

voor systeemgericht natuurherstel



Optimaliseren van herstelmaatregelen voor  
habitattypen van droge heide

De stikstofverwijderingspotentie van  
de gecombineerde maatregel  
branden en drukkbegrazen

J.J. Vogels, R. Loeb, E. Brouwer, R. Felix & M. Scherpenisse

In opdracht van:

**Provincie Noord-Brabant**



## COLOFON

**Titel:** Optimaliseren van herstelmaatregelen voor habitattypen van droge heide  
*De stikstofverwijderingspotentie van de gecombineerde maatregel branden en drukkbegrazen*

**Auteurs:** Joost Vogels, Roos Loeb, Emiel Brouwer, Rob Felix & Miriam Scherpenisse

**In opdracht van:** Provincie Noord-Brabant – Subsidieregeling Biodiversiteit en leefgebieden

**In samenwerking met:** Jap Smits (SBB), Jan Vogels (SBB), Peter Verbeek (NB), Marten Geertsma (SB) en Jan Kuper (SB)

**Foto's voorkant:** Roos Loeb, Peter Verbeek, Joost Vogels

**Stichting Bargerveen | Nijmegen | 2017 | i.s.m. Onderzoekscentrum B-ware & Natuurbalans-Limes Divergens**

[www.stichtingbargerveen.nl](http://www.stichtingbargerveen.nl) | [www.linkedin.com/company/stichting-bargerveen](https://www.linkedin.com/company/stichting-bargerveen)

# Inhoudsopgave

Inhoudsopgave .....	2
1 Inleiding .....	4
1.1 Doel van dit project .....	5
1.2 Voorbereidend brandbeheer als katalysator voor drukbegrazing .....	5
1.3 Effect op karakteristieke soorten en doelsoorten .....	6
1.4 Hoofdhypothesen .....	7
2 Methoden .....	8
2.1 Ligging van de onderzoekslocaties .....	8
2.2 Bepaling bodemchemie .....	10
2.2.1 Zoutextract .....	10
2.2.2 Organische stofbepaling, vochtbepaling en bepaling bodemdichtheid .....	11
2.2.3 CN analyse bodem .....	11
2.3 Bepaling plantchemie .....	11
2.3.1 Destructie plantmateriaal .....	11
2.3.2 CN analyse planten .....	12
2.4 Vegetatieopnamen .....	12
2.5 Fauna bemonstering en monitoring .....	12
2.5.1 Potvalbemonstering .....	12
2.5.2 Sprinkhanen .....	13
2.5.3 Levendbarende hagedis .....	13
2.6 Dataverwerking .....	13
2.6.1 Bodem- en vegetatiechemie .....	13
2.6.2 Bodemactieve fauna .....	14
2.6.3 Sprinkhanen .....	14
3 Resultaten .....	16
3.1 Bodem- en plantchemie .....	16
3.1.1 Stikstofbronnen in het systeem .....	16
3.1.2 Effecten van branden op de bodem en stikstofbudgetten .....	19
3.1.3 Effecten branden en drukbegrazing op bodemchemie op langere termijn .....	22
3.1.4 Effecten branden en drukbegrazing op biomassasamenstelling op langere termijn .....	27
3.2 Vegetatieontwikkeling .....	31
3.2.1 Soortenrijkdom .....	33
3.2.2 Hogere planten en vergrassing .....	33

3.2.3	Mossen .....	34
3.2.4	Korstmossen .....	34
3.3	Faunarespons.....	34
3.3.1	Loopkevers.....	34
3.3.2	Soortenrijkdom en abundantie .....	35
3.3.3	Effecten op samenstelling loopkevergemeenschappen .....	36
3.3.4	Soorteigenschappenanalyse .....	37
3.3.5	Spinnen .....	45
3.3.6	Soortenrijkdom en abundantie .....	46
3.3.7	Effecten op samenstelling spinnengemeenschappen.....	47
3.3.8	Sprinkhanen .....	56
3.3.9	levendbarende hagedis.....	58
4	Conclusies .....	59
4.1	Bodem- en plantchemie.....	59
4.2	Vegetatieontwikkeling .....	60
4.3	Fauna respons.....	60
4.3.1	Bodemactieve fauna .....	60
4.3.2	Sprinkhanen .....	61
5	Synthese .....	62
6	Referenties.....	66
7	Bijlagen .....	69
7.1	Bijlage 1. Bodemchemie in recent gebrande en controleproefvlakken .....	69
7.2	Bijlage 2. Overzicht loopkevervangsten in 2015 en 2016 .....	75
7.3	Bijlage 3. Overzicht spinnenvangsten in 2015 en 2016.....	76
7.4	Bijlage 4. Ruwe gegevens van de sprinkhanentellingen.....	79

# 1 Inleiding

De habitattypen Droge heide (H4030) en Stuiwzandheide met struikheide (H2310) komen in veel Brabantse Natura2000 terreinen voor. Deze habitattypen zijn gevoelig voor een hoge stikstofdepositie en de kritische depositiewaarde van 1071 mol N /ha/jaar (15kg N /ha/jaar) wordt op grote schaal nog fors overschreden. Veel terreinen met droge heide worden daarom intensief beheerd om de instandhouding van oppervlak en verbetering van kwaliteit voor elkaar te krijgen. Zonder beheer treedt er een sterke vergrassing op, waardoor veel karakteristieke soorten van deze habitattypen in verspreiding achteruitgaan.

Om eenmaal vergraste droge heide habitats te herstellen heeft de beheerder verschillende instrumenten in handen. De belangrijkste daarvan zijn plaggen, maaien, chopperen, branden en begrazen. Deze maatregelen zijn zowel in de Natura2000 beheerplannen opgenomen als in de herstelstrategieën en gebiedsanalyses voor de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Hoewel al deze maatregelen ingezet kunnen worden voor het herstel van droge heide, kan hier nog een belangrijke optimalisatie plaatsvinden. Een aantal problemen waar tot op heden nog geen adequate oplossing voor is gevonden wordt hier kort samengevat.

- Maatregelen blijken vaak onvoldoende stikstof af te voeren in verhouding tot de jaarlijkse stikstofdepositie (o.a. begrazing; Härdtle et al., 2006);
- Sterk ingrijpende maatregelen die effectief hoge N-afvoer bewerkstellingen blijken vaak juist een te veel aan andere nutriënten af te voeren waardoor een onbalans in nutriënten huishouding kan ontstaan (Härdtle et al., 2006, Härdtle et al., 2009, Vogels et al., 2011, Vogels et al., 2013, Vogels et al., *In press*);
- Ingrijpende maatregelen blijken slechts zeer langzaam en/of onvolledig tot herstel van de habitattypen en soorten van droge heide te leiden (van Tooren et al., 2004, Vogels et al., 2011, Vogels, 2013, Vogels et al., 2013);
- Ingrijpende maatregelen zijn vaak kostbaar in de uitvoering. Met name de inzet van zware machines en afvoer van biomassa is een kostbare aangelegenheid.

Met de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) is een nieuwe impuls gegeven aan het tegengaan van de negatieve effecten van een te hoge stikstofdepositie op natuurkwaliteit van Natura 2000 beschermde natuurgebieden. Maatregelen kunnen als PAS-maatregel beschouwd worden als zij een wezenlijke bijdrage leveren aan het verminderen van de beschikbaarheid van stikstof (N) in van nature door N gelimiteerde ecosystemen of tenminste de negatieve effecten van dit surplus aan stikstof tegengaan.

In Nederland wordt slechts in zeer weinig terreinen een gecombineerde stikstofverwijderende maatregel toegepast: brandbeheer met daaropvolgende drukkbegrazing. In deze terreinen lijkt het herstel van droge heide relatief snel op te treden en bovendien tot een goede kwaliteit van de habitattypen te leiden. Er zijn aanwijzingen dat deze combinatie van branden en drukkbegrazing de afvoer van stikstof die al via de afzonderlijke maatregelen wordt gerealiseerd versterkt, onder meer door het verhogen van de mineralisatiesnelheid van organisch vastgelegde stikstof. Hierdoor kan een deel van de stikstof in de vorm van nitraat versneld uitspoelen zonder dat daarbij andere belangrijke nutriënten worden afgevoerd, zoals bij plaggen wel gebeurt (Härdtle et al., 2006). Daarnaast leidt de uitvoering van deze combi-maatregel tot de ontwikkeling van een zeer open vegetatiestructuur, waardoor goede kiemcondities ontstaan voor struikheide en kruidachtigen. Op deze manier ontstaan op korte termijn gunstige condities voor een snelle en duurzame ontwikkeling van de habitattypen en diersoorten van droge heide en stuiwzandheide. De veronderstelde werkingsmechanismen achter deze effecten zijn vrij complex en worden daarom hier toegelicht.

## 1.1 Doel van dit project

Het doel van dit project is om vast te stellen of de gecombineerde maatregel branden en drukbegrazing leidt tot voldoende verwijdering van stikstof uit het systeem én tot een duurzaam herstel van de karakteristieke flora en fauna van de habitattypen H4030 en H2310. Wanneer blijkt dat dit het geval is, kan de maatregel als PAS-maatregel beschouwd worden en kan de uitvoering ervan in aanmerking komen voor PAS-subsidie.

Dit onderzoek heeft zich beperkt tot drie deelvragen:

1. Treedt er versnelde afvoer van stikstof op in vergraste locaties na uitvoeren van brand- en drukbegrazingsbeheer?
2. Welke routes van afvoer zijn hiervoor verantwoordelijk voor en hoe hoog is de N-verwijderingspotentie van deze maatregel?
3. In hoeverre draagt dit beheer bij aan herstel van karakteristieke flora en fauna?

## 1.2 Voorbereidend brandbeheer als katalysator voor drukbegrazing

De effectiviteit van brandbeheer als effectgerichte maatregel is eveneens vanuit het OBN-programma geëvalueerd (Bobbink et al., 2009). In deze (literatuur)studie werd geconcludeerd dat brandbeheer als losstaande maatregel niet in staat is N-accumulatie in het systeem tegen te gaan (zie ook: Niemeyer et al., 2005). Het N-verwijderingspotentieel van brandbeheer is 100-170 Kg N/ha. Met een jaarlijkse depositie van N van 25-30 Kg N/ha/jaar zou deze maatregel dan eens in de 4 à 5 jaar moeten worden herhaald. Aanbevolen werd om deze maatregel te combineren met (druk)begrazing, om het N-verwijderingspotentieel te maximaliseren. Branden kan als voorbereidende maatregel een belangrijke bijdrage leveren aan het N-verwijderingspotentieel van drukbegrazing, omdat het eveneens een positieve invloed kan hebben op netto N-mineralisatie en nitrificatie in de bodem.

Bij de inzet van drukbegrazing als losstaande maatregel heeft het eerste jaar van de inzet van drukbegrazing vooral effect op het openbreken van de dichte vegetatie en het afnemen van de hoeveelheid staande levende en dode biomassa. Het nutriënt verwijderingspotentieel is in dat eerste jaar zeer gering (zie Wallis de Vries et al., 2014a). Typisch duurt het één tot enkele jaren voordat drukbegrazing leidt tot een afname van de bovengrondse biomassa. Brandbeheer in de winter leidt ertoe dat de staande biomassa verwijderd wordt, waardoor deze periode van het “oprollen van de vegetatie” sterk wordt verkort. Na brandbeheer loopt Pijpenstrootje in het voorjaar weer uit via de wortelreserves en internodiën. De wortel/stengel verhouding van deze hergroeiende vegetatie is hierdoor veel hoger. Bekend is dat als gevolg hiervan de gehalten aan voedingsstoffen in de bovengrondse biomassa hoger zijn dan zonder brandbeheer (Van de Vijver et al., 1999). Het N-verwijderingspotentieel van deze vegetatie is hierdoor in het 1<sup>e</sup> jaar van drukbegrazing hoger. Dit heeft als bijkomend voordeel dat de duur van de drukbegrazingsperiode minstens een jaar verkort kan worden, waardoor de duur van de verstoring die door middel van drukbegrazing wordt teweeggebracht ook korter kan zijn.

Een ander voordeel van het combineren van beide maatregelen is dat brandbeheer de nutriëntenstatus van de bodem kortstondig verhoogt en daarmee de netto primaire productie van de vegetatie kan stimuleren (Whelan, 1995). Als gevolg van het brandbeheer komen veel nutriënten vrij uit de as (onder andere P, K, Mg en Ca). Co-limitatie van andere nutriënten met N wordt voor een korte periode opgeheven, waardoor effectief meer N in de vegetatielaag opgenomen wordt (en dus door begrazing verwijderd kan worden).

Ook kan brandbeheer een positieve invloed uitoefenen op de afbraaksnelheid van strooisel. Een hogere beschikbaarheid van nutriënten en/of bufferstoffen uit de as (P, K, Mg, Ca) in de eerste jaren

na brand kan de afbraak van de strooisel- en humuslaag stimuleren. Dit effect is ook bij een gecombineerde proef met bekalking en drukkbe grazing op de Kampina gevonden, waar bekalking in de eerste twee jaar leidde tot een (lichte) verhoging van de strooiselafbraak (Wallis de Vries et al., 2014a). Stimulering van strooiselafbraak leidt tot een verhoging van de anorganische N-pool in het systeem en kan eveneens een positieve invloed hebben op de nitrificatie van N, en uiteindelijk op een vermindering van N door uitspoeling van  $\text{NO}_3^-$ .

### 1.3 Effect op karakteristieke soorten en doelsoorten

Maatregelen in het natuurbeheer zijn pas als effectief te beoordelen als ze niet alleen leiden tot het herstel van de abiotische randvoorwaarden, maar ook leiden tot de vestiging en/of toename van karakteristieke soorten. Veel maatregelen gericht op maximalisatie van N-verwijdering zijn vaak dermate ingrijpend, dat het herstel van vegetatiestructuur en daarvan afhankelijke fauna lang op zich laat wachten (Vogels et al., 2011, Vogels et al., 2013). Ook van drukkbe grazing is bekend dat ten tijde van de uitvoering de effecten op karakteristieke soorten negatief zijn. In de recent uitgevoerde studie naar het effect van chopperen, plaggen en drukkbe grazing op fauna van natte heide bleek het aantal karakteristieke soorten in locaties waar gedurende het onderzoek werd drukkbe graasd uitermate laag te zijn (Wallis de Vries et al., 2014a). Dit negatieve aspect van drukkbe grazing is waarschijnlijk het gevolg van de sterke mate van verstoring die als gevolg van drukkbe grazing wordt geïntroduceerd. Veel soorten zijn niet in staat om de hoge mate van vertrapping en het nagenoeg volledig verdwijnen van schuilmogelijkheden ten tijde van drukkbe grazing te overleven. Sterk negatieve effecten treden vooral op bij soorten die zijn aangepast aan een relatief koel en vochtig microklimaat. De versturende invloed van een hoge graasdruk op broedvogels is eveneens inzichtelijk gemaakt in Wallis de Vries et al. (2013), al betrof het hier een onderzoek naar "reguliere" begrazing van heideterreinen in Noord-Brabant. In de meest intensief begraasde locaties uit dit onderzoek namen bewoners van dichte vegetaties eveneens af. Tenslotte kan er directe mortaliteit optreden als gevolg van het brandbeheer (Bobbink et al., 2009), maar met uitvoering van een gecontroleerde winterbrand is dit effect doorgaans zeer beperkt. Hoge mortaliteit treedt vooral op bij voorjaars- en zomerbranden; veelal spontaan optredende branden met hoge impact. Ze zijn vaak dusdanig intensief dat een groot deel van de strooisel- en humuslaag tijdens de brand verloren gaat. Dit leidt er toe dat alleen soorten die zich diep in de bodem bevinden een dergelijke brand overleven (Vogels & Frazao, 2013). Gecontroleerd branden is gericht op het vermijden van te sterke bodemverhitting, waardoor lethale temperaturen voor veel diersoorten en dormante zaden in de bodem niet bereikt worden (Bobbink et al., 2009). Aangezien beheerde branden in de winter plaatsvinden en de meeste soorten zich dan in een immobiel stadium in de bodem bevinden is de schade aan deze organismen minimaal. De grootste impact op soorten treedt pas op na de gecontroleerd uitgevoerde brand, wanneer omgevingscondities voor veel soorten sterk zijn veranderd. De soorten die hier het meeste last van ondervinden zijn soorten die afhankelijk zijn van een goed ontwikkeld vegetatiedek waaronder een koel en vochtig microklimaat heerst. De condities voor droogte- en warmteminnende soorten zijn in de eerste jaren na branden juist gunstiger, maar zijn één tot twee jaar na gecontroleerd branden weer terug op het niveau van voor de brand, omdat de vegetatie weer snel dichtgroeit. Mede om die reden wordt in het Natura 2000-gebied Strabrechtse Heide altijd met vervolgbegrazing gewerkt, met als doel om langduriger een open vegetatie met veel zoninstraling te behouden. Naar verwachting profiteren hier vooral droogte- en warmteminnende soorten van, mits de vegetatie voldoende open van karakter blijft. Omdat drukkbe grazing pas vrij recent wordt toegepast is in Nederland nooit in detail naar het effect ervan op vegetatie gekeken. In de verkennende studie van Verbeek et al. (2006) viel op dat zich na een aantal jaren drukkbe grazing vaak een zeer mozaïekrijke heidevegetatie ontwikkelt, die sterk contrasteert met de veelal monotone heidevegetatie op voormalige plagvlaktes in diezelfde gebieden.

Verwacht wordt dat habitatcondities voor karakteristieke soorten van droge heide en stuifzandheide optimaal zijn in de eerste jaren na het stoppen van de drukbegrazing. De vegetatiestructuur en vestigingsomstandigheden zijn dan immers optimaal, terwijl de verstoring door de begrazing is weggevallen. Naar verwachting zullen veel doelsoorten de drukbegraste locaties wel opnieuw moeten koloniseren. Een belangrijke kennisvraag is dus of het positieve effect van branden gevolgd door drukbegrazing (een open, warme en droge structuurrijke heide) duurzaam en stabiel genoeg is voor karakteristieke fauna om via herkolonisatie weer te bevolken. Wanneer hergroei van de vegetatie richting een gesloten vegetatiedek en/of hervergrassing te snel verloopt, krijgen karakteristieke soorten geen kans om zich te vestigen.

#### 1.4 Hoofdhypothesen

1. In een sterk vergraste fase is stikstof meer in mobiele, makkelijk opneembare fractie aanwezig. Dit betekent dat er ook mogelijkheden zijn om meer stikstof af te voeren via drukbegrazing. Deze mogelijkheden zijn:
  - a. Weggrazen van stikstofrijker plantmateriaal en dus meer stikstofafvoer via begrazing;
  - b. Tijdelijk veel mestproductie, wat de plantengroei en mineralisatie versnelt, en leidt tot meer N-verliezen door verdamping en uitspoeling van stikstof uit mest;
  - c. Snellere afbraak van organisch materiaal door verhoogde zoninstraling, betreding en aanwezigheid mest, en vervolgens uitspoeling van nitraat naar de diepere ondergrond.
2. Brandbeheer als voorbereidende maatregel heeft een versterkend effect op de effectiviteit van drukbegrazing als N-verwijderende maatregel. Werkingsmechanismen zijn:
  - a. Verwijdering van bovengrondse afgestorven biomassa leidt tot een betere eetbaarheid van de nieuwe vegetatie (hogere N-gehalten; lagere N:P-ratio) en hoger N-verwijderingspotentieel;
  - b. De gevormde as leidt tot verdere stimulatie van N-mineralisatie, verhoging van nitrificatiesnelheden en vervolgens uitspoeling van nitraat.
3. Door via branden en drukbegrazing de versnelde stikstofcyclus zo veel mogelijk te stimuleren, wordt de afvoer van stikstof versneld en ontstaat na enkele jaren een stikstofarmere bodem. Na enige jaren kan zich een heidefase herstellen, totdat deze wegens de nog altijd hoge stikstofdepositie uiteindelijk weer in een grasfase schiet. Branden en drukbegrazing kan door middel van dit cyclische beheer bijdragen aan het behoud van een duurzaam mozaïek van heidedominantie en grasdominantie en de overlevingskansen van karakteristieke soorten van beide vegetatietypen verhogen.
4. Branden en drukbegrazing zijn beide maatregelen die ten tijde van uitvoering een negatieve invloed hebben op veel soorten flora en fauna. Na uitvoering van deze maatregelen zullen soorten zich opnieuw moeten vestigen uit de omgeving. Wanneer de maatregel in een relatief kleinschalig mozaïekpatroon wordt toegepast, en de vegetatiestructuur lang genoeg een open karakter behoudt, kunnen doelsoorten de herstelde plekken koloniseren ruim voordat er weer een grasdominantie ontstaat (als gevolg van opnieuw N-verzadigd raken van het systeem door overschrijding van de kritische N-depositie).

## 2 Methoden

### 2.1 Ligging van de onderzoekslocaties

In totaal zijn in het onderzoeksgebied 15 locaties geselecteerd (Fig. 2.1, Tab. 2.1). 10 van deze locaties hebben in het recente verleden brandbeheer, opgevolgd door drukbegrazing met schapen ondergaan. De overige vijf locaties hebben, afgezien van reguliere begrazing, geen beheer in het nabije verleden gehad. Al deze locaties betreffen sterk door Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) vergraste droge heidevegetaties, en zijn derhalve een goede afspiegeling van de situatie zoals de gebrande locaties er uit hebben gezien voorafgaand aan brandbeheer. Deze locaties zijn als controlebehandelingen in de opzet opgenomen.

Aangenomen wordt dat de abiotische en biotische parameters in de controlelocaties het uitgangspunt zijn voor de situatie voorafgaand aan brand. Door deze parameters te vergelijken met de locaties die brandbeheer hebben ondergaan kan een inschatting gemaakt worden van het effect van de beheermaatregel. Het tijdstip van brandbeheer en bijgevolg de periode van drukbegrazing varieert per locatie, de oudste is in de winter van 2003 gebrand, de jongste locaties in 2016. Op de oudere locaties is het drukbegrazingsbeheer gestaakt, deze locaties zijn dus te beschouwen als vegetaties waar de gehele beheeringreep (branden en drukbegrazing) is doorlopen (Tab. 2.1: Herstel). Vegetatiesuccessie kan in deze locaties dus ongestoord verlopen. Op deze wijze is dus een tijdsreeks van de gehele beheercyclus in de onderzoeksopzet opgenomen.

**Tab. 2.1** Overzicht van de beheergeschiedenis van de onderzoekslocaties. Jaar: jaar waarop brandbeheer heeft plaatsgevonden. Leeftijd: aantal jaren van moment van branden tot onderzoeksmoment (2016). In drukbegrazing: indicatie of periode van drukbegrazing nog bezig is of al is afgerond. Type: op basis van uitgevoerd beheer en moment in de cyclus toegewezen categorie: Controle (geen beheer toegepast); Actief: brandbeheer; drukbegrazing tijdens onderzoek nog in uitvoering; Herstel: gehele maatregelcyclus doorlopen, drukbegrazing gestaakt.

Naam	Gebrand	Jaar	Leeftijd	In drukbegrazing	Type
BDB01	Ja	2006	10	niet meer	Herstel
BDB02	Ja	2003	13	niet meer	Herstel
BDB03	Ja	2010	6	Ja	Actief
BDB04	Ja	2010	6	Ja	Actief
BDB05	Ja	2013	3	Ja	Actief
BDB06	Ja	2013	3	Ja	Actief
BDB07	Nee	NVT	NVT	Nee	Controle
BDB08	Ja	2006	10	niet meer	Herstel
BDB09	Ja	2013	3	Ja	Actief
BDB10	Ja	2016	0	Sinds 2016	Actief
BDB11	Ja	2008	8	niet meer	Herstel
BDB12	Nee	NVT	NVT	Nee	Controle
BDB13	Nee	NVT	NVT	Nee	Controle
BDB14	Nee	NVT	NVT	Nee	Controle
BDB15	Nee	NVT	NVT	Nee	Controle

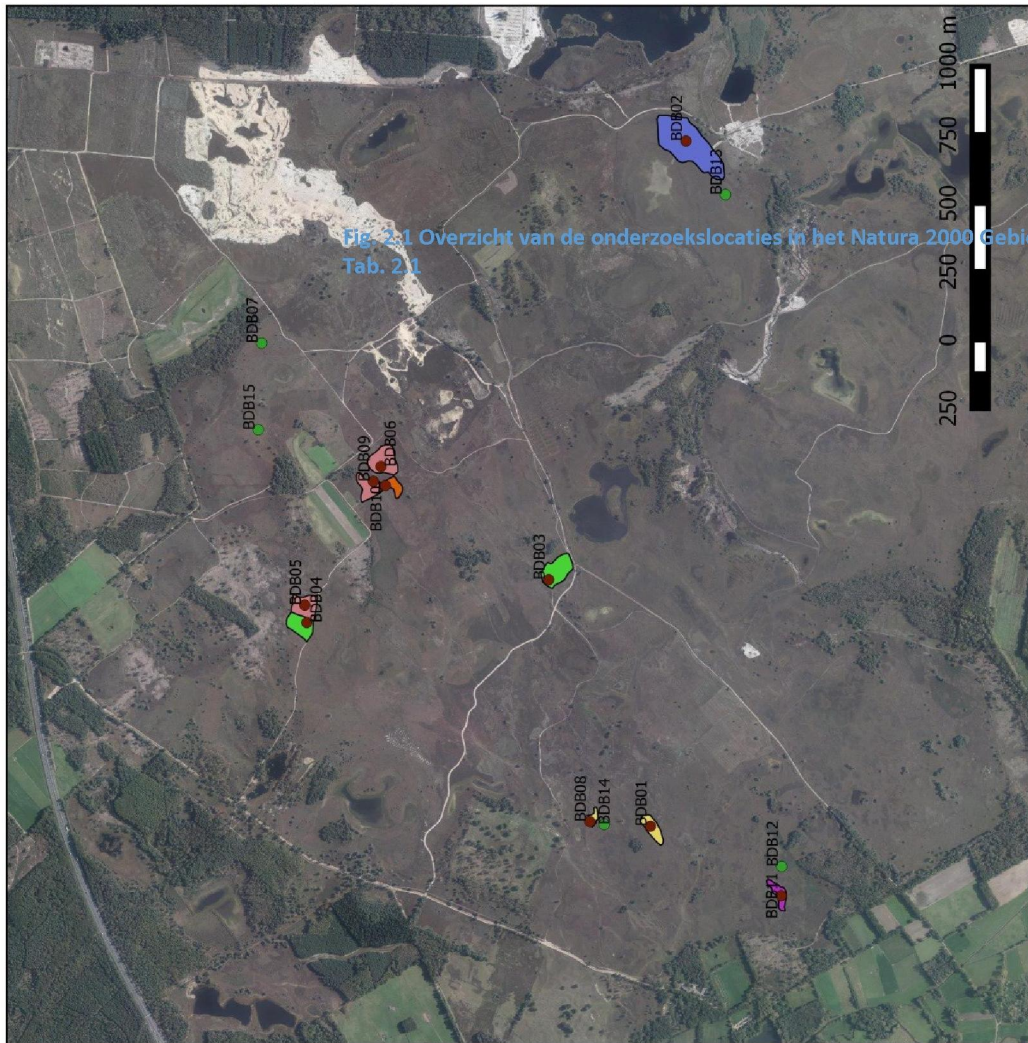
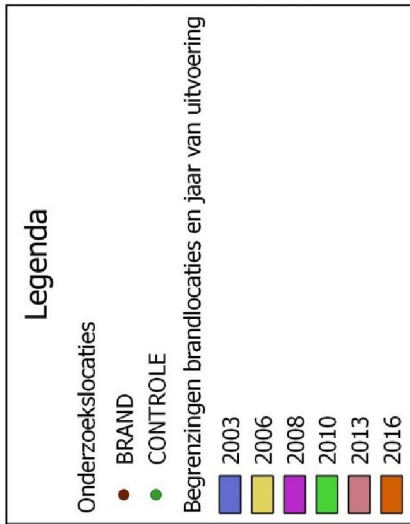


Fig. 2-1 Overzicht van de onderzoeklocaties in het Natura 2000 Gebied "Strabrechtse heide en Beuvere" (Tab. 2-1)

Onderzoeklocaties project "Branden en drukbegrazing van droge heide als PAS maatregel" - Provincie Noord-Brabant

Stichting Bargerveen  
B-ware  
Natuurbalans-Limes divergens  
Kaartachtergrond: (c) PDOK, 2015

## 2.2 Bepaling bodemchemie

Om de effecten van branden op de stikstofcyclus en bodembuffering te bepalen, zijn de volgende metingen aan de bodem verricht:

- Organische-stofbepaling en zoutextracten: hiertoe zijn op 19 oktober 2015, 14 april 2015 en 17 oktober 2016 met behulp van een guts van de bovenste 10 cm van de bodem mengmonsters verzameld. In plaats van de bemonstering op 14 april, is het proefvlak 10 ongeveer twee weken na branden op 23 maart 2016 bemonsterd. Om meer gegevens te verzamelen is ook een ander recent gebrand vlak als extra plot meegenomen. Dit plot is proefvlak 16 genoemd en is gelegen op x 170880; y 379848. Van deze gebrande proefvlakken is op 23 maart de bodem op de dieptes 0-5 en 5-10 cm apart bemonsterd. Ter vergelijking zijn op 14 april ook de controleproefvlakken 7 en 15 apart bemonsterd op 0-5 en 5-10 cm diepte. Gegevens van deze dieptes zijn gemiddeld voor de vergelijking met de bemonsteringen van 0-10 cm diepte.
- Totaal- stikstof- en totaal-koolstofanalyses zijn verricht aan de monsters van proefvlakken 10, 16, 7 en 15 van de monsters van 0-5 en van 5-10 cm diepte.
- Stikstoffluxen op langere termijn zijn met Plant Root Simulator probes (PRS<sup>TM</sup>, Western Ag Innovations Inc., Saskatoon, Canada) in de bodem bepaald (Fig. 2.2). Deze geven een maat voor de beschikbaarheid van nutriënten over een bepaalde tijdsperiode. De probes die in dit onderzoek gebruikt zijn, zijn speciaal ontwikkelde “kation-anion-uitwissel” membranen voor de adsorptie van ammonium of nitraat. Deze PRS probes werden op 3 momenten ingezet: in het najaar van 2015 (ingezet op 19 oktober 2015, uitgehaald op 7 januari 2016), voorjaar 2016 (ingezet op 23 maart 2016; klein gedeelte op 14 en 19 april 2016; uitgehaald op 16 juni 2016) en najaar 2016 (ingezet op 15 september 2016; uitgehaald op 1 december 2016). In elk subplot werden 4 sets PRS probes ingezet, waarvan de resultaten gemiddeld werden. Niet alle probes werden echter teruggevonden. Vooral in de plots waar met runderen begraaft werd en bij het ophalen in de natte periode in juni 2016 ontbraken probes. Nitraat- en ammoniumconcentraties aan de probes zijn bepaald door Western Ag Innovations Inc. in Canada.

Alle bepalingen werden in 2015 per proefvlak op drie sublocaties uitgevoerd en in 2016 op vier vaste sublocaties, die met een piketpaaltje werden gemarkeerd.

### 2.2.1 Zoutextract

Bij een natriumchloride(zout)-extractie worden aan het bodemadsorptiecomplex gebonden kationen verdrongen door natrium. Met deze extractie kan onder andere de pH, ammonium- en nitraatbeschikbaarheid van de bodem bepaald worden en de concentratie kationen aan het kationadsorptiecomplex van de bodem. Voor een zoutextractie werd aan 17,5 gram verse bodem 50 ml 0,2 mol l<sup>-1</sup> natriumchloride (NaCl) toegevoegd. Gedurende 60 minuten werden de monsters uitgeschud op een schudmachine (100 r.p.m.) waarna de pH werd gemeten. Het supernatant werd onder vacuüm verzameld met behulp van teflon rhizons en bewaard bij 4°C tot verdere analyse.

Van de bodemextracten werd de pH gemeten met een standaard Ag/AgCl-elektrode verbonden met een Radiometer type TIM 840 Titralab. De analyses van calcium, magnesium, kalium ijzer, aluminium, silicium, zink, mangaan, totaal fosfor en totaal zwavel werden uitgevoerd met behulp van Inductief Gekoppeld Plasma - Optische Emissie Spectrometrie (ICP-OES; ICAP). Nitraat (NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) en ammonium (zoutextract en waterextract), orthofosfaat en chloride (waterextract) werden colorimetrisch bepaald met behulp van een SEAL Auto-analyser. Natrium en kalium in het waterextract werden vlamfotometrisch bepaald.

### 2.2.2 Organische stofbepaling, vochtbepaling en bepaling bodemdichtheid

Het vochtpercentage van het verse bodemmateriaal werd via het vochtverlies bepaald. Dit gebeurde door in duplo bodemmateriaal te drogen gedurende 24 uur bij 70°C. Uit het vaste volume van deze bakjes werd de bodemdichtheid berekend. De fractie organische stof in de bodem werd berekend door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd het bodemmateriaal, na drogen, gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Het gloeiverlies komt goed overeen met de fractie organisch materiaal in de bodem.

### 2.2.3 CN analyse bodem

Voor het bepalen van de totaalconcentraties C en N in de bodem werd het bodemmateriaal zeer fijn gemalen en werd circa 20 mg (bodem) ingewogen voor analyse. Concentraties totaal-C en totaal-N werden bepaald met een CNS analyser (Carbo Erla Instruments, Instruments NA 1500).



Fig. 2.2 PRS Probes in het recent gebrande proefvlak.

## 2.3 Bepaling plantchemie

Aan het plantmateriaal zijn de volgende analyses verricht:

- Totaal- stikstof en totaal-koolstof in Pijpenstrootje en Struikhei: hiertoe werden 5 nog frisgroene pollen Pijpenstrootje uitgezocht, waar een hap bladeren met een schaar aan de basis is afgeknipt. Droge bladeren en bloeistengels zijn verwijderd. Vervolgens zijn de 5 deelmonsters gemengd, gedroogd en vermalen. Van 5 verschillende planten Struikheiplanten werd een frisgroene scheut van ongeveer 10 cm lengte afgeknipt. Van de deze planten zijn de houtige delen verwijderd voor het drogen en malen. Op enkele locaties waren geen Struikheiplanten aanwezig en is dus geen monster genomen. De monsternamen werden verricht op 17 september 2015 en op 16 juni 2016. In 2015 werd van elke soort één monster per plot samengesteld; in 2016 werden van elke soort twee monsters uit vaste sublocaties genomen.
- Totaalconcentraties van andere elementen door middel van een destructie.

### 2.3.1 Destructie plantmateriaal

Voor de destructie van het plantmateriaal werd 200 mg fijngemalen gedroogd plantmateriaal afgewogen in teflon destructievaatjes. Aan het plantmateriaal werd 4 ml geconcentreerd salpeterzuur

(HNO<sub>3</sub>, 65%) en 1 ml waterstofperoxide (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 30%) toegevoegd en geplaatst in een destructiemagnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedgestrueerd in gesloten teflon vaatjes en na afkoelen werd het destrukaat nauwkeurig overgebracht en aangevuld tot 100 ml met milliQ. De monsters werden in polyethyleenpotjes bij 4°C bewaard voor verdere analyse. De analyses van calcium, magnesium, kalium ijzer, aluminium, silicium, zink, mangaan, totaal fosfor en totaal zwavel werden uitgevoerd met behulp van Inductief Gekoppeld Plasma - Optische Emissie Spectrometrie (ICP-OES; ICAP).

### 2.3.2 CN analyse planten

Voor het bepalen van de totaalconcentraties C en N in het plantmateriaal zeer fijn gemalen en werd circa 3 mg plantmateriaal ingewogen voor analyse. Concentraties totaal-C en totaal-N werden bepaald met een CNS analyser (Carbo Erla Instruments, Instruments NA 1500).

## 2.4 Vegetatieopnamen

Op 14 onderzoekslocaties zijn permanente quadraten (PQ's) van 2x2 meter uitgezet om de ontwikkeling van de vegetatie te volgen. De locaties zijn geselecteerd op grond van hun representativiteit voor het proefvlak, homogeniteit van de vegetatie en een min of meer centrale ligging in het proefvlak. Op twee locaties (BDB03 en BDB11) zijn 2 PQ's uitgezet omdat de vegetatie in twee typen uiteenvalt. BDB03-1 wijkt af van de overige locaties, omdat hier Borstelgras domineert. Het heeft een meer heischraal karakter. Locatie BDB11-1 is vergrast met Pijpenstrootje, terwijl Struikhei in BDB11-2 het grootste aandeel heeft. De PQ's zijn met houten paaltjes in het veld gemarkeerd en met behulp van GPS (Global Positioning System) zijn de X- en Y-coördinaten ingemeten.

Van deze PQ's zijn op 6 en 13 oktober 2015 vegetatieopnamen gemaakt volgens de schaal van Braun-Blanquet, Doing en Segall. Deze PQ's zijn een jaar later op en 11 oktober opnieuw opgenomen.

2016 had een zeer natte voorzomer. In deze regio viel eind mei en juni veel neerslag. Op de Strabrechtse Heide is een zware onweersbui voorbijgekomen met zeer veel hagel, die in ieder geval aan de dennen aanzienlijke schade heeft gebracht. In hoeverre deze bui ook invloed had op de lage vegetatie weten we niet.

Schaal van Braun-Blanquet (aangepaste schaal van Doing & Segal)

Code	Aantal individuen	Bedekking
r	zeer weinig (1-2)	<5%
+	weinig (2-20)	<5%
1	talrijk (20-100)	<5%
2m	zeer talrijk (>100)	<5%
2a	willekeurig	5-12½%
2b	willekeurig	12½-25%
3	willekeurig	25-50%
4	willekeurig	50-75%
5	willekeurig	75-100%

## 2.5 Fauna bemonstering en monitoring

### 2.5.1 Potvalbemonstering

In de periode 30 april tot 30 september 2015 en 28 april tot 4 oktober 2016 zijn op alle onderzoekslocaties bemonsteringen uitgevoerd van de bodemactieve fauna. Op elke locatie zijn 3 potvallen ingegraven in een driehoek met 10 meter onderlinge afstand. Boven elke val werd een dakje geplaatst om verdamping en/of overstroming door overmatige hoeveelheden neerslag te voorkomen,

en om ongewenste vangsten van gewervelden (reptielen, amfibieën, muizen) zo veel mogelijk te beperken. Iedere val werd gevuld met een laagje 4% formaldehyde oplossing om de bemonsterde ongewervelden te fixeren. Vallen werden iedere drie weken gecontroleerd en gelegeerd voor latere determinatie. Van deze monsters zijn alle in de monsters aangetroffen loopkevers en spinnen tot soort gedetermineerd. Loopkevers zijn op naam gebracht met gebruik van de tabel van Boeken et al. (2002), spinnen met gebruik van de tabel van Roberts (1985) en de online beschikbare determinatie website “Spiders of Europe” (Nentwig et al., 2017).

## 2.5.2 Sprinkhanen

### 2.5.2.1 Sprinkhanen

Op 7, 8 en 11 september 2016 zijn de brand- en controleplots onderzocht op dichtheden van verschillende sprinkhaansoorten. Tijdens de veldbezoeken waren de weersomstandigheden optimaal voor sprinkhanenonderzoek (Tab. 2.2). Per locatie is een kwadrant van 10 x 10 m uitgezet en afgezet met scherm. In dit kwadrant zijn zoveel mogelijk sprinkhanen gevangen, verzameld in een net, op naam gebracht en geseekt om vervolgens weer te worden losgelaten. Van elke vangst is het tijdstip genoteerd vanaf t=0, het moment dat begonnen is met vangen. Het scherm rondom het kwadrant voorkomt migratie van en naar het kwadrant. Als er na 15 minuten geen nieuwe vangsten meer zijn gedaan, is gestopt met vangen en is het kwadrant als “leeg” verondersteld.

Volgens de methode van Zeegers (1993) is per plot de populatiegrootte van alle sprinkhaansoorten samen geschat volgens de formule:  $N = \sum(s_i) / \{1 - (1 - p)^k\}$ .

**Tab. 2.2 Weersomstandigheden tijdens het sprinkhanenonderzoek (knmi, weerstation Eindhoven).**

Datum	Wind (m/s)	Max Temp	Zonduur	Bewolking (achtsten)
22 juni 2016	2,6	26,3	10,5	4
7 september 2016	2,2	27,0	11,8	0
8 september 2016	3	28,6	11,5	1
11 september 2016	1,5	23,4	0,8	7

### 2.5.2.2 Veldkrekels

Op 22 juni 2016 zijn de brand- en controleplots onderzocht op aanwezigheid van zingende mannetjes van de veldkrekkel. Denkbeeldige kwadranten van 10 x 10 m rondom de PQ-locaties van het vegetatieonderzoek zijn geteld. De weersomstandigheden op 22 juni waren goed: zonnig en warm (Tab. 2.2). Op momenten dat de zon achter een wolk schuil ging is er niet geteld, maar gewacht tot de zon weer tevoorschijn kwam. Tijdens verplaatsingen tussen verschillende onderzoeksplots zijn losse waarnemingen van veldkrekels buiten de onderzoeksplots verzameld.

## 2.5.3 Levendbarende hagedis

Waarnemingen van levendbarende hagedis zijn verzameld tijdens de bezoeken in het kader van het veldkrekkel- en sprinkhanenonderzoek.

## 2.6 Dataverwerking

### 2.6.1 Bodem- en vegetatiechemie

Verschillen tussen behandelingen (controle en aantal jaren na branden) werden statistisch getest met behulp van een éénweg-ANOVA met een Tukey post-hoc-test (IBM SPSS Statistics 20). Er is voor gekozen om de data van de plots waar nog drukkbe grazing wordt uitgevoerd en de plots die in de herstelfase verkeren niet elk op één hoop te gooien, omdat bleek dat er tussen jaren na branden ook verschillen zaten binnen deze twee categorieën. Omdat de heterogeniteit in de bodem binnen de

plots eveneens groot bleek, zijn de data van de subplots als onafhankelijke data in de tests meegenomen. De data van de concentraties werden voorafgaand aan de statistische analyse  $\ln(x+1)$  getransformeerd, percentages werden  $\arcsin(\sqrt{x})$  getransformeerd en de verhoudingen tussen elementen ( $\sqrt{x}$ ) getransformeerd. Verschillen werden getoetst tussen groepen binnen een monsterronde (dus apart voor de voorjaars- en najaarsbemonsteringen) en binnen eenzelfde diepte (0-10, of 0-5 apart van 5-10 cm diepte). Omdat er in 2015 minder monsters werden genomen en er geen gegevens waren van net na branden is besloten om de gegevens uit 2015 niet in de figuren weer te geven. De analyses uit 2015 (Vogels et al., 2016b) lieten echter precies hetzelfde patroon zien in verschillen tussen de controle-behandeling – enkele jaren geleden gebrand – langer geleden gebrand als de gegevens uit 2016.

### 2.6.2 Bodemactieve fauna

Verschillen tussen monsterpunten zijn voor beide groepen eerst inzichtelijk gemaakt door de totale bemonsterde gemeenschap te analyseren door middel van NMDS-ordinatie. Deze ordinatietechniek is voor de gebruikte dataset (potvaldata; doorgaans niet-normaal gedistribueerde data met hoge dominantie van één of enkele soorten) de meest robuuste techniek, aangezien ze relatief minder gewicht toekent aan dominant in de vangsten aangetroffen soorten, en relatief meer gewicht aan soorten die in lagere dichtheden voorkomen. Op basis van de NMDS ordinaties kan worden nagegaan of de verschillende groepen van beheer (controle – actief – herstel) hebben geleid tot verschillen in samenstelling van de loopkever- en spinnengemeenschap.

Vervolgens zijn ecologische gegevens van de aangetroffen soorten gebruikt om verschillen in samenstelling tussen de groepen te kunnen duiden. Voor loopkevers is gebruik gemaakt van de ecologische informatie uit Turin (2000) en voor de spinnen is gebruik gemaakt van de gegevens uit Maelfait et al. (1998). Nadeel van de gegevens uit Maelfait et al. (1998) is dat in deze publicatie enkel met habitatvoorkeuren gewerkt wordt, en dat deze enkel voor de in Vlaanderen zeldzame en bedreigde soorten is gegeven. Dit leidt tot het voor de spinnen ontbreken van een totaaloverzicht. De status op de Rode lijst zoals deze voor Vlaanderen is gegeven is wel goed toepasbaar op de situatie in Noord-Brabant, verreweg de meeste soorten zijn ook hier (en elders in Nederland) zeldzaam en/of bedreigd in hun voortbestaan. De relevante gegevens zijn eerst grafisch weergegeven in de NMDS ordinaties. Soorten die dicht bij een monsterlocatie zijn geplotted indiceren een hoge affiniteit van de desbetreffende soort met dit monsterpunt. Door groepen van soorten met dezelfde soorteigenschap en/of habitatvoorkeur, Rode-lijststatus, etc. te plotten in dit diagram kan inzichtelijk worden of bepaalde (groepen van) monsterlocaties sterker gedomineerd worden door soorten met een vergelijkbare leefwijze, habitatvoorkeur en/of Rode-lijststatus.

Tenslotte zijn de totale activiteit en soortenrijkdom, en de activiteit en soortenrijkdom uitgesplitst over de verschillende eerder onderscheiden soortgroepen getoetst op significante verschillen tussen de behandelingen. Hierbij is gebruik gemaakt van een generalized linear mixed model (GLMM), met bemonsteringsjaar als random factor. Significante verschillen tussen aantal aangetroffen soorten is getoetst door het model gebruik te laten maken van een poisson foutverdeling, verschillen tussen aantal individuen is getoetst met een negatief binomiaal foutverdeling, aangezien bij gebruik van een poissonverdeling sprake was van significante overdispersie. Alle gegevens zijn geanalyseerd met het statistische programma R (R Core Team, 2017), met gebruikmaking van de packages Vegan (Oksanen et al., 2017) voor ordinaties, lme4 (Bates et al., 2016) voor GLMMs en multcomp (Hothorn et al., 2008) voor paarsgewijze vergelijking van de groepen in de GLMMs.

### 2.6.3 Sprinkhanen

Significante verschillen tussen controle en actief beheer en controle en herstelfase zijn getoetst door middel van het fitten van een GLM. Effecten van de maatregel zijn getoetst door het paarsgewijs

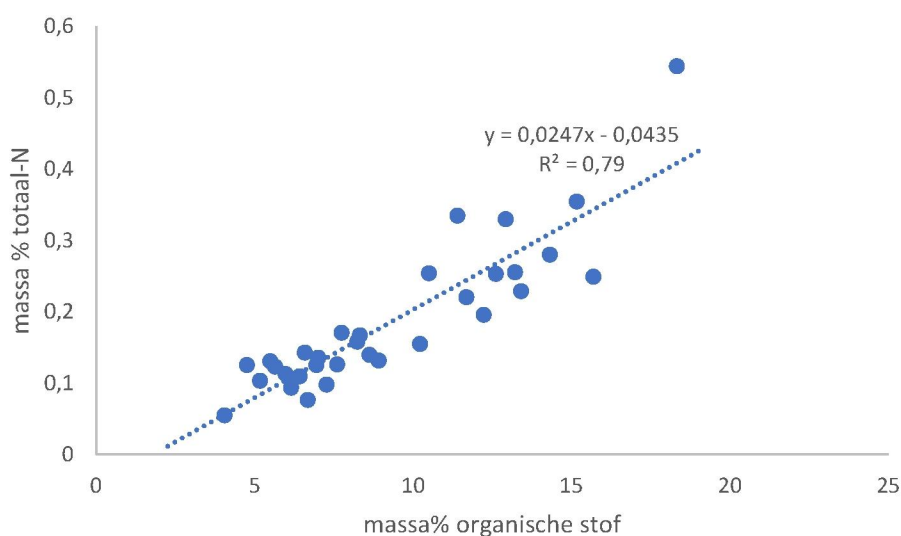
vergelijken van controle versus actief en controle versus herstel. Aangezien sprake was van een significante overdispersie bij uitvoering van een initieel model met poisson distributie, is een GLM met negative binomial distributie gebruikt als uiteindelijk toetsingsmodel. Gegevens zijn geanalyseerd met het statistische programma R (R Core Team, 2017), met gebruik making van de package multcomp (Hothorn et al., 2008) voor paarsgewijze vergelijking van de groepen in de GLMs.

## 3 Resultaten

### 3.1 Bodem- en plantchemie

#### 3.1.1 Stikstofbronnen in het systeem

Tab. 3.1 geeft een inschatting van de stikstofopslag in de niet-gebrande controle-situatie op de Strabrechtse Heide. Het grootste deel van de opslag is ondergronds, in de bodem. Dit betrof grotendeels organisch stikstof. Anorganisch stikstof (ammonium en nitraat) had een concentratie tussen circa 0,6 en 1,1 mmol/l bodem (april/oktober). De totale concentratie stikstof was ongeveer 130 mmol/l bodem in de toplaag (0-10 cm); anorganisch stikstof maakte hier dus ongeveer tussen 0,5 en 0,8 % van uit. Dit wordt gestaafd door Fig. 3.1, waarin te zien is dat in de proefvlakken waarin de totaalconcentratie stikstof is bepaald, er een sterke samenhang bestond tussen totaal N en de concentratie organische stof in de bodem.



**Fig. 3.1** Massapercentage organische stof en massapercentage totaal-N in maart/april 2016 in de proefvlakken 7, 15, 10 en 16 (2 dieptes). De concentratie totaal-stikstof hing sterk samen met het organische-stofpercentage.

**Tab. 3.1** Stikstofbudgetten in de bodem op 0-5 cm (incl. strooisellaag), 5-10 cm en opgeslagen in de Pijpenstrootjevegetatie, met inschatting van het budget in de bodem en in de vegetatie per hectare. Tussen haakjes de standaardfout.

proefvlak		N (mmol/kg)	N mmol/m <sup>2</sup>	N (kg/ha)
7	0-5 cm	182 (26)	6786 (659)	
	5-10 cm	94 (3)	4977 (78)	
	0-15 cm			4687 (191)
	Molinia	1891 (37)	757 (15)	106 (2)
15	0-5 cm	237 (54)	9526 (1958)	
	5-10 cm	89 (9)	4558 (239)	
	0-15 cm			5220 (644)
	Molinia	1843 (9)	737 (4)	103 (0,5)
gemiddeld	0-5 cm	210 (30)	8156 (1087)	
	5-10 cm	92 (4)	4767 (141)	
	0-15 cm			4953 (327)
	vegetatie	1867 (21)	747 (8)	105 (1,2)

In de twee proefvlakken waarin de concentratie totaal N is bepaald op 0-5 cm diepte, hadden beide een bodemopbouw waarin de bovenste circa 15 cm bestond uit 1-2 cm strooisel met daaronder tot circa 15 diepte zwart/grijs zand met een abrupte overgang naar geel (proefvlak 7) of bruin (proefvlak 15) zand (Fig. 3.2 en Fig. 3.3) op 15 cm diepte. In de profielen is ook een lichter grijs deel, de uitspoelingshorizont te herkennen (AE- of AhE-horizont). Van het gele zand in proefvlak 7, het moedermateriaal, is het aannemelijk dat het organische stofpercentage laag is. Het bruine zand van de inspoelingshorizont in proefvlak 15 zal iets meer organische stof bevatten, dus ook meer stikstof, maar hier zijn geen gegevens van.

Om de waarden van beide proefvlakken in tabel 3.1 vergelijkbaar te houden, is het stikstofgehalte van de bovenste 15 cm in beide proefvlakken geschat. Hierbij is het is aangenomen dat het stikstofgehalte van de bodem op 10-15 cm diepte (niet gemeten) even hoog is als op 5-10 cm diepte, omdat deze diepte zich in dezelfde horizont bevindt. Mogelijk geeft dit een (lichte) overschatting van de stikstofgehaltenes, waardoor de hoeveelheid stikstof die zich in de bodem heeft opgehoopt ook iets overschat wordt. Met de stikstofgehaltenes over de bovenste 15 cm van de bodem is een redelijke inschatting verkregen van de diepte tot waar de meeste wortels van de vegetatie worden aangetroffen. De bodemopbouw op de Strabrechtse Heide bleek echter zeer variabel te zijn, met horizonten van sterk wisselende diktes. In sommige proefvlakken werd een veldpodzol aangetroffen (proefvlak 11, Fig. 3.4), in andere proefvlakken waren oude podzolgronden juist overstoven en was nog nauwelijks sprake van een organische-stofrijke A-horizont (proefvlak 3, Fig. 3.5). Deze heterogeniteit in de bodem heeft als gevolg dat de inschatting voor de stikstofbudgetten in de bodem in Tab. 3.1 lokaal sterk af kunnen wijken en dat de budgetten in Tab. 3.1 ook niet gebruikt kunnen worden als een gemiddelde over het hele gebied.

De stikstofbudgetten in de vegetatie zijn in Tab. 3.1 ingeschat aan de hand van de stikstofgehaltenes in Pijpenstrootje in juni 2016 in de controleproefvlakken. De vegetatie in deze proefvlakken wordt gedomineerd door Pijpenstrootje. De bovengrondse biomassa van de proefvlakken is niet gemeten, maar hiervoor is een waarde van 0,4 kg/m<sup>2</sup> genomen op basis van eerdere studies: Loach (1968) bepaalde in juni in een systeem gedomineerd door Pijpenstrootje in het zuiden van Groot-Brittannië een bovengrondse biomassa van 0,3 kg/m<sup>2</sup>. Marrs et al. (2004) vonden een bovengrondse biomassa van circa 0,4 tot 0,5 kg/m<sup>2</sup> in een door Pijpenstrootje gedomineerde heide.



Fig. 3.2 Boorprofiel van de bovenste 40 cm in proefvlak 7.



Fig. 3.3 Boorprofiel van de bovenste 40 cm in proefvlak 15.



Fig. 3.4 Boorprofiel van de bovenste 40 cm in proefvlak 11.



Fig. 3.5 Boorprofiel van de bovenste 40 cm in proefvlak 3.

Gemiddeld was de hoeveelheid stikstof in strooisellaag en bodem (bovenste 15 cm) circa 5000 kg N/ha. Dit is meer dan twee keer zoveel als door Chapman (1967) werd gevonden in de bovenste 20 cm

van de bodem in een 12-jaar oude heide die gebrand werd. Voor de vegetatie werd een waarde van 105 kg N/ha berekend. Loach (1968) vond in een Pijpenstrootje vegetatie een stikstofbudget van 55 kg/ha. Aangezien in tabel 3.1 ongeveer dezelfde bovengrondse biomassa is gebruikt uit Loach (1968), kan geconcludeerd worden dat de Pijpenstrootjevegetatie per gram biomassa op de Strabrechtse Heide veel rijker is aan stikstof, en een veel lagere C:N ratio heeft. Chapman (1967) vond voor oudere heidevegetaties een opbouw van bovengrondse biomassa tot wel 2 kg/m<sup>2</sup> voor Struikhei gedomineerde droge heide, maar omdat deze vegetaties veel houtig materiaal bevatten, was het totale stikstofbudget in deze vegetaties niet veel hoger dan 125 kg N/ha. Voor de twee niet gebrande controleproefvlakken was ongeveer 2 % van het stikstof in het systeem aanwezig in de vegetatie en 98% in de bodem. Van het stikstof in de bodem was ongeveer 25 tot 40 kg N/ha in anorganische vorm (ammonium of nitraat) aanwezig (zie boven) en de rest als organische stikstofverbindingen. De huidige stikstofdepositie bedraagt in het gebied ongeveer 15-22 kg N/ha/jaar (bron: RIVM, data 2015). De jaarlijkse depositie ligt dus in dezelfde orde van grootte als de hoeveelheid aanwezig anorganisch stikstof in de bodem en bedraagt ongeveer 1/5 van het stikstof dat in de vegetatie is opgeslagen.

### 3.1.2 Effecten van branden op de bodem en stikstofbudgetten

De directe effecten van branden op de bodem zijn het beste te zien in het toplaagje van de bodem, omdat hier mogelijk organische stof verbrand wordt en omdat hier de as van het verbrande materiaal op terecht komt en de inspoeling van mineralen uit de as hier het hoogste zullen zijn. Figuur A tot en met M in Bijlage 1 en Tab. 3.2 geven een vergelijking van de bovenste 5 cm van de bodem en van 5 tot 10 cm diepte van twee controleproefvlakken (7 en 15) en twee proefvlakken enkele weken na branden in winter 2016 (proefvlakken 10 en 16). Er was op beide dieptes geen verschil in organischestofgehalte in tussen de twee controleproefvlakken en de proefvlakken die net gebrand waren. De bovenste 10 cm bevatte ongeveer 13% organische stof; het laagje eronder ongeveer 6%. In beide situaties was de toplaag van de bodem zuur, met een pH-NaCl van ongeveer 3,1. Iets dieper was er wel een klein verschil in pH. In de ongebrande situatie was deze 3,3 en in de gebrande situatie 3,4. Een toename in pH na branden wordt veroorzaakt door hydrolyse van kationen uit de as (Raison, 1979, Bobbink et al., 2009) en door inspoeling van basische kationen die uitwisselen tegen H<sup>+</sup> aan het adsorptiecomplex. In de bodem van de proefvlakken werden echter geen hogere concentraties basische kationen (Ca, Mg, K) of ammonium aangetroffen die het verschil in pH kunnen verklaren, terwijl de grootte van het adsorptiecomplex in beide situaties waarschijnlijk even groot was, gezien het feit dat er dezelfde gehalten aan organische stof werden aangetroffen. Verschillen tussen totaal-koolstof (4381 vs 3613 mmol/l bodem) en totaal-stikstof (163 vs 121 mmol/l bodem) in de ongebrande en gebrande situatie in de bovenste 0-5 cm waren niet significant, maar wel werd er op deze diepte een significante afname van de nitraatconcentratie (424 vs 278 µmol/l bodem) op deze diepte na branden gevonden, en een significante toename van de concentratie sulfaat (gemeten als totaal-S) (56 vs 90 µmol/l bodem). Ook op 0-5 cm diepte werd een significant verschil in nitraatconcentratie gemeten (95 voor de controlesituatie vs 58 µmol/l bodem voor de gebrande situatie), maar daarnaast ook op totaal anorganisch N (nitraat + ammonium) (438 vs 311 µmol/l bodem) en op totaal-N (95000 vs 74000 µmol/l bodem). Hoewel de afname van de ammoniumconcentratie na branden niet significant was door de grote spreiding in de data, draagt het verschil in ammoniumconcentratie wel bij aan het verschil in anorganisch stikstof, aangezien er slechts een verschil van 37 van de 127 µmol/l bodem door nitraat werd verklaard. Er was duidelijk een verschil in organisch N; het verschil in totaal-N bedroeg ongeveer 21000 µmol/l bodem, waarvan slechts 127 µmol/l bodem toe te rekenen was aan anorganisch N. Zowel op 0-5 als op 5-10 cm diepte had de bodem van de net gebrande proefvlakken een hogere C:N-verhouding. Deze was op 0-5 cm diepte 25 g/g in de gebrande proefvlakken en 23 g/g in de controleproefvlakken en op 5-10 cm diepte 30 g/g in de gebrande proefvlakken tegen 25 g/g in de controles.

**Tab. 3.2. Concentraties in de bodem op 0-5 cm (incl. strooisellaag) en 5-10 cm diepte in twee controleproefvlakken en twee recent gebrande proefvlakken. Tussen haakjes de standaardfout. Sterretjes geven aan waar concentraties significant verschilden binnen een diepte.**

	Controle 0-5	Na branden 0-5	Controle 5-10	Na branden 5-10
Totaal-C (mmol/l bodem)	4382 (607)	3614 (356)	2811 (193)	2607 (244)
Totaal-N (mmol/l bodem)	163 (22)	121 (10)	95 (3)*	76 (7)*
NO <sub>3</sub> -NaCl (μmol/l bodem)	425 (52)*	278 (28)*	95 (12)*	58 (9)*
NO <sub>3</sub> +NH <sub>4</sub> -NaCl (μmol/l bodem)	866 (85)	680 (96)	438 (38)*	311 (46)*
SO <sub>4</sub> (μmol/l bodem)	56 (6)*	90 (6)*	43 (10)	63 (2)
pH-NaCl	3,1 (0,02)	3,1 (0,02)	3,3 (0,03)*	3,4 (0,03)*
C:N (g/g)	23 (0,4)*	25 (0,9)*	25 (1,1)*	29 (1,4)*

De metingen suggereren een afname van ondergronds stikstof meteen na het branden. Als aangenomen wordt dat er in de bodemlaag van 10-15 cm diepte geen veranderingen optreden en hiervoor concentraties van 10-15 cm diepte van de controleproefvlakken kan worden gebruikt, zou de N-pool in de gebrande vlakken op 0-15 cm diepte (incl. strooisellaag) 4094 kg N/ha zijn, en er door branden dus 860 kg N/ha uit de bodem zijn verdwenen. Dit zou bijzonder veel zijn, aangezien het een kortdurende winterbrand bij lage temperatuur betrof. Bij lage brandtemperaturen blijft de temperatuur in de bodem onder de 100 °C, omdat niet alle vocht uit de bodem verdampt. Hierdoor wordt er in de bodem geen organische stof verbrand (Bobbink et al., 2009). Het verschil tussen de twee gebrande en ongebrande proefvlakken zou ook op zichzelf staand kunnen zijn geweest (intrinsiek lagere/hogere N gehalten in de bodem in de verschillen de locaties voorafgaand aan brandbeheer). Dit is niet onaannemelijk gezien de grote heterogeniteit van bodems die onder de proefvlakken zijn aangetroffen. Chapman (1967) deed proeven met verbranding van heidevegetaties en -strooisel die verbrand werden op een metalen blad en vond een verlies van 95% van stikstof bij verbranding. Bij het branden op de Strabrechtse Heide is een dergelijk groot verlies niet aannemelijk. Bij de brand waren de pollen van Pijpenstrootje slechts gedeeltelijk aangetast (Fig. 3.6) en ook het houten paaltje van het proefvlak was slechts licht geblakerd. Konijnenkeutels (Fig. 3.7) die er voor het branden al lagen, waren ook alleen gedeeltelijk verbrand, de strooisellaag leek niet aangetast (Fig. 3.8) en in de bodem waren geen sporen van de brand zichtbaar (Fig. 3.9). De achtergebleven Pijpenstrootjehorsten werden later, bij drukkbe grazing, alsnog door schapen kapot gemaakt en vormen daarna een geschikt substraat voor korstmossen (Fig. 3.10).



**Fig. 3.6 Proefvlak 10 enkele weken na branden. De bladen en stengels van Pijpenstrootje zijn verdwenen, maar de pollen zijn nog gedeeltelijk intact. Het houten paaltje is licht geblakerd.**



Fig. 3.7 Konijnenkeutels op de grond zijn gedeeltelijk verbrand.



Fig. 3.8 De strooisellaag op de bodem vertoont geen sporen van brand.



Fig. 3.9 In de bodem zijn geen sporen van brand te zien.



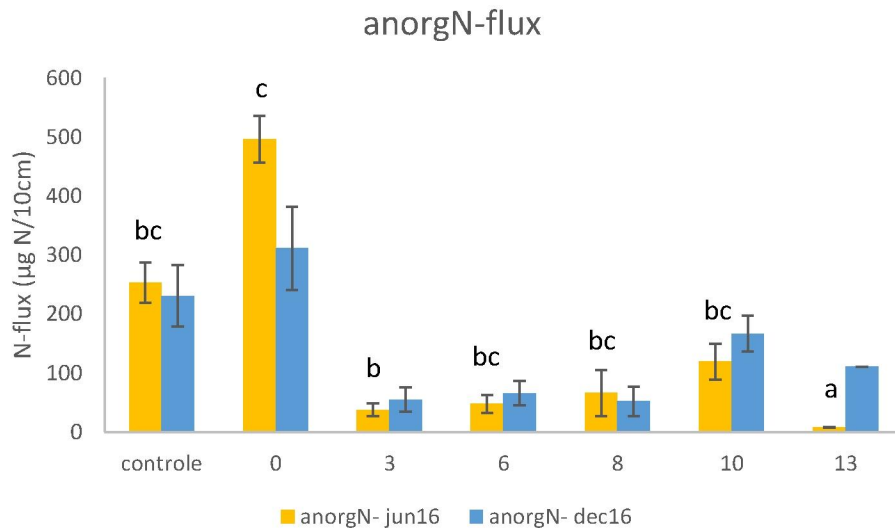
Fig. 3.10 Oude, afgestorven Pijpenstrootjehorst waarop korstmossen zijn gaan groeien.

In de winter trekt Pijpenstrootje nutriënten terug uit de bovengrondse delen, die vervolgens afsterven. Tijdens winterbranden is dus veel minder stikstof aanwezig bovengronds dan er in de zomer (Tab. 3.1) is. Loach (1968) mat in november dat de hoeveelheid stikstof opgeslagen in de plant slechts 18% was van de hoeveelheid die er in juni was opgeslagen in de bovengrondse delen (exclusief de pollen). In de schatting in Tab. 3.1 is er ongeveer 105 kg N/ha aanwezig in de bovengrondse delen van Pijpenstrootje. In de winter is hier slechts een fractie van over; uitgaande van 18% nog 19 kg N/ha. Aangenomen dat hiervan 95 % zou verbranden, dan zou er bij branden ongeveer 18 kg N per ha verwijderd worden uit de bovengrondse biomassa. Dit zou ongeveer evenveel zijn als de huidige stikstofdepositie van 16-22 kg N/ha/jaar. Dit betekent dat het effect van enkel brandbeheer, met een cyclus van 15-20 jaar geen effect heeft op de verwijdering van N, omdat de N-depositie over die periode ongeveer 240 tot 440 kg N/ha bedraagt. Netto zal er dus met enkel brandbeheer, dat niet jaarlijks wordt uitgevoerd, N accumuleren in het systeem.

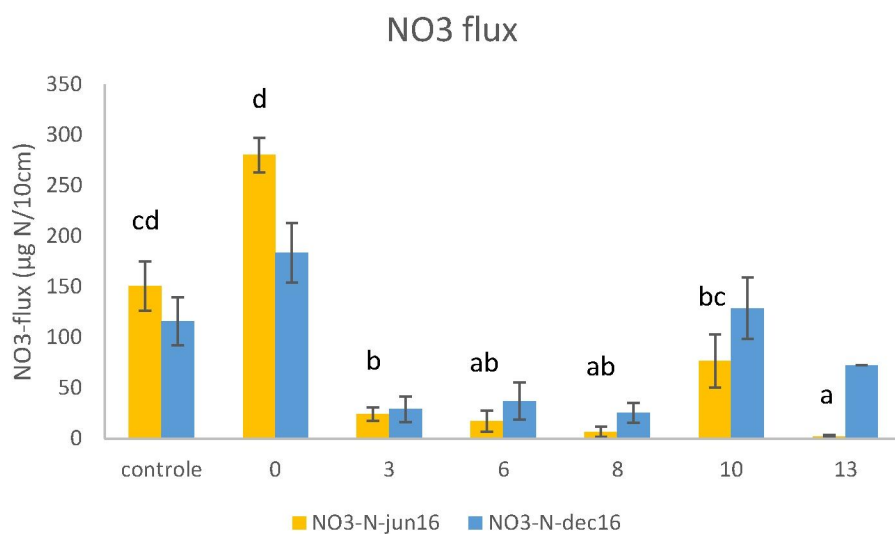
### 3.1.3 Effecten branden en drukkbe grazing op bodemchemie op langere termijn

De anorganisch stikstof fluxen en -concentraties in de Pijpenstrootje-gedomineerde controlesituatie waren zeer hoog, zowel in absolute zin als in vergelijking met de oudere proefvlakken in herstel. Dit komt overeen met de hogere mineralisatie (met name van nitraat) die Van Vuuren et al. (1992) in Pijpenstrootje- en Bochtige smele-gedomineerde vegetaties vonden ten opzichte van heiden met Struikhei of Gewone dophei. Uit de metingen met de PRS-probes blijkt dat branden heeft gezorgd voor een kortstondige verhoogde flux van anorganisch stikstof (zowel  $\text{NO}_3$  als  $\text{NH}_4$ ; Fig. 3.11 t/m Fig. 3.13). Drie jaar na branden was deze verhoogde flux niet meer terug te zien en leek er sprake van een sterke verlaging van de N-fluxen ten opzichte van de niet-gebrande situatie. De voorjaarsmeting en najaarsmeting vertoonden hierbij hetzelfde patroon.

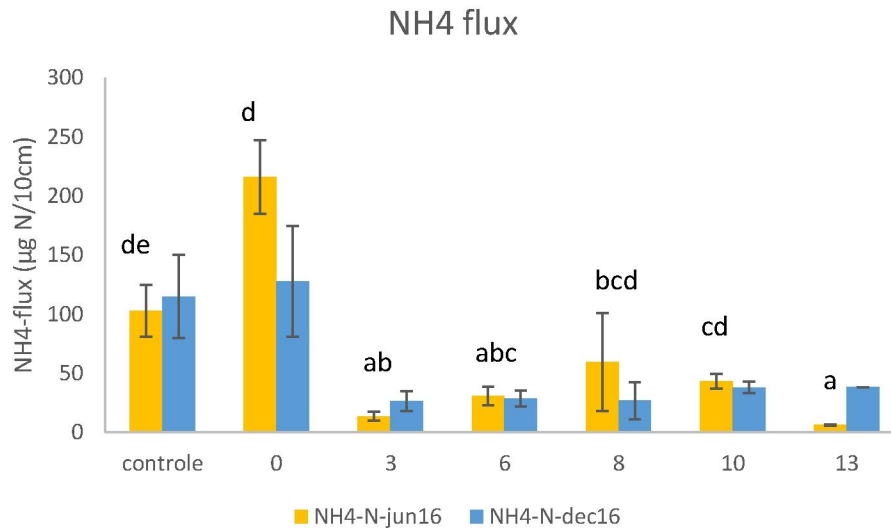
De concentraties anorganisch stikstof in het zoutextract laten eenzelfde verschil zien tussen de gebrande en niet-gebrande situatie (Fig. 3.14 t/m Fig. 3.16). Er werd echter geen hogere concentratie nitraat en ammonium vlak na branden was gemeten.



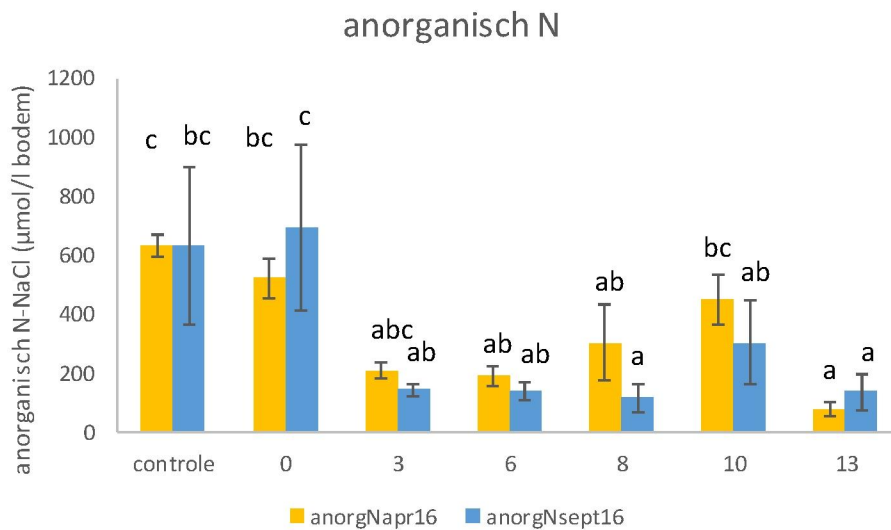
**Fig. 3.11 Flux van anorganisch stikstof in de bodem gemeten met PRS-probes in de controlesituatie en enkele jaren na branden in het voorjaar (geel) en het najaar (blauw). Significante verschillen tussen jaren na branden zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer. Van de najaarsanalyse kon geen test op significante verschillen worden gedaan, omdat er voor de categorie '13 jaar na branden' slechts één probe werd teruggevonden.**



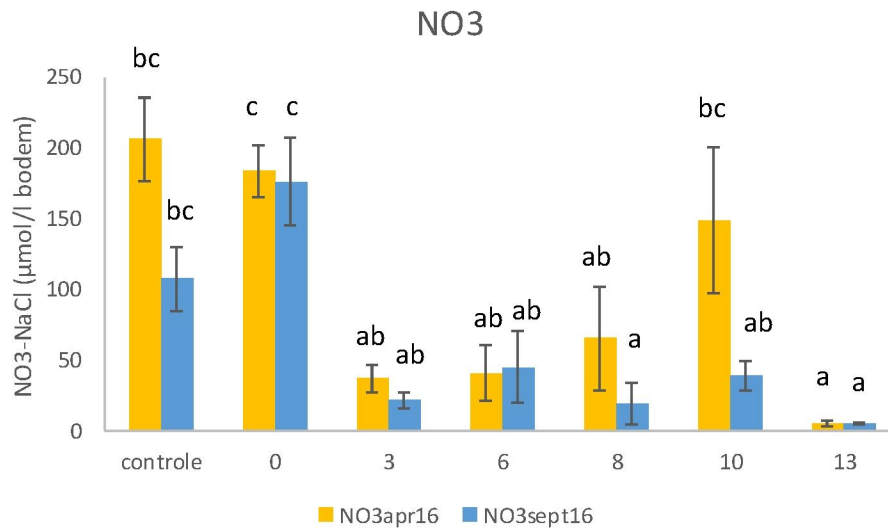
**Fig. 3.12 Flux van nitraat in de bodem gemeten met PRS-probes in de controlesituatie en enkele jaren na branden in het voorjaar (geel) en het najaar (blauw). Significante verschillen tussen jaren na branden zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer. Van de najaarsanalyse kon geen test op significante verschillen worden gedaan, omdat er voor de categorie '13 jaar na branden' slechts één probe werd teruggevonden.**



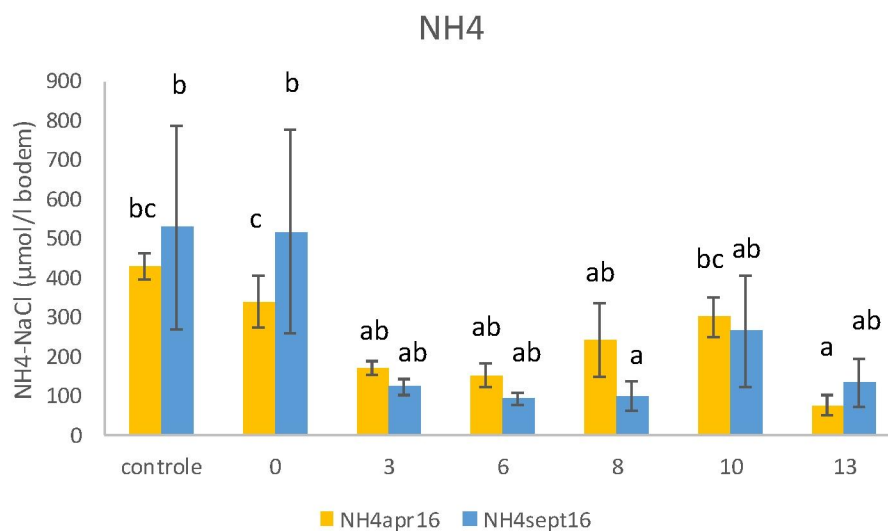
**Fig. 3.13 Flux van ammonium in de bodem gemeten met PRS-probes in de controlesituatie en enkele jaren na branden in het voorjaar (geel) en het najaar (blauw). Significante verschillen tussen jaren na branden zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer. Van de najaarsanalyse kon geen test op significante verschillen worden gedaan, omdat er voor de categorie '13 jaar na branden' slechts één probe werd teruggevonden.**



**Fig. 3.14 Concentratie anorganisch N in de bovenste 10 cm van de bodem in de controlesituatie en enkele jaren na branden in het voorjaar (geel) en het najaar (blauw). Significante verschillen tussen jaren na branden binnen één meetronde zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.**



**Fig. 3.15** Concentratie nitraat in de bovenste 10 cm van de bodem in de controlesituatie en enkele jaren na branden in het voorjaar (geel) en het najaar (blauw). Significante verschillen tussen jaren na branden binnen één meetronde zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.



**Fig. 3.16** Concentratie ammonium in de bovenste 10 cm van de bodem in de controlesituatie en enkele jaren na branden in het voorjaar (geel) en het najaar (blauw). Significante verschillen tussen jaren na branden binnen één meetronde zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Na het branden lijkt er een dip in pH op te treden (Fig. 3.17). Deze is met 3,0 in september het laagst van alle behandelingen, hoewel deze door de spreiding in de gegevens niet significant afwijkt van de controle. Direct na branden, in het voorjaar, is deze dip nog niet te zien. Op dat moment is de verhouding tussen Al en Ca (Fig. 3.18) echter juist wel zeer hoog. De waarde lag met 1,4 echter nog wel onder de waarde waarvan wordt aangenomen dat er sprake kan zijn voor aluminiumtoxiciteit (rond 3 mol/mol, Van der Zee et al., In prep). Er werden geen duidelijke verschillen in uitwisselbaar calcium en magnesium aangetroffen. Wel was de concentratie K in de bodem het hoogst in de net gebrande plots in het najaar (Fig. 3.19). Waarschijnlijk spoelt er kalium uit de as uit naar de bodem. Hetzelfde geldt voor sulfaat dat ontstaat bij de verbranding van organisch materiaal (Fig. 3.20). Het

pH-verhogende effect dat na branden soms optreedt (Bobbink et al., 2009) werd in de plots op de Strabrechtse Heide niet waargenomen. Ook verhoging van de concentraties van basische kationen lijkt niet op te treden (Bobbink et al., 2009). Een verhoogde nitrificatiesnelheid na branden kan echter ook een verzurend effect hebben (Bobbink et al., 2009); waarschijnlijk is dit de verklaring van de tijdelijke daling in pH die kort na branden werd gemeten.

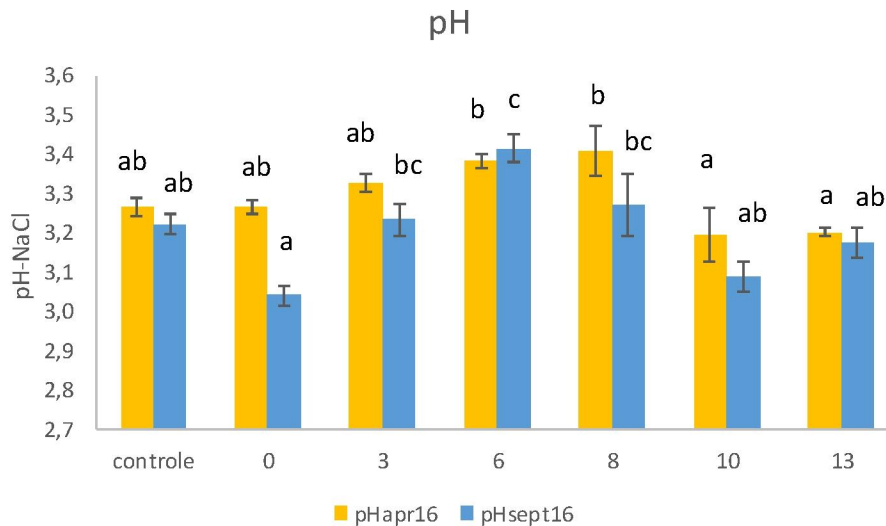


Fig. 3.17 pH-NaCl in de bovenste 10 cm van de bodem in de controlesituatie en enkele jaren na branden in het voorjaar (geel) en het najaar (blauw). Significante verschillen tussen jaren na branden binnen één meetronde zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.

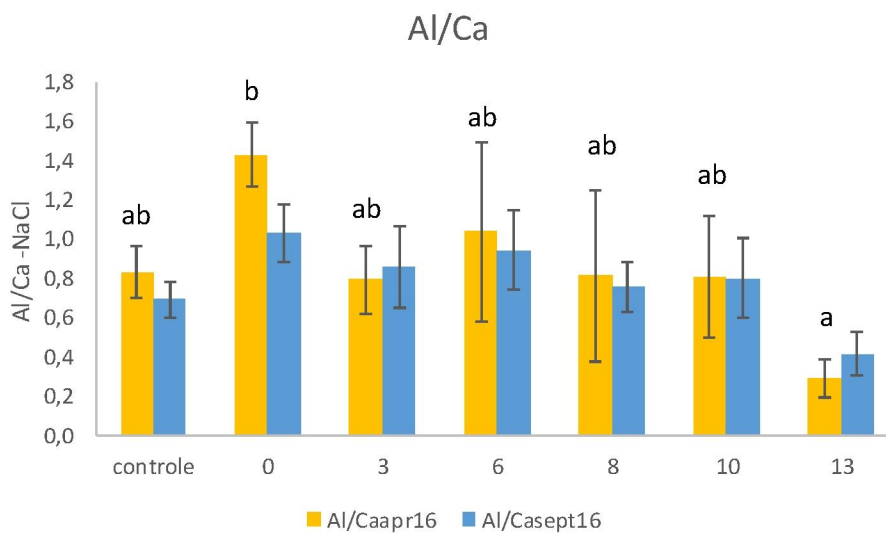
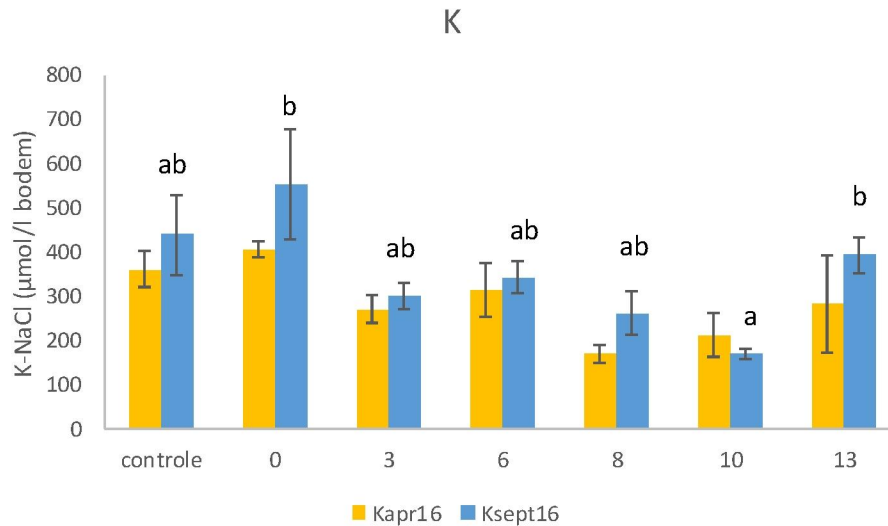
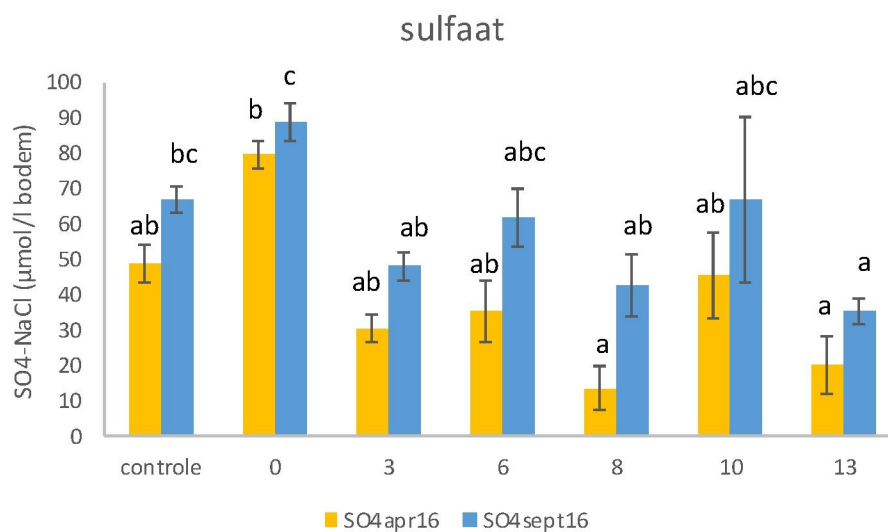


Fig. 3.18 Al/Ca-verhouding (mol/mol) in de bovenste 10 cm van de bodem in de controlesituatie en enkele jaren na branden in het voorjaar (geel) en het najaar (blauw). Significante verschillen tussen jaren na branden binnen één meetronde zijn aangegeven door verschillende letters. Voor de meetronde in september werden geen significante verschillen gevonden. Foutbalken geven de standaardfout weer.



**Fig. 3.19** K-NaCl in de bovenste 10 cm van de bodem in de controlesituatie en enkele jaren na branden in het voorjaar (geel) en het najaar (blauw). Significante verschillen tussen jaren na branden binnen één meetronde zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer. Voor de meetronde in april werden geen significante verschillen gevonden.

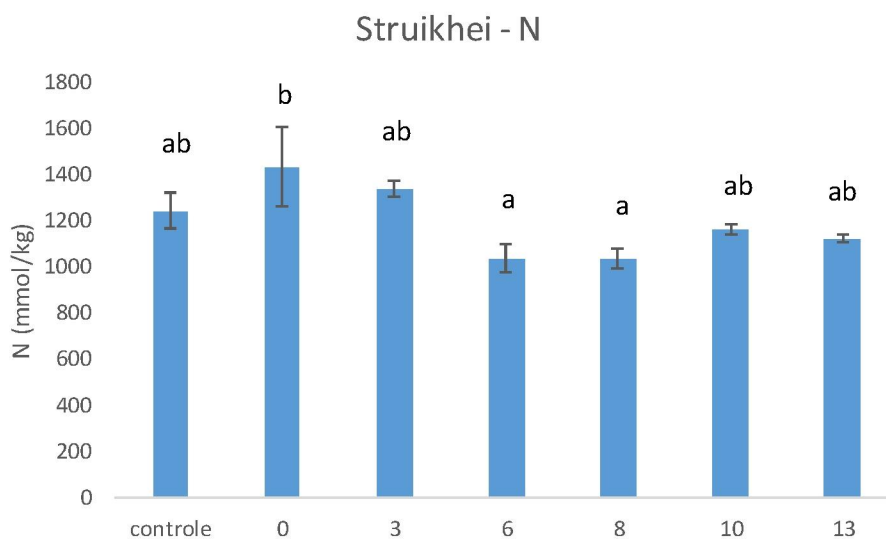


**Fig. 3.20** SO<sub>4</sub>-NaCl in de bovenste 10 cm van de bodem in de controlesituatie en enkele jaren na branden in het voorjaar (geel) en het najaar (blauw). Significante verschillen tussen jaren na branden binnen één meetronde zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.

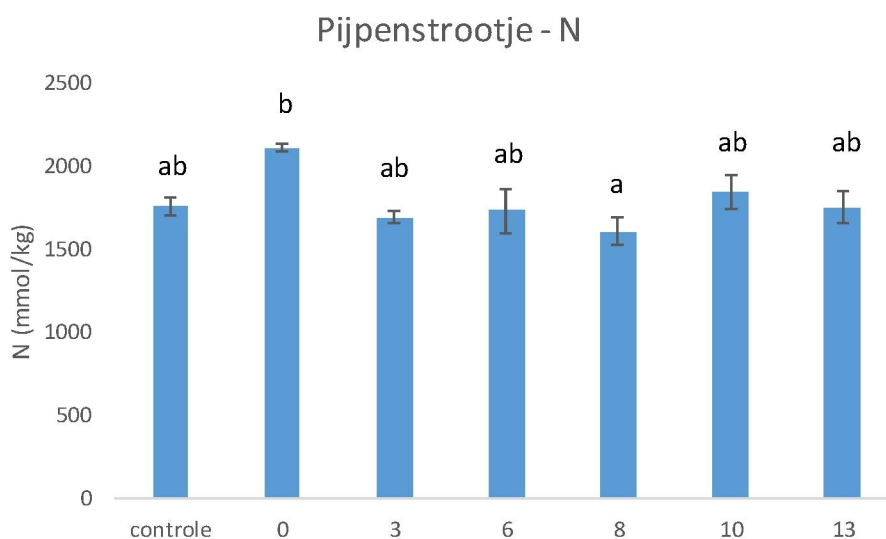
### 3.1.4 Effecten branden en drukkbe grazing op biomassasamenstelling op langere termijn

Pijpenstrootje is dominant in de controlesituatie en tot enkele jaren na het branden. Daarna neemt met name Struikhei sterk toe (zie paragraaf 2.4). De verhoogde flux van anorganisch N direct na branden lijkt zowel in de biomassa van Pijpenstrootje als in de biomassa van jonge scheuten van Struikhei een verhogend effect op de stikstofconcentratie in de plant te hebben (Fig. 3.21 en Fig. 3.22), hoewel deze concentraties niet duidelijk significant verschilden. Eenzelfde effect lijkt zichtbaar voor kalium in beide soorten, maar mogelijk houdt dit effect langer aan (3 tot 6 jaar: Fig. 3.23 en Fig. 3.24). In Struikhei werd de hoogste P-concentratie aangetroffen 3 jaar na branden, maar in Pijpenstrootje juist na 13 jaar. Een duidelijk effect van branden op de P-concentratie in de biomassa is

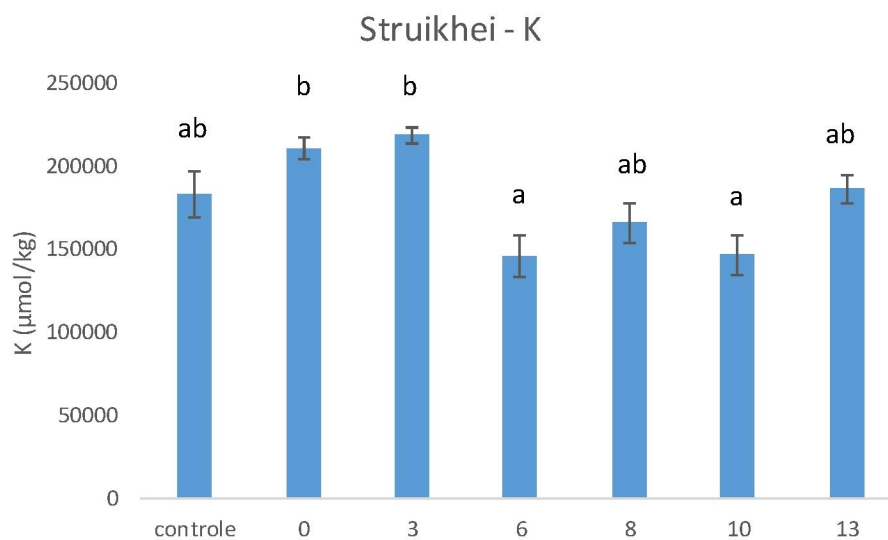
er dus niet. Direct na branden had Struikhei de laagste C:N-ratio (gemiddeld 26), terwijl deze 6 en 8 jaar na branden ongeveer 36 was (Fig. 3.25). Ook in Pijpenstrootje werd de laagste C:N-ratio (16) aangetroffen direct na branden en in de daaropvolgende 3-8 jaar na branden de hoogste (21) (Fig. 3.26) Het branden had geen significant effect op de N:P-verhouding in de Struikhei; deze varieerde tussen 11 en 15 g/g. De N:P-verhouding van Pijpenstrootje lag veel hoger en was met circa 26 tot 29 g/g het hoogst in de controle en net na branden, en 13 jaar na branden het laagst (Fig. 3.27). Waarschijnlijk is Pijpenstrootje bij deze N:P-verhouding in de controleproefvlakken gelimiteerd door fosfor, wat niet vreemd is gezien de hoge beschikbaarheid van anorganisch stikstof. De limitatie van Struikhei is niet zeker. De N:P-verhouding kan bij P-limitatie oplopen tot waarden boven 30 (Vogels et al., 2011) en bij opheffen van deze limitatie dalen tot 10-12 (Vogels et al., 2016c). De hogere concentratie sulfaat in de bodem na branden was ook terug te zien in zwavelconcentratie in Pijpenstrootje vlak na het branden en was lager in de daaropvolgende jaren (Fig. 3.28).



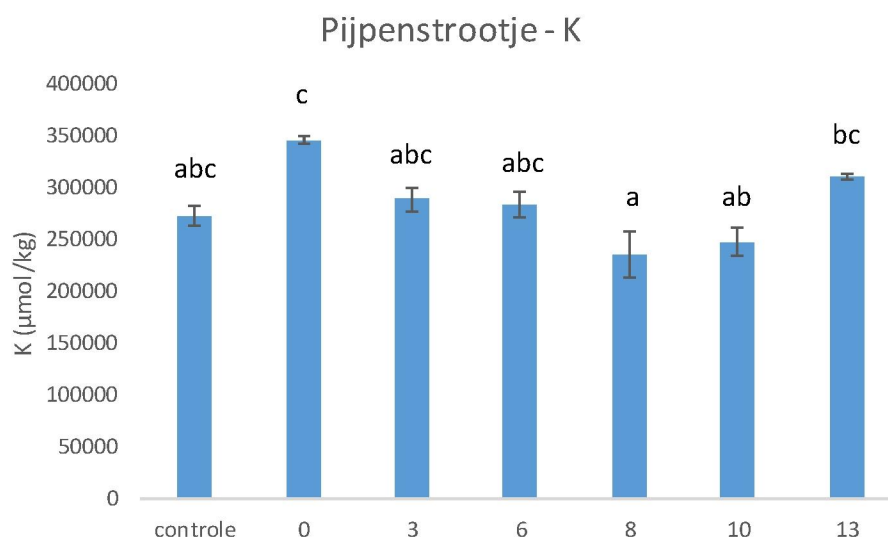
**Fig. 3.21 Stikstofconcentratie in Struikhei in de controlesituatie en enkele jaren na branden. Significante verschillen tussen jaren na branden zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.**



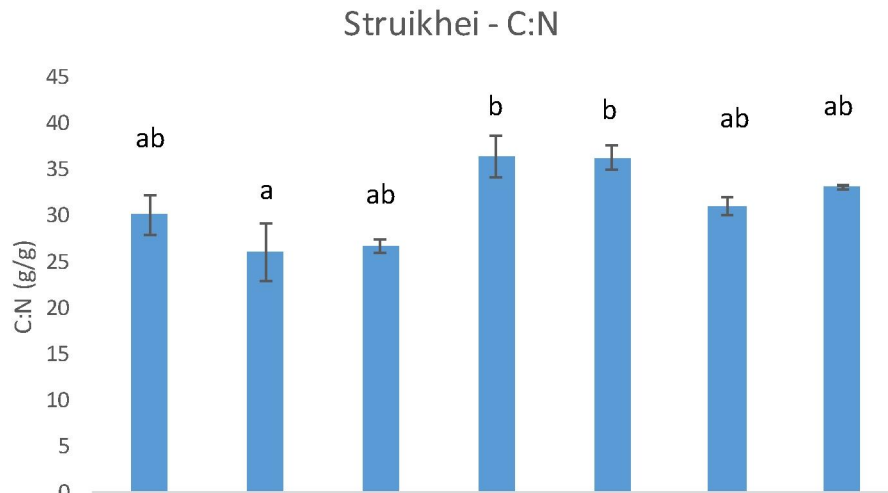
**Fig. 3.22 Stikstofconcentratie in Pijpenstrootje in de controlesituatie en enkele jaren na branden. Significante verschillen tussen jaren na branden zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.**



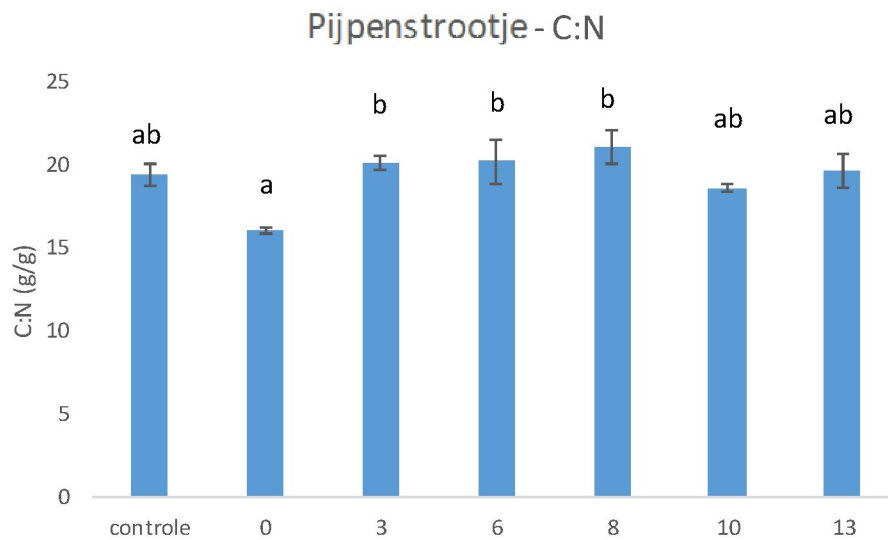
**Fig. 3.23** Kaliumconcentratie in Struikhei in de controlesituatie en enkele jaren na branden. Significante verschillen tussen jaren na branden zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.



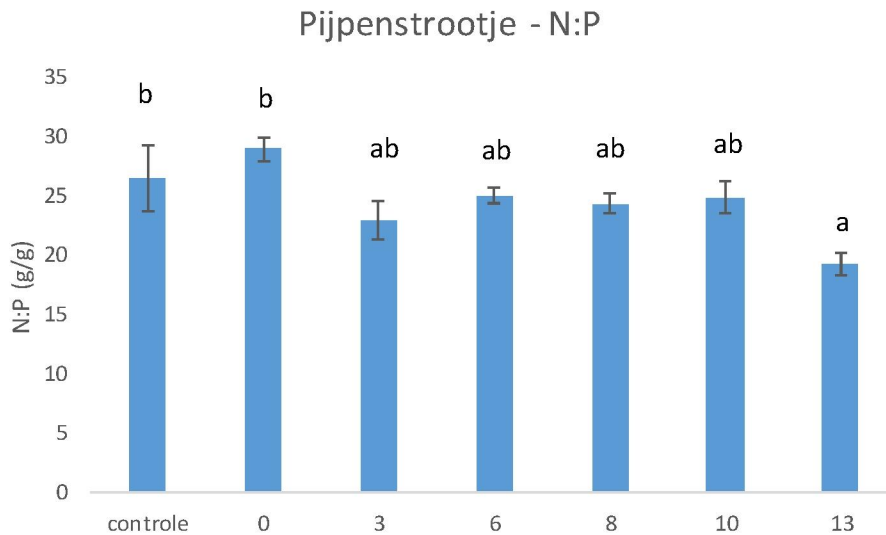
**Fig. 3.24** Kaliumconcentratie in Pijpenstrootje in de controlesituatie en enkele jaren na branden. Significante verschillen tussen jaren na branden zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.



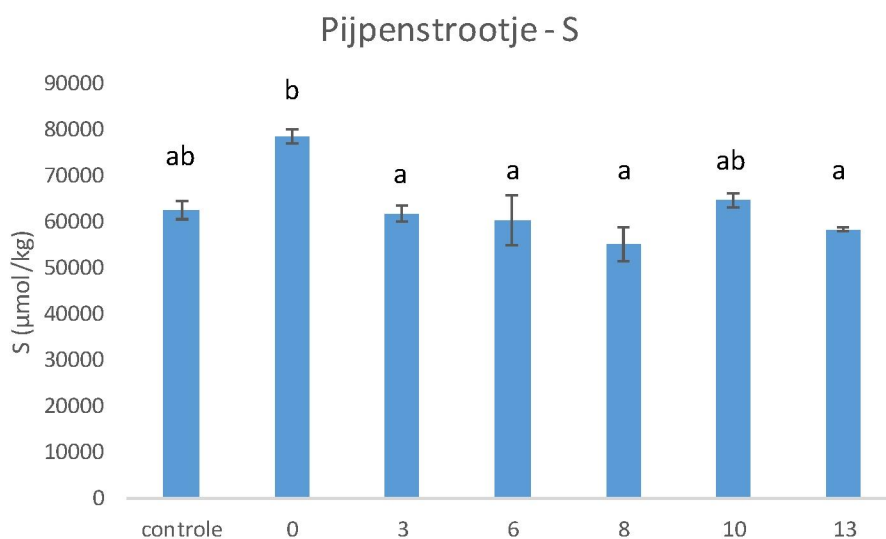
**Fig. 3.25 C:N-verhouding in Struikhei in de controlesituatie en enkele jaren na branden. Significante verschillen tussen jaren na branden zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.**



**Fig. 3.26 C:N-verhouding in Pijpenstrootje in de controlesituatie en enkele jaren na branden. Significante verschillen tussen jaren na branden zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.**



**Fig. 3.27 N:P-verhouding in Pijpenstrootje in de controlesituatie en enkele jaren na branden. Significante verschillen tussen jaren na branden zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.**



**Fig. 3.28 Concentratie S in Pijpenstrootje in de controlesituatie en enkele jaren na branden. Significante verschillen tussen jaren na branden zijn aangegeven door verschillende letters. Foutbalken geven de standaardfout weer.**

### 3.2 Vegetatieontwikkeling

Om de korte en langere termijneffecten van branden met drukbegrazing op vergraste droge heide te kunnen volgen en vastleggen, zijn de proefvlakken in 2015 en 2016 gemonitord met vegetatieopnamen. In Tab. 3.3 staan de resultaten van de vegetatieopnamen van 2015 en 2016 van de onderzoekslocaties op de Strabrechtse heide. Per locatie wordt vermeld welk beheer er is uitgevoerd. Op locatie BDB10 is pas in 2016 gebrand; in 2015 was deze dus te beschouwen als controle.



### 3.2.1 Soortenrijkdom

De gemiddelde soortenrijkdom in de plots waar maatregelen hebben plaatsgevonden, waarbij korstmossen en mossen meegenomen zijn, is significant hoger dan in de controleplots (Fig. 3.29: significant hoger in herstel en actief beheerde locaties ten opzichte van controle; poisson GLMM: tukey post hoc;  $p < 0.001$ , en onderling niet significant verschillend). In de controleplots zijn gemiddeld 4 soorten in 2015 en 4,8 soorten in 2016 aangetroffen. Het aantal soorten in de locaties met branden en begrazing ligt ongeveer 2x zo hoog, met respectievelijk 9,7 en 9,8 in recente brandplekken en respectievelijk 9,2 en 9,4 in oudere brandplekken. Het verschil in soortenrijkdom tussen recent (2010 of recenter) en langer (ouder dan 2010) geleden branden is dus gering.

### 3.2.2 Hogere planten en vergrassing

De controlelocaties laten een door Pijpenstrootje gedomineerde vegetatie zien. Andere aanwezige soorten zijn schaars, meestal gaat het dan om een beperkt aantal planten van Struikhei en Gewone dophei. In de meeste van de gebrande locaties komt Pijpenstrootje veelvuldig voor met sterk wisselende bedekking. Daarnaast komen andere soorten voor. In de gebrande en begraasde locaties doet Struikhei het goed en is in 2015 in bijna alle plots en in 2016 in alle plots aangetroffen. Daarnaast komen in veel plots andere grasachtigen voor als Bochtige smele, Pilzegge, Gewoon schapengras, Buntgras en Moerasstruisgras.

Het verschil tussen actief begraasde locaties en herstellende locaties is veel minder groot dan het verschil tussen de gebrande locaties en de controlelocaties. In de herstellende locaties heeft struikheide een groter aandeel, tot plaatselijk dominant aan toe. In de actief begraasde proefvlakken zien we in tussen 2015 en 2016 in drie van de zes plots een lichte afname in de bedekking, terwijl Pijpenstrootje in één plot in bedekking afneemt. In de actief begraasde plots heeft begrazing mogelijk een sterker effect op de bedekking van de Struikhei: Als de begrazing wegvalt heeft Struikhei de gelegenheid om uit te groeien, wat de hogere bedekking in de herstellende plots zou kunnen verklaren. Het effect van begrazing op Pijpenstrootje is minder goed vast te stellen, een begraasde pol heeft immers nog steeds dezelfde omvang, maar is iets minder hoog of meer open.

Storingssoorten zoals Vogelmuur komen vooral in enkele recent behandelde plots met actieve drukkbegrazing voor.

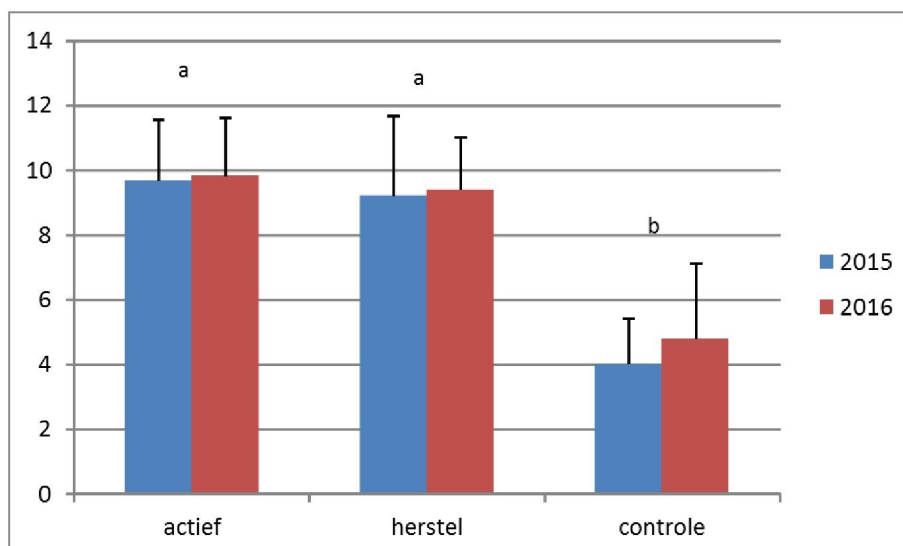


Fig. 3.29 Gemiddeld aantal soorten ( $\pm 1$  S.E.) per proefvlak (inclusief mossen en korstmossen, BDB10 niet opgenomen).

Op 3 van de 5 locaties waar langer geleden gebrand is, is het aandeel Struikhei groter dan het aandeel grassen (Pijpenstrootje en Bochtige smele). Dit geldt voor de locaties BDB02, BDB08 en BDB11-2. Van een vergraste heide is hier geen sprake meer.

### 3.2.3 Mossen

Na uitvoering van de beheermaatregelen is het aantal soorten mossen en de bedekking ervan iets groter dan in de controle proefvlakken. Het aandeel Grijs kronkelsteeltje is in de proefvlakken met branden en begrazing groter dan in de controleplots. Grijs kronkelsteeltje is een lichtminnend mos dat op de bodem groeit. Door de toegenomen lichtsituatie op de bodem (recent + langer geleden) zijn ook kleine topkapselmosjes zoals Purpersteeltje en Knikkend peermos aanwezig. Dit zijn bepaald geen zeldzaamheden, maar dragen wel bij aan de diversiteit. Ook deze soorten lijken positief te reageren op een toegenomen aanbod van nutriënten door asdepositie en/of toegenomen N-mineralisatie.

De controleplots hebben echter weinig open grond, Pijpenstrootje groeit hoog op en de bodem is bedekt met bladresten. Heideklauwtjesmos komt in de controlevlakken in drie van de vijf vlakken voor. Ook in de oudere brandplekken is de soort duidelijk aanwezig. Tussen 2015 en 2016 laat de soort daar zowel toenames als afnames zien. In de recentere brandplekken is Heideklauwtjesmos schaars.

### 3.2.4 Korstmossen

Het aantal korstmossen is laag als de bedekking van pijpenstrootje hoog is. Korstmossen zijn zo goed als afwezig in de controle proefvlakken in tegenstelling tot de locaties met brandbeheer en drukbegrazing. Vooral in de wat oudere brandplekken komen korstmossen tot ontwikkeling. De soorten die hier vooral groeien zijn soorten die het goed doen op heidestrooisel, zoals Rood bekermos, Dove heidelucifer en Rafelig bekermos.

Locatie BDB03-1 wijkt qua vegetatieopbouw en -ontwikkeling sterk af door de grote aanwezigheid van Borstelgras. Struikhei komt hier nauwelijks voor. Op deze locatie is ook het grootste aantal soorten korstmossen zoals Open rendiermos, Girafje, Bruin heidestaartje en Rode heidelucifer waargenomen.

## 3.3 Faunarespons

### 3.3.1 Loopkevers

In totaal zijn 2926 individuen gevangen, met een duidelijk verschil in totaal vangsten tussen 2015 en 2016. In 2015 zijn 1756 individuen in de vangpotten aangetroffen, in 2016 slechts 1170. Dit verschil is waarschijnlijk een gevolg van het uitermate natte voorjaar van 2016, waardoor de voorjaarspiek van loopkevers in dit jaar beduidend lager was. In totaal zijn over beide jaren 47 soorten aangetroffen. Dominante soorten (100-500 individuen) waren *Amara lunicollis*, *Dyschirius globosus*, *Calathus melanocephalus*, *Pterostichus diligens*, *Poecilus versicolor*, *Carabus problematicus*, *Poecilus lepidus*, *Carabus arcensis* en *Calathus fuscipes*. Codominant (50-100 individuen) waren *Nebria salina*, *Harpalus rufipalpis*, *Syntomus foveatus*, *Oxypselaphus obscurus* en *Calathus erratus*. *P. diligens*, *P. lepidus* en *C. arcensis* zijn in meer of mindere mate te beschouwen als karakteristieke soorten van heideterreinen. *C. problematicus* is meer karakteristiek voor droge bossen, maar komt vaak ook veelvuldig voor in wat oudere droge heidevegetaties. *N. salina* en *H. rufipalpis* zijn beide soorten met een voorkeur voor open graslanden en/of extensief beheerde cultuurgronden. De andere (co)dominante soorten zijn allen matig tot sterk eurytoop, en zijn niet sterk gebonden aan heidevegetaties. Tenslotte zijn nog 15 andere karakteristieke soorten voor heidegemeenschappen in lagere dichtheden aangetroffen, waarvan *Carabus clathratus*, *Carabus nemoralis*, *Bembidion lampros*, *Notiophilus aquaticus*, *Carabus nitens*, *Cicindela campestris*, *Harpalus solitarius*, *Amara aenea*, *Harpalus latus*, *Pseudoophonus rufipes*, *Harpalus tardus* en *Masoreus wetterhalli* de hoogste aantallen behaalden (>10).

### 3.3.2 Soortenrijkdom en abundantie

In 2015 was de abundantie van loopkevers in de actief beheerde en herstelfase hoger dan in de controlelocaties. In 2016 was dit effect echter omgekeerd, met hogere aantallen in de controle behandeling (Fig. 3.30). Over beide jaren was dan ook geen significant verschil in activiteit van loopkevers tussen controle, actief beheer en herstelfase. Het aantal aangetroffen soorten verschilde wel significant (poisson GLMM: post hoc vergelijking: actief - controle:  $p < 0.01$ ; actief - herstel:  $p < 0.05$ ) tussen de behandelingen. Gemiddeld zijn 16.9 soorten in de actief beheerde fase aangetroffen versus 11.3 en 11.8 soorten voor de controle en herstelfase (Fig. 3.31).

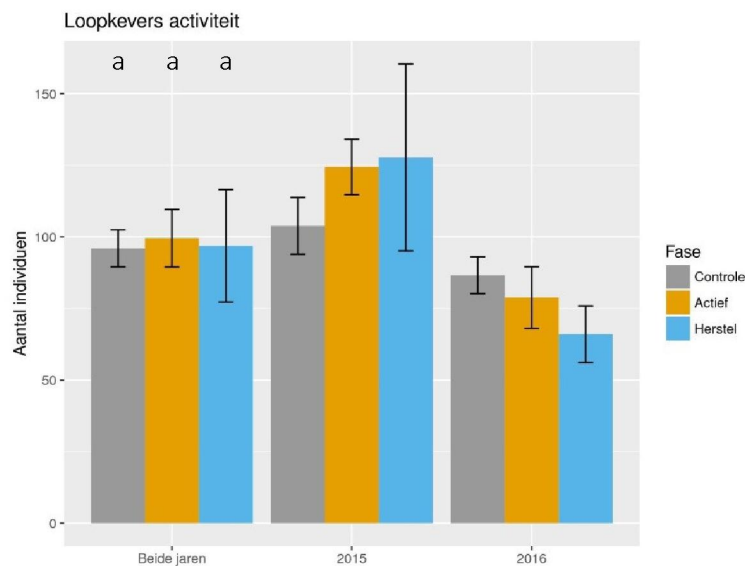


Fig. 3.30 Gemiddeld aantal individuen van loopkevers ( $\pm 1$  S.E.) aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

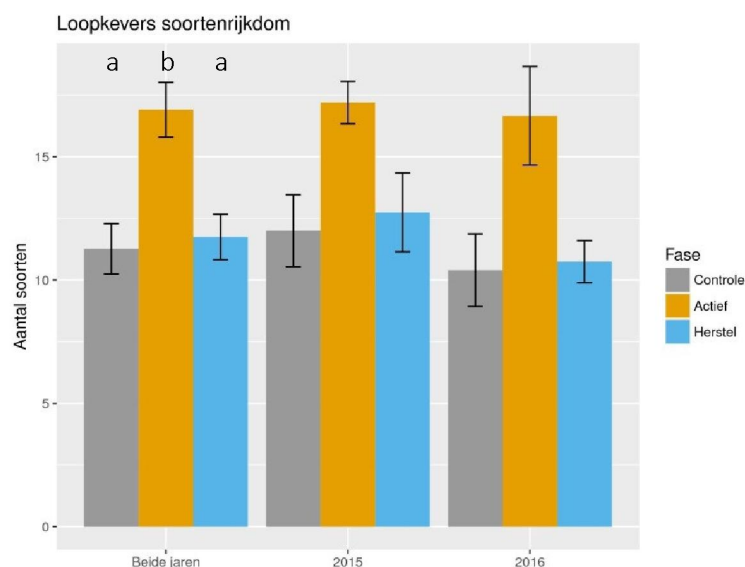
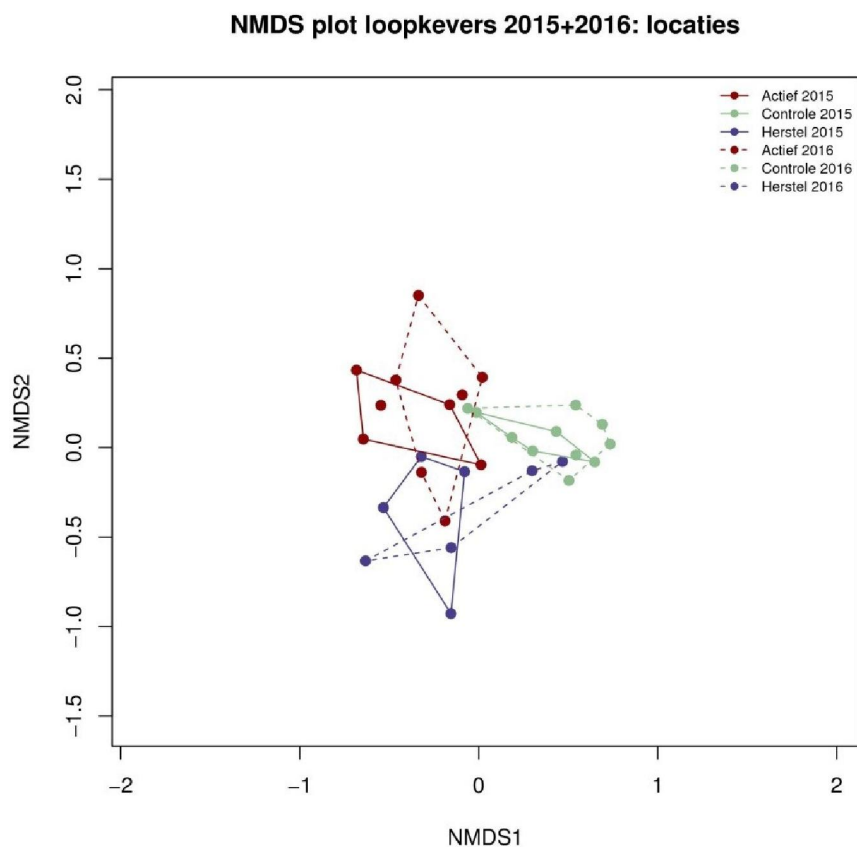


Fig. 3.31. Gemiddeld aantal soorten loopkevers ( $\pm 1$  S.E.) aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren, en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

### 3.3.3 Effecten op samenstelling loopkevergemeenschappen

Uit de NMDS-analyse van de loopkeverdata bleek dat de samenstelling van de bemonsterde loopkevergemeenschap verschilde tussen de verschillende beheerfasen (Fig. 3.32). Er was wel enige overlap aanwezig in samenstelling tussen de verschillende behandelingen, maar deze betrof vaak slechts 1 of twee van de monsterpunten behorende bij deze groep. Ook is uit deze figuur op te maken dat de samenstelling in beide jaren vrij constant bleef binnen de behandelingsfasen, evenals het verschil tussen de behandelingsfasen. Van de herstelfase is te zien dat twee onderzoekslocaties in het tweede onderzoeksjaar meer zijn gaan lijken op de controlelocaties dan de herstelfase. Eén controlebehandeling blijkt in beide jaren qua loopkeversamenstelling meer te lijken op de actief beheerde behandelingen dan op de controlebehandelingen. Eveneens zijn bij de actief beheerde behandelingen 2 monsterpunten in het tweede onderzoeksjaar meer vergelijkbaar met de herstelfase. Deze indeling suggereert dus een duidelijk behandelingseffect als gevolg van de uitgevoerde maatregel: een verschuiving in samenstelling van controle → actief → herstel. Daarnaast laat de data zien dat een toenemende pijpenstrootje dominantie weer leidt tot een meer op de controle lijkende gemeenschap, en er dus voor deze gemeenschap sprake lijkt te zijn van een cyclische successie (herstel → controle). De meest op de controle lijkende punten in 2016 waren ook de sterkst door Pijpenstrootje gedomineerde vegetaties in 2016 (Zie Tab. 3.3; BDB\_01 en BDB11).



**Fig. 3.32. NMDS ordinatie van de onderzochte locaties op basis van de totale loopkevervangsten. Clusters van beheerfasen (Controle, Actief, Herstel) vertonen sterke tot vrij sterke overlap tussen beide onderzoeksjaren, en weinig overlap tussen verschillende fasen.**

### 3.3.4 Soorteigenschappenanalyse

De effecten van de behandelingen op de samenstelling van de loopkevergemeenschap zijn meer in detail bestudeerd door naar effecten op vergelijkbare groepen van soorten te kijken. Deze groepen zijn allereerst visueel weergegeven door de locatie van de soortgroepen te plotten in het ordinatiediagram. De ligging van een soort in het diagram in relatie tot de onderzoekslocaties geven aan of een soort hoge affiniteit met een locatie heeft (nabij elkaar gelegen) of een lage affiniteit heeft met een locatie (veraf van elkaar gelegen). Vervolgens zijn de gemiddelde activiteit en soortenrijkdom van de verschillende onderscheiden groepen in de verschillende beheerfasen in grafieken weergegeven en getoetst op significante verschillen. Groepering van soorten is gebaseerd op de ecologische informatie uit Turin (2000). Een meer algemene groepering is op basis van habitatvoorkeur uitgevoerd; soorteigenschappen die zijn gebruikt voor groepering zijn klimaatvoorkeur, grootteklasse en trofiegraad.

#### 3.3.4.1 Habitatvoorkeur

De actief beheerde onderzoekslocaties worden gekenmerkt door een grote groep soorten met een voorkeur voor open, zandige graslanden en/of extensieve akkersystemen (o.a. *Notiophilus substriatus*, *Notiophilus germinyi*, *Harpalus rufipalpis*, *Nebria salina*, *Masoreus wetterhalli*, *Harpalus anxius*, *Amara tibialis*, *Harpalus distinguendis*) en van soorten van heiden en hoogvenen (o.a. *Harpalus solitaris*, *Cicindela campestris*, *Carabus arcensis*, *Carabus clathratus*, *Carabus nitens*, *Poecilus lepidus*; Fig. 3.33). Locaties in de herstelfase hebben een aantal van bovenstaande soorten gemeen, met *Amara equestris* en *Harpalus latus* (Heide & hoogveen) en *Calathus cinctus* (Duin, ext. cultuur en open zand) als soorten met een sterkere affiniteit voor deze locaties. In de controle locaties zijn *Calathus micropterus*, *Laemostenus terricola* en *Pterochtischus diligens* karakteristieke soorten met een hogere affiniteit voor dit beheertype.

Eurytope loopkevers verschilden niet significant in gemiddelde activiteit tussen de beheerfasen (Fig. 3.34), maar wel in soortenrijkdom (Fig. 3.35: poisson GLMM: post hoc vergelijking: actief - controle:  $p < 0.01$ ), met een hoger aantal eurytope soorten in locaties in actief beheer. Soorten van duinen, extensief cultuurland en open zand zijn in zowel significant hogere dichtheden (Fig. 3.34: negative binomial GLMM: post hoc: actief - controle:  $p < 0.01$ ; actief - herstel:  $p < 0.001$ ) als hogere soortenaantallen (Fig. 3.35: poisson GLMM: post hoc: actief - controle:  $p < 0.05$ ; actief - herstel:  $p < 0.05$ ) aangetroffen in locaties in actief beheer. Soorten van heide en hoogveen verschilden niet significant in activiteit tussen de verschillende beheergroepen en ondanks een wat hogere gemiddelde activiteit in locaties in actief beheer, evenmin in soortenrijkdom tussen de verschillende beheerfasen.

### NMDS plot loopkevers 2015+2016: Habitatvoorkeur

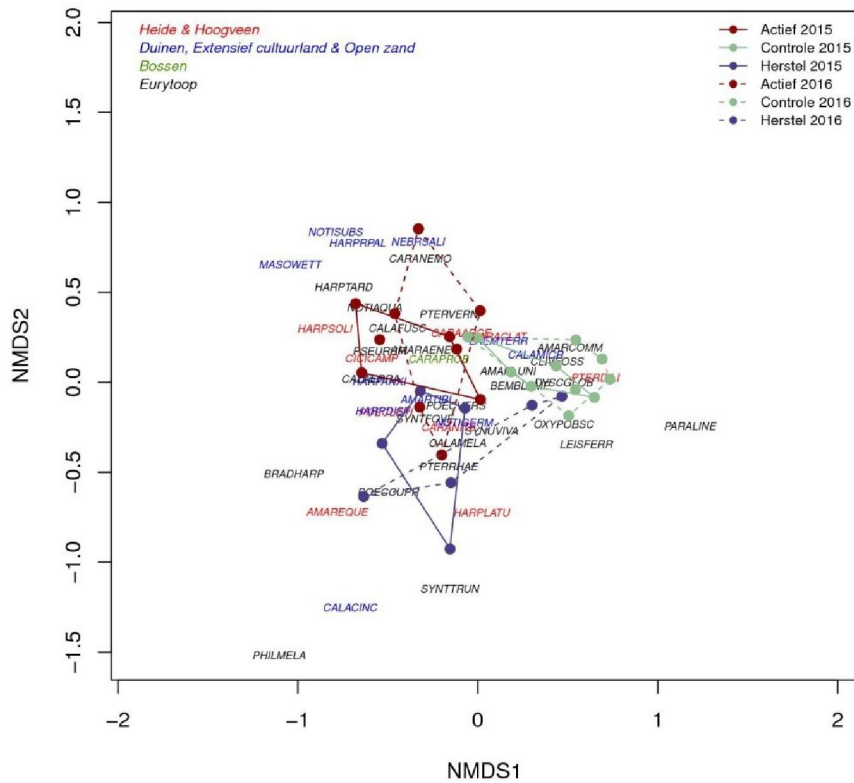


Fig. 3.33 NMDS ordinatie van de onderzochte locaties op basis van de totale loopkevergegevens. Soorten met een duidelijke voorkeur voor Heide & Hoogveen, Duinen, extensief cultuurland & open zand, Bossen en Eurytope soorten zijn in het diagram weergegeven. Voor uitleg van de soortafkortingen, zie bijlage 2.

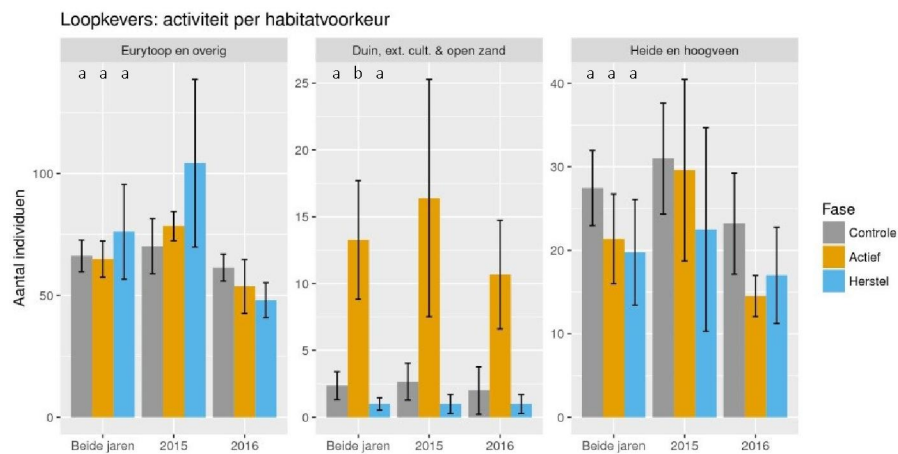
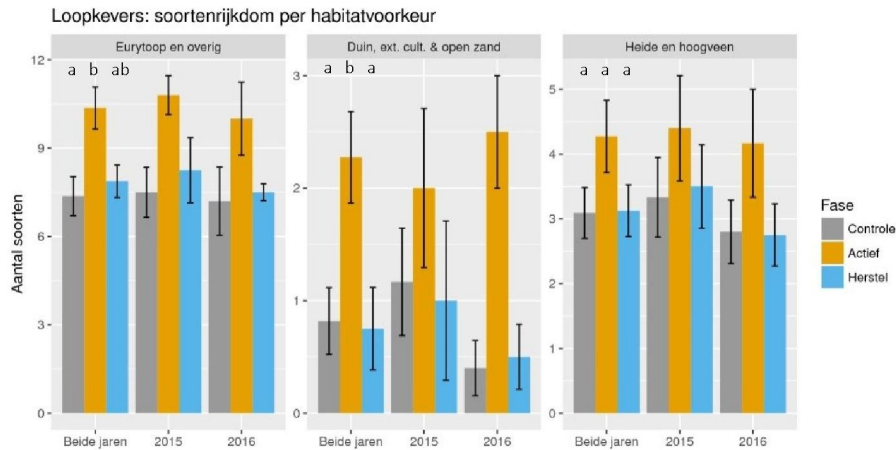


Fig. 3.34 Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) individuen van eurytope loopkevers (inclusief soorten met een andere affiniteit), soorten karakteristiek voor duin, extensief cultuurland en open zand en soorten karakteristiek voor heide en hoogveen, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.



**Fig. 3.35 Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) soorten van eurytope loopkevers (inclusief soorten met een andere affiniteit), soorten karakteristiek voor duin, extensief cultuurland en open zand en soorten karakteristiek voor heide en hoogveen, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.**

### 3.3.4.2 Klimaatvoorkeur

Xerofiele (warmte-droogteminnend), hygrofiele (vochtminnend) en mesofiele (intermediair) soorten vertonen duidelijk verschillende affiniteiten met de verschillende beheerfasen (Fig. 3.36). Actief beheerde locaties worden gekenmerkt door een groot aantal xerofiele soorten, controle locaties worden gekenmerkt door een groot aantal hygrofiele soorten en de locaties in de herstelfase worden gekenmerkt door zowel xerofiele, hygrofiele en mesofiele soorten.

De activiteit van hygrofiele soorten verschilde significant tussen de beheertypen, met een significant hogere activiteit in de controle locaties ten opzichte van de actief beheerde en herstelfase (Fig. 3.37; negatieve binomiale GLMM: post hoc: actief - controle:  $p < 0.001$ ; herstel - controle:  $p < 0.01$ ). Er was geen verschil in gemiddeld aantal hygrofiele soorten tussen de verschillende beheertypen (Fig. 3.38). Er waren geen significante verschillen in activiteit, noch in soortenrijkdom van mesofiele soorten gevonden tussen de verschillende beheertypen. De activiteit van xerofiele loopkevers was significant hoger in de zowel de herstelfase als de actief beheerde locatie ten opzichte van de controle (Fig. 3.37; negatieve binomiale GLMM: post hoc: actief - controle:  $p < 0.01$ ; herstel - controle:  $p < 0.05$ ). Er waren geen significante verschillen in activiteit van xerofiele soorten tussen actief beheerde locaties en locaties in herstelfase. Het aantal bemonsterde xerofiele soorten in de actief beheerde locaties was echter significant hoger in zowel de controle locaties als de locaties in herstelfase (Fig. 3.38; poisson GLMM: post hoc: actief - controle:  $p < 0.001$ ; actief - herstel:  $p < 0.05$ ). In de herstelfase was de soortenrijkdom van xerofiele loopkevers tenslotte significant hoger dan de controle locaties (poisson GLMM: post hoc: herstel - controle:  $p < 0.05$ ).

### NMDS plot loopkevers 2015+2016: klimaatvoorkeur

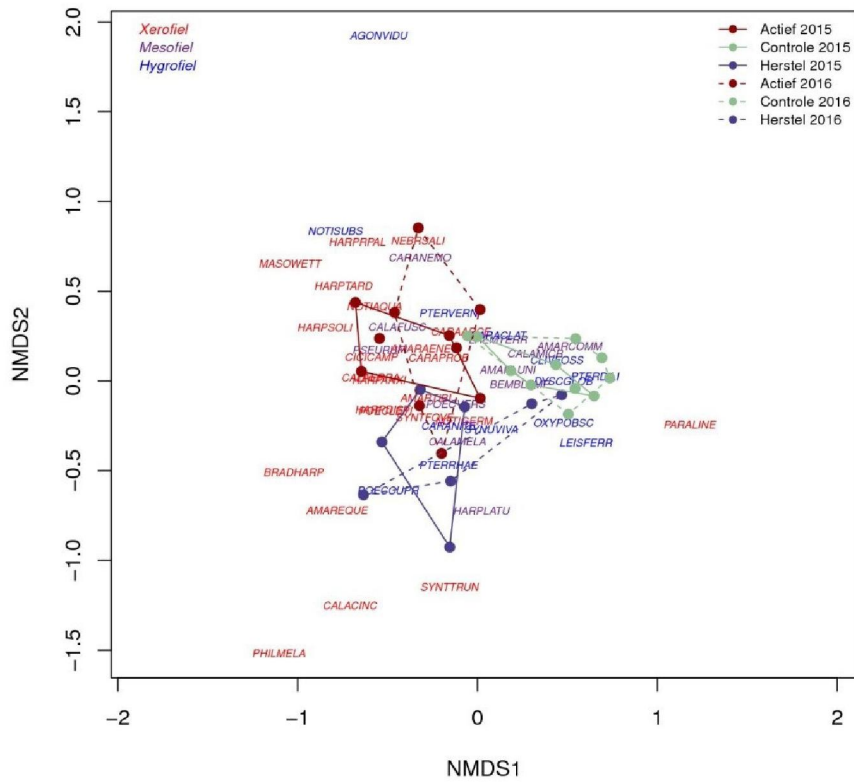


Fig. 3.36. NMDS ordinatatie van de onderzochte locaties op basis van de totale loopkevergegevens. Soorten onderverdeeld over klimaatvoorkeur (xerofiel, hygrofiel, mesofiel) zijn in het diagram weergegeven. Voor uitleg van de soortafkortingen, zie bijlage 2.

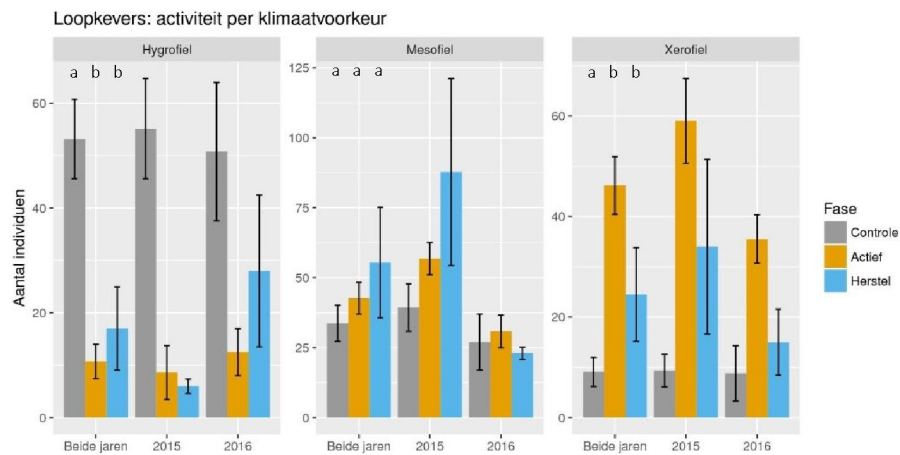
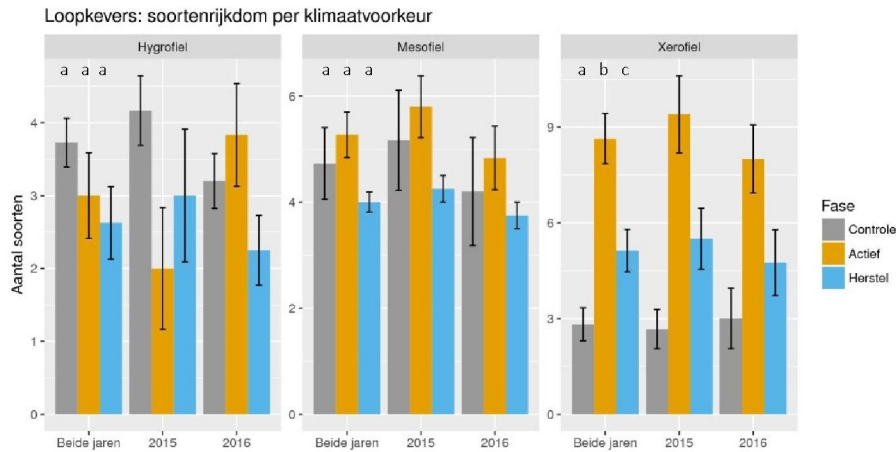


Fig. 3.37 Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) individuen van hygrofiel, mesofiel en xerofiel loopkevers, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.



**Fig. 3.38 Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) soorten hygروفiele, mesofiele en xerofiele loopkevers, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.**

### 3.3.4.3 Grootteklasse

De soortclustering (Fig. 3.39) laat een onevenredige verdeling zien van de grootteklasse van loopkevers tussen de verschillende beheerfasen. De gemeenschappen gevonden in de controlelocaties blijken gekenmerkt te zijn door nagenoeg uitsluitend kleine soorten. De actief beheerde en herstelfaselocaties zijn gekenmerkt door soorten van intermediaire lengte, waarbij de grootste soortklassen een sterke affiniteit vertonen met de actief beheerde onderzoekslocaties.

Dit patroon is eveneens waarneembaar in de gemiddelde activiteit en/of soortenrijkdom van de verschillende grootteklassen: In de controle locaties is de activiteit van loopkevers behorende tot de kleinste grootteklasse significant hoger dan in actief beheerde en (near significant) de herstel fase (Fig. 3.40; negative binomial GLMM post hoc: actief - controle:  $p < 0.05$ ; herstel - controle:  $p < 0.1$ ). De gemiddelde soortenrijkdom van deze grootteklasse is echter juist significant hoger in de actief beheerde fase ten opzichte van controle (Fig. 3.41; poisson GLMM: post hoc: actief - controle:  $p < 0.01$ ), wat aangeeft dat dit het effect is van het in hoge aantallen voorkomen van één of enkele zeer kleine soorten in de controle behandeling. De activiteit van middelgrote loopkevers (11-15 mm) was significant hoger in de locaties met actief beheer en herstelfase ten opzichte van controle (Fig. 3.40; negative binomial GLMM: post hoc: actief - controle:  $p < 0.001$ ; herstel - controle:  $p < 0.01$ ). De soortenrijkdom was enkel significant hoger in de actief beheerde locaties ten opzichte van controle en (near significant) ten opzichte van de herstelfase (Fig. 3.41; poisson GLMM: post hoc: actief - controle:  $p < 0.01$ ; actief - herstel:  $p < 0.06$ ). Grote (16-20 mm) en zeer grote (20 mm en groter) loopkevers kenden een significant hogere activiteit in de actief beheerde locaties (Fig. 3.40; negative binomial GLMM: post hoc vergelijking; 15-20 mm: actief - controle:  $p < 0.01$ ; actief - herstel:  $p < 0.001$ ; 20+ mm: actief - controle:  $p < 0.05$ ; actief - herstel:  $p < 0.01$ ).

### NMDS plot loopkevers 2015+2016: Grootteklasse

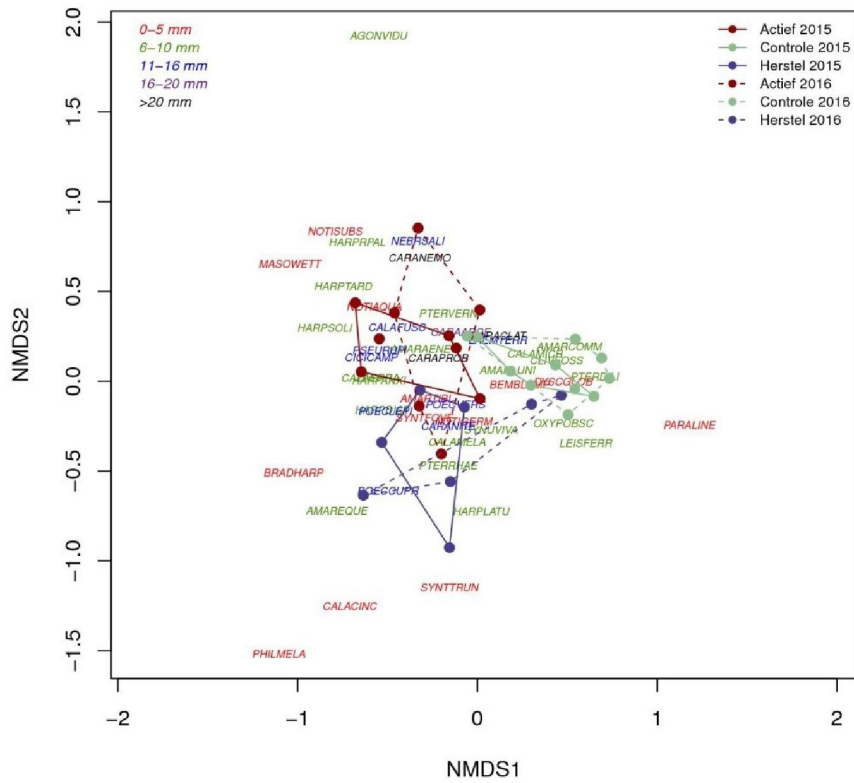


Fig. 3.39 NMDS ordinatatie van de onderzochte locaties op basis van de totale loopkevergegevens. Soorten zijn onderverdeeld over vijf grootteklassen en in het diagram weergegeven. Voor uitleg van de soortafkortingen, zie bijlage 2.

### Loopkevers: activiteit per grootteklasse

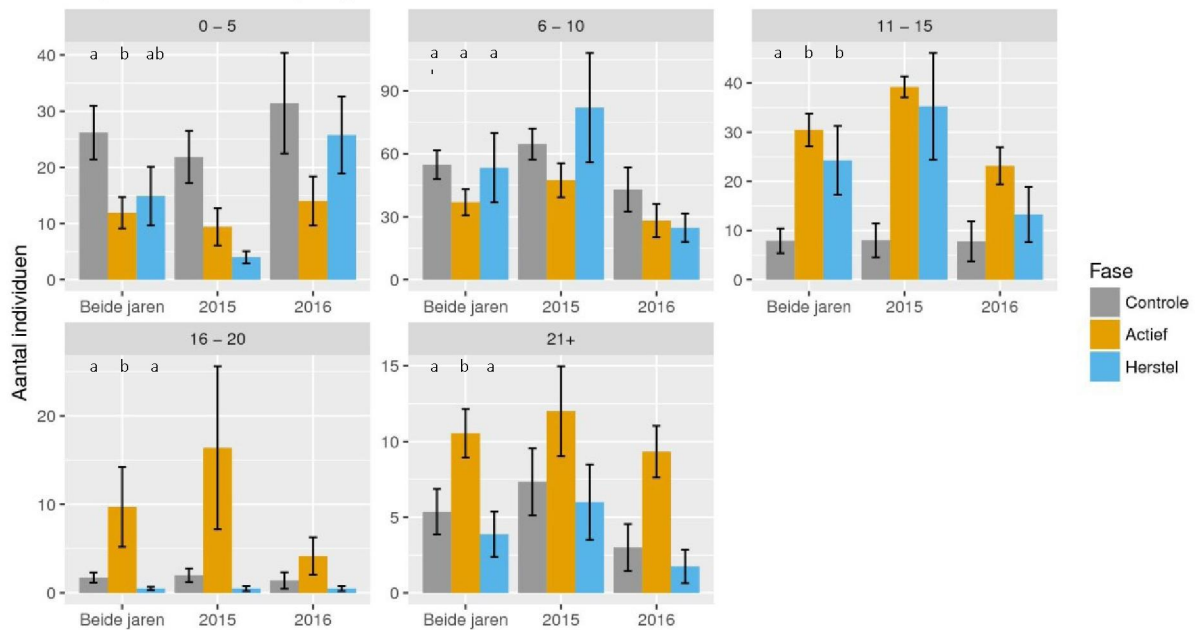


Fig. 3.40 Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) individuen van vijf grootteklassen van loopkevers, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

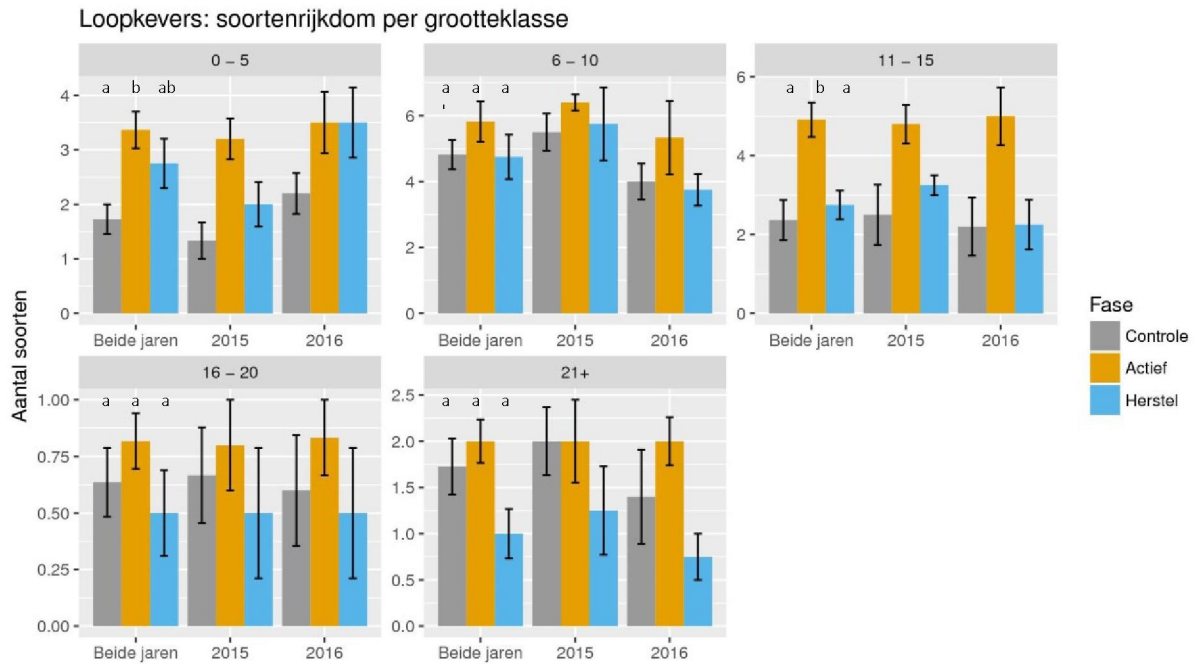


Fig. 3.41 Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) soorten van vijf grootteklassen van loopkevers, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

### 3.3.4.4 Trofische groep

In het ordinatiediagram is te zien dat herbivore soorten hun zwaartepunt kennen in de locaties met actief beheer en locaties in de herstelfase: 10 van de 12 soorten zijn geassocieerd met de herstelfasen en actief beheerde locaties. Hetzelfde geldt min of meer ook voor omnivore soorten, met vijf van de zes soorten meer geassocieerd met herstel en actief beheer dan met de controle locaties. Alle soorten behorende tot de groep van insectivore specialisten (*Dyschirius globosus*: kortschildkevers; *Clivina fassor*: insectenlarven; *Bembidion lampros*: kleine insecten) kennen hun zwaartepunt in de controle behandelingen.

De activiteit van omnivore (carni-herbivoor) loopkevers was significant lager in de controlelocaties ten opzichte van de actief in beheer verkerende locaties en locaties in herstel fase (Fig. 3.43; negative binomial GLMM: post hoc: actief - controle:  $p < 0.01$ ; herstel - controle:  $p < 0.05$ ), de soortenrijkdom was significant hoger in de actief beheerde locaties ten opzichte van controle (Fig. 3.44; poisson GLMM: post hoc: actief – controle:  $P < 0.05$ ). carnivore loopkevers verschilden niet significant tussen de verschillende beheer groepen, noch in activiteit of soortenrijkdom. Soortenrijkdom van herbivore loopkevers was significant hoger in actief beheerde locaties ten opzichte van controle (Fig. 3.44; poisson GLMM: post hoc: actief – controle:  $p < 0.05$ ) maar de activiteit verschilde niet significant tussen de verschillende beheergroepen. Insectivore loopkevers kwamen in significant hogere dichtheden voor in de controle locaties ten opzichte van de actief beheerde locaties (Fig. 3.43; negative binomial GLMM: post hoc: actief – controle:  $p < 0.01$ ). Soorten die gespecialiseerd zijn op springstaarten waren significant actiever in de locaties in actief beheer (Fig. 3.43; negative binomial GLMM; post hoc: actief – controle:  $p < 0.05$ ), maar niet verschillend in soortenrijkdom tussen de verschillende beheergroepen.

### NMDS plot loopkevers 2015+2016: Trofische groep

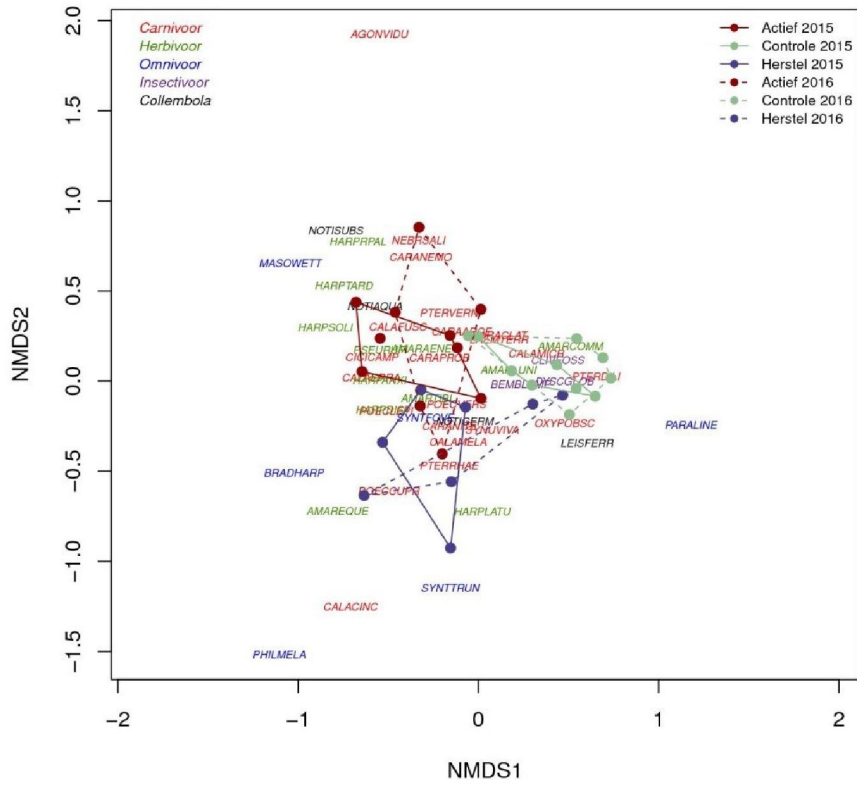


Fig. 3.42 NMDS ordinatie van de onderzochte locaties op basis van de totale loopkevergegevens. Soorten zijn onderverdeeld over vijf trofieklassen en in het diagram weergegeven. Voor uitleg van de soortafkortingen, zie bijlage 2.

### Loopkevers: activiteit per trofische groep

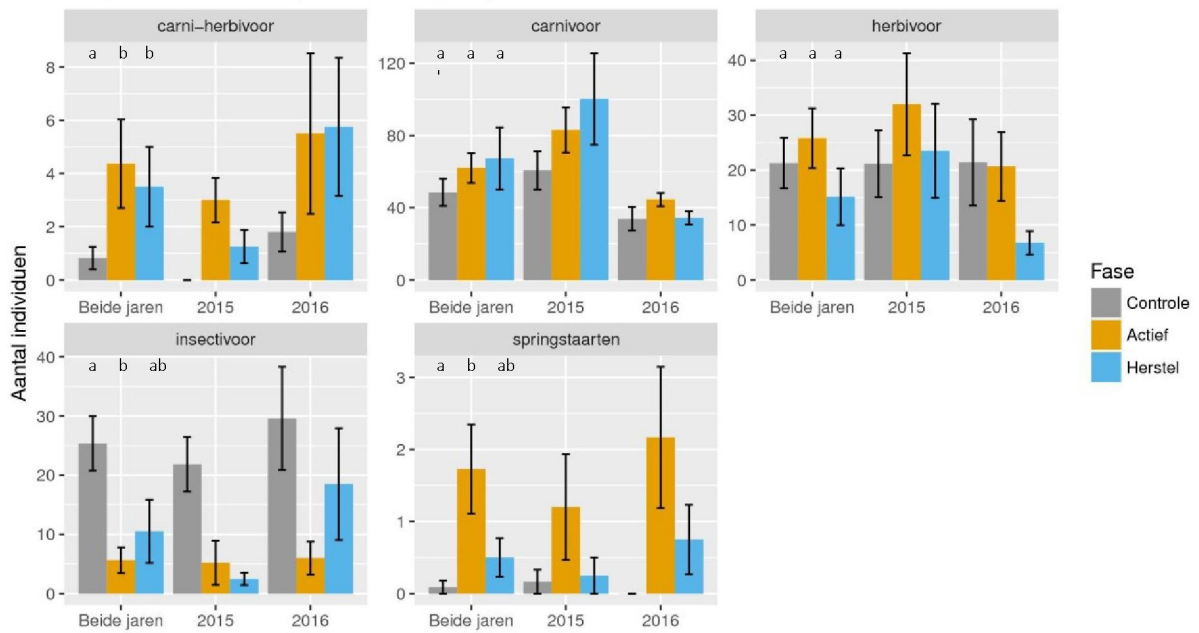


Fig. 3.43 Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) individuen loopkevers verdeeld over vijf trofische groepen, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

### Loopkevers: soortenrijkdom per trofische groep

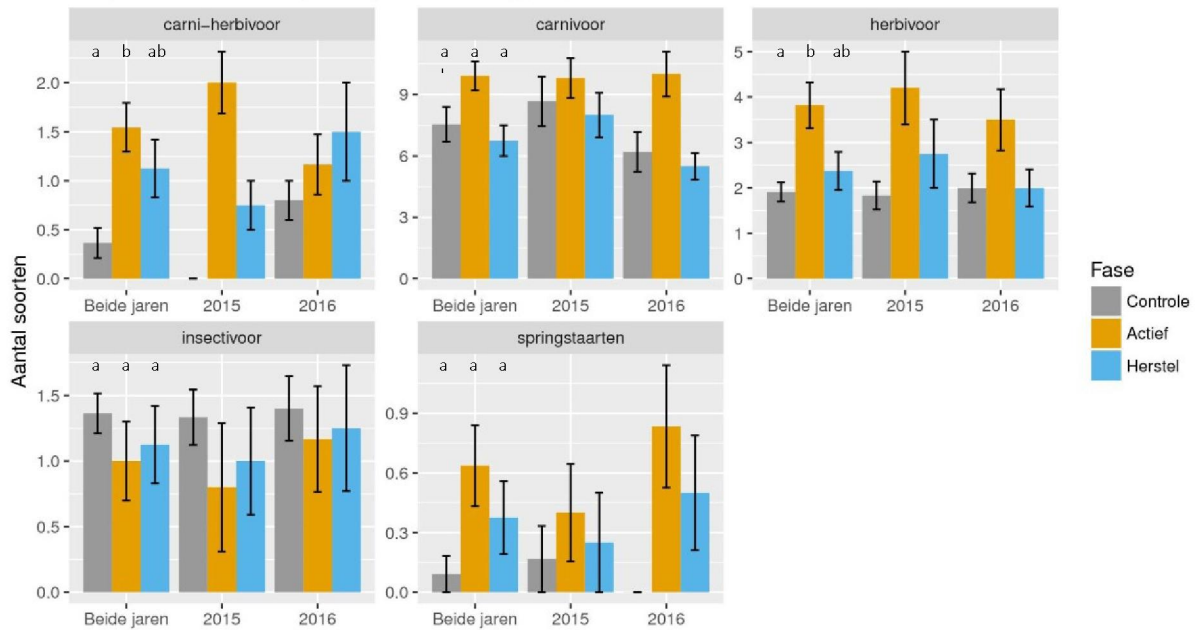


Fig. 3.44 Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) soorten van vijf trofische groepen van loopkevers, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

### 3.3.5 Spinnen

In totaal zijn 4859 individuen bemonsterd, verdeeld over 110 soorten. Het aantal bemonsterde individuen verschilde, anders dan bij de loopkevers, minder sterk en was eveneens in tegenstelling tot de loopkevers juist hoger in 2016 met 2644 bemonsterde individuen in dat jaar tegen 2215 in 2015. Dominante soorten (100-1550 individuen) waren *Pardosa pullata*, *Trochosa terricola*, *Zelotes petrensis*, *Pardosa nigriceps*, *Pocadicnemis pumila*, *Tenuiphantes mengei*, *Pardosa monticola*, *Palliduphantes ericaeus* en *Haplodrassus signifer*. Co-dominant (50-100 individuen) waren *Phrurolithus festivus*, *Peponocranium ludicrum*, *Walckenaeria alticeps*, *Gongylidiellum latebricola*, *Agroeca proxima*, *Zelotes longipes*, *Zelotes electus*, *Euophrys frontalis*, *Walckenaeria atrotibialis*, *Zelotes latreillei* en *Centromerus dilutus*. *P. monticola*, *Z. petrensis*, *Z. electus* en *Z. longipes* zijn karakteristieke soorten van voedselarme en droge schraalgraslanden en komen in droge heidegebieden veelvuldig voor in vastgelegde zandverstuivingen (buntgrasvegetaties), maar ook halfopen structuurrijke heide zoals stuifzandheide zijn goede habitats voor deze soorten. *W. alticeps* is juist een soort van vochtige heide en voedselarme veentjes, een habitattype dat op de Strabrechtse heide vaak in nauwe samenhang met bovengenoemde droge vegetatietypen te vinden is. In haar totaliteit kent de bemonsterde spinnenfauna van de Strabrechtse heide een hoog aandeel van karakteristieke soorten van (structuurrijke) droge heide en schraalgraslanden, en in mindere mate ook soorten van vochtige heide, veentjes en vochtige bossen. 45 van de 110 soorten die zijn aangetroffen zijn opgenomen in de Rode Lijst van spinnen van Vlaanderen (Maelfait et al., 1998), waarvan 20 zelfs als ernstig bedreigd tot met uitsterven bedreigd zijn gekarakteriseerd. Vermeldenswaardige vondsten zijn *Arctosa figurata*, *Synageles hilarilus*, *Syedra gracilis*, *Pardosa proxima*, *Alopecosa fabrilis*, *Drassyllus praeficus*, *Gnaphosa leporina*, *Lasaeola prona*, *Scotina gracilipes*, *Theridion uhligi*, *Xysticus ninnii* en *Zora silvestris*, alle soorten met een zeer beperkte verspreiding in Nederland en Vlaanderen, en in haar huidige verspreiding hoofdzakelijk beperkt tot de kustduinen en/of grotere heidereservaten op de hogere zandgronden.

### 3.3.6 Soortenrijkdom en abundantie

In het tweede onderzoeksjaar was de activiteit van spinnen gemiddeld wat hoger in de locaties in de herstelfase dan in dezelfde locaties in deze beheerfase in het voorgaande jaar (Fig. 3.45). Over beide jaren is de activiteit van spinnen sterk en significant lager in de onderzoekslocaties in actief beheer (Fig. 3.45; negative binomial GLMM: post hoc: actief – controle:  $p < 0.001$ ; actief – herstel:  $p < 0.01$ ). De soortenrijkdom van spinnen was *near significant* lager in de actief beheerde locaties ten opzichte van de controle (Fig. 3.46; poisson GLMM: post hoc: actief – controle:  $p < 0.061$ ). Dit suggereert dat veel soorten spinnen slecht bestand zijn tegen de hoge graasdruk van schapen, of dat door de sterke mate van begrazing, de microklimatologische condities voor veel soorten spinnen te extreem zijn geworden.

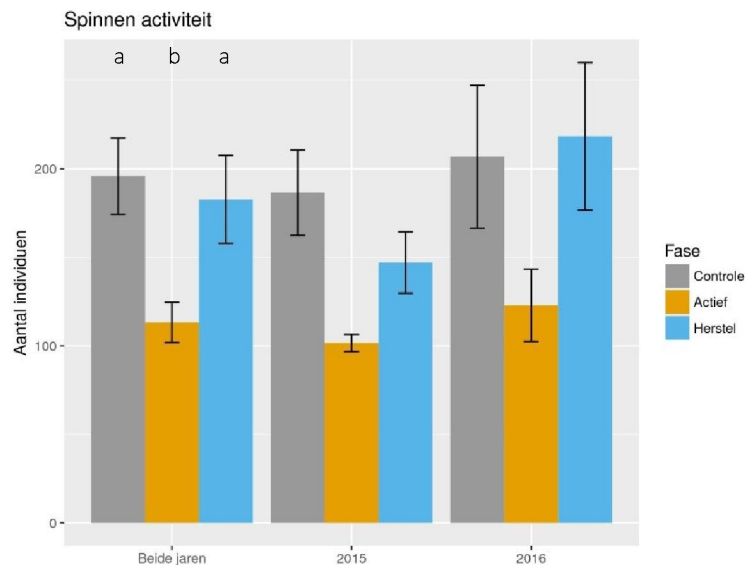


Fig. 3.45 Gemiddeld aantal individuen van spinnen ( $\pm 1$  S.E.) aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

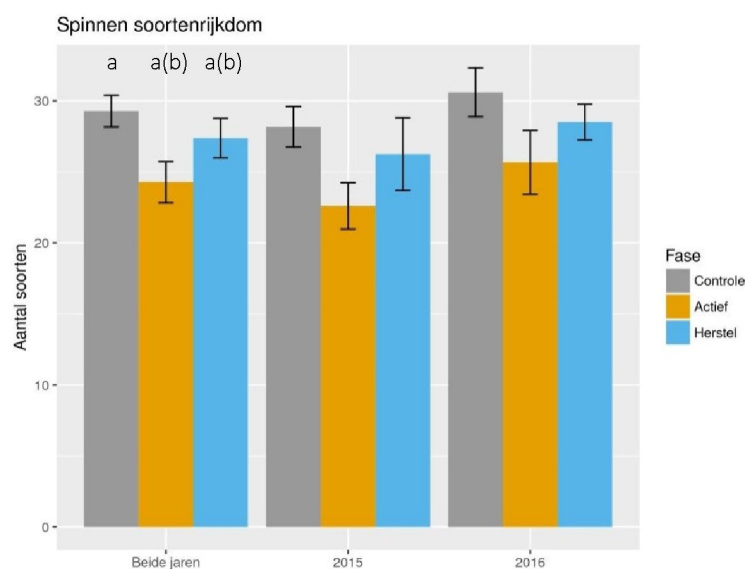
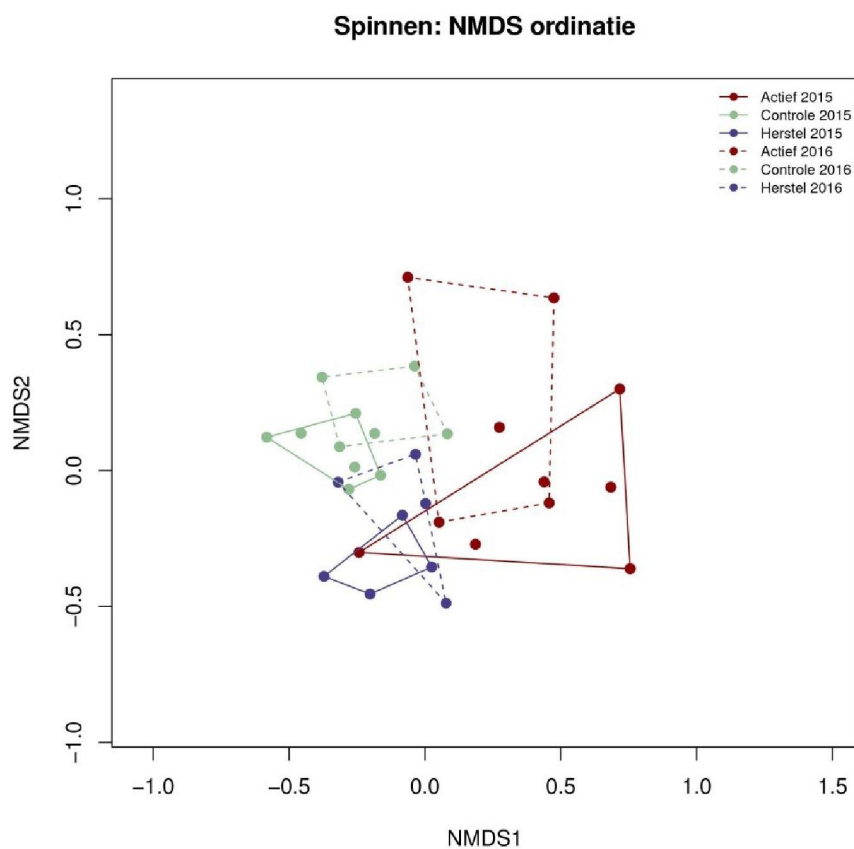


Fig. 3.46 Gemiddeld aantal soorten spinnen ( $\pm 1$  S.E.) aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer. Letters tussen haakjes: significante trend.

### 3.3.7 Effecten op samenstelling spinnengemeenschappen

Uit de NMDS-analyse van de spinnenvangsten blijken verschillen in samenstelling van de gemeenschap tussen de verschillende beheerfasen te bestaan (Fig. 3.47). Tussen actief beheerde en controle en actief beheerd en herstelfase was wel meer overlap dan bij de loopkever gegevens het geval was, en vertoont deze grotere verschillen tussen beide onderzoeksjaren (het gevolg van sterk afwijkende samenstelling in twee monsterpunten in 2016). Afgezien van deze verschillen is het beeld dat deze ordinatie geeft nagenoeg in overeenstemming met die van de loopkevers: een duidelijk verschil in samenstelling tussen beide beheerfasen (actief – herstel) en tussen beide fasen en de niet beheerde controlelocaties. De verschillen in samenstelling tussen de actief beheerde locaties zijn, anders dan bij de loopkevers, vrij groot. Ook in overeenstemming met de ordinatie gebaseerd op loopkevervangsten is waarneembaar dat twee onderzoekslocaties (wederom de sterker door Pijpenstrootje gedomineerde BDB01 en BDB11) in de herstelfase in het tweede onderzoekjaar meer zijn gaan lijken op de controlelocaties dan de herstelfase.

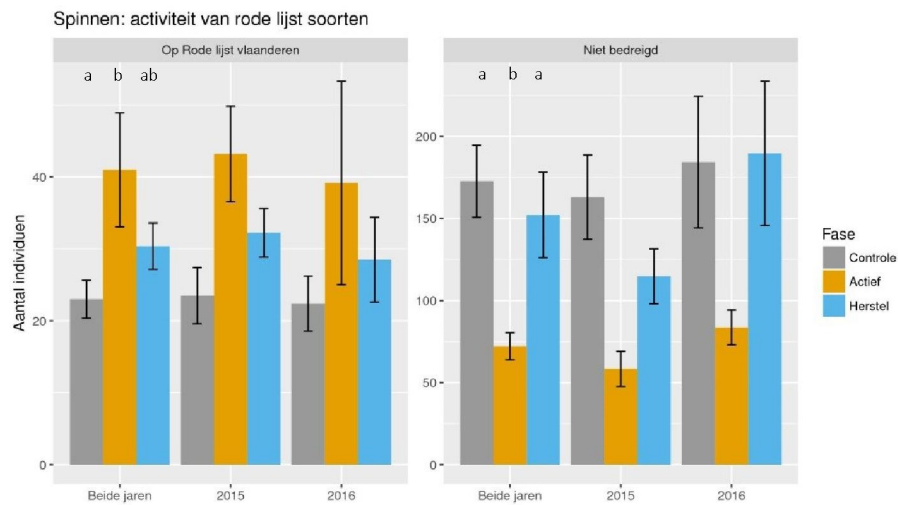


**Fig. 3.47 NMDS ordinatie van de onderzochte locaties op basis van de totale spinnenvangsten. Clusters van beheerfasen controle en herstel vertonen sterke tot vrij sterke overlap tussen beide onderzoeksjaren, en weinig overlap tussen verschillende fasen. Locaties in actief beheer vertonen grotere interne variatie en jaar tot jaar verschillen, maar vertonen eveneens weinig overlap met de controle en herstel fasen.**

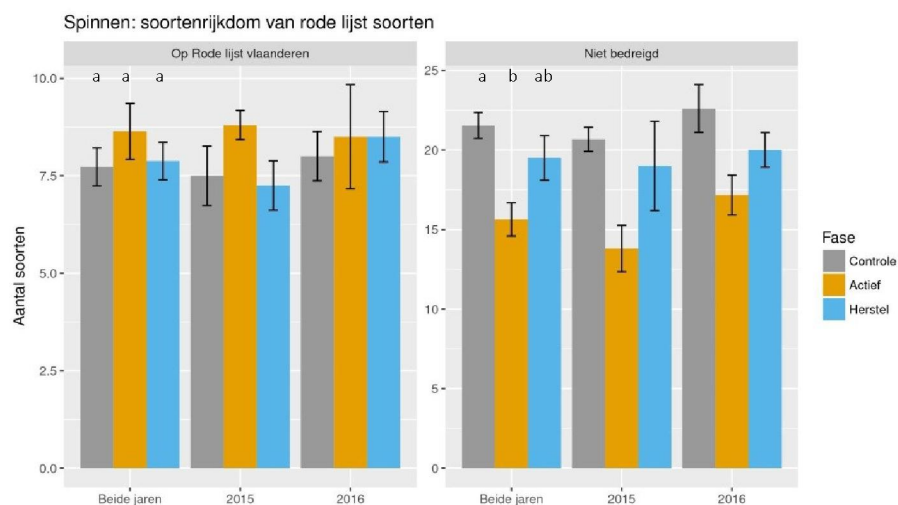
Zoals ook bij de loopkevergemeenschap zijn de effecten op gemeenschappen meer in detail bestudeerd door naar effecten op vergelijkbare groepen van soorten te kijken. Deze groepen zijn visueel weergegeven door de locatie van de soortgroepen te plotten in het ordinatiediagram. De ligging van een soort in het diagram in relatie tot de onderzoekslocaties geven aan of een soort hoge affiniteit met een locatie heeft (nabij elkaar gelegen) of een lage affiniteit heeft met een locatie (veraf



*Zelotes petrensis*, *Z. electus*, *Z. longipes*, *Phlegra fasciata* en *Talavera aequipes* hebben affiniteit met zowel herstelfase als actief beheerde locaties, *Trachyzelotes pedestris*, *Hahnia helveola* en *Walckenaeria alticeps* met herstelfase en controle locaties.



**Fig. 3.49** Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) individuen van spinnen, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk, uitgesplitst over soorten op de Rode Lijst van Vlaanderen en niet bedreigde soorten. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.



**Fig. 3.50** Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) soorten van spinnen, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk, uitgesplitst over soorten op de Rode Lijst van Vlaanderen en niet bedreigde soorten. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

De activiteit van Rode-lijstsoorten was significant hoger in de locaties in actief beheer ten opzichte van de controlelocaties (Fig. 3.49; negative binomial GLMM: post hoc: actief – controle  $p < 0.01$ ).

Omgekeerd was de activiteit van niet bedreigde soorten in de actief beheerde locaties significant lager dan die in de controle locaties, alsmede de locaties in herstelfase (Negative binomial GLMM: post hoc: actief – controle:  $p < 0.001$ ; actief – herstel:  $p < 0.001$ ). De soortenrijkdom van Rode-lijstsoorten was gemiddeld iets hoger in de actief beheerde locaties, maar verschilde niet significant van controle- of herstelfaselocaties (Fig. 3.50). De soortenrijkdom van niet bedreigde soorten was significant lager in de actief beheerde locaties ten opzichte van de controlelocaties (poisson GLMM: post hoc: actief – controle:  $p < 0.01$ ).

### 3.3.7.2 Karakteristieke soorten

Er zijn meer soorten van droge graslanden en warmte- en droogteminnende graslandsoorten (Xerotherme graslanden) met affiniteit voor de actief beheerde en herstelfaselocaties dan voor de controle locaties (Fig. 3.51). Soorten voor xerotherme graslanden zijn bovendien vaker geassocieerd met de actief beheerde locaties dan de locaties in herstelfase. Soorten karakteristiek voor xerotherme heide en droge heide kennen een hogere affiniteit met de locaties in herstel fase, terwijl soorten karakteristiek voor natte heide een hogere affiniteit hebben met controle locaties (Fig. 3.52). Dit patroon suggereert een verschuiving van microklimatologische condities als gevolg van het gevoerde beheer en daaropvolgende successie: van extreem droog en warm in de tijdens actief beheer, richting gematigd extreem of hogere variatie in de herstel fase, naar vochtig of sterk gebufferd in de controle locaties.

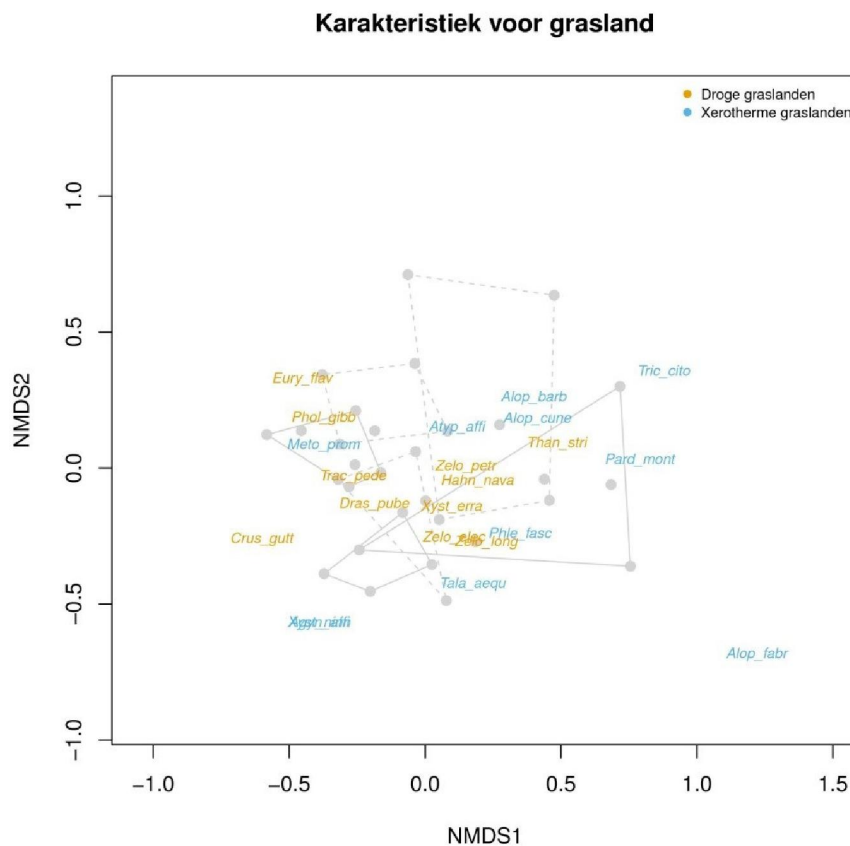
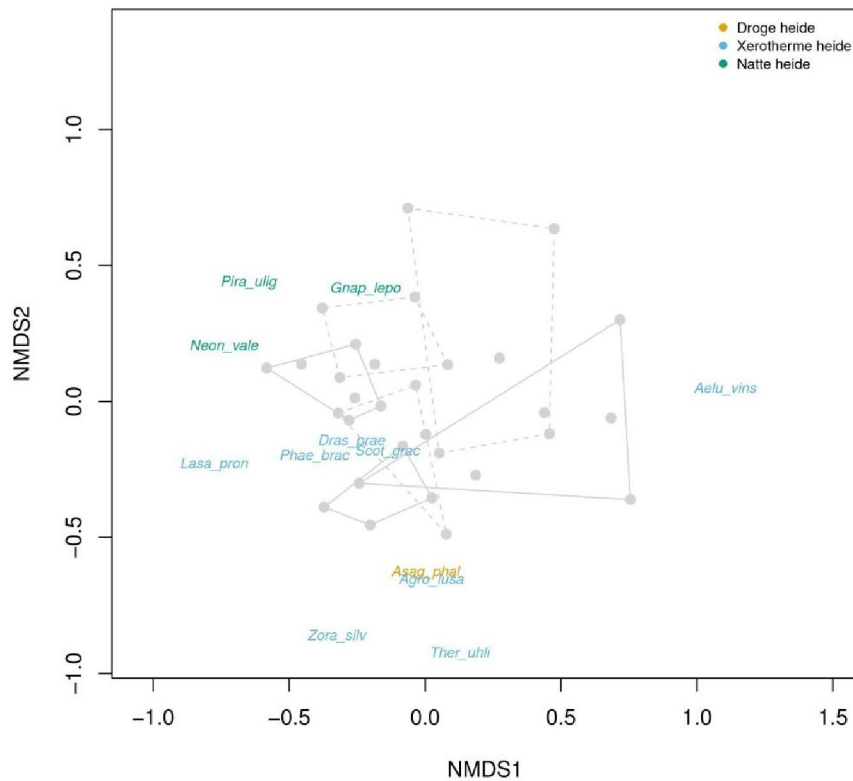


Fig. 3.51. NMDS ordinatie van de onderzochte locaties op basis van de totale spinnenvangsten. In grijs: contouren van de locaties uit Fig. 3.47. Soorten van de rode lijst voor Vlaanderen karakteristiek voor droge graslanden en xerotherme graslanden (Maelfait *et al.*, 1998) zijn in het diagram weergegeven. Voor uitleg van de soortafkortingen, zie bijlage 3.

### Karakteristiek voor heide



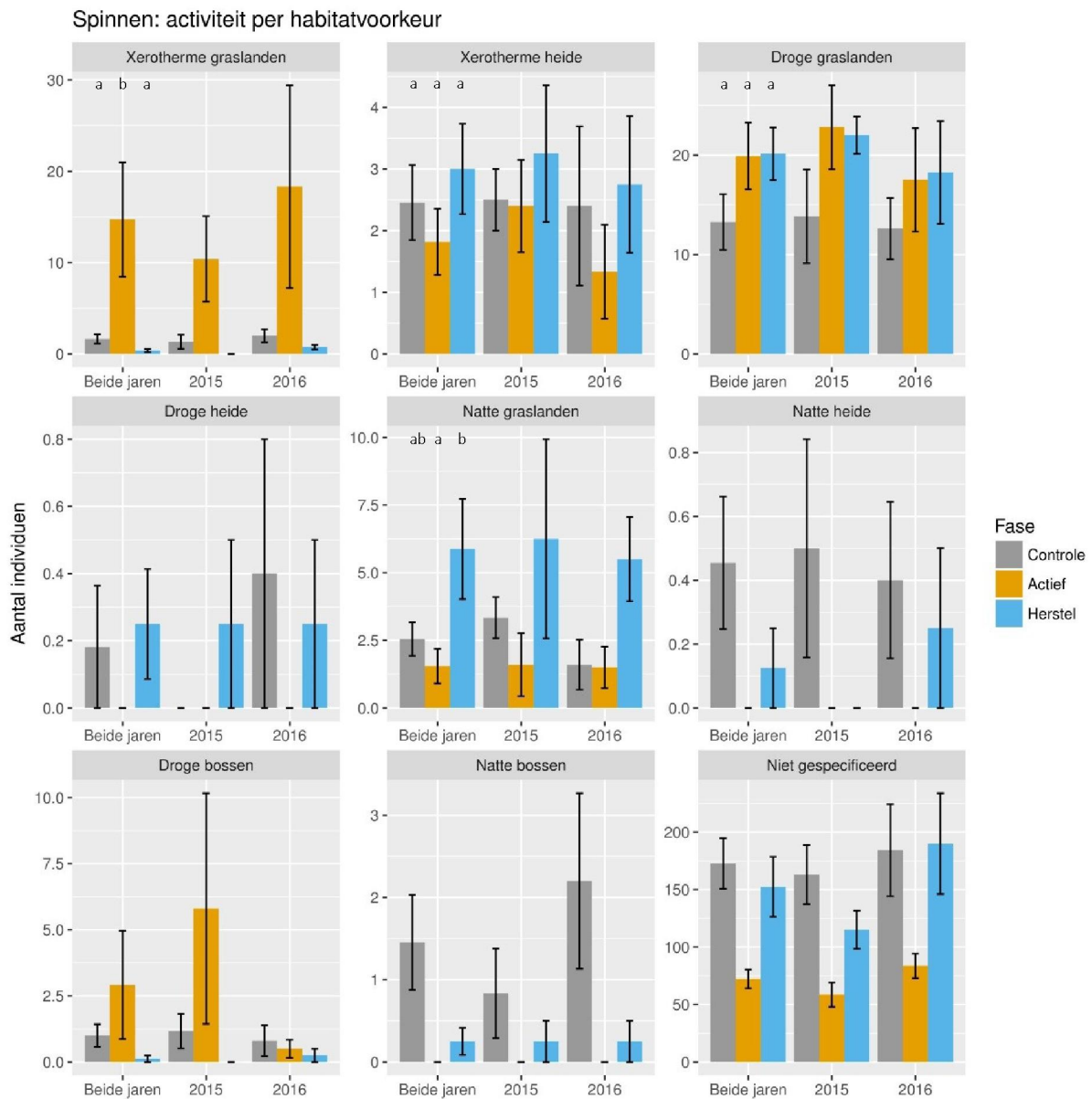
**Fig. 3.52. NMDS ordinatatie van de onderzochte locaties op basis van de totale spinnenvangsten. In grijs: contouren van de locaties uit Fig. 3.47. Soorten van de rode lijst voor Vlaanderen karakteristiek voor droge heide, xerotherme heide en natte heide (Maelfait *et al.*, 1998) zijn in het diagram weergegeven. Voor uitleg van de soortafkortingen, zie bijlage 3.**

De activiteit en soortenrijkdom van de meest soortenrijke en abundante groepen (droge en xerotherme graslanden, xerotherme heide en natte graslanden) zijn getoetst op significante behandelingseffecten. Van soorten karakteristiek voor natte heide en natte bossen was een gedegen analyse niet mogelijk wegens het totaal ontbreken van deze groep in de actief en/of herstel behandelingen. Aangenomen mag worden dat deze groepen derhalve sterk nadeel ondervinden van het uitgevoerde beheer, wat gezien de aard van het habitat in de lijn der verwachtingen ligt.

Soorten karakteristiek voor xerotherme graslanden hadden een significant hogere activiteit in de actief beheerde locaties ten opzichte van de controle en herstel fasen (Fig. 3.53; negative binomial GLMM: post hoc: actief – controle:  $p < 0.001$ ; actief – herstel:  $p < 0.001$ ). Soorten van natte graslanden kenden een significant hogere activiteit in de locaties in herstelfase ten opzichte van de actief beheerde locaties (negative binomial GLMM: post hoc: actief – herstel;  $P < 0.01$ ). De activiteit van soorten van xerotherme heide was weliswaar het hoogst in de herstel fase, maar niet significant verschillend van de andere beheergroepen. Soorten van droge graslanden kenden een lagere activiteit in de controle locaties, maar dit verschil was eveneens niet significant.

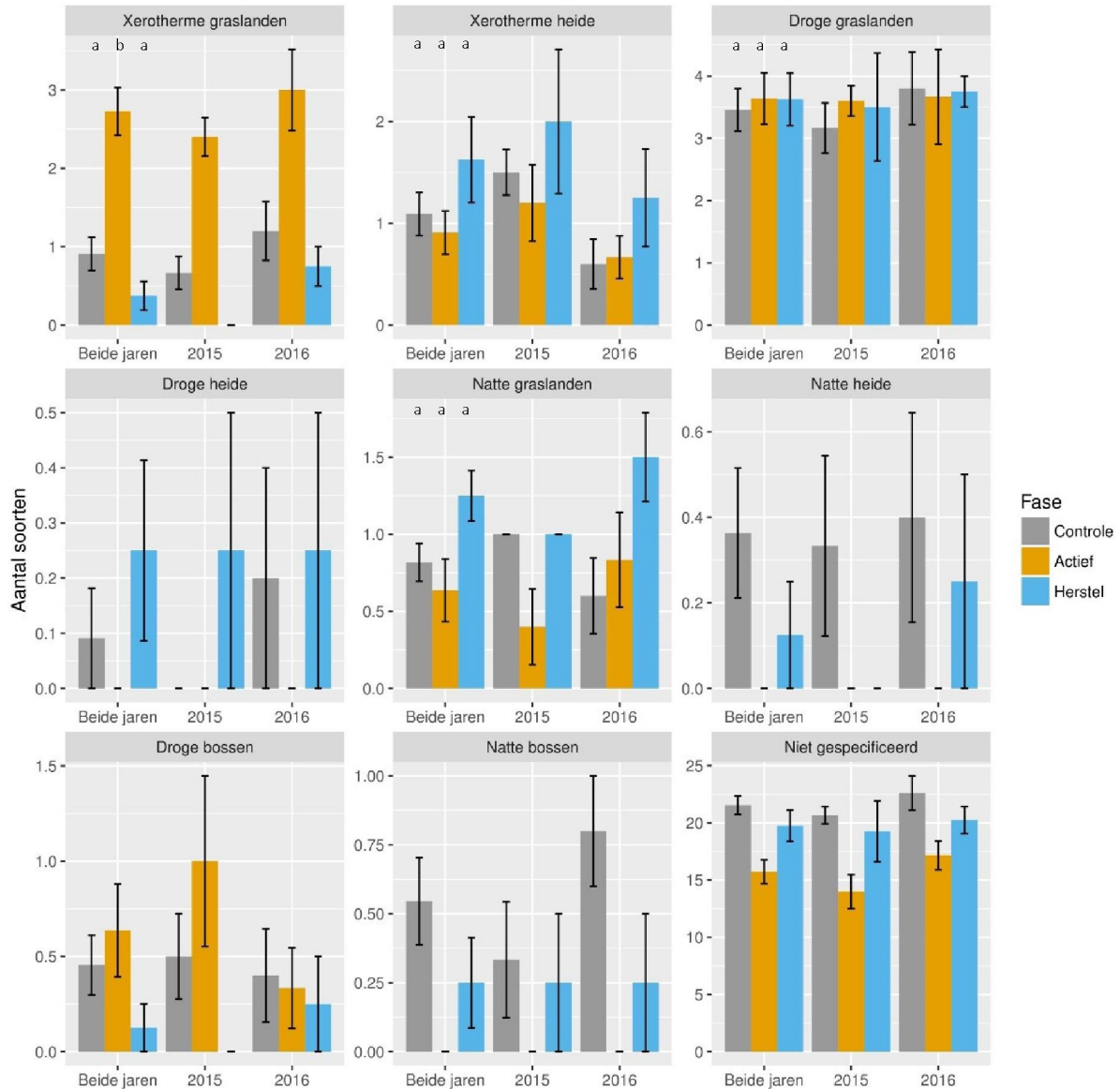
De soortenrijkdom van habitatspecifieke spinnen was enkel voor de soorten van xerotherme graslanden significant verschillend: deze was significant hoger in de locatie met actief beheer ten opzichte van de controle alsmede de herstel fase locaties (Fig. 3.54; poisson GLMM: post-hoc: actief – controle:  $p < 0.01$ ; actief – herstel:  $p < 0.01$ ). Soorten van xerotherme heide en van natte graslanden

waren gemiddeld in hoger soortenaantal vertegenwoordigd in de herstel fase locaties, maar dit verschil was niet significant verschillend van controle noch actief beheer.



**Fig. 3.53** Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) individuen van spinnen, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk, uitgesplitst over de door Maelfait *et al.* (1998) opgegeven habitatvoorkeur (Niet bedreigde spinnen: habitatvoorkeur niet gespecificeerd). Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer. Wegens lage aantallen individuen zijn niet alle groepen getest op significante verschillen.

### Spinnen: soortenrijkdom per habitatvoorkeur

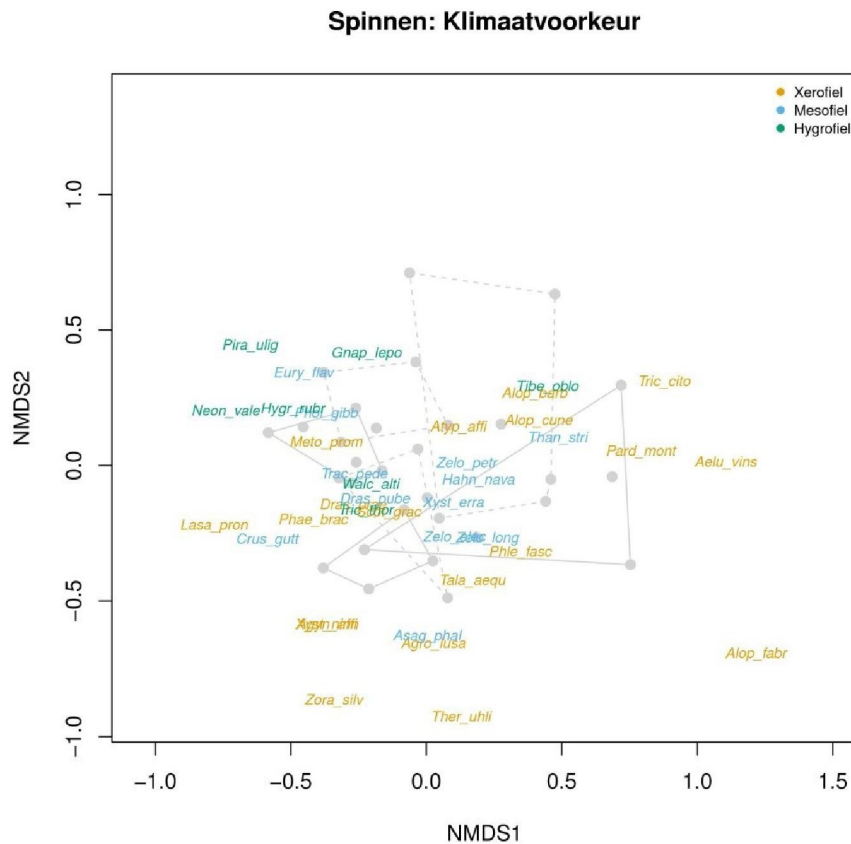


**Fig. 3.54** Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) soorten van spinnen, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk, uitgesplitst over de door Maelfait *et al.* (1998) opgegeven habitatvoorkeur (Niet bedreigde spinnen: habitatvoorkeur niet gespecificeerd). Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer. Wegens lage aantallen soorten zijn niet alle groepen getest op significante verschillen.

#### 3.3.7.3 Klimaatvoorkeur

Uit de NMDS plot van soorten waar iedere soort uit bovenstaande analyses zijn onderverdeeld naar klimaatvoorkeur (Fig. 3.55) is te zien dat xerofiele soorten in twee groepen splitsen en enerzijds zijn geassocieerd met actief beheerde locaties (meer specifiek van xerotherme graslanden), anderzijds met de herstelfase (meer specifiek van xerotherme heide). Mesofiele soorten zijn wat meer in het centrum van het diagram te vinden, maar eveneens hebben de meeste soorten de hoogste affiniteit voor de actieve en herstel fase. Een viertal uitgesproken hygrofiele soorten (*Pirata uliginosus*, *Gnaphosa leporina*, *Hygrolycosa rubrofasciata*, *Neon valentulus*) vinden hun zwaartepunt in de controle locaties, maar er zijn ook soorten met een hogere affiniteit voor de herstel locaties, zoals *W. alticeps* en *Trichopternoides thorelli*. *Tibellus oblongus* is enkel in de actief beheerde locaties gevonden. Dit is echter een vegetatie bewonende soort die daardoor nooit in hoge aantallen in potvallen wordt aangetroffen. Aangenomen mag worden dat deze soort in werkelijkheid in alle drie de

beheertypen voorkomt, en het is twijfelachtig of deze haar zwaartepunt in werkelijkheid in de actief beheerde typen heeft.



**Fig. 3.55 NMDS ordination van de onderzochte locaties op basis van de totale spinnenvangsten. In grijs: contouren van de locaties uit Fig. 3.47. Soorten van de rode lijst voor Vlaanderen onderverdeeld over klimaatvoorkeur (Maelfait *et al.*, 1998) zijn in het diagram weergegeven. Voor uitleg van de soortafkortingen, zie bijlage 3.**

De activiteit van xerofiele soorten is significant hoger in de actief beheerde locaties dan in de controle en de herstel fase (Fig. 3.56; negative binomial GLMM: post hoc: actief – controle:  $p < 0.001$ ; actief-herstel:  $p < 0.001$ ). De soortenrijkdom van xerofiele soorten verschilt echter niet significant, er is enkel een significante trend tussen actief beheerd en controle (Fig. 3.57; poisson GLMM: post hoc: actief – controle:  $p = 0.06$ ). Er was geen verschil in voorkomen noch activiteit van mesofiele soorten tussen de verschillende behandelingen. De activiteit van hygrophiele soorten was in de actief beheerde locaties significant lager dan in de controle en herstelfase (negative binomial GLMM: post hoc: actief – controle:  $p < 0.05$ ; actief-herstel:  $p < 0.01$ ), de gemiddeld lagere soortenrijkdom in de actief beheerde locaties was evenals bij de xerofiele soorten enkel een significante trend, tussen actief beheerd en controle (poisson GLMM: post hoc: actief – controle:  $p = 0.06$ ).

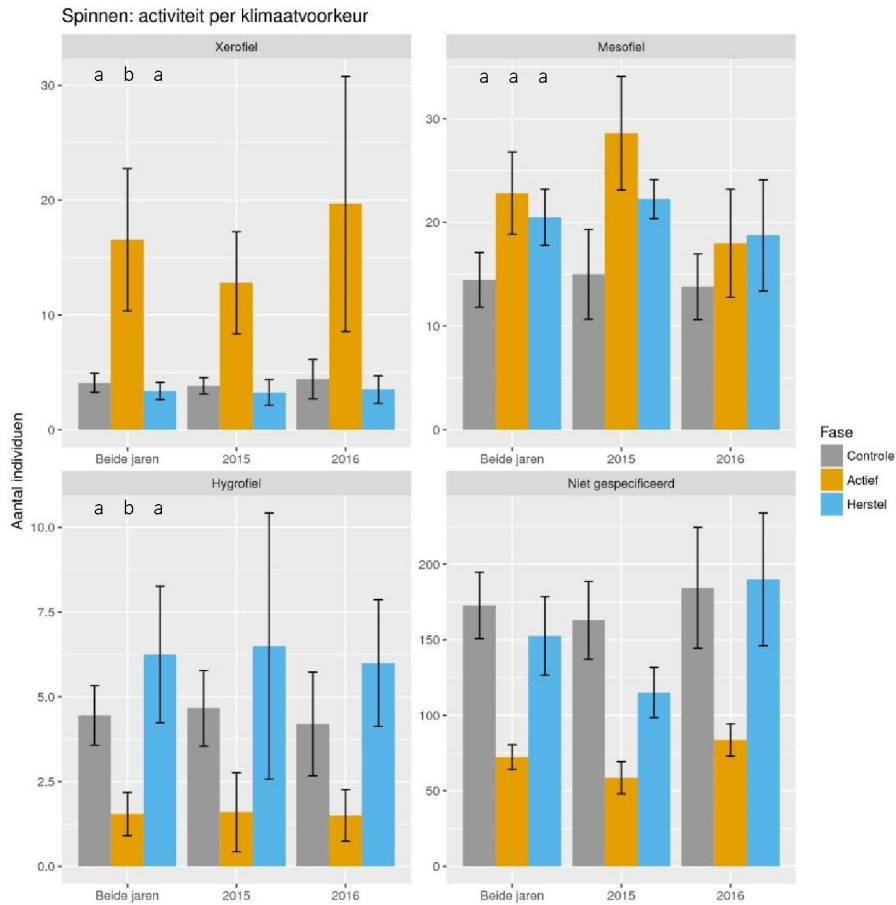
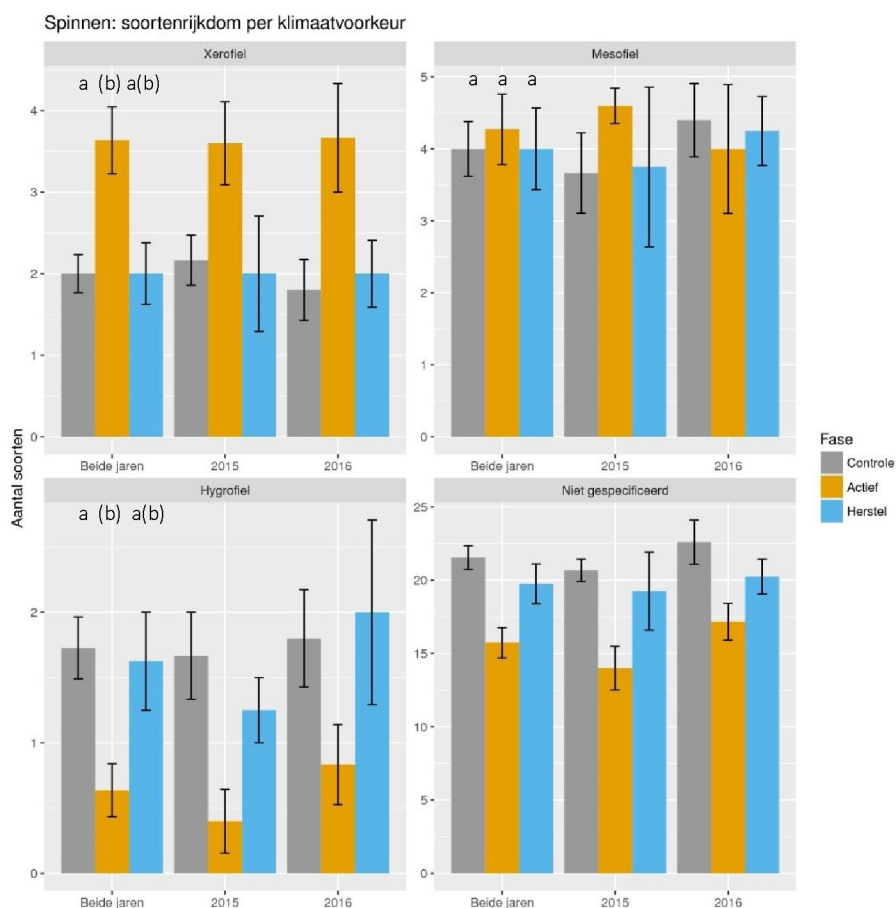


Fig. 3.56. Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) individuen van spinnen, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk, uitgesplitst over uit Maelfait *et al.* (1998) verkregen klimaatvoorkeur (Niet bedreigde spinnen: klimaatvoorkeur niet gespecificeerd). Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.



**Fig. 3.57. Gemiddeld aantal ( $\pm 1$  S.E.) soorten spinnen, aangetroffen in de verschillende behandelingen voor beide jaren en voor 2015 en 2016 afzonderlijk, uitgesplitst over uit Maelfait *et al.* (1998) verkregen klimaatvoorkeur (Niet bedreigde spinnen: klimaatvoorkeur niet gespecificeerd). Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.**

### 3.3.8 Sprinkhanen

#### 3.3.8.1 Sprinkhanen

Tijdens de zomerronde zijn in de onderzoeksplots zes sprinkhaansoorten waargenomen (Tab. 3.4). In Tab. 3.5 zijn soortenrijkdom en geschatte populatiegroottes (alle soorten samen) weergegeven. Ruwe gegevens van de populatieschatting zijn weergegeven in bijlage 4.

**Tab. 3.4 Verdeling van soorten in de onderzoeksplots.**

	BDB01	BDB02	BDB03	BDB04	BDB05	BDB06	BDB07	BDB08	BDB09	BDB10	BDB11	BDB12	BDB13	BDB14	BDB15
Gewoon spitskopje		✓			✓	✓					✓	✓			
Heidesabelsprinkhaan											✓		✓	✓	
Knopsrietje			✓	✓			✓								
Krasser		✓	✓	✓		✓		✓	✓	✓		✓			
Snortikker / biguttulus-groep			✓		✓			✓	✓		✓				
Zwart wekkertje	✓							✓				✓			✓
<b>Aantal soorten</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>

Tab. 3.5 Berekende populatiegrootte en soortenrijkdom van sprinkhanen in de 10x10 m kwadranten.

Plot	Gebrand	Fase	Aantal exemplaren	Aantal soorten
BDB01	2006	Herstelfase	1,157	1
BDB02	2003	Herstelfase	5,566	2
BDB03	2010	Actief beheer	21,572	3
BDB04	2010	Actief beheer	8,736	2
BDB05	2013	Actief beheer	15,665	2
BDB06	2013	Actief beheer	2,620	2
BDB07	Controle	Controle	1,000	1
BDB08	2006	Herstelfase	15,022	3
BDB09	2013	Actief beheer	2,800	2
BDB10	2016	Actief Beheer	4,511	1
BDB11	2008	Herstelfase	12,533	3
BDB12	Controle	Controle	10,717	3
BDB13	Controle	Controle	3,033	1
BDB14	Controle	Controle	3,795	1
BDB15	Controle	Controle	3,097	1

Voor alle in het verleden gebrande plots (2003-2016) geldt dat zij een grotere populatie veldsprinkhanen herbergen dan de controle plots. Uitgesplitst over de meest recent gebrande plots die nog in actief drukbegrazingsbeheer verkeren en over de oudere plots die niet meer in drukbegrazing verkeren, blijkt er geen significant verschil te bestaan tussen beide groepen, (gemiddeld wel hoger in de herstelfase), en een significant verschil tussen herstelfase en controle (GLM: post hoc test: herstel – controle:  $p < 0.05$ ). Plots in actief begrazingsbeheer (na 2010 gebrand) verschillen niet significant met de controleplots (Fig. 3.58).

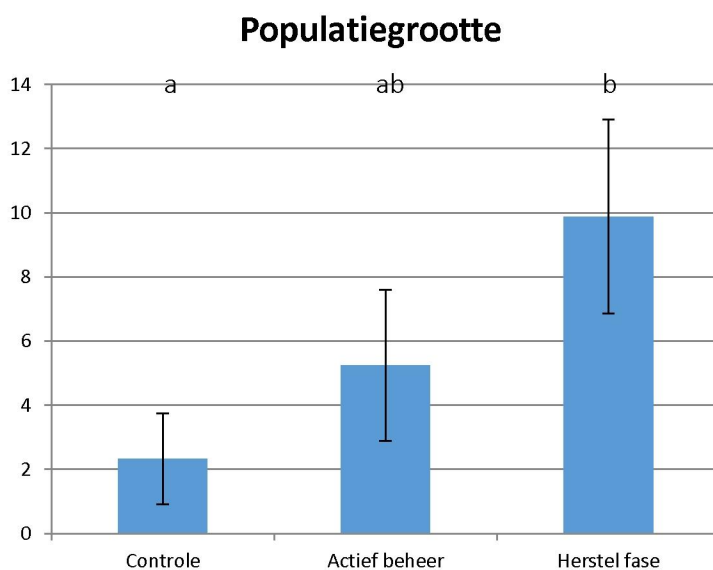


Fig. 3.58 Gemiddelde populatiegrootte van veldsprinkhanen in het 10x10 m kwadrant. Verschillende cijfers geven significant verschillende groepen weer.

### 3.3.8.2 Veldkrekels

Op 22 juni zijn in geen enkel onderzocht kwadrant, niet in de brandplots noch op de controle locaties, veldkrekels waargenomen. Buiten de onderzoekskwadranten zijn wel enkele waarnemingen gedaan, maar aantallen zijn veel te laag om uitspraken te kunnen doen over relaties met het beheer. Losse waarnemingen van veldkrekels zijn weergegeven in Fig. 3.59.



Fig. 3.59 Alle waarnemingen van Veldkrekkel in de onderzoekslocaties

### 3.3.9 levendbarende hagedis

Deze soort is in zeer lage aantallen waargenomen, te laag om zinnige analyses op uit te kunnen voeren (Fig. 3.60). Opgemerkt moet worden dat een van de aspecten van het voorkeurs habitat de aanwezigheid van dichte pijpenstrootjespennen is, die vooral in onbehandelde plots aanwezig zijn.

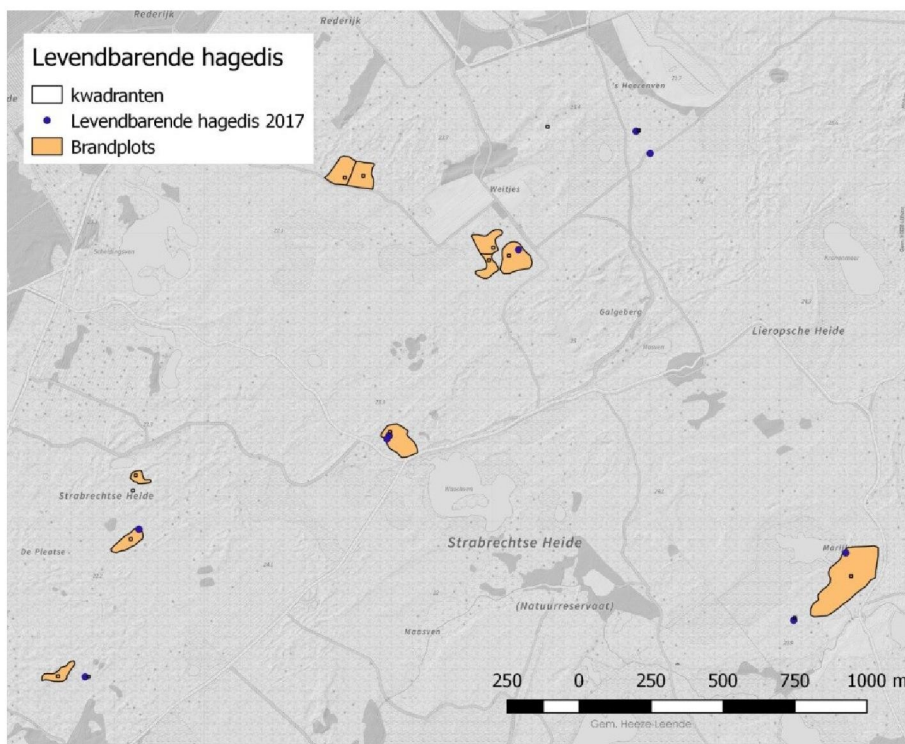


Fig. 3.60. Alle waarnemingen van Levendbarende hagedis in de onderzoekslocaties.

## 4 Conclusies

### 4.1 Bodem- en plantchemie

Het winterbranden op de Strabrechtse Heide heeft een beperkt effect op het verbranden van organische stof. Slechts 2% van de organische stof is in de vegetatie aanwezig, en het organische stof op en in de bodem wordt nauwelijks beïnvloed door de brand. De halmen van Pijpenstro worden weggebrand en de horsten gedeeltelijk. De strooisellaag en A-horizont lijken bij het branden intact te blijven. Het directe effect van het branden op de verwijdering van N uit het systeem is dan ook waarschijnlijk beperkt. Waarschijnlijk ligt de verwijdering rond 20 kg N per hectare (in dezelfde orde-grootte als de stikstofdepositie), wat ongeveer 5 tot 9 keer zo laag is als in de herstelstrategie voor H4030 (Beije et al., 2013) wordt aangenomen (100-170 kg N/ha). De waarden uit Beije et al. (2013) zijn afkomstig uit literatuur van branden waarin ook de strooisellaag verbrandde (Chapman, 1967), of van (oudere) heidevegetaties waarin veel meer stikstof is opgeslagen dan in Pijpenstrootje-gedomineerde systemen (o.a. Niemeyer et al., 2005). In het voorliggende onderzoek is de stikstofverwijdering door branden echter niet direct gemeten; maar verwacht mag worden dat de verwijdering door de brand zelf minimaal is.

Na branden werd een verhoogde flux van nitraat en ammonium gemeten. Dit kan het effect zijn van een verhoogde mineralisatiesnelheid in de top laag van de bodem door een verhoogde temperatuur van de bodem (o.a. Mohamed et al., 2007). Deze temperatuurverhoging wordt veroorzaakt doordat de zwartgeblakerde, open bodem meer warmte adsorbeert. Ook kan er nitraat en ammonium inspoelen uit de as die op de bodem aanwezig is. Deze inspoeling vanuit de as verklaart waarschijnlijk de hogere concentraties K en S in de bodem. Er werden in tegenstelling tot de literatuur geen verhoogde concentraties van ander basische kationen (Ca en Mg) gemeten. Ook leek de bodem-pH juist tijdelijk te dalen, mogelijk als gevolg van verhoogde nitrificatie.

De verhoogde stikstoffluxen en verhoogde kaliumconcentratie hadden in het jaar van branden hogere concentraties stikstof en kalium in Struikhei en Pijpenstrootje tot gevolg. De C:N-verhouding nam hierdoor ook af. De vegetatie heeft daardoor een hogere voedingswaarde voor grazers. Dit effect, met name op stikstof, was echter 3 jaar na branden al niet meer zichtbaar. De drukbegrazing houdt deze verlaagde C:N-verhouding en verhoogde N-concentraties niet in stand.

Vanaf 3 jaar na branden zijn de stikstoffluxen en concentraties uitwisselbaar ammonium en nitraat in de bodem sterk afgenomen ten opzichte van de niet-gebrande situatie. Het is niet bekend of deze afname ook samenhangt met een verlaagde concentratie organisch stikstof in de bodem. Ook is niet duidelijk of deze afname veroorzaakt wordt door een verhoging van de mineralisatie in de bodem vlak na branden, waardoor stikstofverliezen op treden, of door de drukbegrazing, die een deel van het bovengrondse stikstof verwijderd en daarmee de opname van anorganisch stikstof uit de bodem stimuleert, of beide. De afname wordt in elk geval niet direct veroorzaakt door het type begroeiing. Deze wordt in de eerste jaren na branden nog steeds gedomineerd door Pijpenstrootje, terwijl de stikstofbeschikbaarheid dan al is afgenomen. Andersom kan deze langdurige afname, samen met de onderdrukking van de groei van grassen door de drukbegrazing, wel de verschuiving richting een Struikhei-gedomineerd systeem verklaren, dat regelmatig optreedt vanaf circa 10 jaar na branden (Bobbink et al., 2009). Uit de huidige studie waarin branden wordt gecombineerd met drukbegrazing, blijkt dat de omslag van een gras gedomineerd systeem naar een heide gedomineerd systeem al kan beginnen na ongeveer vijf jaar en na 8-10 jaar voltooid is.

Op basis van dit onderzoek is de meest plausibele verklaring dat als gevolg van de maatregel het systeem van een hoge N-flux (Pijpenstro-gedomineerd) naar een systeem met een lage N-flux

(Struikhei-gedomineerd) wordt gebracht. Dit wordt bereikt door zo veel mogelijk direct beschikbaar mobiel N er door branden en drukbegrazing uit het systeem te verwijderen. Het effect is dus niet het gevolg van het verlagen van de totale N-voorraad, maar van het eerst maximaliseren van de N-flux (versneld beschikbaar maken van N-reserves uit makkelijk verteerbaar strooisel), en vervolgens maximaliseren van de afvoer van N. Hierdoor kan het systeem uiteindelijk terugvallen tot een lage N-flux, de vegetatie slaat dan om naar Struikheide dominantie.

## 4.2 Vegetatieontwikkeling

Na branden, gevolgd door drukbegrazing, neemt de grasdominantie door Pijpenstrootje in sterk wisselende mate af. Het aantal soorten neemt hierdoor toe, zowel vaatplanten als mossen en korstmossen. Struikhei neemt sterk toe, vooral in de herstelfase. Grijs kronkelsteeltje neemt echter ook toe in bedekking. In de oudste brandplekken waar geen drukbegrazing meer is, zijn de meeste korstmossen aangetroffen. Pijpenstrootje kan na branden echter nog steeds hoge bedekking hebben. Het lijkt erop dat het omslagpunt van Pijpenstrootje naar Struikhei niet overal gehaald wordt. De maatregel branden gevolgd door drukbegrazing lijkt met het oogpunt op vegetatieherstel dus effectief te zijn, maar in de uitvoering is wellicht soms verbetering mogelijk.

## 4.3 Fauna respons

### 4.3.1 Bodemactieve fauna

De bodemactieve fauna laat een vrij helder en eenduidig beeld zien van het effect van branden en drukbegrazing en de daaropvolgende herstelfase. Tijdens de periode van drukbegrazing is de soortenrijkdom van loopkevers significant hoger dan in de herstelfase en controle. De maatregel heeft voor de loopkevers een positief effect op omnivore en herbivore soorten, waarschijnlijk door een verbeterde habitatkwaliteit door het doorbreken van pijpenstrootje dominantie en daarmee samenhangende vestiging van fijnbladige grassen en lage kruiden. Karakteristieke soorten reageren positief op de maatregel, waarbij soorten van heide en hoogveen een hogere affiniteit vertonen voor actief beheerde locaties en herstelfasen (echter niet significant), en soorten van schraalgraslanden, duinen en open zand enkel een hogere affiniteit vertonen voor de actief beheerde fase. Zij blijken zeer sterk toe te nemen in de actief beheerde locaties in zowel activiteit als soortenrijkdom. De opener en warmere situatie die door branden en drukbegrazing in de eerste jaren wordt gerealiseerd lijkt met name grotere soorten te bevoordelen. Wellicht zijn zij beter in staat om de toegenomen afstand tussen schuilmogelijkheden (graspollen en individuele heidestruiken) over de doorgaans kale bodem te overbruggen dan kleine soorten. Kleine soorten zijn juist in grotere dichtheden aangetroffen in de controle, dit betreft soorten die in strooisel- en humuslagen jagen op springstaarten en kortschildkevers, en met een geringe lichaamsgrootte daardoor beter toe in staat zijn.

Voor spinnen is het beeld iets genuanceerder. De soortenrijkdom en abundantie is significant lager in de actief beheerde locaties. Wanneer echter naar de soorteigenschappen van beide groepen gekeken wordt, is deze ogenschijnlijke tegenstelling ten opzichte van de loopkevers goed verklaarbaar. Bij spinnen blijkt er sprake van een afname van algemene, meso- tot hygrofiele soorten, en juist een toename van xerofiele soorten. Spinnen zijn over het algemeen slechter in staat om met droogtestress om te gaan dan kevers en andere insecten, aangezien het exoskelet van spinnen minder goed in staat is om water vast te houden (Foelix, 1996). Veel (algemene) soorten die geen aanpassing hebben tegen uitdroging zijn in de actieve beheerfase dan ook niet in staat om deze oppervlakken te koloniseren of komen in lagere dichtheden voor. Voor beide groepen is dan ook een duidelijke toename in activiteit van droogte- en warmteminnende soorten in de actief beheerde en herstellocaties vastgesteld, en een significant hogere activiteit van hygrofiele soorten in de controle locaties. Een dergelijke snelle positieve respons van droogte- en warmteminnende bodemactieve spinnen op brand is ook gevonden in droge bossen in Zuid-Europa (Moretti, 2000). Daarnaast zijn, in tegenstelling tot de loopkevers, bij

de spinnen in alle beheertypen soorten aangetroffen die zeer karakteristiek zijn voor heide biotopen. Wel is een duidelijke verschuiving waarneembaar. Soorten die karakteristiek zijn voor natte heide en natte graslanden kennen hun zwaartepunt in de Pijpenstrootje gedomineerde controle locaties, soorten van matig droge graslanden in de actief en herstel beheer fase en soorten van xerotherme graslanden en xerotherme heide voor respectievelijk de actief beheerde locaties en de herstel fase. Bij spinnen zijn dus in alle drie de fasen zeldzame, heidekarakteristieke soorten aangetroffen, maar elke fase herbergt duidelijk andere groepen van soorten met elk verschillende habitateisen.

#### 4.3.2 Sprinkhanen

De meeste (veld-)sprinkhaansoorten zijn warmteminnend en hebben een voorkeur voor structuurrijke, open vegetatie, afgewisseld met open bodem. Uit het vegetatieonderzoek bleek al dat door branden, gevolgd door drukkbe grazing, de vergrassing door pijpenstrootje afneemt en het aantal plantensoorten toeneemt. Op 3 van de 5 locaties waar langer geleden gebrand is, is het aandeel Struikhei groter dan het aandeel grassen (Pijpenstrootje en Bochtige smele). De resultaten van het sprinkhanenonderzoek liggen in lijn met die van het vegetatieonderzoek. Naarmate er langer geleden gebrand is, ontstaat een geschikter biotoop voor sprinkhanen en neemt de populatie van die diergroep significant toe. Deze trend is ook al waarneembaar in de fase van drukkbe grazing, maar hier is hetzij de dominantie van pijpenstrootje nog te hoog, hetzij de graasdruk te hoog om ook in deze periode al van een significante toename van de aantallen sprinkhanen te kunnen spreken.

Eind juni is te laat gebleken om veldkrekels nog te kunnen inventariseren. De activiteitsperiode van de soort loopt dan op een eind, en aantallen zijn sterk verminderd. De dichtheid aan veldkrekels in het gebied was ten tijde van het onderzoek zo laag, dat er geen enkele veldkrekkel binnen een kwadrant is waargenomen. Een betere onderzoeksmethodiek is het tellen van holletjes in het voorjaar. Eind april of begin mei kruipen de dieren uit hun in het najaar gegraven holletjes. Actief gebruikte holletjes zijn goed te tellen, mits het proefvlak niet te groot wordt genomen. In het begin van het voorjaar hebben dieren veelal maar één holletje. Later in het jaar worden meerdere holletjes gegraven en kunnen dubbeltellingen optreden.

## 5 Synthese

Uit dit onderzoek zijn sterke aanwijzingen gevonden dat de gecombineerde maatregel 'Branden en drukbegrazen' effectief is om de door stikstofdepositie veroorzaakte dominantie van pijpenstrootje in droge heide (H4030) en stuifzandheide (H2310) te kunnen doorbreken, ten voordele van struikheide en andere karakteristieke soorten van dit habitatype, en daarmee als geschikte PAS maatregel kan worden beschouwd.

De door pijpenstrootje gedomineerde controlesituaties zijn in overleg met de beheerders van de Strabrechtse Heide geselecteerd met als belangrijkste criterium dat dit locaties zijn die goed vergelijkbaar zijn als startsituatie voor uitvoering van dit beheer. Het is dus aannemelijk dat ze vergelijkbaar zijn met de "uitgangssituaties" zijn van waaruit de locaties die in huidig of afgerond beheer bevinden zijn ontwikkeld. Met deze aanname in het achterhoofd kan geconcludeerd worden dat de gecombineerde maatregel effectief is in het doorbreken van pijpenstrootje dominantie, en leidt tot een toename van de soortenrijkdom van karakteristieke plantensoorten. De maatregel is dus uitgetest als uitbreidingsmaatregel voor het habitatype Droge heide en effectief gebleken om het habitatype terug te krijgen waar dit door vergrassing was verdwenen.

Op 1 locatie die voormeerde jaren weer uit beheer genomen was, was hervergrassing opgetreden, maar dit was niet consistent met leeftijd na branden, gezien de nog steeds door struikheide gedomineerde situatie in een nog oudere locatie.

Bij actief drukbegrasde locaties was het effect op pijpenstrootje dominantie minder eenduidig. In de meeste situaties was pijpenstrootje nog dominant of co-dominant, maar in alle gevallen is de bedekking van struikheide beduidend hoger dan in de onbeheerde controle situaties. Op zich is dit effect niet opmerkelijk, aangezien het uiteindelijke doorbreken van pijpenstrootje dominantie in de drukbegravingsfase wordt geforceerd. Het doorbreken van die dominantie kost tijd en zal daarnaast afhankelijk zijn van de lokale vitaliteit van pijpenstrootje en daarmee samenhangend, de hoeveelheid opgehoopt anorganisch stikstof in de bodem.

Uit het bodemchemisch onderzoek is naar voren gekomen dat het branden als op zichzelf staande maatregel slechts een zeer beperkt effect heeft op de nutriënt budgetten in het systeem: op basis van de meetwaarden wordt dit voor deze studie ingeschat op ongeveer 20 kg N per ha, dus in dezelfde orde als de jaarlijkse N-depositie in het gebied. Brandbeheer als op zichzelf staande maatregel is dus niet effectief in het verwijderen van stikstof uit het systeem, noch in het tegengaan van de vergrassing als gevolg van toegenomen stikstofdepositie. Aangenomen wordt dat een pijpenstrootje gedomineerde vegetatie in het onderzoek na 1 groeiseizoen al weer terug zou zijn op het oude niveau van vergrassingsgraad. Ook mag worden aangenomen dat de beheerbrand als maatregel geen of nauwelijks invloed heeft op de totale organische pool van stikstof in de bodem, aangezien de bodem als gevolg van de wijze van uitvoering (in de winter tijdens vorst) nauwelijks mee verbrandt

In de eerste jaren na uitvoering van drukbegrazing zijn er wel veranderingen in bodemprocessen en N-omzettingsprocessen waargenomen. In Pijpenstrootje gedomineerde vegetaties is de anorganische pool van N (in de vorm van  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$ ) stevast hoger dan in de (oudere) beheerde locaties. Deze anorganische pool is nog hoger na uitvoering van de maatregel, en maximaal in het eerste jaar van drukbegrazing.

Metingen met mineralisatieprobes lieten ook zien dat N-mineralisatiesnelheden in de pijpenstrootje gedomineerde locaties beduidend hoger waren dan in de struikheide gedomineerde, oudere beheerde locaties, en tevens een piek behaalden in de eerste jaren van drukbegrazing. Dit effect van hogere

mineralisatiesnelheden in vergraste situaties is in een eerdere studie van Van Vuuren et al. (1992) ook al opgemerkt. De meetgegevens van deze studie suggereren dat de gecombineerde maatregel deze mineralisatiesnelheid in de eerste jaren nog verder aanjaagt. Mogelijke (combinaties van) oorzaken die uit dit onderzoek overblijven zijn:

- Stimulering van microbiële activiteit door een toename van bodemtemperatuur door het wegnemen van de vegetatielaag door branden en vervolgens kort houden van de vegetatie door drukbegrazing;
- Stimulering van microbiële activiteit door een toename van beschikbaarheid van andere elementen als K, S, P door inspoeling van as in de toplaag van de bodem en door uitspoeling van voedingsstoffen uit de schapenmest;
- Toename van mineralisatie van vers strooisel door vertrappen van vers strooisel door de schapen, waardoor de afbraak sneller verloopt.

Een toename van mineralisatie van stikstof door mest (een van de eerdere hypothesen) is minder waarschijnlijk, omdat de anorganische N-pool al afneemt na enige jaren, wanneer drukbegrazing nog in volle gang is.

In deze fase van toegenomen mineralisatie van stikstof worden ook hogere N-gehalten in de planten gemeten (naast een toename van K en S). In de eerste jaren na de brand is er dus sprake van een "greenflush"; een vaak in de literatuur (oa. Lance, 1983, Whelan, 1995) beschreven fenomeen dat na branden de voedselkwaliteit van de bovengrondse delen van de plant toeneemt, als gevolg van een tijdelijke toename van voedingsstoffen in de bodem (o.a. in deze studie gevonden), of door een toename van de wortel:stengel verhouding van overlevende meerjarige planten (Van de Vijver et al., 1999). Door tijdens deze periode van greenflush de vegetatie sterk te begrazen, kan er effectief meer stikstof verwijderd worden dan onder normale condities.

In de locaties die enige jaren zijn drukbegrasd worden duidelijk lagere concentraties anorganisch stikstof gemeten en dit blijft in veel gevallen zo tot zeker 10 jaar na start van de beheercyclus. Bij drukbegrazing zonder branden als voorbereidende maatregel (Wallis de Vries et al., 2014b) is deze afname in anorganisch stikstof niet gevonden. Mogelijk is de combinatie van vegetatieverwijdering door branden en bijgevolg toenemen van de opname van N door de plant en vervolgens afgrazen een effectief mechanisme om de pool van anorganisch stikstof uit te putten. Of, en in hoeverre er ook sprake is van verhoogde uitspoeling van N in de vorm van nitraat, is op basis van deze studie niet inzichtelijk geworden. De afname van gehalten aan anorganisch stikstof kan wel een goede verklaring zijn waarom er na enige tijd een omslag lijkt plaats te vinden van pijpenstrootje gedomineerde vegetatie naar struikhei gedomineerde vegetatie. Struikhei is in staat om stikstof direct uit de organische pool te verkrijgen door middel van symbiose met ericoïde mycorrhiza (Michelsen et al., 1998) en zal dus competitief sterker zijn ten opzichte van pijpenstrootje zo lang als de anorganische pool van stikstof laag is.

Een grote mate van variatie in bodemcondities en een gebrek aan replica's met betrekking tot verschillende leeftijden van de gecombineerde maatregel maakt het niet mogelijk om zeer harde uitspraken te doen over de totale verwijderingsbijdrage van N uit het systeem als gevolg van de maatregel. Om dit goed te kunnen kwantificeren is een experimenteel opgezette studie vereist, die veel van de onzekerheden en variatie in bodemcondities kan uitsluiten. Bovendien kan door dit experiment in een voor-tijdens-na opzet meetmomenten in te richten ook veel beter worden ingeschat in welke mate de verschillende pools van stikstof in bodem (organisch en anorganisch) en plant afnemen gedurende de tijd en kan op basis hiervan ook een goede inschatting gemaakt worden van het precieze potentieel en de exacte routes van N-verwijdering uit het systeem.

Op basis van deze studie kan wel worden geconcludeerd dat de maatregel in ieder geval de negatieve effecten van te hoge N-depositie (vergrassing) op de biodiversiteit effectief kan bestrijden. Het uit deze studie naar voren gebrachte meest waarschijnlijke mechanisme achter de gevonden omslag van pijpenstrootje dominantie naar struikheide dominantie is als volgt samen te vatten:

1. het door branden creëren van een ideale uitgangssituatie voor drukbegrazing door maximaliseren van stikstofmineralisatiesnelheid en wegbranden van staand dood plantenmateriaal;
2. verzekeren van hoge graasdruk op hergroeiende vegetatie door hoge voedingskwaliteit (a.g.v. nutriënten uit as en hogere N-mineralisatie) en daardoor optredende depletie van anorganische stikstofbronnen binnen enkele jaren;
3. versterken van de concurrentiekracht van struikheide door uitputting van dit anorganisch stikstof met behoud van organisch vastgelegde stikstofbronnen.

De maatregel kan hierdoor in ieder geval het systeem voor 10 jaar vanuit de ene stabiele staat (pijpenstrootjedominantie) naar een alternatieve stabiele staat gebracht worden (struikheide dominantie).

Tenslotte kan uit het bodemchemisch onderzoek ook worden vastgesteld dat de hoge stikstofdruk op de droge heidesystemen heeft geleid tot sterke bodemverzuring, waardoor er weinig tot geen soorten indicatief voor iets gebufferde systemen meer voorkomen in de onderzoeksgebieden. Branden en drukbegrazing had geen positief effect op de basenverzadiging van de bodem, en er werden geen positieve effecten gemeten op de buffercapaciteit noch pH. Er leek eerder sprake van een versnelling van de verzuring (lagere pH na branden), mogelijk doordat de stikstofmineralisatie tijdelijk werd versneld. De maatregel is dus niet in staat om verzuring van de bodem tegen te gaan of te herstellen, en heeft wellicht juist een licht versterkend effect op bodemverzuring.

Uit het faunaonderzoek uit deze studie blijkt dat de maatregel voor veel karakteristieke soorten uitermate gunstig uitpakt. Er lijkt, in tegenstelling tot de bij aanvang van de studie opgeworpen hypothese, ook geen duidelijke periode op te treden van een extreme verstoring, die remmend zou werken op de vestiging van (voor die situatie) karakteristieke soorten. Voor de sprinkhanen is wel enig remmend effect van drukbegrazing waargenomen ten opzichte van de herstelfase, en voor deze groep kan uit de resultaten vervolgens geconcludeerd worden dat de herstelfase lang genoeg geschikt is voor soorten om zich op deze locaties te vestigen. Over de gehele beheercyclus lijkt juist sprake te zijn van het 'meebewegen' van soortgroepen met de door de maatregel ingezette successiefasen: sterk xerofiele en warmteminnende soorten met name de actieve beheerfase, xerofiele/warmteminnende soorten en soorten van meer structuurrijke heide en stuifzandheide in de herstelfase, en soorten gebonden aan sterk gebufferde en vochtige situaties in de controle fasen. Op basis van de soorteigenschappen wordt ook beter inzicht verkregen welke andere mechanismen sturend zijn in de faunagemeenschappen:

1. Het open grazen na branden levert open situaties met weinig schuilmogelijkheden op, die hoog mobiele (grote) soorten bevoordeelt over laag mobiele (kleine) soorten;
2. De "greenflush" die optreedt na branden heeft een positief effect te op de soortenrijkdom van herbivore (en omnivore) loopkevers.

Ook kan worden vastgesteld dat elk van de drie beheerfasen een optimumsituatie oplevert voor heide karakteristieke en/of zeldzame soorten ongewervelden. Veel zeldzaam geworden diersoorten van heidelandschappen zijn gebonden aan habitats met een warm en droog microklimaat, en soorten behorende tot deze groep zijn vaak sterk in verspreiding achteruitgegaan (van Turnhout et al., 2003, van Turnhout et al., 2008). Daarvan is een deel echt gebonden aan zeer open, droge grazige habitats,

maar een groot deel van de gevonden heidekarakteristieke soorten prefereert juist mozaïeksituaties met losstaande pollen gras en struikhei. Opmerkelijk is tenslotte dat sterk door Pijpenstrootje vergraste vegetaties nog steeds een geschikt habitat vormen voor zeldzame en karakteristieke soorten van venige en/of natte graslanden en vochtige heide, waardoor er tevens een pleidooi gemaakt kan worden voor het lokaal sparen van deze vegetaties bij gebrek aan goed ontwikkelde vochtige heide.

Wanneer deze maatregel op regelmatige basis (bij voorkeur ieder jaar) lokaal wordt uitgevoerd, kan in grote en middelgrote heidegebieden een beheercyclus worden ingezet die de vergrassingsgraad terug kan dringen, zonder op grote schaal te hoeven ingrijpen met intensievere vormen van maatregelen (maaïen, chopperen). Een bijkomend voordeel van deze beheercyclusvorm is dat het ook duidelijk leidt tot het verhogen van habitatheterogeniteit, wat duidelijk voordelig is gebleken voor de totale biodiversiteit. Gecombineerd met een lichter begrazingsregime (lichte voorjaarsbegrazing met gescheperde kuddes) kan hierdoor de totale vergrassingsgraad in een heidereservaat naar verwachting laag gehouden worden en kan uitbreiding van competitieve grassen door stikstofdepositie effectief worden bestreden. In het onderzoek werden ook twee in het recente verleden actief beheerde (herstel)locaties aangetroffen waar Pijpenstrootje hoge bedekking haalde. De voorzichtige conclusie is dat in deze situaties de omslag van Pijpenstrootje naar struikheide dominantie niet is opgetreden, of niet heeft doorgezet. We verwachten dat deze omslag beter te forceren is door per locatie jaarlijks te evalueren of het nog zinvol is om door te gaan met drukkbegrazing, en de duur van de drukkbegrazing met één of enige jaren te verleggen als de situatie hier aanleiding toe geeft.

Onder de huidige niveaus van stikstofdepositie zal na verloop van tijd vergrassing weer optreden en zal opnieuw tot het uitvoeren van de maatregel moeten worden overgegaan. Om een beter beeld te krijgen van de vereiste duur van een beheercyclus is het aan te bevelen om de maatregel op experimentele wijze te onderzoeken, om op die manier de stikstofbalans te kunnen berekenen. Uit dit onderzoek is echter gebleken dat het veel belangrijker is om te kijken naar de mobiele fractie van stikstof in de bodem, en deze is vaak veel slechts een fractie van de totale hoeveelheid stikstof in de bodem. Een sterke focus moet dus liggen op het bepalen van de snelheid van N-mineralisatie, de hoeveelheid in de bodem aanwezig plant beschikbaar stikstof, en de verhouding tussen  $\text{NH}_4$  en  $\text{NO}_3$  in de fractie plant beschikbaar stikstof, gedurende een lange onderzoekstermijn van vegetatieherstel na branden. In eenzelfde opzet kan ook worden nagegaan hoe lang het duurt voordat de gunstige omgevingscondities voor karakteristieke fauna, door de drukkbegrazing gecreëerd, als gevolg van successie weer zijn verdwenen. Op basis van deze gegevens kan een periode berekend worden wanneer een gebiedsdeel opnieuw een beheercyclus in zou moeten gaan, en kunnen de kosten op de lange termijn per ha voor deze habitattypen worden bepaald. Een ander belangrijk probleem dat ook in haar geheel niet wordt aangepakt door deze maatregel is het herstellen en/of tegengaan van versnelde bodemverzuring (De Graaf et al., 1998, Kleijn et al., 2008, Bergsma et al., 2016, Vogels et al., 2016a). Hiervoor zijn aanvullende maatregelen vereist, die voor Nederlandse en Noord-Brabantse heidelandschappen op het moment in onderzoek zijn (Weijters et al., 2016, Weijters et al., in prep), en mogelijk in de toekomst gecombineerd kunnen worden met deze maatregel.

## 6 Referenties

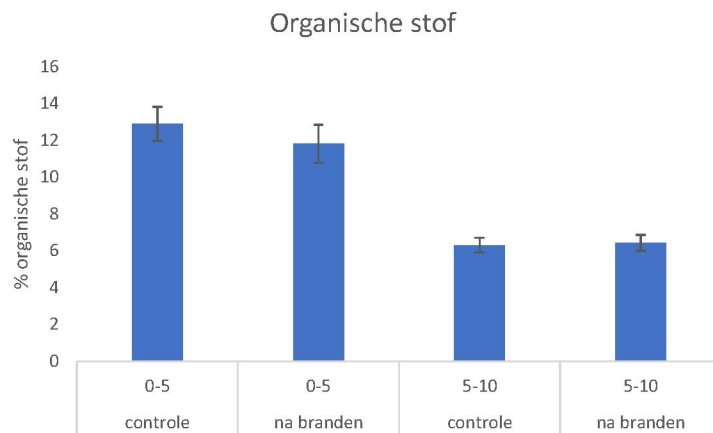
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker & S. Walker. 2016. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4\_. R package version 1.1-12.
- Beije, H. M., R. W. de Waal & N. A. C. Smits 2013. Herstelstrategie H4030: Droge heiden.
- Bergsma, H., J. J. Vogels, M. Weijters, R. Bobbink, A. J. M. Jansen & L. Krul 2016. Tandrot in de bodem - hoeveel biodiversiteit kan de huidige minerale bodem nog ondersteunen? *Bodem* **1**:27-29.
- Bobbink, R., M. Weijters, M. Nijssen, J. Vogels, R. Haveman & L. Kuiters 2009. Branden als EGM maatregel. DK-LNV, Ede, 149 pag.
- Boeken, M., K. Desender, B. Drost, T. van Gijzen, B. Koese, J. Muilwijk, H. Turin & R. Vermeulen 2002. *De Loopkevers van Nederland & Vlaanderen - (Coleoptera: Carabidae)*. Stichting Jeugdbondsuitgeverij, Utrecht.
- Chapman, S. B. 1967. NUTRIENT BUDGETS FOR A DRY HEATH ECOSYSTEM IN SOUTH OF ENGLAND. *Journal of Ecology* **55**:677-689.
- De Graaf, M. C. C., P. J. M. Verbeek, R. Bobbink & J. G. M. Roelofs 1998. Restoration of species-rich dry heaths: the importance of appropriate soil conditions. *Acta botanica Neerlandica* **47**:89-111.
- Foelix, R. F. 1996. *Biology of Spiders*. OUP USA/Georg Thieme Verlag.
- Härdtle, W., M. Niemeyer, T. Niemeyer, T. Assmann & S. Fottner 2006. Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? *Journal of Applied Ecology* **43**:759-769.
- Härdtle, W., G. Von Oheimb, A. K. Gerke, M. Niemeyer, T. Niemeyer, T. Assmann, C. Drees, A. Matern & H. Meyer 2009. Shifts in N and P Budgets of Heathland Ecosystems: Effects of Management and Atmospheric Inputs. *Ecosystems* **12**:298-310.
- Hothorn, T., F. Bretz & P. Westfall 2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* **50**:346-363.
- Kleijn, D., R. M. Bekker, R. Bobbink, M. C. C. De Graaf & J. G. M. Roelofs 2008. In search for key biogeochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands: a comparison of common and rare species. *Journal of Applied Ecology* **45**:680-687.
- Lance, A. N. 1983. Performance of Sheep on Unburned and Serially Burned Blanket Bog in Western Ireland. *Journal of Applied Ecology* **20**:767-775.
- Loach, K. 1968. Seasonal Growth and Nutrient Uptake in a Molinietum. *Journal of Ecology* **56**:433-444.
- Maelfait, J. P., L. Baert, M. Janssen & M. Alderweireldt 1998. A Red list for the spiders of Flanders. *Bulletin van het Koninklijk Belgisch instituut voor Natuurwetenschappen* **68**:131-142.
- Marrs, R. H., J. D. P. Phillips, P. A. Todd, J. Ghorbani & M. G. Le Duc 2004. Control of *Molinia caerulea* on Upland Moors. *Journal of Applied Ecology* **41**:398-411.
- Michelsen, A., C. Quarmby, D. Sleep & S. Jonasson 1998. Vascular plant N-15 natural abundance in heath and forest tundra ecosystems is closely correlated with presence and type of mycorrhizal fungi in roots. *Oecologia* **115**:406-418.
- Mohamed, A., W. Härdtle, B. Jirjahn, T. Niemeyer & G. Von Oheimb 2007. Effects of prescribed burning on plant available nutrients in dry heathland ecosystems. *Plant Ecology* **189**:279-289.
- Moretti, M. 2000. Effects of winter fire on spiders. Pag 183-190 *in* European Colloquium of Arachnology. Arhus University Press, Arhus.
- Nentwig, W., T. Blick, D. Gloor, A. Hänggi & C. Kropf, *Spiders of Europe* [www.araneae.unibe.ch](http://www.araneae.unibe.ch)
- Niemeyer, T., M. Niemeyer, A. Mohamed, S. Fottner & W. Härdtle 2005. Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. *Applied Vegetation Science* **8**:183-192.

- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, 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.
- R Core Team. 2017. *R: A language and environment for statistical computing* versie 3.3.2.
- Raison, R. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: A review. *Plant and Soil* **51**:73-108.
- Roberts, M. J. 1985. *The Spiders of Great Britain and Ireland*. Brill, Leiden.
- Turin, H. 2000. *De Nederlandse loopkevers. Verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae)*. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.
- Van de Vijver, C., P. Poot & H. Prins 1999. Causes of increased nutrient concentrations in post-fire regrowth in an East African savanna. *Plant and Soil* **214**:173-185.
- Van der Zee, F., R. Bobbink, R. Loeb, M. Wallis de Vries, G. Oostermeijer, S. Luijten & M. de Graaf In prep. *Naar een Actieplan Heischrale graslanden. Hoe behouden en herstellen we heischrale graslanden in Nederland?*, Wageningen Environmental Research, Wageningen, pag.
- van Tooren, B., N. van der Ploeg & P. Dirks 2004. *Heide-evaluatie 2004 - Een evaluatie van het heide- en stuifzandbeheer bij Natuurmonumenten Natuurmonumenten, 's Graveland, 78 pag.*
- van Turnhout, C., E. Brouwer, M. Nijssen, S. Stuijzand, J. Vogels, H. Siepel & H. Esselink 2008. *Herstelmaatregelen in heideterreinen - Samenvatting OBN onderzoek en richtlijnen met betrekking tot de fauna*. DK 2008/042-O, Directie Kennis LNV, Ede, 71 pag.
- van Turnhout, C., S. Stuijzand, M. Nijssen & H. Esselink 2003. *Gevolgen van verzuring, vermesting en verdroging en invloed van herstelbeheer op duinfauna - Basisdocument*. 2003/153, EC-LNV, Ede, pag.
- Van Vuuren, M. M. I., R. Aerts, F. Berendse & W. Devisser 1992. NITROGEN MINERALIZATION IN HEATHLAND ECOSYSTEMS DOMINATED BY DIFFERENT PLANT-SPECIES. *Biogeochemistry* **16**:151-166.
- Verbeek, P., M. De Graaf & M. Scherpenisse 2006. *Verkennde studie naar de effecten van drubbegrazing met schapen in droge heide - Effectgerichte maatregel tegen vermesting in droge heide*. 2006/dk038-O, DK-LNV, Ede, 51 pag.
- Vogels, J., A. Van den Burg, E. Remke & H. Siepel 2011. *Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen - Evaluatie en ontwerp van bestaande en nieuwe herstelmaatregelen (2006-2010)*. DKI-EL&I, Den Haag, 238 pag.
- 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, 34 pag.
- Vogels, J. J., R. Bobbink, M. Weijters & H. Bergsma 2016a. *Het droge heidelandschap in de 21e eeuw: aandacht voor mineralogie en historisch landgebruik*. *De Levende Natuur* **117**:245-250.
- Vogels, J. J., E. Brouwer, M. Scherpenisse & P. J. M. Verbeek 2016b. *Optimaliseren van herstelmaatregelen voor habitattypen van droge heide (H4030 en H2310) in het kader van Natura2000 en de Programmatische Aanpak Stikstof - De stikstof verwijderingspotentie van de gecombineerde maatregel branden en drubbegrazen - 1e voortgangsrapportage*. Stichting Bargerveen, Nijmegen, 41 pag.
- Vogels, J. J. & J. Frazao 2013. *De zomerbrand op de Strabrechtse Heide 2010-2013 - Monitoring van de korte en middellange termijn effecten op bodemchemie, vegetatie en fauna*. Stichting Bargerveen, Nijmegen, 50 pag.
- Vogels, J. J., W. C. E. P. Verberk, L. P. M. Lamers & H. Siepel *In press*. Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological conservation*.

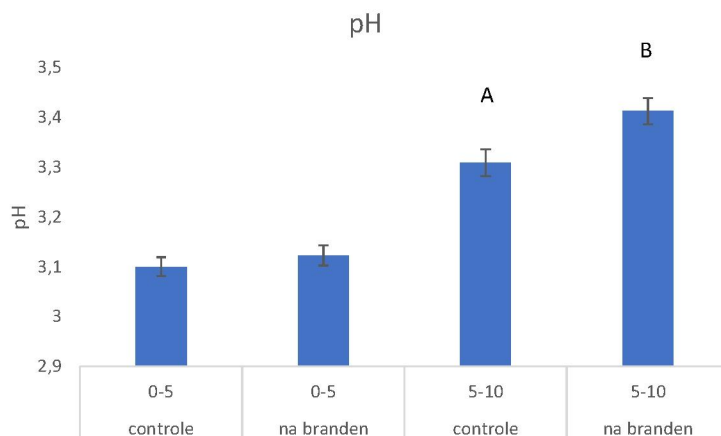
- Vogels, J. J., N. R. Webb & H. H. Siepel 2013. 14 Impact of changed plant stoichiometric quality on heathland fauna composition. *in* W. H. Diemont, W. J. M. Heijman, H. H. Siepel, en N. R. Webb,(red.) Economy and ecology of heathlands.KNNV publishing, Zeist.
- Vogels, J. J., M. Weijters, R. J. Bijlsma, R. W. de Waal, R. Bobbink & H. Siepel 2016c. Fosfaattoevoeging Heide. VBNE, Driebergen, 127 pag.
- Wallis de Vries, M., R. Bobbink, E. Brouwer, K. Huskens, E. Verbaarschot, S. Waasdorp & J. J. Vogels 2014a. Effecten van de inzet van gescheperde schaapskuddes bij het heidebeheer in Friesland. De Vlinderstichting / Onderzoekscentrum B-ware / Stichting Bargerveen, Wageningen / Nijmegen, 47 pag.
- Wallis de Vries, M. F., R. Bobbink, E. Brouwer, K. Huskens, E. Verbaarschot, R. Versluijs & J. J. Vogels 2014b. Drukbe 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, 178 pag.
- Wallis de Vries, M. F., J. Noordijk, H. Sierdsema, R. Zollinger, J. T. Smit & M. Nijssen 2013. Begrazing in Brabantse heidegebieden - Effecten op de fauna. VS2012.017, De Vlinderstichting, Wageningen / EIS-Nederland, Leiden / SOVON Vogelonderzoek, Stichting RAVON en Stichting Bargerveen, Nijmegen, 135 pag.
- Weijters, M., H. Bergsma, R. Bobbink, H. Siepel & J. J. Vogels in prep. Herstel van heide door middel van steenmeelgift - Rapportage 2017. Provincie Noord-Brabant en VBNE (OBN-2014-58-DZ), pag.
- Weijters, M., R. Bobbink, E. Verbaarschot, J. J. Vogels, H. Bergsma & H. Siepel 2016. Herstel van heide door middel van steenmeelgift - Tussenrapport 2016. Provincie Noord-Brabant, VBNE (OBN-2014-58-DZ) en het Nationaal Park de Hoge Veluwe 89 pag.
- Whelan, R. J. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press, Cambridge.
- Zeegers, T. 1993. Het schatten van populatiegroottes. *in* M. Van Veen & T. Zeegers,(red.) Insekten basisboek: handleiding voor veldonderzoek en tabellen tot de orden en families van de Nederlandse landongewervelden.Jeugdbondsuitgeverij, Utrecht.

## 7 Bijlagen

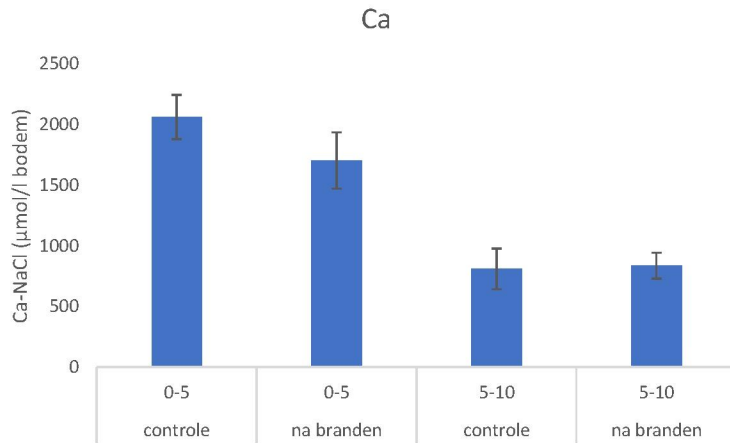
### 7.1 Bijlage 1. Bodemchemie in recent gebrande en controleproefvlakken



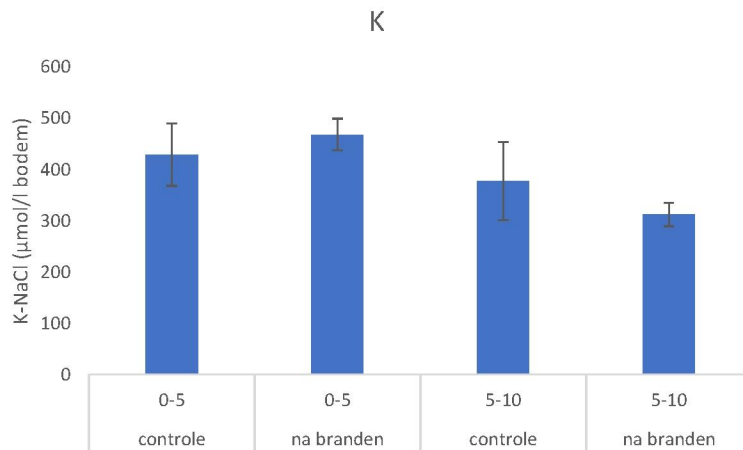
Figuur A. Organische stofgehalten van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Er werden geen significante verschillen binnen de dieptes gevonden.



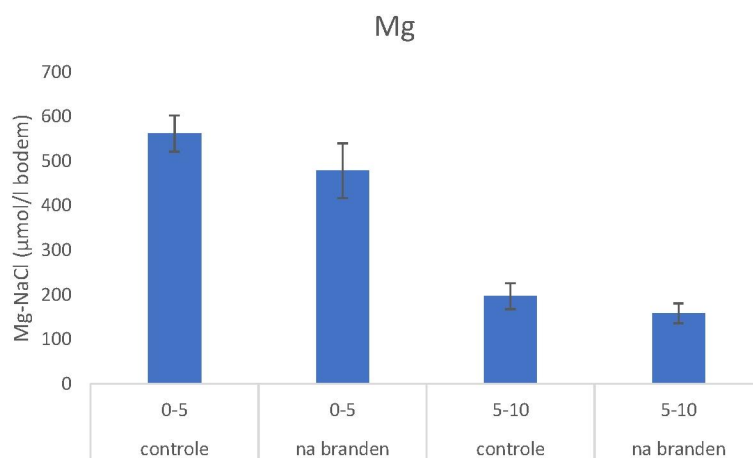
Figuur B. pH-NaCl van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Significante verschillen tussen deze twee typen proefvlakken binnen één diepte worden aangegeven met verschillende letters.



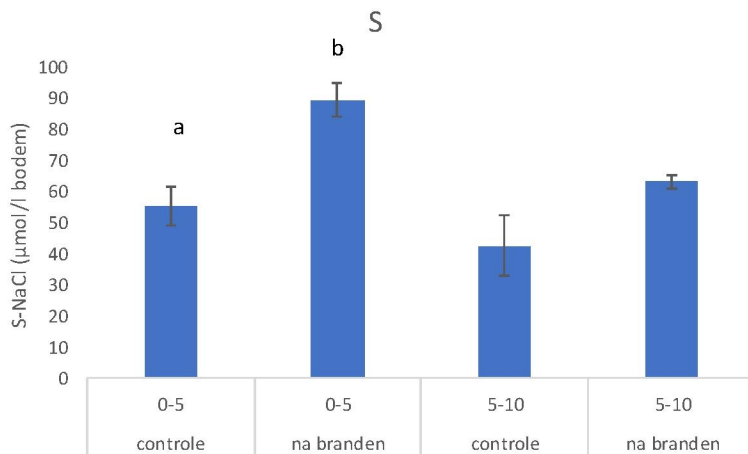
Figuur C. Concentratie Ca-NaCl van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Er werden geen significante verschillen binnen de dieptes gevonden.



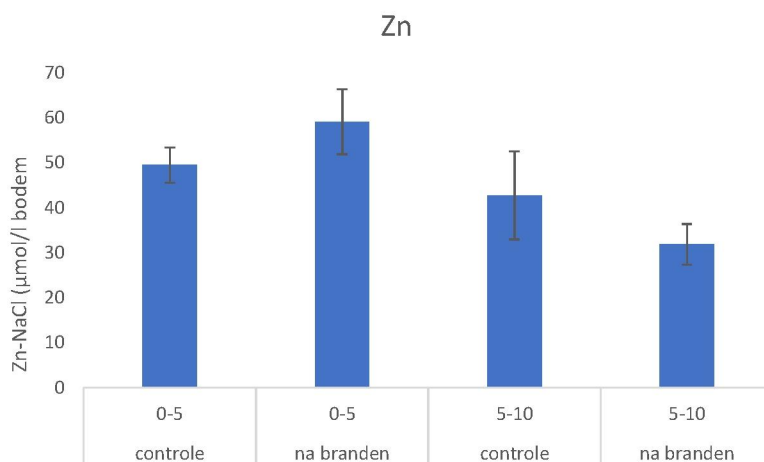
Figuur D. Concentratie K-NaCl van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Er werden geen significante verschillen binnen de dieptes gevonden.



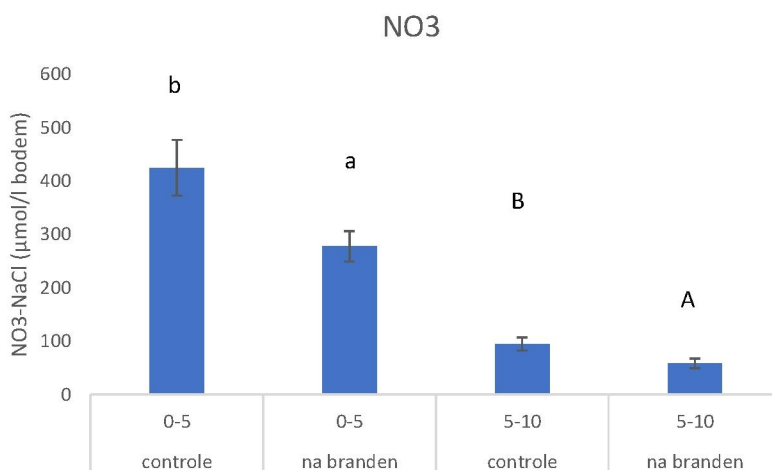
Figuur E. Concentratie Mg-NaCl van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Er werden geen significante verschillen binnen de dieptes gevonden.



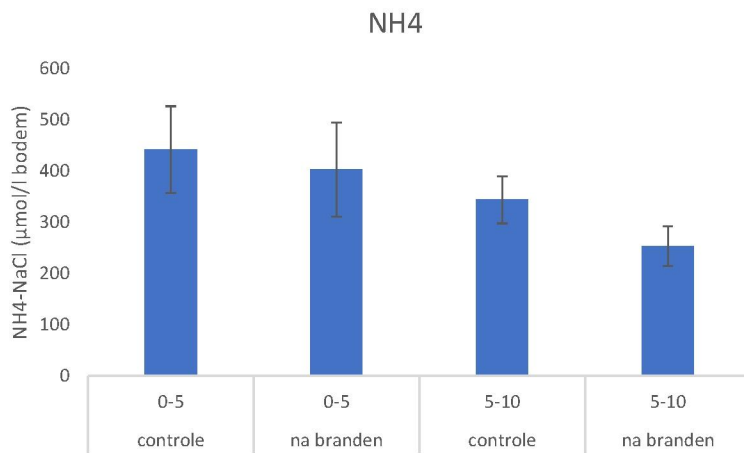
Figuur F. S-NaCl ( $\text{SO}_4$ ) van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Significante verschillen tussen deze twee typen proefvlakken binnen één diepte worden aangegeven met verschillende letters.



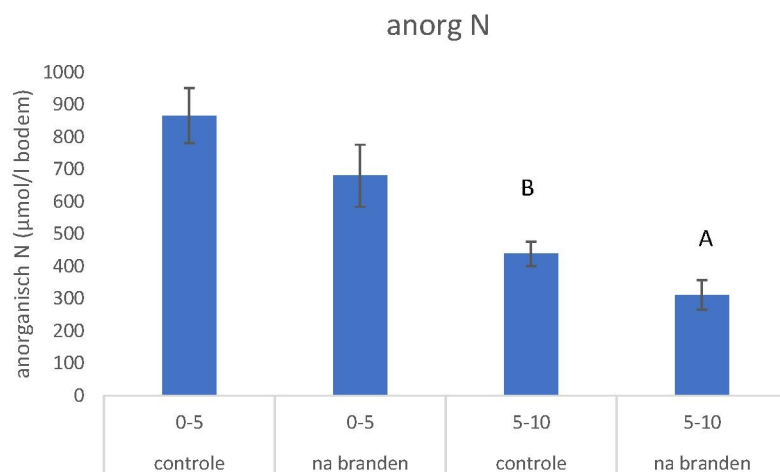
Figuur G. Concentratie Zn-NaCl van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Er werden geen significante verschillen binnen de dieptes gevonden.



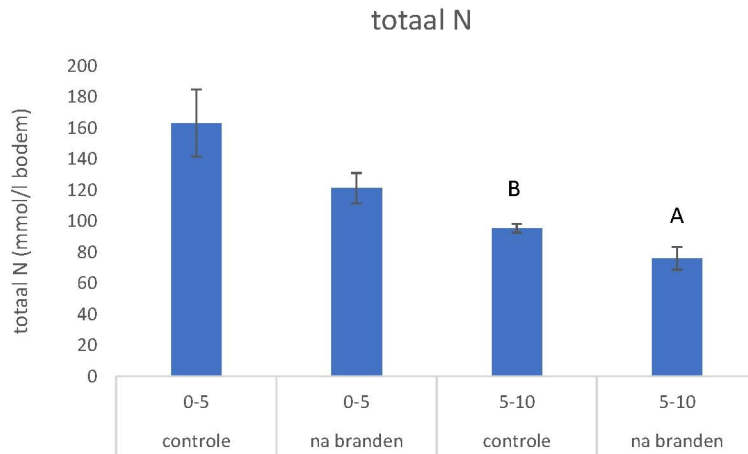
Figuur H.  $\text{NO}_3\text{-NaCl}$  van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Significante verschillen tussen deze twee typen proefvlakken binnen één diepte worden aangegeven met verschillende letters.



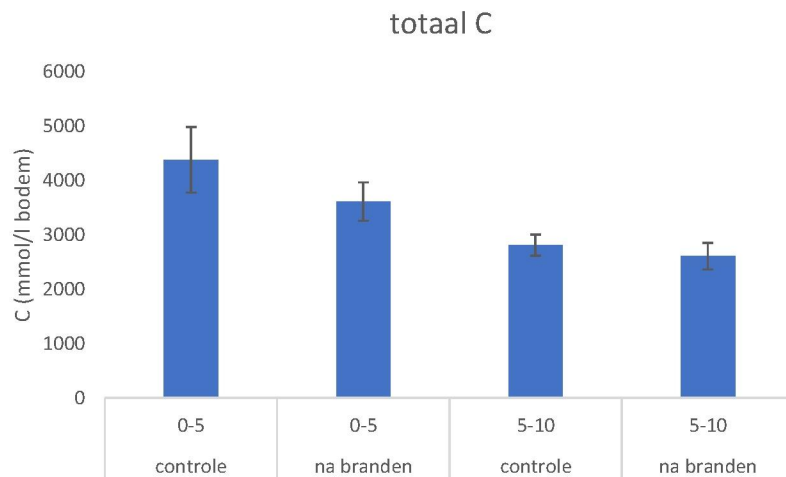
Figuur I. Concentratie  $\text{NH}_4\text{-NaCl}$  van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Er werden geen significante verschillen binnen de dieptes gevonden.



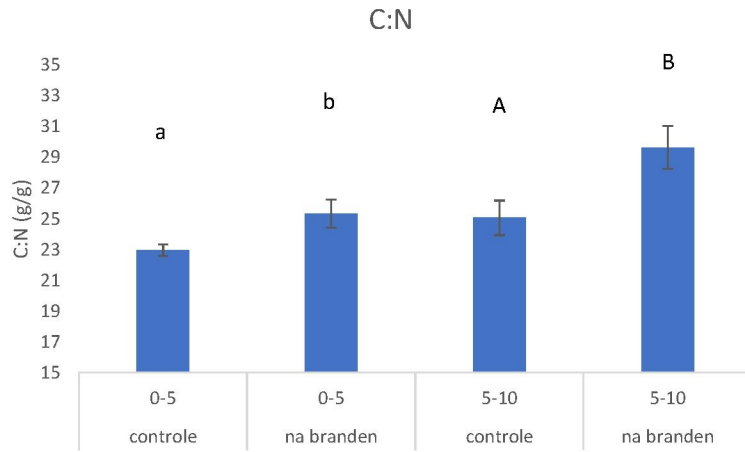
Figuur J. Concentratie anorganisch N-NaCl van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Significante verschillen tussen deze twee typen proefvlakken binnen één diepte worden aangegeven met verschillende letters.



Figuur K. Concentratie totaal-N van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Significante verschillen tussen deze twee typen proefvlakken binnen één diepte worden aangegeven met verschillende letters.



Figuur L. Concentratie totaal-C van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Er werden geen significante verschillen binnen de dieptes gevonden.



Figuur M. C:N-verhouding van twee recent gebrande en twee controleproefvlakken op 0-5 en 5-10 cm diepte. Significante verschillen tussen deze twee typen proefvlakken binnen één diepte worden aangegeven met verschillende letters.







Vervolg Bijlage 3

Soort	2015												2016																				
	BD801	BD802	BD803	BD804	BD805	BD806	BD807	BD808	BD809	BD810	BD811	BD812	BD813	BD814	BD815	BD801	BD802	BD803	BD804	BD805	BD806	BD807	BD808	BD809	BD810	BD811	BD812	BD813	BD814	BD815			
<i>Tulliusia experta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Tapinocyba praecox</i>	8	0	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Tapinopa longidens</i>	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Tenuiphantes meriger</i>	157	2	17	4	5	0	0	8	2	0	5	4	4	14	11	5	9	31	5	1	0	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Tenuiphantes tenuis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Thamatus strabus</i>	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Theridion uligin.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Tibellus oblongus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Tiso vagans</i>	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Trachyzelotes pedestris</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Trichopeltis cito</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Trichopterygoides thoselli</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Trox_furc</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Trox_terr</i>	538	12	8	30	8	0	15	14	16	5	14	20	18	22	15	28	44	3	13	4	9	10	13	13	8	19	24	35	25	38	55		
<i>Trox_scab</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Walckenaeria acuminata</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Walckenaeria alliseps</i>	89	1	5	6	2	0	0	0	0	1	2	0	2	17	3	5	6	3	7	1	5	1	0	1	0	6	0	1	6	1	0	5	2
<i>Walckenaeria aratibialis</i>	59	3	16	2	0	0	0	0	0	0	5	0	3	4	1	4	2	5	3	1	5	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	2
<i>Walckenaeria scutellata</i>	11	2	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	0	0
<i>Walckenaeria dyademoides</i>	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Walckenaeria furcillata</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Walckenaeria monocosma</i>	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Xerolycosa nemoralis</i>	29	0	0	0	0	0	1	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Xysticus erratius</i>	17	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xysticus kochi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Zelotes electus</i>	76	8	10	0	2	4	2	3	6	0	1	5	0	0	1	0	0	1	6	2	0	8	0	1	9	1	1	1	0	1	2	1	
<i>Zelotes latreillei</i>	55	3	0	2	0	0	0	1	0	0	0	5	0	7	2	4	2	7	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zelotes longipalpis</i>	82	2	7	3	14	13	1	0	4	8	2	3	2	1	1	0	0	1	6	3	1	2	0	1	1	4	1	0	1	0	0	0	
<i>Zelotes petrensis</i>	319	13	0	4	13	15	15	32	16	14	10	11	1	16	4	2	5	4	19	8	10	8	19	21	19	5	14	5	4	9	8		
<i>Zelotes subterraneus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Zora silvestris</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Zora spinimana</i>	24	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	

## 7.4 Bijlage 4. Ruwe gegevens van de sprinkhanentellingen

Plot	Datum	Begintijd	Stopwatch	Soort	Geslacht
BDB01	8 september 2016	13:52	0:00:00	start	
			0:06:00	negertje	man
			0:21:00	stop	
BDB02	8 september 2016	12:34	0:00:00	START	
			0:06:52	krasser	vrouw
			0:06:56	krasser	vrouw
			0:07:00	krasser	man
			0:08:40	gewoon spitskopje	vrouw
BDB03	11 september 2016	12:00	0:23:40	stop	
			0:00:00	START	
			0:00:20	knopsrietje	
			0:00:40	biguttulus	vrouw
			0:01:00	biguttulus	vrouw
			0:01:10	snortikker	man
			0:01:15	biguttulus	vrouw
			0:02:00	knopsrietje	vrouw
			0:03:30	knopsrietje	
			0:06:00	knopsrietje	
			0:07:10	snortikker	man
			0:08:50	snortikker	man
			0:09:30	biguttulus	vrouw
			0:10:50	snortikker	man
			0:12:00	biguttulus	vrouw
			0:14:10	knopsrietje	
			0:14:50	snortikker	man
0:15:10	biguttulus	vrouw			
0:15:30	biguttulus	vrouw			
0:17:03	krasser	vrouw			
0:20:40	biguttulus	vrouw			
0:24:20	knopsrietje	vrouw			
0:39:20	STOP				
BDB04	7 september 2016	13:05	0:00:00	START	
			0:01:30	knopsrietje	vrouw
			0:02:03	knopsrietje	vrouw
			0:02:32	knopsrietje	vrouw
			0:05:39	krasser	man
			0:13:30	knopsrietje	vrouw
			0:23:03	knopsrietje	vrouw
0:38:03	STOP				
BDB05	7 september 2016	14:26	0:00:00	START	
			0:01:40	snortikker	vrouw
			0:03:25	snortikker	vrouw
			0:04:20	gewoon spitskopje	vrouw
			0:05:46	snortikker	man
			0:09:01	snortikker	vrouw
			0:13:41	snortikker	man
			0:15:15	snortikker	vrouw
			0:18:43	gewoon spitskopje	vrouw
0:26:31	snortikker	man			
0:41:31	STOP				
BDB06	11 september 2016		0:00:00	START	
			0:04:40	gewoon spitskopje	vrouw
			0:12:00	krasser	
0:27:00	STOP				
BDB07	8 september 2016	11:00	0:00:00	START	
			0:00:40	knopsrietje	vrouw
0:15:40	STOP				
BDB08	8 september 2016	15:00	0:00:00	start	
			0:00:37	negertje	man
			0:01:31	snortikker	man
			0:05:40	negertje	man
			0:07:00	snortikker	vrouw
			0:09:00	negertje	vrouw
			0:09:40	krasser	man
			0:18:20	negertje	vrouw
			0:19:30	negertje	vrouw
			0:20:40	negertje	man
0:35:40	stop				

Plot	Datum	Begintijd	Stopwatch	Soort	Geslacht
BDB09	11 september 2016	15:40	0:00:00	START	
			0:04:50	biguttulus	vrouw
			0:14:20	krasser	vrouw
			0:29:20	STOP	
BDB10	11 september 2016		0:00:00	START	
			0:01:20	krasser	man
			0:01:50	krasser	vrouw
			0:04:40	krasser	vrouw
			0:09:20	krasser	man
			0:24:20	STOP	
BDB11	8 september 2016	16:15	0:00:00	start	
			0:01:00	heidesabelsprinkhaan	man
			0:02:06	snortikker	man
			0:02:10	snortikker	vrouw
			0:05:06	snortikker	man
			0:08:07	snortikker	vrouw
			0:13:00	snortikker	vrouw
			0:18:00	snortikker	vrouw
			0:24:00	gewoon spitskopje	vrouw
			0:39:00	stop	
BDB12	8 september 2016	16:53	0:00:00	start	
			0:02:00	negertje	vrouw
			0:04:48	krasser	vrouw
			0:08:27	negertje	vrouw
			0:08:43	gewoon spitskopje	vrouw
			0:10:09	gewoon spitskopje	man
			0:13:38	krasser	vrouw
			0:14:00	gewoon spitskopje	man
			0:29:00	stop	
BDB13	8 september 2016	11:45	0:00:00	START	
			0:00:30	heidesabelsprinkhaan	man
			0:15:30	STOP	
BDB14	8 september 2016	14:26	0:00:00	start	
			0:01:56	heidesabelsprinkhaan	
			0:04:00	heidesabelsprinkhaan	man
			0:12:00	heidesabelsprinkhaan	man
			0:27:00	stop	
BDB15	7 september 2016	16:08	0:00:00	START	
			0:09:00	negertje	vrouw
			0:14:08	negertje	man
			0:29:08	STOP	