezelfde berekening gemaakt van de verzadigingsindex.

Voor de opnamen van microreliëf en vegetatiestructuur is in het centrum van elk proefvlak diagonaal tussen de hoekpunten een transect gelegd van 5 m lengte waarlangs op elke dm



Figuur 2.5: Veldopstelling voor het opmeten van vegetatiehoogte en microreliëf na drukbegrazing in SA (boven). Voorbeeld van het verloop van vegetatiehoogte en microreliëf langs de 50 dm-punten van een transect in de controle van blok KA (rechts). Field set-up for measuring vegetation height and microtopography after intensive rotational grazing in SA (above). Example of variation in vegetation height and microtopography along 50 dm-points of a transect in a control plot of block KA (right).



het hoogteverschil is bepaald tussen bodemoppervlak of pol en een op 1,20 m gespannen horizontale lijn. De mate van aanwezig microreliëf is gekwantificeerd als het totale hoogteverschil van het bodem- of poloppervlak tussen de 50 opeenvolgende meetpunten van het transect.

Voor elk dm-punt is ook de dominante bedekkingsvorm genoteerd: plantensoort, strooisel of kale grond. De bedekking is als relatief aandeel per transect geanalyseerd.

Vegetatiehoogten zijn gemeten volgens de methode van Barkman. Op elk dm-punt is de hoogte genoteerd waarop een geperforeerde tempex-schijf met een doorsnede van 10 cm bleef rusten, wanneer deze langs een bamboestok op de vegetatie werd neergelaten.

Vegetatiehoogte en microreliëf volgen elkaar soms, maar zijn over het geheel niet met elkaar gecorreleerd (Figuur 2.5).

In tegenstelling tot de andere soortgroepen, zijn de paddenstoelen van 2011 tot en met 2017 elk jaar gevolgd, door 2x per jaar in de herfst de locaties te bezoeken. Soms is in de zomer een extra bezoek gebracht. Bij de veldbezoeken zijn per soort de waargenomen soorten genoteerd, aan de hand van de vruchtlichamen. De aantallen vruchtlichamen per proefvlak zijn als volgt berekend. Tijdens elk bezoek is voor elke soort het aantal vruchtlichamen genoteerd in 4 frequentieklassen: 1 = 1-9 vruchtlichamen, 2 = 10-99 vruchtlichamen, 3 = 100-999 vruchtlichamen en 4 ≥ 1000 vruchtlichamen. Alle genoteerde frequenties zijn bij elkaar opgeteld tot een jaartotaal per proefvlak.

Een paddenstoeleninventarisatie is zeer tijdrovend en zelden compleet. In deze monitoring is ervoor gekozen om de basidiomyceten zo compleet mogelijk in beeld te brengen, met uitzondering van korstzwammen en van kleine inktzwammen. Deze laatste groep is alleen microscopisch op naam te brengen, liefst binnen enkele uren na verzamelen. Van de

Ascomyceten zijn alleen de grondbewonende soorten systematisch meegenomen; soorten van mest en van dode bladeren zijn niet meegenomen. Ook niet meegenomen zijn houtzwammen op de schaars aanwezige takken en stammetjes. Tenslotte is een klein aantal van de waargenomen soorten niet op naam gebracht.

De paddenstoelen zijn op grond van levenswijze, substraat en ecologie in verschillende groepen ingedeeld. Hierbij is gebruik gemaakt van informatie uit Arnolds *et al.* (1995). Het voorkomen van een tweetal groepen is afhankelijk van het al of niet aanwezig zijn van mest, respectievelijk bomen:

- Mestpaddenstoelen groeien niet zo zeer op mest, maar vooral op in de mest aanwezige plantenresten. Ze zijn dan ook vooral aanwezig in natuurterreinen, waar grote grazers moeilijk verteerbare planten eten. Deze groep paddenstoelen zou als een vreemd element kunnen worden beschouwd op de heide, maar is dit juist niet. Vooral in dit soort voedselarme terreinen bevat de mest veel plantenresten en komt een diverse mestminnende paddenstoelenflora voor met veel zeldzame en bedreigde soorten. Er zijn in de proefvlakken 19 soorten gevonden, waarvan er 4 op de rode lijst staan.
- Ecto-mycorrhiza vormende bomen zijn afhankelijk van de aanwezigheid van bomen, in dit geval opslag van Grove den en berken. Op een enkele plek was een Zomereik aanwezig even buiten het proefvlak. Met name op de Strabrechtse heide is tijdens de monitoring ook boomopslag bestreden in de proefvlakken, waardoor bijbehorende mycorrhiza-paddenstoelen hier verdwenen. Er zijn in de proefvlakken 23 soorten gevonden, maar geen enkele rode lijst soort. Dat laatste is opmerkelijk, omdat de strooiselarme en voedselarme bodem gunstig is voor bijzondere soorten. Echter, bij de doorgaans jonge boomopslag zijn vooral algemene soorten aanwezig.

In de oudere heide ontwikkelt zich geleidelijk een humuslaag. Deze humuslaag lijkt op die in voedselarme, zure bossen en de mycoflora vertoont veel overeenkomsten. Het gaat onder meer om trechterzwammen, schijnridders, stuifzwammen en Valse hanekam (*Hygrophoropsis aurantiaca*). Onder de 12 waargenomen soorten bevinden zich geen Rode Lijst-soorten.

De kenmerkende soorten voor vochtige heide hebben een zeer diverse ecologie, naast veel strooisel- en humusafbrekers zijn er o.a. pioniers van kale bodem, een veenmosparasiet en afbrekers van blad van Pijpenstro en Veenpluis. Maar van veel soorten is de exacte levenswijze onbekend. Slechts enkele soorten komen bij voorkeur op iets minder zure plekken voor. Vooral de satijnzwammen, zwavelkoppen en mycena's zijn goed vertegenwoordigd. Van de 32 waargenomen soorten staan er maar liefst 12 op de Rode Lijst. Door de bekalking zijn er diverse groepen paddenstoelen opgedoken die normaal niet of weinig op de heide voorkomen. Er is een groep soorten die normaal vooral in niet te voedselrijke graslanden voorkomt. Deze leven van de afbraak van humus of gras, of leven samen met mossen. Van de 12 soorten staat er één op de Rode Lijst. Daarnaast is er een groep soorten die strooisel afbreken in een doorgaans goed gebufferde omgeving, met name enkele bekerzwammen, wimperzwammen en mycena's. Van de 12 waargenomen soorten staan er 2 op de Rode Lijst.

Tenslotte was er een verrassend grote groep soorten die vooral in heischrale, natte of droge graslanden voorkomen, waaronder satijnzwammen, clavarioïde soorten (koraaltjes) en aardtongen. Van de 18 waargenomen soorten staan er maar liefst 11 op de Rode Lijst.

2.3.4 Bemonstering kenmerkende heidefauna

Onder kenmerkende heidefauna worden in dit rapport die soorten verstaan die zich succesvol kunnen voortplanten in heidevegetatie, waarbij opslag van braam en struiken is inbegrepen. Het betreft dus niet alleen de 'kensoorten' van de heide (in vegetatiekundige zin), maar ook de constante en begeleidende soorten met een bredere ecologische amplitudo. Met deze interpretatie wordt voorkomen dat een soort zoals de Bossteekmier (*Myrmica ruginodis*) buiten beschouwing blijft omdat hij ook in bossen voorkomt, terwijl deze soort wel een

belangrijk onderdeel van de heidefauna vormt. Soorten als de dagvlinder *Atalanta* (*Vanessa atalanta*) zijn wel buiten de analyse gelaten omdat deze zich met Grote brandnetel (*Urtica dioica*) als waardplant normaal gesproken niet op de heide kan voortplanten.

De selectie heeft zich beperkt tot soortgroepen die voor een belangrijk deel van hun levenscyclus een betrekkelijk kleine ruimtelijke schaal benutten, zodat verwacht mag worden dat ze sterk reageren op de kleinschalige veranderingen als gevolg van de beheermaatregelen die hier zijn onderzocht. Daarnaast betreft het groepen die in het natuurbeheer een belangrijke rol als kwaliteitsindicatoren fungeren. De onderzochte soortgroepen zijn: dagvlinders, sprinkhanen en krekels, mieren en reptielen. Mieren zijn in dat verband een minder goed onderzochte groep, maar hun ecologie en indicatorfunctie voor habitatkwaliteit raken steeds beter onderbouwd (Maes *et al.*, 2003; Seifert, 2007; Van Noordwijk *et al.* 2012). Bij looplevvers en spinnen zijn uiteraard ook kenmerkende soorten voor de heide te onderscheiden, maar voor deze soortenrijke groepen heeft de analyse zich meer op het niveau van de soortengemeenschap dan op die van afzonderlijke soorten toegespitst (§ 2.3.5).

Het veldwerk vond alleen bij goede weersomstandigheden plaats (temperatuur >17 graden, windkracht <5 Beaufort). Dagvlinders zijn geteld in de maanden mei-augustus, met vijf bezoeken in 2017 (17/22 mei, 14/19 juni, 7 juli, 17 juli, 14 augustus; in mei en juni werden de twee terreinen op een verschillende dag bezocht). Er werd een vaste zoektijd van 4 minuten per proefvlak gehanteerd, waarbij alle individuen werden geteld. Daarnaast werden in augustus ook eitellingen van Gentiaanblauwtjes (*Phengaris alcon*) verricht en werden de aantallen bloeistengels van de waardplant, Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) geteld. Daarbij konden voor aanvullende tellingen uit de periode 2010-2017 ook de vlakdekkende tellingen worden benut van Bert en Riet van Rijsewijk. Sprinkhanen en krekels werden met name tijdens de telronden in juli-augustus geteld; doorntjes en Veldkrekels werden ook eerder geteld. Dat betrof zingende mannetjes, aangevuld met sleepnetvangsten voor m.n. doorntjes waarbij alleen de volwassen individuen zijn genoteerd. Reptielen werden tegelijk met de vlindertellingen geteld.

De mieren werden in augustus bemonsterd door buisjes met vruchtenwijn in te graven en deze 24 uur later op te halen (Noordijk & Boer, 2007). De mieren zijn voor nadere determinatie verzameld in buisjes met alcohol. De resultaten zijn voor elke soort geanalyseerd als aantallen buisjes/schaaltjes per proefvlak waarin de soort werd aangetroffen. Het verschil in methode tussen nul- en effectmeting levert voor de analyse een systematische fout op, maar omdat deze voor alle proefvlakken dezelfde is, is dit niet storend voor de effectbepaling. De resultaten zijn voor de mierensoorten geanalyseerd als aantallen schaaltes of buisjes waarin een soort werd aangetroffen.

Voor het Heideblauwtje werden tussen 17 mei en 14 juni door WUR-studente Magdalena Kulisch aanvullende gegevens verzameld over de vindplaatsen van de rupsen. Deze werden in alle plots van Kampina gezocht door langs een transect tien proefvlakjes van 25x25 cm af te zoeken op rupsen gedurende twee minuten per proefvlakje; de onderlinge afstand tussen opeenvolgende proefvlakjes bedroeg ca. 2,5 m. Elk proefvlak werd in de onderzoeksperiode in principe zes keer afgezocht; dit was echter vooral in de geplagde proefvlakken van KB en deels van KA niet mogelijk omdat deze onder water stonden.

Recent is vastgesteld dat in het natte zandlandschap pionierssoorten vaker profiteren van herstelmaatregelen dan soorten die afhankelijk zijn van latere successiestadia (Van Duinen *et al.*, 2014). Alle soorten zijn daarom ingedeeld naar hun afhankelijkheid van jonge dan wel oudere stadia van de heidesuccessie (Tabel 6.1), zodat bij de analyse verschillen in respons van de soortenrijkdom op de maatregelen tussen deze twee groepen konden worden getoetst. Voor de toedeling is gebruik gemaakt van diverse literatuurbronnen (Bos *et al.*, 2006; Kleukers *et al.*, 1997; Seifert, 2007; Van Noordwijk *et al.* 2012; Wallis de Vries *et al.*, 2013).



Figuur 2.6: Emergentieval in het veld. Uitgeslopen fauna, met name Tweevleugeligen, wordt opgevangen in de vangpot, gevuld met 4% formaldehyde oplossing die bovenop de val geplaatst is. *Emergence traps for local arthropod fauna, especially Dipterans.*

2.3.5 Bemonstering fauna voor functionele analyse

Elk van de plots is vanaf het voorjaar van 2017, net als in 2011 en 2013, bemonsterd op tweevleugeligen (Diptera), loopkevers en bodemactieve spinnen.

Diptera werden door middel van emergentievallen bemonsterd (Figuur 2.6); bemonstering in het huidige monitoringsjaar vond plaats in de perioden 01-06 t/m 20-06; 12-07 t/m 02-08 en 21-08 t/m 15-09-2017. Deze vallen bestaan uit een kegelvormig metalen frame en zijn bekleed met donker materiaal. Boven in de val is een opening met daarop een vangbeker geplaatst. De vangbeker is van transparant materiaal, waardoor de enige lichtbron binnenin de kegel vanuit deze richting komt. Alle fauna die zich in het vangoppervlak van de kegelval bevindt of gedurende de vangperiode uitsluit wordt door deze lichtbron naar de vangbeker aangetrokken en valt vervolgens in de vangbeker. De vangbeker is gevuld met een 4% formaldehyde oplossing om de monsters te conserveren. Bij iedere verversingsronde zijn de kegelvallen verplaatst om effecten van uitdroging op de vangsten beperkt te houden. Aangezien deze vangmethode zeer hoge aantallen individuen bemonstert (>40.000 individuen) is een volledige uitwerking van alle vangsten niet nodig. Om een goed beeld te krijgen van de dichtheden van tweevleugeligen zijn alleen de oneven monsterrondes uitgewerkt. Uit deze monsters zijn met behulp van een stereomicroscop alle tweevleugeligen (Diptera) uitgesorteerd en tot op familieniveau gedetermineerd. Loopkevers en spinnen werden door middel van potvallen bemonsterd. Bemonstering met behulp van potvallen is semi-kwantitatief. De hoeveelheid gevangen individuen is zowel afhankelijk van de dichtheid aan individuen als de activiteit van deze individuen tijdens de bemonsteringsperiode op de vangstlocatie. Voor loopkevers is bekend dat er een goede relatie bestaat tussen dichtheid en gemeten activiteit, wanneer andere factoren gelijk blijven (Baars, 1979). Wanneer er tussen vangstlocaties verschillen bestaan in vegetatiestructuur, of wanneer de individuen een hoge activiteit vertonen, neemt de vangkans per individu toe en zullen er meer individuen in een potval terecht komen. Een hoge vegetatieweerstand leidt tot een verlaging van de vangkans doordat deze de mobiliteit van soorten afremt (Melbourne, 1999). Hierdoor zijn absolute aantallen bemonsterde individuen niet altijd één op één bruikbaar om uitspraken te kunnen doen over dichtheden van soorten. De reden voor een hoge of lage activiteit kan bovendien verschillen. Tijdens de voortplantingsperiode is de activiteit vaak hoger. Relatieve voedselschaarste kan paradoxaal genoeg ook leiden tot een

hogere activiteit, een individu moet langer moet zoeken naar voedselbronnen en zal daardoor gemiddeld een grotere afstand afleggen (Ford, 1978, Persons & Uetz, 1996, Fournier & Loreau, 2002). Potvallen zijn daarom vooral geschikt voor het vaststellen van de hoeveelheid soorten die op een locatie aanwezig zijn. Potval bemonstering vond in het huidige bemonsteringsjaar plaats in de perioden 18-04 t/m 06-10-2017. Loopkevers werden voor de gehele vangperiode tot soortniveau gedetermineerd. Spinnen werden enkel in de periode 18-04 t/m 01-06-2011/13/17 tot op soortniveau gedetermineerd.

De aangetroffen Diptera families werden toegewezen aan een trofische groep volgens Beuk (2002). Van alle in het onderzoek aangetroffen soorten loopkevers werden soortspecifieke eigenschappen ingedeeld volgens Turin (2000).

Toewijzing van soorteigenschappen van spinnen werd gebaseerd op Schaefer (1976). Deze zijn ingedeeld op basis van de periode in het jaar waarop soorten adult/reproductief zijn. De groepen zijn:

- Eurychrone soorten en/of bi-multivoltiene soorten
Deze soorten kennen geen synchronisatie in voortplanting; adulten en juvenielen komen jaarrond voor. Sommige soorten kennen meerdere generaties per jaar, anderen hebben een continue, graduele generatiewisseling, waarvan de individuen een langere ontwikkelingsduur kennen.
- Diplochrone soorten
Deze soorten overwinteren als adult en/of voorlaatste nymfenstadium. Eieren worden in het voorjaar geproduceerd, maar paring kan al in het najaar plaatsvinden. Nymfen ontwikkelen zich in de zomerperiode, maar overwinteren vaak als halfwas nymfe. Deze nymfen worden adult in het daaropvolgende seizoen (meestal in de zomer/najaar) en paren pas in het najaar. Deze individuen overwinteren een tweede jaar als adult en planten zich voort in het voorjaar. Waarschijnlijk zijn de grote soorten van dit type meerjarig diplochroon (en kennen dus nymfe overwintering) en kleinere soorten eenjarig diplochroon (de gehele nymfenontwikkeling wordt in de zomerperiode doorlopen).
- Stenochrone soorten met voorjaarsreproductie
Deze soorten overwinteren als halfwasnymfe, en wisselen van generatie in het voorjaar en/of zomer. De meeste soorten behoren tot deze groep.
- Stenochrone soorten met najaarsreproductie
Deze soorten reproduceren in het najaar. Soorten behorende bij deze groep kunnen een meerjarige ontwikkelingscyclus of langlevende adulten hebben.
- Stenochrone soorten met winterreproductie
Deze soorten zijn adult in de winterperiode (najaar tot voorjaar). Paring vindt plaats in de winter, en eieren worden geproduceerd en afgezet in de winter en het vroege voorjaar. Nymfen ontwikkelen zich in de zomerperiode.

Daarnaast zijn de spinnen de onderverdeeld op basis van de in Maelfait *et al.* (1998) voorgestelde habitatkarakteristieken. Alleen soorten die zij in deze publicatie op de Rode Lijst van Vlaanderen hebben geplaatst, zijn door de auteurs ingedeeld naar hun optimale habitat. De soorten die niet op de Rode Lijst zijn geplaatst omvat zeker niet allen eurytope soorten, dus dit overzicht is niet volledig. Op basis van de habitatkarakterisering van Maelfait *et al.* (1998) zijn de spinnen ook onderverdeeld op basis van vochtvoorkeur.

2.4 Statistische analyse

Alle gegevens zijn op proefvlaksschaal geanalyseerd. De afzonderlijke blokken met alle 8 behandelingen werden daarbij beschouwd als random factor. Voorts werden waar mogelijk de volgende effecten opgenomen: Vegetatiebehandeling (Chopperen [C], Drukbegrazing [D], Plaggen [P] en Controle [X]), Bekalking (wel [+] of niet [-] bekalkt) en daarnaast de vergelijking van effect- ten opzichte van nulmeting (2011), op korte termijn (2013) en middellange termijn (2017). Ook zijn mogelijke interacties tussen Vegetatiebehandeling en

Bekalking onderzocht, omdat het effect van bekalking kan verschillen tussen plaggen, chopperen en drukbegrazing. De gegevens van de effectmeting op korte termijn (2013) zijn reeds door Wallis de Vries *et al.* (2014) behandeld en daarom niet overal even uitvoerig besproken, tenzij dit relevant was om de tussentijdse ontwikkeling nader te belichten.

2.4.1 Statistische analyse bodem- en plantchemie en vegetatie

Om analyseresultaten beter te laten voldoen aan voorwaarden voor een normale verdeling, zijn concentraties $\ln(x+1)$, percentages (zoals organische-stofpercentage) $\arcsin(\sqrt{x/100})$ en verhoudingen $\sqrt{x}$ getransformeerd. De pH-gegevens zijn niet getransformeerd.

Met een eenweg-ANOVA (SPSS 24) werden de effecten van drukbegrazing, plaggen en chopperen vergeleken. Daarnaast werden op dezelfde wijze de effecten van de toediening van kalk getoetst. De interactie-effecten van de combinaties van de behandelingen met en zonder kalktoediening werden met een univariate GLM getoetst. De toetsen zijn per meetjaar uitgevoerd. Verschillen tussen behandelingen werden bepaald met een Tukey-post hoc test. Eerst is voor relevante bodemparameters gekeken of er in de nulsituatie, voorafgaand aan de maatregelen, al -per toeval- significante verschillen tussen de plots waarin de verschillende behandelingen uitgevoerd zouden worden, aanwezig waren. De pH-NaCl bleek bij aanvang iets hoger te zijn in plots die in de toekomst drukbegrast zouden worden (pH 3,5) dan in de plots die in de toekomst gehopperd zouden worden (pH 3,3). De pH van deze plots week echter niet significant af van de controle en omdat deze verschillen na uitvoer van de maatregel niet meer aanwezig waren, is dit verschil verder genegeerd. Voor de analyse van het plantenmateriaal van Gewone dophei kon deze analyse van de beginsituatie niet uitgevoerd worden, omdat in de eerdere fase van het onderzoek in de nulsituatie geen monsters genomen waren. De effecten van de maatregelen die in deze rapportage besproken worden, betreffen de middellange-termijneffecten van de maatregelen, zes jaar na uitvoer ervan, tenzij anders aangegeven. Voor de vegetatie en mycoflora is de statistische analyse op vergelijkbare wijze uitgevoerd als voor bodem- en plantchemie.

2.4.2 Statistische analyse fauna

Data-analyse is uitgevoerd met het statistisch softwarepakket R (R Core Team, 2017), met behulp van de packages *vegan* (Oksanen *et al.*, 2017) voor ordinatie en *lme4* (Bates *et al.*, 2017) voor statistische toetsen. Effecten van experimentele behandelingen zijn getoetst door middel van een poisson of, in geval van significante overdispersie, negative binomial GLMM met blok als random factor. Ieder initeel model bestond uit zowel de enkele effecten van maatregelen en bekalking, als de interactie tussen maatregel en bekalking. Dit model werd tenslotte door middel van modelsimplificatie gereduceerd tot het minimale adequate beschrijvende model.

In eerste instantie is verkend of de gegevens uit verschillende jaren, met name 2017 vs. 2011, in één analyse konden worden meegenomen. De effecten van bekalking en vegetatiebehandeling blijken dan uit de interacties met de factor Jaar. Voor de soortenrijkdom van pioniersoorten en soorten van oudere heidestadia bleek dit mogelijk, evenals voor soorten die in de verschillende blokken goed vertegenwoordigd waren. Deze opzet bleek echter niet mogelijk wanneer de verschillen tussen de jaren groter waren dan tussen de behandelingen.

Er bleken grote verschillen tussen de onderzoeksjaren te bestaan in totale dichtheden en activiteiten van de onderzochte soortgroepen. Daarom is bij de analyse van *Diptera*, loopkevers, spinnen en sommige soorten van de heidefauna gekozen om de gegevensanalyse voor elk jaar afzonderlijk uit te voeren. Hierbij kan geen significant verschil in 2011 (vóór uitvoering van de maatregelen) worden geïnterpreteerd als een goede nulsituatie voorafgaand aan de maatregelen. Bij optreden van significante effecten in dit jaar wordt hier bij de interpretatie van de effecten in de vervolgjaren rekening gehouden. Significante effecten in de jaren 2013 en 2017 kunnen worden vervolgens worden geïnterpreteerd als behandelingseffect.

Behandelingseffecten op loopkevers zijn eerst geanalyseerd op basis van verschillen in gemeenschapsofbouw, door middel van non-parametrische ordinatie (NMDS). Voor de soorteigenschappen zijn ordinatiediagrammen geplot en gebruikt om inzicht te krijgen welke eigenschappen sterk positief of negatief verband hielden met de onderzochte maatregelen. Vervolgens werden de effecten van de experimentele behandelingen op de gemiddelde activity-density en soortenrijkdom getoetst op significantie. Dit is zowel voor het totaal aantal loopkevers, als voor groepen loopkevers met dezelfde soorteigenschap uitgevoerd. Voor spinnen werd eenzelfde analysemethode gevolgd.

3 Bodemchemie en plantkwaliteit

3.1 Algemeen

Het experiment is uitgevoerd op (erg) vochtige (Kampina) tot iets drogere (Strabrechtse Heide) bodems, die zonder maatregelen een pH-NaCl tussen 3,4 en 3,7 hadden. Hiermee viel de pH binnen de grenswaarden voor de Associatie van Gewone dophei en de Associatie van Moeraswolfsklauw en Snavelbies, hoewel de pH aan de lage kant lag. Voor de ontwikkeling van de orchideeënrijke subassociatie van de Associatie van Gewone dophei was de pH te laag. Het organische stofpercentage van deze onbehandelde bodems varieerde tussen ongeveer 5 en 20%. De bodem had hier voor een gunstige ontwikkeling van vochtige heide een wat te hoge ammoniumbeschikbaarheid (gemiddeld 260 $\mu\text{mol NH}_4\text{-NaCl / l}$ bodem). Ook de P-beschikbaarheid was met gemiddeld 360 $\mu\text{mol Olsen-P / l}$ bodem aan de hoge kant, zeker voor de ontwikkeling van de voedselarmere Associatie van Moeraswolfsklauw en Snavelbies. De relatief voedselrijke, iets zure situatie werd weerspiegeld door de sterke dominantie van Pijpenstrootje (§ 5.1). De situatie waarin de 'heide' verkeerde gaven duidelijk aanleiding voor het nemen van herstelmaatregelen, waarvan de effecten hier uitgesplitst zijn in de effecten van drubbegrazing, chopperen en plaggen en daarnaast de effecten van bekalking op het herstel van de buffering en nutriëntenstatus van de bodem en op de chemische samenstelling van Gewone dophei. De effecten op de korte termijn (Wallis de Vries *et al.*, 2014) en op de middellange termijn zijn samengevat in Tabellen 3.1 en 3.2. In paragrafen 3.2, 3.3 en 3.4 worden de effecten die op middellange termijn zijn gevonden, verder toegelicht.

Tabel 3.1: *Significante effecten van de maatregelen, de bekalking en interacties hiertussen op de bodemchemie ten opzichte van de controle twee jaar en zes jaar na uitvoering van de maatregel. + = genoemde maatregel had een significant ($p \leq 0,05$) verhogend effect op de parameter, ++ = genoemde maatregel had een significant ($p \leq 0,05$) sterk verhogend effect op de parameter, - = genoemde maatregel had een significant ($p \leq 0,05$) verlagend effect op de parameter, -- = genoemde maatregel had een significant ($p \leq 0,05$) sterk verlagend effect op de parameter. Significant effects of the measures, liming and their interactions on soil chemistry relative to the control two and six years after application. + = significant ($p \leq 0,05$) increasing effect, ++ = significant ($p \leq 0,05$) and strong increasing effect, - = significant ($p \leq 0,05$) decreasing effect, -- = significant ($p \leq 0,05$) and strong decreasing effect.*

	Effecten Maatregel		Effecten Bekalking		Interactie-effecten	
	na 2 jaar	na 6 jaar	na 2 jaar	na 6 jaar	na 2 jaar	na 6 jaar
Org. stof	--plaggen (en -chopperen)	-- plaggen (en chopperen)				
Olsen-P	- plaggen					
P _{tot}						
P-NaCl		- plaggen				
N _{tot}	-- plaggen					
NO ₃ -NaCl						
NH ₄ -NaCl		- plaggen en chopperen				
C _{tot}	-- plaggen	-- plaggen				
C/N	- plaggen					
pH-NaCl	+ plaggen			++		

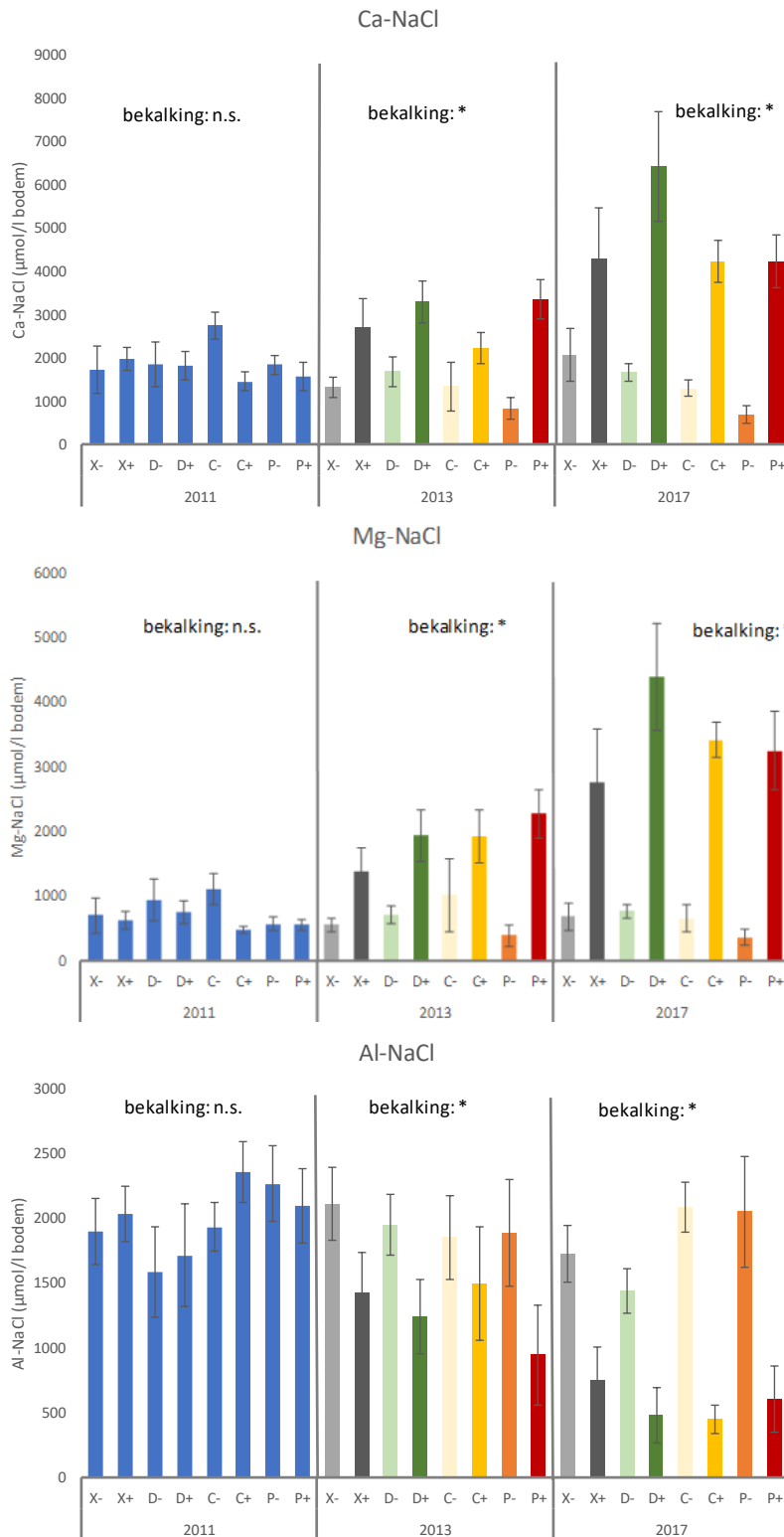
	Effecten Maatregel		Effecten Bekalking		Interactie-effecten	
	na 2 jaar	na 6 jaar	na 2 jaar	na 6 jaar	na 2 jaar	na 6 jaar
Al-NaCl			-	-		
Ca-NaCl			+	++		
Al/Ca			-	--		+ plaggen zonder kalk
K-NaCl		- plaggen en chopperen				
Mg-NaCl			+	++		
Zn-NaCl	- plaggen	- plaggen		-		

Tabel 3.2: Significante effecten van de maatregelen, de bekalking en interacties hiertussen op de chemische samenstelling van Gewone dophei ten opzichte van de controle twee jaar en zes jaar na uitvoering van de maatregel. + = significant ($p \leq 0,05$) verhogend effect, ++ = significant ($p \leq 0,05$) sterk verhogend effect, - = significant ($p \leq 0,05$) verlagend effect, -- = significant ($p \leq 0,05$) sterk verlagend effect. Significant effects of the measures, the liming and their interactions on chemical composition of Erica tetralix relative to the control two and six years after application. + = significant ($p \leq 0,05$) increasing effect, ++ = significant ($p \leq 0,05$) and strong increasing effect, - = significant ($p \leq 0,05$) decreasing effect, -- = significant ($p \leq 0,05$) and strong decreasing effect.

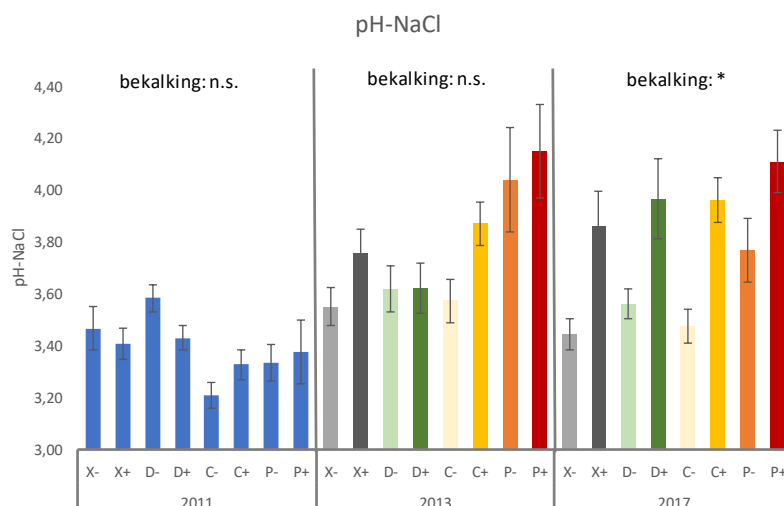
	effecten behandeling		effecten bekalking		interactie-effecten	
	na 2 jaar	na 6 jaar	na 2 jaar	na 6 jaar	na 2 jaar	na 6 jaar
Al	+ plaggen en chopperen	+ plaggen en chopperen				
Ca		+ plaggen en chopperen				
Fe						
K						
Mg			+	+		
Mn						
P		+ drukkbe grazing				
Zn				-		
C	- plaggen					
N		- plaggen				
C/N		+ plaggen				
C/P		- drukkbe grazing				
N/P				-		
N/K						
P/K			+	+		

3.2 Buffering van de bodem

De bekalking leidde tot hogere concentraties totaal-calcium en totaal-magnesium in de bodem. Hierdoor namen ook de concentraties uitwisselbaar calcium toe van 1400 (controle) tot 4800 $\mu\text{mol/l}$ bodem en uitwisselbaar magnesium van 600 naar 3500 $\mu\text{mol/l}$ bodem, en de concentratie uitwisselbaar aluminium af van 1800 naar 600 $\mu\text{mol/l}$ bodem (Figuur 3.1). De pH-NaCl nam met bekalken toe van 3,6 naar 4,0. De effecten van bekalken waren in de meting na zes jaar veel groter dan in de effectmeting twee jaar na opbrengen van de kalk (Figuur 3.2).

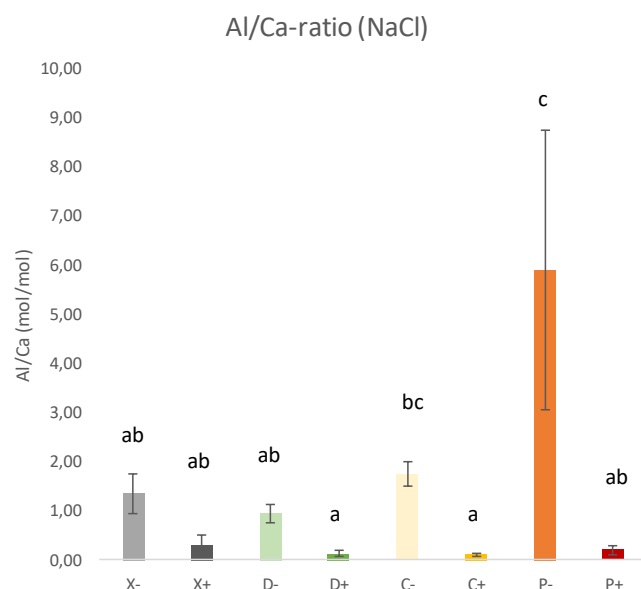


Figuur 3.1: Concentraties uitwisselbaar calcium (boven), magnesium (midden) en aluminium (onder) tijdens de 0-meting (2011), de eerste effectmeting (2013) en de tweede effectmeting (2017). X = controle, D = drukkbegrazing, C = chopperen en P = plaggen, - = zonder bekalking, + = met bekalking. Foutbalken geven de standaardfout weer. * geeft een significant effect van bekalking aan. Concentrations exchangeable calcium (top), magnesium (centre) and aluminium (bottom) during the 0-measurement (2011), the first effect measurement (2013) and the second effect measurement (2017). X = control, D = intensive rotational grazing, C = choppering, P = sod cutting, - = without liming, + = with liming. Error bars indicate S.E.M. * indicates a significant effect of liming.



Figuur 3.2: pH-NaCl tijdens de 0-meting (2011), de eerste effectmeting (2013) en de tweede effectmeting (2017). X = controle, D = drukkbe grazing, C = chopperen en P = plaggen, - = zonder bekalking, + = met bekalking. Foutbalken geven de standaardfout weer. * geeft een significant effect van bekalking aan. pH-NaCl during the 0-measurement (2011), the first effect measurement (2013) and the second effect measurement (2017). X = control, D = intensive rotational grazing, C = choppering, P = sod cutting, - = without liming, + = with liming. Error bars indicate S.E.M. * indicates a significant effect of liming.

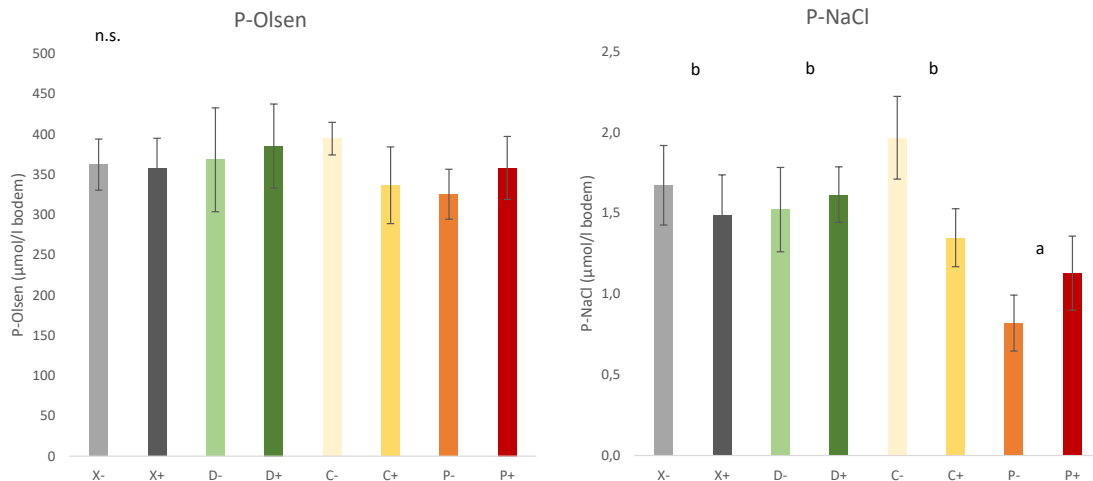
Een interactie-effect tussen behandeling en bekalking – waarbij de effecten van bekalking bij de verschillende behandelingen anders zijn – werd alleen gevonden voor de verhouding tussen uitwisselbaar aluminium en uitwisselbaar calcium. Deze ratio was hoger in de geplagde behandeling zonder bekalken dan in de controlebehandelingen (Figuur 3.3). De ratio lag hiermee boven de 2 (mol/mol), wat aangeeft dat er toxische effecten van aluminium te verwachten zouden kunnen zijn. Ook de Al/Ca-verhouding van de overige onbekalkte behandelingen was met een verhouding tussen 1 en 2 nog vrij hoog; in de bekalkte plots lag deze verhouding beneden 1, wat aangeeft dat er geen toxische effecten van aluminium waren.



Figuur 3.3: Al/Ca-ratio in de bodem na zes jaar. X = controle, D = drukkbe grazing, C = chopperen en P = plaggen, - = zonder bekalking, + = met bekalking. Letters geven de significante verschillen tussen behandelingen aan, (Tukey-post hoc, p = 0,05). Al/Ca ratio in the top soil after six years. X = control, D = intensive rotational grazing, C = choppering, P = sod cutting, - = without liming, + = with liming. Error bars indicate S.E.M. Letters indicate significant differences between measures.

3.3 Fosfaat in de bodem

De concentratie totaal-fosfor (2,2 mmol P/l bodem) en fosfaatbeschikbaarheid (360 $\mu\text{mol/l}$ bodem) werden niet beïnvloed door de maatregelen (Bijlage 1). Dit was anders dan in de effectmeting na twee jaar, toen er wel de Olsen-P-concentratie (plant-beschikbaar P) in de behandeling met plaggen wel ongeveer 25% lager was dan in de controle (tabel 1). Alleen de concentratie labiel gebonden P (P-NaCl) was na zes jaar iets lager in de geplagde plots dan in de controle (1,0 versus 1,6 $\mu\text{mol/l}$ bodem) (Figuur 3.4).

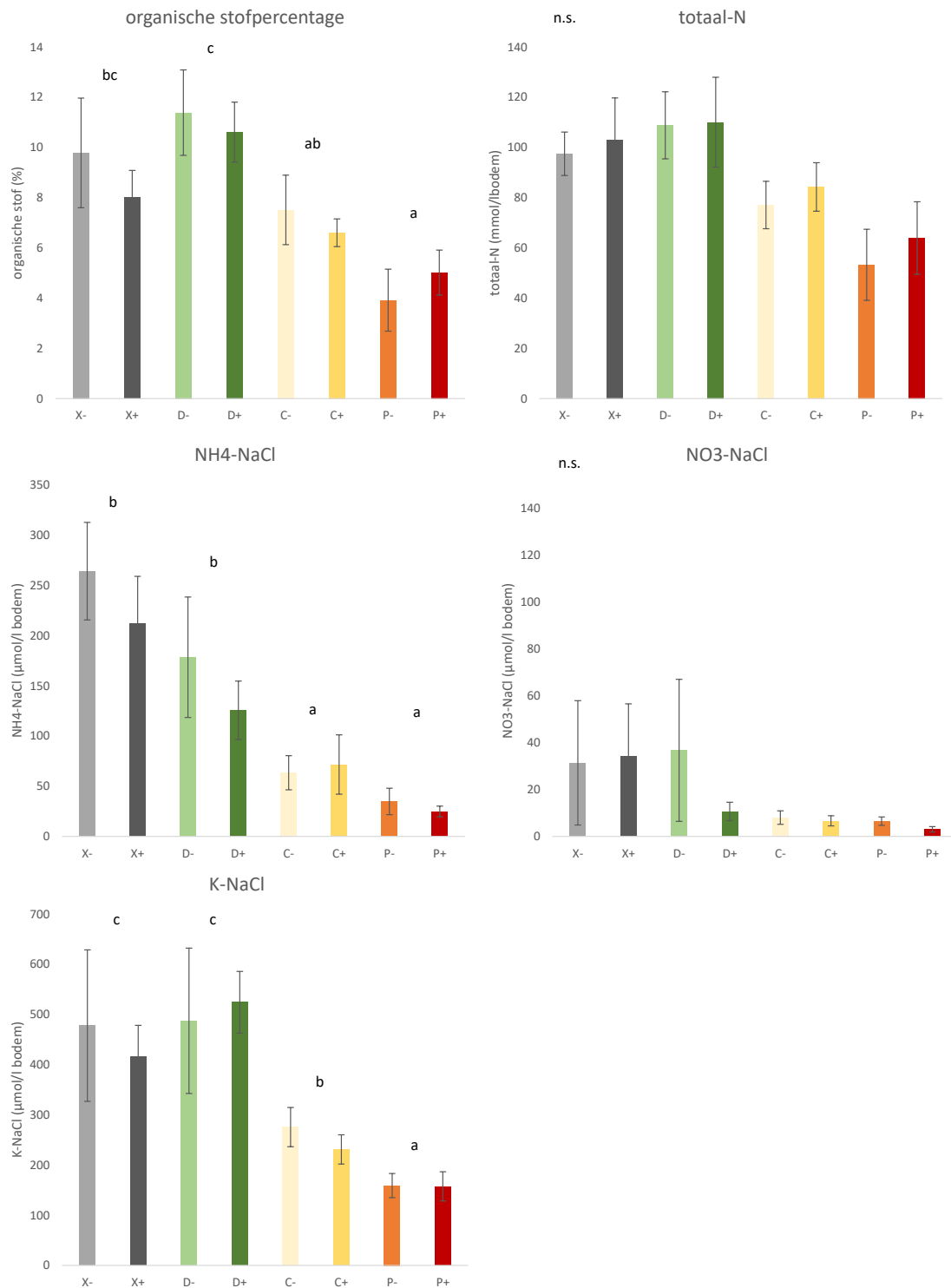


Figuur 3.4: Concentratie plant-beschikbaar fosfor (Olsen-P) (links) en labiel gebonden P (P-NaCl) (rechts) in de bodem na zes jaar bij de verschillende maatregelen. X = controle, D = drukkbe grazing, C = chopperen en P = plaggen, - = zonder bekalking, + = met bekalking. Foutbalken geven de standaardfout weer. Letters geven de significante verschillen tussen behandelingen aan, waarbij de betreffende maatregel met en zonder bekalking samen is getoetst (Tukey-post hoc, $p = 0,05$). Er waren geen interactie-effecten tussen kalk en de maatregelen voor deze parameters. Concentration Olsen-P (left) and labile bound P (right) in the top soil after six years in the different measures. X = control, D = intensive rotational grazing, C = choppering, P = sod cutting, - = without liming, + = with liming. Error bars indicate S.E.M. Letters indicate significant differences between measures, in which the measure with and without liming are lumped. No interaction effects of measures and liming were found.

3.4 Organische stof, N en K in de bodem

Bij plaggen wordt (een deel van de) organische A-horizont verwijderd, waardoor de bovengrond armer is aan organische stof. In de onderzoeksgebieden bleef gemiddeld 4% organische stof in de bovenste 10 cm van de bodem over, ten opzichte van 10% in de controle en de behandeling met drukkbe grazing. Bij chopperen wordt er ook een klein deel van de A-horizont verwijderd, waardoor de gehopperde bodems een gemiddeld organische stofpercentage van 7% hadden. De genoemde verschillen waren echter niet significant afwijkend van controlebehandeling enerzijds of de geplagde behandeling anderzijds (figuur 3.5). Met het verwijderen van de organische stof blijft er een minerale bodem met een lager adsorptiecomplex over. De concentratie uitwisselbaar kalium nam hierdoor in de gehopperde bodem af van circa 450 $\mu\text{mol/l}$ bodem tot 250 $\mu\text{mol/l}$ bodem, en in de geplagde bodems tot 160 $\mu\text{mol/l}$ bodem.

Omdat de grootste stikstofpool in de heidebodems organisch stikstof betreft, wordt de concentratie totaal-stikstof door verwijdering van de toplaag ook verminderd. Alhoewel de geplagde bodems gemiddeld slechts 60% van de stikstof bevatten van de ongeplagde bodems, was de spreiding hierin hoog en was dit verschil niet significant. Bij de eerste effectmeting kon wel een significante afname aangetoond worden (Tabel 3.1).



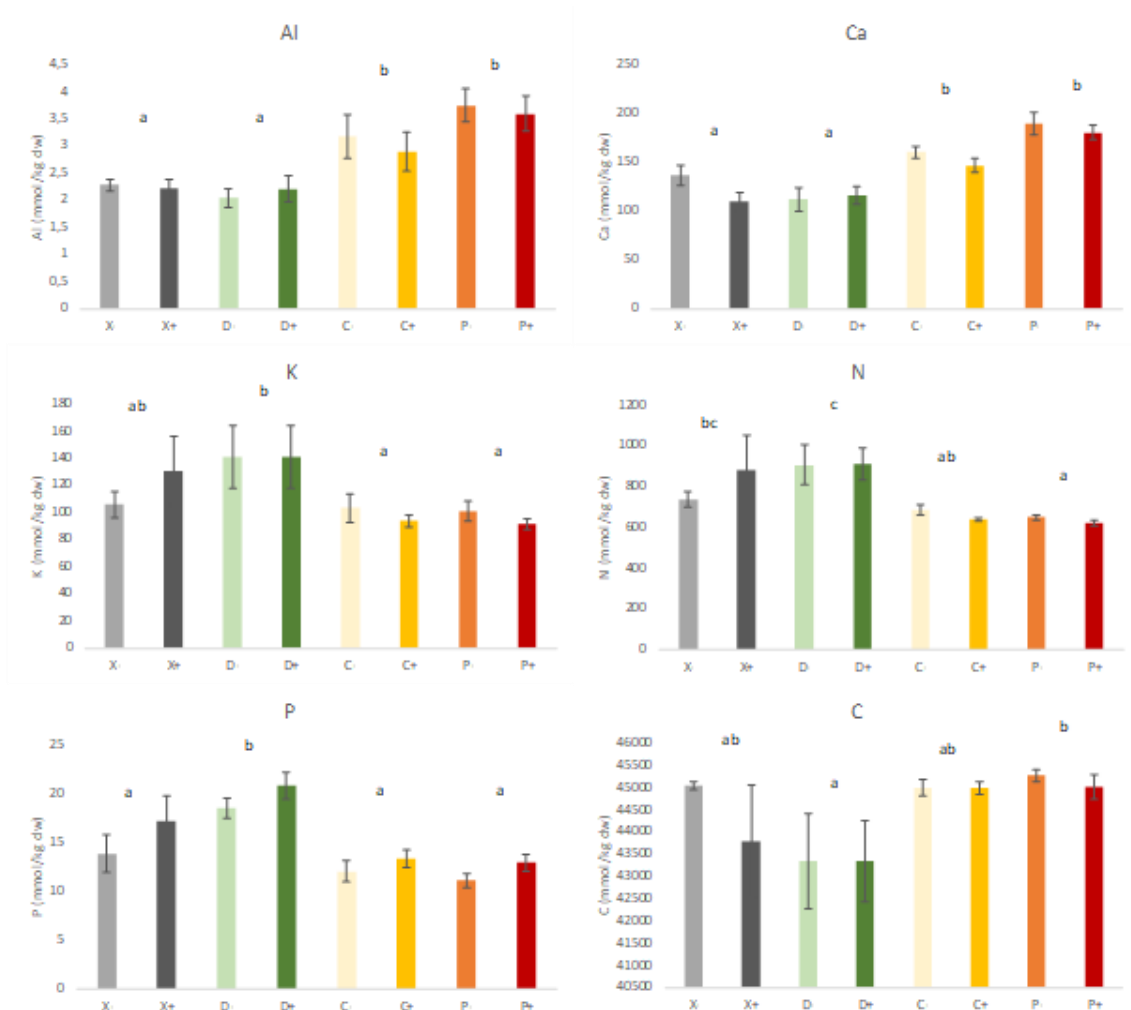
Figuur 3.5: Organische-stofgehalte (linksboven), concentratie totaal stikstof(rechtsboven), uitwisselbaar ammonium (midden links), concentratie nitraat (midden rechts) en concentratie uitwisselbaar kalium (linksonder) na zes jaar in de bodem bij de verschillende maatregelen. Letters geven de significante verschillen tussen behandelingen aan, waarbij de betreffende maatregel met en zonder bekalking samen is getoetst (Tukey-post hoc, $p \leq 0,05$). Er waren geen interactie-effecten tussen kalk en de maatregelen voor deze parameters.

Organic matter content (top left), concentration total nitrogen (top right), exchangeable ammonium (centre left), nitrate concentrations (centre right) and concentration exchangeable potassium (bottom left) after six years in the top soil in the different measures. Letters indicate significant differences between measures, in which the measure with and without liming are lumped. No interaction effects of measures and liming were found.

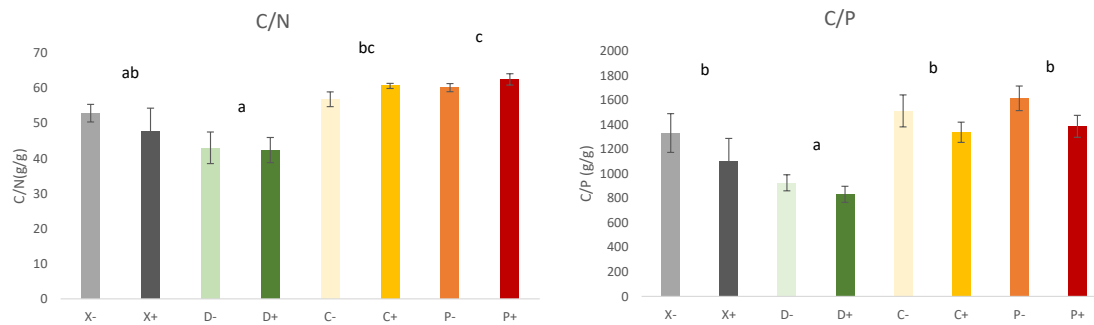
Met het plaggen en chopperen werd ook aan de bodem geadsorbeerd ammonium verwijderd: in deze behandelingen was na zes jaar slechts circa 50 $\mu\text{mol/l}$ bodem aanwezig, tegen circa 195 $\mu\text{mol/l}$ bodem in de controlebehandeling en de behandeling met drukbegrazing; een afname van bijna 75%. Nitraatconcentraties in de bodem waren met gemiddeld 36 $\mu\text{mol/l}$ bodem in de controle al erg laag, en leken met plaggen en chopperen nog lager te zijn, maar dit verschil was niet significant.

3.5 Plantchemie

De concentraties van elementen die gevonden werden in Gewone dophei, een soort die gekozen is omdat hij in nagenoeg alle proefvlakken voorkwam, verschilden duidelijk onder invloed van de maatregelen. In de Gewone dophei in de geplagde en gechopperde

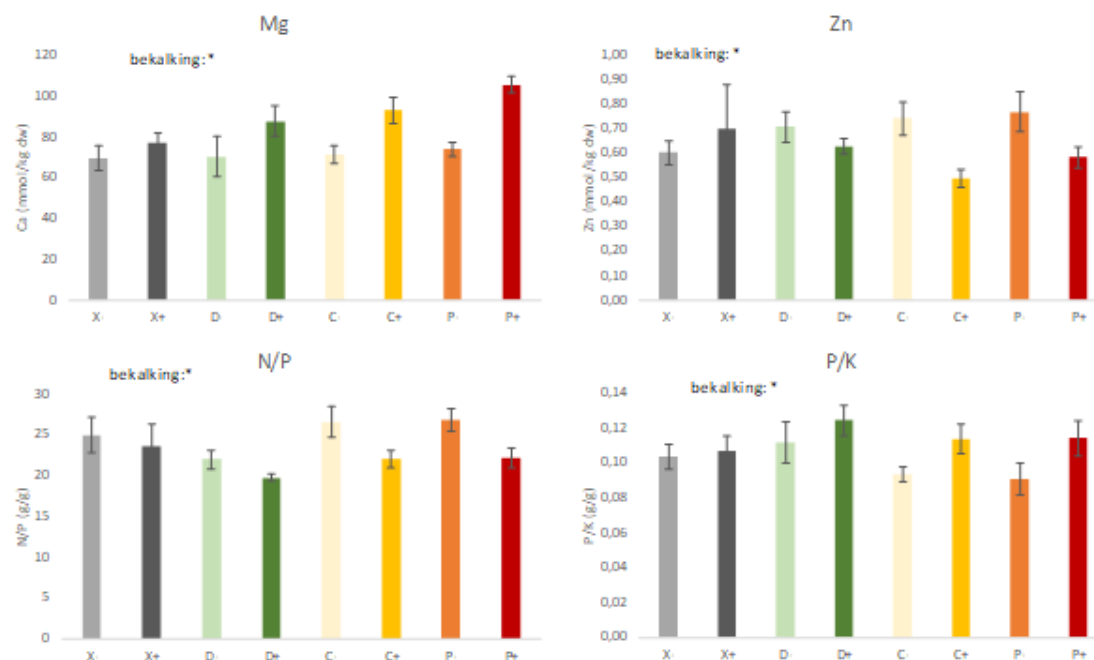


Figuur 3.6: Concentratie aluminium (linksboven), calcium (rechtsboven), kalium (midden links), stikstof (midden rechts), fosfor (linksonder) en koolstof na zes jaar in Gewone dophei bij de verschillende maatregelen. Letters geven de significante verschillen tussen behandelingen aan, waarbij de betreffende maatregel met en zonder bekalking samen is getoetst (Tukey-post hoc, $p = 0,05$). Er waren geen interactie-effecten tussen kalk en de maatregelen voor deze parameters. Concentration aluminium (top left), calcium (top right), potassium (centre left), nitrogen (centre right), phosphorus (bottom left) and carbon (bottom right) after six years in *Erica tetralix* in the different measures. Letters indicate significant differences between measures, in which the measure with and without liming are lumped. No interaction effects of measures and liming were found.



Figuur 3.7: C/N-verhouding (links) en C/P-verhouding (rechts) na zes jaar in Gewone dophei bij de verschillende maatregelen. Letters geven de significante verschillen tussen behandelingen aan, waarbij de betreffende maatregel met en zonder bekalking samen is getoetst (Tukey-post hoc, $p = 0,05$). Er waren geen interactie-effecten tussen kalk en de maatregelen voor deze parameters. C/N ratio (left) and C/P ratio (right) after six years in *Erica tetralix* in the different measures. X = control, D = intensive rotational grazing, C = choppering, P = sod cutting, - = without liming, + = with liming. Letters indicate significant differences between measures, in which the measure with and without liming are lumped. No interaction effects of measures and liming were found.

proefvlakken werden hogere concentraties calcium en aluminium aangetroffen (Figuur 3.6); de verhouding tussen deze twee elementen bleef echter hetzelfde. De hoogste concentraties kalium, stikstof en fosfor en de laagste concentratie koolstof werd aangetroffen in de Gewone dophei onder drukbegrazing, waarbij de fosforconcentratie in de plant niet alleen afweek van de geplagde en gehopperde behandelingen, maar ook van de controle. De C/P-ratio was het laagste onder drukbegrazing en de C/N-ratio was bij drukbegrazing significant lager dan bij plaggen (Figuur 3.7). Er werden geen significante effecten op de N:K-ratio aangetroffen.



Figuur 3.8: Concentratie magnesium (linksboven), zink (rechtsboven), de N/P-verhouding (linksonder) en de N/K-verhouding (rechtsonder) na zes jaar in Gewone dophei bij de verschillende maatregelen. * geeft een significant effect van bekalking aan. Concentrations magnesium (top left), zinc (top right), N/P ratio (bottom left) and N/K ratio (bottom right) after six years in *Erica tetralix* in the different measures. X = control, D = intensive rotational grazing, C = choppering, P = sod cutting, - = without liming, + = with liming. Error bars indicate S.E.M. * indicates a significant effect of liming.

De Gewone dophei in de bekalkte proefvelden had een significant hogere concentratie magnesium opgenomen en een lagere concentratie zink, overeenkomstig de hogere beschikbaarheid van magnesium in de bodem en de lagere beschikbaarheid van zink. Opvallend was echter dat de bekalking geen hogere calciumconcentratie in de planten opleverde, terwijl chopperen en plaggen dat wel deed. Er werden geen effecten van bekalking op de nutriënten stikstof of kalium in de plant gevonden. Fosfor vertoonde een trend ($p = 0,063$) naar iets hogere waarden ($= +18\%$). De N/P-ratio was hierdoor met 22 g/g significant lager in de Gewone dophei in de bekalkte plots dan in de niet-bekalkte plots, waar de N/P-ratio gemiddeld 25 was, en de P/K-ratio significant hoger met 0,11 g/g ten opzichte van 0,10 in de onbekalkte plots (Figuur 3.8). Een mogelijk lage beschikbaarheid van kalium door verdringing van het adsorptiecomplex door calcium en magnesium, was niet terug te vinden in de kaliumconcentraties en verhoudingen tussen stikstof en kalium in de plant. Er waren geen significante interacties tussen kalk en herstelbehandeling.

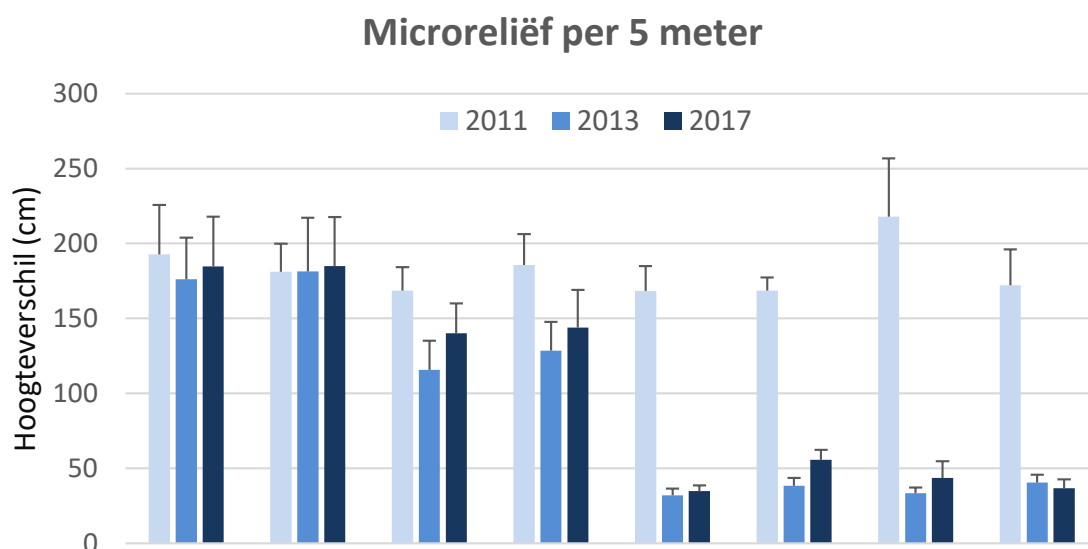
3.6 Kernpunten

- Met plaggen en chopperen worden nutriënten verwijderd, met drubbegrazing niet. Met chopperen is het effect op de nutriëntenverwijdering wat kleiner dan bij plaggen, omdat er minder van de toplaag van de bodem wordt verwijderd. Drubbegrazing leek zelfs tot een hogere nutriëntenbeschikbaarheid te leiden.
- Door de hogere nutriëntenconcentraties in de Gewone dophei bij drubbegrazing, waren zowel de C/N- als de C/P-ratio in de plant lager. De voedingswaarde van deze planten voor herbivoren is daardoor bij drubbegrazing hoger dan op de geplagde en de gechopperde terreindelen.
- Zowel plaggen als chopperen kunnen leiden tot een lagere beschikbaarheid van stikstof, kalium en fosfor voor de plant.
- Bekalking leidde tot een hogere pH en beschikbaarheid van magnesium en calcium. Dit effect was in het begin nog klein, maar op middellange termijn groter.
- De bekalking leidde tot een pH-verhoging van ongeveer 0,4 eenheid tot een pH-NaCl van 4,0. Bekalking leidde echter niet tot een hogere beschikbaarheid van nutriënten.
- Bekalking met dologran, waarin magnesium en calcium in een 1:1-verhouding voorkomen, leidde niet tot een afname van de beschikbaarheid van magnesium. De magnesiumconcentratie in Gewone dophei nam door bekalking met dologran significant toe, terwijl de concentratie calcium in de plant niet toenam door bekalking.
- Bekalking met dologran leidde niet tot een vermindering van kalium gebonden aan het adsorptiecomplex, ondanks dat de tweewaardige calcium- en magnesiumionen beter adsorberen dan eenwaardige kationen als kalium en dus voor verdringing van kalium aan het adsorptiecomplex zouden kunnen zorgen. Ook in de chemie van Gewone dophei werden geen aanwijzingen aangetroffen voor een verminderde kaliumbeschikbaarheid.
- Bekalking heeft geleid tot significante verschuivingen in Mg (toename) en Zn (afname) in de plant en tot significant veranderde N/P (lager) en P/K (hoger) ratio's in de plant. Voor Mg, Zn en N/P was dit onafhankelijk van het gevoerde beheertype, voor P/K lijkt dit enkel op te treden bij chopperen en plaggen.

4 Microreliëf en vegetatiestructuur

4.1 Microreliëf

Het microreliëf in de proefvlakken veranderde sterk na uitvoering van de verschillende vegetatiebehandelingen (Figuur 4.1; $P < 0,0001$). In de controle veranderde er weinig. Bij drukkbegrazing was er een matige afname in 2013, maar deze was in 2017 niet meer significant. Plaggen en chopperen zorgden voor een vergelijkbare afname van microreliëf. Dit werd vooral veroorzaakt door het verlies aan polstructuren van Pijpenstrootje. Zoals mocht worden verwacht had bekalking geen invloed op de verandering in microreliëf.

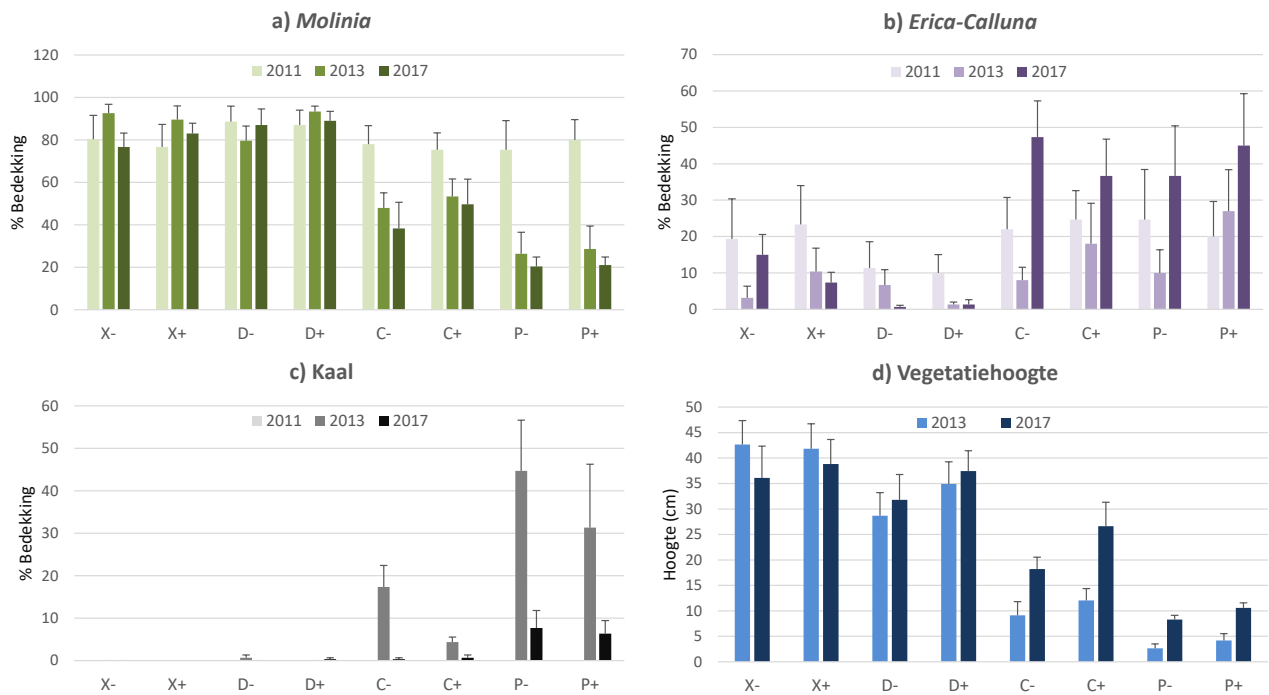


Figuur 4.1: Microreliëf langs transecten voor en na uitvoering van de maatregelen; weergegeven is het totale absolute hoogteverschil over een transect van 5 meter (met standaardfout). Microtopography along transects before and after the implementation of experimental treatments (X=control, D=intensive rotational grazing, C=choppering, P=sod-cutting; without [-] or with [+] liming) (shown is the cumulative height variation per 5 m +s.e.).

4.2 Vegetatiestructuur

Voor uitvoering was de dominante plantensoort in de proefvlakken Pijpenstrootje. Dit bleef zo in de controle en na uitvoering van drukkbegrazing. Bij chopperen en plaggen nam de bedekking van Pijpenstrootje sterk af ($P < 0,0001$), bij chopperen tot gemiddeld 47% en bij plaggen nog sterker tot gemiddeld 24%. Tussen 2013 en 2017 bleven de verschillen gehandhaafd.

De bedekking van dwergstruiken veranderde wel tussen 2013 en 2017. Waar er in 2013 over de hele linie nog van een afname van dwergstruiken sprake was, gaf 2017 een significant zowel na chopperen als plaggen een hogere bedekking aan dwergstruiken te zien dan in 2011 ($P < 0,01$). Deze toename ging gepaard met een afnemende bedekking kale bodem. In de drukkbegraasde proefvlakken was de bedekking in 2017 erg laag geworden. Bekalking had geen significant effect op het aandeel dwergstruiken.



Figuur 4.2: Dominante bedekking langs transecten in het beheerexperiment voor a) Pijpenstrootje, b) Dophei en Struikheij, c) strooisel en kale bodem en d) vegetatiehoogte ($\pm$ s.e.; voor c. en d. zijn alleen de resultaten na uitvoering getoond). Dominant cover along transects under different experimental treatments for a) *Molinia caerulea*, b) *Erica* / *Calluna*, c) litter and bare soil and d) vegetation height ($\pm$ s.e.; for c. and d. only data after treatment implementation are shown) (X=control, D=intensive rotational grazing, C=chopping, P=sod-cutting; without [-] or with [+] liming)

De vegetatiehoogte werd voor uitvoering van de behandelingen niet gemeten, maar zal gezien de dominantie van Pijpenstrootje vergelijkbaar zijn geweest tussen proefvlakken. Na uitvoering was de vegetatiehoogte, niet verrassend, veel lager met chopperen en nog lager bij plaggen; drukkbegrazing zorgde voor een verlaging van de vegetatiehoogte van slechts zo'n 6 cm ($P < 0,0001$ voor verschil tussen behandelingen). Tussen 2013 en 2017 verschilde de ontwikkeling tussen behandelingen ($P < 0,01$). De hoogte nam vooral in de gechopperde proefvlakken flink toe ($P < 0,01$), in de geplagde en drukkbegraasde plots was de toename geringer, terwijl de vegetatiehoogte in de controles juist wat afnam. Over het geheel was de vegetatiehoogte in de bekalkte plots wat hoger dan in de onbekalkte (3,6 cm; $P < 0,05$).

4.3 Kernpunten

De belangrijkste resultaten van de experimentele behandelingen op microreliëf en vegetatiestructuur zijn de volgende:

- Plaggen en chopperen zorgden voor een sterke afname van zowel het microreliëf als de vegetatiehoogte en de dominantie van Pijpenstrootje. Zes groeiseizoenen na uitvoering is de vegetatiehoogte bij chopperen behoorlijk toegenomen, maar nog steeds 15 cm lager dan in de controles.
- De bedekking aan dwergstruiken is zes jaar na uitvoering bij chopperen even sterk toegenomen als na plaggen, en wel tot een bedekking van ruim 40%.
- Drukkbegrazing heeft slechts tot een geringe aantasting van het microreliëf geleid, maar ook slechts een beperkte verandering in de vegetatiestructuur, waarbij alleen de afname in vegetatiehoogte significant is.
- Bekalking heeft alleen tot een geringe toename van de vegetatiehoogte geleid.

5 Vegetatie

In dit hoofdstuk wordt besproken in hoeverre de onderzochte alternatieven voor plaggen werken voor de vegetatie in brede zin: vaatplanten, mossen, korstmossen en paddenstoelen. Eerst wordt een kenschets gegeven van de samenstelling van de vegetatie van een intacte, natte heide. Vervolgens wordt vastgesteld in welke mate de natte heide op de gekozen proeflocaties is gedegradeerd, en in welke mate herstel is opgetreden door de toegepaste combinaties van maatregelen. De soortensamenstelling is in meer detail beschreven in Wallis de Vries et al. (2014).

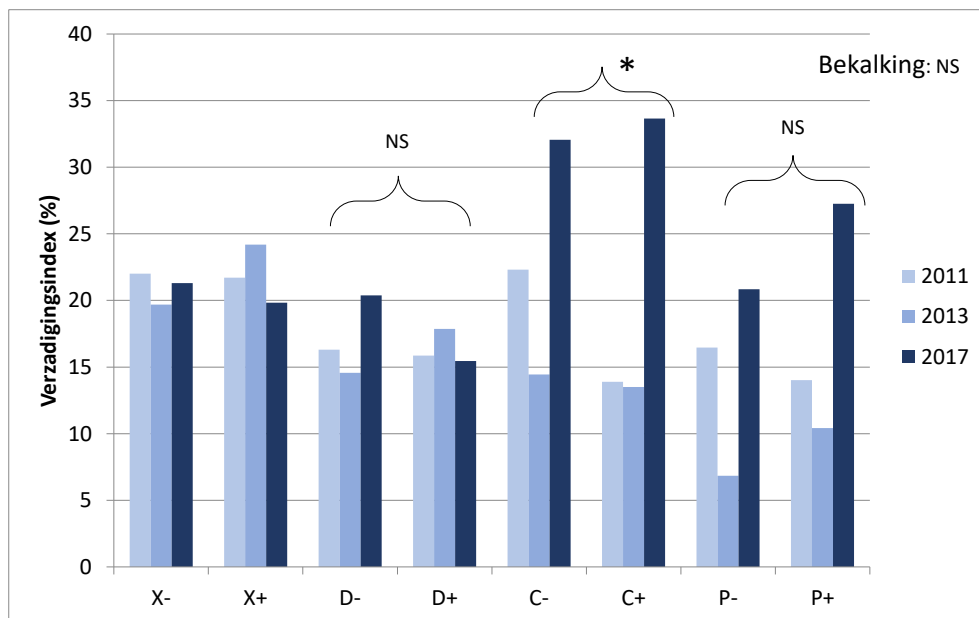
5.1 Hogere planten en mossen

5.1.1 Verzadiging ten opzichte van doelvegetatie

De soortensamenstelling is hier besproken via de verzadigingsindex, als maat voor de aanwezigheid van een optimaal ontwikkelde heidevegetatie. In Figuur 5.1 is uitgegaan van het Dophei-verbond als doelvegetatie voor de plots op de Kampina, en van de Associatie van Stekelbrem en Struikhei voor de series A en B op Strabrecht. De serie C op Strabrecht is niet meegenomen in de resultaten. De invloed van het extreem natte zomerweer in 2016 heeft hier geleid tot langdurige overstroming en het verdwijnen van veel soorten.

Gemiddeld hadden de plots in het uitgangsjaar 2011 een verzadigingsindex van 14-22%. Bijna de helft van het aantal kenmerkende soorten dat in de hele periode 2011-2017 is waargenomen in de desbetreffende serie plots, was gemiddeld aanwezig per plot. Echter, door de hoge bedekking Pijpenstrootje werd de indexwaarde bijna gehalveerd. Er waren grote verschillen per plot; in sommige plots kwamen tussen de Pijpenstrootje verspreid nog vrij veel kenmerkende soorten voor terwijl andere plots vrijwel geheel door Pijpenstrootje worden gedomineerd. Ook op een groter schaalniveau was dat het beeld: een door Pijpenstrootje gedomineerde vegetatie met plaatselijk restanten doelvegetatie.

In 2013, twee jaar na plaggen, chopperen en start van drukkbegrazing, gaf de verzadigingsindex nog geen herstel aan (Figuur 5.1). In tegendeel, voor de geplagde proefvlakken was een afname zichtbaar. Daarbij moet worden bedacht dat dit een momentopname was. Direct na plaggen en chopperen was de bodem geheel kaal en was de verzadigingsindex dus 0%. De gechopperde vlakken hadden zich in 2013 alweer hersteld tot op het niveau van de vergraste situatie. De bedekking van Pijpenstrootje was flink lager, maar dat gold ook voor de totale bedekking. Kenmerkende soorten hadden zich wel weer gevestigd uit zaad en waren voor een deel ook uitgelopen uit wortelresten. Op de geplagde vlakken was de bedekking nog laag en was de vestiging nog in volle gang, waardoor deze vlakken in 2013 lager scoorden dan in 2011. De drukkbegrazing had geen effect op de verzadigingsindex in 2013; pollen Pijpenstrootje werden wel afgegraasd waardoor er meer licht op de bodem kwam. In 2013 had dit nog niet tot vestiging of uitbreiding van kenmerkende soorten geleid.



Figuur 5.1: Ontwikkeling van de vegetatie, uitgedrukt als een verzadigingsindex: de mate waarin de vegetatie overeenkomt met de doelvegetatie ter plekke. Statistische verschillen tussen de behandelingen en de controle in 2017 zijn weergegeven: ns = niet significant, * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$. Vegetation development expressed as a saturation index: the extent to which the vegetation matches with the local target community.

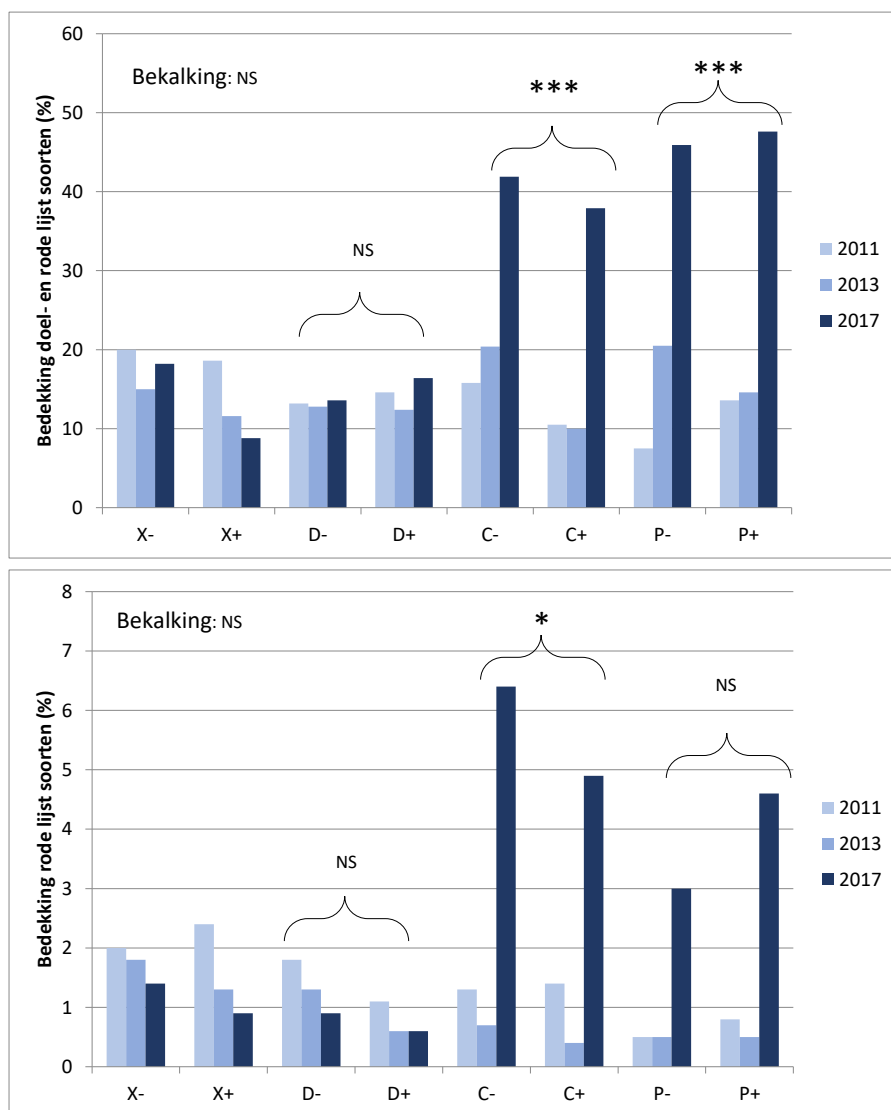
In 2017 waren er duidelijke verschillen aanwezig (Figuur 5.1). In de controle-vlakken en in de vlakken met drukbegrazing was de verzadigingsindex niet significant veranderd. Zowel de gehopperde als de geplagde delen lieten een duidelijk verder herstel zien ten opzichte van 2013, waarbij de gehopperde vlakken hun voorsprong in ontwikkelen leken te behouden. Alleen de verzadigingsindex van de gehopperde vlakken steeg nu duidelijk boven die van de controlevlakken uit. Er was weinig verschil in de index tussen bekalkte en niet bekalkte vlakken, zowel in de gehopperde als de geplagde vlakken. Toch waren er wel verschillen in de vegetatie: zuurminnende soorten als veenmossen en snavelbiezen ontwikkelen zich het best op de niet-bekalkte vlakken, terwijl minder zuurtolerante soorten als Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) en Kruipbrem (*Genista pilosa*) het beter doen op de bekalkte vlakken. Met name op de geplagde vlakken was Grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) lokaal dominant, wat de verzadigingsindex sterk drukte.

5.1.2 Kenmerkende plantensoorten

Een eenvoudige parameter voor herstel van de heidevegetatie, is de bedekking van de kenmerkende soorten voor natte en droge heide. Omdat in enkele proefvlakken zeer natte delen aanwezig waren, zijn hier ook soorten van venoevers meegeteld. De dip die in de verzadigingsindex zichtbaar was, twee jaar na plaggen, was niet zichtbaar in de bedekking met kenmerkende soorten (Figuur 5.2a). Dit was vooral het gevolg van de hoge bedekking van pioniersoorten van de Associatie van Moeraswolfsklauw en zonnedaauw; in dit geval vooral Bruine snavelbies (*Rhynchospora fusca*) en Kleine zonnedaauw (*Drosera intermedia*). In 2017 was deze associatie volledig ontwikkeld, waardoor de bedekking met doelsoorten zowel in geplagde als gehopperde vlakken zeer veel hoger was dan in de controlevlakken. Op de natste plekken hadden soorten van venoevers een hoge bedekking bereikt. In de vergraste heide wisselden zwaar vergraste delen, vrijwel zonder doelsoorten, af met minder of niet vergraste delen waarin concentraties van doelsoorten aanwezig waren. Vooral Dophei (*Erica tetralix*), Struikhei (*Calluna vulgaris*), Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*), Pilzegge (*Carex pilulifera*), Fijn schapengras (*Festuca filiformis*), Heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*) en veenmossen handhaafden zich hier (Figuur 5.2a). Andere soorten waren nog met enkele exemplaren aanwezig, zoals Klokjesgentiaan, Kruipwilg (*Salix repens*) en Stekelbrem (*Genista anglica*) of groeiden alleen op de schaarse open plekjes (zonnedaauw,

snavelbiezen). Sommige blad- en levermossen handhaafden zich onder de Pijpenstrootje. Het aandeel korstmossen was zeer klein, en betrof veelal onderontwikkelde exemplaren die moeilijk op naam te brengen zijn. Op de Kampina werden de vlakken soms door koeien bezocht, op Strabrecht door schapen. Met hun uitwerpselen worden soms eutrafente plantensoorten meegevoerd, die vrijwel alleen hierop gevonden zijn, zoals Paardenbloem (*Taraxacum officinale*) en Kleine brandnetel (*Urtica urens*). Het ging per proefvlak hooguit om enkele soorten.

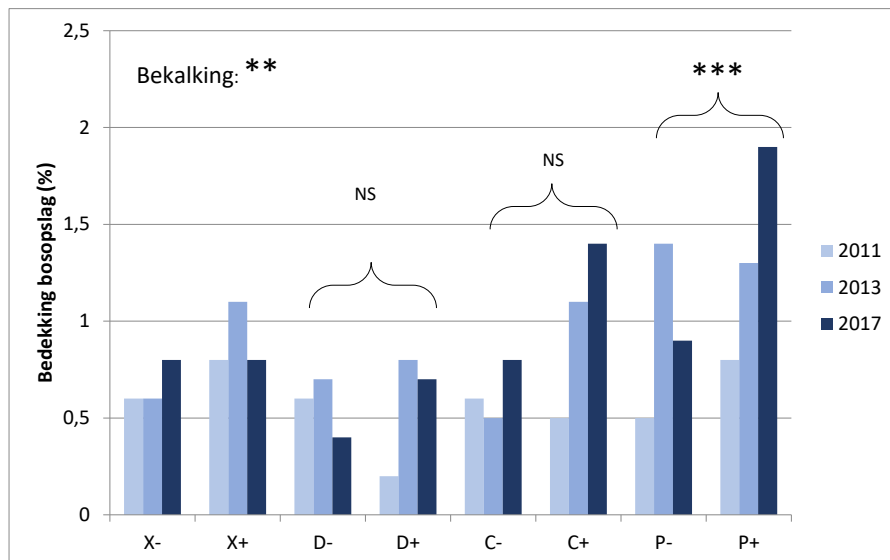
In het uitgangsjaar 2011 waren er nog altijd 12 Rode Lijst-soorten gevonden in de vergraste heide: 7 van hogere planten, 3 van veenmossen en 2 van levermossen. Zowel in de controlevlakken als in de vlakken met drukbegrazing was gemiddeld sprake van een lichte



Figuur 5.2: Ontwikkeling van de vegetatie, afgemeten aan a) de bedekking van kenmerkende soorten van het Dophei-verbond en de Associatie van Stekelbrem en Struikhei, evenals enkele Rode Lijst-soorten van venoevers en b) de bedekking van alleen Rode Lijst-soorten van natte en droge heide en venoevers. Statistische verschillen tussen de behandelingen en de controle in 2017 zijn weergegeven: ns = niet significant, * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$. Vegetation development as indicated by a) the cover of characteristic species of the Ericion alliance and the Genisto-Callunetum association, with some Red List species from the banks of moorland pools and b) the cover of only Red List species of wet and dry heaths and moorland pool banks.

achteruitgang (Figuur 5.2b). Bekalking lijkt daar geen invloed op te hebben. In 2013 hadden zich op de gehopperde en geplagde proefvlakken wel weer Rode Lijst-soorten gevestigd,

maar de gezamenlijke bedekking kwam niet boven het niveau van 2011 uit. In 2017 was dat duidelijk anders: Rode Lijst-soorten bedekten gemiddeld 3-6% van de gechopperde of geplagde proefvlakken, waarbij opnieuw de gechopperde proefvlakken iets voor leken te lopen. De grootste bijdrage werd geleverd door Veenbies (*Trichophorum cespitosum*) en in mindere mate Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*). In 2017 werden 14 Rode Lijst-soorten aangetroffen; deze lichte uitbreiding was het gevolg van de vestiging van enkele vensoorten: Waterlepel (Ludwigia palustris), Grondster (Illecebrum verticillatum) en Moerashertshooi (Hypericum elodes). Deze soorten groeien enkele kilometers verderop en zaden zijn of door watervogels of door de grote grazers verspreid.



Figuur 5.3: Geschatte bedekking van boomopslag, afgeleid uit de vegetatie-opnamen. Statistische verschillen tussen de behandelingen en de controle in 2017 zijn weergegeven: ns = niet significant, * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$. Estimated cover of bush encroachment, as derived from vegetation relevés.

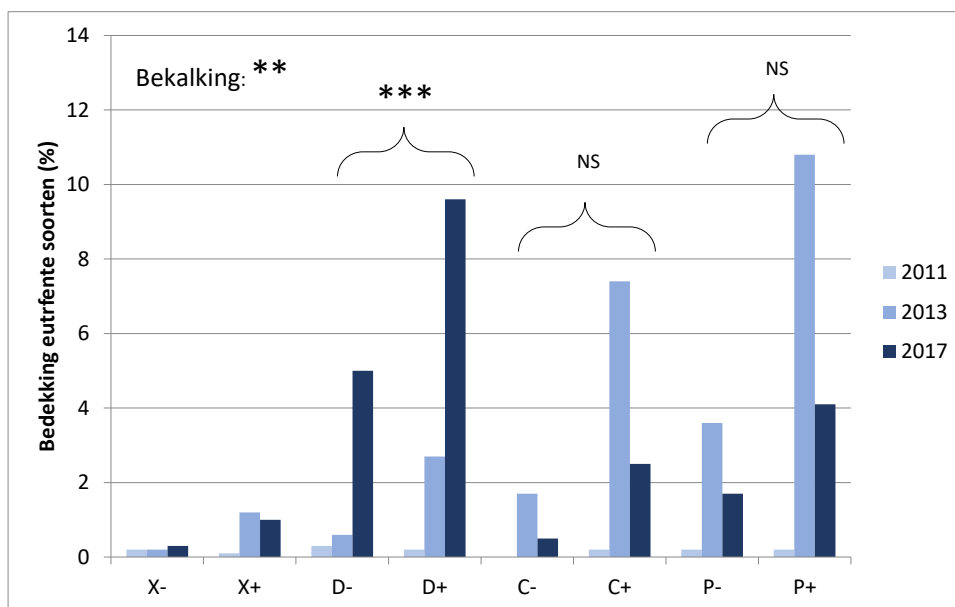
5.1.3 Boomopslag, verruiging en vergrassing

In de heide vindt continu opslag plaats van bomen, met name van Grove den (*Pinus sylvestris*), Berken, Zomereik en Vuilboom (*Rhamnus frangula*). Ook in de schaduw tussen pollen Pijpenstrootje werden deze kiemplanten regelmatig aangetroffen. Het overgrote deel van deze kiemplanten overleeft het eerste levensjaar niet. Op de pas geplagde of gechopperde vlakken ontstond veel ruimte voor kieming, maar de bedekking met boomopslag was hier niet groter dan in een vergraste heide (Figuur 5.3). De zeer voedselarme en zure bodem is kennelijk ongeschikt voor vestiging. Daar waar deze kale bodem was bekalkt, was er meer boomopslag aanwezig. Niet alleen waren meer individuen aanwezig, ook het aantal soorten was groter. Met name wilgen en Ratelpopulier (*Populus tremula*) wisten met hun zaadpluis de heide kennelijk goed te koloniseren. Met de tijd nam de bedekking van deze bomen nog iets toe.

Een ander fenomeen dat de monitoring liet zien, was de voortdurende aanvoer van zaden van soorten uit omgevende vegetaties van voedselrijkere bodems. In een vergraste heide krijgen deze soorten geen kans om zich te vestigen en ze werden dan ook nauwelijks aangetroffen in het uitgangsjaar 2011 (Figuur 5.4). Echter, alle herstelmaatregelen leidden er toe dat deze soorten zich meer konden vestigen. Net als bij de boomopslag lijkt dit een combinatie te zijn van het openbreken van de vergraste heide en het tegengaan van verzuring. Op de Kampina hadden de geplagde vlakken een grote aantrekkingskracht op koeien, die met hun mest voor extra zaadaanvoer zorgden. In totaal zijn ongeveer 45 eutrafente soorten in de proefvlakken gevonden in 2013, tegenover 7 in 2011. In 2013 was de bedekking eutrafente soorten opgelopen tot gemiddeld ruim 6% op de gechopperde,

bekalkte vlakken en gemiddeld ruim 10% op de geplagde, bekalkte vlakken. In de rapportage van Wallis de Vries et al. (2014) werd deze schijnbare eutrofiering dan ook als een punt van zorg opgenomen.

In 2017 zijn ruim 50 eutrafente soorten waargenomen op de proefvlakken. Maar ook kon worden geconstateerd dat de bedekking met eutrafente soorten flink is afgenomen tot gemiddeld 2, respectievelijk 3%. Dit is vooral het gevolg van de achteruitgang van eutrafente mossoorten als Krulmos (*Funaria hygrometrica*), Parapluitjesmos (*Marchantia polymorpha*) en Knikmossen (*Bryum* spp). Maar ook alledaagse graslandsoorten als Paardenbloem, Gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*) en Witte klaver (*Trifolium repens*), evenals eutrafente pioniers als Straatgras (*Poa annua*) en Basterdwederiken (*Epilobium* spp) zijn weer wat afgenomen. De vestiging van deze eutrafente soorten lijkt dus

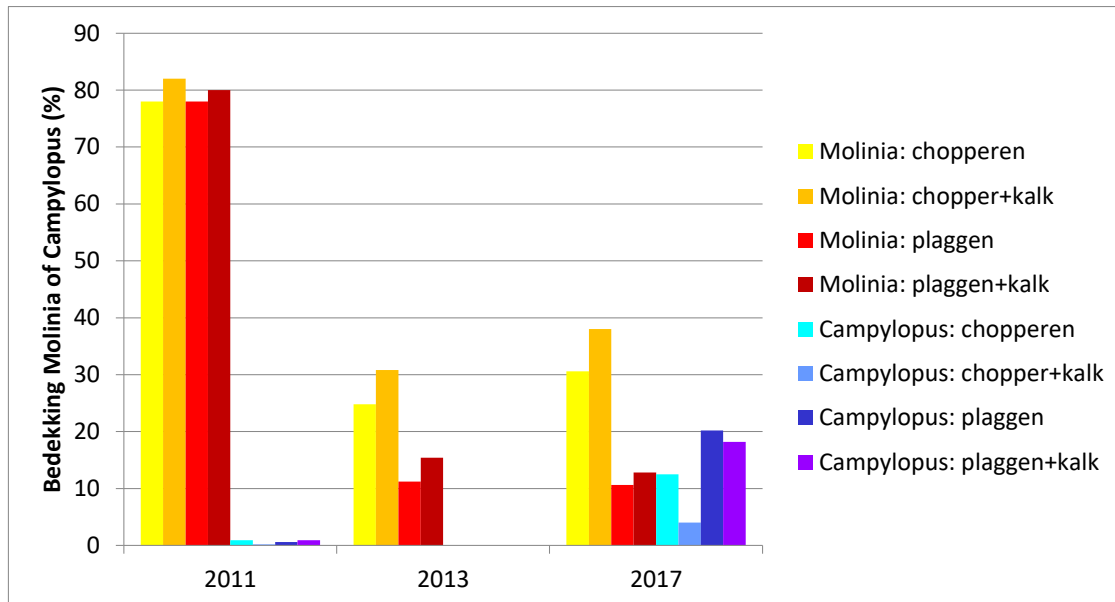


Figuur 5.4: Geschatte bedekking van eutrafente plantensoorten, afgeleid uit de vegetatie-opnamen. Statistische verschillen tussen de behandelingen en de controle in 2017 zijn weergegeven: ns = niet significant, * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Estimated cover of eutrophic plant species, as derived from vegetation relevés.

vooral tijdelijk van aard te zijn. Uitzondering hierop was de combinatie van drukbegrazing en bekalking: hier was de bedekking met eutrafente soorten na 6 jaar opgelopen tot gemiddeld 9%. Ook was het aandeel overblijvende soorten hier groter, met vooral struisgrassen (*Agrostis* spp), en in mindere mate Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*) en Vertakte leeuwentand (*Leontodon autumnalis*). De drukbegrazing is een aantal jaren toegepast, waarbij telkens een verse laag schapenkeutels is ontstaan. Mogelijk neemt dit eutrafente aspect weer geleidelijk af, nu de drukbegrazing is gestopt. Niettemin lijkt er een aanzienlijk risico op vermesting te bestaan bij de combinatie van bekalking en enkele jaren drukbegrazing en in mindere mate bij drukbegrazing zonder bekalking. De grootste probleemsoort op de natte heide is zonder twijfel Pijpenstrootje. In de uitgangssituatie was de gemiddelde bedekking in alle behandelingen rond de 80% (Figuur 5.5; zie ook Figuur 4.2). In de controlevlakken en ook in de vlakken met drukbegrazing bleef dit ook zo. Plaggen en chopperen reduceerde deze bedekking aanvankelijk tot nul, maar al snel vond weer vestiging plaats uit achtergebleven wortels en uit zaad. Wortels blijven vooral achter in kleine terreindepressies, en uiteraard meer in de gehopperde dan in de geplagde vlakken. Na twee jaar was de bedekking van Pijpenstrootje in de gehopperde vlakken gemiddeld weer 25% en daar waar ook bekalkt was rond de 30% (Figuur 5.5). Op de geplagde vlakken was dat 10, respectievelijk 15%. Bekalking lijkt de herkolonisatie dus enigszins te stimuleren. Echter, na 6 jaar (in 2017) was de mate van herkolonisatie alleen in de gehopperde vlakken licht verder toegenomen, naar gemiddeld 30-40%. De subtiële

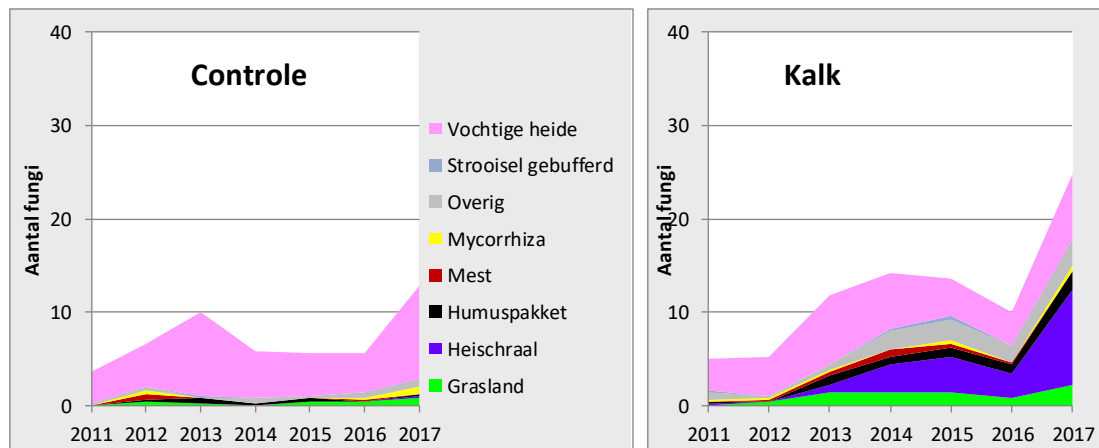
verschillen tussen bekalkte en niet-bekalkte vlakken zijn gelijk gebleven. De ontstane open ruimte is vooral opgevuld door kenmerkende soorten, zoals Dophei, Struikhei en snavelbiezen. In de moslaag bleek Grijs kronkelsteeltje echter de beste kolonisator te zijn, met gemiddelde bedekkingen van 5-20% op de gehopperde en vooral de geplagde vlakken. Deze vormt dichte zoden, waarin zich weinig of geen andere mossen en korstmossen vestigen. De structuurarme, minerale en vrij makkelijk uitdrogende bodem lijkt geen goede vestigingsplaats te zijn voor levermossen; kenmerkende soorten als Glanzend maanmos (*Cephalozia connivens*) en Moerasbuidelmos (*Calypogeia fissa*) hebben zich niet gevestigd.



Figuur 5.5: Bedekking van Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) en Grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) in de proefvlakken. Cover of *Molinia caerulea* and *Campylopus introflexus* in the experimental plots.

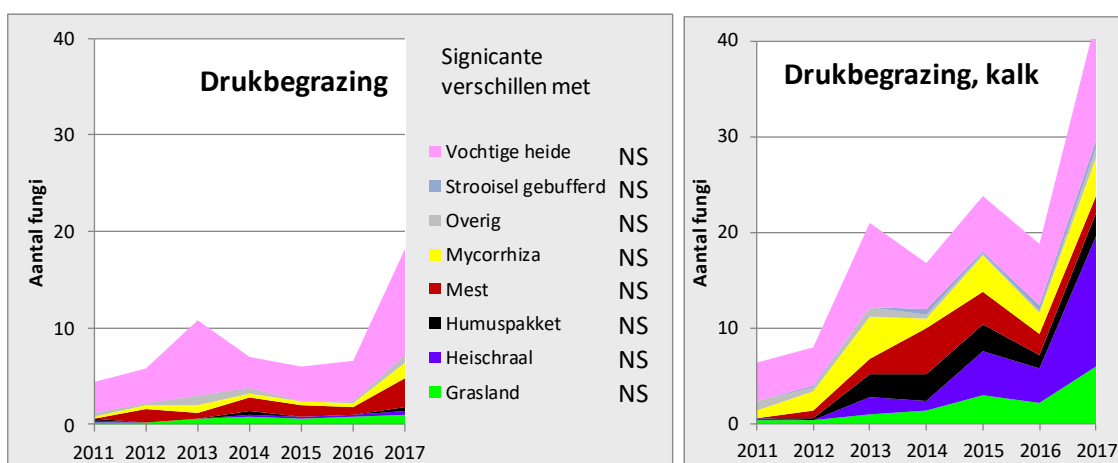
5.2 Vruchtlichamen van macrofungi

De soortensamenstelling van de macrofungi bestond in de controlevlakken voor meer dan 80% uit kenmerkende soorten voor heide. Dit bleef vrij constant door de tijd (Figuur 5.6). Meestal waren er maar enkele soorten aanwezig per proefvlak. Veel aangetroffen soorten zijn Sterspoorsatijnzwam (*Entoloma conferendum*), Pijpenstrosatijnzwam (*Entoloma moliniophilum*), Geelbruin mosklokje (*Galerina hypnorum*), Vuurzwammetje (*Hygrocybe miniata*), Melksteelmycena (*Mycena galopus*) en Veenmycena (*Mycena megaspora*). Een deel van deze soorten staat op de Rode Lijst en de Pijpenstrosatijnzwam is pas onlangs als nieuwe soort beschreven. Minder algemeen zijn enkele soorten die ook in naaldbossen voorkomen, zoals Roestvlekkenzwam (*Rhodocollybia maculata*) en Paardenhaartaailing (*Gymnopus androsaceus*). Kenmerkende zwavelkoppen, waarvan de Bruine moeraszwavelkop (*Hypholoma udum*) de algemeenste is, waren beperkt tot natte plekken met bij voorkeur een hoog aandeel heide-achtigen.



Figuur 5.6: Gemiddeld aantal vruchtlichamen van paddenstoelen per proefvlak in de controlebehandelingen en in de bekalkte controlebehandelingen. Aantal = optelsom van alle waarnemingen (in frequentieklassen) van dat jaar, meestal 2 bezoeken. Mean number of macrofungi fruiting bodies in the untreated control plots (left) and limed control plots (right).

Bekalking van deze vergraste heiden had een grote invloed op de samenstelling van de mycoflora, die allereerst zichtbaar werd in de toename van het aantal vruchtlichamen. De soorten van de onbekalkte vergraste heide, bleven hier bijna even veel aanwezig. Maar er verschenen ook vruchtlichamen van andere ecologische groepen die in de onbekalkte vlakken niet of nauwelijks vertegenwoordigd waren. Meest opvallend is een groep soorten van heischrale graslanden, met veelal zeldzame en bedreigde soorten. Al twee jaar na bekalken waren in veel proefvlakken Zwartwordende wasplaat (*Hygrocybe conica*), Spitse knotszwam (*Clavaria falcata*), en Grootsporig staalsteeltje (*Entoloma cyanulum*) aanwezig. Die laatste soort is zeer zeldzaam, bedreigd en in Nederland alleen gevonden in enkele veenmosrietlanden. In latere jaren vestigden zich ook Gele satijnzwam (*Entoloma formosum*), Sneeuwvloksatijnzwam (*E. sericellum*) en Kortsporige aardtong (*Geoglossum elongatum*). Daarnaast zagen we ook een toename van trechterzwammen en aanverwante soorten; met name Knotsvoettrechterzwam (*Clitocybe clavipes*), Bleekrandtrechterzwam (*Clitocybe marginella*) en Paarse schijnridder (*Lepista nuda*). Op de verse Pijpenstrootje-bladeren namen Rietwielkje (*Marasmius limosus*) en Poederknotsje (*Typhula setipes* s.l.) toe. Onder de mosbewoners lijkt Oranje trechtertje (*Rickenella fibula*) positief op bekalking te reageren.

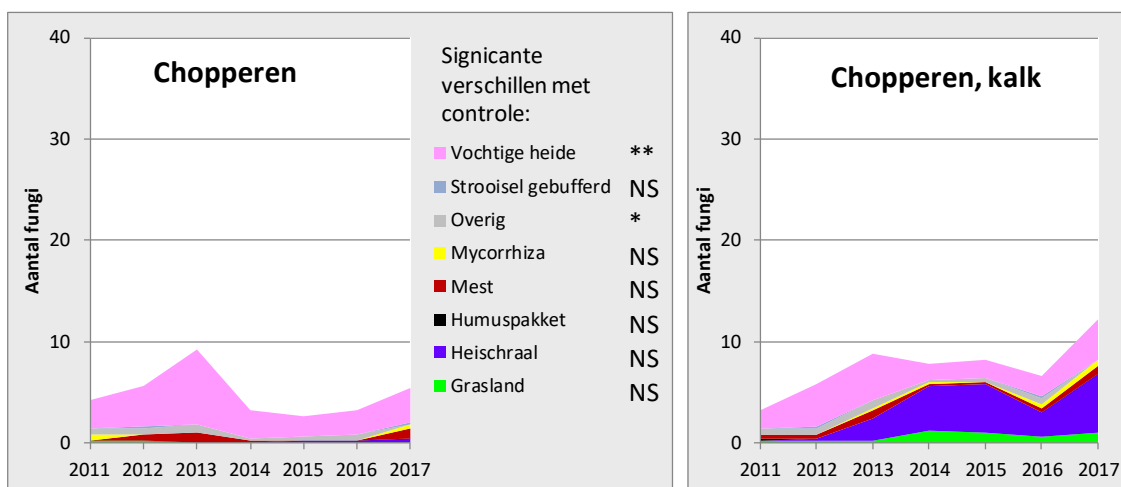


Figuur 5.7: Gemiddeld aantal vruchtlichamen van paddenstoelen per proefvlak in de vlakken met drukbe grazing en met drukbe grazing + bekalking. Aantal = optelsom van alle waarnemingen (in frequentieklassen) van dat jaar, meestal 2 bezoeken. Statistische verschillen tussen de controlebehandeling en drukbe grazing in 2017 zijn aangegeven: NS = niet significant. Mean number of macrofungi fruiting bodies per plot under intensive rotational grazing without liming (left) and after lime addition (right).

Drukbe grazing had weinig tot geen effect op de aanwezige mycoflora. De schapenmest leidde tot een duidelijke toename van het aantal mestbewonende paddenstoelen (Figuur 5.7). Op een aantal plekken dook wel de Veenvlamhoed (*Gymnopilus fulgens*) op, een pionier van open plekken. Maar ook hier verandert het beeld sterk bij bekalking. Ten opzichte van de controlevlakken nam het aantal vruchtlichamen gemiddeld met meer dan een factor 3 toe. Behalve een opleving van mestbewoners, verschenen ook hier weer soorten uit heischrale graslanden. De strooiselafbrekende trechterzwammen en aanverwanten waren zelfs meer aanwezig dan in de bekalkte controleplots. Ook opvallend was de toenemende activiteit van ecto-mycorrhiza vormende paddenstoelen. Dit lijkt deels gebonden aan de toegenomen boomopslag, en deels aan oudere bomen die in of bij de proefvlakken stonden. De toename van het aandeel paddenstoelen van voedselrijkere graslanden kwam grotendeels op naam van het Oranje trechtertje en de Afgeplatte stuifzwam (*Vascellum pratense*).

Chopperen leidde tot een afname van strooiselafbrekende soorten, zoals de Roestvlekkenzwam, Paardenhaartaailing en (*Mycena cinerella*). Ook mosbewonende soorten namen af. Opvallend was de lichte toename van mestbewonende soorten (Figuur 5.8): vooral een gevolg van de belangstelling van grote grazers voor de gehopperde vlakken. De Heidesatijnzwam (*Entoloma fernandae* s.l.) reageerde positief op chopperen en dit gold nog meer voor de veenvlamhoed. Al met al nam de soortenrijkdom licht af op de gehopperde vlakken, al ging het vooral om algemenere soorten. Na 6 jaar is er nog geen herstel zichtbaar. Typische heidesoorten werden ongeveer net zo veel gevonden als in de controlevlakken.

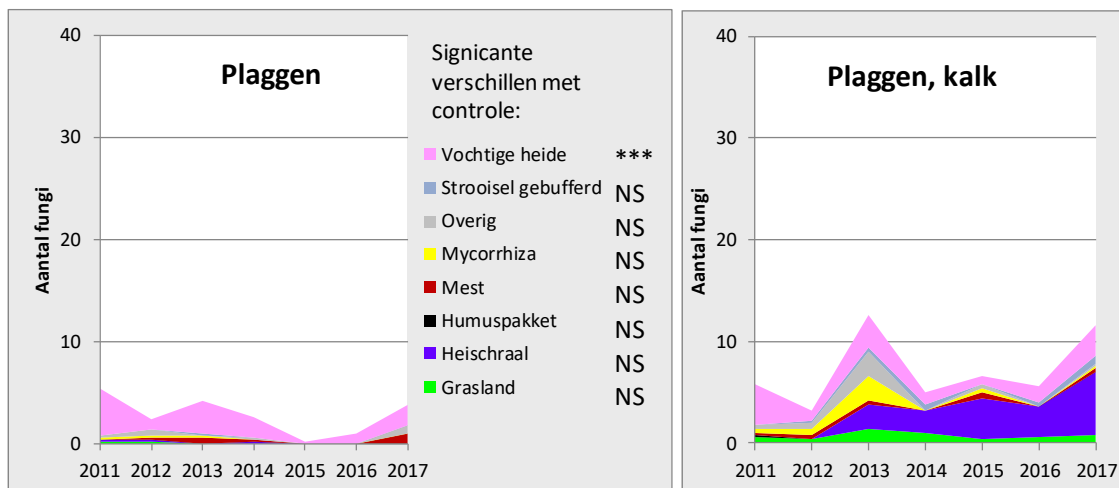
Bekalking leidde ook hier weer tot de vestiging van dezelfde groep soorten uit heischrale graslanden. Opvallend was dat het hier vooral om Zwartwordende wasplaat ging, terwijl de zeldzamere soorten veel minder talrijk waren dan in de controlevlakken en de drukbe grazingvlakken die bekalkt zijn.



Figuur 5.8: Gemiddeld aantal vruchtlichamen van paddenstoelen per proefvlak in de gehopperde proefvlakken, zonder en met bekalking. Aantal = optelsom van alle waarnemingen (in frequentieklassen) van dat jaar, meestal 2 bezoeken. Statistische verschillen tussen de controlebehandeling en chopperen in 2017 zijn aangegeven: NS = niet significant, * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$. Mean number of macrofungi fruiting bodies per plot after choppering without liming (left) and after lime addition (right).

Op de nogal kale, geplagde proefvlakken vallen paddenstoelen onmiddellijk op. Niettemin zijn juist hier de laagste aantallen gevonden (Figuur 5.9). De mestbewoners waren nog redelijk vertegenwoordigd; ook de geplagde plots konden vooral in de beginjaren op belangstelling van grote grazers rekenen. Evenals op de gehopperde plots gingen strooiselafbrekende en mosbewonende paddenstoelen sterk achteruit. En ook hier verschenen de Heidesatijnzwam en de Veenvlamhoed. De meeste satijnzwammen en mycena's

waren nog wel te vinden, maar gingen toch sterk achteruit. Plaggen leidt dus duidelijk tot een verarming van de mycoflora en na 6 jaar is er nog geen herstel te bespeuren.



Figuur 5.9: Gemiddeld aantal vruchtlichamen van paddenstoelen per proefvlak in de geplagde proefvlakken, zonder of met bekalking. Aantal = optelsom van alle waarnemingen (in frequentieklassen) van dat jaar, meestal 2 bezoeken. Statistische verschillen tussen de controlebehandeling en plaggen in 2017 zijn aangegeven: NS = niet significant, *** = $P < 0,001$. Mean number of macrofungi fruiting bodies per plot after sod-cutting without liming (left) and after lime addition (right).

Bekalking van de geplagde vlakken leidde ook hier tot fructificatie van allerlei soorten die voorheen minder of niet aanwezig waren (Figuur 5.9). Het Oranje trechtertje was meer aanwezig, en ook Roodbruin trechtertje (*Omphalina pyxidata*); beide soorten zijn met mossen geassocieerd. In de beginfase kwamen ook soorten voor die geassocieerd zijn met de topkapselmossen die de pas bekalkte bodem koloniseren, met name mosschijfjes (*Octospora* en *Lamprospora* soorten). Ook het duo Spitse knotszwam en Zwartwordende wasplaat was veel present, en met enkele waarnemingen van de Strogele en de Donkere knotszwam (*Clavaria straminea* & *C. greletii*) en de Kortsporige aardtong waren de knotszwammen en aardtongen goed vertegenwoordigd. Aan de andere kant ontbraken Grootsporige satijnzwam en Gele satijnzwam vrijwel geheel. Wellicht hebben de knotszwammeties en aardtongen genoeg aan de kleine fractie fijn organisch materiaal die is achtergebleven, terwijl de twee satijnzwammen wat dikkere pakketten ruwere humus prefereren. Omdat bekalken tot meer boomopslag leidde, waren hier ook meer ectomycorrhiza vormers te vinden, deels soorten van gebufferde bodem, zoals vaalhoeden (*Hebeloma* spp) en Donzige melkzwam (*Lactarius pubescens*). Het aantal typische heidesoorten was net als in de onbekalkte, geplagde proefvlakken vrij laag.

5.3 Kernpunten

5.3.1 Hogere planten en mossen

- In de uitgangssituatie was ongeveer de helft van de kenmerkende soorten en Rode Lijst-soorten nog spaarzaam aanwezig. Bij 'niets doen' lijkt het aandeel hiervan wel langzaam terug te lopen.
- Er was een voortdurende aanvoer van zaden van algemene bomen en (eutrafente) plantensoorten uit de directe omgeving; in totaal minstens 50 soorten. De verbreiding lijkt vooral te verlopen via de wind (topkapselmossen, vaatplanten met zaadpluis) of via de mest van grote grazers. Kieming vond vooral plaats op open

plekken, maar vervolgens verdwenen de meeste soorten weer. Boomopslag treedt bij chopperen minder op dan bij plaggen.

- Plaggen en chopperen leidde tot hervestiging van soorten vanuit de zaadbank. Onder de Pijpenstrootje levende levermossen lijken juist voor langere tijd te verdwijnen, evenals veenmossen.
- Bekalking zorgde voor een verhoogde overleving van eutrafente soorten, en in de eerste 3 jaar ook voor de vestiging van eutrafente mossen. Deze vestiging zette echter niet door. Bekalking leidde tot de vestiging van soorten uit heischrale graslanden en gebufferde moerassen. Dit bleef echter beperkt tot enkele mossen (Vetmos, Moerasvorkje, Grof goudkorrelnmos), enkele soorten van zwak gebufferde vennen, en veel algemene graslandsoorten.
- Drukbe grazing leidde via de schapenmest tot een opleving van de vestiging van eutrafente soorten. Deze opleving duurde langer dan op de geplagde en gechopperde vlakken, en er waren meer overblijvende plantensoorten bij betrokken. De combinatie drukbe grazing en bekalking leverde het grootste aantal en aandeel eutrafente plantensoorten op en lijkt te leiden tot een moeilijk omkeerbare vermessing.
- De terreinafwisseling en grotere biodiversiteit die door de combinatie van geplagde en niet geplagde delen kan worden bereikt, wordt ook met chopperen bereikt. Chopperen lijkt voor de vegetatie een goed alternatief voor plaggen. Drukbe grazing leidde echter (nog) niet tot het doorbreken van dominantie van Pijpenstrootje of het herstel van doelsoorten.

5.3.2 Paddenstoelen

- De effecten op de mycoflora waren op de Kampina vrijwel hetzelfde als op de Strabrechtse Heide.
- In de met Pijpenstrootje vergraste heide was een vrij diverse mycoflora aanwezig die deels wel en deels niet aan vergrassing is gebonden.
- Plaggen leidde tot een achteruitgang van strooiselbewonende soorten en in mindere mate ook typische heidesoorten. Na 6 jaar was nog geen herstel zichtbaar.
- Chopperen had een minder negatief effect, maar ook hier was na 6 jaar nog geen herstel zichtbaar.
- Drukbe grazing had weinig effect op de mycoflora.
- Bekalking leidde in alle behandelingen, net als bij vaatplanten en mossen, tot de vestiging van een groep soorten van heischrale graslanden, waaronder 11 Rode Lijst-soorten. Op geplagde vlakken vooral soorten die in heischrale graslanden voorkomen, op vlakken waar Pijpenstrootje is blijven staan ook soorten van moerassen en vochtige bossen.
- De combinatie van drukbe grazing en bekalking leidde tot een sterk verhoogde fructificatie van paddenstoelen. Vooral in deze behandeling nam het aantal vruchtlichamen van strooiselafbrekende paddenstoelen sterk toe. In mindere mate was dit ook het geval in de bekalkte controlevlakken.

6 Kenmerkende heidefauna

6.1 Soortenoverzicht

In totaal zijn er 48 waargenomen soorten dagvlinders, mieren, reptielen en sprinkhanen gerekend tot de kenmerkende heidefauna (Tabel 6.1; Bijlage 3 geeft de soortenlijst met aantallen individuen over 2017). Daaronder vallen 8 soorten van Rode Lijsten (Moerassprinkhaan staat niet meer op de Rode Lijst vanwege de recente toename; Veenmier is daartoe gerekend ondanks het ontbreken van een Rode Lijst voor de mieren in Nederland, maar de soort is in Duitsland en Vlaanderen wel op de Rode Lijst opgenomen). Het Gentiaanblauwtje geldt van deze soorten als het sterkst bedreigd. De soorten zijn verder onderscheiden naar hun binding aan jongere dan wel oudere heidestadia. Negentien soorten zijn als soorten met voorkeur voor jonge heide beschouwd en 29 soorten met voorkeur voor oude heide. De soorten van jonge heide zijn vaker gebonden aan warme en daarmee ook drogere milieus, terwijl de soorten van oude heide ofwel kwetsbaar zijn voor uitdroging, dan wel dekking nodig hebben voor bescherming, overwintering of nestbouw (zie Wallis de Vries *et al.*, 2016b).

De drie blokken van Kampina en blok SC op de Strabrechtse Heide herbergen de meeste soorten van natte heide, met soorten als Bont dikkopje (*Carterocephalus palaemon*), Gentiaanblauwtje (*Phengaris alcon*), Heideblauwtje (*Plebejus argus*), Moerassteekmier (*Myrmica scabrinodis*), Veenmier (*Formica picea*), Moerassprinkhaan (*Stethophyma grossum*) en Levendbarende hagedis (*Zootoca vivipara*); in blok SC werd in 2013 ook de Zeggesteekmier aangetroffen (*Myrmica gallieni*). Ook de twee soorten doortjes werden vooral in de nattere blokken aangetroffen. De Blokken SA en SB hadden een droger karakter, met soorten als Heivlinder (*Hipparchia semele*), Hooibeestje (*Coenonympha pamphilus*), Bruine renmier (*Formica cunicularia*), Kokersteekmier (*Myrmica schenki*), Lepelsteekmier (*M. lona*), Zandsteekmier (*M. sabuleti*), Snortikker (*Chorthippus mollis*) en Veldkrekel (*Gryllus campestris*).

In de analyse zijn vooral de soorten van jonge en oude heidestadia uitgesplitst, omdat verwacht mocht worden dat deze tegenovergesteld op de behandelingen reageren. Voor beide groepen is de verandering in soortenrijkdom onderzocht. Voor afzonderlijke soorten met voldoende waarnemingen is ook de verandering in talrijkheid geanalyseerd.

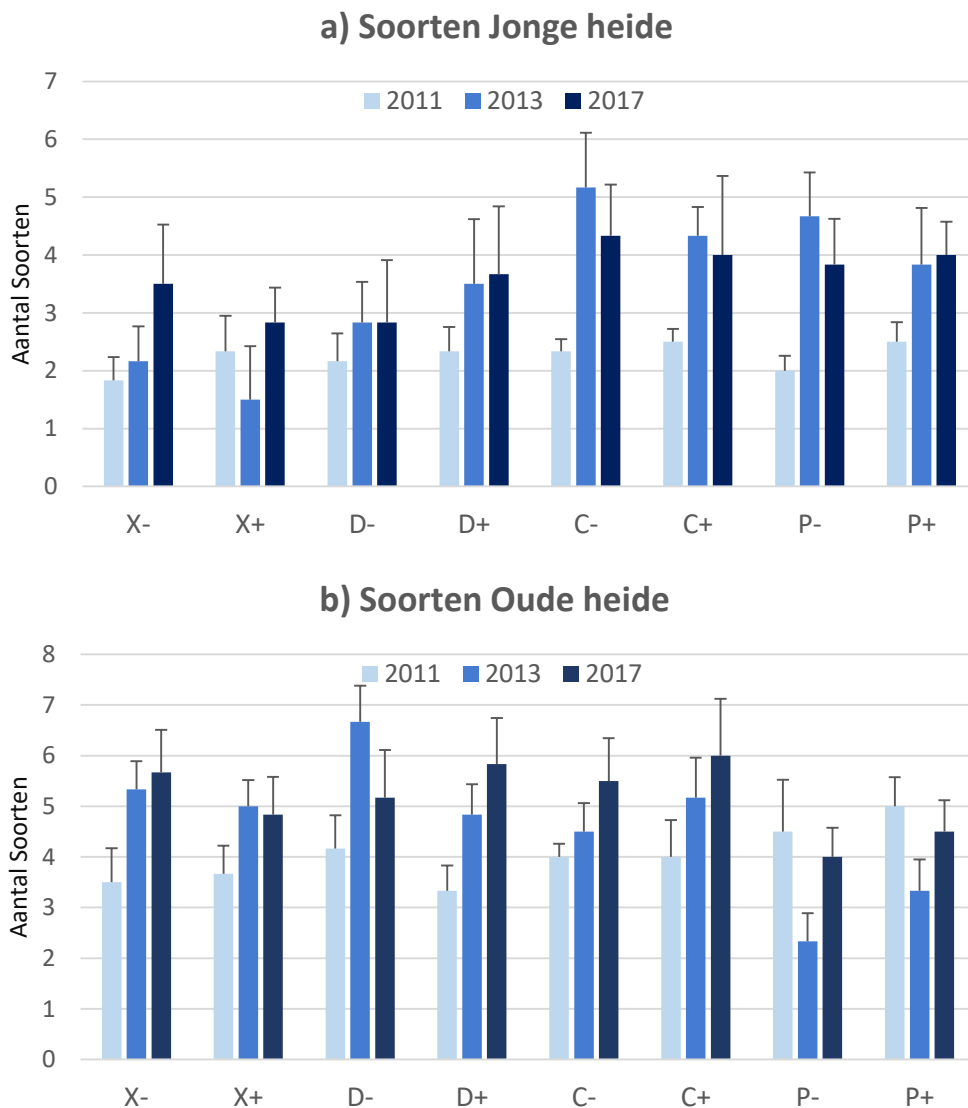
6.2 Effecten op soortenrijkdom

De uitvoering van de behandelingen zorgde op korte termijn – in 2013 – zowel voor de pioniersoorten als voor de soorten van oudere heidestadia voor significante veranderingen (Figuur 6.1). De soortenrijkdom voor soorten van jongere heide nam in vergelijkbare mate toe na chopperen ($P < 0,001$) en na plaggen ($P < 0,05$). De toename bij drukkbe grazing was echter niet significant. Bekalking had geen merkbare gevolgen.

In 2017 was het verschil tussen de behandelingen kleiner geworden en waren er geen statistisch aantoonbare verschillen meer over (Figuur 6.1): de soortenrijkdom voor soorten van jonge heide was in de gechopperde en geplagde plots licht afgenomen en gemiddeld nog wel wat hoger dan in de controle. Andersom was de soortenrijkdom voor soorten van oudere heide in de gechopperde en geplagde plots na 2013 weer gestegen. Ten opzichte van 2011 was alleen bij plaggen het aantal soorten van oudere heide nog lager dan in de andere behandelingen ($P < 0,01$).

Tabel 6.1: Overzicht van getelde individuen (voor de mieren het aantal mierenbuisjes) van de kenmerkende heidefauna in de 6 blokken van het beheerexperiment (K=Kampina, S=Strabrechtse heide). Rode Lijst-soorten zijn met RL aangegeven. De kolom Successie geeft de binding aan jonge of oude heidestadia aan. Voor Gentiaanblauwtje zijn getelde eitjes tussen haakjes vermeld. Overview of counted individuals (number of occupied wine tubes for ants) of characteristic heathland fauna in the 8 blocks of experimental treatments (K=Kampina, S=Strabrechtse heide). Red List species are indicated with RL. The column 'Successie' gives the preference for young or old successional heathland stages. For *Phengaris alcon* egg counts are given in brackets.

Soortgroep	Soort	Successie	KA	KB	KC	SA	SB	SC
Dagvlinders	Bont dikkopje (RL)	Oud		1	5			
Dagvlinders	Boomblauwtje	Oud			1			
Dagvlinders	Bruin zandoogje	Oud		4	2			
Dagvlinders	Citroenvlinder	Oud	4	4	3		2	
Dagvlinders	Eikenpage	Oud		1				
Dagvlinders	Gentiaanblauwtje (RL)	Oud	4 (2109)	2 (110)	1 (0)			
Dagvlinders	Groentje	Oud	4	2	2		1	1
Dagvlinders	Groot dikkopje (RL)	Oud	45	39	36	3	9	4
Dagvlinders	Heideblauwtje (RL)	Jong	295	374	60		1	
Dagvlinders	Heivlinder (RL)	Jong				10	4	2
Dagvlinders	Hooibeestje	Jong				11	2	1
Dagvlinders	Oranje zandoogje	Oud	8	4	5	1		
Dagvlinders	Zwartspruetdikkopje	Oud						1
Mieren	<i>Formica clara/rufibarbis</i>	Jong				60	62	15
Mieren	<i>Formica cunicularia</i>	Jong				15	2	
Mieren	<i>Formica fusca</i>	Jong	4	4	2	20	27	5
Mieren	<i>Formica picea</i> (RL)	Oud	1	6				15
Mieren	<i>Formica rufa/polyctena</i>	Oud				2	3	
Mieren	<i>Formica sanguinea</i>	Jong	1					
Mieren	<i>Lasius flavus</i>	Oud	1					
Mieren	<i>Lasius niger</i>	Jong	22	27	13	17	41	19
Mieren	<i>Lasius platythorax</i>	Oud	20	8	2	2	11	9
Mieren	<i>Leptothorax muscorum</i>	Oud		1				
Mieren	<i>Myrmica gallieni</i>	Oud						3
Mieren	<i>Myrmica lonae</i>	Jong			1	2	1	
Mieren	<i>Myrmica rubra</i>	Jong	3	9	3	1	14	5
Mieren	<i>Myrmica ruginodis</i>	Oud	6	3	9	9	24	5
Mieren	<i>Myrmica sabuleti</i>	Jong			1	1		1
Mieren	<i>Myrmica scabrinodis</i>	Oud	14	9	22	6	7	40
Mieren	<i>Myrmica schencki</i>	Jong	6	2	2	19	5	
Mieren	<i>Stenamma debile</i>	Oud		1				
Mieren	<i>Temnothorax nylanderi</i>	Oud				7	3	
Mieren	<i>Tetramorium caespitum</i>	Jong				9	8	
Reptielen	Levendbarende hagedis (RL)	Oud	37	15	9	6	4	3
Sprinkhanen	Bruine sprinkhaan	Jong	9			1	1	2
Sprinkhanen	Gewoon doorntje	Jong	24	10	13		9	17
Sprinkhanen	Gewoon/Zuidelijk spitskopje	Oud	12		18	2	38	30
Sprinkhanen	Grote groene sabelsprinkhaan	Oud		1				
Sprinkhanen	Heidesabelsprinkhaan	Oud	82	113	148	19	51	35
Sprinkhanen	Knopspruetje	Jong	153	80	18	335	263	215
Sprinkhanen	Krasser	Oud	295	404	242	425	493	542
Sprinkhanen	Kustsprinkhaan	Oud				1		
Sprinkhanen	Moerassprinkhaan	Oud		2	2		1	3
Sprinkhanen	Negertje (Zwart wekkertje)	Oud	65	113	64	203	112	123
Sprinkhanen	Ratelaar	Jong	10	6				
Sprinkhanen	Snortikker	Jong				83	5	3
Sprinkhanen	Veldkrekel (RL)	Jong				6	10	6
Sprinkhanen	Wekkertje	Oud		5	2			
Sprinkhanen	Zanddoorntje	Jong	144	8	13			3
	Aantal soorten Jonge heide		11	9	10	15	16	13
	Aantal soorten Oude heide		15	21	18	13	14	14
	Totaal aantal soorten		26	30	28	28	30	27



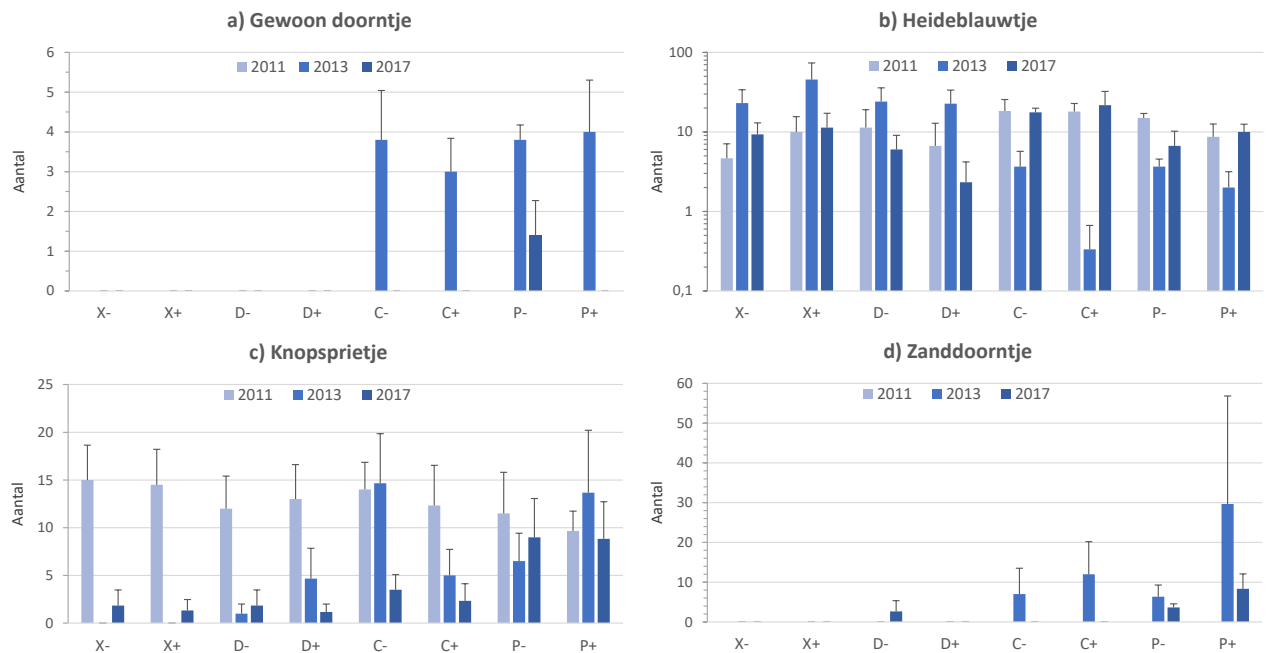
Figuur 6.1: Gemiddelde soortenrijkdom van de heidefauna ($\pm$ s.e.) van a) jonge en b) oude heidestadia per proefvlak voor en na uitvoering van het beheerexperiment. Average species richness of heathland fauna ($\pm$ s.e.) for a) young and b) old heathland successional stages in each plot before and after the implementation of experimental treatments (X=control, D=intensive rotational grazing, C=chopping, P=sod-cutting; without [-] or with [+] liming).

6.3 Effecten op afzonderlijke soorten

De effecten van de behandelingen op de soortenrijkdom van de twee groepen soorten – pioniersoorten en soorten van oudere heide – werden in grote lijn weerspiegeld in de veranderingen in de aantallen van afzonderlijke soorten. Hiervan zijn hieronder alleen de soorten die in verschillende blokken en in redelijke aantallen voorkwamen behandeld.

6.3.1 Soorten van jonge heide

Van de groep van 19 pioniersoorten zijn er in Figuur 6.2 vier getoond. De twee soorten doortjes werden alleen in 2013, kort na uitvoering, in de gehopperde en geplagde plots aangetroffen. In 2017 werden ze in de gehopperde proefvlakken niet meer gezien en in de geplagde plots alleen nog sporadisch.



Figuur 6.2 : Gemiddeld aantal individuen per proefvlak ($\pm$ s.e.) voor diersoorten van jonge heidestadia voor en na uitvoering van het beheerexperiment.
Average number of individuals per plot ($\pm$ s.e.) for animal species of young heathland stages before and after the implementation of experimental treatments: a) *Tetrix undulata*, b) *Plebejus argus*, c) *Myrmeleotettix maculatus*, d) *T. subulata*.

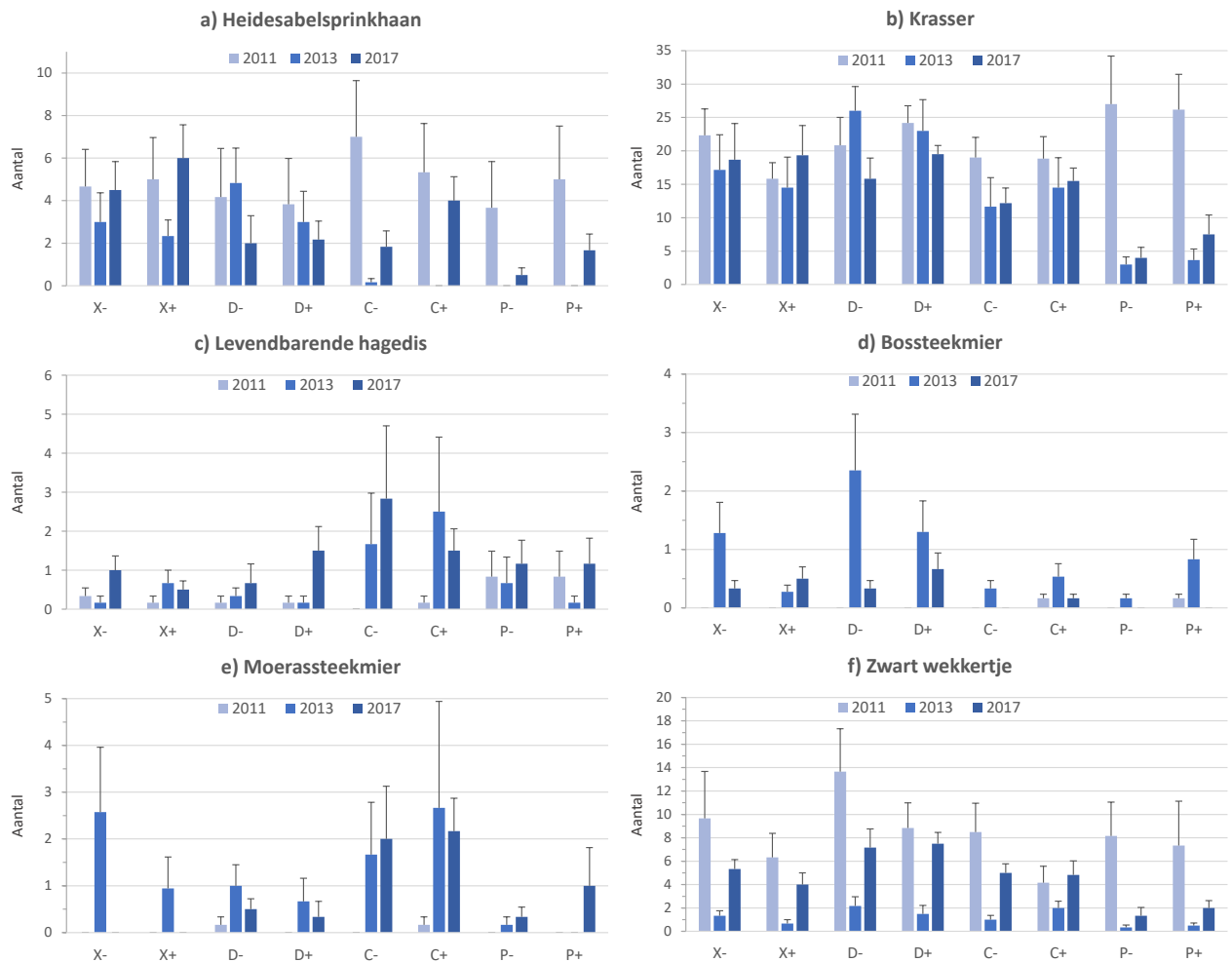
De talrijkheid van het Heideblauwtje varieerde tussen de jaren significant met de uitgevoerde behandeling ($P < 0,001$). In 2013 waren de aantallen na chopperen en plaggen afgenomen, maar in 2017 waren deze significant opgeveerd ($P < 0,001$), in de gechopperde plots tot de hoogste van alle behandelingen. Bij drukbegrazing daalde de talrijkheid van het Heideblauwtje echter ($P < 0,01$) tot een lager niveau dan bij plaggen.

Aanvullend onderzoek in 2016 op Kampina naar vindplaatsen van de rupsen van het Heideblauwtje leverde slechts vier waarnemingen op, allemaal in blok KB, waar ook de meeste vlinders werden geteld. Drie rupsen werden op de gechopperde proefvlakken gevonden (twee op de bekalkte en één op de onbekalkte plot), de vierde werd in de onbekalkte controle gevonden. Verder onderzoek op het nabijgelegen Banisveld, waar het Heideblauwtje extreem talrijk is, leverde nog eens 35 rupsen op. Deze werden 7 keer foeragerend op Struikhei en 3 keer op Dophei gevonden. Gericht zoeken tussen jonge heideplanten op mierenbulten van de Wegmier gaf een 10x hogere trefkans op (32:3) dan een systematische zoekmethode op vaste punten langs een transect.

Het Knopsrietje werd na uitvoering vooral nog gevonden in de geplagde en gechopperde proefvlakken. In 2011 waren de aantallen na een extreem droog voorjaar overal hoog. In 2017 waren de aantallen veel lager ($P < 0,0001$), maar relatief hoger op de geplagde plots ($P < 0,0001$) en in beduidend mindere mate toch ook nog op de gechopperde plots ($P < 0,05$).

Voor geen van de soorten werden significante aanwijzingen voor een effect van bekalking gevonden. Van de overige pioniersoorten was alleen de Wegmier (ook waardmier van het Heideblauwtje) talrijk genoeg voor nadere analyse, maar alhoewel er in 2017 een tendens was voor hogere presentie in de gechopperde proefvlakken ($P = 0,08$), was er over het geheel geen duidelijk verschil tussen de behandelingen.

De Veldkrekel werd alleen op de Strabrechtse Heide gevonden. Zoals voor een pioniersoort mocht worden verwacht, werden zowel in 2013 als in 2017 de meeste van de 22 individuen gevonden na plaggen (10) en chopperen (7).



Figuur 6.3: Gemiddeld aantal individuen per proefvlak ($\pm$ s.e.) voor diersoorten van oude heidestadia voor en na uitvoering van het beheerexperiment.

Average number of individuals per plot ($\pm$ s.e.) for animal species of old heathland stages before and after the implementation of experimental treatments: a) *Metrioptera brachyptera*, b) *Chorthippus parallelus*, c) *Zootoca vivipara*, d) *Myrmica ruginodis*, e) *M. scabrinodis*, f) *Omocestus rufipes*.

6.3.2 Soorten van oudere heide

De groep soorten van oudere heide is met 29 soorten groter dan die van de pioniersoorten. In Figuur 6.3 zijn de veranderingen voor zes soorten geïllustreerd. Bekalking gaf voor geen van de soorten significante effecten te zien, maar vooral plaggen werkte nog steeds negatief op de talrijkheid door en in mindere mate ook het chopperen.

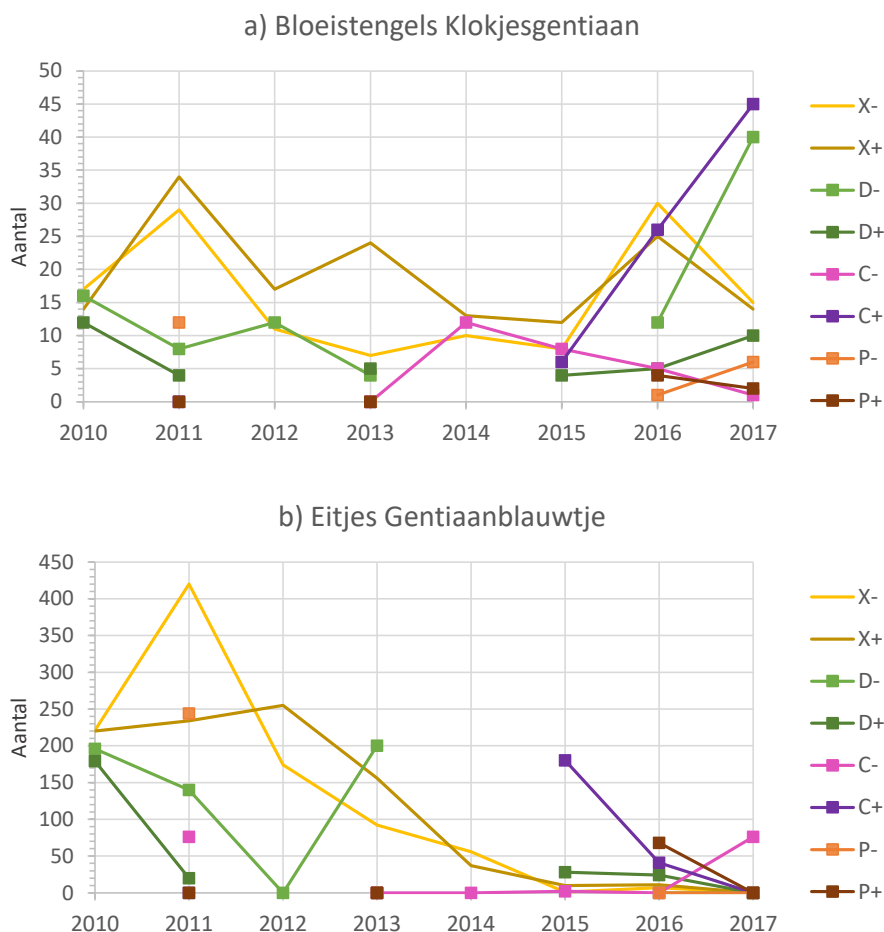
De Heidesabelsprinkhaan was na uitvoering van de maatregelen vooral bij chopperen en plaggen vrijwel verdwenen. In 2017 was er nog steeds sprake van een zeer grote achteruitgang bij plaggen ($P < 0,001$), een minder grote achteruitgang bij chopperen ($P < 0,01$) en – in tegenstelling tot 2013 – toch ook een achteruitgang bij drukbegrazing ($P < 0,05$).

De Krasser reageerde als enige met een significante toename op drukbegrazing in 2013 ($P < 0,05$), maar dat effect was in 2017 verdwenen. Bij plaggen duurde de afname, net als voor de Heidesabelsprinkhaan, voort tot in 2017 ($P < 0,0001$) en was ook de achteruitgang door chopperen nog merkbaar ($P < 0,05$).

De Levendbarende hagedis was in 2017, net als in 2013, nog steeds relatief het talrijkst in de gechopperde plots ($P < 0,05$).

Voor de Bossteekmier waren er in 2017 te weinig waarnemingen voor een zinvolle analyse. Dit gold in iets mindere mate ook voor de Moerassteekmier, die wel net als in 2013 het meest voorkwam na chopperen.

Het Zwart wekkertje (voorheen Negertje genoemd) was in 2017 nog steeds significant minder talrijk in de geplagde proefvlakken ($P < 0,001$).



Figuur 6.4: Ontwikkeling van de aantallen van a) bloemstengels van de Klokjesgentiaan en b) eitjes van het Gentiaanblauwtje op de waardplant in alle proefvlakken op Kampina tussen 2010 en 2017. Development of numbers of a) flowering stems of *Gentiana pneumonanthe* and b) eggs of *Phengaris alcon* on its host plant in all plots of Kampina between 2010 and 2017.

Voor het Gentiaanblauwtje en zijn waardplant de Klokjesgentiaan waren dankzij de jaarlijkse tellingen van Bert en Riet van Rijsewijk jaarlijkse gegevens beschikbaar, waarvan Figuur 6.4 de resultaten voor de proefvlakken vanaf 2010 toont. Door de sterk wisselende aantallen tussen blokken en proefvlakken leenden de gegevens zich niet voor statistische analyse en zijn ze daarom per behandeling samengevoegd tussen de proefvlakken.

De Klokjesgentianen bleven in de controles door de jaren heen redelijk stabiel. De aantallen gingen met de uitvoering van drukbegrazing omlaag, maar veerden na de laatste uitvoering in 2016 weer op, schijnbaar meer in de onbekalkte plot, maar dit is waarschijnlijk een artefact van de locatie. Na plagen en chopperen (winter 2012) verdwenen de gentianen tijdelijk. In 2014 werden de eerste bloeiende gentianen echter alweer geteld op de chopperplekken en in 2016 op de plagplekken. Vooral op de bekalkte chopperplekken was de ontwikkeling zeer voorspoedig; in blok KC was sprake van nieuwe vestiging op bekalkte plots, in 2016 op een chopperplek en in 2017 in een geplagde plot. Op de niet bekalkte chopperplekken nam het aantal bloeiende gentianen juist af. Op zowel bekalkte als onbekalkte plagplekken bleven de aantallen gentianen nog laag.

De ontwikkeling in het aantal afgezette eitjes van het Gentiaanblauwtje volgde helaas niet die van de waardplanten. De populatieontwikkeling van het Gentiaanblauwtje op heel

Kampina vertoont vanaf 2011 een sterke afname, waarschijnlijk door een combinatie van klimaatextremen van droogte en hevige neerslag in combinatie met een slechts lokaal goede habitatkwaliteit. In 2016 zijn de aantallen tot een dieptepunt aanbeland en zijn in het hele gebied slechts 300-400 eitjes geteld. Daarom kunnen de gevolgen van de experimentele behandelingen voor het Gentiaanblauwtje niet goed worden beoordeeld. In 2013 werden redelijk wat eitjes geteld na eenmalige drubbegrazing (drubbegrazing uitgevoerd in 2012, 2014-2016). En in 2015 werd een vergelijkbaar aantal eitjes gevonden op de bekalkte chopperplek, maar niet op de onbekalkte, terwijl daar wel gentianen bloeiden. Na plaggen werden slechts in 2016 enkele eitjes afgezet op de bekalkte plot. Het biedt enige eerste aanwijzingen, maar niet meer dan dat.

6.4 Kernpunten

In dit hoofdstuk zijn de effecten van de vegetatiebehandelingen in combinatie met bekalking besproken op kenmerkende diersoorten voor jonge en oude heidestadia. Hierbij zijn die soortgroepen meegenomen waarvan verwacht mag worden dat die reageren op maatregelen die op de schaal van de proefvlakken zijn uitgevoerd en die ook in de SNL-monitoring opgenomen zijn: dagvlinders, sprinkhanen en reptielen. In aanvulling daarop zijn de mieren onderzocht als een indicatieve soortgroep die bovendien soorten omvat die als gastheer optreden voor de Rode Lijst-soorten Gentiaanblauwtje en Heideblauwtje.

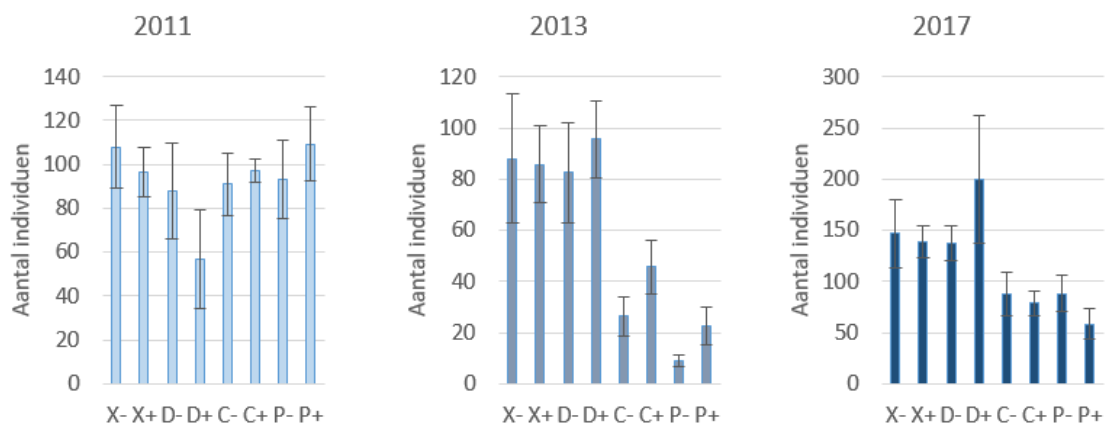
Op een termijn van zes jaar na uitvoering heeft het beheerexperiment voor de kenmerkende diersoorten de volgende effecten opgeleverd:

- De soortenrijkdom van zowel soorten van jonge heide als soorten van oudere heide verschilt zes jaar na uitvoering weinig meer tussen de behandelingen. De toename van soorten van jonge heide kort na plaggen en chopperen werd gevolgd door een afname tot een vergelijkbaar niveau met de controle. Andersom werd de afname van soorten van oudere heide direct na plaggen en chopperen gevolgd door herstel; alleen na plaggen bleef de soortenrijkdom nog op een significant lager niveau. Drubbegrazing en bekalking hadden geen significant effect op de soortenrijkdom.
- De talrijkheid van afzonderlijke soorten liet wel meer uitgesproken langdurige effecten van de behandelingen zien.
- Van de pioniersoorten was het Heideblauwtje het meest talrijk geworden op de gechopperde proefvlakken en licht afgenomen na drubbegrazing. Knosprietjes waren net als in 2013 nog steeds het meest talrijk na plaggen en in mindere mate ook talrijk na chopperen.
- Voor de soorten van oudere heide werkte plaggen nog steeds negatief door op de talrijkheid en in mindere mate ook het chopperen. Dit gold voor Heidesabelsprinkhaan, Krasser en Zwart wekkertje. De Levendbarende hagedis werd het meest na chopperen aangetroffen.
- Voor het Gentiaanblauwtje verhinderde de algehele afname van de populatie een goede beoordeling van de effecten, maar de gunstige ontwikkeling van de waardplant Klokjesgentiaan na chopperen met bekalking, met waargenomen ei-afzet in 2015, geeft wel een indicatie van een positief effect van deze maatregel.

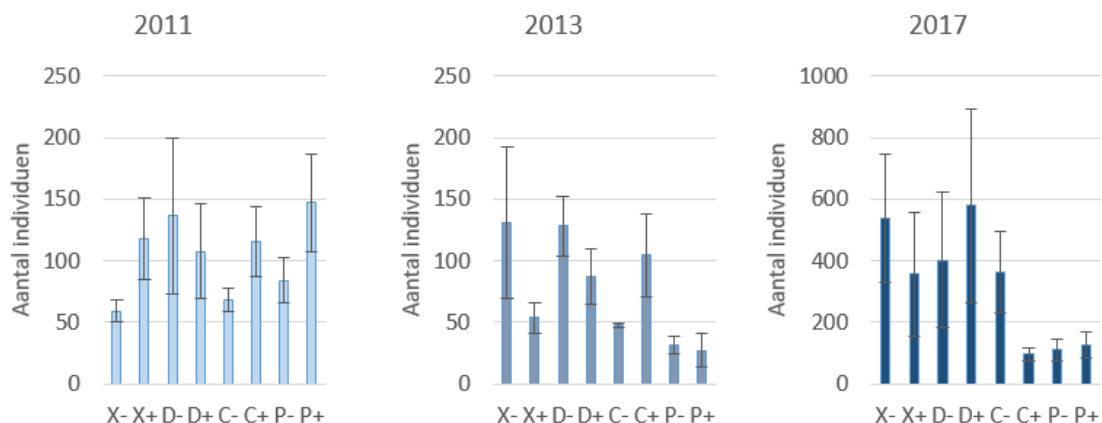
7 Functionele analyse van faunagroepen

7.1 Vliegen en muggen (Diptera)

Het aantal herbivore Diptera nam sterk af in de gehopperde en geplagde plots. Zowel in 2013 als in 2017 hadden deze maatregelen een significant negatief effect op de aantallen herbivore tweevleugeligen (Figuur 7.1, Tabel 7.1). In 2011 werden evenwel significante verschillen in aantallen herbivoren aangetroffen in de beoogde drukkbegraasde plots. In de daaropvolgende jaren was hier geen verschil ten opzichte van de controle meer aanwezig. Op de korte termijn (2013) was er een significant positief effect van bekalken op herbivore diptera in de geplagde plots. Op de middellange termijn (2017) was dit effect niet meer aanwezig.



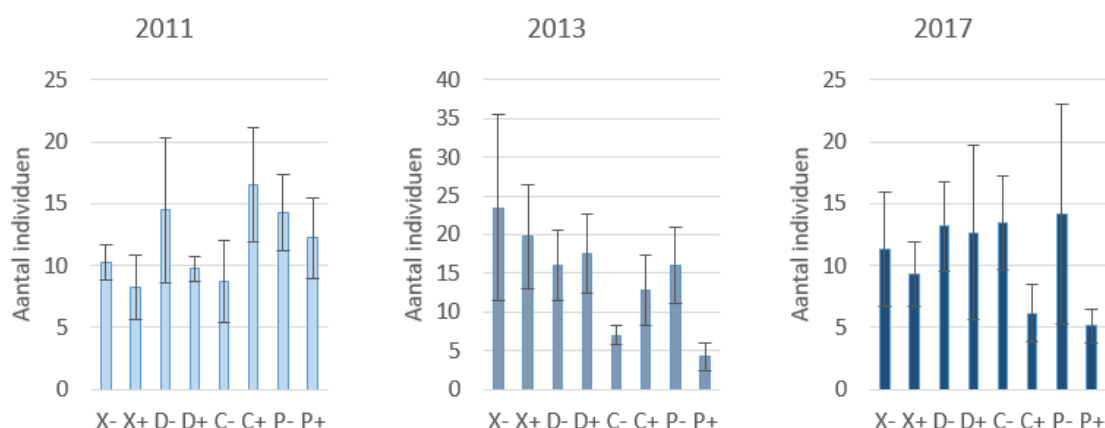
Figuur 7.1: Gemiddeld aantal herbivore Diptera ($\pm$ s.e.) in de verschillende beheercombinaties, uitgesplitst over de jaren. Let op verschillen in schaal op de Y-as. Voor significante effecten van beheer, bekalking en interacties tussen beheer en bekalking, zie Tabel 7.1. Average number of herbivore Diptera ($\pm$ s.e.) in the different treatment combinations in different years. Note differences in Y-axis scale. For significant effects of treatment, liming and their interactive effects, see Table 7.1.



Figuur 7.2: Gemiddeld aantal detritivore Diptera ($\pm$ s.e.) in de verschillende beheercombinaties, uitgesplitst over de jaren. Let op verschillen in schaal op de Y-as. Voor significante effecten van beheer, bekalking en interacties tussen beheer en bekalking, zie Tabel 7.1. Average number of detritivore Diptera ($\pm$ s.e.) in the different treatment combinations in different years. Note differences in Y-axis scale. For significant effects of treatment, liming and their interactive effects, see Table 7.1.

Het aantal detritivore Diptera was voorafgaand aan uitvoering van de maatregel in de beoogd bekalkte behandelingen significant hoger (Figuur 7.2, Tabel 7.1). In 2013 was het aantal detritivore Diptera significant lager in de geplagde en gehopperde behandelingen en de bekalkte behandelingen. In de gehopperde behandelingen had bekalking evenwel een positief effect op het aantal individuen. In 2017 was het aantal detritivore diptera alleen nog significant lager in de geplagde behandelingen (al was deze in de gehopperde en bekalkte behandelingen eveneens laag).

Het aantal carnivore Diptera verschilde niet tussen de beoogde behandelingen voorafgaand aan uitvoering van maatregelen (Figuur 7.3, Tabel 7.1). In 2013 was het aantal carnivore Diptera significant lager in de gehopperde en geplagde behandelingen, in 2017 was dit echter niet meer het geval. Het significante negatieve effect van bekalking op carnivore diptera is vooral het gevolg van een sterke afname van deze groep in de geplagde en gehopperde behandelingen (Figuur 7.3, rechter grafiek).



Figuur 7.3: Gemiddeld aantal carnivore Diptera ($\pm$ s.e.) in de verschillende beheercombinaties, uitgesplitst over de jaren. Let op verschillen in schaal op de Y-as. Voor significante effecten van beheer, bekalking en interacties tussen beheer en bekalking, zie Tabel 7.1. Average number of carnivore Diptera ($\pm$ s.e.) in the different treatment combinations in different years. Note differences in Y-axis scale. For significant effects of treatment, liming and their interactive effects, see Table 7.1.

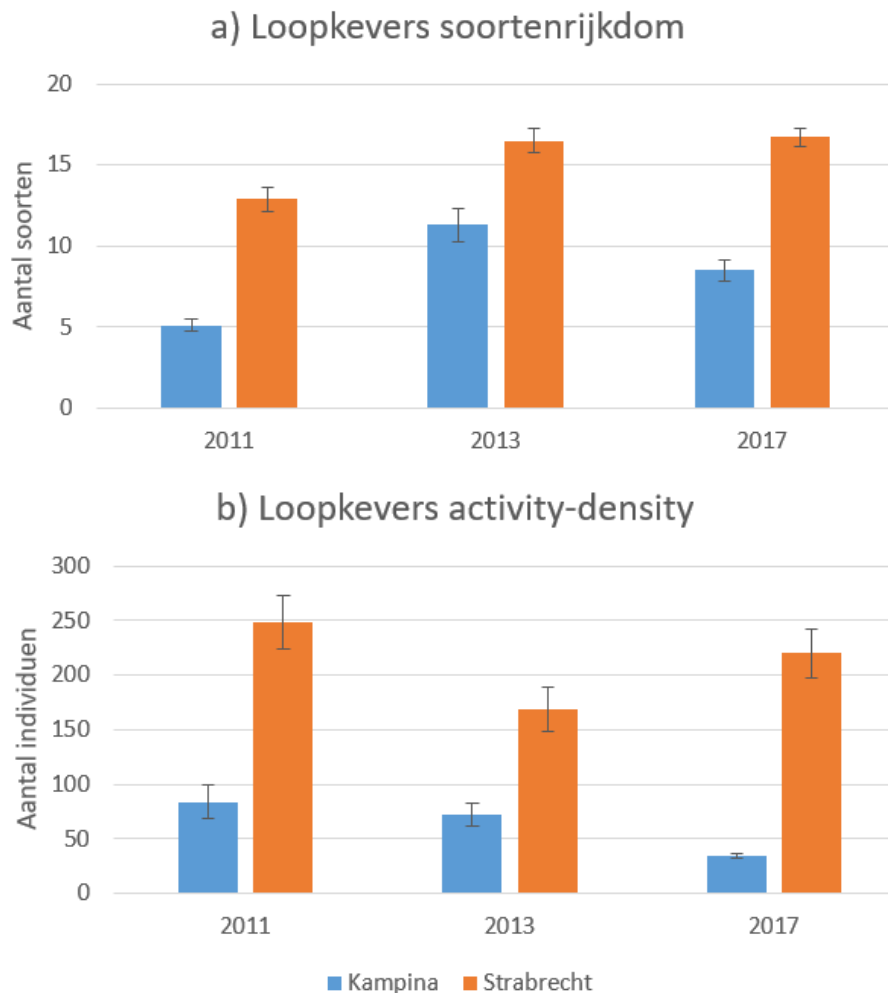
Tabel 7.1: Overzicht van significante behandelingseffecten van de onderzochte beheermaatregelen op de dichtheid van Diptera, onderverdeeld onder trofische groepen. D: Drukbegrazing, C: Chopperen, P: Plaggen, Ca: Bekalken, met hun interacties. (+): effect is positief ten opzichte van controle. (-) effect is negatief ten opzichte van controle. * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. Voor toetsingsmethoden zie paragraaf 2.4. Overview of significant effects of management treatments relative to the control on the density of Diptera according to trophic groups. D=intensive rotational grazing, C=choppering, P=sod-cutting, Ca=liming and their interactions.

	D	C	P	Ca	DxCa	CxCa	PxCa
Herbivoren							
2011	* (-)						
2013		*** (-)	*** (-)				* (+)
2017		** (-)	*** (-)				
Detritivoren							
2011				* (+)			
2013		** (-)	*** (-)	* (-)		** (+)	
2017			*** (-)				
Carnivoren							
2011							
2013		* (-)	* (-)				
2017				* (-)			

7.2 Loopkevers

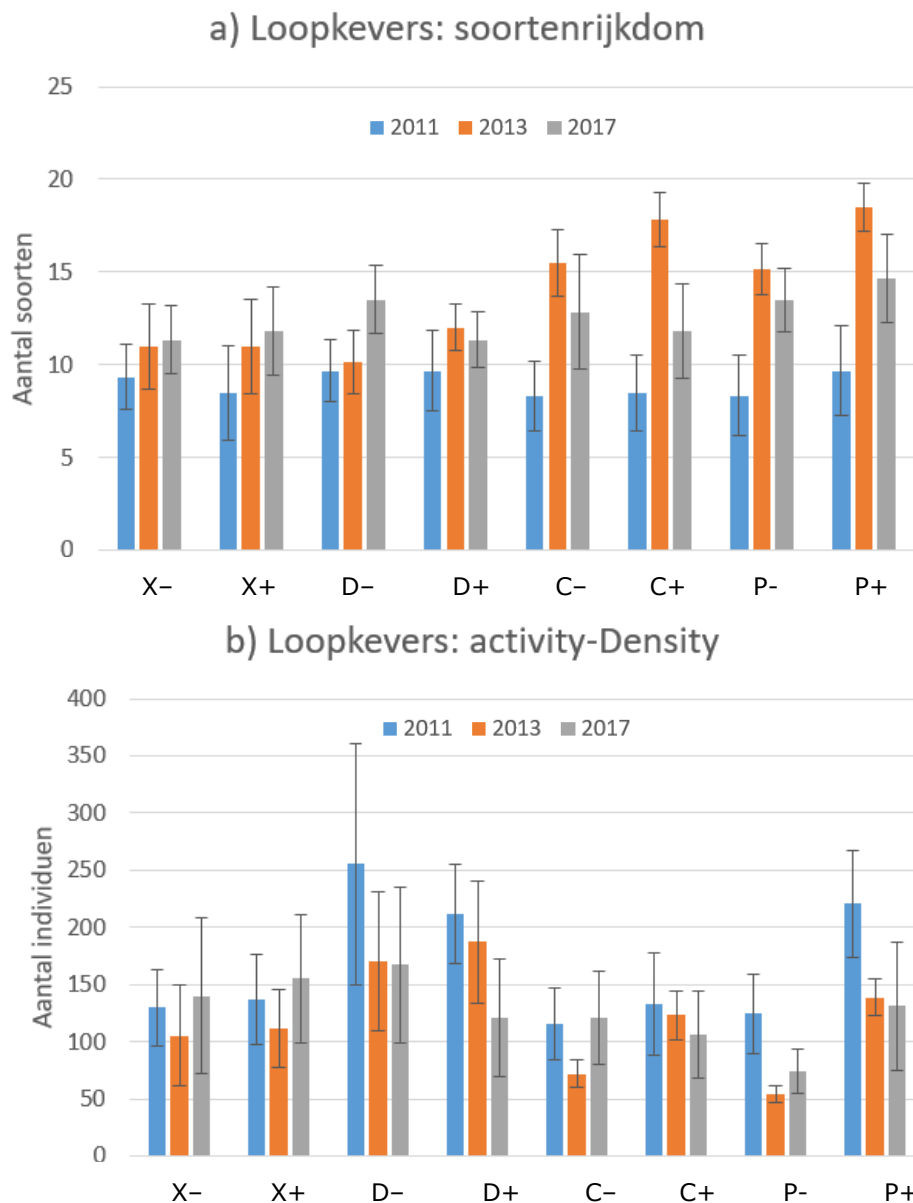
7.2.1 Soortenrijkdom en Activity-density

In totaal zijn over de drie onderzoeksjaren 19835 individuen bemonsterd, verdeeld over 93 soorten. Meest algemeen aangetroffen waren *Pterostichus diligens* (4704 ind.), *Dyschirius globosus* (4355 ind.), *Oxypselaphus obscurus* (2718 ind.), *Carabus arvensis* (1321 ind.), *Poecilus versicolor* (1309 ind.) en *Amara lunicollis* (806 ind.) (Bijlage 4 geeft de soortenlijst met aantallen individuen over 2017). Tussen de onderzoeksgebieden bestonden grote verschillen in aantallen bemonsterde soorten (Figuur 7.4a) en activity-density (Figuur 7.4b) tussen de gebieden. Deze was op Kampina in beide gevallen beduidend lager dan voor Strabrechtse heide. Ook is duidelijk dat de soortenrijkdom in beide gebieden is toegenomen na uitvoering van de maatregelen (vergelijk 2011 met 2013 en 2017). De activity-density is na uitvoering van de maatregelen lager in 2013 op Strabrechtse heide, en neemt op Kampina verder af in 2017. Dit verschil tussen de onderzoeksgebieden maakt een vergelijking over de jaren heen niet mogelijk. Significante effecten op soortenrijkdom en activity-density tussen de behandelingen zijn per jaar getoetst. Gekozen is om de analyse op basis van soorteigenschappen niet te toetsen op significante verschillen tussen de behandelingen, maar om deze soortinformatie te gebruiken in de ordinatieanalyse van de onderzoeksgebieden op basis van de loopkeversamenstelling.



Figuur 7.4: Verschil in a) soortenrijkdom en b) activity-density ($\pm$ s.e.) van loopkevers tussen onderzoeksgebied Kampina en Strabrechtse heide verdeeld over de onderzoeksjaren. Difference in a) species richness and b) activity-density ($\pm$ s.e.) of carabid beetles between study areas and across years.

Het aantal soorten loopkevers verschilde niet in het jaar voorafgaand aan de behandelingen tussen de beoogde beheercombinaties (Figuur 7.5a, Tabel 7.2). Er waren echter wel significante verschillen in activity-density tussen controle en beheerplots. In beoogd drukbegaasde en geplagde behandelingen was de activity-density significant hoger ten opzichte van controle (Figuur 7.5b, Tabel 7.2). Daarnaast bestond er een significant positieve interactie tussen beoogde plag en bekalkte plots: in deze combinaties was een significant hogere AD dan in plots met enkel beoogd plagbeheer. Deze verschillen bestonden eveneens in de eerste effectmeting (2013), maar deze verschillen kunnen door verschillen in de uitgangssituatie niet zonder meer worden toegeschreven aan de behandelingen. In 2017 werden geen significante effecten van het beheer gevonden op de activity-density van loopkevers, behalve een significant negatieve interactie tussen drukbegrazing en bekalking. (Figuur 7.5b, Tabel 7.2).



Figuur 7.5: Gemiddelde voor a) soortenrijkdom en b) activity-density ($\pm$ s.e.) van loopkevers in de verschillende behandelingen per jaar. Average of a) species richness and b) activity-density ($\pm$ s.e.) for carabid beetles in the different treatments across years.

Tabel 7.2: Overzicht van significante behandelingseffecten van de onderzochte beheermaatregelen op de soortenrijkdom en activity-density van loopkevers. D: Drukbegrazing, C: Chopperen, P: Plaggen, Ca: Bekalken, met hun interacties. (+): effect is positief ten opzichte van controle. (-) effect is negatief ten opzichte van controle. . $p < 0.10$ * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. Voor toetsingsmethoden zie paragraaf 2.4. Overview of significant effects of management treatments relative to the control on species richness and activity-density of carabid beetles. D=intensive rotational grazing, C=chopping, P=sod-cutting, Ca=liming and their interactions.

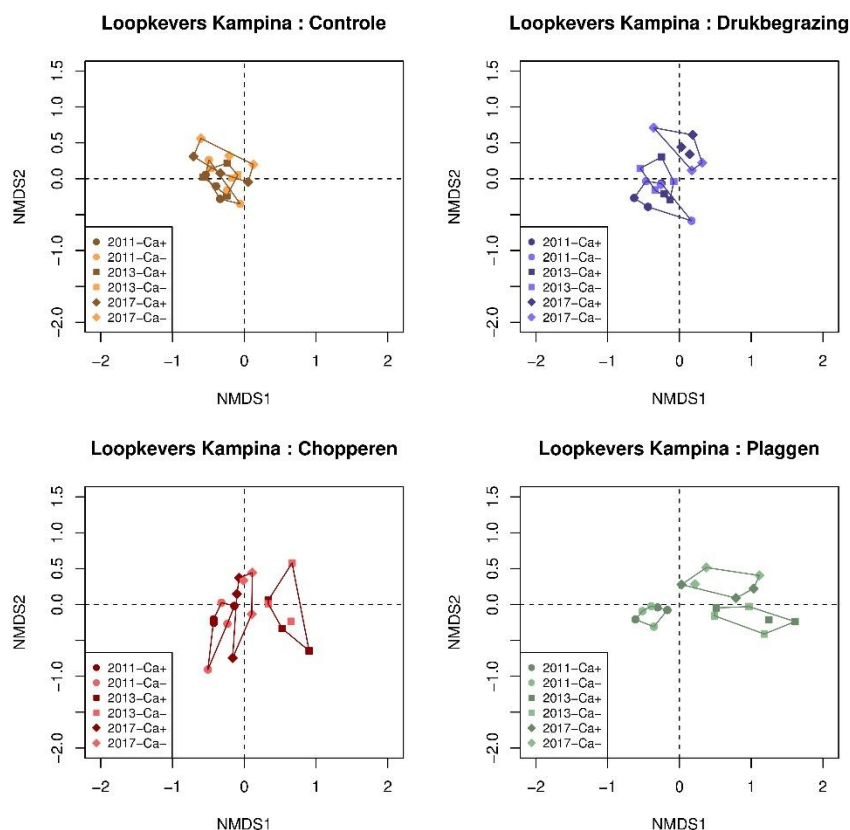
	D	C	P	Ca	DxCa	CxCa	PxCa
Soortenrijkdom							
2011							
2013		***(+)	***(+)				
2017			.(+)				
Activity-density							
2011	*(+)		*(+)				*(+)
2013	*(+)		*(+)				**(+)
2017					*(-)		

7.2.2 Verschillen in samenstelling loopkevergemeenschap

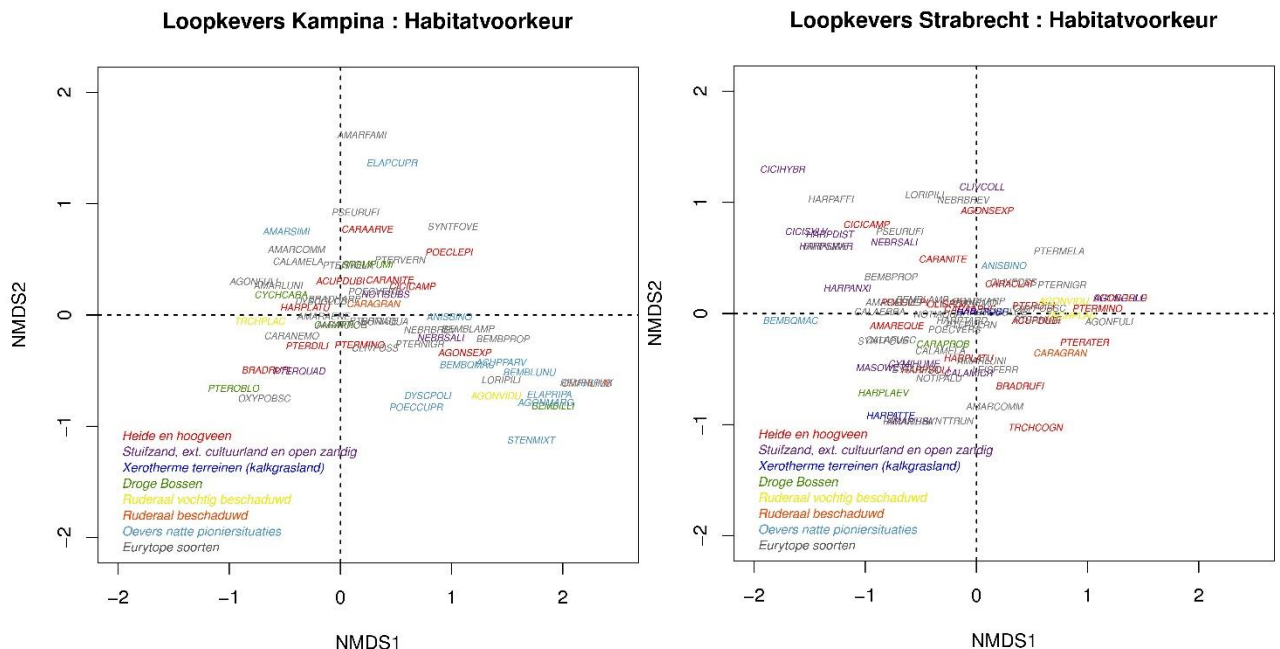
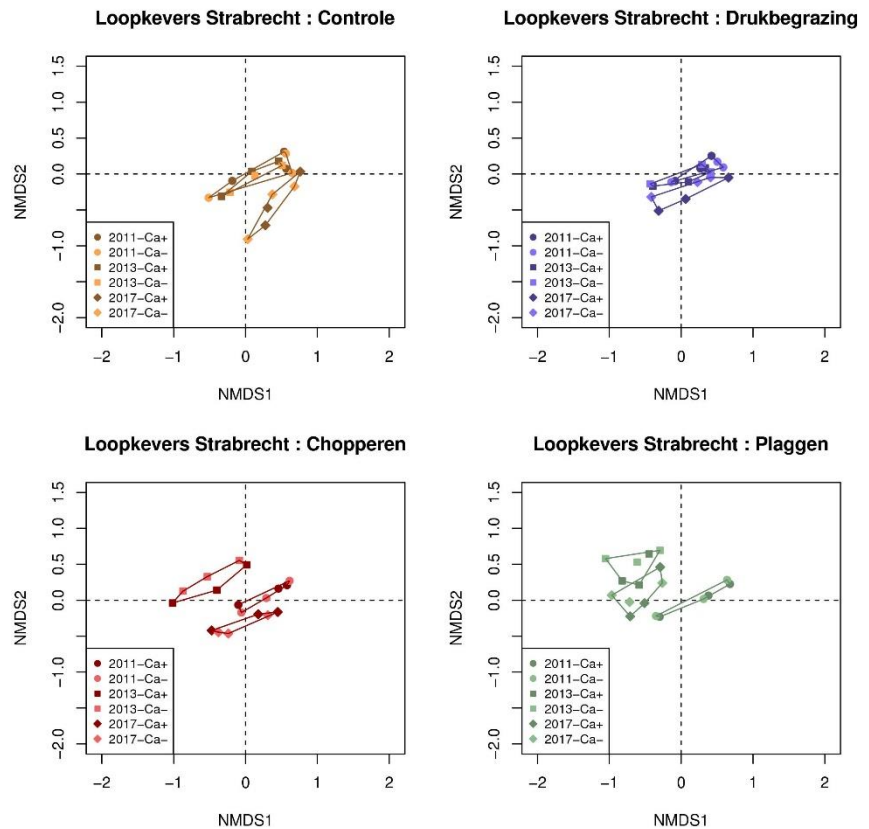
Door de aanwezigheid van grote verschillen in soortenrijkdom en activiteit van loopkevers tussen de onderzoeksgebieden, zijn beide onderzoeksgebieden afzonderlijk van elkaar geanalyseerd op samenstelling van de loopkevergemeenschap.

De samenstelling van de loopkevergemeenschap in de controle behandelingen op Kampina was vergelijkbaar tussen de drie meetjaren (Figuur 7.6). De samenstelling in de drukbegrazing behandelde plots week alleen af van controle in het 2017 meetjaar, en vertoonde daar overlap met de geplagde plots uit hetzelfde meetjaar. De gechopperde plots kenden in 2013 een sterk afwijkende samenstelling. In 2017 is de samenstelling weer meer richting de controle situatie bewogen, en ligt tussen die van 2011 en 2013 in. Plagbeheer heeft in 2013 geleid tot een sterke verandering van de loopkeversamenstelling, en deze was ook in 2017 nog sterk afwijkend ten opzichte van de controle behandelingen. In geen van de behandelingen is een duidelijk divergerend effect van bekalking gevonden op de samenstelling van de loopkevergemeenschap.

Figuur 7.6: NMDS-ordinatie op basis van loopkever-samenstelling, van de plots op Kampina met verschillende behandeling. NMDS ordination, based on carabid beetle composition, of the Kampina plots with different treatments.



Figuur 7.7: NMDS-ordinatie op basis van loopkever-samenstelling, van de plots op de Strabrechtse Heide met verschillende behandeling. NMDS ordination, based on carabid beetle composition, of the Strabrechtse Heide plots with different treatments.

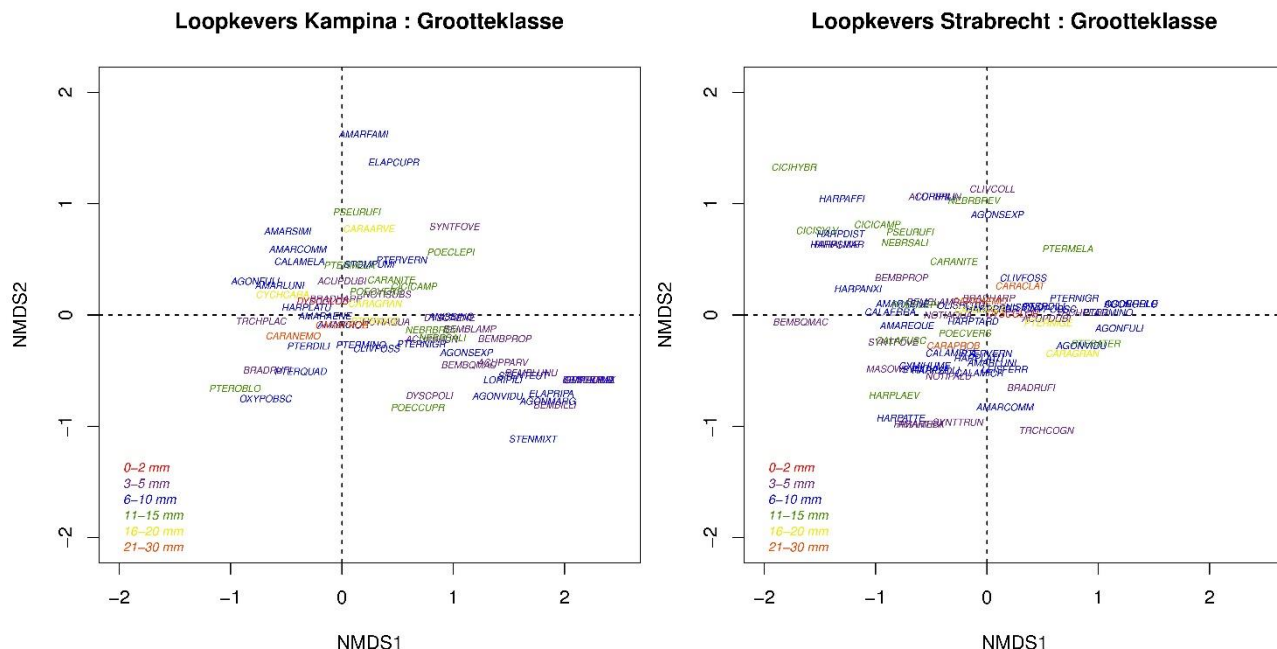


Figuur 7.8: Ordinatie van loopkeversoorten met verschillende habitatvoorkeur op Kampina (links) en Strabrechtse Heide (rechts). Ordination of carabid beetle species with different habitat preferences in the two study areas.

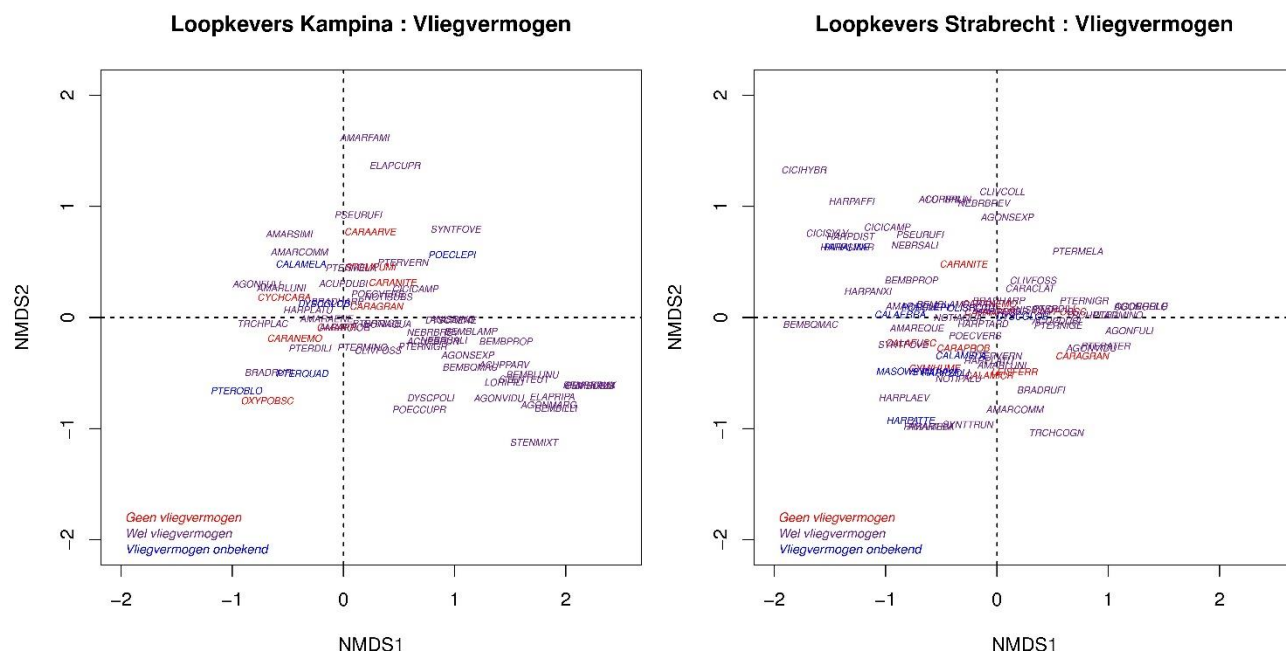
Op Strabrechtse heide week de loopkeversamenstelling in de controle behandelingen in 2017 af van die in 2011 en 2013 (Figuur 7.7). Drukbegrazing heeft hier nauwelijks invloed uitgeoefend op de samenstelling van de loopkevergemeenschap. Chopperen heeft geleid tot

Grootteklassen

Op Kampina werden de geplagde en gehopperde (2013) locaties gekenmerkt door kleine en middelkleine soorten; grotere soorten waren meer geassocieerd met de controle en drukkbegraasde locaties (Figuur 7.10, links). Op Strabrechtse heide zijn het middelkleine en middelgrote soorten die zijn geassocieerd met de geplagde en drukkbegraasde (2013) locaties (Figuur 7.10, rechts).



Figuur 7.10: Ordinatie van loopkeversoorten met verschillende grootteklasse op Kampina (links) en Strabrechtse Heide (rechts). Ordination of carabid beetle species of different size classes in the two study areas.



Figuur 7.11: Ordinatie van loopkeversoorten met verschillend vliegvermogen op Kampina (links) en Strabrechtse Heide (rechts). Ordination of carabid beetle species with different flight capacity in the two study areas.

Vliegvermogen

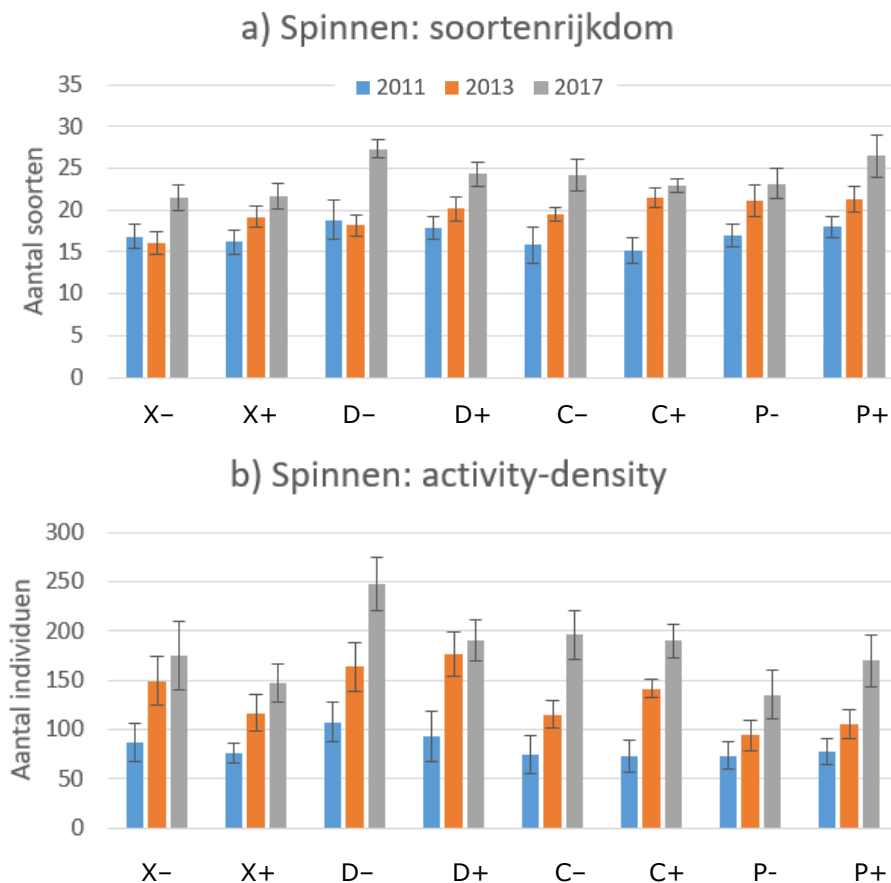
Op Kampina werden de geplagde en gehopperde (2013) locaties gedomineerd door soorten met vliegvermogen (Figuur 7.11, links). Ook op Strabrecht zijn deze behandelingen

gedomineerd door soorten die zich vliegend kunnen verplaatsen (Figuur 7.10, rechts). Soorten zonder vliegvermogen of soorten waarvan vliegvermogen onbekend is zijn geassocieerd met de controle en drukbegrazingsbehandelingen in beide onderzoeksgebieden.

7.3 Spinnen

7.3.1 Soortenrijkdom en activity-density

In totaal zijn over alle onderzoeksjaren en locaties 19025 spinnen gevangen, verdeeld over 158 soorten. Verreweg het meest talrijk was *Pardosa pullata*, met 7836 individuen, gevolgd door *Trochosa terricola* (2041), *Pardosa nigriceps* (1386), *Piratula latitans* (1316) en *Piratula uliginosa* (746) (Bijlage 4 geeft de soortenlijst met aantallen individuen over 2017). Allen behoren tot de wolfspinnen, een familie van zeer mobiele en bodemactieve actief jagende spinnen. De meest algemene hangmatspinnen waren *Tenuiphantes menzei* en *Palludiphantes ericeus*, de meest algemene dwergspinnen waren *Walckenaeria alticeps* en *Centromerus dilutus*. De meest algemene bodemjachtspinnen waren *Zelotes petrensis* en *Zelotes latreillei*. De meeste van deze soorten zijn vrij algemeen, de meer karakteristieke soorten zijn in lagere dichtheden aangetroffen.



Figuur 7.12: Gemiddelde voor a) soortenrijkdom en b) activity-density ($\pm$ s.e.) van spinnen in de verschillende behandelingen per jaar. Average of a) species richness and b) activity-density ($\pm$ s.e.) for spiders in the different treatments across years.

Tussen de gebieden bestonden geen verschillen in soortenrijkdom of activity-density. Het totaal aantal aangetroffen soorten nam wel toe tussen 2011 en 2017 (Figuur 7.12). Ook de gemiddelde activity-density vertoonde een duidelijke toename tussen de beginsituatie en de situatie na uitvoering van de experimentele maatregelen. Over geen van de onderzoeksjaren werden er significante effecten van de behandelingen op soortenrijkdom gevonden (Figuur 7.12a, Tabel 7.3). De gemiddelde activity-density was in 2013 in de geplagde behandelingen

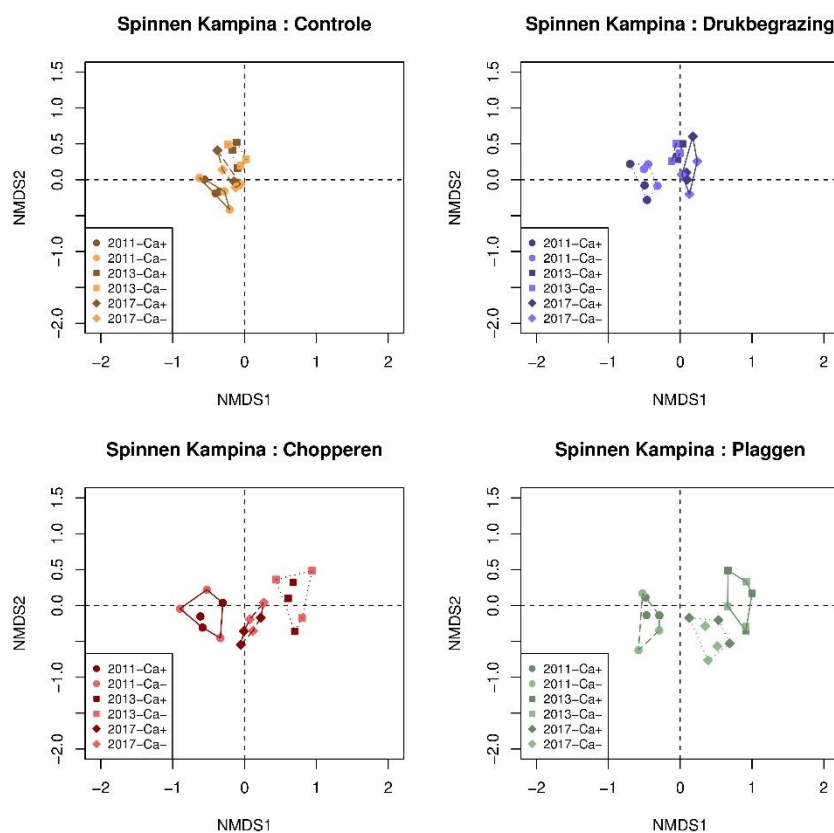
significant lager. In 2017 was er enkel een positief significante trend van drukbegrazing en chopperen op de gemiddelde activity-density gevonden (Figuur 7.12b, Tabel 7.3).

Tabel 7.3: Overzicht van significante behandelingseffecten van de onderzochte beheermaatregelen op de soortenrijkdom en activity-density van spinnen. D: Drukbegrazing, C: Chopperen, P: Plaggen, Ca: Bekalken, met hun interacties. (+): effect is positief ten opzichte van controle. (-) effect is negatief ten opzichte van controle. . $p < 0.10$ * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. Voor toetsingsmethoden zie paragraaf 2.4. Overview of significant effects of management treatments relative to the control on species richness and activity-density of spiders. D=intensive rotational grazing, C=chopping, P=sod-cutting, Ca=liming and their interactions.

	D	C	P	Ca	DxCa	CxCa	PxCa
Soortenrijkdom							
2011							
2013							
2017							
Activity-density							
2011							
2013			*(-)				
2017	.(+)	.(+)					

7.3.2 Verschillen in samenstelling spinnengemeenschap

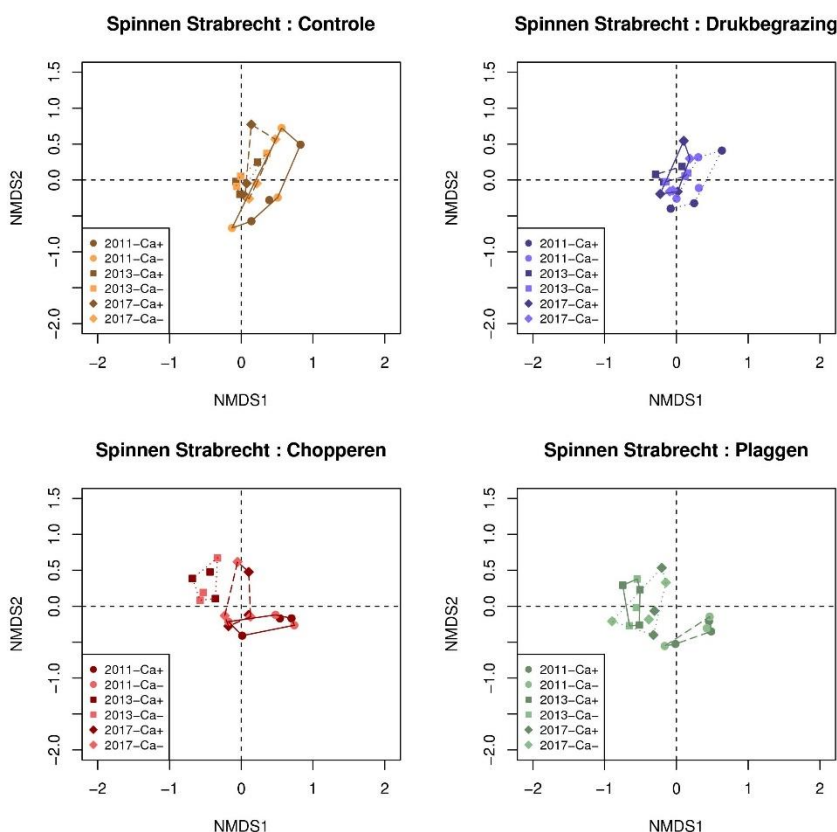
De controle locaties op Kampina verschilden weinig in samenstelling tussen de onderzoeksjaren (Figuur 7.13). De Drukbegraasde locaties verschilden weinig van de controle locaties. De gehopperde en geplagde locaties verschilden wel sterk tussen 2011 (vergelijkbaar met controle) en 2013 en 2017. In beide gevallen is de samenstelling in 2017 intermediair tussen 2011 en 2013. Er zijn geen effecten van bekalking gevonden op de samenstelling van de spinnengemeenschap.



Figuur 7.13: NMDS-ordinatie op basis van spinnensamenstelling, van de plots op Kampina met verschillende behandeling. NMDS ordination, based on spider composition, of the Kampina plots with different treatments.

Op de Strabrechtse heide was er meer variatie binnen verschillende behandelingen, als gevolg van de verschillen in vochtcondities tussen de blokken (Figuur 7.14). De drukbegraasde behandelingen verschilden niet van de controle behandelingen in geen van de jaren. De

Figuur 7.14: NMDS-ordinatie op basis van spinnensamenstelling, van de plots op Strabrechtse Heide met verschillende behandeling. NMDS ordination, based on spider composition, of the Strabrechtse Heide plots with different treatments.

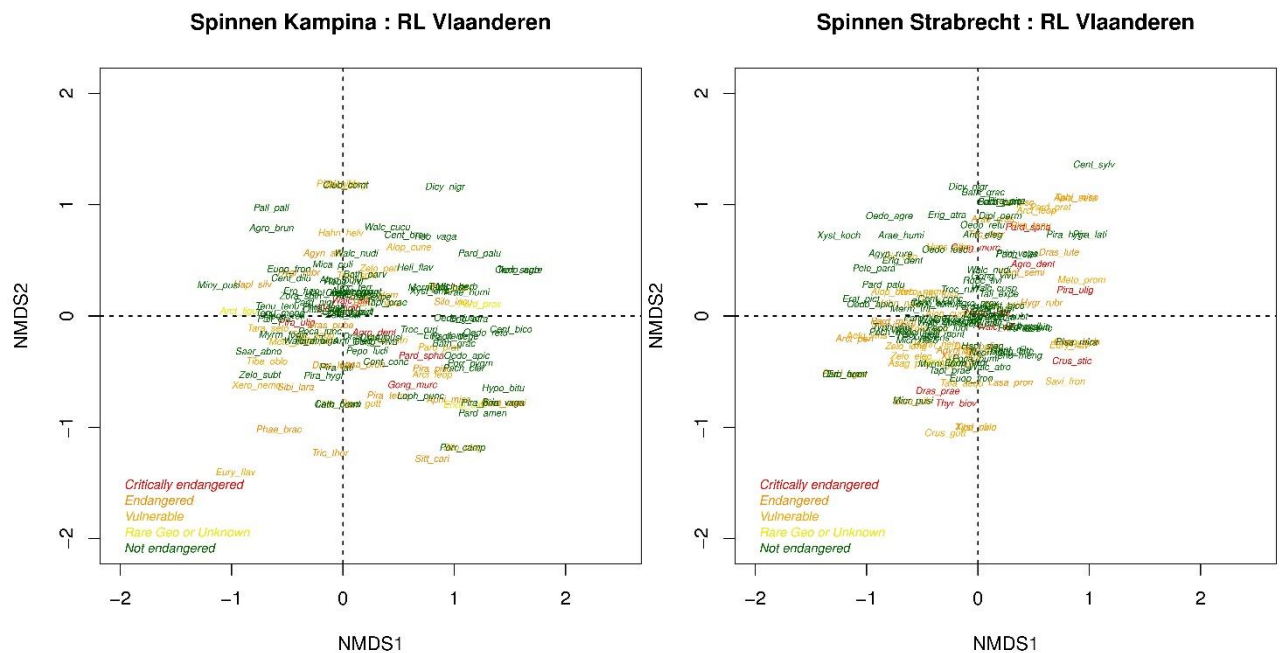


gechopperde en geplagde behandelingen kenden een duidelijk andere samenstelling in 2013, en in 2017 geldt dit nog steeds voor de geplagde behandelingen, en in mindere mate voor de gehopperde behandelingen uit dit jaar. Ook hier zijn geen effecten van bekalking gevonden op de samenstelling van de spinnen gemeenschap.

Rode Lijst-soorten (Vlaanderen)

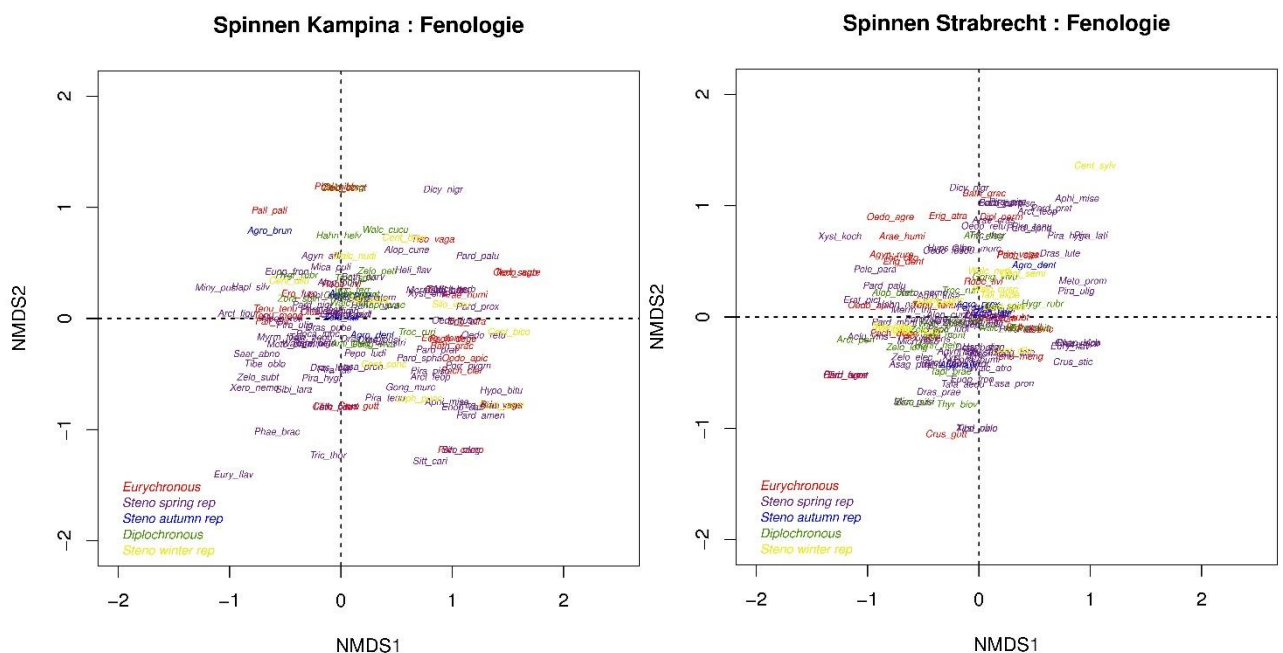
Op Kampina werden in alle beheertypen soorten van de Rode Lijst van Vlaanderen aangetroffen (Figuur 7.15, links). De samenstelling van de spinnengemeenschap in de controle behandelingen en de drukbegrasde behandelingen werd gekenmerkt door de ernstig bedreigde soorten *Walckenaeria alticeps*, *Piratula uliginosa*, *Dolomedes fimbriata* en *Agroeca dentigera*. In de geplagde en gehopperde behandelingen in 2017 werd de gemeenschap gekenmerkt door de ernstig bedreigde *Pardosa sphagnicola* en *Gongylidiellum murcidum*. Het aantal bedreigde soorten was eveneens in alle behandelingen hoog, met *Hygrolycosa rubrofasciata*, *Taraneus setosus*, *Oxyptila atomaria*, *Trochosa spinipalpis*, *Agyneta affinis*, *Alopecosa cuneata* en *Zelotes petrensis* als kenmerkend voor de controle en drukbegrasde behandelingen. Veel van deze soorten zijn karakteristiek voor natte heide en venige situaties (*H. rubrofasciata*, *T. setosus*, *T. spinipalpis*) of van droge heide (*A. cuneata*, *Z. petrensis*). In de geplagde en gehopperde behandelingen werd de gemeenschap gekenmerkt door *Sitticus caricis*, *Pirata tenuitarsis*, *Pirata piscatorius*, *Pardosa pratigera*, *Lasaeola prona* en *Aphileta misera*. Dit zijn veelal soorten van natte heide, venige situaties, oevermilieus en door Pijpenstrootje gedomineerde vegetaties (*L. prona* lijkt typisch voor deze rompgemeenschappen).

Op Strabrechtse heide werden in de geplagde en gehopperde beheertypen minder ernstig bedreigde rode lijst soorten aangetroffen (Figuur 7.15, rechts). Kenmerkend voor controle en drukbegrasde situaties waren *Neon valentulus*, *P. sphagnicola*, *W. alticeps*, *P. uliginosa*, *Drassyllus praeficus*, *Thyreosthenius biovatus* en *Crustullina sticta*. In de geplagde en gehopperde situaties waren *G. murcidum* en *A. dentigera* min of meer kenmerkend, maar deze soorten kwamen ook voor in de controle en drukbegrasde behandelingen. Bedreigde en kwetsbare soorten kenmerkend voor de geplagde en gehopperde behandelingen waren



Figuur 7.15: Ordinatie van spinnen met verschillende status op de Rode Lijst (Vlaanderen) op Kampina (links) en Strabrechtse Heide (rechts). Ordination of spider species with different Red List status (Flanders) in the two study areas.

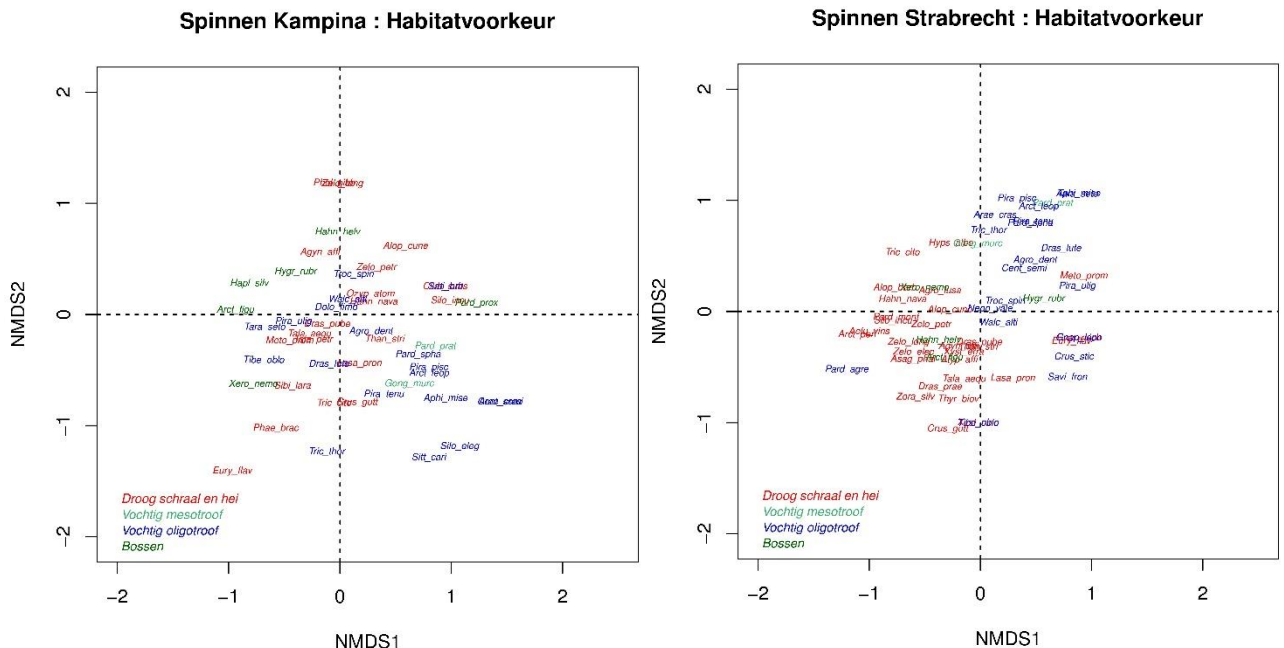
Trichopterna cito, *Alopecosa barbipes*, *Agroeca lusatica*, *Pardosa monticola*, *Silometopus incurvatus*, *Arctosa perita*, *Aelurillus v-insignitus*, *Zelotes longipes*, *Zelotes electus*, *Z. petrensis*, *Asagena phalerata* en *A. cuneata*. Dit zijn nagenoeg allemaal soorten karakteristiek voor open, droge heide en heischrale graslanden. In de controle en drukkbegraasde behandelingen waren *H. rubrofasciata*, *L. prona*, *Savignia frontata*, *Metopobactrus prominilis*, *Drassyllus lutetianus*, *Arctosa leopardus*, *Pardosa prativaga* en *P. piscatorius*. Anders dan op Kampina worden hier enkel de controle en drukkbegraasde behandelingen (met name in blok SC) gekenmerkt door soorten van natte heide en venige situaties.



Figuur 7.16: Ordinatie van spinnen met verschillende fenologie/reproductiestrategie op Kampina (links) en Strabrechtse Heide (rechts). Ordination of spider species with different Red List status (Flanders) in the two study areas.

Fenologie

Op zowel Kampina als Strabrechtse heide werden de geplagde en gehopperde behandelingen in 2013 gekenmerkt door soorten met een eurychrone fenologie (Figuur 7.16; zie paragraaf 2.3.5 voor toelichting op de groepen). Dit zijn soorten met meerdere generaties per jaar, en bevatten veel pioniersoorten. Voorbeelden zijn *Erigone atra*, *Erigone dentipalpis*, *Oedothorax apicatus*, *Araeonchus humilis* en *Agyneta rurestris*. Soorten met najaarsreproductie zoals *Zelotes latreillei*, *A. dentigera* en *Agroeca proxima* zijn kenmerkend voor de controle en drukkegraasde behandelingen. Alle andere reproductiestrategieën (diplochroon, winter reproductie, voorjaarsreproductie) komen in alle beheertypen gelijkmatig voor.



Figuur 7.17: Ordinatie van spinnen met verschillende habitatvoorkeur op Kampina (links) en Strabrechtse Heide (rechts). Ordination of spider species with different habitat preferences in the two study areas.

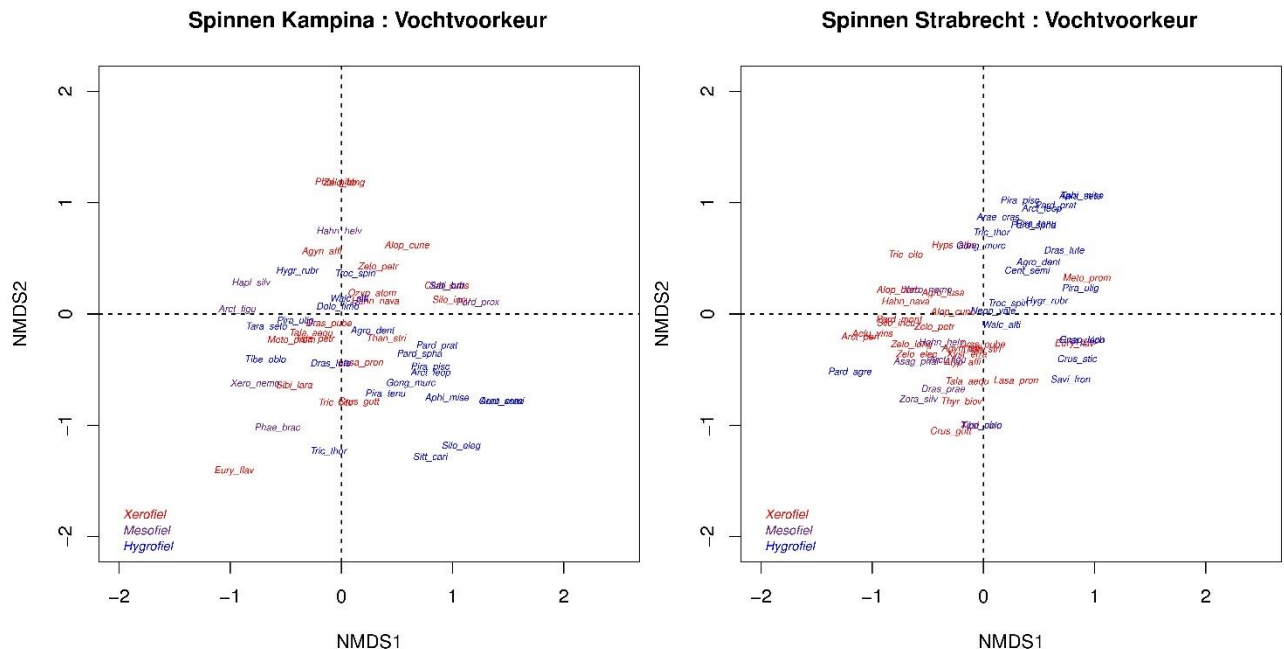
Habitatvoorkeur

Op Kampina werden de geplagde en gehopperde (2013) behandelingen gekenmerkt door overwegend soorten van vochtige oligotrofe habitats: *P. sphagnicola*, *P. piscatorius*, *A. leopardus*, *A. misera*, *S. caricis* (Figuur 7.17, links). Kenmerkende soorten van droog schraalland en heide in deze behandelingen zijn *L. prona*, *Thanatus striatus* en *S. incurvatus*. In de controle en drukkegraasde behandelingen werden eveneens veel soorten van vochtige oligotrofe habitats aangetroffen: *Drassylus lutetianus*, *A. dentigera*, *P. uliginosa*, *T. setosus*, *D. fimbriatus*, *W. alticeps*, *T. spinipalpis*. Soorten van droog schraalland en heide zijn onder andere *A. affinis*, *Z. petrensis*, *A. cuneata*, *O. atomaria*, *Hahnina nava*, *Drassodes pubescens* en *Talavera aequipes*.

Op Strabrechtse heide wordt, in overeenstemming met de loopkever resultaten, een duidelijk verschil in vochtcondities gevonden tussen de blokken (Figuur 7.17, rechts). Rechts in het diagram worden overwegend soorten van vochtige oligotrofe habitats geplaatst, links in het diagram overwegend soorten van droog schraalland en heide. In de geplagde en gehopperde behandelingen kwamen overwegend soorten voor van droog schraalland en heide: *Trichopterna cito*, *A. barbipes*, *Z. petrensis*, *P. monticola*, *A. lusatica*, *S. incurvatus*, *Z. longipes*, *Z. electus* en *D. praeficus*. In de controle en drukkegraasde behandelingen kwamen overwegend soorten voor van vochtige oligotrofe habitats: *P. piscatorius*, *A. leopardus*, *Araeonchus crassipes*, *Trichopternoides thorelli*, *D. lutetianus*, *A. dentigera*, *Centromerus semiater* en *P. uliginosa*.

Vochtvoorkeur

Op Kampina zijn de geplagde en gehopperde behandelingen gekenmerkt door hygrofiele soorten, vergelijkbaar met de soorten genoemd in de habitatbeschrijvingen (Figuur 7.18, links). In de controle en drukkbegraasde behandelingen kwamen zowel xerofiele als hygrofiele soorten voor. Mesofiele soorten waren kenmerkend voor controle behandelingen. Op Strabrechtse heide is het patroon wat betreft vochtvoorkeur nagenoeg identiek aan die van de habitatvoorkeur beschrijvingen (Figuur 7.18, rechts). Mesofiele soorten zijn hier in contrast tot Kampina kenmerkend voor de geplagde en gehopperde behandelingen.



Figuur 7.18: Ordinatie van spinnen met verschillende vochtvoorkeur op Kampina (links) en Strabrechtse Heide (rechts). *Ordination of spider species with different moisture preferences in the two study areas.*

7.4 Kernpunten

- Voor Diptera maakte de analyse van de trofische groepen duidelijk dat plaggen en chopperen het aantal herbivore en detritivore Diptera sterk reduceren. Voor detritivoren had alleen plaggen in 2017 nog een significant negatief effect.
- Bekalking had in 2013 een positief effect op de aantallen detritivore Diptera in de gehopperde behandelingen en op de herbivore Diptera in de geplagde behandelingen.
- Voor loopkevers en spinnen verschilden de effecten op Kampina van die op Strabrechtse heide. Dit verschil ligt waarschijnlijk op verschillen in vochtcondities tussen beide gebieden. Kampina is beduidend natter dan Strabrechtse heide, waar slechts 1 van de drie blokken in venige condities was gesitueerd.
- Op Kampina werden de geplagde en gehopperde behandelingen gekenmerkt door loopkeversoorten van natte pioniermilieus, oevers, en heide en hoogveen. De spinnensoorten in de geplagde en gehopperde behandelingen zijn eveneens overwegend soorten van natte habitats.
- Op Strabrechtse heide zijn de kenmerkende soorten van geplagde en gehopperde situaties overwegend soorten van drogere milieus: loopkeversoorten van heide, hoogveen, stuifzanden en extensieve cultuurlanden en de spinnensoorten zijn eveneens overwegend karakteristiek voor droge milieus.
- In 2013 waren de geplagde en gehopperde situaties bij spinnen nog gekenmerkt door pioniersoorten. Dit pioniermilieu is ook in 2017 nog deels aanwezig in de geplagde situaties, maar niet meer in de gehopperde behandelingen. Bij loopkevers

bleven mobiele soorten goed in deze behandelingen vertegenwoordigd: dit zijn soorten die zijn aangepast aan oevermilieus en andere venige situaties en die zich bij inundatie snel kunnen verplaatsen.

- De drukbegaasde behandelingen waren alleen in 2017 soms afwijkend in samenstelling ten opzichte van de controle behandelingen, maar in de regel was de samenstelling van de loopkever- en spinnengemeenschappen vergelijkbaar met die van de controle behandelingen. Hier is een groot aantal soorten gevonden die kenmerkend zijn voor (vochtige) heide, hoogveen, bossen, stuifzanden en extensief beheerde gronden. Veel van deze soorten hebben een voorkeur voor meer beschaduwde en/of meer begroeide habitats.

8 Synthese

Herstel van de habitatkwaliteit van natte heide is zowel nationaal als op Europees niveau een belangrijke opgave. Dit vergt behalve hydrologisch herstel ook een zorgvuldige afweging tussen verschillende maatregelen voor vegetatiebeheer en herstel van buffercapaciteit (Wallis de Vries *et al.*, 2016a). Kleinschalig plaggen met uitsparen van restpopulaties is daarbij een reguliere maatregel om vergrassing met Pijpenstrootje te doorbreken (o.a. De Graaf *et al.*, 2004; Bobbink *et al.*, 2004). Vanwege de ingrijpende invloed van plaggen op bodem, vegetatie en fauna zijn in dit onderzoek chopperen en drukbegrazing als mogelijke alternatieven onderzocht. Daarbij is ook de invloed van bekalking onderzocht als aanvullende maatregel. Bekalking is als maatregel onderzocht om de reeds aanwezige verzuring tegen te gaan, maar ook als maatregel (Dorland *et al.*, 2005b) tegen de tijdelijke ammoniumpiek die direct na plaggen in zure heide optreedt (De Graaf *et al.*, 1998a; Dorland *et al.*, 2003; Bobbink *et al.*, 2004) en ertoe kan leiden dat kenmerkende soorten zich slecht weer kunnen vestigen (De Graaf *et al.*, 1998b). De effecten op korte termijn (twee jaar na uitvoering) zijn in een eerdere rapportage besproken (Wallis de Vries *et al.*, 2014). Hierin overheerste bij chopperen, net als uiteraard bij plaggen, nog de invloed van de verstoring door de uitvoering. Interessanter vanuit het oogpunt van habitatherstel zijn de invloeden op langere termijn. Daarom zijn hier de effecten op middellange termijn (zes jaar na uitvoering) vastgesteld.

In deze synthese worden achtereenvolgens de effecten van plaggen als (reguliere) maatregel en die van de alternatieven chopperen en drukbegrazing behandeld (zie Tabel 8.1). De aanvullende invloed van bekalking wordt apart besproken. Op basis hiervan worden aanbevelingen gedaan voor de keuze tussen verschillende maatregelen.

Hieraan voorafgaand kunnen enige mogelijke beperkingen van het onderzoek worden besproken. Deze zijn vooral gelegen in de beperkte omvang van de proefvlakken en de specifieke uitgangssituatie die is bestudeerd. Beide beperkingen lijken echter geen afbreuk te doen aan de grote lijn van de bevindingen.

De omvang van de proefvlakken was beperkt tot 20x20 m (en in één blok op Kampina zelfs 10x10 m). Dit is voldoende groot om de effecten op bodem, vegetatie en mycoflora vast te stellen. Voor de fauna rijst echter de vraag welke binding de waargenomen soorten met de proefvlakken hebben. Dit hangt af van de ruimtelijke schaal van de leefgebieden van de soorten en van hun mobiliteit. Voor mobiele soorten met grote leefgebieden zal de binding aan een specifiek proefvlak van 20x20 m waarschijnlijk gering zijn. Zo is het mogelijk dat deze alleen worden benut voor specifieke functies: vlinders zouden bijvoorbeeld uitsluitend in een proefvlak kunnen foerageren op relatief talrijke nectarplanten zonder zich er verder voort te planten en hagedissen zouden bijvoorbeeld de halfopen structuur van chopperplekken kunnen benutten om te jagen terwijl ze zich voor dekking en ook overwintering kunnen terugtrekken in de gesloten vegetatie er omheen.

Genoemde bezwaren tegen de bescheiden omvang van de proefvlakken lijken echter geen groot probleem te vormen. Ten eerste is een aanzienlijk deel van de bemonsterde fauna wel aan een kleine ruimtelijke schaal gebonden: voor de waargenomen mieren, Diptera (bemonsterd met emergentievallen!) en ook loopkevers en sprinkhanen die hetzij niet kunnen vliegen, hetzij aan specifieke biotopen gebonden zijn, is het zeer aannemelijk dat ze zich op de schaal van de proefvlakken hebben voortgeplant; van vlinders als heideblauwtje en gentiaanblauwtje is ook bewijs van voortplanting gevonden in de vorm van respectievelijk rupsen en eitjes. Het is dus waarschijnlijk dat significante behandelingseffecten voor deze soorten daadwerkelijk relevante effecten op de kwaliteit van hun leefgebied betekenen. Ten

tweede lijkt dit ook op te gaan voor de soorten waarvoor significante effecten zijn gevonden, maar die op grotere schaal opereren: ook daarvoor is het waarschijnlijk dat deze effecten zijn gelegen in de specifieke habitatkwaliteit op de proefvlakken, zoals een overvloedig voedselaanbod. Maar voor deze soorten moet inderdaad worden bedacht dat zij tevens afhankelijk kunnen zijn van bestaansbronnen (dekking, overwintering e.d.) die buiten de proefvlakken zijn gelegen. Ten derde hebben we deze bezwaren deels ondervangen door soorten ook te groeperen naar habitatvoorkeur en eigenschappen en voor deze groepen de variatie in soortenrijkdom tussen behandelingen te analyseren. Daardoor zijn de gevonden effecten minder afhankelijk van de toevallige respons van een afzonderlijke soort. Ten vierde doet de gekozen proefvlakgrootte ook goed recht aan de heterogeniteit in het heidelandschap – grotere proefvlakken zouden niet wenselijk zijn omdat deze extra terreinheterogeniteit met zich mee zouden brengen, wat de resultaten zou vertroebelen – en doet eveneens recht aan de schaal waarop het terreinbeheer tegenwoordig plaatsvindt – beheerders beheren nu juist uit zorg voor de fauna en voor restpopulaties zoveel mogelijk op kleine schaal. Grotere proefvlakken zouden dus geen realistische keuze zijn geweest voor de vertaling van resultaten naar de beheerpraktijk.

De tweede mogelijke beperking had betrekking op de onderzochte uitgangssituatie: die van een door Pijpenstrootje gedomineerde vochtige tot natte heide. Dit is een duidelijk veranderde situatie ten opzichte van die van de referentie van een soortenrijke natte heide. Het moge duidelijk zijn dat ook de natte heide in soortenrijkdom sterk verarmd is (Van Duinen *et al.*, 2014). Echter, de onderzochte situatie omvatte zowel voor de (myco)flora als voor de fauna voldoende kenmerkende soorten om verzekerd te kunnen zijn van een representatief aandeel van de heidegemeenschap. Bovendien hebben we ook hier getracht om door het groeperen van soorten met overeenkomstige habitatvoorkeur dan wel eigenschappen tot een overkoepelend beeld te komen. We kunnen er dus van uitgaan dat de hier gevonden effecten ook zullen opgaan voor heidegebieden met vergelijkbare abiotische condities elders in het land.

Wel kan worden opgemerkt dat soorten met beperkte dispersie die afhankelijk zijn van beter gebufferde heidebodems in deze studie vermoedelijk ondervertegenwoordigd zijn vanwege de verzuurde uitgangssituatie. Echter, dit is vooral van toepassing op soorten van heischrale milieus (zie Van der Zee *et al.*, 2017) en minder op de soorten van natte heiden.

8.1 Plaggen

Plaggen leidt tot een grote afvoer van organische stof en nutriënten. Dit is ook in dit onderzoek vastgesteld: de gehalten aan organische stof, stikstof en fosfaat waren significant lager. De concentratie plant-beschikbaar fosfaat was na zes jaar echter niet meer significant verschillend van de controle, maar de concentratie labiel gebonden fosfaat (P-NaCl) was dit nog wel. De gehalten van calcium en magnesium werden echter niet significant lager en de pH was na plaggen eerder hoger dan lager. Dit is een contrast met droge heide, waar de gevoeligheid voor verzuring groter is vanwege het ontbreken van grondwaterinvloed (Vogels *et al.*, 2016; Bobbink *et al.*, 2017;). Wel was de Al/Ca-verhouding beduidend hoger na plaggen (zonder bekalking), wat duidt op mogelijke toxische effecten van aluminium. Door het lagere organische-stofgehalte, waardoor de kationenadsorptiecapaciteit lager was, was ook de hoeveelheid uitwisselbaar kalium na zes jaar afgenomen.

In de chemische samenstelling van de plant (Gewone dophei) vertaalde de verandering in bodemchemie zich in verhoogde gehalten aan zowel calcium als aluminium en een verlaagde concentratie stikstof met een hogere C/N-ratio tot gevolg. De P-gehalten en de N/P-ratio veranderden echter niet als gevolg van plaggen.

Ten aanzien van de vegetatie was in de vergraste uitgangssituatie ongeveer de helft van de voor het lokale type kenmerkende soorten nog aanwezig. Plaggen leidt tot hervestiging van soorten vanuit de zaadbank. Hierdoor was de bedekking met doel- en Rode-lijstsoorten veel hoger dan in de controlebehandeling. Onder andere uitgesproken soorten van pioniermilieus,

veepaadjes en open plekken, zoals Bruine snavelbies en Kleine zonnedaauw profiteerden sterk van de plagmaatregelen. Beide soorten zijn kenmerkend voor natte heide maar lijken weinig kritisch te zijn ten aanzien van andere abiotische factoren. Ze bleken ook in een eerdere studie van de Kort-Langeveld *et al.* (2012) het meest frequent te profiteren van plagbeheer. Naast deze pioniers keerden echter ook veel plantensoorten van oudere heide na plaggen terug, zij het voorlopig nog in lagere bedekkingen. Desalniettemin was zes jaar na chopperen en plaggen een aantal kenmerkende soorten, die wel in het omringende terrein aanwezig zijn, nog niet teruggekeerd. Op de natte stukken zijn dit levermossen en veenmossen, op de drogere stukken korstmossen. Ook de Klokjesgentiaan kwam na plaggen amper terug. De mycoflora is gevoeliger voor plaggen dan de vegetatie. In tegenstelling tot de vaatplanten was er in de vergraste nulsituatie een vrij diverse mycoflora aanwezig. Plaggen leidde tot een achteruitgang van strooiselbewonende soorten en in mindere mate ook typische heidesoorten. Na 6 jaar was er nog geen herstel zichtbaar.

Voor de fauna van late successiestadia van natte heide leidt plaggen voor lange tijd tot een ongeschikte ecotoop. Twee jaar na uitvoering waren zowel de soortenrijkdom als de aantallen van soorten van oudere heidestadia zeer sterk gedaald. Zes jaar na uitvoering was er, bij de vrij kleine schaal van uitvoering van dit beheerexperiment, een duidelijk herstel van de soortenrijkdom, maar bleef deze nog wel lager dan voor uitvoering. Ook de aantallen van afzonderlijke soorten waren nog steeds laag. Bij pioniersoorten zorgde plaggen wel voor een opleving op korte termijn, maar zes jaar na uitvoering was de soortenrijkdom van deze groep vaak niet significant groter meer. Alleen van een soort als het Knosprietje bleven de aantallen het hoogst op de plagplots. Binnen de soortenrijkere groep van loopkevers en spinnen was het effect van het plagbeheer ook op de middellange termijn nog wel aanwezig, maar ook hier was er wel een verschuiving van de gemeenschap naar een soortsamstelling van meer gebufferde condities.

De zeer natte plagbehandelingen op Kampina lieten het sturende effect van plaggen op de faunagemeenschap in meer detail zien: de soortsamstelling van de jonge, maar ook de oude plagvlakken werd gekarakteriseerd door mobiele soorten, die in staat zijn om ongunstige situaties snel te ontvluchten. Nagenoeg al deze soorten zijn eveneens sterk vochtminnend en te karakteriseren als uitgesproken soorten van oevermilieus. Op de Strabrechtse heide was er een duidelijke gradiënt in vochtcondities tussen de verschillende blokken, met verschillende uitkomsten van het beheer tot gevolg. In de drogere milieus namen uitgesproken warmteminnende soorten toe na plaggen, terwijl in de nattere milieus net als op Kampina de mobiele soorten van pionier- en oevermilieus op korte en middellange termijn toenamen.

De analyse op basis van de trofische groepen maakte daarnaast duidelijk dat plaggen een sterke reductie van het aantal herbivore en detritivore Diptera tot gevolg heeft, die ook op de middellange termijn nog duidelijk waarneembaar is.

8.2 Chopperen

Bij chopperen is de afvoer van nutriënten door de oppervlakkige bewerking kleiner dan bij plaggen. Ten opzichte van plaggen werd inderdaad een geringere afname van organische stof, stikstof en kalium gevonden en geen verandering in fosfaat. Ook de pH bleef op peil en in tegenstelling tot plaggen steeg de Al/Ca-ratio niet, wat een gunstig verschil is. De afname van kalium was na zes jaar echter wel significant.

De plantkwaliteit verschilde niet met die na plaggen en vertoonde na zes jaar eveneens hogere concentraties aan calcium en aluminium, maar de verhoging van de stikstofconcentratie was iets minder duidelijk.

Chopperen heeft op de flora een bijna even positief effect als plaggen, maar ook hier is na zes jaar nog geen herstel zichtbaar voor paddenstoelen. Klokjesgentiaan heeft zich na chopperen beter gevestigd dan na plaggen. Waarschijnlijk is de nabijheid van zaadbronnen

daarbij een wel een voorwaarde, maar het is mogelijk dat ook de afvoer van aanwezig zaad en wortelresten bij chopperen minder groot is. In elk geval zal de vestiging worden bevorderd door het grotere vochthoudend vermogen van de achtergebleven organische bodem. Verder opvallend is dat de boomopslag minder is bij chopperen, in vergelijking met plaggen.

Bij de fauna zorgde chopperen op korte termijn voor een even sterke toename van pioniersoorten als bij plaggen, maar een minder sterke achteruitgang van soorten van oudere heide. Zes jaar na uitvoering verschilde de soortenrijkdom van beide groepen niet meer van die vóór uitvoering. Het Heideblauwtje was zes jaar na uitvoering weer het talrijkst op de gechopperde plots, waar als bewijs van voortplanting ook rupsen werden gevonden in de jonge heidevegetatie. Ook het Gentiaanblauwtje plantte zich voort in de gechopperde plots, maar door de slechte algehele populatieontwikkeling in de afgelopen jaren (waarschijnlijk door klimaatextremen) was het niet mogelijk om vast te stellen of deze veelbelovende ontwikkeling kon doorzetten. Voorts werden Levendbarende hagedis en Moerassteekmier het meest in de gechopperde proefvlakken gevonden. Beide profiteren mogelijk van een warmer microklimaat in de opener vegetatie met dekking voor de hagedis en achtergebleven polstructuren waarin de steekmier kan nestelen.

De analyse van de soortengemeenschappen van loopkevers en spinnen gaf een vergelijkbaar beeld te zien: de soortgemeenschap ontwikkelde zich na chopperen sneller dan na plaggen weer in de richting van de controle en drukbegrasde behandelingen. Kort na uitvoering (in 2013) was de samenstelling van geplagde en gechopperde behandelingen nog nagenoeg gelijk, maar in 2017 was er na chopperen een sterkere verschuiving naar meer mesofiele en laag-mobiele soorten (en daarmee richting de controle en drukbegrasingsbehandelingen) dan na plaggen.

De analyse op basis van trofische groepen gaf na chopperen op een vergelijkbare reductie van het aantal herbivore en detritivore Diptera als bij plaggen, maar na zes jaar was dit bij detritivoren, in tegenstelling tot plaggen, niet meer het geval. Deze resultaten suggereren eveneens een snellere successie als gevolg van chopperen ten opzichte van plaggen.

8.3 Drukbegrazing

Bij drukbegrazing wordt wel de biomassa teruggedrongen, maar worden geen nutriënten verwijderd. Dit is in principe wel mogelijk wanneer de schapen alleen tijdens de graasperiode worden ingezet en vervolgens voor rusten en herkauwen naar elders worden verplaatst (zie Nijssen *et al.*, 2016 voor ervaring hiermee op kalkgrasland), maar dit is praktisch wel bewerkelijker. In het huidige beheerexperiment is deze opzet niet gevolgd en is daarom ook veel mest in de plots terecht gekomen. Zonder aanvullende bekalking gaf drukbegrazing dan ook geen significante verandering in bodemchemie te zien.

In de plantchemie was er wel een significant effect van drukbegrazing in de vorm van hogere P-gehalten en als gevolg daarvan een lagere C/P-ratio en in mindere mate ook een lagere C/N-ratio. Dit is zeer waarschijnlijk een gevolg van een hogere nutriëntenbeschikbaarheid door de input van mest.

Drukbegrazing leidde wel tot een opener vegetatiestructuur en vermindering van boomopslag, met behoud van microreliëf, maar niet tot het openbreken van de strooisellaag en het doorbreken van de dominantie van Pijpenstrootje. Daarmee bleef het herstel van doelsoorten voor de flora uit. Ook het effect op de mycoflora was gering. Op droge heide is het wel mogelijk gebleken om via drukbegrazing tot een effectiever herstel van de vegetatie te komen (Van Beek, 2005; Verbeek *et al.*, 2006), met name in combinatie met branden (Vogels *et al.*, 2017); soorten met geringe dispersiecapaciteit en zonder langlevende zaadbank keren daarbij echter zelden terug. Wel leken reeds aanwezige Klokjesgentianen na beëindiging van de drukbegrazing in de opener vegetatie talrijker te bloeien dan voorheen.

Drukbegrazing leidde via de achtergebleven schapenmest wel tot een duidelijk versterkte vestiging van soorten van voedselrijkere storingsmilieus, zoals Paardenbloem en Kleine brandnetel. Deze ervaring duurde langer dan op de geplagde en gehopperde vlakken, en er waren meer overblijvende plantensoorten bij betrokken. Toch bleef de verruiging zonder bekalking beperkt tot een bedekking van 5%.

Voor de fauna had drukbegrazing opmerkelijk weinig gevolgen. Positief daarvan is dat de relatief grote groep soorten van oudere heide niet sterk afnam, zoals wel kon worden gevreesd. Het Gentiaanblauwtje kwam in de jaren met drukbegrazing niet tot ei-afzet bij gebrek aan bloeiende Klokjesgentianen. Na beëindiging van de drukbegrazing werd dat knelpunt opgeheven en bloeiden de aanwezige gentianen opnieuw, maar door de afgenomen populatie Gentiaanblauwtjes kon een herstel voor de vlinder niet worden geconstateerd. Binnen de Diptera werden geen effecten gevonden op trofische niveaus ten opzichte van de controle en ook de samenstelling van de loopkever- en spinnengemeenschappen was sterk vergelijkbaar met die van de controle behandelingen over alle onderzoeksjaren. Deze werd gekarakteriseerd door weinig mobiele soorten die zowel vocht-als schaduwminnend zijn, dan wel sterker gebonden zijn aan een goed ontwikkelde vegetatiestructuur van latere successiestadia.

Op middellange termijn lijkt drukbegrazing op natte heide dus weinig effectief te zijn om de dominantie van Pijpenstrootje te doorbreken. Mogelijk dat dit wel te bereiken valt op lange termijn. Daarvan is één gedocumenteerd voorbeeld bekend, namelijk dat van de parkeerweide van de schaapskudde op de Strabrechtse heide, waar al vanaf 1970 intensief met schapen wordt geweid. Hier is een botanisch behoorlijk soortenrijke natte heide teruggekeerd die ook vrij veel diersoorten van open en jonge heidemilieus telt (Wallis de Vries *et al.*, 2014). Voorts zijn er aanwijzingen dat de combinatie van drukbegrazing na branden effectiever is om Pijpenstrootje tegen te gaan en zowel de floristische als faunistische soortenrijkdom te herstellen (Wallis de Vries *et al.*, 2014; Vogels *et al.*, 2017), maar ook hier lijkt dit op natte heide moeilijker te bereiken dan op droge heide.

8.4 Bekalking

Bekalking leidde in alle gevallen – plaggen, chopperen, drukbegrazing en nietsdoen – tot een hogere pH en hogere beschikbaarheid van magnesium en calcium. Dit effect was in het begin nog klein, maar op middellange termijn groter. Waarschijnlijk was een deel van de dologran na twee jaar nog niet goed opgelost en ingespoeld, maar wel na zes jaar. De hogere magnesiumbeschikbaarheid was terug te zien in de magnesiumconcentraties in Gewone dophei; de hogere calciumbeschikbaarheid niet. Dit kan goed aan Gewone dophei liggen; uit andere veldexperimenten (Weijters *et al.*, 2018) blijkt eveneens dat Gewone dophei bij bekalking geen hogere extra calciumconcentratie had, terwijl Schapenzuring en Bochtige smele dit wel hadden. Consistent was eveneens een effect van bekalking op de N/P-ratio (lager) en (bij plaggen en chopperen) op de P/K-ratio (hoger).

De bekalking leidde tot een pH-verhoging van ongeveer 0,4 eenheid tot een pH-NaCl van 4,0. Met deze pH en daarbij een uitwisselbaar-calciumconcentratie van ongeveer 4800 µmol/l bodem was pH en buffering daarmee zeer geschikt voor het ontwikkelen van de Associatie van Gewone dophei en de voor de Associatie van Moeraswolfsklauw en Snavelbies. Door de hiermee bewerkstelligde verhoging van de concentratie basische kationen was het systeem ook beter bestand tegen de verzurende effecten van toekomstige stikstofdepositie en tegen het ontstaan van aluminiumtoxiciteit.

Bij de flora zorgde bekalking voor een verhoogde vestiging en overleving van soorten van voedselrijke storingsmilieus en kiemplanten van bomen en struiken, behalve bij nietsdoen in sterk vergraste situaties. De combinatie van drukbegrazing en bekalking leidde tot een sterk verhoogde fructificatie van paddenstoelen. Vooral in deze behandeling – in mindere mate ook

bij bekalking zonder verder ingrijpen – nam het aantal vruchtlichamen van strooiselafbrekende paddenstoelen sterk toe. De vestiging van verstoringsindicatoren zette echter na plaggen of chopperen niet door. Alleen in combinatie met drukbegrazing was er sprake van een zekere verruiging (met een gemiddelde bedekking van minder dan 10%). Bekalking leidde echter ook, zowel bij vaatplanten als mossen als bij paddenstoelen, tot de vestiging van soorten uit heischrale graslanden, soortenrijke natte heide en gebufferde moerassen. Klokjesgentianen ontwikkelden zich het beste op bekalkte en gehopperde plots. De nieuwe vestiging betrof bij de paddenstoelen ook vrij veel zeldzame soorten, maar bleef bij vaatplanten en mossen beperkt tot enkele, veelal algemene graslandsoorten. Dit duidt er op dat zeldzamere soorten van vochtige heischrale graslanden en soortenrijke natte heide moeite hebben om dit soort plekken te bereiken, bijvoorbeeld Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*) en Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*).

Voor de fauna had bekalking geen aanwijsbare gevolgen in soortenrijkdom of talrijkheid van kenmerkende soorten. Op het niveau van trofische groepen had bekalking alleen op korte termijn een positief effect op de aantallen detritivore Diptera na chopperen en op de herbivore Diptera na plaggen. Bij de carnivore Diptera waren de aantallen juist pas na zes jaar lager in de gehopperde en geplagde plots. Indirect kan bekalking wel positieve effecten hebben voor herbivoren die afhankelijk zijn van plantensoorten van licht gebufferde milieus, zoals het Gentiaanblauwtje.

8.5 Conclusie

De gevonden effecten van de vegetatiebehandelingen en de bekalking op abiotische condities, vegetatie en fauna zijn samengevat in Tabel 8.1.

8.5.1 Bodem- en plantchemie

Met plaggen en chopperen worden nutriënten verwijderd, met drukbegrazing niet of nauwelijks. Met chopperen is het effect op de nutriëntenverwijdering wat kleiner dan bij plaggen, omdat er minder van de toplaag van de bodem wordt verwijderd. Drukbegrazing leek zelfs tot een hogere nutriëntenbeschikbaarheid te leiden. Ondanks dat een hogere nutriëntenbeschikbaarheid bij drukbegrazing niet uit de bodemanalyses bleek, suggereren zowel de hogere nutriëntenconcentraties in Gewone dophei als de hogere bedekking met eutrafente soorten (§ 5.1) en de toegenomen activiteit van saprotrofe fungi dat er mogelijk meer nutriënten beschikbaar waren voor opname door planten.

Door de hogere nutriëntenconcentraties in de Gewone dophei bij drukbegrazing, waren zowel de C/N- als de C/P-ratio in de plant lager. De voedingswaarde van deze planten voor herbivoren is daardoor bij drukbegrazing mogelijk hoger dan op de geplagde en de gehopperde terreindelen. Bekalking had eveneens een positief effect op de voedingswaarde voor planten door een lagere N/P-ratio, die binnen de gemeten range zeer waarschijnlijk het meest bepalend is voor de plantkwaliteit (Elser *et al.*, 2000).

Zowel plaggen als chopperen kunnen leiden tot een lagere beschikbaarheid van stikstof, kalium en fosfor voor de plant. Omdat alleen de verwijdering van stikstof beoogd is, zou dit kunnen leiden tot problemen met de opname van fosfor of kalium (Vogels *et al.*, 2016). In dit onderzoek was er echter geen effect van plaggen of chopperen op de verhouding van stikstof en fosfor, of de verhouding van stikstof en kalium in de plant gevonden. Dit in tegenstelling tot droge heide, waar dit effect wel duidelijk gevonden werd (Vogels *et al.*, 2011, 2017). De resultaten suggereren dus een verschil tussen droge heide en natte heide ten aanzien van de N/P-verhouding na plaggen, waarbij er na plaggen in natte heide een veel minder sterke P-limitatie optreedt dan na plaggen in droge heide.

Bekalking leidde niet tot een direct meetbare hogere beschikbaarheid van nutriënten. Waar vaak gevreesd wordt voor een eutrofiërend effect van bekalken, laat dit experiment zien dat bekalken met 2 ton/ha dologran in vochtige heidesystemen – zowel in de vergraste situatie als op de gehopperde of geplagde bodem – *niet* leidt tot een dusdanig hogere

beschikbaarheid van nutriënten dat voor verruiging gevreesd moet worden. Ook in andere bekalkingsexperimenten waarin op heide met ongeveer dezelfde dosis bekalkt is blijven verruigingseffecten uit (Weijters *et al.*, 2018). Echter, in bosbekalkingsexperimenten waar met hogere giften werd gewerkt, bleek een (sterk) effect van verruiging van de vegetatie alleen op te treden bij giften boven de 3-4 ton/ha kalk (Bobbink *et al.*, in voorbereiding). Ook wanneer er organisch materiaal in het systeem is opgehoopt, lijkt het risico op verruiging door bekalking bij een matige bekalking dus gering. Bekalking met dologran, waarin magnesium en calcium in een 1:1-verhouding voorkomen, leidde niet tot een afname van de beschikbaarheid van magnesium, terwijl voor veel -minerale- adsorptiecomplexen bekend is dat calcium beter adsorbeert dan magnesium (bijv.

Tabel 8.1: Overzicht van de effecten op middellange termijn van nietsdoen, plaggen en drukbegrazing of chopperen als alternatieven voor plaggen, al of niet in combinatie met bekalking, op aspecten van bodemchemie, bodem en vegetatie en fauna. Daarbij is nietsdoen zonder bekalking de referentie (tekens geven de richting aan van het effect met groene kleur voor wenselijke effecten en rode kleur voor onwenselijke effecten vanuit hersteldoelstellingen bezien). Overview of the medium-term effects of non-intervention, sod-cutting and intensive rotational grazing or choppering as management alternatives to sod-cutting –with or without liming – on aspects of soil chemistry, soil and vegetation and fauna. All effects have no-intervention without liming as a reference (signs indicate the direction of the effect with green colours for desirable effects and red colours for undesirable effects from a restoration perspective).

Maatregel Bekalking	Niets doen		Drukbegrazing		Chopperen		Plaggen	
	-	+	-	+	-	+	-	+
Bodemchemie								
pH		+		+		+		+
Basische kationen		++		++		++		++
Beschikbaar Aluminium		--		--		--	+	--
Beschikbaar Fosfaat			(+)	(+)			-	-
Stikstof (ammonium)			(+)	(+)	-	-	--	--
N/P in planten		-		-		-		-
Magnesium in planten				(+)		+		+
Bodem en Vegetatie								
Microreliëf			-	-	--	--	--	--
Vegetatiedichtheid			-	-	--	--	---	---
Vergrassing					-	-	--	--
Vaatplanten					++	++	++	++
Mossen					(+)	(+)	(+)	(+)
Paddenstoelen		++		+	-	+	--	(+)
Storingsindicatoren		(+)	+	++		(+)		(+)
Opslag bomen en struiken			-			+		+
Fauna								
Pioniersoorten*					(+)	(+)	+	+
Soorten oudere heide					(-)	(-)	-	-
Loopkevers en spinnen gemeenschap								
Soorten van open oevers, natte oligotrofe situaties						+	++	++
Soorten van vochtige heide en veen, latere successie			+?	+?	(-)	(-)	-	-
Soorten van stuifzand en extensief cultuurland			+	+			+/=	+/=
Soorten van droge heide			+?	+?	-/+	-/+	-/+	-/+
Hoog mobiele soorten							++	++
Xerofiel							-/+	-/+
Mesofiel								
Hygrofiel					+/-	+/-	+/-	+/-
Tweevleugeligen								
Carnivoren		(-)				-		-
Herbivoren					-	-	--	--
Detritivoren / Fungivoren							-	-

*incl. mobiele, snel koloniserende soorten die ook in latere successiestadia aanwezig kunnen zijn

Suarez & Zahow, 1988; Van der Heijden *et al.*, 2014). De magnesiumconcentratie in Gewone dophei nam door bekalking met dologran significant toe, terwijl de concentratie calcium in de plant niet toenam door bekalking. Ook in bekalkingsexperimenten waarin gewerkt is met

dolokal of andere kalkmengsel met een veel hoger aandeel calcium ten opzichte van magnesium nam de magnesiumconcentratie vaak relatief sterker toe dan de calciumconcentratie (Weijters *et al.*, 2018). Er lijkt dus ook met andere kalksoorten vrij weinig risico op een magnesiumtekort. Wel trad een significante verlaging op van Zn in de bekalkte behandeling na plaggen of chopperen, wat suggereert dat er versterkte competitie optreedt in de opname van Ca en Mg enerzijds en Zn anderzijds. Dit effect is eveneens gevonden in eerder onderzoek naar bekalking van droge heide (Vogels *et al.*, 2016), waar de gehalten aan tweewaardige metaalionen als Zn, Mn en (tweewaardig Fe) in de bekalkte behandelingen afnamen. Hierbij moet wel vermeld worden dat deze effecten in droge heide sterker waren dan de geringe veranderingen in deze studie.

Bekalking met dologran leidde niet tot een vermindering van kalium gebonden aan het adsorptiecomplex, ondanks dat de tweewaardige calcium- en magnesiumionen beter adsorberen dan eenwaardige kationen als kalium en dus voor verdringing van kalium aan het adsorptiecomplex zouden kunnen zorgen. Ook in de chemie van Gewone dophei werden geen aanwijzingen aangetroffen voor een verminderde kaliumbeschikbaarheid.

In relatieve zin had bekalking echter wel significante effecten op plantchemie. De N/P-verhouding (lager) en P/K-verhouding (hoger) in de plant waren over alle behandelingen significant verschillend als gevolg van bekalking. Dit betekent dat bekalking leidt tot een verschuiving in de relatieve opname van verschillende elementen. Een lagere N/P ratio suggereert een verschuiving van P-limitatie in de richting van N-gelimiteerde groeicondities, al lagen ook in de bekalkte behandelingen de ratio's nog in het bereik van primair P-gelimiteerde groei (Koerselman & Meuleman, 1996; von Oheimb *et al.*, 2010). Op basis van deze studie kan het exacte werkingsmechanisme achter deze verlaging in N/P-verhouding niet worden achterhaald, maar de resultaten zijn in overeenstemming met eerder gevonden relaties tussen bodembuffering en N/P-ratio's in planten op de Strabrechtse heide en het Dwingelderveld (Vogels *et al.*, 2011). Deze verschuiving naar lagere N/P-ratio's kan ook positief effect sorteren op de voedselkwaliteit voor de herbivore fauna (Vogels, 2013; Vogels *et al.*, 2017). In dit onderzoek is hier echter geen duidelijk bewijs voor gevonden, aangezien de herbivore Diptera enkel op de korte termijn een positieve respons op bekalking lieten zien.

Al met al creëerde plaggen in combinatie met bekalken de beste abiotische uitgangssituatie voor de ontwikkeling van een soortenrijke vochtige heide. Door chopperen werden deze condities behoorlijk benaderd en werd zowel de beschikbaarheid van stikstof naar beneden gebracht als de basenverzadiging verhoogd. Chopperen met bekalking is daarmee een kansrijk alternatief voor plaggen in verzuurde natte heide. Drukbegrazing vormt geen geschikte maatregel voor het herstel van de abiotiek in vochtige heide, en heeft mogelijk zelfs juist een licht verruigend effect. Alleen bekalken zonder dat er aanvullende maatregelen tegen de te hoge voedselrijkdom worden genomen (plaggen, chopperen), lijkt in zwaar vergraste vochtige heiden niet zinvol. Hiermee worden weliswaar de bodembuffering en de pH verhoogd, maar omdat het dominante Pijpenstrootje ook onder die omstandigheden prima groeit, zal het doorbreken van de dominantie van Pijpenstrootje door alleen bekalken niet effectief zijn. Op locaties die alleen verzuurd zijn maar niet verruigd en vergrast, kan bekalking zonder aanvullende maatregelen echter wel een goede maatregel vormen tegen verzuring (Weijters *et al.*, 2018). Uit onze experimenten (in wel vergraste heide) blijkt dat hiermee de pH en buffering goed hersteld kunnen worden, zonder dat dit voor verruiging zorgt.

8.5.2 Vegetatie

De terreinafwisseling en grotere biodiversiteit die door de combinatie van geplagde en niet geplagde delen kan worden bereikt, wordt ook met chopperen bereikt. Chopperen lijkt voor de vegetatie een goed alternatief voor plaggen. Er vindt wel iets snellere hergroei van Pijpenstrootje plaats, maar na enkele jaren lijken de vergraste stukken te stabiliseren te midden van door heide gedomineerde stukken. De boomopslag was op de gechopperde vlakken minder dan op de geplagde vlakken. Waarschijnlijk vraagt chopperen op de

middellange tot lange termijn wel om een gericht vervolgbeheer door (reguliere) begrazing zodat de uitbreiding van Pijpenstrootje in toom gehouden kan worden. Zes jaar na chopperen was een aantal kenmerkende soorten die wel in het omringende terrein aanwezig zijn, echter nog niet teruggekeerd. Dit is vergelijkbaar met plaggen en geeft aan dat ook chopperen voor sommige soorten van oudere heidestadia een ingrijpende maatregel is. Dit geldt in verhoogde mate voor karakteristieke paddenstoelen van vochtige heide, die vaak van de opgebouwde humus leven. De mycoflora kreeg door plaggen een flinke klap en was daar na 6 jaar nog allerminst van hersteld. Bij chopperen was dat niet veel beter.

Drukbegrazing leidde op natte heide ook na vier seizoenen uitvoering niet tot het doorbreken van de dominantie van Pijpenstrootje en het scheppen van open kiemingsmilieus. Het herstel van doelsoorten voor de flora bleef daarmee uit. Ook waren er in de vegetatie, maar vooral in de mycoflora, aanwijzingen dat de schapenmest inderdaad een vermestend effect heeft. Daarmee lijkt druckbegrazing op natte heide niet zo effectief tegen vergrassing als op drogere heide (Van Beek, 2005; Verbeek *et al.*, 2006), waar ook de combinatie van druckbegrazing en branden tot een soortenrijkere vegetatie leidt (Vogels *et al.*, 2017). Er zijn echter aanwijzingen dat een sterkere vertrapping door bijvoorbeeld pony's op vochtige heide wel tot eenzelfde positief resultaat kan leiden (Wallis de Vries *et al.*, 2014).

Bekalking van de door Pijpenstrootje opgebouwde humuslaag leidde tot een versterkte afbraak, met meer strooiselafbrekende paddenstoelen, maar ook tot een betere buffering en daardoor de ontwikkeling van een heischraal aspect. Voor de mycoflora leidde dat zelfs tot spectaculaire resultaten, met de vestiging van tientallen zeldzame en vaak bedreigde soorten. Bekalking is dus gunstig voor een deel van de soorten van meer heischrale milieus, maar brengt ook een risico op eutrofiëring met zich mee. Verruiging bleef na chopperen echter uit. De combinatie van bekalking en druckbegrazing gaf door de achtergebleven mest echter wel verruiging te zien. Verontrustend is dat deze verruiging na 6 jaar vooral optrad door overblijvende soorten, waarmee deze ontwikkeling een langdurig karakter zou kunnen krijgen.

8.5.3 Fauna

De fauna van natte heide telt meer soorten van oudere stadia dan pioniersoorten. Veel soorten van oudere heide hebben een voorkeur voor ongestoorde, beschaduwde en/of meer begroeide habitats met een vochtig microklimaat. Daarom werden ze vaak in de vergraste heide van de nulsituatie gevonden. Standplaatsen die vanuit het oogpunt van vegetatie weinig waarde hebben (rompgemeenschap *Molinia caerulea*, of sterk door *Molinia* gedomineerde vochtige heide) kunnen voor de fauna nog heel goed geschikte habitatcondities bieden om veel karakteristieke soorten te kunnen herbergen. Uitvoering van beheermaatregelen zoals chopperen en plaggen kan echter voor de fauna ook geschikte condities creëren voor soorten van vochtige open pioniermilieus. Soorten met een binding aan oudere heidestadia worden echter door plaggen en chopperen sterk benadeeld, waarbij het huidige onderzoek liet zien dat herstel na chopperen sneller optreedt dan na plaggen. Bij druckbegrazing bleven de soorten van ongestoorde heide grotendeels aanwezig vanwege de geringere verstoring en het behoud van polstructuren. Dit onderstreept het belang van het altijd behouden van delen van vergraste vegetatie, aangezien dit belangrijke refugia zijn voor veel kenmerkende soorten van (onder meer) vochtige heide.

Op het niveau van trofische relaties ware de ingrijpende methoden plaggen en chopperen op de middellange termijn van grote negatieve invloed op de dichtheid van herbivore en detritivore Diptera. Bekalking gaf hierin een bescheiden positieve respons van herbivore en detritivore Diptera direct na uitvoering van ingrijpende maatregelen. Er waren echter geen indicaties dat bekalking heeft geleid tot een langdurige stimulering van detritivoren, mogelijk door een verhoging van de afbraak van organisch materiaal door schimmels.

8.5.4 Beantwoording van de onderzoeksvragen

Het onderzoek startte met de volgende vier hoofdvragen. Deze worden hier kort beantwoord op basis van de bovenstaande bespreking van de resultaten. De antwoorden op de deelvragen zijn in Tabel 8.2 samengevat.

- i. *Blijft verzuring na drubbegrazing of chopperen nog een knelpunt voor de vegetatieontwikkeling en voor de voedselkwaliteit van de herbivore fauna?*
Ja, beide maatregelen zorgen niet voor herstel van de buffercapaciteit. De pH blijft beneden 3,5 en dat is onvoldoende voor succesvol herstel van vegetatie en fauna.
- ii. *Kan door middel van bekalking ook bij drubbegrazing en chopperen de verzuring worden teruggedraaid, zonder dat daarbij verzuiging optreedt?*
Bij chopperen wel, bij drubbegrazing niet, tenzij ophoping van mest vermeden kan worden (bekalking op vergraste vegetatie zonder verdere maatregelen gaf wel herstel van buffercapaciteit, maar nauwelijks verzuiging te zien)

Tabel 8.2: Samenvattend overzicht van de antwoorden op de onderzoeksvragen.

Summarizing overview of the answers to the research questions.

	Drukbegrazing	Chopperen
<i>Abiotische omstandigheden:</i>		
Voldoende verlaging van beschikbaarheid van voedingsstoffen?	Nee	Substantieel
Knelpunt voor beschikbaarheid van fosfaat en mineralen?	Nee	Nee
Knelpunt voedselkwaliteit voor de fauna?	Nee	Nee
Terugdraaien van verzuring door bekalking?	Ja	Ja
Negatieve effecten van bekalking door mineralisatie?	Ja	Nee
<i>Vegetatieontwikkeling:</i>		
Terugkeer van kenmerkende soorten?	Nee	Substantieel
Terugdringen van boomopslag?	Geen groot probleem	Opslag licht bevorderd door bekalking
Voldoende variatie in bodem- en vegetatiestructuur voor herstel van mossen?	Nee	Nog niet
Voldoende herstel van humuslagen en paddenstoelen van vochtige heide?	Deels bij bekalking	Nog niet
<i>Faunaherstel:</i>		
Wordt het microreliëf gespaard?	Ja	Nee
Is er grotere variatie in vegetatiestructuur dan na plagen?	Ja	Enigszins
Verschillen de effecten tussen verschillende ecologische groepen?	Pioniersoorten blijven afwezig, maar soorten oudere heide worden gespaard	Pioniersoorten in lage aantallen en herstel soorten oudere heide. Herbivoren nog niet hersteld.
Positieve effecten op de kenmerkende heidefauna?	Nee	Gedeeltelijk

iii. Keren kenmerkende planten, paddenstoelen en diersoorten terug?

Gedeeltelijk. Bij drubbegrazing is dit nauwelijks het geval, maar blijven soorten van oudere heide (redelijk) gespaard. Bij chopperen keren meer soorten terug (en sneller dan na plaggen), maar blijven een aantal soorten van oudere heide ook zes jaar na uitvoering nog schaars of afwezig. Soorten met beperkte dispersiecapaciteit keren alleen terug wanneer zaadbronnen of bronpopulaties in de directe omgeving aanwezig zijn. Wanneer dit niet het geval is, dan moet overwogen worden deze soorten actief weer terug te brengen.

iv. Verschillen de effecten van chopperen, drubbegrazing en aanvullende bekalking tussen groepen met verschillende ecologische functies?

Ja, bij drubbegrazing in combinatie met bekalking worden strooiselafbrekende paddenstoelen gestimuleerd en verruigt de vegetatie soms, maar zijn er weinig effecten op de fauna. Zowel detritivoren als herbivoren en carnivoren nemen door chopperen en plaggen sterk af. Detritivoren herstellen al op middellange termijn, maar voor herbivoren en carnivoren duurt dit langer.

Door plaggen en chopperen worden op de korte (chopperen) tot middellange termijn (plaggen) milieus gecreëerd die, leiden tot een duidelijke verschuiving in samenstelling van de faunagemeenschap. Deze bestaat, afhankelijk van de plaats op de vochtgradiënt, uit gemeenschappen met soorten van oever- en natte pioniermilieus dan wel soorten van droge xerotherme milieus. Beide gemeenschappen zijn te karakteriseren als soorten van jonge successiestadia die gedurende de successie weer worden overgenomen door een door soorten van oudere stadia gedomineerde gemeenschap.

8.5.5 Slotconclusie

Vergraste natte heide wordt vanuit de botanische diversiteit van weinig waarde geacht. Toch kan deze een belangrijke soortenrijkdom herbergen van mossen, paddenstoelen en diersoorten. Bij plaggen wordt deze diversiteit op korte en middellange termijn sterk gereduceerd. Op middellange termijn (zes jaar na uitvoering) keren de fauna en mossen van oudere heide slechts zeer gedeeltelijk terug en paddenstoelen van oudere heide in het geheel nog niet. Daarvoor in de plaats profiteren pioniersoorten van open milieus. Na 6 jaar waren deze soorten in aantal en soortenrijkdom weer aan het afnemen, als gevolg van natuurlijke successie (die wel wordt versneld door de nog steeds relatief hoge stikstofdepositie in Noord-Brabant).

Chopperen en drubbegrazing zijn hier onderzocht als mogelijke alternatieven om al te ingrijpende effecten van plaggen op de flora en fauna van de heide te vermijden.

Drubbegrazing is daarin op middellange termijn het minst effectief om de botanische diversiteit te vergroten en soorten van jonge heidestadia te bevorderen. Bovendien lijkt drubbegrazing enig risico op verruiging met zich mee te brengen. De effectiviteit ervan om de dominantie van Pijpenstrootje te doorbreken lijkt beduidend kleiner dan die van drubbegrazing op droge heide. Wel worden door drubbegrazing de soorten van oudere heide in redelijke mate ontzien, hoewel dit op korte termijn niet geldt voor een soort als het Gentiaanblauwtje, waarvan de waardplant van drubbegrazing te lijden heeft.

Chopperen komt uit dit onderzoek naar voren als een effectievere herstelmaatregel dan drubbegrazing, vooral in combinatie met bekalking. De faunagemeenschap was na zes jaar al aanzienlijk hersteld van de ingreep ten aanzien van de fauna van structuurrijke, beschaduwde en microklimatologisch gebufferde heide en ook de botanische kwaliteiten waren sterk verhoogd. Bovendien kregen na chopperen ook soorten van meer gebufferde, heischrale milieus een kans. Alleen mossen en paddenstoelen van echte oudere heidestadia ontbraken nog na zes jaar.

Vanuit de abiotische condities bezien is vergraste natte heide veelal verzuurd en met stikstof verrijkt (waarbij verdroging mede bepalend is). Bekalking van ongeplagde vergraste heide leidt tot merkbaar herstel van buffercapaciteit, maar leidt door de ongewijzigde dominantie van Pijpenstrootje nauwelijks tot verandering in de vegetatie. Wel vestigden zich in deze

studie veel zeldzame paddenstoelen van heischrale graslanden. Plaggen is het meest effectief om de overmaat aan stikstof te verwijderen, maar aanvullende bekalking is bijna altijd nodig om ook de negatieve effecten van verzuring tegen te gaan. Chopperen voert minder organische stof en nutriënten af, maar in combinatie met bekalking worden de abiotische condities alsnog behoorlijk hersteld. Drukbegrazing leidt via de achterblijvende mest eerder tot een grotere dan tot een lagere beschikbaarheid van nutriënten. Wel wordt het microreliëf behouden en krijgt de vegetatiestructuur een opener karakter. Bekalking leidt in combinatie met druibegrazing echter tot een verhoogde beschikbaarheid van voedingsstoffen, met een risico op vermesting. De effecten op de voedselkwaliteit voor de fauna lijken echter op vochtige tot natte heide eerder positief dan negatief, in tegenstelling tot de doorwerking op droge heide.

8.5.6 Resterende kennislacunes

Het uitgevoerde onderzoek heeft veel vragen beantwoord, maar laat er ook diverse open staan.

Bij chopperen is het vooral de vraag of en op welke termijn de na zes jaar nog ontbrekende soorten terugkeren. Dit geldt voor levermossen, paddenstoelen, slecht verbredende vaatplanten en de herbivore fauna (waaronder ook het bedreigde Gentiaanblauwtje). Ook is het nog onduidelijk of zich na chopperen en bekalken weer een voedselarme, maar niet sterk verzuurde humuslaag kan opbouwen, waar bedreigde heidepaddenstoelen van afhankelijk zijn.

Het onderzoek heeft als onverwacht resultaat opgeleverd dat zich een rijke mycoflora kan vestigen na bekalken van vergraste heide. Onvoldoende duidelijk is wat hierachter de mechanismen zijn en of dat een wetmatigheid is. Deze vraag is vooral relevant gezien de grootschaligheid van de plannen voor het toedienen van o.a. steenmeel op de heide. Bij druibegrazing is het belangrijk om vast te stellen of de effectiviteit ervan te vergroten valt, omdat deze op natte heide vooralsnog onvoldoende lijkt. Een eerste vraag is of de begrazingsintensiteit kan worden vergroot en tegelijkertijd de mestophoping kan worden verkleind. Een tweede vraag is of de effectiviteit kan worden vergroot door te branden voorafgaand aan de druibegrazing. Een derde vraag is of de effectiviteit van druibegrazing kan worden vergroot door het inzetten van zwaardere dieren, zoals pony's, die door vertrapping zorgen voor het openbreken van de zode, wat de vestigingsmogelijkheden voor doelsoorten kan vergroten (zoals bijvoorbeeld op het Lankheet; Wallis de Vries *et al.*, 2014). Ook is onduidelijk op welke termijn, de ontwikkeling van kenmerkende gemeenschappen voor de heidefauna optreedt bij plaggen, chopperen of (mogelijk) druibegrazing, dan wel in welke samenstelling de faunagemeenschap zich stabiliseert. Deze kennis is waardevol om tot een effectieve beheercyclus te kunnen komen en is met name relevant in het kader van de PAS. Wanneer blijkt dat bij een aanhoudend hoge stikstofdepositie herstelbeheer eerder nodig is dan wenselijk is op basis van de herstelcapaciteit voor flora en fauna, dan is dit een extra argument om tot een verdere verlaging van N-emissies te komen.

8.6 Aanbeveling voor herstelmaatregelen

Op basis van het eerdere onderzoek van Wallis de Vries *et al.* (2014) werd een beeld geschetst van plaggen, chopperen en druibegrazing als complementaire maatregelen voor herstel van de biodiversiteit op de natte heide. Vanuit zo'n perspectief zijn chopperen en druibegrazing niet zo zeer alternatieven voor plaggen in de zin van een vervanging, maar alternatieven voor hetzij herstelmaatregelen op grotere schaal, waarop plaggen te ingrijpend is, hetzij met een geringere intensiteit voor een meer geleidelijk herstel. Dit perspectief wordt door het huidige onderzoek versterkt.

De verschillende maatregelen hebben verschillende effecten en kunnen daarmee zelfs als aanvullend op elkaar worden gezien. De keuze voor de toe te passen maatregel is sterk afhankelijk van de doelstelling van het beheer. Plaggen heeft teveel nadelen voor toepassing

op grote schaal, maar kan in natte heide op kleine schaal effectief worden ingezet om twee doelstellingen te bereiken: geschikte milieus te creëren voor soorten van pionierstadia (Associatie van Moeraswolfsklauw en Snavelbies met bijbehorende fauna) en condities te scheppen voor de vestiging van weinig concurrentiekrachtige soorten van soortenrijke natte heide om zo op langere termijn een diverse vegetatie te verkrijgen. Chopperen is in dat opzicht een goed alternatief voor plaggen om de dominantie van Pijpenstrootje te doorbreken. De maatregel leidt tot een snellere successie naar natte heide met een snellere herkolonisatie door soorten van oudere stadia, zij het ten nadele van soorten van jonge stadia. Drukbegrazing kan worden ingezet als bijsturing van regulier beheer, waarbij soorten van ontwikkelde natte heide gespaard dienen te worden, of wanneer het geen optie is om de bodem te beschadigen (bijvoorbeeld wanneer archeologische waarden aanwezig zijn). Bekalking zorgt behalve voor herstel van buffercapaciteit ook voor het stimuleren van soorten van heischrale milieus.

Voorts kan worden benadrukt dat ook door Pijpenstrootje gedomineerde natte heide ook waarde heeft voor de biodiversiteit en onder de huidige situatie een refugium biedt voor veel diersoorten en paddenstoelen die zich niet of moeilijk kunnen handhaven in pioniermilieus. Actief beheer is dus niet overal nodig of wenselijk, zonering in de ruimte en fasering in de tijd des te meer.

De opgedane inzichten geven de beheerder de beschikking over een breed scala aan maatregelen om de kwaliteit van de natte heide te bevorderen. De kunst is dan om de keuze voor het type beheer via een goede beoordeling van de situatie en de kansrijkdom optimaal aan te laten sluiten bij de doelstellingen voor het gebied.

Het type maatregel dient ook afgestemd te worden op de oorzaken van de problematiek. Hierbij is het van belang om uit te zoeken of de verruiging en/of verzuring wordt veroorzaakt door atmosferische stikstofdepositie alleen, of dat er ook sprake is van een afname van de aanvoer van licht gebufferd grondwater. In het eerste geval zijn (kleinschalig) plaggen – en, zoals uit dit onderzoek blijkt, chopperen – maatregelen waarmee verruiging in natte heide goed tegengegaan kan worden (o.a. De Graaf *et al.*, 2004; Bobbink *et al.*, 2004). Als er sprake is van verzuring doordat de aanvoer van (licht) gebufferd grondwater is weggefallen, zijn daarnaast ook hydrologische maatregelen noodzakelijk. In terreinen waarin de buffering vroeger op peil werd gehouden door de aanvoer van basenrijk water, is het herstellen van de hydrologie effectief om de effecten verzuring tegen te gaan (o.a. Jansen *et al.*, 2010). Indien het niet mogelijk is om de hydrologie afdoende te herstellen, kan voor 'catchment liming' gekozen worden. Hierbij wordt niet het verzuurde deel van het terrein zelf bekalkt, maar het inrijgsgebied ervan, zodat de aanvoer van basen via lokale kwel kan plaatsvinden, in plaats van door directe kalkgift (Dorland *et al.*, 2005a). Op plaatsen waar hydrologisch herstel niet van toepassing of geen optie is, kan direct bekalkt worden. Naast de traditionele bekalking met calcium- en magnesiumcarbonaten ('kalk'), zoals dolokalk en dologran, wordt er momenteel geëxperimenteerd met zogenoemd 'steenmeel': fijngemalen silicaatmineralen die, afhankelijk van hun herkomst, ook een heel scala aan andere (sporen-)elementen toevoegen, die door verzuring uit de heideterreinen zijn uitgeloozd (Bergsma *et al.*, 2016; Vogels *et al.*, 2016; Bobbink *et al.*, 2017). Omdat onderzoek naar de positieve en negatieve effecten van verschillende soorten steenmeel nog loopt, is nu nog niet te zeggen wanneer met welk type steenmeel gewerkt zou moeten worden. Wel is duidelijk dat nutriënten uit steenmeel veel trager vrijkomen dan uit kalk, waardoor er bij toediening van steenmeel overwogen zou moeten worden ook kalk toe te dienen om al op een termijn van enkele jaren effect op de zuurgraad te zien (Bobbink *et al.*, 2017; Weijters *et al.*, 2018).

Plaggen kan in natte heide de voorkeur hebben wanneer de vergrassing sterk is, terwijl zaadbronnen voor boomopslag zich op ruime afstand bevinden. Een kleinschalige, liefst handmatige, uitvoering met uitsparen van restpopulaties is wel essentieel om herkolonisatie te bespoedigen. Bekalking is wenselijk, tenzij op voorhand duidelijk is dat de bodem al voldoende is gebufferd.

Omdat het microreliëf verdwijnt is er een groot risico op inundatie en herverzuring bij stagnerend water. Door in langwerpige stroken te plaggen over een hoogtegadiënt, wordt

dit risico verkleind. Om al te grote contrasten met de omringende vegetatie te vermijden en de habitatkwaliteit van de randzone te verbeteren, kan worden overwogen om een strook van de aangrenzende vegetatie te maaien. Voorts is het wenselijk voor soorten met geringe dispersiecapaciteit te overwegen om deze actief terug te brengen.

Daar waar de vergrassing wel sterk is en een grootschaliger aanpak vereist is wordt plaggen als herstelmaatregel afgeraden, vanwege langdurig negatieve effecten op fauna, bodemontwikkeling en macrofungi. Hiervoor is chopperen, in combinatie met bekalking, een goed alternatief. Omdat de maatregel op korte termijn wel ingrijpend is, dient de uitvoering ook hier nog steeds relatief kleinschalig te zijn, maar kunnen grotere oppervlakten tegelijk worden aangepakt dan bij plaggen. Voor verdere uitvoering zijn bovenstaande aanbevelingen voor plaggen eveneens van toepassing.

Drukbegrazing kan worden aanbevolen voor natte heide waar de vergrassing matig is en waar voor herstel over een langduriger periode wordt gekozen (de druibegrazing zal over een reeks van jaren moeten plaatsvinden), dan wel wanneer bodemverstoring maatregelen niet mogelijk zijn. Wanneer de bodem redelijk gebufferd is, wordt aanvullende bekalking afgeraden. Wanneer deze wel verzuurd is kan bekalking (of mogelijk steenmeel) wel worden toegepast, maar dient het inscharen van de schapen zoveel mogelijk beperkt te worden tot de effectieve graasperiode, waarna de schapen moeten worden verwijderd om verruiging door mestophoping te voorkomen. Deze sturing kan met een gescheperde kudde goed worden bereikt. Bij druibegrazing in flexnetten zijn scherpe afspraken nodig op het inzetten en weer ophalen van de dieren. Omdat de resultaten met druibegrazing voor natte heide vooralsnog niet positief zijn, ligt er voor de maatregel nog wel een uitdaging voor een goede optimalisatie van de uitvoering qua frequentie en schaal. Een mogelijke verbetering van de uitvoering is om voorafgaand aan druibegrazing de vegetatie eenmalig te maaien of te branden, maar dit vereist nog nader onderzoek.

Tenslotte geeft het huidige onderzoek aan dat bekalking in lage dosis (2 ton dologran per hectare) ook zonder verdere ingrijpende herstelmaatregelen een optie is om de buffercapaciteit van verzuurde heidebodems op korte termijn te herstellen. Wanneer de kenmerkende soorten van natte heide aanwezig zijn, is het ook voldoende om het reguliere beheer extensief te houden.

9 Literatuur

- Arnolds, Kuyper & Noordeloos (red.), 1995. *Overzicht van de paddestoelen in Nederland*. Nederlandse Mycologische Vereniging, Wijster.
- Baars, M.A. (1979). Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. *Oecologia* **41**, 25-46.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker & S. Walker, 2017. *lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4*. R package version 1.1-14.
- Beek, S. van (2005). Drukbegrazing met schapen als methode om vergraste droge heide om te vormen in structuurrijke heide. *Vakblad Natuur, Bos, Landschap* **2(11)**, 6-9.
- Beuk, P.L.T., 2002. *Checklist of the Diptera of the Netherlands*. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Bergsma, H., J.J. Vogels, M. Weijters, R. Bobbink, A.J.M. Jansen & L. Krul. 2016. Tandrot in de bodem - hoeveel biodiversiteit kan de huidige minerale bodem nog ondersteunen? *Bodem* **1**, 27-29.
- Bijlsma, R.J., Waal, R.W. de & Verkaik, E., 2009. *Natuurkwaliteit dankzij extensief beheer: nieuwe mogelijkheden voor beheer gericht op een veerkrachtig bos- en heidelandschap*. Alterra-rapport 1902 - Alterra, Wageningen.
- Bobbink, R., van den Burg, A., van de Riet, B., Brouwer, E. & Siepel, H., in voorbereiding. *Langetermijneffecten van minerale bosbemesting: "de Harderwijkerbosproef"*. VBNE, Driebergen.
- Bobbink, R., Bergsma, H.L.T., den Ouden, J., & Weijters, M.L., 2017. Bodemverzuring in droog zandlandschap: na het zuur geen zoet? *Landschap* **34(2)**, 61-69.
- Borneman, E.A. & Vosseveld-Kruse, M.M. (2013). *Is druibegrazing een goed alternatief voor plaggen ten behoeve van het behoud van het gentiaanblauwtje?* Rapport Master of Education Biologisch Onderzoek, Hogeschool Utrecht.
- Bos, F., Bosveld, M., Groenendijk, D., Swaay, C. van, Wynhoff, I. & De Vlinderstichting (2006). *De dagvlinders van Nederland : verspreiding en bescherming (Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea)*. Nederlandse Fauna 7. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden; KNNV Uitgeverij, Utrecht & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- Dorland, E., Bobbink, R. Meeslink, J.H., Verhoeven, J.T.A., 2003. Soil ammonium accumulation after sod cutting hampers the restoration of degraded heathlands. *Journal of Applied Ecology* **40**, 804-814.
- Dorland, E., Van den Berg, L.J.L., Brouwer, E., Roelofs, J.G.M., Bobbink, R., 2005a. Catchment liming to restore degraded, acidified heathlands and moorland pools. *Restoration Ecology* **13**, 302-311.
- Dorland, E., Hart, M.A.C., Vergeer, M.L. & Bobbink, R., 2005b. Assessing the success of wet heath restoration by combined sod cutting and liming. *Applied Vegetation Science* **8**, 209-218.
- Duinen, G.A. van, Bouwman, J. & Wallis de Vries, M.F., 2014. *Randvoorwaarden voor het herstel van kenmerkende en bedreigde soorten in het natte heidelandschap*. Rapport 2014/OBN187-NZ, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.
- Ford, M.J. (1978). Locomotory activity and predation strategy of wolf-spider *Pardosa amentata* (Clerck) (Lycosidae). *Animal Behaviour* **26**, 31-35.
- Elser, J.J., W. F. Fagan, R.F. Denno, D.R. Dobberfuhl, A. Folarin, A. Huberty, S. Interlandi, S. S. Kilham, E. McCauley, K.L. Schulz, E.H. Siemann & R.W. Sterner, 2000. Nutritional constraints in terrestrial and freshwater food webs. *Nature* **408**, 578-580.
- Fournier, E. & Loreau, M., 2002. Foraging activity of the carabid beetle *Pterostichus melanarius* Ill. in field margin habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment* **89**, 253-259.

- Graaf, M.C.C. de, P.J.M. Verbeek, R. Bobbink & J.G.M. Roelofs, 1998a. Restoration of species-rich dry heaths. The importance of appropriate soil conditions. *Acta Botanica Neerlandica* **47**, 89-111.
- Graaf, M.C.C. de, R. Bobbink, J.C.M. Roelofs & P.J.M. Verbeek, 1998b. Differential effects of ammonium and nitrate on 3 heathland species. *Plant Ecology* **135**, 185-196.
- Graaf, M. de, Verbeek, P., Robat, S., Bobbink, R., Roelofs, J., Goeij, S. de & Scherpenisse, M., 2004. *Lange-termijn effecten van herstelbeheer in heide en heischrale graslanden*. Rapport EC-LNV nr. 2004/288-O, Ede.
- Heijden, G. van der, A. Legout, B. Pollier, J. Ranger & E. Dambrine, 2014. The dynamics of calcium and magnesium inputs by throughfall in a forest ecosystem on base poor soil are very slow and conservative: evidence from an isotopic tracing experiment (^{26}Mg and ^{44}Ca). *Biogeochemistry* **118**, 413-442.
- Jansen, A.J.M., Bekker, R.M., Bobbink, R., Bouwman, J.H., Loeb, R., van Duinen, G.A. & Wallis de Vries, M.F., 2010. *De effectiviteit van de regeling Effectgerichte Maatregelen (EGM) voor Rode-Lijstsoorten; De tweede Rode Lijst met Groene Stip voor vaatplanten en enkele diergroepen in Nederland*. Rapport DKI-LNV nr. 2010/dk137-O, Ede.
- Kleukers, R.M.J.C., Nieuwerkerken, E. van, Odé, B., Willemse, L. & Wingerden, W. van (1997). *De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera)*. Nederlandse Fauna 1. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden; KNNV Uitgeverij, Utrecht & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- Kort-Langeveld, N. de, A. Jansen, and R. Jans. 2012. Natuurherstel door Effectgerichte Maatregelen bij de Unie van Bosgroepen. *De Levende Natuur* **113**, 224-227.
- Koerselman, W., & A. F. M. Meuleman. 1996. The vegetation N/P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* **33**, 1441-1450.
- Maelfait, J.P., Baert, L., Janssen, M. & Alderweireldt, M., 1998. A Red list for the spiders of Flanders. *Bulletin van het Koninklijk Belgisch instituut voor Natuurwetenschappen* **68**, 131-142.
- Maes, D., Van Dijck, H., Vanreusel, W. & Cortens, J., 2003. Ant communities (Hymenoptera: Formicidae) of Flemish (north Belgium) wet heathlands, a declining habitat in Europe. *European Journal of Entomology* **100**, 545-555.
- Melbourne, B.A., 1999. Bias in the effect of habitat structure on pitfall traps: An experimental evaluation. *Australian Journal of Ecology* **24**, 228-239.
- Nijssen, M. R. Bobbink, M. Geertsma, R. Huiskes, J. Kuper, M. Scherpenisse, N. Smits, E. Bohnen-Verbaarschot, P. Verbeek, R. Versluijs, M. Wallis de Vries, M. Weijters & B. Wouters, 2016. Beheeroptimalisatie Zuid-Limburgse hellingschraallanden: Effecten van gefaseerde begrazing op bodem, vegetatie en fauna. Rapport nr. 2016/OBN209-HE, VBNE, Driebergen.
- Noordijk, J. & Boer, P., 2007. Mieren in Veluwebermen: soortenrijkdom en aanbevelingen voor beheer (Hymenoptera: Formicidae). *Nederlandse Faunistische Mededelingen* **27**, 23-50.
- Noordwijk, C.G.E. van, Boer, P., Mabelis, A.A., Verberk, W.C.E.P. & Siepel, H., 2012. Life-history strategies as a tool to identify conservation constraints: A case-study on ants in chalk grasslands. *Ecological Indicators* **13**, 303-313.
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P.R. Minchin, R. B. O'Hara, G.L. Simpson, P.M. Solymos, H.H. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner, 2017. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-2.
- Persons, M.H. & Uetz, G.W. (1996). The influence of sensory information on patch residence time in wolf spiders (Araneae: Lycosidae). *Animal Behaviour* **51**, 1285-1293.
- R Core Team. 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. Versie 3.4.3.
- Schaefer, M. (1976). Experimentelle Untersuchungen zum Jahreszyklus und zur Überwinterung von Spinnen (Araneida). *Zool. Jb. Syst.* **103**, 127-289.
- Seifert, B. (2007). *Die Ameisen Mittel- und Nordeuropas*. Lutra Verlags- und Vertriebsgesellschaft, Tauer.
- Suarez, D.L. & M.F. Zahow, 1988. Calcium-Magnesium Exchange Selectivity of Wyoming Montmorillonite in Chloride, Sulfate and Perchlorate Solutions. *Soil Science Society of America Journal* **53**, 52-57.

- Turin, H., 2000. *De Nederlandse loopkevers. Verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae)*. Leiden, Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland.
- Verbeek, P.J.M., De Graaf, M. & Scherpenisse, M.C. (2006). *Verkennde studie naar de effecten van drukkbe grazing met schapen in droge heide : effectgerichte maatregel tegen vermessing in droge heide*. Rapport DK nr. (2006/dk038-O, Directie Kennis, Ministerie van LNV, Ede.
- Vogels, J.J., Burg A. van den, Remke E. & Siepel H., 2011. *Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen – Evaluatie en ontwerp van bestaande en nieuwe herstelmaatregelen (2006-2010)*. Rapport nr. 2011/OBN152-DZ, DKI-LNV, Ede.
- Vogels, J.J. 2013. *Voedsel van korhoenkuikens onder het vergrootglas - De relatie tussen plantkwaliteit en dichtheid van ongewervelde fauna op de Sallandse Heuvelrug*. Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- Vogels, J., M. Weijters, R-J Bijlsma, R. de Waal, R. Bobbink & Henk Siepel, 2016. *Fosfaattoevoeging Heide*. Rapport nr. 2016/OBN207-DZ, VBNE, Driebergen.
- Vogels, J.J., R. Bobbink, M. Weijters & H. Bergsma. 2016. Het droge heidelandschap in de 21e eeuw: aandacht voor mineralogie en historisch landgebruik. *De Levende Natuur* **117**, 245-250.
- Vogels, J., R. Loeb, E. Brouwer, R. Felix & M. Scherpenisse, 2017. *Optimaliseren van herstelmaatregelen voor habitattypen van droge heide: de stikstofverwijderingspotentie van de gecombineerde maatregel branden en drukkbe grazing*. Stichting Bargerveen / B-Ware / Natuurbalans, Nijmegen.
- Vogels, J. J., W. C. E. P. Verberk, L. P. M. Lamers & H. Siepel. 2017. Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological conservation* **212, Part B**, 432-447.
- Von Oheimb, G., S. A. Power, K. Falk, U. Friedrich, A. Mohamed, A. Krug, N. Boschatzke, & W. Härdtle. 2010. N/P Ratio and the Nature of Nutrient Limitation in Calluna-Dominated Heathlands. *Ecosystems* **13**, 317-327.
- Wallis de Vries, M.F., Noordijk, J. Sierdsema, H. Zollinger, R. Smit, J.T. & Nijssen, M., 2013. *Begrazing in Brabantse heidegebieden – effecten op de fauna*. Rapport VS2012.017, De Vlinderstichting, Wageningen / EIS-Nederland, Leiden / SOVON Vogelonderzoek Nederland, Stichting RAVON & Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- Wallis de Vries, M.F., Bobbink, R., Brouwer, E., Huskens, K., Verbaarschot, E., Versluijs, R. & Vogels, J.J., 2014. *Drukkbe grazing en Chopperen als Alternatieven voor Plaggen van Natte Heide: effecten op korte termijn en evaluatie van praktijkervaringen*. Rapport OBN191-NZ, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.
- Wallis de Vries, M.F., R. Bobbink, A.J.M. Jansen & J.J. Vogels, 2016a. Herstel kwaliteit van natte heide in het zandlandschap. *Landschap* **33(2)**, 111-115.
- Wallis de Vries, M.F., J. Noordijk, E.O. Colijn, J.T. Smit & K. Veling, 2016b. Contrasting responses of insect communities to grazing intensity in lowland heathlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **234**, 72-80.
- Weijters, M., R. Bobbink, E. Verbaarschot, J. Vogels, H. Bergsma & H. Siepel, 2018. *Herstel van heide door middel van slow release mineralengift*. Rapport nr. 2018/OBNxxx-NZ, VBNE, Driebergen (in druk).
- Zee, F.F. van der, R. Bobbink, R. Loeb, M.F. Wallis de Vries, J.G.B. Oostermeijer, S.H. Luijten & M. de Graaf, 2017. *Naar een Actieplan Heischrale graslanden: Hoe behouden en herstellen we heischrale graslanden in Nederland?* Rapport 2812, Wageningen Environmental Research, Wageningen.

Bijlage 1: Bodem- en plantchemie

Tabel B.1: Gemiddelden en standaardfout per behandeling van de bodemchemie: vochtpercentage, dichtheid (kg/l), organische stofpercentage, concentratie Olsen-P ($\mu\text{mol/l}$ bodem) en totaalconcentraties Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, P, S, Si en Zn (mmol/l bodem).
Means and standard errors per treatment of the soil chemistry: moist percentage, soil density (kg/l) organic matter percentage, concentration Olsen-P ($\mu\text{mol/l}$ soil) and total concentrations of Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, P, S, Si and Zn (mmol/l soil).

	behandeling	vocht%	dichtheid	om%	P-Olsen	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	P	S	Si	Zn
gemiddelde	C-	22	1,0	7,5	395	65	1,9	12	2,0	3	0,05	2,4	8	23	0,16
st. fout	C-	5	0,1	1,4	20	11	0,3	3	0,3	1	0,01	0,2	2	2	0,02
gemiddelde	C+	23	0,9	6,6	337	60	5,9	14	2,2	6	0,06	2,1	7	20	0,16
st. fout	C+	5	0,0	0,5	48	10	1,4	3	0,3	1	0,01	0,2	1	1	0,02
gemiddelde	D-	29	0,8	11,4	368	49	2,7	13	2,1	3	0,07	2,0	7	17	0,17
st. fout	D-	5	0,1	1,7	65	7	0,2	2	0,3	1	0,02	0,3	1	1	0,02
gemiddelde	D+	28	0,8	10,6	385	48	8,0	13	1,9	6	0,08	2,0	7	17	0,16
st. fout	D+	6	0,0	1,2	52	5	2,5	2	0,2	2	0,01	0,3	1	1	0,03
gemiddelde	P-	16	1,2	3,9	326	86	2,3	16	2,1	5	0,08	1,9	5	26	0,13
st. fout	P-	3	0,1	1,2	31	13	0,5	4	0,3	1	0,02	0,3	1	2	0,01
gemiddelde	P+	17	1,2	5,0	358	97	5,1	16	2,2	6	0,08	2,2	6	25	0,16
st. fout	P+	3	0,1	0,9	39	18	0,6	4	0,4	1	0,02	0,2	1	2	0,01
gemiddelde	X-	28	0,9	9,8	362	59	2,4	11	2,1	3	0,06	2,4	9	18	0,15
st. fout	X-	6	0,1	2,2	32	12	0,3	2	0,3	1	0,01	0,2	2	1	0,02
gemiddelde	X+	27	0,9	8,0	357	73	6,0	20	2,8	6	0,07	2,6	10	19	0,24
st. fout	X+	6	0,1	1,1	38	21	1,6	4	0,6	1	0,01	0,6	3	1	0,06

Tabel B.2: Gemiddelden en standaardfout per behandeling van de NaCl-extractie: pH, concentraties nitraat, ammonium, Al, Ca, K, Mg, Mn, P, S, Si, Zn ($\mu\text{mol/l}$ bodem) en de Al/Ca-verhouding (mol/mol). Means and standard errors per treatment of NaCl extraction: pH, concentrations nitrate, ammonium, Al, Ca, K, Mg, Mn, P, Si and Zn ($\mu\text{mol/l}$ soil) and te Al/Ca ratio (mol/mol).

		pH	NO ₃ -	NH ₄ ⁺	Al	Ca	K	Mg	Mn	P	S	Si	Zn	Al/Ca
gemiddelde	C-	3,5	8	63	2087	1297	275	656	7	2,0	173	107	69	1,7
st. fout	C-	0,1	3	17	191	186	39	205	1	0,3	67	9	12	0,3
gemiddelde	C+	4,0	7	72	446	4250	231	3414	5	1,3	208	104	28	0,1
st. fout	C+	0,1	2	30	107	486	29	269	1	0,2	85	6	4	0,0
gemiddelde	D-	3,6	37	178	1442	1661	487	764	20	1,5	145	89	49	0,9
st. fout	D-	0,1	30	60	171	191	145	101	4	0,3	35	8	7	0,2
gemiddelde	D+	4,0	11	126	479	6441	524	4395	22	1,6	189	105	41	0,1
st. fout	D+	0,2	4	29	215	1271	61	826	6	0,2	51	6	10	0,1

		pH	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Al	Ca	K	Mg	Mn	P	S	Si	Zn	Al/Ca
gemiddelde	P-	3,8	7	35	2052	689	159	364	4	0,8	100	106	32	5,9
st. fout	P-	0,1	2	13	432	213	24	118	1	0,2	30	9	10	2,8
gemiddelde	P+	4,1	3	25	604	4229	157	3252	3	1,1	114	110	18	0,2
st. fout	P+	0,1	1	5	256	620	29	603	1	0,2	29	8	4	0,1
gemiddelde	X-	3,4	31	264	1725	2070	478	681	26	1,7	190	101	63	1,4
st. fout	X-	0,1	27	49	217	609	151	212	9	0,2	64	11	8	0,4
gemiddelde	X+	3,9	34	213	744	4310	416	2754	13	1,5	187	115	50	0,3
st. fout	X+	0,1	22	46	259	1168	63	827	2	0,3	51	13	9	0,2

Tabel B.3: Gemiddelden en standaardfout per behandeling van concentraties in Gewone dophei: Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, P, S, Si, Zn, N en C (mmol/kg dw). Means and standard errors per treatment of concentrations in *Erica tetralix*: Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, P, Si, Zn, N and C (mmol/kg dw).

		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	P	S	Si	Zn	N	C
gemiddelde	C-	3	160	3	103	71	5	12	50	20	1	682	44983
st. fout	C-	0	6	0	10	4	1	1	3	2	0	26	182
gemiddelde	C+	3	146	3	93	93	5	13	51	20	0	636	44987
st. fout	C+	0	7	0	4	6	1	1	2	2	0	10	148
gemiddelde	D-	2	112	2	141	70	14	18	49	20	1	905	43333
st. fout	D-	0	12	0	23	10	2	1	3	3	0	101	1079
gemiddelde	D+	2	115	2	140	88	10	21	47	19	1	908	43341
st. fout	D+	0	9	0	23	8	2	1	2	2	0	76	910
gemiddelde	P-	4	189	3	101	74	6	11	57	20	1	645	45258
st. fout	P-	0	11	0	8	4	0	1	4	2	0	13	124
gemiddelde	P+	4	180	3	91	105	4	13	57	20	1	618	45013
st. fout	P+	0	7	0	4	4	1	1	5	2	0	12	284
gemiddelde	X-	2	136	2	105	70	10	14	46	17	1	734	45021
st. fout	X-	0	10	0	10	6	2	2	3	1	0	36	95
gemiddelde	X+	2	109	3	130	77	7	17	47	21	1	881	43785
st. fout	X+	0	9	0	25	5	1	3	3	3	0	170	1266

Tabel B.4: Gemiddelden en standaardfout per behandeling van verhoudingen in Gewone dophei: Al/Ca (mol/mol), N/P, N/K, P/K, C/N en C/P (g/g). Means and standard errors per treatment of ratios in *Erica tetralix* Al/Ca (mol/mol), N/P, N/K, P/K, C/N and C/P (g/g)..

		Al/Ca	N/P	N/K	P/K	C/N	C/P
gemiddelde	C-	0,020	26	2,5	0,093	57	1511
st. fout	C-	0,002	2	0,2	0,004	2	130
gemiddelde	C+	0,020	22	2,5	0,113	61	1337
st. fout	C+	0,002	1	0,1	0,008	1	82
gemiddelde	D-	0,020	22	2,4	0,111	43	925
st. fout	D-	0,004	1	0,2	0,012	5	65
gemiddelde	D+	0,020	20	2,4	0,124	42	832
st. fout	D+	0,004	0	0,2	0,009	4	65
gemiddelde	P-	0,020	27	2,4	0,090	60	1614
st. fout	P-	0,001	1	0,2	0,009	1	100
gemiddelde	P+	0,020	22	2,5	0,114	63	1386
st. fout	P+	0,001	1	0,1	0,010	2	89
gemiddelde	X-	0,017	25	2,5	0,103	53	1332
st. fout	X-	0,001	2	0,1	0,007	3	158
gemiddelde	X+	0,021	24	2,4	0,107	48	1100
st. fout	X+	0,004	3	0,1	0,008	7	187

Bijlage 2: Vegetatie en macrofungi

Tabel B.5: Vegetatie-opnamen in de proefvlakken in 2017, volgens de schaal van Londo. Soorten gerangschikt naar ecologische groep. B = bosopslag, , D = droge heide, E = ven, G= vergrast, H = heischraal, O = overig, P = plagplekken, R = ruderaal, V = vochtige heide. K =Kampina, S = Strabrecht.

Terrein		k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s
Serie		a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
Bekalking		0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2
Behandeling		c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d
Bedekking totaal (%)		85	90	85	90	95	90	85	90	90	85	95	90	85	95	90	95	95	95	95	95	90	95	95	95
Pinus sylvestris	b	r1	p1	r1	r1	r1	r1	p1	a1	r1	r1	r1	r1	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula species	b	p1	.	p1	.	.	.	p1	p1	p1	.	r1	p1	.	a1	a1	.	.	.	.	p1	a1	.	.	.
Prunus serotina	b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix cinerea	b	r1	.	.	.	.	.	p1	p1	.	.	a1	p1	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.
Quercus robur	b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.
Rhamnus frangula	b	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	r1	.	.	r1	.
Populus tremula	b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix alba	b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis capillaris	d	.	.	.	m2	.	.	.	.	.	m4	a1	.	.	m2	p1	1+	a1	.	.	a1	a1	1	1-	.
Calluna vulgaris	d	a1	m4	p1	1+	2	.	r1	m4	.	1-	2	.	.	a1	p1	a1	p1	.	p1	p1	p1	p1	a1	.
Carex pilulifera	d	.	.	.	a1	a1	.	.	.	.	a1	a1	.	.	m2	.	a1	p1	.	r1	.	.	a1	1-	.
Corynephorus canescens	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosella	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	p1	r1	.	r1	.	r1	r1	a1	.
Festuca ovina	d	.	.	.	1	.	.	.	.	.	2	m2	.	.	p1	.	2	r1	.	.	p1	.	2	m4	.
Polytrichum juniperinum	d	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	m4	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.
Deschampsia flexuosa	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	p1	.	.	p1	.	a2	r1	.	r1	.	.	m4	m4	.
Cladonia grayi	d	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia macilentata	d	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia portentosa	d	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia species	d	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	r1	.	.
Pteridium aquilinum	d	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum piliferum	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eleocharis multicaulis	e	p1	.	.	.	.	m2	p1	.	p1	.	.	m2	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.
Juncus bulbosus	e	.	.	a1	.	.	.	r1	p1	a1	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.
Illecebrum verticillatum	e	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hydrocotyle vulgaris	e	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypericum elodes	e	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ludwigia palustris	e	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lythrum portula	e	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Molinia caerulea	g	3	1+	6	3	2	6	5	3	7	2	2	7	8	8	9	4	8	9	8	8	8	5	6	9
Calypogeia fissa	g	.	.	p1	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	m4	.	.	.	.	.	m2	.	.	.
Dryopteris dilatata	g	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.
Dryopteris carthusiana	g	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.
Campylopus pyriformis	g	.	.	.	.	.	a1	p1	.	.	.	.	.	p1	a1	m2	a1	m2	.	a1	.	m1	.	m2	.
Genista anglica	h	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	r1	.	.	.	r1	.	.	r1	.	.
Genista pilosa	h	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypochaeris radicata	h	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	r1	.	.
Nardus stricta	h	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	p1	r1	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.
Danthonia decumbens	h	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhytidiadelphus squarrosus	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	r1	.	.	.	.	.
Pseudoscleropodium purum	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bryum pseudotriquetrum	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aneura pinguis	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla erecta	h	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex oederi	h	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus acutiflorus	h	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Leontodon saxatilis	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Osmunda regalis	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Riccardia species	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fossombronia foveolata	h	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacomnium androgynum	o	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pellia epiphylla	o	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plagiothecium denticulatum	o	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lepraria incana	o	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.

Tabel B.5 – vervolg

Terrein		k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s
Serie		a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
Bekalking		0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2
Behandeling		c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d
Bedekking totaal (%)		85	90	85	90	95	90	85	90	90	85	95	90	85	95	95	95	90	95	95	95	90	95	95	95
Dicranella heteromalla	p	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cuscuta epithymum	p	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhynchospora alba	p	p1	a1	a2	.	.	.	p1	p1	m4	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhynchospora fusca	p	2	1	m4	.	p1	m4	1-	1	.	.	.	a2	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drosera intermedia	p	m1	m1	a1	.	.	p1	p1	a1	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drosera rotundifolia	p	p1	p1	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lycopodiella inundata	p	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Holcus lanatus	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	p1	r1	r1	r1	.	.
Juncus effusus	r	.	.	p1	.	.	.	r1	.	.	.	r1	r1	r1	r1	p1	.	r1	.	.	r1	p1	.	.	r1
Lysimachia vulgaris	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis canina	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	p1	a1	a2	.	m2	p1	m4	a1	m2	.	a1	a1
Rubus fruticosus ag.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium tetragonum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	p1	p1	.	.	.
Brachythecium rutabulum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	m1	m1	m1	.	p1	.
Eurhynchium praelongum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aira praecox	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bryum species	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	m1	.	r1	r1	.	.	.	.	p1	.	m1	.	.	.	.
Taraxacum species	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	r1	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	r1	.	.
Conyza canadensis	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.
Hypericum perforatum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosa	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.
Senecio inaequidens	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.
Barbula convoluta	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bryum argenteum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ceratodon purpureus	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	m2	r1	r1	.	.	.	.	.	p1	p1	.	.	.	.
Cirsium vulgare	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	r1	p1	.	.	.
Leontodon autumnalis	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.
Cerastium fontanum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	r1	r1	r1	.	.
Trifolium repens	r	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.
Cirsium arvense	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	r1	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.
Luzula campestris	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	p1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.
Plantago lanceolata	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lotus corniculatus	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	r1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.
Amblystegium serpens	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium species	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus tenuis	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.
Ranunculus repens	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.
Rumex acetosa	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex obtusifolius	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	r1	.	.	.
Urtica dioica	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	r1	p1	.	.	.
Veronica serpyllifolia	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	p1	p1	.	.	.
Juncus conglomeratus	r	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunella vulgaris	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago major	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergonella cuspidata	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium parviflorum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	r1	.	.	.	.
Lychnis flos-cuculi	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.
Senecio jacobaea	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	r1	.	.	.
Galium palustre	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.
Bryum bicolor	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	m1	.	.	.	.
Deschampsia cespitosa	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lycopus europaeus	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa annua	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Persicaria mitis	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabel B.5 – vervolg

Terrein		k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s
Serie		a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
Bekalking		0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2
Behandeling		c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	c	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d
Bedekking totaal (%)		85	90	85	90	95	90	85	90	90	85	95	90	85	95	95	90	95	95	95	95	90	95	95	95
Ranunculus flammula	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Stellaria graminea	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago major s. intermedia	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bidens tripartita	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eupatorium cannabinum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gnaphalium luteo-album	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mentha aquatica	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Persicaria hydropiper	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fissidens taxifolius	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sonchus species	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranella schreberiana	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex hirta	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.
Chenopodium album	r	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Marchantia polymorpha	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum arvense	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus articulatus	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sagina procumbens	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Atrichum undulatum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Erica tetralix	v	1+	3	1+	.	3	1+	1+	2	1-	p1	3	1+	a1	m1	a1	.	m2	.	a1	a1	a1	r1	m2	.
Campylopus introflexus	v	p1	m2	.	4	2	m2	m2	m4	.	1	m4	a1	m2	m2	.	1+	a1	.	m1	a1	p1	1	m2	.
Hypnum jutlandicum	v	m1	a1	.	.	r1	.	m2	a1	r1	m2	a1	.	.	m4	1	p1	r1	p1	m4	m2	1+	p1	m4	.
Pohlia nutans	v	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	m2	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranum scoparium	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	p1	.	.	.	p1	r1	.	.	.
Polytrichum commune	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	r1
Juncus squarrosus	v	.	.	.	r1	.	.	.	p1	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephaloziella species	v	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	m1	.	.	.	.	m1	.	.	.	.
Carex panicea	v	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	m2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trichophorum cespitosum	v	m4	2	r1	.	.	.	a2	1+	.	.	.	.	p1	p1	r1	.	.	.	r1	p1	.	.	.	.
Sphagnum cuspidatum	v	.	.	.	.	.	m2	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.
Sphagnum denticulatum	v	.	p1	m1	.	.	.	.	.	m2	.	.	p1	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eriophorum angustifolium	v	.	r1	a1	.	.	.	.	.	m2	.	.	.	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gentiana pneumonanthe	v	.	.	.	.	.	.	.	p1	r1	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.
Salix repens	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum compactum	v	m1	m1	.	.	.	.	a1	r1	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum tenellum	v	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex nigra	v	r1	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	p1	.	.	.
Aulacomnium palustre	v	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephalozia bicuspidata	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephalozia connivens	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myrica gale	v	.	.	r1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabel B.5 – vervolg

Terrein		k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s
Serie		a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
Bekalking		0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2
Behandeling		p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bedekking totaal (%)		80	70	60	80	90	85	90	60	60	80	90	90	95	90	98	98	95	70	95	95	98	98	95	70
Pinus sylvestris	b	.	p1	p1	r1	r1	r1	r1	p1	p1	p1	p1	p1	p1	r1	.	r1	.	.	p1	r1	.	r1	.	.
Betula species	b	.	.	p1	.	r1	.	p1	a1	a1	.	p1	r1	.	.	r1	.	.	.	r1	p1	p1	.	.	.
Prunus serotina	b	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix cinerea	b	.	p1	r1	.	.	.	p1	p1	r1	.	p1	p1	.	p1	r1	.	.	p1	.	.	.	.	.	.
Quercus robur	b	.	r1	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	r1	r1	.	.	.	.	r1	.	.	.	.
Rhamnus frangula	b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.
Populus tremula	b	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix alba	b	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis capillaris	d	.	.	r1	a1	.	.	.	.	.	m4	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.
Calluna vulgaris	d	r1	p1	a2	1+	2	a2	m4	p1	m4	2	1	a1	r1	.	.	p1	m4	.	r1	r1	.	a2	p1	.
Carex pilulifera	d	.	.	.	.	a1	p1	.	.	p1	a2	1-	a1	.	.	.	a1	a1	.	.	.	a1	a1	.	.
Corynephorus canescens	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosella	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	r1	.	.
Festuca ovina	d	.	.	.	m4	.	.	.	.	.	1+	a2	.	.	.	m4	p1	.	.	.	.	1-	p1	.	.
Polytrichum juniperinum	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Deschampsia flexuosa	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	p1	.	.	.	.	p1	p1	.	.
Cladonia grayi	d	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia macilenta	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia portentosa	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cladonia species	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	r1	.	.
Pteridium aquilinum	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum piliferum	d	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eleocharis multicaulis	e	m2	1-	p1	.	.	.	m2	1-	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus bulbosus	e	p1	m2	.	.	.	.	.	m2	m1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Illecebrum verticillatum	e	.	r1	.	.	.	.	.	m2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hydrocotyle vulgaris	e	.	a1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypericum elodes	e	.	r1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ludwigia palustris	e	.	r1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lythrum portula	e	.	r1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Molinia caerulea	g	m4	1+	1-	2	1-	1+	1+	1	2	1+	1-	1	7	7	9	8	.	7	8	9	9	8	9	7
Calypogeia fissa	g	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	m1	r1	m1	.	.	.	p1	r1	m1	.	.	.
Dryopteris dilatata	g	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dryopteris carthusiana	g	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.
Campylopus pyriformis	g	.	a1	p1	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	m2	.	a1	a1	a1	a1	m1	.	.	p1	.	p1
Genista anglica	h	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Genista pilosa	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypochaeris radicata	h	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nardus stricta	h	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.
Danthonia decumbens	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhynchospora squarrosa	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pseudoscleropodium purum	h	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.
Bryum pseudotriquetrum	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aneura pinguis	h	.	.	.	.	.	.	.	p1	r1	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla erecta	h	r1	r1	.	.	.	.	.	a1	r1	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex oederi	h	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus acutiflorus	h	.	.	.	.	.	.	.	p1	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Leontodon saxatilis	h	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Osmunda regalis	h	.	.	.	.	.	.	.	r1	p1	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Riccardia species	h	.	.	.	.	.	.	.	r1	m2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fossombronia foveolata	h	r1	m1	p1	.	.	.	.	m2	a1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacomnium androgynum	o	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.
Pellia epiphylla	o	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plagiothecium denticulatum	o	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.
Lepraria incana	o	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabel B.5 – vervolg

Terrein	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s
Serie	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
Bekalking	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2
Behandeling	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bedekking totaal (%)	80	70	60	80	90	85	90	60	60	80	90	90	95	90	98	98	95	70	95	95	98	98	95	70
Dicranella heteromalla	p	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cuscuta epithymum	p	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhynchospora alba	p	1-	.	r1	.	.	.	a2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhynchospora fusca	p	5	3	4	.	.	4	2	2	2	.	.	3	r1	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drosera intermedia	p	m1	.	.	.	.	p1	a1	m1	m2	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Drosera rotundifolia	p	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lycopodiella inundata	p	.	p1	r1	.	.	.	r1	a1	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Holcus lanatus	r	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus effusus	r	r1	r1	p1	.	.	.	p1	r1	p1	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lysimachia vulgaris	r	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis canina	r	.	.	.	.	.	.	p1	p1	p1	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.
Rubus fruticosus ag.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium tetragonum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachythecium rutabulum	r	.	.	.	.	.	.	a1	.	a1	.	.	.	.	.	.	r1	.	p1	p1	m1	a1	p1	.
Eurhynchium praelongum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	p1	.	.	.
Aira praecox	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bryum species	r	.	.	.	.	.	.	a1	.	m1	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	r1	r1	.	.
Taraxacum species	r	.	r1	.	.	.	.	r1	r1	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	r1	.	r1	.
Conyza canadensis	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypericum perforatum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosa	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Senecio inaequidens	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbula convoluta	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bryum argenteum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ceratodon purpureus	r	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	a1	p1	.	r1	.	.	.	.	r1	r1	.	r1	.
Cirsium vulgare	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Leontodon autumnalis	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cerastium fontanum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium repens	r	.	r1	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cirsium arvense	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula campestris	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago lanceolata	r	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lotus corniculatus	r	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Amblystegium serpens	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium species	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.
Juncus tenuis	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus repens	r	.	r1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosa	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex obtusifolius	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Urtica dioica	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Veronica serpyllifolia	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus conglomeratus	r	.	.	.	.	.	.	r1	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunella vulgaris	r	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago major	r	.	.	.	.	.	.	r1	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calliergonella cuspidata	r	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium parviflorum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lychnis flos-cuculi	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Senecio jacobaea	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium palustre	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bryum bicolor	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Deschampsia cespitosa	r	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lycopus europaeus	r	.	p1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa annua	r	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Persicaria mitis	r	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabel B.5 – vervolg

Terrein		k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s	k	k	k	s	s	s
Serie		a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
Bekalking		0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2
Behandeling		p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	p	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bedekking totaal (%)		80	70	60	80	90	85	90	60	60	80	90	90	95	90	98	98	95	70	95	95	98	98	95	70
Ranunculus flammula	r	.	r1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Stellaria graminea	r	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago major s. intermedia	r	.	p1	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bidens tripartita	r	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eupatorium cannabinum	r	.	.	.	.	.	.	.	r1	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gnaphalium luteo-album	r	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mentha aquatica	r	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Persicaria hydropiper	r	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fissidens taxifolius	r	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sonchus species	r	.	.	.	.	.	.	.	r1	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranella schreberiana	r	.	.	.	.	.	.	.	p1	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex hirta	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chenopodium album	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Marchantia polymorpha	r	.	.	r1	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Equisetum arvense	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus articulatus	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sagina procumbens	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Atrichum undulatum	r	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Erica tetralix	v	p1	a1	m4	a1	4	2	2	m2	1-	m4	4	3	2	2	a1	.	m2	.	1	a1	a1	.	a1	.
Campylopus introflexus	v	.	p1	r1	7	3	1	.	p1	m1	6	3	3	a1	p1	.	m2	.	.	a1	.	.	p1	a1	.
Hypnum jutlandicum	v	.	.	p1	.	.	.	m1	p1	m1	r1	.	.	.	m4	m1	1	m2	.	a1	m2	m1	m2	m2	.
Pohlia nutans	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	a1	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	a1	.	.	.
Dicranum scoparium	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	.	.	.	.	r1	r1	.	.
Polytrichum commune	v	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus squarrosus	v	r1	p1	m1	.	.	.	r1	m2	a1	.	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephaloziella species	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex panicea	v	.	.	.	.	.	.	a2	.	m2	.	.	m2	m1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trichophorum cespitosum	v	r1	.	p1	.	.	.	1+	.	p1	.	.	p1	p1	.	.	.	.	.	r1	p1	.	.	.	.
Sphagnum cuspidatum	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum denticulatum	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	m1	m2	.	.	.	.	a1	m1	a1	.	.	.
Eriophorum angustifolium	v	r1	p1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	m1	m2	.	.	.	.	p1	p1	.	.	.	.
Gentiana pneumonanthe	v	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	p1	.	.	.	.	.	r1	r1	.	.	.	.
Salix repens	v	r1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	p1	r1	.	.	.	.
Sphagnum compactum	v	m2	a1	m1	.	.	.	a1	r1	.	.	.	.	m1	p1	.	.	.	.	m1	m1	.	.	.	.
Sphagnum tenellum	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	a1	m4	.	.	.	.	p1	m1	.	.	.	.
Carex nigra	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacomnium palustre	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r1	.	.	.	.	.	a1	.	.	.
Cephalozia bicuspidata	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cephalozia connivens	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myrica gale	v	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabel B.6: Overzicht van de waarnemingen aan paddenstoelen in de periode 2011-2017 in de proefvlakken op Kampina. Weergegeven is de opgetelde score (0,1, 2, 3 of 4) over alle jaren.

	Rode	Ecologie	p- Ka1	p+ Ka2	c+ Ka2	c- Ka2	d+ Ka3	x+ Ka4	d- Ka7	x- Ka8	d- Kb1	x- Kb2	d+ Kb3	x+ Kb4	c+ Kb5	c- Kb6	p+ Kb7	p- Kb8	p+ Kc1	p- Kc2	c- Kc3	c+ Kc4	d+ Kc5	d- Kc6	x+ Kc7	x- Kc8
	lijst																									
Agrocybe pediades		Grasland																								
Conocybe mesospora		Grasland									1															
Conocybe subovalis		Grasland																					2			
Conocybe velutipes		Grasland																								
Galerina graminea		Grasland																								
Paneolina foenisecii		Grasland																								
Psilocybe semilanceata	Ge	Grasland					3																			
Vascellum pratense		Grasland																					1			
Omphalina pyxidata		Grasland					1												1							
Psathyrella corrugis		Grasland																								
Rickenella fibula		Grasland		1			13	4	1		13	1	11	6	2	1	1		1	2	1	1	14	5	5	1
Rickenella swartzii		Grasland																				1				
Deconica montana		Heischraal											1													
Neotiella hetieri	Ge	Heischraal																								
Neotiella rutilans	Kw	Heischraal																								
Clavaria falcata		Heischraal		3	4		10	1					5	2	4		2		5			1	6		10	
Clavaria greletii	Eb	Heischraal		4																						
Clavaria straminea	Be	Heischraal																								
Conocybe brunneidisca		Heischraal	1																							
Entoloma caesiocinctum	Kw	Heischraal											1										1			
Entoloma cyanulum	Be	Heischraal					7	1					6	3								2		4		
Entoloma formosum	Ge	Heischraal					1						4									2		5		
Entoloma sericellum	Kw	Heischraal																							3	
Entoloma serrulatum	Kw	Heischraal																				1				
Galerina unicolor		Heischraal												1												
Geoglossum elongatum		Heischraal											1												1	
Geoglossum fallax		Heischraal					2																			
Hygrocybe conica		Heischraal		13	13		13		2				14	5	15		10		18			2	7		5	
Mycena pelliculosa	Kw	Heischraal									1															
Ramariopsis kunzei sl.	Be	Heischraal					2															3				
Calvatia excipuliformis		Humuspakket																								
Clitocybe candicans		Humuspakket											1													
Clitocybe clavipes		Humuspakket																								
Clitocybe marginella (incl. agrestis)		Humuspakket											3	1									9	1		
Clitocybe metachroa		Humuspakket					2																5	1		
Lepista nuda		Humuspakket					1						2									2				
Lepista sordida		Humuspakket											1													
Lycoperdon nigrescens		Humuspakket					1		1																	
Macrolepiota procera		Humuspakket																								
Rhodocollybia maculata		Humuspakket																						1		
Stropharia caerulea		Humuspakket																					1			
Hygrophoropsis aurantiaca		Humuspakket										2														
Conocybe farinacea		Mest											1													
Paneolus semiovatus		Mest									1					1						1				
Cheilymenia granulata		Mest										2														
Conocybe alboradicans		Mest																								
Conocybe antipus	Eb	Mest															1									
Conocybe pubescens		Mest					2		1		2		3		1	1			3			2	5	2	2	
Coprinopsis nivea		Mest											1													
Coprinopsis spec.		Mest	1						1		3	1	1								2	1				
Coprinopsis tuberosa	Kw	Mest					1																			
Deconica coprophila		Mest			1	1	3				5		1				1	1	1	1			1			
Deconica merdaria	Kw	Mest							1							3					1					
Deconica subcoprophila		Mest			1														1							
Paneolus acuminatus		Mest					6			1			4	1									5		4	
Paneolus fimicola		Mest									2					1										
Paneolus papilionaceus		Mest			1		2				3		2										5			

Tabel B.6 – vervolg

	Rode	Ecologie	p-	p+	c+	c-	d+	x+	d-	x-	d-	x-	d+	x+	c+	c-	p+	p-	p+	p-	c-	c+	d+	d-	x+	x-
	lijst		Ka1	Ka2	Ka2	Ka2	Ka3	Ka4	Ka7	Ka8	Kb1	Kb2	Kb3	Kb4	Kb5	Kb6	Kb7	Kb8	Kc1	Kc2	Kc3	Kc4	Kc5	Kc6	Kc7	Kc8
Parasola schroeteri		Mest									1											1				
Poronia punctata	Kw	Mest					1		2		6						2		4	3						
Psathyrella sphaerocystis		Mest																								
Stropharia semiglobata		Mest									1		1										1			
Lactarius rufus		Mycorrhiza																	1				1			
Inocybe lacera		Mycorrhiza																1								
Inocybe lanuginosa		Mycorrhiza											1													
Inocybe napipes		Mycorrhiza																				1				
Laccaria bicolor		Mycorrhiza											1									1				
Laccaria laccata		Mycorrhiza					1				1						1					3				
Laccaria proxima		Mycorrhiza	1				2				4	2	8					1	1			8	3	2	1	
Lactarius hepaticus		Mycorrhiza																				1		1		
Lactarius quietus		Mycorrhiza																				5				
Lactarius tabidus		Mycorrhiza									3		12									1				
Leccinum scabrum s.l.		Mycorrhiza													1			1								
Paxillus involutus		Mycorrhiza											3									4		1		
Russula betularum		Mycorrhiza									1		3													
Scleroderma citrinum		Mycorrhiza																				4	2			
Suillus bovinus		Mycorrhiza						1		1					1			2		3	2		2	2		
Thelephora terrestris		Mycorrhiza																	1				2	2		
Cortinarius anomalus		Mycorrhiza									1		1									1				
Cortinarius delibutus		Mycorrhiza											1													
Hebeloma crustuliniforme s.l.		Mycorrhiza									1		5					1				7				
Hebeloma mesophaeum		Mycorrhiza		1									2					3				5				
Hebeloma pusillum		Mycorrhiza											2									2				
Laccaria amethystina		Mycorrhiza																				4				
Lactarius pubescens		Mycorrhiza													2			4								
Entoloma fernandae s.l.		Overig														3						1				
Galerina clavata/pumila		Overig			1		2	1					1										1	1		
Collybia cirrata		Overig									5		2	2				1			1	1	2	1		
Coprinopsis urticicola		Overig																	3		3					
Crepidotus variabilis s.s.		Overig																				2		2		
Deconica inquilina sl.		Overig																								
Entoloma cf. farinogustus	Be	Overig																								
Entoloma cf. griseorubidum	Eb	Overig																								
Entoloma minutum		Overig									1											1				
Entoloma spec.		Overig																								
Galerina spec.		Overig																								
Hypholoma polytrichi	Be	Overig																								
Lamprospora carbonicola	Kw	Overig																1								
Lamprospora seaveri		Overig																								
Lycoperdon molle/lividum		Overig											1													
Lyophyllum cf. confusum		Overig																								
Marasmiellus vaillantii		Overig																				2				
Marasmius limosus		Overig						3		3				2	1									13	1	
Mycena galericulata		Overig									1															
Mycena purpureofusca		Overig																				1				
Mycena vitilis		Overig									2	1										1				
Octospora bryi-argentei		Overig																								
Octospora coccinea		Overig																								
Loreleia marchantiae/postii		Overig															1	2								
Omphalina obscurata		Overig																								
Onygena corvina		Overig																						2		
Psilocybe strictipes		Overig										1			1			1			1					
Deconica subviscida		Overig											1								1					
Rutstroemia lindaviana		Overig																						2		
Rutstroemia sydowianum		Overig																								

Tabel B.6 – vervolg

	Rode	Ecologie	p-	p+	c+	c-	d+	x+	d-	x-	d-	x-	d+	x+	c+	c-	p+	p-	p+	p-	c-	c+	d+	d-	x+	x-
	Iijst		Ka1	Ka2	Ka2	Ka2	Ka3	Ka4	Ka7	Ka8	Kb1	Kb2	Kb3	Kb4	Kb5	Kb6	Kb7	Kb8	Kc1	Kc2	Kc3	Kc4	Kc5	Kc6	Kc7	Kc8
																							1			
Tricholomopsis rutilans		Overig																					1			
Typhula setipes s.l.	Ge	Overig																						3	1	
Typhula spec.		Overig								1																
Entoloma cetratum	Ge	Overig																								
Galerina ampulleocystis	Kw	Overig																								
Lepiota castanea		Basenrijk																								
Aleuria aurantia		Basenrijk																								
Discinella boudieri	Kw	Basenrijk																2								
Mycena leptcephala		Basenrijk																								
Mycena acicula		Basenrijk					2																			
Mycena adscendens		Basenrijk																1								
Peziza limnae	Kw	Basenrijk																					2			
Peziza repanda		Basenrijk																			1	2		1		
Roridomyces rorida		Basenrijk												1												
Scutellinia scutellata		Basenrijk		2			1											4								
Scutellinia subhirtella sensu svrcek		Basenrijk																1								
Tubaria furfuracea		Basenrijk											1													
Aleuria bicucullata	Ge	Hei nat																								
Clavaria daulnoyae/kriegsteineri		Hei nat																1								
Claviceps microcephala		Hei nat																					2			
Clitocybe vibecina		Hei nat						1			3	2	1	1									1	1	1	
Clitopilus hobsonii		Hei nat																					1			
Cystoderma amianthemum sl.		Hei nat					1		1		3		1										4	2	1	3
Entoloma conferendum	Ge	Hei nat	1	1	1	1	2	2	1	2	2	1	4	3	4	2	3	6	4	2	4	7	6	5	2	2
Entoloma elodes	Kw	Hei nat	1					1		1						2										
Entoloma moliniophilum		Hei nat	2	3	2	3	6	3		1	2	2	1		3		3			1	1	9	4	2	5	4
Entoloma turbidum	Kw	Hei nat										1														
Galerina hypnorum/calyptrata		Hei nat				1	2			1	8	1	1							1		1	9	10	1	3
Galerina vittiformis		Hei nat					9			1	1		3	2						1			8	2	2	
Gymnopilus fulgens	Kw	Hei nat	1	1		1			3	1	1				3	8		2	10	7	3		2	4		
Gymnopus dryophilus		Hei nat												1		1										
Hygrocybe miniata		Hei nat					7		2				13					1	7	3	1		23	10	9	16
Hypholoma elongatum		Hei nat																	1							
Hypholoma ericaeoides	Be	Hei nat				2				3								1								
Hypholoma ericeum	Be	Hei nat										1					1	1								
Hypholoma udum	Kw	Hei nat	1	1	2	7			2			12				2	1				4			3		
Lachnum imbecile		Hei nat										3										1				
Lyophyllum palustre	Kw	Hei nat	1																							
Lyophyllum tylicolor	Ge	Hei nat			1	1		1	1		5		2								1	2				
Gymnopus androsaceus		Hei nat						1		1	1			1		1									2	
Mycena cinerella		Hei nat					1	7	1	1	3	2	1	3								1			1	
Mycena epipterygia		Hei nat	2	1		5	1	2	1		1	1	1		1	3	1		1		1	1	5	6	3	4
Mycena galopus		Hei nat	1	1		1	3	1	3	3	4	2	3	5		2					1	1	9	3	1	1
Mycena megaspora	Kw	Hei nat	1		3	5	3	5	9	8	10	12	6	4	4	6	1	1	2	3	4	4	8	8	2	2
Mycena metata		Hei nat						1						1											1	
Mycena sanguinolenta	Ge	Hei nat																				1				
Mycena sepia		Hei nat																								
Resinomyces saccharifera		Hei nat																						5	4	
Sphaerobolus stellatus		Hei nat																				2				

Tabel B.7: Overzicht van de waarnemingen aan paddenstoelen in de periode 2011-2017 in de proefvlakken op de Strabrechtse heide. Weergegeven is de opgetelde score (0,1, 2, 3 of 4) over alle jaren.

	Rode	Ecologie	p+	p-	x+	x-	d+	d-	c+	c-	c+	x+	p+	d+	c-	x-	d-	p-	x-	x+	d+	d-	c+	c-	p+	p-
	lijst		Sa1	Sa2	Sa3	Sa4	Sa5	Sa6	Sa7	Sa8	Sb1	Sb2	Sb3	Sb4	Sb5	Sb6	Sb7	Sb8	Sc1	Sc2	Sc3	Sc4	Sc5	Sc6	Sc7	Sc8
Agrocybe pediades		Grasland	1			1	1		6																	
Conocybe mesospora		Grasland																								
Conocybe subovalis		Grasland																								
Conocybe velutipes		Grasland												1												
Galerina graminea		Grasland						2																		
Paneolina foenisei		Grasland																					1			
Psilocybe semilanceata	Ge	Grasland																								
Vascellum pratense		Grasland					1					6	12								1					
Omphalina pyxidata		Grasland	10					5		1	6															
Psathyrella corrugis		Grasland																				1				
Rickenella fibula		Grasland	5		10	4	4	1	5			7	7		4											
Rickenella swartzii		Grasland																								
Deconica montana		Heischraal	10	2	1		2	3	4	4			3													
Neotiella hetieri	Ge	Heischraal	2																							
Neotiella rutilans	Kw	Heischraal						7																		
Clavaria falcata		Heischraal	2		10		6		9		5	9	3	4						6	4		14		1	
Clavaria greletii	Eb	Heischraal																								
Clavaria straminea	Be	Heischraal											1	1												
Conocybe brunneidisca		Heischraal																								
Entoloma caesiocinctum	Kw	Heischraal			1		1				1	1										1				
Entoloma cyanulum	Be	Heischraal			1						4	10		1		1				2	6		13		1	
Entoloma formosum	Ge	Heischraal			4			2			4		1							3	2					
Entoloma sericellum	Kw	Heischraal			1		1																			
Entoloma serrulatum	Kw	Heischraal																								
Galerina unicolor		Heischraal																								
Geoglossum elongatum		Heischraal			1							1								1						
Geoglossum fallax		Heischraal																								
Hygrocybe conica		Heischraal	4		8		11		14		13	8	7	5						4	6		19		12	
Mycena pelliculosa	Kw	Heischraal					1						1													
Ramariopsis kunzei sl.	Be	Heischraal			3		1				1															
Calvatia excipuliformis		Humuspakket										2		1												
Clitocybe candicans		Humuspakket																								
Clitocybe clavipes		Humuspakket										9														
Clitocybe marginella (incl. agrestis)		Humuspakket			2		6					9		3		1										
Clitocybe metachroa		Humuspakket										1		2												
Lepista nuda		Humuspakket										4		4												
Lepista sordida		Humuspakket					6							4							2					
Lycoperdon nigrescens		Humuspakket												1												
Macrolepiota procera		Humuspakket												1												
Rhodocollybia maculata		Humuspakket	1			3		1	1			2		4		2										
Stropharia caerulea		Humuspakket																								
Hygrophoropsis aurantiaca		Humuspakket																								
Conocybe farinacea		Mest																								
Paneolus semiovatus		Mest																								
Cheilymenia granulata		Mest																								
Conocybe alboradicans		Mest						1																		
Conocybe antipus	Eb	Mest																								
Conocybe pubescens		Mest					1							2												
Coprinopsis nivea		Mest																1								
Coprinopsis spec.		Mest					1	2						1				1	2							
Coprinopsis tuberosa	Kw	Mest																								
Deconica coprophila		Mest					3	2	1				1								1					
Deconica merdaria	Kw	Mest																								
Deconica subcoprophila		Mest																								
Paneolus acuminatus		Mest	2	1	1		4	3	4	1				6							1		1			
Paneolus fimicola		Mest			1		1																			
Paneolus papilionaceus		Mest					3					1		5							2	1				

Tabel B.7 – vervolg

	Rode	Ecologie	p+	p-	x+	x-	d+	d-	c+	c-	+ Sb1	+ Sb2	+ Sb3	+ Sb4	- Sb5	- Sb6	- Sb7	- Sb8	- Sb1	x+	d+	d-	c+	c-	p+	p-
	Iijst		Sa1	Sa2	Sa3	Sa4	Sa5	Sa6	Sa7	Sa8																
Parasola schroeteri		Mest																								
Poronia punctata	Kw	Mest																								
Psathyrella sphaerocystis		Mest																								
Stropharia semiglobata		Mest							1					1			1									
Lactarius rufus		Mycorrhiza																								
Inocybe lacera		Mycorrhiza																								
Inocybe lanuginosa		Mycorrhiza																								
Inocybe napipes		Mycorrhiza																								
Laccaria bicolor		Mycorrhiza																								
Laccaria laccata		Mycorrhiza																								
Laccaria proxima		Mycorrhiza				1																	1			
Lactarius hepaticus		Mycorrhiza																								
Lactarius quietus		Mycorrhiza																								
Lactarius tabidus		Mycorrhiza																								
Leccinum scabrum s.l.		Mycorrhiza																								
Paxillus involutus		Mycorrhiza																								
Russula betularum		Mycorrhiza																								
Scleroderma citrinum		Mycorrhiza																								
Suillus bovinus		Mycorrhiza			1	2							1					1	2	3	2		3			
Thelephora terrestris		Mycorrhiza																								
Cortinarius anomalus		Mycorrhiza																								
Cortinarius delibutus		Mycorrhiza																								
Hebeloma crustuliniforme s.l.		Mycorrhiza								1													1			
Hebeloma mesophaeum		Mycorrhiza																								
Hebeloma pusillum		Mycorrhiza																								
Laccaria amethystina		Mycorrhiza																								
Lactarius pubescens		Mycorrhiza																								
Entoloma fernandae s.l.		Overig		4	1	2		2	1	6			1		2		2			2		1	1	2	1	
Galerina clavata/pumila		Overig			3	1		1					3													
Collybia cirrata		Overig											2	2					3		5	1			1	
Coprinopsis urticicola		Overig																								
Crepidotus variabilis s.s.		Overig																								
Deconica inquilina sl.		Overig							1											1	1					
Entoloma cf. farinogustus	Be	Overig			1																					
Entoloma cf. griseorubidum	Eb	Overig																						1		
Entoloma minutum		Overig																								
Entoloma spec.		Overig											1							2						
Galerina spec.		Overig				1																				
Hypholoma polytrichi	Be	Overig												1												
Lamprospora carbonicola	Kw	Overig	2										1													
Lamprospora seaveri		Overig							1																	
Lycoperdon molle/lividum		Overig					1																			
Lyophyllum cf. confusum		Overig											1													
Marasmiellus vaillantii		Overig																								
Marasmius limosus		Overig			4						2	1								2			4			
Mycena galericulata		Overig																								
Mycena purpureofusca		Overig																								
Mycena vitilis		Overig													1	1										
Octospora bryi-argentei		Overig	1										1													
Octospora coccinea		Overig	3										2													
Loreleia marchantiae/postii		Overig																								
Omphalina obscurata		Overig							2																	
Onygena corvina		Overig																								
Psilocybe strictipes		Overig																								
Deconica subviscida		Overig	2																							
Rutstroemia lindaviana		Overig																								
Rutstroemia sydowianum		Overig																								

Tabel B.7 – vervolg

	Rode	Ecologie	p+	-	x+	x-	d+	d-	c+	c-	x+	p+	d+	c-	x-	p-	p-	x-	x+	d+	p-	c+	-	p+	p-	
	Iijst		Sa1	Sa2	Sa3	Sa4	Sa5	Sa6	Sa7	Sa8	Sb1	Sb2	Sb3	Sb4	Sb5	Sb6	Sb7	Sb8	Sc1	Sc2	Sc3	p-	c-	p+	p-	
Tricholomopsis rutilans		Overig																								
Typhula setipes s.l.	Ge	Overig			3																					
Typhula spec.		Overig																								
Entoloma cetratum	Ge	Overig											1													
Galerina ampulleocystis	Kw	Overig						1																		
Lepiota castanea		Basenrijk										1														
Aleuria aurantia		Basenrijk								1							1									
Discinella boudieri	Kw	Basenrijk																								
Mycena leptocephala		Basenrijk	1				2		1					1	1											
Mycena acicula		Basenrijk											1													
Mycena adscendens		Basenrijk										1		1												
Peziza limnae	Kw	Basenrijk																								
Peziza repanda		Basenrijk																								
Roridomyces rorida		Basenrijk														1										
Scutellinia scutellata		Basenrijk																								
Scutellinia subhirtella sensu svrcek		Basenrijk																								
Tubaria furfuracea		Basenrijk																								
Aleuria bicucullata	Ge	Hei nat		1				2										2			1					
Clavaria daulnoyae/kriegsteineri		Hei nat																								
Claviceps microcephala		Hei nat																								
Clitocybe vibecina		Hei nat										3		1		1		1				1				
Clitopilus hobsonii		Hei nat					1	1										2	1	3						
Cystoderma amianthum sl.		Hei nat																1								
Entoloma conferendum	Ge	Hei nat			2			1			1	3		2	2	4	3	2	7	1	5	4		2	1	1
Entoloma elodes	Kw	Hei nat									1				2											
Entoloma moliniophilum		Hei nat		1	9	3	3	1	1	2	8	12	3	6	5	11		3	3	1	4		11	8	8	3
Entoloma turbidum	Kw	Hei nat																								
Galerina hypnorum/calyptrata		Hei nat		3		3	1	2		3				3		4		2	5		2					
Galerina vittiformis		Hei nat	5		6	6	1	1	1	2		7		6		2		1	1			1	1	1		
Gymnopilus fulgens	Kw	Hei nat		1							6		6		5		9	2				2	4	5	8	
Gymnopus dryophilus		Hei nat										1	8			4										
Hygrocybe miniata		Hei nat	1	1	10	9	11	5	9	8				2	6							1			1	
Hypholoma elongatum		Hei nat													1			3	4			3				
Hypholoma ericaeoides	Be	Hei nat																								
Hypholoma ericeum	Be	Hei nat																				1				
Hypholoma udum	Kw	Hei nat												1				1				2				
Lachnum imbecile		Hei nat																								
Lyophyllum palustre	Kw	Hei nat																								
Lyophyllum tylicolor	Ge	Hei nat					1							1		1			3							
Gymnopus androsaceus		Hei nat										15	1	6		15	2	2								
Mycena cinerella		Hei nat											3	1	4		13	6								
Mycena epipterygia		Hei nat										8		1	2	2					1	1				
Mycena galopus		Hei nat	5	2	1	8	6	8	6	5	6	4	4	1	6	6	3	5					1	1		
Mycena megaspora	Kw	Hei nat		2	1		1		3	2	3			1	2		1	2	1	1	4	7	2		2	
Mycena metata		Hei nat	1								2	5	1	6	3	6	1	3								
Mycena sanguinolenta	Ge	Hei nat					1					1		1		1										
Mycena sepia		Hei nat					2			1												1				
Resinomycena saccharifera		Hei nat										1														
Sphaerobolus stellatus		Hei nat																								

Bijlage 3: Soortenlijst dagvlinders, mieren, sprinkhanen en reptielen

Tabel B.8: Soortenlijst van dagvlinders, mieren, sprinkhanen en reptielen met totaal aantal exemplaren (aantal bezette buisjes voor mieren) waargenomen in 2017 per behandeling, gesommeerd over beide onderzoeksgebieden. *Species list of butterflies, ants, grasshoppers and reptiles with total number of individuals (occupied tubes for ants) recorded in 2017 for each treatment, summed over both study areas.*

			Controle		Drukbe­grazing		Chopperen		Plaggen	
Groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	X-	X+	D-	D+	C-	C+	P-	P+
Jonge heidesucces­sie										
Dagvlinders	Heideblauwtje	<i>Plebejus arqus</i>	6	8	3	1	19	16	9	15
Dagvlinders	Hooibeestje	<i>Coenonympha pamphilus</i>	3	2	1	1	1	1	2	1
Mieren	Duinbaardmier/Rode baardmier	<i>Formica clara/rufibarbis</i>	4	2	3	3	7	5	3	3
Mieren	Bruine renmier	<i>Formica cunicularia</i>					3	1		
Mieren	Grauwzwarte renmier	<i>Formica fusca</i>	3	2	1				1	
Mieren	Wegmier	<i>Lasius niger</i>	8	8	15	21	17	15	6	13
Mieren	Lepelsteekmier	<i>Myrmica lonae</i>					1		1	1
Mieren	Gewone steekmier	<i>Myrmica rubra</i>	2	1	2	4	6	6		1
Mieren	Zandsteekmier	<i>Myrmica sabuleti</i>					1		1	
Mieren	Kokersteekmier	<i>Myrmica schencki</i>	2			3	8	2		1
Mieren	Zwarte zaadmier	<i>Tetramorium caespitum</i>			1	2	3	1	1	2
Sprinkhanen	Bruine sprinkhaan	<i>Chorthippus brunneus</i>						1		2
Sprinkhanen	Knopspretje	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	11	8	11	7	21	14	54	53
Sprinkhanen	Ratelaar	<i>Chorthippus biguttulus</i>	1	1		8			1	
Sprinkhanen	Snortikker	<i>Chorthippus mollis</i>	2	4	8	7	9	7	9	9
Sprinkhanen	Veldkrekel	<i>Gryllus campestris</i>	1		2		3	1	2	5
Oudere heidesucces­sie										
Dagvlinders	Bont dikkopje	<i>Carterocephalus palaemon</i>	2				1			
Dagvlinders	Bruin zandoogje	<i>Maniola jurtina</i>						1		1
Dagvlinders	Citroenvlinder	<i>Gonepteryx rhamni</i>	1		1	1	2	1	1	
Dagvlinders	Gentiaanblauwtje (eitjes)	<i>Phengaris alcon</i>	7	11		24	76	41		68
Dagvlinders	Groentje	<i>Callophrys rubi</i>	1	2			1			3
Dagvlinders	Groot dikkopje	<i>Ochlodes sylvanus</i>	8	6	11	6	6	7	13	11
Mieren	Veenmier	<i>Formica picea</i>							2	3
Mieren	Behaarde/Kale bosmier	<i>Formica rufa/polycytena</i>	1			2	1		1	
Mieren	Gele weidemier	<i>Lasius flavus</i>								1
Mieren	Humusmier	<i>Lasius platythorax</i>		2	6	4	1	5	1	1
Mieren	Mosslankmier	<i>Leptothorax muscorum</i>					1			
Mieren	Bossteekmier	<i>Myrmica ruginodis</i>	2	3	2	4		1		
Mieren	Moerassteekmier	<i>Myrmica scabrinodis</i>			3	2	12	13	2	6
Mieren	Gewone drentelmier	<i>Stenamma debile</i>				1				
Reptielen	Levendbarende hagedis	<i>Zootoca vivipara</i>	6	3	4	9	17	9	7	7
Sprinkhanen	Gewoon/Zuidelijk spitskopje	<i>Conocephalus dorsalis/discolor</i>	9	5	2	4	3	3		
Sprinkhanen	Heidesabelsprinkhaan	<i>Metrioptera brachyptera</i>	27	36	12	13	11	24	3	10
Sprinkhanen	Krasser	<i>Chorthippus parallelus</i>	112	116	95	117	73	93	24	45
Sprinkhanen	Moerassprinkhaan	<i>Stethophyma grossum</i>			1	2			2	
Sprinkhanen	Negertje / Zwart wekkertje	<i>Omocestus rufipes</i>	32	24	43	45	30	29	8	12
Sprinkhanen	Wekkertje	<i>Omocestus viridulus</i>	2	1	1	2		1		

Bijlage 4: Soortenlijst loopkevers en spinnen

Tabel B.9: Overzicht van in 2017 aangetroffen soorten loopkevers in totalen per gebied en behandeling. Afkorting: in de NMDS gebruikte soortafkortingen behorende bij desbetreffende soort. Overview of Carabid beetle species trapped in 2017, in sums per research location and treatment. "Afkorting": species abbreviation used in NMDS plots.

		Jaar	2017				2017				
		Gebied	Kampina				Strabrechtse heide				
		Behandeling	X	D	C	P	X	D	C	P	
		# soorten	17	25	15	27	32	34	39	35	
Soort	Afkorting	# individuen ↓→	174	230	182	234	1597	1498	1181	999	
Acupalpus brunripes	ACUPBRUN	4	0	1	1	2	0	0	0	1	
Acupalpus dubius	ACUPDUBI	23	8	5	1	5	4	4	6	1	
Acupalpus parvulus	ACUPPARV	1	0	0	0	1	0	0	0	0	
Agonum fuliginosum	AGONFULI	5	2	1	0	0	2	1	0	0	
Agonum gracile	AGONGRLE	1	0	0	0	0	1	0	0	0	
Agonum marginatum	AGONMARG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Agonum sexpunctatum	AGONSEXP	17	0	1	0	16	0	1	0	2	
Agonum viduum	AGONVIDU	4	0	0	0	1	3	5	9	0	
Amara aenea	AMARAENE	1	1	0	0	0	0	0	1	2	
Amara convexior	AMARCIOR	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
Amara communis	AMARCOMM	171	17	25	0	0	129	3	8	0	
Amara equestris	AMAREQUE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Amara familiaris	AMARFAMI	1	0	1	0	0	0	0	0	0	
Amara lunicollis	AMARLUNI	381	16	4	2	1	358	33	73	4	
Amara similata	AMARSIMI	1	0	1	0	0	0	0	0	0	
Amara tibialis	AMARTIBI	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Anisodactylus binotatus	ANISBINO	9	2	2	0	5	0	2	6	0	
Bembidion bruxellense	BEMBRUX	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bembidion illigeri	BEMBILLI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bembidion lampros	BEMBLAMP	3	0	0	0	3	0	6	6	1	
Bembidion lunulatum	BEMBLUNU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bembidion obliquum	BEMBOLBI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bembidion properans	BEMBPROP	9	0	0	0	8	1	0	0	1	
Bembidion quadrimaculatum	BEMBQMAC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bradycellus harpalinus	BRADHARP	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Bradycellus ruficollis	BRADRUF	2	0	0	0	0	2	0	1	0	
Calathus erratus	CALAERRA	2	0	0	0	0	2	5	14	23	
Calathus fuscipes	CALAFUSC	0	0	0	0	0	0	19	10	18	
Calathus melanocephalus	CALAMELA	6	0	1	0	0	5	20	20	11	
Calathus micropterus	CALAMICR	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Carabus arvensis	CARAARVE	12	0	0	0	1	11	66	100	171	
Carabus clatratus	CARACLAT	8	0	0	0	0	8	12	14	5	
Carabus granulosus	CARAGRAN	4	0	1	2	1	0	0	4	0	
Carabus nemoralis	CARANEMO	2	0	0	0	0	2	11	5	9	
Carabus nitens	CARANITE	44	2	11	8	23	0	0	1	11	
Carabus problematicus	CARAPROB	15	1	2	0	0	12	21	10	10	
Cicindela campestris	CICICAMP	0	0	0	0	0	0	0	0	9	
Cicindela hybrida	CICIHYBR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cicindela sylvatica	CICISYLV	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
Clivina collaris	CLIVCOLL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Clivina fossor	CLIVFOSS	2	0	0	1	0	1	1	0	1	
Cychrus caraboides	CYCHCARA	2	2	0	0	0	0	0	0	0	
Cymindis humeralis	CYMIHUME	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dyschirius aeneus	DYSCAENE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dyschirius globosus	DYSCGLOB	577	67	119	86	45	260	335	260	84	
Dyschirius politus	DYSCPOLI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Elaphrus cupreus	ELAPCUPR	3	0	0	0	3	0	0	0	0	
Elaphrus riparius	ELAPRIPA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Harpalus affinis	HARPAFFI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Harpalus anxius	HARPANXI	0	0	0	0	0	0	0	2	2	
Harpalus attenuatus	HARPATTE	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Harpalus distinguendus	HARPDIST	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Harpalus laevipes	HARPLAEV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Harpalus latus	HARPLATU	53	0	0	0	0	53	51	52	12	
Harpalus rubripes	HARPRUBR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Harpalus smaragdinus	HARPSMAR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Harpalus solitarius	HARPSOLI	1	0	0	0	0	1	18	50	15	
Harpalus tardus	HARPTARD	1	0	0	0	0	1	0	0	0	
Leistus ferrugineus	LEISFERR	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
Loricera pilicornis	LORIPILI	1	0	0	0	1	0	0	0	1	
Masoreus wetterhallii	MASOWETT	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
Nebria brevicollis	NEBRBREV	9	0	2	0	7	0	0	0	0	
Nebria salina	NEBRSALI	24	0	4	0	20	0	0	3	15	
Notiophilus aquaticus	NOTIAQUA	7	0	4	0	3	0	7	2	4	
Notiophilus palustris	NOTIPALU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Notiophilus substriatus	NOTISUBS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Olisthopus rotundatus	OLISROTU	0	0	0	0	0	0	0	2	5	
Omophron limbatum	OMPHLIMB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oodes helopioides	OODEHELO	1	0	0	0	0	1	0	0	0	
Oxytelus obscurus	OXYTEOBS	329	0	0	0	0	329	411	89	10	
Paradromius linearis	PARALINE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Paradromius melanocephalus	PARAMELA	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Poecilus cupreus	POECCUPR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Poecilus lepidus	POECLLEPI	12	0	0	2	9	1	7	88	173	
Poecilus versicolor	POECVERS	126	8	17	14	50	37	170	232	372	
Pseudoophonus rufipes	PSEURUF	1	0	1	0	0	0	0	0	1	
Pterostichus aterrimus	PTERATER	2	0	0	0	0	2	1	0	0	
Pterostichus diligens	PTERDILI	404	30	10	34	10	320	249	66	6	
Pterostichus melanarius	PTERMELA	8	5	2	0	1	0	0	0	0	
Pterostichus minor	PTERMINO	53	4	7	16	4	22	8	1	0	
Pterostichus niger	PTERNIGE	25	5	4	5	7	4	1	13	1	
Pterostichus nigrita	PTERNIGR	26	3	3	8	3	9	11	5	0	
Pterostichus oblongopunctatus	PTEROBLO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Pterostichus quadripunctatus	PTERQUAD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Pterostichus vernalis	PTERVERN	5	0	1	1	3	0	1	7	1	
Stenolophus mixtus	STENMIXT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Stenolophus teutonius	STENTEUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Stomis pumicatus	STOMPUMI	1	0	0	1	0	0	0	0	0	
Syntomus foveatus	SYNTFOVE	2	0	0	0	1	1	2	11	14	
Syntomus truncatellus	SYNTTRUN	10	0	0	0	0	10	13	5	1	
Synuchus vivalis	SYNUVIVA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trichocellus cognatus	TRCHCOGN	1	0	0	0	0	1	0	0	0	
Trichocellus placidus	TRCHPLAC	4	0	0	0	0	4	1	0	0	

Tabel B.10: Overzicht van in 2017 aangetroffen soorten spinnen in totalen per gebied en behandeling. Afkorting: in de NMDS gebruikte soortafkortingen behorende bij desbetreffende soort. Overview of Spider species trapped in 2017, in sums per research location and treatment. "Afkorting": species abbreviation used in NMDS plots.

Familie	Soort	Afkorting	Jaar Gebied behandeling # soorten	2017 Kampina					2017 Strabrechtse Heide				
				X	D	C	P		X	D	C	P	
				44	61	53	60		62	67	62	62	
			# ind ↓→	895	1314	1297	1137		1035	1312	1017	691	
Agelenidae	<i>Eratigena picta</i>	Erat_pict	8	2	1	0	5		0	0	0	0	
Araneidae	<i>Cercidia prominens</i>	Cerc_prom	1	0	0	1	0		0	0	0	0	
Araneidae	<i>Hyposinga albiovittata</i>	Hyps_albo	0	0	0	0	0		0	0	0	1	
Atypidae	<i>Atypus affinis</i>	Atyp_affi	1	0	0	0	0		0	0	1	0	
Clubionidae	<i>Clubiona compta</i>	Club_comt	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Clubionidae	<i>Clubiona subsultans</i>	Club_subs	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Clubionidae	<i>Clubiona subtilis</i>	Club_subt	29	6	2	6	2		8	4	1	0	
Dictynidae	<i>Lathys humilis</i>	Lath_humi	1	0	0	1	0		0	0	0	0	
Gnaphosidae	<i>Drassodes cupreus</i>	Dras_cupr	60	5	8	14	4		7	17	5	11	
Gnaphosidae	<i>Drassodes pubescens</i>	Dras_pube	32	0	0	2	0		9	17	4	13	
Gnaphosidae	<i>Drassyllus lutetianus</i>	Dras_lute	34	5	1	7	15		2	4	0	0	
Gnaphosidae	<i>Drassyllus praeficus</i>	Dras_prae	0	0	0	0	0		0	0	0	1	
Gnaphosidae	<i>Drassyllus pusillus</i>	Dras_pusi	54	0	4	8	7		4	11	20	10	
Gnaphosidae	<i>Gnaphosa leporina</i>	Gnap_lepo	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Gnaphosidae	<i>Haplodrassus signifer</i>	Hapl_sign	29	1	3	2	0		5	5	13	8	
Gnaphosidae	<i>Haplodrassus silvestris</i>	Hapl_silv	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Gnaphosidae	<i>Micaria pulicaria</i>	Mica_puli	5	0	2	0	0		1	2	0	0	
Gnaphosidae	<i>Phaeocetus braccatus</i>	Phae_brac	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Gnaphosidae	<i>Zelotes electus</i>	Zelo_elec	10	0	0	0	0		1	5	4	5	
Gnaphosidae	<i>Zelotes latreillei</i>	Zelo_latr	53	8	8	8	4		11	8	6	1	
Gnaphosidae	<i>Zelotes longipes</i>	Zelo_long	1	0	0	0	0		0	1	0	0	
Gnaphosidae	<i>Zelotes petrensis</i>	Zelo_petr	44	0	7	5	1		7	14	10	21	
Gnaphosidae	<i>Zelotes subterraneus</i>	Zelo_subt	1	1	0	0	0		0	0	0	0	
Hahnidae	<i>Antistea elegans</i>	Anti_eleg	19	3	2	7	3		1	1	2	2	
Hahnidae	<i>Hahnia helveola</i>	Hahn_helv	5	1	2	0	0		0	1	1	0	
Hahnidae	<i>Hahnia nova</i>	Hahn_nava	6	0	1	1	0		1	3	0	4	
Hahnidae	<i>Iberina montana</i>	Iber_mont	8	2	2	0	0		0	2	2	3	
Linyphiidae	<i>Agyneta affinis</i>	Agyn_affi	13	0	1	0	0		3	3	6	2	
Linyphiidae	<i>Agyneta rurestris</i>	Agyn_rure	1	0	0	0	0		0	0	1	1	
Linyphiidae	<i>Aphileta misera</i>	Aphi_mise	15	1	0	0	12		2	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Araeoncus crassiceps</i>	Arae_cras	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Araeoncus humilis</i>	Arae_humi	5	0	0	0	1		2	1	1	2	
Linyphiidae	<i>Bathypantes gracilis</i>	Bath_grac	19	0	2	5	7		4	1	0	0	
Linyphiidae	<i>Bathypantes parvulus</i>	Bath_parv	2	0	0	0	0		0	2	0	0	
Linyphiidae	<i>Centromerita bicolor</i>	Cent_bico	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Centromerita concinna</i>	Cent_conc	18	0	2	1	6		1	3	5	24	
Linyphiidae	<i>Centromerus brevipalpus</i>	Cent_brev	1	0	1	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Centromerus dilutus</i>	Cent_dilu	53	5	22	1	0		15	7	3	5	
Linyphiidae	<i>Centromerus semiater</i>	Cent_semi	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Centromerus sylvaticus</i>	Cent_sylv	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Ceratinella brevis</i>	Cera_brev	10	1	9	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Dicymbium nigrum</i>	Dicy_nigr	1	0	0	0	0		0	0	1	0	
Linyphiidae	<i>Diplocephalus permixtus</i>	Dipl_perm	1	0	0	0	0		0	0	1	0	
Linyphiidae	<i>Erigone atra</i>	Erig_atra	31	0	1	0	2		16	7	5	15	
Linyphiidae	<i>Erigone dentipalpis</i>	Erig_dent	10	0	1	0	6		2	1	0	8	
Linyphiidae	<i>Gongylidiellum latebricola</i>	Gong_late	110	5	21	30	12		12	21	9	1	
Linyphiidae	<i>Gongylidiellum murcidum</i>	Gong_murc	40	0	3	2	32		1	1	1	0	
Linyphiidae	<i>Gongylidiellum vivum</i>	Gong_vivu	27	0	1	5	12		1	2	6	5	
Linyphiidae	<i>Hypomma bituberculatum</i>	Hypo_bitu	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Lophomma punctatum</i>	Loph_punc	1	0	0	1	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Mermessus trilobatus</i>	Merm_tril	39	0	5	1	10		0	9	14	33	
Linyphiidae	<i>Metopobactrus prominulus</i>	Metop_prom	2	0	2	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Micrargus herbigradus</i>	Micr_herb	4	0	2	0	1		1	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Microlinyphia pusilla</i>	Micr_pusi	0	0	0	0	0		0	0	0	2	
Linyphiidae	<i>Minyriolus pusillus</i>	Miny_pusi	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Oedothorax agrestis</i>	Oedo_agre	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Oedothorax apicatus</i>	Oedo_apic	1	0	0	0	1		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Oedothorax fuscus</i>	Oedo_fusc	6	0	0	0	4		0	0	2	8	
Linyphiidae	<i>Oedothorax retusus</i>	Oedo_retu	5	0	0	0	1		1	2	1	1	
Linyphiidae	<i>Palliduphantes ericaeus</i>	Pall_eric	60	12	3	3	1		11	19	11	3	
Linyphiidae	<i>Palliduphantes pallidus</i>	Pall_pall	2	1	0	0	0		1	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Pelecopsis parallela</i>	Pele_para	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Peponocranium ludicrum</i>	Pepo_ludi	61	0	2	15	1		4	12	27	10	
Linyphiidae	<i>Pocadicnemis juncea</i>	Poca_junc	17	2	5	7	2		0	1	0	0	
Linyphiidae	<i>Pocadicnemis pumila</i>	Poca_pumi	118	0	0	0	0		35	50	33	6	
Linyphiidae	<i>Porrhomma campbelli</i>	Porr_camp	1	0	0	0	1		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Porrhomma pygmaeum</i>	Porr_pygm	2	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Prinerigone vagans</i>	Prin_vaga	1	0	0	0	0		0	1	0	0	
Linyphiidae	<i>Saarlata abnormis</i>	Saar_abno	1	1	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Satilatlas briteni</i>	Sati_brit	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Savignia frontata</i>	Savi_fron	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Silometopus elegans</i>	Silo_eleg	1	0	0	0	1		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Silometopus incurvatus</i>	Silo_incu	1	0	0	0	0		0	1	0	4	
Linyphiidae	<i>Tallusia experta</i>	Tall_expe	13	2	0	1	1		4	5	0	0	
Linyphiidae	<i>Tapinocyba insecta</i>	Tapi_inse	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Tapinocyba praecox</i>	Tapi_prae	3	0	0	1	0		0	2	0	0	
Linyphiidae	<i>Taranucnus setosus</i>	Tara_seto	9	3	0	0	0		6	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Tenuiphantes mengei</i>	Tenu_meng	81	6	3	0	0		37	23	12	5	
Linyphiidae	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	Tenu_tenu	2	0	0	1	0		1	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Thyreosthenius biavatus</i>	Thyr_biov	1	0	0	0	0		0	1	0	0	
Linyphiidae	<i>Tiso vagans</i>	Tiso_vaga	6	0	2	1	0		0	3	0	0	
Linyphiidae	<i>Trichopterna cito</i>	Tric_cito	2	0	0	1	0		0	1	0	0	
Linyphiidae	<i>Trichopternoides thorelli</i>	Tric_thor	5	0	0	5	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Traxochrus scabirculus</i>	Trox_scab	0	0	0	0	0		0	0	0	0	
Linyphiidae	<i>Typhochrestus digitatus</i>	Typh_digi	1	0	0	0	0		0	0	1	2	
Linyphiidae	<i>Walckenaeria alticeps</i>	Walc_alti	95	8	28	16	11		5	18	9	7	
Linyphiidae	<i>Walckenaeria atrotrialis</i>	Walc_atro	1	0	0	0	1		0	0	0	2	
Linyphiidae	<i>Walckenaeria cucullata</i>	Walc_cucu	18	0	4	1	0		9	3	1	1	
Linyphiidae	<i>Walckenaeria cuspidata</i>	Walc_cusp	2	0	0	0	0		0	2	0	0	
Linyphiidae	<i>Walckenaeria dysderoides</i>	Walc_dysd	19	0	12	0	1		5	1	0	1	
Linyphiidae	<i>Walckenaeria monoceros</i>	Walc_mono	0	0	0	0	0		0	0	0	1	
Linyphiidae	<i>Walckenaeria nudipalpis</i>	Walc_nudi	4	2	1	0	1		0	0	0	1	

Tabel B.10 – vervolg

Familie	Soort	Afkorting	Jaar Gebied behandeling # soorten # ind ↓→	2017 Kampina						2017 Strabrechtse Heide					
				X	D	C	P			X	D	C	P		
				44	61	53	60			62	67	62	62		
				895	1314	1297	1137			1035	1312	1017	691		
Liocranidae	<i>Agroeca brunnea</i>	Agro_brun	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Liocranidae	<i>Agroeca dentigera</i>	Agro_dent	1	0	0	0	0			1	0	0	1		
Liocranidae	<i>Agroeca lusatica</i>	Agro_lusa	4	0	0	0	0			0	1	3	1		
Liocranidae	<i>Agroeca proxima</i>	Agro_prox	7	1	1	0	1			1	2	1	1		
Lycosidae	<i>Alopecosa barbipes</i>	Alop_barb	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Lycosidae	<i>Alopecosa cuneata</i>	Alop_cune	11	0	0	0	0			3	4	4	0		
Lycosidae	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	Alop_pulv	38	3	12	7	1			6	4	5	1		
Lycosidae	<i>Arctosa figurata</i>	Arct_figu	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Lycosidae	<i>Arctosa leopardus</i>	Arct_leop	58	1	4	6	46			1	0	0	1		
Lycosidae	<i>Arctosa perita</i>	Arct_peri	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Lycosidae	<i>Hygrolycosa rubrofasciata</i>	Hygr_rubr	74	34	3	4	0			29	1	3	0		
Lycosidae	<i>Pardosa agrestis</i>	Pard_agre	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Lycosidae	<i>Pardosa amentata</i>	Pard_amen	2	0	0	0	2			0	0	0	0		
Lycosidae	<i>Pardosa lugubris</i>	Pard_lugu	3	1	0	0	0			1	1	0	0		
Lycosidae	<i>Pardosa monticola</i>	Pard_mont	4	0	0	0	0			0	1	3	12		
Lycosidae	<i>Pardosa nigripes</i>	Pard_nigr	655	94	16	34	11			204	84	212	92		
Lycosidae	<i>Pardosa palustris</i>	Pard_palu	1	0	0	0	0			0	0	1	15		
Lycosidae	<i>Pardosa prativaga</i>	Pard_prat	12	0	0	1	6			1	0	4	0		
Lycosidae	<i>Pardosa proxima</i>	Pard_prox	1	0	0	0	1			0	0	0	0		
Lycosidae	<i>Pardosa pullata</i>	Pard_pull	3716	302	822	539	464			388	760	441	264		
Lycosidae	<i>Pardosa sphagnicola</i>	Pard_spha	69	1	1	2	13			20	9	23	0		
Lycosidae	<i>Pirata piraticus</i>	Pira_pira	3	0	0	0	2			1	0	0	1		
Lycosidae	<i>Pirata piscatorius</i>	Pira_pisc	31	0	0	0	4			14	7	6	1		
Lycosidae	<i>Pirata tenuitarsis</i>	Pira_tenu	133	1	4	32	73			2	19	2	3		
Lycosidae	<i>Piratula hygrophila</i>	Pira_hygr	35	15	4	5	7			3	0	1	0		
Lycosidae	<i>Piratula latitans</i>	Pira_lati	838	106	82	400	250			0	0	0	0		
Lycosidae	<i>Piratula uliginosa</i>	Pira_ulig	201	108	43	40	7			2	0	1	1		
Lycosidae	<i>Trochosa ruricola</i>	Troc_ruri	17	2	4	4	5			1	0	1	4		
Lycosidae	<i>Trochosa spinipalpis</i>	Troc_spin	12	8	0	3	1			0	0	0	0		
Lycosidae	<i>Trochosa terricola</i>	Troc_terr	561	118	108	41	46			99	96	53	37		
Lycosidae	<i>Xerolycosa nemoralis</i>	Xero_nemo	1	0	0	0	0			0	0	1	0		
Mimetidae	<i>Ero furcata</i>	Ero_furc	1	0	1	0	0			0	0	0	0		
Miturgidae	<i>Zora silvestris</i>	Zora_silv	0	0	0	0	0			0	0	0	1		
Miturgidae	<i>Zora spinimana</i>	Zora_spin	12	1	3	3	1			1	0	3	0		
Philodromidae	<i>Thanatus striatus</i>	Than_stri	9	0	1	1	1			1	3	2	0		
Philodromidae	<i>Tibellus oblongus</i>	Tibe_oblo	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Phrurolithidae	<i>Phrurolithus festinus</i>	Phru_fest	43	7	14	10	3			5	3	1	0		
Pisauridae	<i>Dolomedes fimbriatus</i>	Dolo_fimb	3	2	0	0	1			0	0	0	0		
Pisauridae	<i>Pisaura mirabilis</i>	Pisa_mira	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Salticidae	<i>Aelurillus v-insignitus</i>	Aelu_vins	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Salticidae	<i>Euophrys frontalis</i>	Euop_fron	5	0	2	0	0			0	2	1	2		
Salticidae	<i>Evarcha michailovi</i>	Evar_mich	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Salticidae	<i>Heliophanus flavipes</i>	Heli_flav	1	0	1	0	0			0	0	0	0		
Salticidae	<i>Myrmarachne formicaria</i>	Myrm_form	1	0	0	0	0			0	1	0	0		
Salticidae	<i>Neon reticulatus</i>	Neon_reti	13	0	4	1	0			1	0	7	6		
Salticidae	<i>Neon valentulus</i>	Neon_vale	13	0	0	0	0			4	4	5	1		
Salticidae	<i>Sibianor laeae</i>	Sibi_lara	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Salticidae	<i>Sitticus caricis</i>	Sitt_cari	1	0	0	0	1			0	0	0	0		
Salticidae	<i>Talavera aequipes</i>	Tala_aequ	7	4	1	0	0			0	0	2	0		
Salticidae	<i>Talavera petrensis</i>	Tala_petr	2	2	0	0	0			0	0	0	0		
Tetragnathidae	<i>Pachygnatha clercki</i>	Pach_cler	12	0	0	1	10			0	1	0	0		
Tetragnathidae	<i>Pachygnatha degeeri</i>	Pach_dege	7	0	0	1	6			0	0	0	2		
Theridiidae	<i>Asagena phalerata</i>	Asag_phal	1	0	0	0	0			0	0	1	8		
Theridiidae	<i>Crustulina guttata</i>	Crus_gutt	1	0	0	1	0			0	0	0	0		
Theridiidae	<i>Crustulina sticta</i>	Crus_stic	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Theridiidae	<i>Enoplognatha caricis</i>	Enop_cari	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Theridiidae	<i>Enoplognatha thoracica</i>	Enop_thor	4	0	0	0	0			2	1	1	1		
Theridiidae	<i>Euryopis flavomaculata</i>	Eury_flav	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Theridiidae	<i>Lasaeola prona</i>	Lasa_pron	2	0	1	0	0			0	1	0	0		
Theridiidae	<i>Pholcomma gibbum</i>	Phol_gibb	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Theridiidae	<i>Robertus lividus</i>	Robe_livi	12	1	1	1	0			5	2	2	1		
Thomisidae	<i>Oxyptila atomaria</i>	Ozyp_atom	6	0	4	0	2			0	0	0	0		
Thomisidae	<i>Xysticus cristatus</i>	Xyst_cris	2	0	1	0	1			0	0	0	2		
Thomisidae	<i>Xysticus erraticus</i>	Xyst_erra	18	0	0	0	0			3	7	8	2		
Thomisidae	<i>Xysticus kochi</i>	Xyst_koch	0	0	0	0	0			0	0	0	0		
Thomisidae	<i>Xysticus ninnii</i>	Xyst_ninn	0	0	0	0	0			0	0	0	0		

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 9
3972 NG Driebergen
0343-745250

drs. W.A. (Wim) Wiersinga
Adviseur Plein van de kennis/
Programmaleider Kennisnetwerk OBN
0343-745255 / 06-38825303
w.wiersinga@vbne.nl

M. (Mark) Brunsveld MSc
Programma-medewerker Kennisnetwerk OBN
0343-745256 / 06-31978590
m.brunsveld@vbne.nl