



Steenmeeltoepassing ten behoeve van herstel biodiversiteit in Het Nationale Park De Hoge Veluwe

Eindrapport monitoring 2015-2019

Joost Vogels
Evi Verbaarschot
Roos Loeb
Maaïke Weijters
Roland Bobbink
Huig Bergsma
Miriam Scherpenisse
Peter Verbeek
Vincent de Jong



**BODE
MBER
GSMA**



voor systeemgericht natuurherstel



STICHTING HET NATIONALE PARK
DE HOGE VELUWE

≡ provincie
Gelderland

COLOFON

Titel: Steenmeeltoepassing ten behoeve van herstel biodiversiteit in Het Nationale Park De Hoge Veluwe
Kenmerk: Eindrapport monitoring 2015-2019
Auteurs: Vogels, J.J., E. Verbaarschot, R. Loeb, M. Weijters, R. Bobbink, M.C. Scherpenisse, P.J.M. Verbeek & V. de Jong
Met medewerking van: Jeroen van Leeuwen
Foto's voorkant: Joost Vogels

**Stichting Bargerveen | B-WARE | BodemBergsma | Natuurbalans-Limes Divergens
Nijmegen | Oktober 2020**

In opdracht van Het Nationale Park De Hoge Veluwe onder financiering van Provincie Gelderland

www.stichtingbargerveen.nl | www.linkedin.com/company/stichting-bargerveen



Inhoudsopgave

1	Introductie.....	5
1.1	Noodzaak tot ingrijpen in bodemmineralogie en –chemie.....	5
1.2	Herstel van natuurkwaliteit met steenmeel	6
1.3	Doelstelling.....	6
1.4	Onderwerpen van onderzoek	6
1.5	Leeswijzer.....	7
2	Uitvoering pilotproeven steenmeel.....	8
2.1	Situatieschets	8
2.2	Opzet pilot locaties.....	11
2.3	Uitgangssituatie: mineralogisch vooronderzoek	12
2.3.1	Onderzoekslocaties mineralogie	12
2.3.2	Totaalchemie	13
2.3.3	Mineralogie	14
2.3.4	Conclusies.....	16
2.4	Uitgangssituatie: bodemchemie.....	16
2.4.1	Bodembuffering	17
2.4.2	Nutriënten	18
2.4.3	Conclusies.....	19
2.5	Steenmeeltoediening: type en uitvoering.....	19
3	Onderzoeksmethoden.....	21
3.1	Abiotiek en stofkringlopen.....	21
3.1.1	Bodem- en plantchemie.....	21
3.1.2	Stikstofflux.....	23
3.1.3	N-opname routen: stabiele isotopen.....	24
3.1.4	Bodemmesofaunarespons	25
3.2	Monitoring vegetatieontwikkeling.....	27
3.2.1	Verspreiding van doelsoorten	27
3.2.2	Monitoring vegetatie in permanente kwadraten.....	28
3.3	Faunarespons	28
3.3.1	Monitoring doelsoorten	28

3.3.2	Bemonstering fauna: dichthedenrespons	30
3.4	Gegevensanalyse	31
3.4.1	Bodem- en vegetatiechemie	31
3.4.2	Vegetatieopnamen	31
3.4.3	Fauna respons	32
4	Effect van het droogtejaar	33
4.1	Aanleiding	33
4.2	Effecten op vegetatie	33
4.3	Effecten op bodemchemie	34
4.4	Conclusies	37
5	Resultaten	38
5.1	Bodemchemie	38
5.1.1	Veranderingen in bodem-pH en basenverzadiging	38
5.1.2	Veranderingen in beschikbare concentraties ionen	40
5.1.3	Beschikbaar stikstof, N-flux en fosfor	45
5.1.4	Deelconclusies bodemchemie	50
5.2	Plantchemie	52
5.2.1	Struikhei	52
5.2.2	Schapenzuring, Buntgras en Bochtige smele	53
5.2.3	Deelconclusies plantchemie	53
5.3	Effect steenmeel op N opname routes	55
5.3.1	Achtergrond	55
5.3.2	Hypothesen	56
5.3.3	Resultaten stabiele-isotopenanalyse	56
5.3.4	Deelconclusies N-opname routes	61
5.4	Effecten op bodemmesofauna	62
5.4.1	Verschillen tussen habitattypen	62
5.4.2	Effect steenmeeltoediening	63
5.4.3	Deelconclusies bodemmesofauna	64
5.5	Effecten steenmeel op vegetatieontwikkeling	65
5.5.1	Effect op verspreiding van kenmerkende soorten	65
5.5.2	Effect op vegetatie in permanente kwadraten	66
5.5.3	Deelconclusie vegetatie	75

5.6	Effecten op bovengrondse fauna: monitoring SKNL soorten	76
5.6.1	Sprinkhanen.....	76
5.6.2	Dagvlinders	80
5.6.3	Broedvogels.....	83
5.6.4	Reptielen	85
5.6.5	Deelconclusies SKNL fauna monitoring.....	85
5.7	Effecten op bovengrondse fauna: dichtheden-respons.....	86
5.7.1	Totaaloverzicht	86
5.7.2	Effecten van Soilfeed	87
5.7.3	Deelconclusies faunadichtheden.....	93
6	Discussie en conclusies.....	95
6.1	Effecten op bodem- en plantchemie.....	95
6.2	Effecten op N-opnamerouten.....	97
6.3	Mesofauna-respons.....	99
6.4	Vegetatie respons	100
6.5	Fauna-respons.....	101
6.6	Algemene conclusie	102
7	Opschaling en vervolg.....	105
7.1	Aanbevelingen voor opschaling.....	105
7.2	Vervolgmonitoring.....	106
7.2.1	Algemeen	106
7.2.2	Bodem- en plantchemie.....	106
7.2.3	Kwantificering van opnameroutes van N en van uit steenmeel vrijgemaakte kationen naar bodem en vegetatie.	106
7.2.4	Invloed van steenmeel op bodembiologische processen	107
7.2.5	Vegetatie en fauna	107
7.2.6	Droog heischraal grasland.....	108
8	Dankwoord.....	109
9	Literatuur	110
10	Bijlagen	114
10.1	Bijlage 1 Bodemchemie	114
10.2	Bijlage 2 CEC bodem	117
10.3	Bijlage 3 Uitwisselbaar Ca en K in de bodem	118

10.4	Bijlage 4. Plantchemie.....	119
10.5	Bijlage 5 Bodemmesofauna gegevens.....	120
10.6	Bijlage 6 Vegetatieopnamen	123
10.7	Bijlage 7 Sleepnetmonsters brongegevens	130

1 Introductie

1.1 Noodzaak tot ingrijpen in bodemmineralogie en –chemie

Als gevolg van de zeer sterk toegenomen verzuring van de afgelopen decennia zijn in het zandlandschap uitwisselbare basische kationen versneld uitgespoeld en de silicaatmineralen in de bodem versneld verweerd (Bergsma et al., 2016, Bobbink et al., 2017, Bergsma et al., 2018). Deze mineralen spelen een essentiële rol in het op peil houden van de zuurbuffering, de (micro)nutriëntenlevering en de organische stofhuishouding van de bodem (Egli et al., 2008) en vormen daarmee de basis voor het bovengrondse leven. Met het versneld verwerken van deze mineralen zijn de zuurbufferende en sporenelement leverende functies van de bodem ook aangetast. In Nederland zijn als gevolg van de decennialang verhoogde zure depositie ver boven de kritische depositiewaarden veel van nature zwak gebufferde bodems sterk verzuurd (Vogels et al., 2016a, Bobbink et al., 2017, Bergsma et al., 2018). Als gevolg daarvan is zowel de floristische als faunistische biodiversiteit van de habitattypen van het droge zandlandschap vrijwel overal in Nederland sterk achteruitgegaan (Bobbink et al., 2017, van den Burg & Vogels, 2017, Vogels et al., 2017).

De verzurende depositie is door aanscherping van Europese milieuwetgeving zeer effectief teruggedrongen (in de vorm van SO_x ; helaas voor NH_y veel minder), maar het effect ervan op de bodem is daarmee nog niet terug gedraaid. Bovendien is de jaarlijkse zuurlast voor droge zwak gebufferde habitattypen ook nu nog te hoog (Bergsma et al., 2018). Om de buffercapaciteit van de bodem duurzaam te kunnen herstellen is actief ingrijpen nodig. Het herstel van de bodemmineralogie en bodemchemie is vereist om de natuurkwaliteit structureel te verbeteren. Steenmeel, fijngemalen vulkanische of dieptegesteenten, heeft de potentie om de bodemchemie duurzaam te herstellen (Weijters et al., 2018), maar er is meer kennis over de werkzaamheid, invloed op ecologische processen en mogelijke risico's nodig om deze maatregel breed in te kunnen zetten (van Diggelen et al., 2019). Één van de lopende projecten, en meteen ook de grootste in schaal van de uitvoering, is het vanuit SKNL gefinancierde uitvoeringsproject Bodem en landschapsherstel op de Hoge Veluwe (SKNL subsidie zaaknummer 2014-003694: "Herstel van natuurkwaliteit met steenmeel"). In dit project zijn robuuste heideverbindingen door middel van het creëren van heidecorridors in door naaldbomen overgroeide voormalige zandverstuivingen en heidevelden gerealiseerd. Daarnaast is in dit project voorzien in een grootschalige herstelmaatregel tegen bodemverzuring door middel van het uitstrooien van steenmeel op delen van de nieuw gecreëerde heidecorridors en direct aansluitend op deze heidecorridors grenzende bestaande N2000 habitattypen (Bulten et al., 2015).

1.2 Herstel van natuurkwaliteit met steenmeel

Stichting Het Nationale Park De Hoge Veluwe (hierna: het Park) heeft een subsidieaanvraag gehonoreerd gekregen uit het SKNL subsidieprogramma van de Provincie Gelderland. In dit project wordt grootschalige toediening van steenmeel in nagenoeg alle habitattypen behorend tot het droge heidelandschap uitgevoerd. Het project omvat:

- a. Herstel van open verbindingen in het heide/stuifzandlandschap en herstel mineralogie van de bodems in die verbindingen;
- b. Kwaliteitsverbetering van bestaande heide-stuifzandvegetaties die nog niet kwalificeren voor de habitattypen H2310, H2330 en H4030;
- c. Kwaliteitsverbetering van H5130, Jeneverbesstruweel, door bodemverbetering met steenmeel;
- d. Kwaliteitsverbetering (en uitbreiding) van het prioritaire habitatype H6230, droge heischrale graslanden, door bodemverbetering met steenmeel.

1.3 Doelstelling

Doel van dit monitoringsproject is om inzicht te krijgen in de effectiviteit van grootschalige toepassing van steenmeel in het Nationaal Park de Hoge Veluwe. Om inzicht te verkrijgen is in de periode 2016-2019 een experiment met steenmeel toediening op proefvlakken van 1 ha in oppervlak uitgevoerd binnen Het Nationale Park De Hoge Veluwe. Op basis van de kennis opgedaan uit deze eerste jaren na toediening (korte termijn effecten) wordt meer duidelijkheid verschaft over de werking, effectiviteit en eventuele risico's van steenmeeltoediening in het natuurbeheer. Deze informatie is uiteindelijk essentieel om de brug te kunnen slaan tussen de kennis die wordt opgedaan in parallel lopende experimenten (Provincie Noord-Brabant, OBN onderzoeksprogramma: Weijters et al., 2018). Binnen het SKNL uitvoeringsproject in Het Nationale Park De Hoge Veluwe is de kennis opgedaan uit de monitoring bovendien noodzakelijk om een besluit van opschaling van steenmeeltoediening te kunnen maken buiten de in deze fase gerealiseerde proefpilots van 1 ha in oppervlak.

1.4 Onderwerpen van onderzoek

In dit onderzoeksrapport zijn de resultaten beschreven van 3-jarig onderzoek naar de effecten van steenmeel op bodem, plant, flora en fauna. In dit onderzoek zijn de volgende onderwerpen en/of processen gevolgd:

- Effect van steenmeel op bodemchemie en zuurbufferend vermogen;
- Effect van steenmeeltoediening op de beschikbaarheid van N en P, almede effecten van de stikstof flux in de bodem: dit is een maat van (door microbiële activiteit vrijgekomen), vrij voor planten beschikbaar anorganisch N binnen een bepaalde periode;
- Effect van steenmeel op plantchemie van een aantal algemeen voorkomende soorten van het droge zandlandschap;
- Effect van steenmeel op N-opname routes in planten door middel van ^{14/15}N stabiele-isotopenanalyse;
- Effect van steenmeel op de respons van bodemmesofauna 1 jaar na toediening van steenmeel;

- Effect van steenmeel op de vegetatiesamenstelling en individuele respons van indicerende vaatplanten, mossen en kortmossen;
- Effect van steenmeel op de bovengrondse fauna via standaard SNL monitoring op sprinkhanen, dagvlinders, vogels en reptielen;
- Effect van steenmeel op abundantie van bovengrondse fauna op familieniveau door middel van gestandaardiseerde sleepnetbemonstering.

Gedeeltelijk overlappen deze onderwerpen met onderzoeksprojecten vergelijkbare habitattypen in Noord-Brabant en een door OBN gefinancierd onderzoeksproject in Het Nationale Park De Hoge Veluwe. Daar waar aanwezig zullen de resultaten ervan met elkaar vergeleken worden in de discussie.

1.5 Leeswijzer

In deze rapportage zijn alle onderzoeksresultaten van de jaren 2016-2019 samengevoegd. Op basis van deze resultaten wordt de werkzaamheid van het gebruikte steenmeel (Soilfeed) geëvalueerd en in de discussie vergeleken met de resultaten uit parallel lopende onderzoeken. Voorafgaand aan het uitvoeren van de experimentele steenmeeltoediening heeft mineralogisch en bodemchemisch onderzoek plaatsgevonden, welke beide inzicht geven in de wijze van toepassing van de experimenten. De resultaten van deze vooronderzoeken zijn daarom ook in deze rapportage kort beschreven.

Tijdens het onderzoeksproject trad een periode van extreme droogte op in het zomerseizoen van 2018, die een sterk effect uitoefende op de vegetatie, maar ook op ondergrondse biologische en biochemische processen. Aangezien deze droogte interacteerde met de effecten van steenmeel zijn de effecten van deze droogte kort beschreven in een afzonderlijk hoofdstuk.

Dit onderzoeksrapport sluit af met een uitgebreide discussie van de resultaten. Daarop aansluitend wordt een advies voor opschaling van de steenmeel behandelingen in het park gegeven, en worden aanbevelingen voor vervolgmonitoring en –onderzoek gedaan.

2 Uitvoering pilotproeven steenmeel

2.1 Situatieschets

In het uitvoeringsproject is naast grootschalige toepassing van steenmeel als verzuringsbestrijdende maatregel ook veel inspanning geleverd ten aanzien van het verbinden van Natura 2000 beschermde habitattypen. Om verscheidene grote open vegetaties van stuifzand, stuifzandheide en droge heide met elkaar te verbinden is in het park een aantal heideverbindingen aangelegd. De ligging van de verbindingen is zo gekozen dat verschillende kleine open heideveldjes in naaldbos ook weer met elkaar verbonden zijn. Om deze verbindingen te realiseren is (hoofdzakelijk) naaldbos gekapt. Binnen deze heideverbindingen is een aantal delen geselecteerd voor experimentele toediening van steenmeel (Fig. 2.1). Zo veel mogelijk direct aansluitend op deze heideverbindingen zijn in de bestaande N2000 habitattypen eveneens oppervlakken toegewezen voor experimentele steenmeel toediening. Binnen deze oppervlakken zijn steeds twee gepaarde onderzoeksvlakken van 1 ha uitgezet; 1 controle en 1 waarop steenmeel werd toegediend. Deze steenmeel onderzoeksvlakken (Fig. 2.2) zijn voorafgaand aan steenmeel additie bemonsterd en geïnventariseerd om zo een start overzicht te verkrijgen van de uitgangssituatie. Daarnaast zijn in Jeneverbesstruweel 4 proefvlakken ingericht van 25*25 meter om na te gaan of steenmeel additie leidt tot een verbetering van de bodemchemische randvoorwaarden voor de kiemkracht van de jeneverbeszaden (Fig. 2.3). Voor een compleet overzicht van de werkzaamheden en wijze van uitvoering zie Bulten et al. (2015).

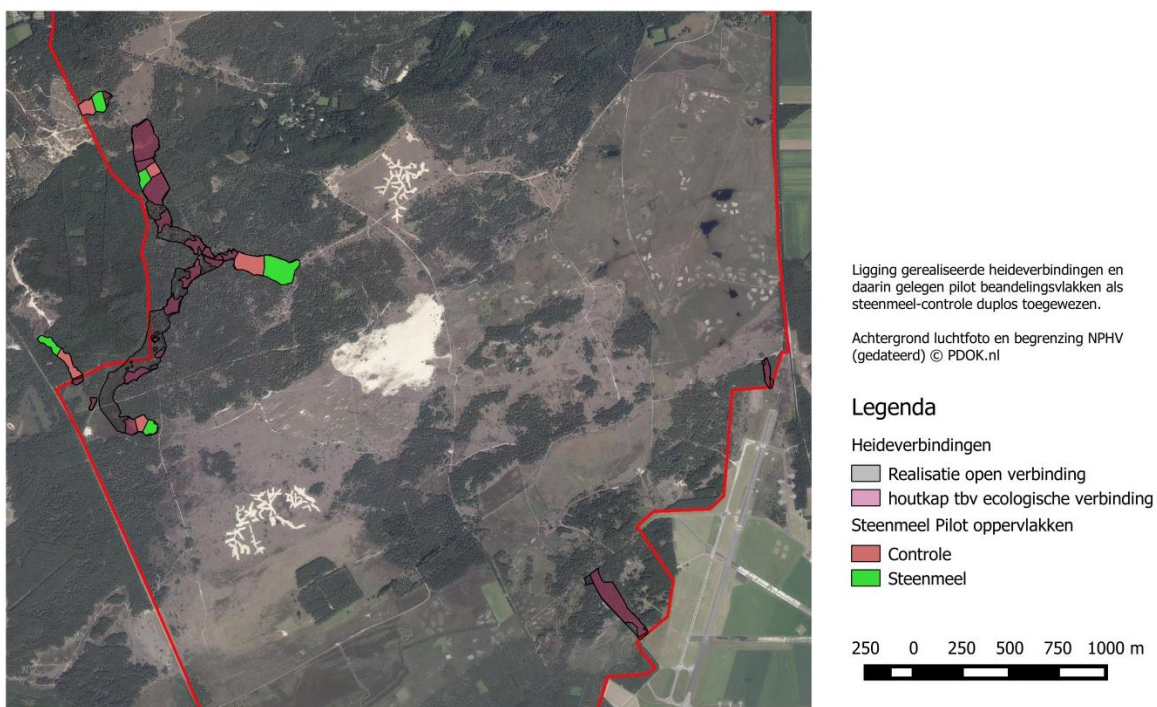


Fig. 2.1 Ligging van de gerealiseerde heideverbindingen en steenmeel pilot oppervlakken in het Park. NB: de begrenzing van het Park is gedateerd en omvat hier nog niet het Otterlose bos.

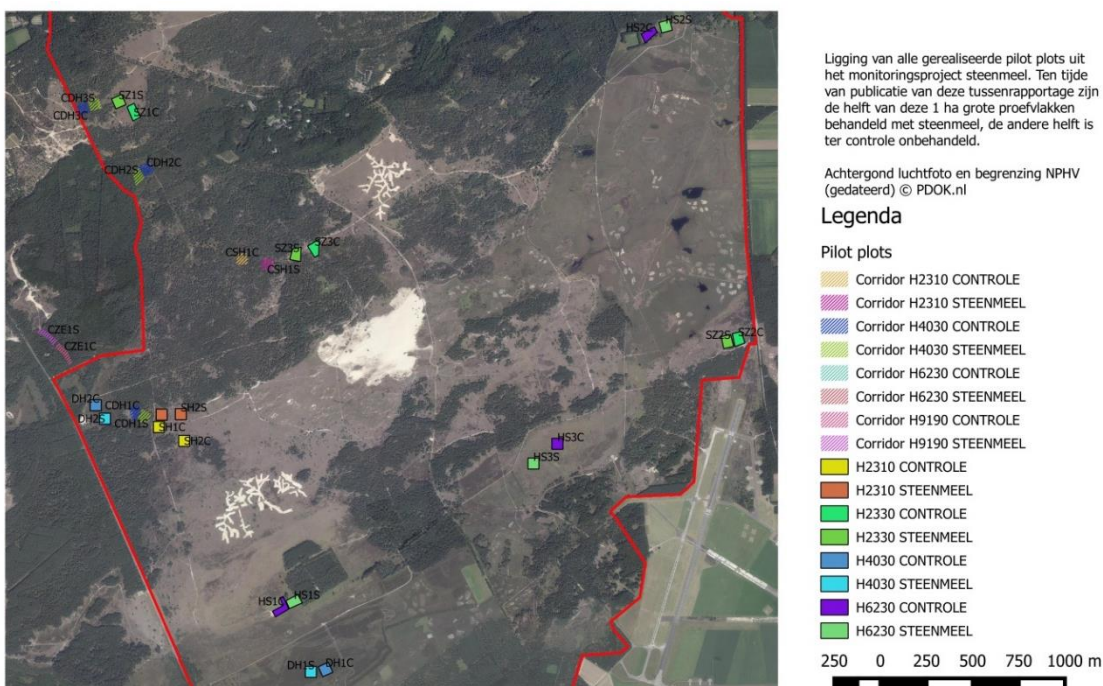


Fig. 2.2 Ligging van alle steenmeel onderzoeksvlakken in Het Nationale Park De Hoge Veluwe. Voor uitleg van de afkortingen zie Tab. 2.1. NB: de begrenzing van het Park is gedateerd en omvat hier nog niet het Otterlose bos.

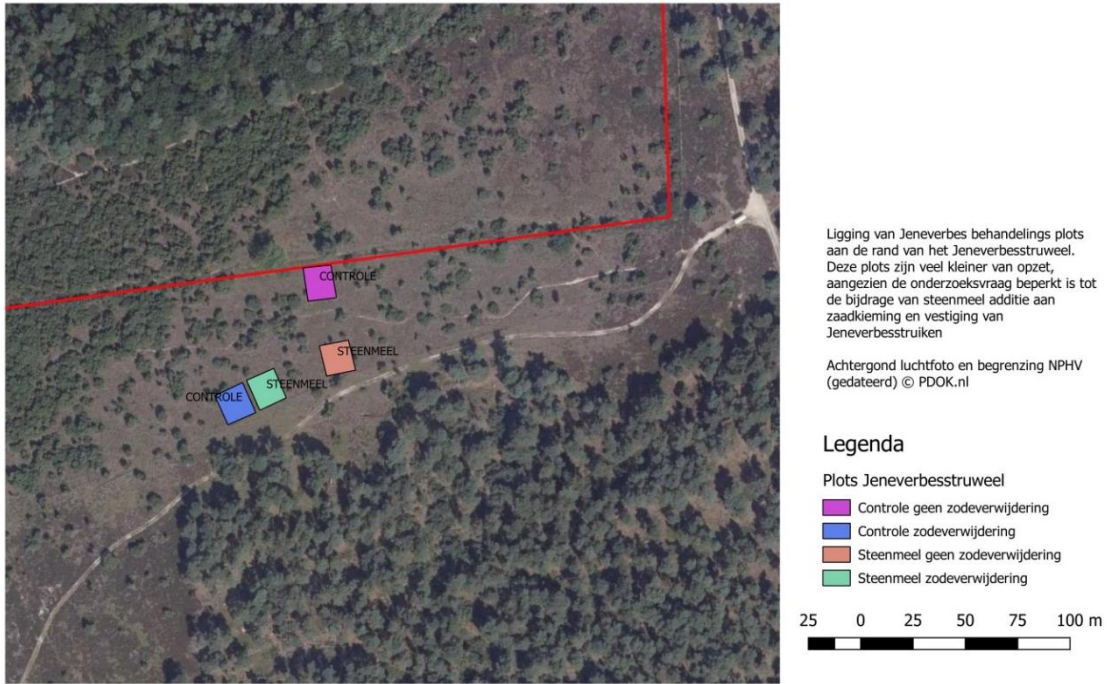


Fig. 2.3 Ligging van de proefvlakken in jeneverbesstruweel. Er is steenmeel toegediend op een proefvlak met en op een proefvlak zonder voorafgaande verwijdering van de zode en ruw strooisel, en voor elk is een niet behandelde controle ingemeten.

2.2 Opzet pilot locaties

Per type (droge heide, heischraal, stuifzandheide, stuifzand, jeneverbes en corridor) liggen er één of meerdere blokken verspreid in het Nationaal Park de Hoge Veluwe (Fig. 2.2; Tab. 2.1). Elk blok bestaat uit een controle en steenmeel proefvlak (ca. 1 ha). In elk steenmeelproefvlak is eenmalig een steenmeelgift van 10 ton Soilfeed / ha opgebracht (zie par. 2.5 voor details).

Tab. 2.1 Overzicht en verklaring van de codes van alle pilot plots die in dit project zijn onderzocht.

#	Code	Type	Behandeling	Ondergrond/historie
1	CDH1C	Corridor; Droge Heide (H4030)	Controle	Vlakvaaggrond ontw. richting podzol
2	CDH1S	Corridor; Droge Heide (H4030)	Steenmeel	Vlakvaaggrond ontw. richting podzol
3	CDH2C	Corridor; Droge Heide (H4030)	Controle	Dekzand restplateau
4	CDH2S	Corridor; Droge Heide (H4030)	Steenmeel	Dekzand restplateau
5	CDH3C	Corridor; Droge Heide (H4030)	Controle	Duinvaaggrond
6	CDH3S	Corridor; Droge Heide (H4030)	Steenmeel	Duinvaaggrond
7	CSH1C	Corridor; Stuifzandheide (H2310)	Controle	Duinvaaggrond
8	CSH1S	Corridor; Stuifzandheide (H2310)	Steenmeel	Duinvaaggrond
9	CZE1C	Corridor; Zuurminnend eikenbos (H9190)	Controle	Rand dekzand restplateau
10	CZE1S	Corridor; Zuurminnend eikenbos (H9190)	Steenmeel	Rand dekzand restplateau
11	DH1C	Droge Heide (H4030)	Controle	Geplagde droge heide op spoelzandwaaier
12	DH1S	Droge Heide (H4030)	Steenmeel	Geplagde droge heide op spoelzandwaaier
13	DH2C	Droge Heide (H4030)	Controle	Vlakvaaggrond ontw. richting podzol
14	DH2S	Droge Heide (H4030)	Steenmeel	Vlakvaaggrond ontw. richting podzol
15	HS1C	Droog Heischraal grasland (H6230)	Controle	Droog grasrijk heischraal grasland, akkerhistorie?
16	HS1S	Droog Heischraal grasland (H6230)	Steenmeel	Droog grasrijk heischraal grasland, akkerhistorie?
17	HS2C	Droog Heischraal grasland (H6230)	Controle	Droog soortenarm schraalgrasland, akkerhistorie
18	HS2S	Droog Heischraal grasland (H6230)	Steenmeel	Droog soortenarm schraalgrasland, akkerhistorie
19	HS3C	Droog Heischraal grasland (H6230)	Controle	Droog soortenrijk heischraal grasland op stuwwal Oud Reemst
20	HS3S	Droog Heischraal grasland (H6230)	Steenmeel	Droog soortenrijk heischraal grasland op stuwwal Oud Reemst
21	SH1C	Stuifzandheide (H2310)	Controle	Vlakvaaggrond
22	SH1S	Stuifzandheide (H2310)	Steenmeel	Vlakvaaggrond
23	SH2C	Stuifzandheide (H2310)	Controle	Vlakvaaggrond
24	SH2S	Stuifzandheide (H2310)	Steenmeel	Vlakvaaggrond
25	SZ1C	Stuifzand (H2330)	Controle	Duinvaaggrond
26	SZ1S	Stuifzand (H2330)	Steenmeel	Duinvaaggrond
27	SZ2C	Stuifzand (H2330)	Controle	Duinvaaggrond
28	SZ2S	Stuifzand (H2330)	Steenmeel	Duinvaaggrond
29	SZ3C	Stuifzand (H2330)	Controle	Duinvaaggrond
30	SZ3S	Stuifzand (H2330)	Steenmeel	Duinvaaggrond

2.3 Uitgangssituatie: mineralogisch vooronderzoek

2.3.1 Onderzoekslocaties mineralogie

Een mineralogisch onderzoek is uitgevoerd in het voorjaar van 2015 (Bergsma, 2015). Hiervoor zijn 18 profielkernen met de ramguts gestoken op de plaatsen waar heideverbindingen gepland stonden en op enkele locaties met kwetsbare habitattypen (heischraal grasland en jeneverbes). De profielkernen zijn geanalyseerd op totaalchemie met een portable XRF (Hermoso et al., 2013). Vervolgens is een selectie gemaakt van 4 representatieve profielkernen waarvan mineralogische analyses zijn gemaakt met QEMSCAN (Dawson & Hillier, 2010). Deze dataset is aangevuld met profielkernen en metingen van bodems gelegen op een spoelwaaier (Bommenlijntje, Aalderinksveld), een stuwwal (de stuwwal van Oud Reemst) en een dunne stuifzandlaag op het Deelense Veld. De profielkernen uit het vooronderzoek zijn zo veel mogelijk gekoppeld aan de pilot vlakken (Tab. 2.2); afwijkingen hierop zijn genomen omwille van het verkrijgen van een zo compleet mogelijk beeld van de mineralogie van het park. Voor de vlakken waar geen corresponderende profielkern was is de geomorfologische beschrijving gegeven zoals die gehanteerd wordt op de cultuurhistorische waardenkaart van Ede (Keunen, 2013).

Bij de bemonstering is geprobeerd om profielkernen in zo veel mogelijk verschillende geomorfologische eenheden te steken. Tussen de jonge geologische fenomenen stuifduinen, kamduinen, stuifzanden, etc. was op basis van de XRF analyses echter geen geochemisch onderscheid waarneembaar. Daarom is deze geologische indeling vereenvoudigd tot een verzamelcategorie windafzettingen (wind). Een aantal (delen van) boorkernen zijn van categorie verplaatst omdat de chemie of mineralogie niet overeenkwam met de geomorfologische indeling die het monsterpunt had op de cultuurhistorische kaart van Ede (Keunen, 2013). De boorkernen genomen oostelijk op de Oud-Reemster Stuwwal (GRA 1 en GRA 2) lijken niet op stuwwal materiaal maar sterk op het stuifzand op het Deelense Veld zij het iets grover. In het proefschrift van E.A. Koster (Koster, 1978; pag 142, fig.11.1) staat ook dat dit oostelijk deel van de stuwwal bedekt is met stuifzand. Deze twee kernen zijn daarom bij de "wind" groep ingedeeld. De top laag van de boorkernen REE gelegen op de stuwwal van Oud Reemst (OBN proeflocatie droge heide zuid van bosje van Staf; Weijters et al., 2018) is ook ingedeeld bij stuifzanden, ook dit wordt ook door Koster (1978) aangegeven.

Tab. 2.2 Overzicht van bemonsterlocaties mineralogisch vooronderzoek met corresponderende codering van de pilotplots, codering verkennend mineralogisch onderzoek, geomorfologische indeling volgens bijlage RAAP 2500 rapport (Keunen, 2013), en uiteindelijke indeling volgens XRF en QEMSCAN data.

Code pilot plot	Code mineralogie	Bodemgeomorfologie	Groepindeling analyse
CDH1C	COR7	Reliëfarme erosievlakte uitgestoven	Uitgestoven
CDH1S	COR7	Reliëfarme erosievlakte uitgestoven	Uitgestoven
CDH2C	COR2	Erosierestheuvels	Wind
CDH2S	COR2	Erosierestheuvels	Wind
CDH3C		Reliëfarme erosievlakte uitgestoven, duinveld met lage stuifduintjes	
CDH3S		Reliëfarme erosievlakte uitgestoven, duinveld met lage stuifduintjes	
CSH1C	COR4	Reliëfarme erosievlakte uitgestoven, dekzandrestplateau	Wind
CSH1S	COR5	Reliëfarme erosievlakte uitgestoven, dekzandrestplateau	Wind
CZE1C	COR8	Reliëfarme erosievlakte uitgestoven	Uitgestoven/Wind
CZE1S		Duinveld met lage stuifduintjes	
DH1C		Lagere stuwwalflank, mogelijk vergraven	

Tab. 2.2 (vervolg)

Code pilot plot	Code mineralogie	Bodem morfologie	Groepindeling analyse
DH1S		Lagere stuwwalflank, mogelijk vergraven	
DH2C	HSG1	Reliëfarme erosievlakte uitgestoven	Uitgestoven
DH2S	HSG1	Reliëfarme erosievlakte uitgestoven	Uitgestoven
HS1C	REE	Lagere stuwwalflank	Wind
HS1S	REE	Lagere stuwwalflank	Wind
HS2C		Reliëfarme afspoelingswaaier met dun laagje stuif of dekzand	
HS2S		Reliëfarme afspoelingswaaier met dun laagje stuif of dekzand	
HS3C	GRA2	Lagere stuwwalflank	Wind
HS3S	GRA2	Lagere stuwwalflank	Wind
SH1C		Reliëfarme erosievlakte uitgestoven	
SH1S		Reliëfarme erosievlakte uitgestoven	
SH2C	HEI3	Reliëfarme erosievlakte uitgestoven	Uitgestoven
SH2S	HEI3	Reliëfarme erosievlakte uitgestoven	Uitgestoven
SZ1C	HEI1/HEI4	Reliëfarme erosievlakte uitgestoven, duinveld met lage stuifduintjes	Uitgestoven/wind
SZ1S	HEI1/HEI4	Reliëfarme erosievlakte uitgestoven, duinveld met lage stuifduintjes	Uitgestoven/wind
SZ2C	GRA1	Reliëfarme smeltwaterwaaier, mogelijk vergraven	Wind
SZ2S	GRA1	Reliëfarme smeltwaterwaaier, mogelijk vergraven	Wind
SZ3C	HEI2	Erosierest en stuifzandheuveld	Uitgestoven
SZ3S		Erosierest en stuifzandheuveld	

2.3.2 Totaalchemie

De gemiddelde waarden per profielkern voor strontium (Sr) en rubidium (Rb) voor de vier categorieën stuwwal, smeltwaterwaaier, uitgestoven reliëfarme vlakte en windafzettingen (kamduinen, stuifduinen, stuifzandlaag etc.) zijn weergegeven in Fig. 2.4. De ratio van strontium en rubidium kan gebruikt worden om na te gaan of ze mineralogisch aan elkaar verwant zijn. Deze plot suggereert dat de sedimenten van windafzettingen en uitgestoven vlakten aan elkaar verwant zijn, met de windafzettingen gemiddeld het sterkst verweerd, door transportprocessen uitgeselecteerd of door beide hier genoemde processen mineralogisch verarmd zijn. Ook het stuwwal materiaal en de smeltwaterwaaier afzettingen lijken sterk aan elkaar gerelateerd. De smeltafzetting bevat de minste verweerbare mineralen, wat het gevolg is van verschillen in korrelgrootte verdeling. De smeltwaterafzetting ter plekke van het Bommenlijntje is gemiddeld grover dan de andere sedimenten in het onderzoek. Het Bommenlijntje ligt in de beginzone van de smeltwaaier waar de stromingssnelheid hoger was en de afzetting grover, het fijnere materiaal is verder stroomafwaarts afgezet. Kwarts hoopt zich op in de grovere korrelfractie waardoor het aandeel (verweerbare) mineralen relatief afneemt. Dit heeft dus niet te maken met de mate van vertering maar is een puur fysisch fenomeen veroorzaakt door het leeglopen van het smeltwatermeer. Dezelfde conclusies, hetzij minder uitgesproken, kunnen getrokken worden wanneer calcium (Ca) en kalium (K) tegen elkaar worden uitgezet (Fig. 2.5). Ook uit deze figuur is op te maken dat de windafzettingen mineralogisch (sterker) verarmd zijn ten opzichte van de sedimenten in de uitgestoven vlakten.

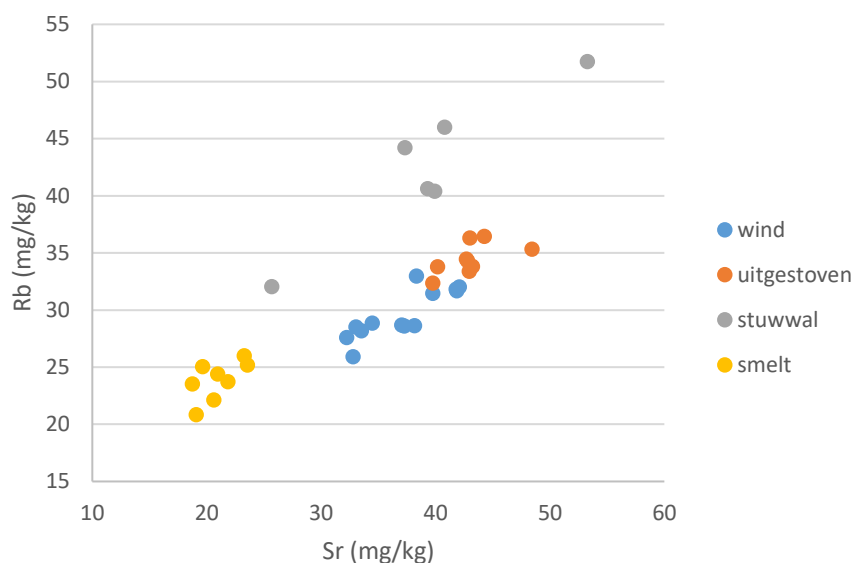
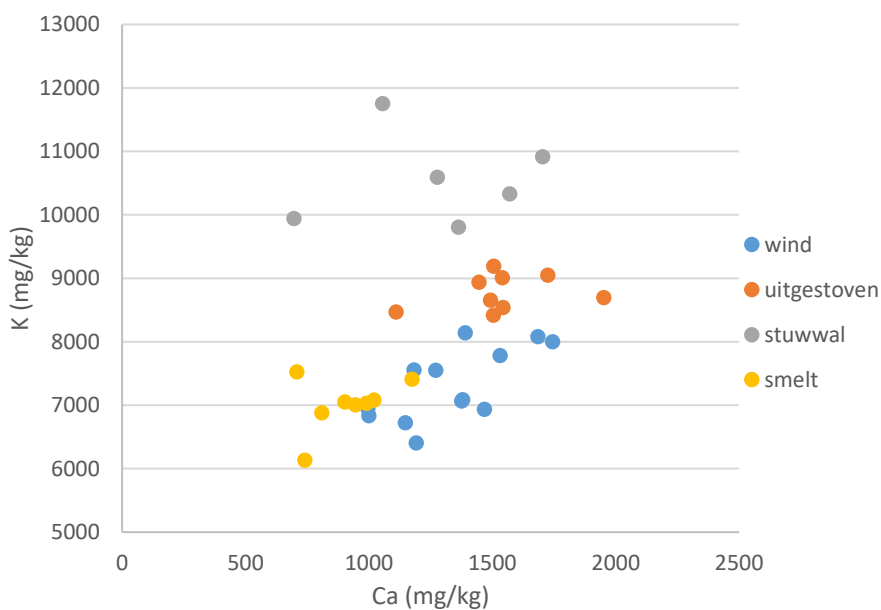


Fig. 2.4 Rubidium gehalte van de bodem uitgezet tegen strontium gehalte. Deze twee elementen zijn goede tracers waarmee verwantschap of mate van vertering van een bodem kan worden afgelezen. Bodems met een gelijke ratio zijn verwant aan elkaar.



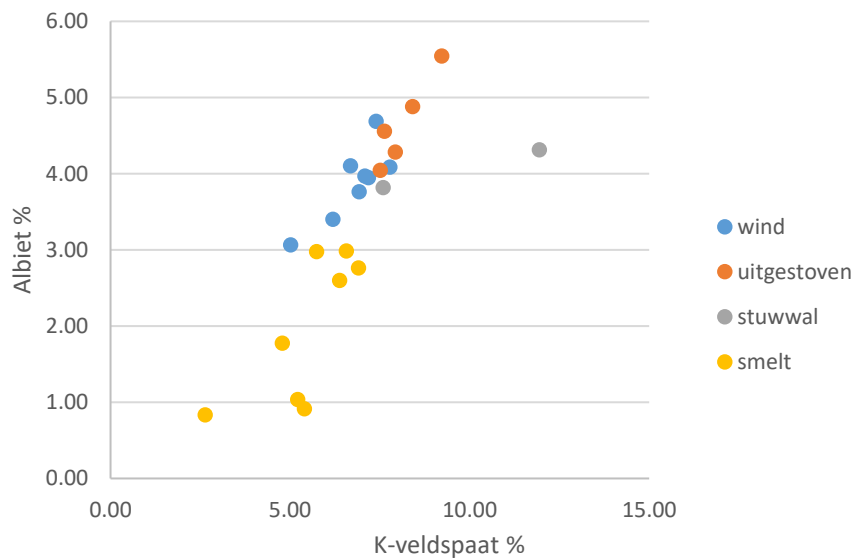


Fig. 2.6 Het gehalte van K-veldspaat en albit in de monsterlocaties. Duidelijk zichtbaar is dat het gehalte aan K-veldspaat (K) en albit (Ca) lager is in het verstoven materiaal dan in het achtergebleven sediment.

Wat de verplaatsing door wind mineralogisch tweebreedt wordt het best geïllustreerd door biotiet (een bladsplijter; een plat mineraal) uit te zetten tegen granaat (een rond mineraal). Waar ronde mineralen door het stuiteren in de wind optimaal voortbewegen, komen bladsplijters nauwelijks vooruit. In Fig. 2.7 is dan ook te zien dat het gehalte aan granaat door het transport nauwelijks afneemt, terwijl het gehalte aan biotiet sterk afneemt. Ditzelfde geldt ook voor het mineraal chloriet. Beide mineralen verwerken relatief snel en zijn belangrijk voor de levering van micronutriënten.

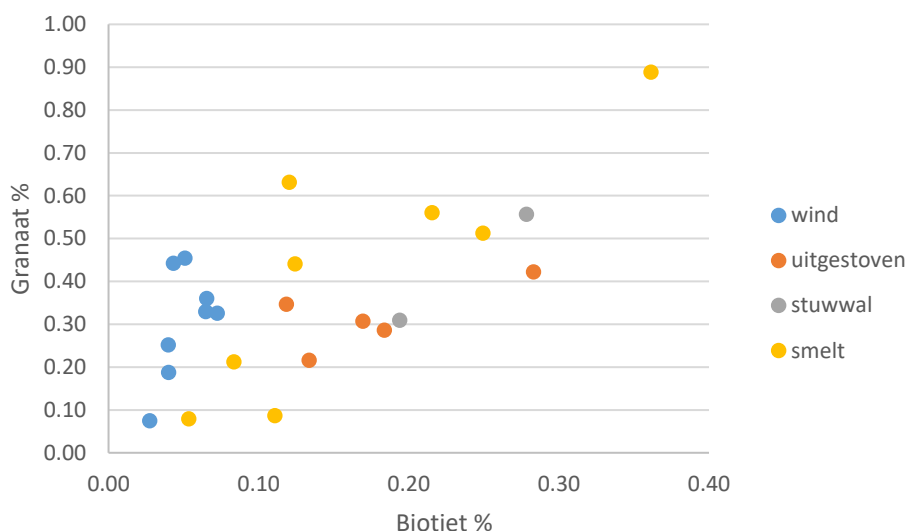


Fig. 2.7 Het granaat gehalte uitgezet tegen biotietgehalte in de monsterlocaties. Granaat neemt in de differentiatie door windtransport niet of nauwelijks af terwijl biotiet tijdens het sortingsproces grotendeels verdwijnt.

2.3.4 Conclusies

Uit het mineralogisch onderzoek komt naar voren dat de geologische indeling van de kaart vooral berust op geomorfologie en minder op mineralogie. Omdat veel formaties bedekt zijn met een dunner of dikker laagje stuifzand kan niet op voorhand een inschatting gemaakt van de mineralogische bodemvruchtbaarheid aan de hand van een geomorfologische kaart. De meeste plots hebben in de toplaag hetzij mineralogische verarmd stuifzand of een blootgelegde minder verweerde ondergrond met sedimenten die nauw verwant zijn aan deze stuifzanden. De meeste pilot plotparen liggen volgens de aardkundige waardenkaart van RAAP op een homogene geologische ondergrond. Uitzondering hierop zijn SZ1S en C, deze twee plots liggen mogelijk op een gemengde stuifzand- en uitgestoven ondergrond. Plot CZE1S ligt mogelijk op stuifzand en CZE1C mogelijk op een uitgestoven ondergrond. Over het algemeen kan worden gesteld dat de plotparen die gelegen zijn op stuifzand het armst aan mineralen zijn, gevolgd door smeltwaterwaaier en uitgestoven erosievlakten. De mineralogische rijkste plots zijn gelegen op de stuwwal.

De samplingsdichtheid van het verkennend mineralogisch onderzoek was te laag om een compleet beeld te kunnen geven dat gekoppeld kan worden aan alle bodemchemische metingen. Locaties HS2S en HS2C liggen te ver van het bemonsterde gebied om te kunnen beoordelen. Waar van HS1S en C nog aangenomen kan worden dat deze mineralogisch en qua profiel overeenkomen met de metingen van de proefvelden van de OBN proefvelden zuid van het bosje van Staf (zie Weijters et al., 2018), is dit voor DH1S en DH1C niet mogelijk. Deze twee proefplots liggen aan de andere kant van de stuwwal van Oud Reemst. Mogelijk dagzoomt hier eveneens stuwwal materiaal.

2.4 Uitgangssituatie: bodemchemie

In het voorjaar van 2015 werd bodemchemisch vooronderzoek (voor methoden zie paragraaf 3.1.1) uitgevoerd in verschillende zoekzones in Het Nationale Park De Hoge Veluwe (Weijters & Bobbink, 2015). Doel was om na te gaan of de beoogde proeflocaties voldoende homogeen

waren, om inzicht te verkrijgen in de buffer- en stikstofstatus van de bodem op deze locaties en om advies te kunnen uitbrengen voor de aanleg van heidecorridors (oranje delen in Fig. 2.8). De resultaten van dit vooronderzoek zijn hier samengevat.

Op 57 locaties, verdeeld over bossen (beoogde corridors), pilot- en zoekzones (beoogde proeflocaties) werd bodemonderzoek verricht (Fig. 2.8). Tijdens het vooronderzoek waren de corridors nog niet gerealiseerd, dat wil zeggen dat de bomen nog niet gekapt waren en strooisel- en humuslagen in deze terreindelen nog overal aanwezig waren.

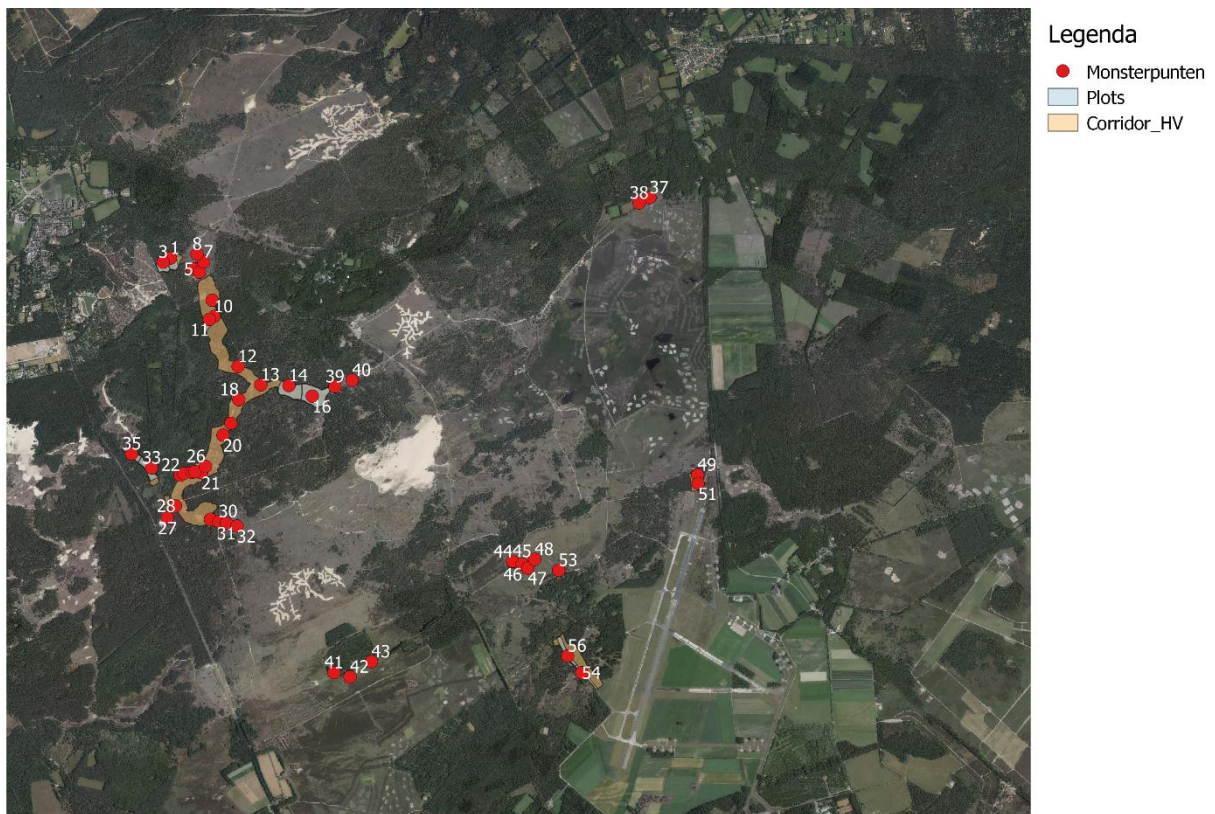


Fig. 2.8 Overzicht van de monsterlocaties van het bodemchemisch vooronderzoek

2.4.1 Bodembuffering

In de bemonsterde bossen (de latere corridors) was de bodem weinig gebufferd met een lage basenverzadiging (<20%) en een lage pH-NaCl (<3,4) (Fig. 2.9). Voor de ontwikkeling van droge heide met kenmerkende kruidenrijkdom is een pH-NaCl hoger dan 3,5 vereist (database Onderzoekcentrum B-WARE). Eén locatie viel op door zeer hoge buffering en werd uiteindelijk niet meegenomen in de pilotproeven (nr 54); dit is een locatie die gelegen is bovenop de in de tweede wereldoorlog aangelegde rollerbanen van Fliegerhorst Deelen, waarvan bekend is dat puinresten en andere verontreinigingen in de bodem bijdragen aan het verhogen van de bodembuffering (Bijlsma et al., 2014, Spek et al., 2014). De jeneverbeslocaties waren eveneens weinig gebufferd. In de zoekzone met stuifzandheide en stuifzanden met buntgras en mos was de bodem weinig gebufferd met een pH-NaCl onder de 4,0 en basenverzadiging lager dan 30%. De bemonsterde heischrale graslanden waren eveneens weinig gebufferd met een basenverzadiging van minder dan 20% en een pH-NaCl van maximaal 4,0. In redelijk ontwikkelde heischrale graslanden wordt een gemiddelde pH hoger dan 4,0 gemeten (van der Zee et al., 2017).

Een uitzondering waren de heischrale graslanden bij het Bosje van Staf (nr 42 en 43), voormalige wildakkertjes, met een basenverzadiging die lag tussen de 30 en 50%.

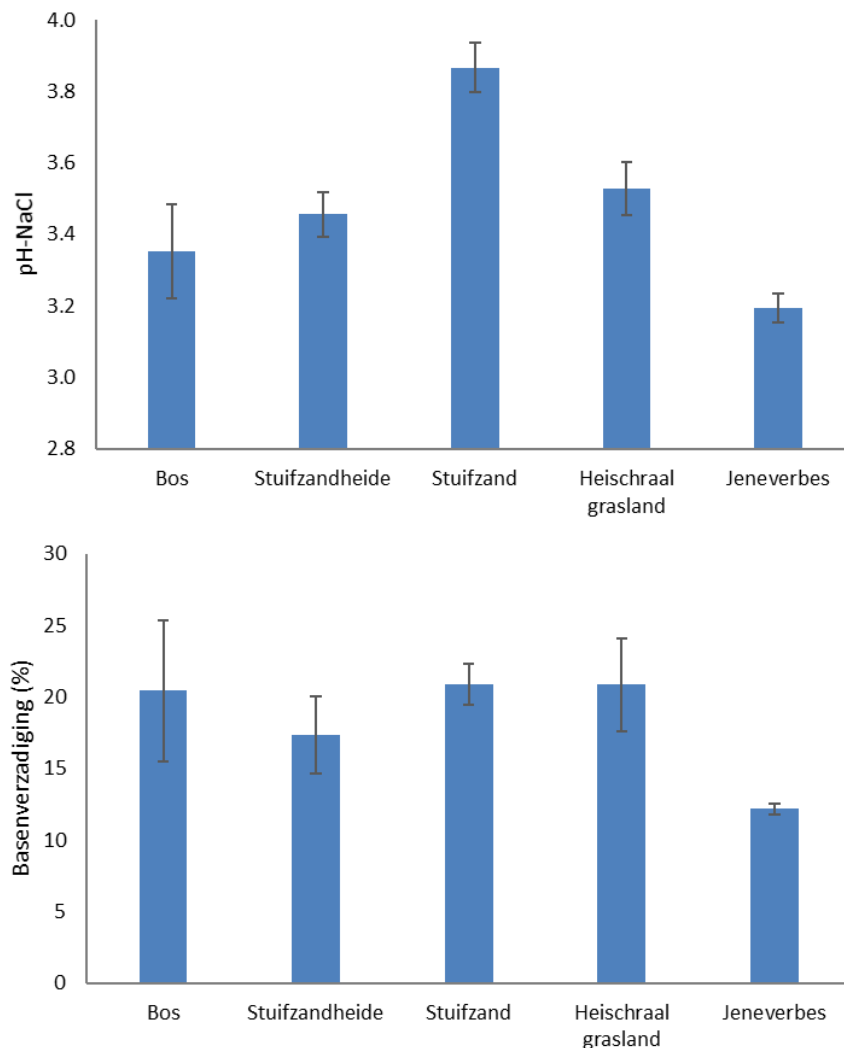


Fig. 2.9 Bodem-pH uit een zoutextract (NaCl) en basenverzadiging (%) uitgesplitst per vegetatietype in Het Nationale Park De Hoge Veluwe.

2.4.2 Nutriënten

Ammonium was vrijwel overal de dominante stikstofvorm (voor figuren en gedetailleerdere informatie zie Weijters & Bobbink, 2015). Een relatief hoge concentratie ammonium (>200 $\mu\text{mol/l}$ bodem, database Onderzoekcentrum B-WARE) kan de ontwikkeling van meerdere kenmerkende soorten (vooral kruiden en korstmossen) van de onderzochte vegetaties belemmeren. In de jeneverbesstruwelen en heischrale graslandzones was geen sprake van een te hoge stikstofbeschikbaarheid, wel was ook daar ammonium de overheersende anorganische N-vorm. Voor de ontwikkeling van droge heide zijn plant beschikbare P-concentraties (Olsen-P) lager dan 600 $\mu\text{mol/l}$ bodem essentieel. Voor een groot deel vielen de bemonsterde boslocaties (corridors) binnen deze range, maar waren er een aantal uitzonderingen. In de heischrale graslanden varieerde de Olsen-P concentraties sterk. Met name in het noorden, voormalige akkertjes, werden zeer hoge Olsen-P concentraties gemeten van meer dan 2500 $\mu\text{mol/l}$ bodem. Voor goed-

ontwikkeld heischraal grasland zijn Olsen-P concentraties lager dan 400 $\mu\text{mol/l}$ bodem vereist (van der Zee et al., 2017).

2.4.3 Conclusies

In nagenoeg alle locaties (beoogde corridors, maar ook bestaande habitattypen) was de pH en bufferstatus van de bodem te laag om een hoge natuurkwaliteit te kunnen ondersteunen. Het herstel van de bodembuffering is dus in alle habitattypen een belangrijke voorwaarde voor het succesvol inrichten van de heidecorridors en het behoud en herstel van Droge heide (H4030) stuifzandheide (H2310), stuifzanden met buntgras (H2330), heischrale graslanden (H6230) en jeneverbestruwelen (H5130). Ook voor de absolute ammoniumbeschikbaarheid en ammonium/nitrat verhouding in de bodem is het van belang de bodembuffering te herstellen. Zo wordt voorkomen dat de bodem-pH zo laag wordt dat het nitrificatieproces geremd wordt en het voor veel kenwerkende soorten schadelijke ammonium ophoopt als dominante stikstofvorm. Op basis van dit vooronderzoek is in de te ontwikkelen corridors uiteindelijk gekozen om delen van de bodem dieper af te schrapen om de ammoniumconcentraties in de bodem aanzienlijk te verminderen naar concentraties lager dan 200 $\mu\text{mol/l}$ bodem. Voor de locaties waarin ook de Olsen P-gehalten te sterk verhoogd waren is dit eveneens uitgevoerd.

2.5 Steenmeeltoediening: type en uitvoering

Op basis van eerder uitgevoerd mineralogisch vooronderzoek in het Park (Bergsma, 2015) en biochemisch onderzoek naar het zuurbufferend vermogen van de bodem (Weijters & Bobbink, 2015) (zie ook par. 2.3 en 2.4 in deze rapportage) is als steenmeelbehandeling gekozen voor het toedienen van 10 ton Soilfeed (nefelen syeniet) per ha (voor samenstelling, zie Tab. 2.3). Dit lijkt veel, maar uit later onderzoek naar verwerkingssnelheden in jonge bodems (Bergsma et al., 2016, Vogels et al., 2016a) bleek deze hoeveelheid nog aan de voorzichtige kant. In de week van 10 oktober 2016 zijn de helft van de onderzoeksvlakken met steenmeel behandeld. Het materiaal is opgebracht door middel van een lichtgewicht tractor met kunstmeststrooier (Afb. 2.1, Afb. 2.2, Afb. 2.3). In totaal zijn 15 1-ha vlakken met steenmeel behandeld (Fig. 2.2; Tab. 2.1), en daarnaast zijn 2 kleinere proefvlakken in jeneverbestruweel ingericht en behandeld (Fig. 2.3).

Tab. 2.3 Elementaire en mineralogische samenstelling van het opgebrachte steenmeel Soilfeed.

Elementaire samenstelling (%)										
SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	LOI
47	18.4	9.7	0.26	3.5	7.1	5.7	5.2	2.1	0.2	1.3
Mineralogische samenstelling (%)										
Kaliveldspaat	Plagioklaas	Biotiet	Amfibool	Veldspaatvervangers						
19.1	38.24	15	17.25	10						



Afb. 2.1 Uitrijden van steenmeel in een van de droge heide pilot plots. Links: een volle strooibak met Soilfeed. Rechts: uitstrooien van steenmeel.



Afb. 2.2 Een deel van de fijne fractie verwaait als stof.



Afb. 2.3 Links: 10 ton steenmeel per ha is op de bodem zichtbaar als een dun laagje. Rechts: spinnenweb zichtbaar gemaakt door steenmeelstof.

3 Onderzoeksmethoden

3.1 Abiotiek en stofkringlopen

3.1.1 Bodem- en plantchemie

3.1.1.1 *Bodembemonstering*

De monsternamen werden uitgevoerd door een mengmonster te nemen van drie gutssteken per locatie. De bodemmonsterlocaties werden vastgelegd met een GPS om monitoring in de tijd mogelijk te maken. Per proefveld werden 3 bodemmonsters verzameld, met uitzondering van 2018, toen er een mengmonster per proefvlak is gemaakt van monsters van de drie locaties. De bovenste 10 cm van de bodem werd steeds verzameld, na verwijderen van eventueel aanwezig los strooisel. De bodemmonsters werden verzameld in het voorjaar van 2016 (nulmeting: t=0) en het najaar van 2017, 2018 en 2019. De verkregen bodemmonsters werden vervolgens geanalyseerd. Aan de bodemmonsters werden de volgende analyses uitgevoerd:

- Bepalen van massavolume en organische-stofgehalte (LOI);
- Bepalen van de voor plantbeschikbare concentratie fosfaat, gemeten als Olsen-P (alleen in 2016 en 2019);
- Bepalen van onder meer de beschikbare concentratie calcium, kalium, magnesium en aluminium, de concentratie ammonium en nitraat en de bodem pH door middel van een extractie met 0,2 M NaCl. Dit geeft een goed beeld van de bodembuffering;
- Bepalen van de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) en de basenverzadiging door middel van een strontiumextractie (0,2 M SrCl₂);
- Bepalen van de totale hoeveelheid koolstof en stikstof door middel van een C/N-analyse.

3.1.1.2 *Bemonstering van plantmateriaal*

De plantenmonsters werden verzameld door plantenmateriaal (jonge scheuten) van minstens drie individuen te mengen tot één plantenmonster. In augustus en september 2016 en juni/juli 2019 werden in elk proefvlak drie plantenmonsters verzameld. In 2016 werd in de corridors plantenmateriaal van Blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*) verzameld, in het stuifzand Buntgras (*Corynephorus canescens*) en in droge heide-, heischraal grasland-, stuifzandheide- en jeneverbekvakken werd plantenmateriaal van Struikhei (*Calluna vulgaris*) verzameld. In 2019 werd plantenmateriaal van Struikhei verzameld in de droge heide-, heischraal grasland-, stuifzandheide-, jeneverbek- en corridor zuurminnend eikenbos vakken. In het stuifzand werd Buntgras verzameld, in de corridors droge heide en stuifzandheide werd Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) verzameld en in sommige heischrale vakken werd ook Schapenzuring (*Rumex acetosella*) verzameld. Vervolgens werden de monsters gedroogd en geanalyseerd op chemische samenstelling door middel van natte destructie en C/N-analyse.

3.1.1.3 *Analysen*

Vochtpercentage, organische stofconcentratie en bodemdichtheid

Het vochtpercentage van het verse bodemmateriaal werd via het vochtverlies bepaald. Dit gebeurde door in duplo bodemmateriaal te drogen gedurende 48 uur bij 60°C. Omdat de bakjes precies tot aan de rand werden afgevuld (volume = 40 ml) konden later ook de concentraties

worden omgerekend naar mol per liter bodemvolume. De fractie organisch 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 bij benadering overeen met de fractie organisch materiaal in de bodem.

Zoutextractie (NaCl-extractie)

Bij een natriumchloride(zout)-extractie worden aan het bodemadsorptiecomplex gebonden ionen deels verdrongen door natrium en chloride. Met deze extractie kan onder andere de pH, ammonium- en nitraatbeschikbaarheid van de bodem bepaald worden. Voor een zoutextractie werd aan 17,5 gram verse bodem 50 ml 0,2 mol/l natriumchloride (NaCl) toegevoegd. Gedurende 120 minuten werden de monsters uitgeschud op een schudmachine bij 105 r.p.m. waarna de pH werd gemeten. Het supernatant werd onder vacuüm verzameld met behulp van teflon poriewaterbemonsteraars en bewaard bij 4°C tot verdere analyse.

Strontiumextractie

Met een strontiumextractie werd de totale concentratie uitwisselbare ionen bepaald, de kationuitwisselingscapaciteit en de basenverzadiging. Hiervoor werd vers materiaal ingewogen overeenkomstig met 5 gram droog materiaal (minerale bodems) en met 200 ml strontiumchloride (SrCl_2) (0,2 mol/l), geschud op een schudmachine bij 105 r.p.m. De pH werd gemeten met HQD pH-electrode. De extracten werden gefilterd met behulp van teflon poriewaterbemonsteraars. Voor analyse op de ICP-OES werd een deel van het filtraat aangezuurd met salpeterzuur (eindconcentratie 1%) en bewaard en bij 4°C tot verdere analyse. Voor analyse op de auto-analyzers werd niet-aangezuurd filtraat bewaard bij -18°C tot verdere analyse.

Olsen-extractie

Plantenbeschikbaar fosfaat werd met behulp van een Olsen-extractie bepaald (Olsen et al., 1954). Voor de Olsen-extractie werd aan 3 gram droog bodemmateriaal 60 ml 0,5 mol/l natriumbicarbonaat (NaHCO_3) toegevoegd. De pH van het extractiemedium werd op pH 8,5 gesteld met behulp van NaOH. Gedurende 30 minuten werden de monsters uitgeschud op een schudmachine (105 r.p.m.) waarna het supernatant onder vacuüm werd verzameld met behulp van teflon poriewaterbemonsteraars. Het extract werd bij 4°C bewaard tot verdere analyse.

Destructie plantmateriaal

Door het plantenmateriaal te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bepaalde elementen/nutriënten in het plantenmateriaal te bepalen. Hiervoor werd 200 mg fijngemalen gedroogd materiaal afgewogen in teflon destructievaatjes. Aan het materiaal werd 4 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3 , 65%) en 1 ml waterstofperoxide (H_2O_2 , 30%) toegevoegd en geplaatst in een destructiemagnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestruerd in gesloten teflon vaatjes en na afkoelen werden het destruaat nauwkeurig overgebracht en aangevuld tot 100 ml met milli Q water. De monsters werden in polyethyleenpotjes bij 4°C bewaard voor verdere analyse.

C/N-analyse bodem- en plantmateriaal

Voor de analyse van de totale hoeveelheid koolstof en stikstof werd een deel van het verzamelde bodem- en plantenmateriaal fijngemalen in een kogelmaler. Afhankelijk van het soortelijk gewicht

van het materiaal en de verwachte concentraties, werd een kleine hoeveelheid (3-40 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container afgewogen, waarna het in een CNS-elementenanalyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd geanalyseerd.

Elementenanalyse (ICP en Autoanalyzers)

De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S; als maat voor sulfaat), silicium (Si) en zink (Zn) in de bodemextracten en destruatien van de planten werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP-OES, ICAP 6300, Thermo Fisher Scientific, of ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) en fosfaat (PO_4^{3-}) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat en ammoniummolybdaat/ascorbinezuur. Chloride (Cl) werd colorimetrisch bepaald met een Technicon auto-analyser III systeem met behulp van mercuritiocyanide. Natrium (Na) en kalium (K) werden vlamfotometrisch bepaald met een Sherwood Model 420 Flame Photometer.

3.1.2 Stikstofflux

De stikstofflux (ammonium en nitraat) werd bepaald met Plant Root Simulator probes (PRSTM, Western Ag Innovations Inc., Saskatoon, Canada). Deze probes geven een maat voor de beschikbaarheid van nutriënten over een bepaalde tijdsperiode. De probes die in dit onderzoek gebruikt zijn, zijn speciaal ontwikkelde "kation-uitwissel" membranen en "anionuitwissel" membranen: voor de adsorptie van kationen zoals ammonium of anionen als nitraat met een maximale adsorptiecapaciteit van 2086 mg/m^2 voor NO_3^- (PRSTM, Western Ag Innovations Inc., Saskatoon, Canada). Deze PRS probes werden in 2017 voor een periode van 15 weken ingezet (van maart tot juli) en in 2018 en 2019 voor een periode van 31 weken. Omdat een deel van de metingen in 2017 onder de detectielimiet zat, werd in 2018 en 2019 voor een langere periode gekozen. In elk proefvlak werden op twee locaties 4 anion en 4 kation probes per locatie geplaatst (in de jeneverbesproefvlakken maar op één locatie). Nitraat- en ammoniumconcentraties aan de PRS probes werden bepaald door Western Ag Innovations Inc. in Canada.



Fig. 3.1 Links: anion en kation PRS Probes (PRSTM, Western Ag Innovations Inc., Saskatoon, Canada). Rechts: overzicht van de geplaatste PRS probes in een proefveld van stuifzandheide.

3.1.3 N-opname routen: stabiele isotopen

In alle *pilot*-plots (uitgezonderd de jeneverbes plots) is een uitgebreide bemonstering van flora, fauna en macrofungi uitgevoerd voor analyse op stabiele-isotopenratio's van stikstof ($^{15/14}\text{N}$) en koolstof ($^{13/12}\text{C}$). Voor dit project is met name de ratio van $^{15/14}\text{N}$ interessant, omdat dit informatie kan verschaffen over eventuele veranderingen in de stikstofhuishouding van het desbetreffende habitattype. Gekozen is om niet alle monsters meteen te analyseren, maar om eerst naar (verschuivingen in) de ratio's van $^{15/14}\text{N}$ in de vegetatie te kijken, om op basis van die resultaten na te gaan of het zinvol is om fauna en macrofungi te betrekken in de analyse.

Alle monsters zijn in het veld met de hand verzameld verspreid over het gehele oppervlak van de plots (voor fauna aanvullend door middel van sleepnetten) en voor vegetatie en macrofungi in het veld op naam gebracht. Fauna-monsters zijn na verzamelen in het veld direct ingevroren voor latere sortering in het determinatielab tot orde en/of familie-niveau. Alle monsters zijn na verzamelen (vegetatie en macrofungi direct na verzamelen, fauna na determinatie) voor 48 uur in een droogstoof op 70 °C gedroogd. Na drogen zijn deze monsters wanneer nodig eerst grof gemalen in een vegetatiemolen en vervolgens nog fijner vermalen in een kogelmaler. De verkregen gemalen monsters zijn vervolgens ingewogen in tinnen cupjes voor latere analyse.

De ratio tussen de stabiele isotopen voor N en C in de monsters zijn vervolgens bepaald met behulp van een CN elemental analyser (EA NA1500 - EA 1110 device, Carlo Erba and Thermo Fisher Scientific) gekoppeld aan een massaspectrometer (Delta V Advantage IRMS, Thermo Fischer Scientific).

Uiteindelijk zijn enkel voor de planten stabiele-isotopenanalyses uitgevoerd. Voor fauna is besloten om dit niet uit te voeren, aangezien de vegetatie resultaten geen aanleiding gaven voor analyse van deze (hogere) trofische groep. Voor macrofungi was dit wel voorzien, maar als gevolg van de COVID-19 pandemie was analyse van deze monsters niet mogelijk, vanwege het sluiten van het laboratorium. Te overwegen is om deze analyses op korte termijn alsnog uit te voeren, maar voor de oplevering van het eindrapport is besloten om hier niet op te wachten.

3.1.4 Bodemmesofaunarespons

Springstaarten zijn in oktober 2017 bemonsterd door middel van het steken van bodemkernen (Afb. 3.1). In elke pilot plot zijn twee bodemkernen verzameld. Deze monsters zijn vervolgens direct na bemonstering in een Tullgren apparaat geplaatst, om alle in de gestoken bodemkern aanwezige dieren te extraheren (gedetailleerde methode is beschreven in Vanstraelen & Rijninks, 1982, Vogels et al., 2016c). Na een periode van drie weken van extractie zijn de fauna-monsters in afgesloten buisjes op 70% alcohol gehouden voor latere determinatie. Uit de verkregen monsters zijn vervolgens alle springstaarten (Collembola) tot het laagst mogelijke taxonomische niveau gedetermineerd, met gebruik van de determinatietabel van Hopkin (2007).

3.1.4.1 *Indeling in trofische groepen en Gisin klassen*

Soorten en soortgroepen zijn geïnclassificeerd op basis van de eerst door Gisin (1943) voorgestelde onderverdeling in levensvormen:

- Epedaphisch: soorten die hun gehele levenscyclus op of boven de bodem (in vegetatie) doorlopen. Gepigmenteerd, het pigment vaak onregelmatig verdeeld zodat de dieren een tekening vertonen. Grote dieren met 8+8 goed ontwikkelde ogen. Furca sterkst ontwikkeld, antennen en beharing lang. Post-antennal organ ontbreekt.
- Hemiedaphisch: soorten die een deel van hun levenscyclus op de bodem doormaken en/of soorten die hun levenscyclus volbrengen in de bovenste strooisel- en humuslaag. Gepigmenteerde dieren van gemiddelde grootte met 8+8 ogen. Post antennal organ aanwezig maar vrij eenvoudig van bouw, furca aanwezig, antennen en beharing middellang.
- Euedaphisch: soorten die hun gehele levenscyclus in de bodem doorlopen (onder de strooisellaag). Kleine soorten, vaak pigmentloos met gereduceerd aantal of geheel ontbreken van ogen en sterk gereduceerde of ontbrekende furca. Antennen en beharing kort. Post-antennal organ (een klier, belangrijk als afweermechanisme tegen predators) aanwezig en vaak complex van bouw.



Afb. 3.1 Bemonstering van Collembola door middel van een klapguts. Bodemkernen werden verzameld in witte potten en vervolgens getransporteerd naar het lab voor Tullgren extractie. Foto's: Joost Vogels.

Daarnaast zijn alle soorten geïdentificeerd op het voedsel waar ze (hoofdzakelijk) van leven, op basis van aangeleverde gegevens uit de dataset van Henk Siepel (Siepel, 1994). Epedaphische soorten omvatten overwegend herbivore soorten, met algen, mossen en lichenen als belangrijkste voedselbron (Chahartaghi et al., 2005). Hemiedaphische soorten omvatten zowel herbivore als fungivore soorten, en nagenoeg alle euedaphische soorten bestaan uit fungivore soorten (Berg et al., 2004). Hemiedaphische fungivore soorten behoren doorgaans tot de groep van soorten die bij de primaire strooiselafbraak betrokken zijn. Deze soorten eten detrituspartikels, waarbij ze vervolgens de fungi en bacteriën verteren (Chahartaghi et al., 2005). Voor de strooiselafbraak spelen ze een belangrijke rol in het fijner maken van humusdeeltjes, wat een de decompositie versnelt (Potapov et al., 2016). Euedaphische fungivore groepen omvatten doorgaans soorten die een rol spelen bij de secundaire decompositie: deze soorten eten kleinere bodempartikels en leven van andere soorten schimmels (Chahartaghi et al., 2005). Vraat aan schimmelhyphae stimuleert doorgaans de groei en respiratie van schimmels en daarmee ook de snelheid van decompositie (Bengtsson & Rundgren, 1983). Zowel hemiedaphische als euedaphische soorten spelen dus een belangrijke rol in het reguleren van schimmelafbraak: hemiedaphische soorten door het vergroten van contactoppervlak met organisch materiaal en het stimuleren van schimmelgroei en euedaphische soorten hoofdzakelijk door het stimuleren van schimmelgroei. (Potapov et al., 2016).

Door beide klassen te combineren zijn in dit onderzoek totaal vier functionele groepen gedefinieerd: Epedaphisch - herbivoor, Hemiedaphisch – herbivoor, Hemiedaphisch – fungivoor en Euedaphisch – Fungivoor.

3.2 Monitoring vegetatieontwikkeling

De ontwikkeling in de vegetatie is op twee manieren gevolgd: de verspreiding van doel- en prioritaire soorten en de ontwikkeling van de habitattypen middels een opname van alle soorten hogere planten en mossen in permanente kwadraten.

3.2.1 Verspreiding van doelsoorten

De verspreiding van doel- en prioritaire soorten is gevolgd in de hectareplots waarin steenmeel uitgestrooid is en in de controleplots. De soorten die daarvoor gevolgd zijn staan in Tab. 3.1 vermeld. Omdat deze soorten schaars zijn, zijn daarnaast de volgende indicatieve soorten gekarteerd:

- Dwergviltkruid (*Filago minima*) (heide en stuifzandheide)
- Hondsviooltje (*Viola canina*) (heischraal grasland)
- Jeneverbes (*Juniperus communis*) (heide)
- Moeraszegge (*Carex acutiformis*)
- Tandjesgras (*Danthonia decumbens*) (heide, heischraal grasland)
- Viltganzerik (*Potentilla argentea*) (heischraal grasland)
- Zwarte zegge (*Carex nigra*) (vochtige heide, heischraal grasland)

Verder zijn in het type stuifzandheide nog de typische habitatsoorten Buntgras (*Corynephorus canescens*), Ezelspootje (*Cladonia zopfii*), Hamerblaadje (*Cladonia strepsilis*), Heidespurrie (*Spergula morisonii*), IJslands mos (*Cetraria islandica*), Plomp bekermos (*Cladonia borealis*), Slank stapelbekertje (*Cladonia pulvinata*), Stuifzandkorrelloof (*Stereocaulon condensatum*), Stuifzandstapelbekertje (*Cladonia verticillata*), Wollig korrelloof (*Stereocaulon saxatile*) en Wrattig bekermos (*Cladonia monomorpha*) waargenomen. Deze soorten zijn niet gekarteerd, omdat deze niet goed te karteren zijn op deze grote schaal. Wel zijn deze soorten opgenomen in de permanente kwadraten.

Tab. 3.1 Gekarteerde typische soorten van habitattypen

Soort	Droge heiden	Heischrale graslanden	Stuifzandheiden met struikhei	Zandverstuivingen
Borstelgras (<i>Nardus stricta</i>)		x		
Kleine schorseneer (<i>Schorzonera humilis</i>)	x			
Kruipbrem (<i>Genista pilosa</i>)	x		x	
Liggend walstro (<i>Galium saxatile</i>)		x		
Liggende vleugeltjesbloem (<i>Polygala serpyllifolia</i>)		x		
Ruig schapengras (<i>Festuca ovina subsp. hirtula</i>)				x
Stekelbrem (<i>Genista anglica</i>)	x		x	

In de heidetypen komen de typische habitatsoorten kronkelheidestaartje (*Cladonia subulata*), open rendiermos (*Cladonia portentosa*) en rode heidelucifer (*Cladonia floerkeana*) voor, ook deze zijn alleen in de permanente kwadraten opgenomen.

De hectareplots zijn in stroken afgelopen waarbij per groeiplek een stip op een verspreidingskaart zijn geplaatst. Per groeiplaats is het aantal exemplaren of pollen geschat. Soorten met een vlaksgewijze verspreiding zoals Ruig schapengras is de verspreiding met een Tansley-code

weergegeven (frequent, algemeen of dominant). Aantallen zijn hier alleen indicatief. Het onderzoek is uitgevoerd in twee rondes: de nulmeting in 2016 en de eerste effectmeting in 2019. Het onderzoek is in juni uitgevoerd, aangevuld met een snelle ronde in het najaar.

3.2.2 Monitoring vegetatie in permanente kwadraten

In elk met steenmeel behandeld ha plot werd voor de 0-meting een vlak uitgezocht dat representatief was voor het plot, daarnaast werd een vergelijkbaar vlak in het controleplot uitgezet. De vlakken waren 2x2m groot en gemarkeerd met een stukje ijzer op twee hoekpunten en twee paaltjes. In de corridor waren grote delen van de organische laag verwijderd bij de kap. In dat geval werd in de steenmeelbehandeling en de controle een duo-plot gelegd waarbij een geplagd en een niet-geplagd kwadraat bij elkaar lagen.

Alle vlakken zijn opgenomen met de beperkte schaal van Londo. Mossen en korstmossen zijn grotendeels in het veld gedetermineerd, maar twijfelachtige soorten zijn achteraf nog gedetermineerd met binoculair, microscoop en bijbehorende chemicaliën.

De 0-meting was uitgevoerd in augustus-september van 2016, de effectmeting in oktober 2019. Daar zit enkele maanden verschil tussen. De verwachting is echter dat dit weinig verschil maakt, aangezien na de droge zomer van 2018 en 2019 de vegetatie sterk verdroogd was, terwijl in het najaar enig herstel was opgetreden.

3.3 Faunarespons

3.3.1 Monitoring doelsoorten

Om een representatieve meting te verkrijgen van de S(K)NL doelsoorten (sprinkhanen, dagvlinders, reptielen en broedvogels) binnen de onderzoeksplots zijn in 2016 en 2019 vaste routes gelopen. Daarnaast zijn een vast aantal tapijttegels op de looproute geplaatst (Afb. 3.1). Onderzoek naar libellen is niet uitgevoerd aangezien er geen wateren binnen de plots liggen.

Er is gekozen voor deze combinatie van methoden, omdat looproutes makkelijk repliceerbaar zijn en met minimale inspanning een vrij volledig beeld verkregen wordt van de meeste doelsoorten. De tapijttegels zijn specifiek ingezet voor moeilijk waarneembare reptielen zoals hazelworm en gladde slang. De looproute loopt langs de buitenste plotgrenzen en door het midden van het plot (in de vorm van een kruis). Per plot zijn vier tapijttegels geplaatst op de hoekpunten van het plot (Afb. 3.2).



Afb. 3.2 Ligging van een tapijttegel op één van de hoekpunten van een plot met heischrale vegetatie. Vanwege de droogte in combinatie met begrazing is de vegetatie erg kort.

Alle doelsoorten die op de looproute of onder de tapijttegels zijn waargenomen zijn genoteerd. Per soort zijn de exacte aantallen en de locatie van de waarnemingen vastgelegd door middel van een gps. Individuen waargenomen buiten de plots zijn niet genoteerd. Bij hoge dichtheden van doelsoorten zijn aantallen om de vijf meter geschat en genoteerd. Alle doelsoorten zijn gelijktijdig in kaart gebracht. Dit betekent dat broedvogels en reptielen niet altijd op het meest gunstige moment van de dag zijn gekarteerd.

- Dagvlinders (alle soorten) zijn op zicht gedetermineerd, deels met een verrekijker. Vangsten zijn vrijwel nooit noodzakelijk geweest.
- Sprinkhanen (alle soorten) zijn in de meeste gevallen op gehoor gedetermineerd, aangevuld met zichtwaarnemingen. Voor met het oor slecht waarneembare soorten is een batdetector ingezet.
- Vogels (BMP-B lijst van SOVON) zijn door middel van geluid en zicht gekarteerd. Het vaststellen van territoria wordt uitgevoerd conform de telrichtlijnen van SOVON (van Dijk & Boele, 2011). Bij vastgestelde territoria is bepaald of deze binnen de plots liggen. Bij vogels is dit lastiger in vergelijking met dagvlinders, sprinkhanen en reptielen, aangezien territoria groter in oppervlak zijn dan de plots. Vastgestelde territoria die net buiten de plots vallen kunnen hierdoor wel onderdeel uitmaken van de plots. Bij de bepaling of een territorium wel of niet binnen de plots liggen wordt hiermee rekening gehouden door een bufferzone van 200 meter rondom de plots te hanteren. De bufferzone van 200 meter is bepaald op basis van de fusieafstanden (van Dijk & Boele, 2011) van de meeste waargenomen vogelsoorten. Alle vastgestelde territoria binnen een bufferzone van 200 meter rondom de plots gelden als territoria binnen de plots.
- Reptielen (alle soorten) zijn tijdens de looproutes op zicht gekarteerd. Daarnaast zijn dieren waargenomen onder de tapijttegels.

Het onderzoek heeft in 2016 in de periode van 31 mei t/m 14 september plaatsgevonden. In 2019 is het onderzoek uitgevoerd in de periode van 23 mei t/m 22 augustus.

Tab. 3.2 geeft een compleet overzicht van de onderzoeksdagen in zowel 2016 en 2019. In de tabel zijn ook rondenummers en weersomstandigheden vermeld. Eén ronde bestond uit minimaal één en maximaal drie dagen. Er waren meerdere dagen voor één ronde noodzakelijk vanwege de omvang van het gebied en aantal plots. In 2016 werden werd een ronde meestal in drie dagen afgerond terwijl dit in 2019 meestal in twee dagen werd uitgevoerd. De reden hiervoor is dat het onderzoek in 2016 door één persoon werd uitgevoerd en in 2019 door twee personen. Om waarnemersverschillen zo veel mogelijk uit te sluiten is de telmethode op voorhand afgestemd. De extra teller in 2019 is ingezet om zo veel mogelijk dagen met geschikte weersomstandigheden te kunnen benutten. Richtlijn voor de weersomstandigheden waren: overdag tussen 10.00 en 17.00 uur bij temp >20 °C en windkracht < 4 Bft.).

De planning van de rondes is zoveel mogelijk afgestemd op de activiteitsperioden van de te verwachte doelsoorten. Hiervoor zijn de telrichtlijnen van SOVON (van Dijk & Boele, 2011), de vliegtijdentabel van de Vlinderstichting (Vlinderstichting, 2020) en ingevoerde waarnemingen op waarneming.nl (Waarneming.nl et al., 2020) gebruikt.

In 2016 zijn de plots nabij het Bosje van Staf in drie rondes onderzocht, omdat deze niet altijd bereikbaar waren in verband met jacht en edelhertenbronst. In 2019 zijn vier rondes uitgevoerd nabij het bosjes van staf.

3.3.2 Bemonstering fauna: dichthedenrespons

In iedere plot is in juni 2019 door middel van een standaard sleepnet een monster verzameld van in de vegetatie en op de bodem aanwezige ongewervelden. In elke plot zijn 100 slagen verzameld, het verkregen monster is vervolgens overgebracht in een HDPE pot zonder conserveermiddel en op dezelfde bemonsteringsdag in de vriezer geplaatst.

Alle monsters zijn vervolgens op een later tijdstip in het determinatie lab uitgesorteerd en gedetermineerd tot (minimaal) het orde niveau. De meest frequent voorkomende groepen waren sprinkhanen (Orthoptera), kevers (Coleoptera), cicaden (Auchenorrhyncha), wantsen (Hemiptera) en vlinderrupsen (Lepidoptera). Alle individuen behorende tot deze orden zijn geteld en vervolgens na 48 uur in een droogstoof op 70°C gewogen op een precisiebalans voor het bepalen van de droge biomassa.

Tab. 3.2 Overzicht onderzoeksdatums per ronde en de op die dag heersende weersomstandigheden. De weersgegevens zijn afkomstig van het KNMI, weerstation Deelen. De temperatuur is de gemiddelde temperatuur over die dag. In de praktijk is de temperatuur boven de 20 graden tijdens het veldbezoek.

Datum	Ronde	Gem. Temp.	zonuren	windkracht	Opmerking
31-5-16	Ronde 1	17,90	7	2	
1-6-16	Ronde 1	19,90	6,4	3	
30-6-16	Ronde 2	16,00	1,4	3	Uitleggen reptielenplaten
5-7-16	Ronde 2	14,70	2,4	3	
7-7-16	Ronde 2	16,20	7	2	
20-7-16	Ronde 3	25,00	11,4	3	
26-7-16	Ronde 3	18,40	6,2	2	
4-8-16	Ronde 3	16,40	3,5	3	
16-8-16	Ronde 4	16,20	12,6	2	
18-8-16	Ronde 4	17,80	13,3	2	
19-8-16	Ronde 4	19,10	7	2	
14-9-16	Ronde 5	17,50	4,5	2	
Gemiddelde 2016		17,93	6,89	2	
23-05-19	Ronde 1	14,60	13,4	2	
14-06-19	Ronde 2	17,90	7,6	2	
28-06-19	Ronde 3	18,40	11,3	2	
4-07-19	Ronde 3	16,50	13,6	2	
17-07-19	Ronde 4	16,80	7,2	1	
24-07-19	Ronde 4	28,60	13	2	
21-08-19	Ronde 5	15,30	11,9	2	
22-08-19	Ronde 5	17,20	12,5	2	
Gemiddelde 2019		18,16	11,31	2	

3.4 Gegevensanalyse

3.4.1 Bodem- en vegetatiechemie

Verschillen tussen controle en steenmeelbehandeling in bodem werden met een gepaarde t-toets per tijdstip. De verandering in de tijd werd getoetst door een Generalized linear mixed model met behandeling en tijd als fixed en proefveld als random factor. Indien nodig werden de gegevens log-getransformeerd. Verschillen tussen controle en steenmeelbehandeling in bodem en plantenmateriaal werd getoetst in R, versie 3.5.2 (R Core Team, 2018) met een gepaarde t-toets.

3.4.2 Vegetatieopnamen

De plots in de corridors zijn vanwege nog sterk afwijkende vegetatie (veelal nog in vroeg pionierstadium) niet statistisch getoetst. Voor plots waarin 2 PQ's zijn gekarteerd is het gemiddelde van beide PQ's als meting meegenomen.

Verschillen in bedekking van plantengroepen en dominante individuele soorten tussen behandelingen (controle 2016, steenmeel 2016, controle 2019 en steenmeel 2019) zijn getoetst met behulp van een poisson GLM (generalized linear model met poisson-foutenverdeling) met behandeling, habitat type en hun interactie als predictorvariabelen. In deze toets worden de gemiddeldes van de replicaties per behandeling vergeleken.

In aanvulling daarop zijn de plantengemeenschappen met behulp van NMDS clustering (Non-Metric Multidimensional Scaling) met elkaar vergeleken. Hierbij is de Bray-Curtis dissimilariteit als afstand tussen plots weergegeven in een tweedimensionale grafiek. Deze methode is weinig gevoelig voor uitschieters in de data, waardoor deze methode prima geschikt is voor lagere aantallen data punten, of uitschieters in bedekking van een dominante soort. In het algemeen geldt voor deze weergave: hoe verder de plots in de figuur uit elkaar liggen, hoe groter de verschillen tussen de plantengemeenschappen in de plots en vice versa. Alle toetsen zijn uitgevoerd met het statistiek programma R, versie 3.5.2 (R Core Team, 2018).

3.4.3 Fauna respons

3.4.3.1 *Bodemmesofauna*

Verschillen tussen behandelingen in functionele groepen van springstaarten werden initieel geanalyseerd door middel van een poisson GLM en in het geval van significante overdispersie met een negative binomial GLM met gebruik van het programma R, versie 3.5.2 (R Core Team, 2018), waarbij effecten steeds per afzonderlijk habitatype zijn geanalyseerd.

3.4.3.2 *Functionele groepen respons*

Voorafgaand aan de analyse is door middel van een shapiro-wilk's test getoetst of de respons variabele voldeed aan een normaalverdeling. Wanneer dit niet het geval was, is voorafgaand aan toetsing een log-transformatie toegepast. Significante verschillen tussen controle en steenmeel plots is vervolgens steeds getoetst door middel van standaard linear model. Alle toetsen zijn uitgevoerd met het statistiek programma R, versie 3.5.2 (R Core Team, 2018).

3.4.3.3 *Sprinkhanen en dagvlinders*

Gebruikte data: Voor alle plots is het seizoenmaximum meegenomen, om eventuele dubbeltellingen wanneer meerdere bezoeken aan het plot in hetzelfde seizoen hebben plaatsgevonden te voorkomen.

Verschillen in aantallen per soort voor de dominante soorten, en totaal aantal dagvlinders en sprinkhanen tussen behandelingen (controle 2016, steenmeel 2016, controle 2019 en steenmeel 2019) zijn initeel getoetst met behulp van een Poisson GLM (generalized linear model met Poisson fouten verdeling) met behandeling, habitat type en hun interactie als predictorvariabelen. In deze toets worden de gemiddeldes van de replicaties per behandeling vergeleken. Er bleek een interactie te bestaan tussen habitatype en jaar, waarop vervolgens afzonderlijk is getoetst per habitatype in het effectjaar door middel van een initiële poisson GLMM met behandeling als fixed en plotnummer als random factor, welke vervolgens getoetst werd op overdispersie. Bij significante overdispersie is vervolgens hetzelfde model getoetst met gebruik van een negatief binomiale foutverdeling. Alle toetsen zijn uitgevoerd met het statistiek programma R, versie 3.5.2 (R Core Team, 2018).

4 Effect van het droogtejaar

4.1 Aanleiding

De jaren 2016 t/m 2019 waren warm en droog en passen in een reeks van zes zeer warme jaren op een rij (bron: www.knmi.nl, 2020). Het zomerseizoen van 2018 was een uitzonderlijk droog jaar en valt net onder het recordjaar van 1976 als naar het absolute neerslagtekort wordt gekeken. In 2018 is met name in de periode mei tot begin augustus is het neerslagtekort scherp opgelopen, en piekte in dat moment zelfs kortstondig boven het recordjaar van 1976 (Fig. 4.1). Na de hete en droge zomer van 2018 zijn de grondwaterstanden in de winter niet tot het gebruikelijke niveau aangevuld, waardoor 2019 extra droog begon. Ook in 2019 is de neerslag tot in juli onder het gemiddelde geweest. Deze uitzonderlijke droogte had duidelijk invloed op de effectmetingen in 2018 en 2019, die in dit aparte hoofdstuk worden besproken.

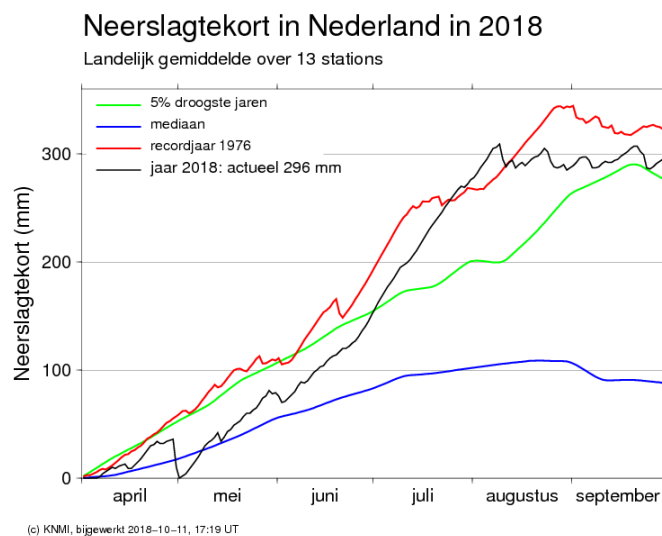


Fig. 4.1 Landelijk gemiddelde neerslagtekort in Nederland in 2018. Brongegevens en figuur ©KNMI, 2018: https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/geografische-overzichten/neerslagtekort_droogte.

4.2 Effecten op vegetatie

Het optreden van de droogte had een sterk effect op de vegetatie. Effect in directe zin, omdat er sterfte optrad van de planten en mossen. De bedekking van de vegetatie nam af en de grassen waren hier vaak gevoeliger voor dan de kruidachtigen. Dit fenomeen is ook in andere gebieden waargenomen. Vanwege de droogte was de graasdruk ook extra intensief. Dit blijkt uit de aanwezigheid van vraatsporen in struikhei, grassen en bodem (Afb. 3.2; Afb. 4.1), en het omwoelen en zelfs verdwijnen van mossen in heide. Om toch aan voldoende vocht en voedsel te komen is de graasdruk extra hoog en de hergroei door de droogte geringer. In het beheer met schapenbegrazing is dit bekend, in droge jaren is het effect van begrazing veel groter dan in jaren met veel neerslag. In hoeverre het verminderen van de vegetatiebedekking te wijten is aan droogte alleen of in combinatie met begrazing kan moeilijk aangetoond worden.



Afb. 4.1 Door de droogtejaren is in 2018 en 2019 veel Struikhei en gras afgestorven en trad overal in het park versterkte vraat op aan Struikhei, grassen, bomen en zelfs mossen.

4.3 Effecten op bodemchemie

Het effect van de extreme droogte in 2018 was terug te zien in de bodemchemie in de controle en met steenmeel behandelde proefvelden. In alle vegetatietypen werden in 2018 anderhalf tot drie keer hogere concentraties beschikbaar kalium in de bodem van de controle en steenmeelproefvelden gemeten dan in 2016 en 2017 (Fig. 4.2). Dit werd eveneens gevonden in andere, langlopende bodemchemie-metingen in het zandlandschap (database Onderzoekcentrum B-WARE). In 2019 bleven de beschikbare kaliumconcentraties in de bodem alleen nog wat hoger in de bodem van de stuifzandheide en de stuifzandvegetatie dan voor de droogte.

In de bodem van de stuifzandvegetatie en heischraal grasland werd een interactie-effect van droogte en steenmeeltoediening gemeten op de beschikbare Ca en/of Mg-concentratie in de bodem. In 2018 werd een significant hogere beschikbare Ca-concentratie gemeten in de met steenmeel behandelde proefvelden in het heischraal grasland van 2060 tegen 779 $\mu\text{mol/kg}$

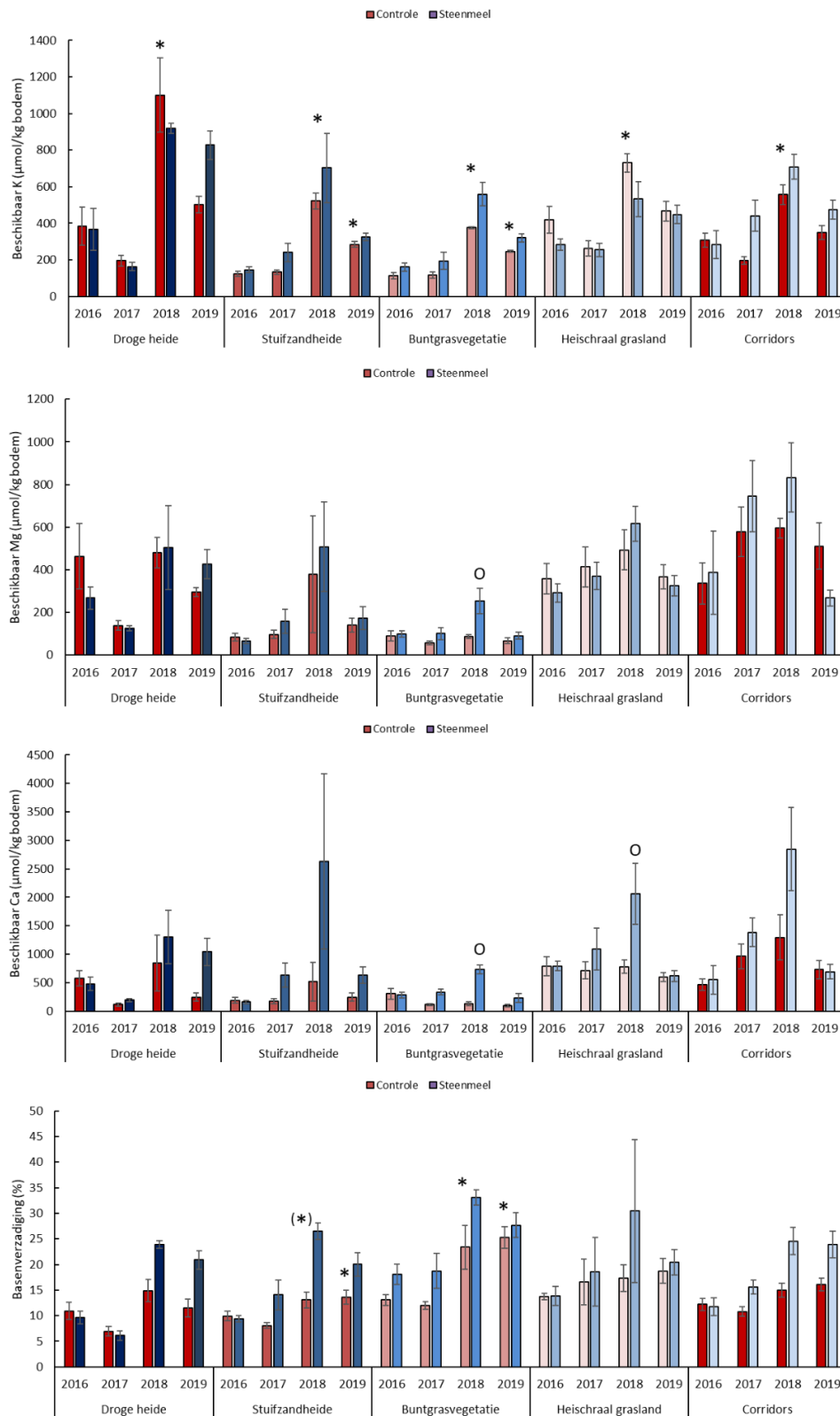


Fig. 4.2 Beschikbare kalium-, magnesium- en calciumconcentratie in µmol/kg bodem en basenverzadiging (%) per jaar in de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie (=stuifzand), heischrale graslanden en corridors. Gemiddelde ± standaardfout, * = significant verschil tussen jaren ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil tussen jaren ($0,05 < p > 0,1$), O = significant verschil tussen behandelingen ($p < 0,05$), (O) = bijna significant verschil tussen behandelingen ($0,05 < p > 0,1$).

bodem in de controle. In de bodem van de stuifzandvegetatie werd in 2018 een hogere beschikbare Ca- en Mg-concentratie gemeten in de steenmeelbehandeling van 735 $\mu\text{mol Ca/kg}$ en 254 $\mu\text{mol Mg/kg}$ tegen 129 $\mu\text{mol Ca}$ en 86 $\mu\text{mol Mg/kg}$ in de controle.

Er werd ook een toename gemeten van de uitwisselbare concentraties (Ca, K of Mg) aan het bodemcomplex van stuifzandheide en stuifzandvegetatie, wat resulteerde in een hogere basenverzadiging in 2018 en 2019 (Fig. 4.2). In de stuifzandheide steeg de basenverzadiging met circa 4% en in de stuifzandvegetatie met circa 11%.

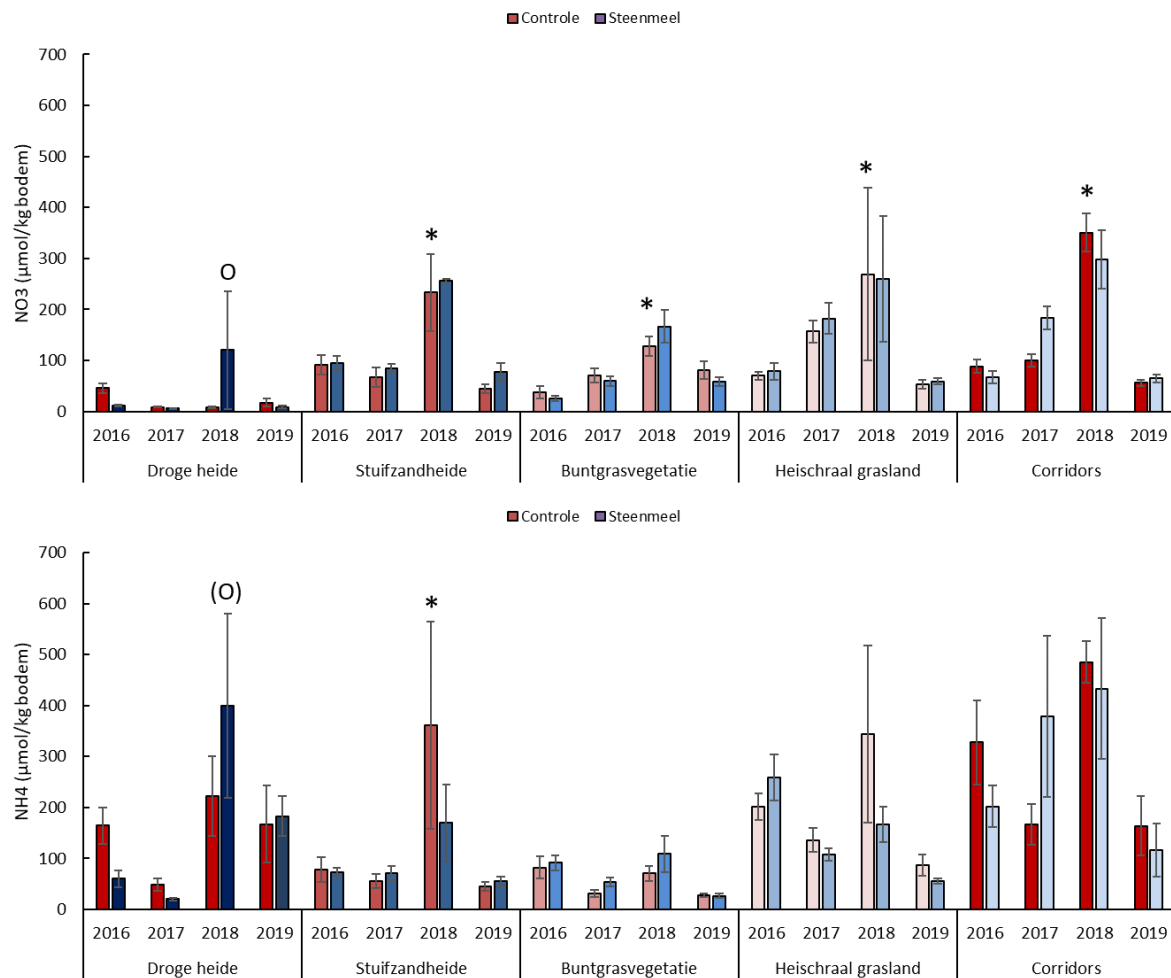


Fig. 4.3 Nitraat- en ammoniumconcentraties in $\mu\text{mol/kg}$ bodem per jaar in de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie (=stuifzand), heischrale graslanden en corridors. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil ($p < 0,05$) tussen jaren, (*) = bijna significant verschil ($0,05 < p > 0,1$) tussen jaren. O = significant verschil tussen behandelingen ($p < 0,05$), (O) = bijna significant verschil tussen behandelingen ($0,05 < p > 0,1$).

Het effect van de droogte in 2018 resulteerde in een flinke toename (twee tot drie keer zo hoog) van de concentratie ammonium in de bodem van de controlevakken in de stuifzandheide (Fig. 4.3). Ook in de corridors was een toename van ammonium in de bodem te zien, echter niet significant. In de bodem van de droge heide werd een interactie-effect gemeten van droogte en steenmeel op de ammonium- en nitraatconcentratie in de bodem. In de proefvelden met steenmeeltoediening werden in 2018 (bijna) significant hogere ammonium- en

nitraatconcentraties in de bodem gemeten, terwijl deze concentraties in de controle proefvelden niet toenam.

De concentratie nitraat in de bodem van de controlevakken nam sterk toe in de stuifzandheide, corridors en heischraal grasland. Ook in de stuifzandvegetatie nam de nitraatconcentratie in de bodem toe in 2018, maar bleef de ammoniumconcentratie in de bodem gelijk. Dit verhogende effect van droogte op ammonium- en nitraatconcentraties is ook bekend uit onderzoek naar de effecten van droogte op heidebodems (Bobbink et al., 2019).

4.4 Conclusies

- Door de droogte nam de bedekking van Struikhei in alle proefvlakken sterk af, door afsterven van (delen van) planten en door toegenomen graasdruk tijdens het droogtejaar. Fijnbladige grassen namen het sterkst af door massaal afsterven van planten. Kruidachtigen hadden het minst te lijden van de droogte.
- Tijdens de droogte trad versterkte begrazing overal in het park op, waarbij de moslaag in veel gevallen eveneens werd weggevreten. Hierdoor nam de bedekking door grassen en Struikhei verder af.
- Als gevolg van het afsterven van de vegetatie werd de vegetatiestructuur genivelleerd; dit trad met name op in de zandverstuivingen en stuifzandheiden.
- Door de droogte werd een toename gemeten van de beschikbare K-concentratie in de bodem van alle vegetatietypen, onafhankelijk van de behandeling. In de bodem van de stuifzandheide en stuifzandvegetatie was de beschikbare K-concentratie ook in 2019 nog hoger dan voor de droogte.
- De droogte leidde tot een kleine toename van de basenverzadiging in de bodem van de stuifzandheide en stuifzandvegetatie.
- In de bodem van stuifzandvegetatie en heischraal grasland werd een interactie-effect gemeten op de beschikbare Ca- en/of Mg-concentratie. Deze concentraties namen door de droogte alleen toe in de steenmeelbehandeling.
- De ammoniumconcentratie nam als gevolg van de droogte toe in de bodem van de stuifzandheide. Ook werd een toename in de nitraatconcentratie gemeten in de bodem van stuifzandheide, stuifzandvegetatie, heischraal grasland en de corridors.
- In de bodem van de droge heide werd een interactie-effect gemeten op de stikstofconcentraties in de bodem. Er werd alleen in de steenmeelbehandeling een toename gemeten van de nitraat- en ammoniumconcentratie in de bodem.

5 Resultaten

5.1 Bodemchemie

De belangrijkste bodemchemische parameters zijn hieronder beschreven, waarbij de resultaten van het eerste en derde meetjaar (2019) zijn weergegeven en de nulmeting (2016), voordat er steenmeel (Soilfeed) werd opgebracht. De waardes voor steenmeel in 2016 laten dus alleen zien of de proefvelden voor aanvang van het experiment met elkaar vergelijkbaar waren. Het tweede meetjaar (2018) is vanwege de droogte-effecten hier niet weergegeven. Alle gegevens zijn raadpleegbaar in Bijlage 1.

5.1.1 Veranderingen in bodem-pH en basenverzadiging

Het opladen van het adsorptiecomplex met basen (Ca, K en Mg) en daarmee het verhogen van de basenverzadiging is één van de doelen van het opbrengen van steenmeel. Een belangrijke reden om het steenmeel Soilfeed te gebruiken voor herstel van bodembuffering in plaats van een dolokal is het veelzijdiger herstel van de bodem. Het steenmeel Soilfeed bevat meer kalium en sporenelementen dan dolokal dat alleen calcium en magnesium bevat.

De bodem-pH (NaCl) was bij aanvang van het experiment niet zeer laag voor droge heide en stuifzandheide met een gemiddelde waarde van 3,5 en 3,8 (Fig. 5.1). Met een bodem-pH van gemiddeld 3,9 en 3,6 was deze relatief laag voor stuifzandvegetaties en heischrale graslanden. Ook in de corridors en jeneverbesstruweel was de bodem-pH relatief laag met gemiddeld 3,4 en 3,3. Er werden in de afgelopen drie meetjaren geen effecten van steenmeeltoediening op de bodem-pH gemeten. Ook werden er in de driejarige onderzoeksperiode geen effecten van steenmeeladditie op de CEC gemeten in droge heide, stuifzandheide, stuifzandvegetatie en heischraal grasland (Bijlage 2).

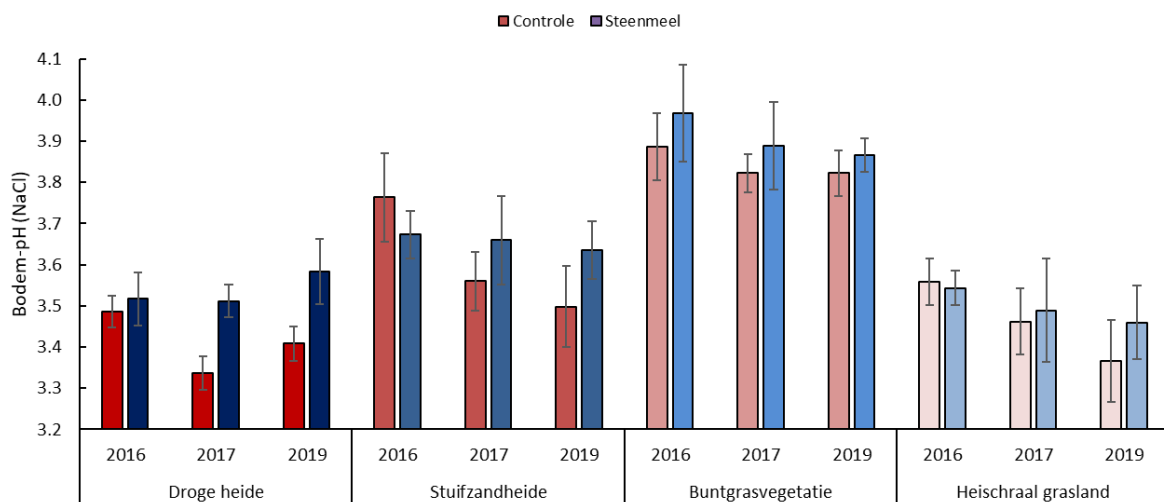


Fig. 5.1 Bodem-pH (NaCl) in 2016 (nulmeting, voorafgaand aan toediening steenmeel), 2017 en 2019 in de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie (=stuifzand) en heischraal grasland. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p < 0,1$).

De basenverzadiging was bij aanvang van het experiment over het algemeen (zeer) laag met gemiddeld 10% in de droge heide en stuifzandheide, 13% in de stuifzandvegetatie en 14% in het

heischraal grasland. Het opbrengen van het steenmeel Soilfeed resulteerde vanaf het tweede jaar (2018) in een significant hogere basenverzadiging in de bodem door toename van de uitwisselbare Ca- en K-concentraties in de bodem (Bijlage 3). Zo werd in het derde jaar een significant hogere basenverzadiging gemeten van gemiddeld 21% ten opzichte van 12% in de controle (Fig. 5.2). In stuifzandheide leidde steenmeeladditie door hogere uitwisselbare Ca-concentraties in de bodem tot een bijna significant hogere basenverzadiging in de steenmeelbehandeling in het eerste en derde jaar, met in het derde jaar een basenverzadiging van gemiddeld 14% in de controle ten opzichte van 20% in de steenmeeladditie (Fig. 5.2).

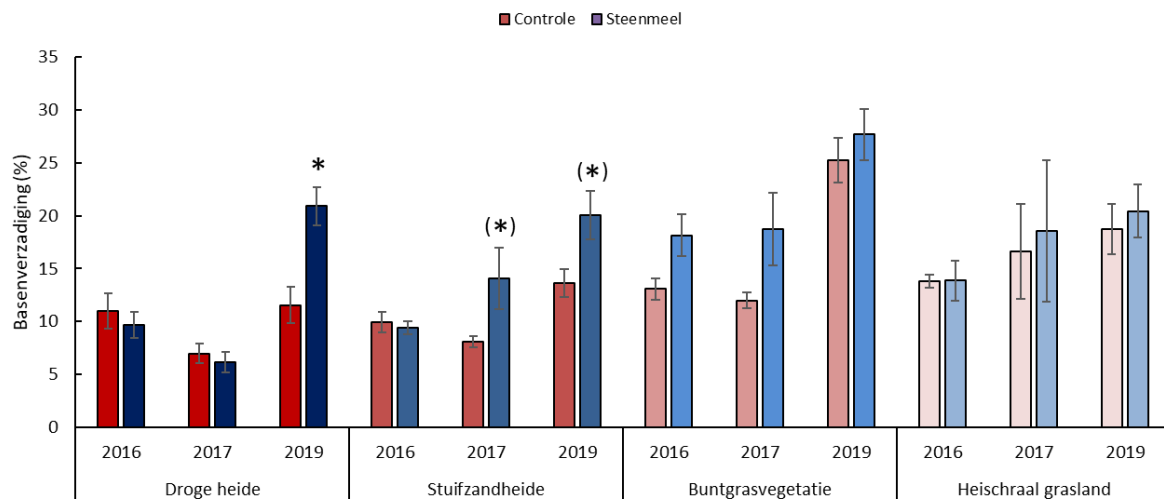


Fig. 5.2 Basenverzadiging in 2016 (nulmeting, voorafgaand aan toediening steenmeel), 2017 en 2019 in de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie (=stuifzand) en heischraal grasland. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p < 0,1$).

Bij aanvang van de proef was de basenverzadiging in de bodem van de steenmeelproefvlakken in de stuifzandvegetatie hoger dan in de controle. Door het toedienen van steenmeel werden binnen drie jaar geen effecten op de basenverzadiging in de bodem van de stuifzandvegetaties gemeten (Fig. 5.2; wel is een droogte effect zichtbaar, zie par. 4.3). Ook in de heischrale graslanden werd tot dusver geen effect van steenmeeladditie op de basenverzadiging gemeten.

In Fig. 5.3 is de bezetting van kationen aan het bodemcomplex in het derde meetjaar weergegeven. In deze figuren is te zien dat een groot deel van het bodemcomplex (>50%) bezet was met Al in alle vegetatietypen. Verder is te zien dat in de bodem van de droge heide, stuifzandheide en stuifzandvegetatie in de steenmeelbehandeling met name het aandeel Ca toenam ten koste van het geadsorbeerde eenwaardige ion H⁺. Er was binnen een termijn van drie jaar nog geen effect van steenmeel zichtbaar op de bezetting van het driewaardige ion Al.

In de corridors werd vanaf het eerste meetjaar een significant hogere basenverzadiging gemeten in de steenmeelbehandeling (Fig. 5.4). In het derde jaar werd in de corridors een significant hogere basenverzadiging gemeten in de met steenmeel behandelde proefvelden van gemiddeld 24% ten opzichte van 16% in de controle. In het jeneverbesstruweel (niet geplagd) werden geen effecten van steenmeeltoediening op de basenverzadiging gemeten. In de bodem van het geplagde jeneverbesveld werd in het derde jaar zelfs een basenverzadiging van 38% gemeten in de steenmeelbehandeling (tegen 12% in de controle).

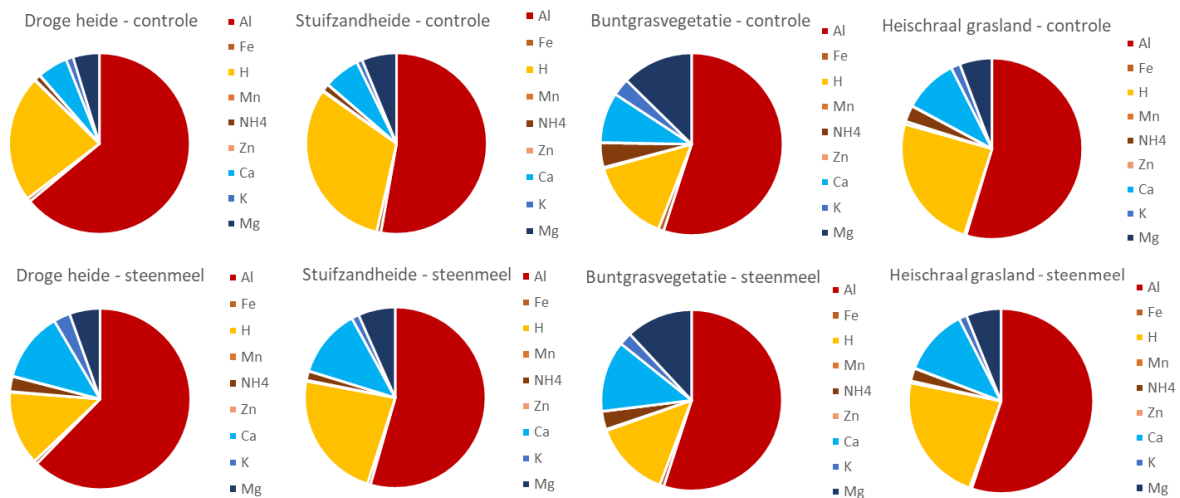


Fig. 5.3 Bezetting van kationen aan het bodemcomplex (%) in de bodem van de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie (=stuifzand) en heischraal grasland in 2019.

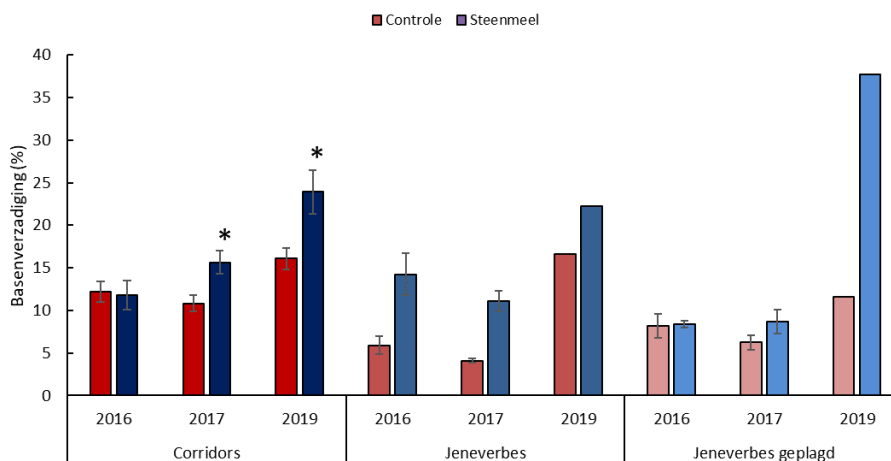


Fig. 5.4 Basenverzadiging (%) in de bodem van de corridors, jeneverbesstruweel en het geplagde jeneverbesstruweel in 2016 (nulmeting), 2017 en 2019. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p > 0,1$). Toetsen op significantie was niet mogelijk voor de jeneverbesproefvelden omdat in het derde meetjaar mengmonsters van de bodem werden verzameld in deze kleine proefvelden ($n=1$).

5.1.2 Veranderingen in beschikbare concentraties ionen

In de bodem werden beschikbare elementconcentraties van calcium, magnesium, kalium en aluminium bepaald. Daarnaast werden ook de sporenelementen mangaan en zink gemeten. Er werden geen significante effecten van steenmeel gevonden op de mangaan- en zinkconcentraties in de bodem, resultaten wat betreft deze ionen zijn daarom niet in figuren weergegeven.

5.1.2.1 Beschikbaar calcium

In de bodem van de droge heide werden vanaf het eerste jaar hogere beschikbare Ca-concentraties gemeten in de steenmeelbehandeling dan in de controle. In het derde meetjaar was de beschikbare Ca-concentratie in de bodem van de droge heide significant hoger in de steenmeelbehandeling met gemiddeld $1041 \mu\text{mol/kg}$ ten opzichte van $246 \mu\text{mol/kg}$ in de controle

(Fig. 5.5). In de bodem van de stuifzandheide werd in de steenmeelbehandeling een bijna significant hogere beschikbare Ca-concentratie gemeten van gemiddeld 635 $\mu\text{mol/kg}$ tegen 246 $\mu\text{mol/kg}$ in de controle in het derde jaar.

Ook in de stuifzandvegetatie werden vanaf het eerste jaar hogere beschikbare Ca-concentraties gemeten in de bodem met steenmeeltoediening. In het derde meetjaar werd het verschil tussen de steenmeelbehandeling en de controle kleiner, maar was nog steeds significant hoger in de steenmeeladditie met gemiddeld 225 $\mu\text{mol/kg}$ tegen 95 $\mu\text{mol/kg}$ beschikbaar Ca in de controle. In de bodem van de heischrale graslanden werden geen verschillen gemeten tussen de controle en steenmeelbehandeling.

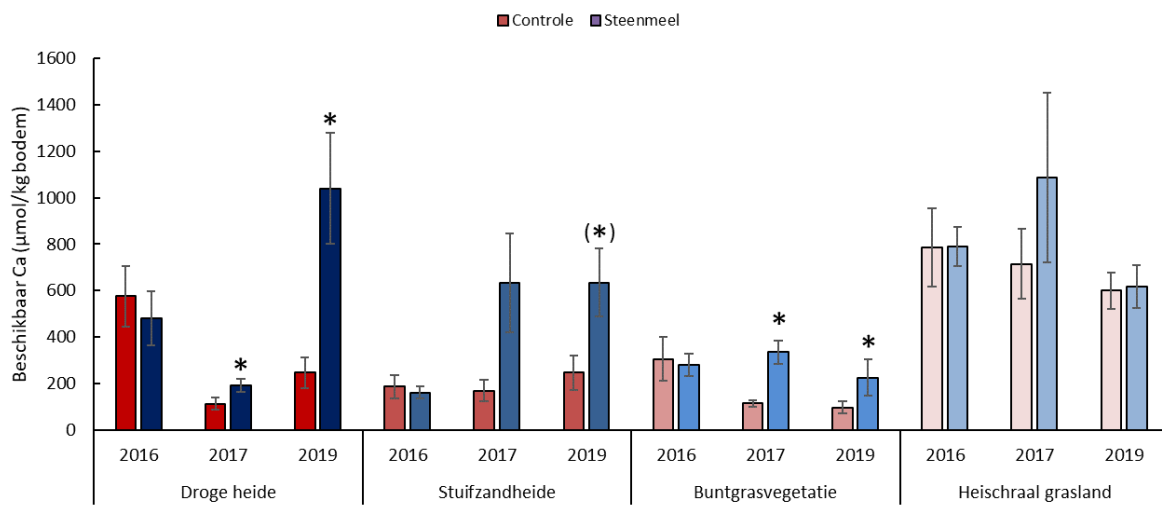


Fig. 5.5 Beschikbare calciumconcentratie ($\mu\text{mol/kg}$ bodem) in 2016 (nulmeting), 2017 en 2019 in de bodem van de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie (=stuifzand) en heischraal grasland. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p < 0,1$).

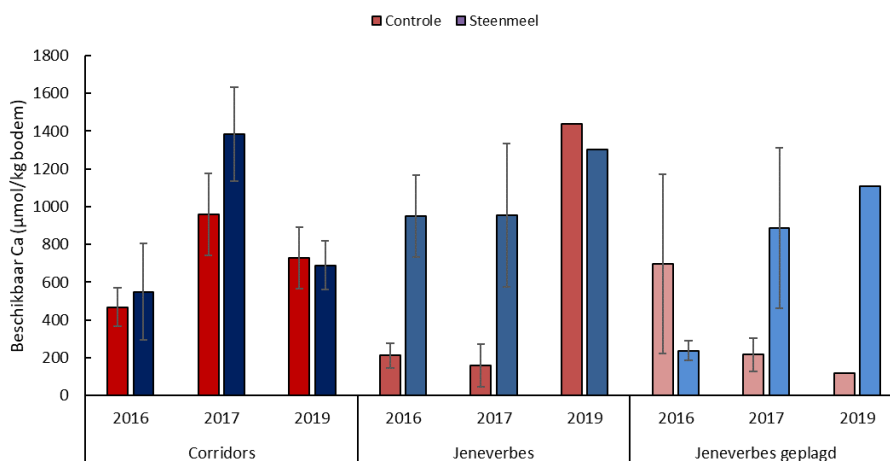


Fig. 5.6 Beschikbare calciumconcentratie ($\mu\text{mol/kg}$ bodem) in de bodem van de corridors, jeneverbesstruweel en het geplagde jeneverbesstruweel in 2016 (nulmeting), 2017 en 2019. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p < 0,1$).

In de bodem van de corridors en het jeneverbesstruweel werden tot dusver nog geen effecten op de Ca-beschikbaarheid in de bodem gemeten (Fig. 5.6). In de bodem van het geplagde jeneverbesveld werd vanaf het eerste jaar een hogere Ca-beschikbaarheid in de met steenmeel

behandelde plot gemeten, met in het derde jaar een verschil van 1106 $\mu\text{mol/kg}$ tegen 116 $\mu\text{mol/kg}$ in de controle.

5.1.2.2 Beschikbaar magnesium en kalium

Over het algemeen werden beschikbare magnesium- en kaliumconcentraties in de bodem van de controle proefvelden gemeten van 150 tot 500 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in de droge heide en heischraal grasland en 50 tot 300 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in de stuifzandheide en stuifzandvegetatie (Fig. 5.7). Er werden geen significante effecten van steenmeeltoediening gemeten op de beschikbare Mg-concentraties in de bodem van droge heide, stuifzandheide, stuifzandvegetatie en heischraal grasland.

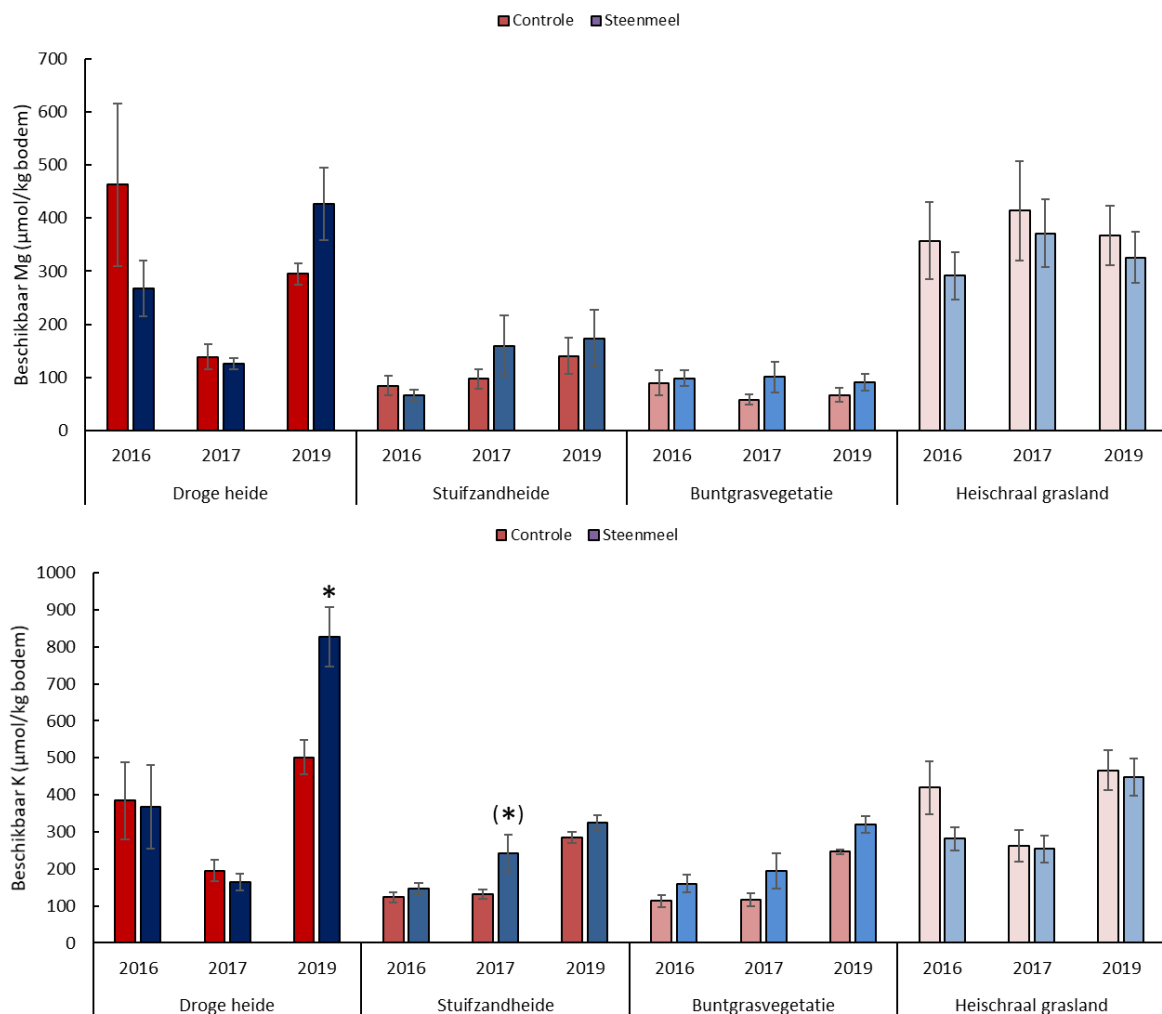


Fig. 5.7 Beschikbare magnesium- en kaliumconcentratie ($\mu\text{mol/kg}$ bodem) in 2016 (nulmeting), 2017 en 2019 in de bodem van de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie (=stuifzand) en heischraal grasland. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p > 0,1$).

Door het opbrengen van steenmeel werden in het derde jaar hogere beschikbare K-concentraties gemeten in de bodem van droge heide met 827 $\mu\text{mol/kg}$ tegen 502 $\mu\text{mol/kg}$ in de controle (Fig. 5.7). In de bodem van stuifzandheide werd vanaf het eerste jaar een (bijna significant) hogere beschikbare K-concentratie in de bodem gemeten, met in het derde meetjaar een concentratie van 285 $\mu\text{mol/kg}$ beschikbaar K in de controle tegen 324 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in de

steenmeelbehandeling. Er werden nog geen effecten van steenmeeltoediening gemeten op de beschikbare K-concentratie in de bodem van stuifzandvegetaties en heischraal grasland. In de stuifzandvegetatie was beschikbaar K evenwel sterk verhoogd in het droogtejaar van 2018 (zie par. 4.3), met de hoogste toename in de steenmeelbehandelingen in dat jaar.

In de corridors werden eveneens geen effecten van steenmeeladditie op de beschikbare Mg-concentratie in de bodem gemeten (Fig. 5.8). De beschikbare K-concentratie in de bodem was in het eerste meetjaar significant hoger in de steenmeelbehandeling met 441 tegen 195 $\mu\text{mol/kg}$ bodem. In het derde meetjaar was dit verschil niet meer significant. In het geplagde jeneverbesproefveld werd vanaf het tweede jaar een hogere beschikbare Mg-concentratie in de bodem van de steenmeelbehandeling gemeten, met in het derde meetjaar een concentratie van 142 $\mu\text{mol/kg}$ Mg tegen 75 $\mu\text{mol/kg}$ bodem. Er werden geen effecten op de beschikbare K-concentratie in de bodem gemeten. Ook in het niet geplagde jeneverbesstruweel werden tot dusver nog geen effecten op de Mg- en K-beschikbaarheid in de bodem gemeten.

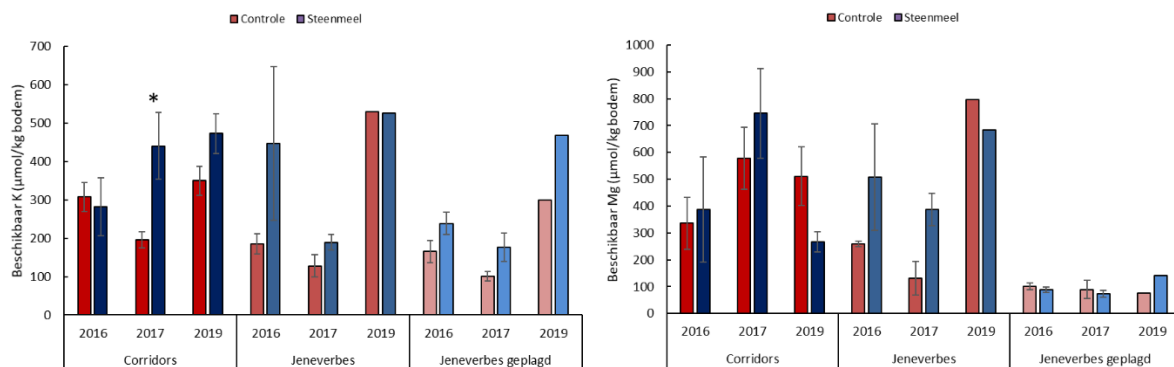


Fig. 5.8 Beschikbare kalium- en magnesiumconcentratie ($\mu\text{mol/kg}$ bodem) in de bodem van de corridors, jeneverbesstruweel en het geplagde jeneverbesstruweel in 2016 (nulmeting), 2017 en 2019. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p > 0,1$).

5.1.2.3 Aluminium en Al/Ca-ratio

De beschikbare aluminiumconcentraties in de bodem waren over het algemeen hoog in het derde meetjaar in de controle proefvelden van alle typen vegetaties met concentraties boven de 1000 $\mu\text{mol/kg}$ bodem. Alleen in de stuifzandvegetatie werd een lagere bodemconcentratie Al gemeten van gemiddeld 692 $\mu\text{mol/kg}$ bodem. Een toename van basische kationen (Ca, K en Mg) in de bodem en daarmee een verhoging van de bodembuffering zal op den duur leiden tot een afname van de beschikbare aluminiumconcentratie in de bodem. In de bodem van de droge heide werd in het derde meetjaar een bijna significant lagere aluminiumconcentratie in de bodem gemeten (Fig. 5.9). Vanwege de toename van beschikbaar calcium in de bodem werd er wel een effect van steenmeel op de Al/Ca-ratio gemeten. Vanaf het eerste jaar werd in de met steenmeel behandelde proefvlakken een lagere Al/Ca-ratio gemeten dan in de controle, met in het derde meetjaar een significant lagere Al/Ca-ratio van gemiddeld 2 tegen 17 in de controle. Bij Al/Ca-ratio's hoger dan 2 komen er weinig kenmerkende kruiden meer voor in de heide (database Onderzoekcentrum B-WARE). In de bodem van stuifzandheide werden nog geen duidelijke effecten van steenmeel op de concentratie beschikbaar Al gemeten. Door de hogere calciumconcentraties in de bodem werd een lagere Al/Ca-ratio in de steenmeelbehandeling gemeten vanaf het eerste meetjaar. In het derde meetjaar werd een significant lagere Al/Ca-ratio

gemeten in de bodem van de steenmeelbehandeling met gemiddeld 2 tegen 8 in de onbehandelde bodem van de controle.

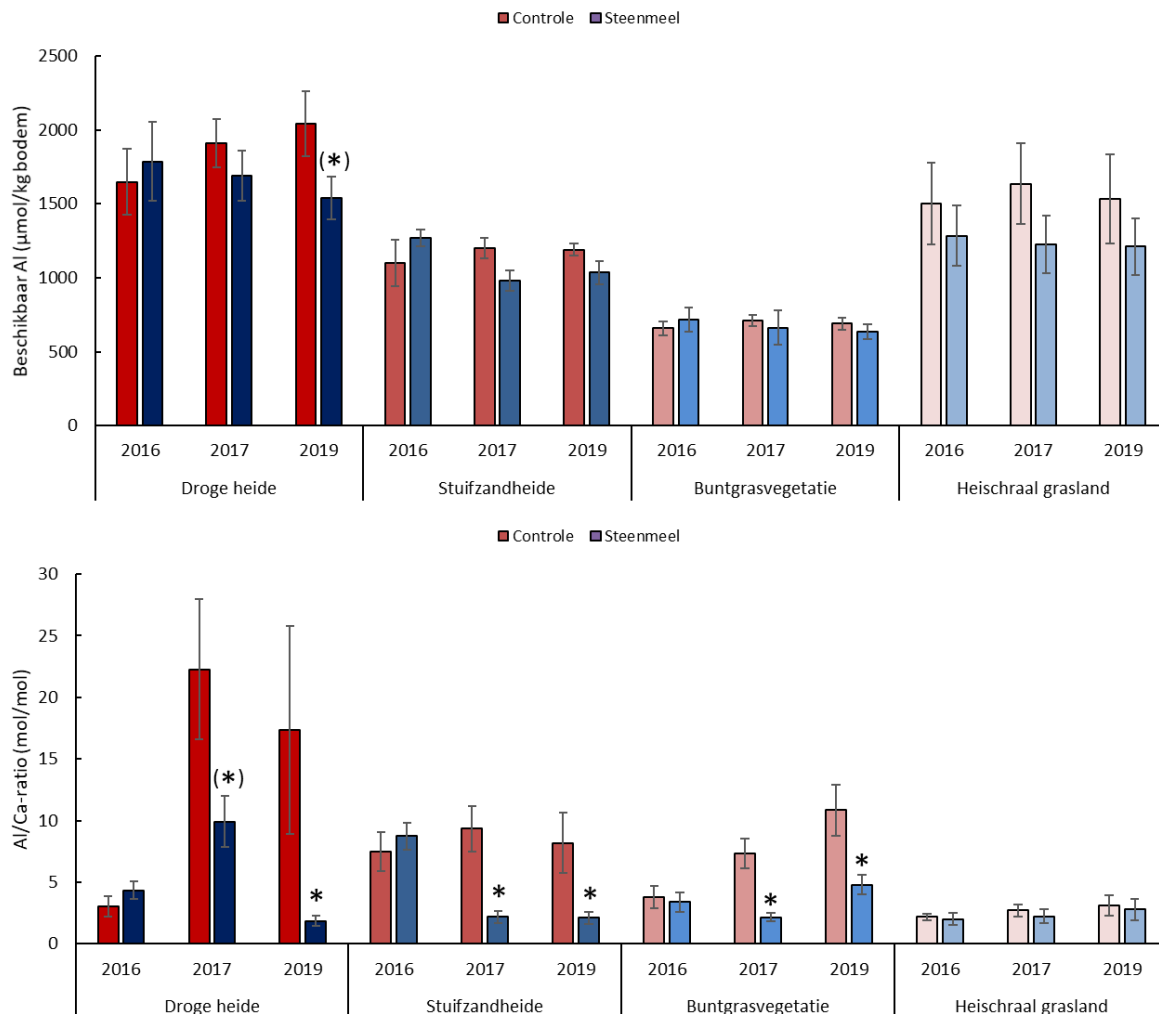


Fig. 5.9 Beschikbare aluminiumconcentratie ($\mu\text{mol/kg}$ bodem) en Al/Ca-ratio (mol/mol) in 2016 (nulmeting), 2017 en 2019 in de bodem van de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie (=stuifzand) en heischraal grasland. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p < 0,1$).

Er werden geen effecten van steenmeeladditie op de beschikbare Al-concentratie in de bodem van stuifzandvegetatie gemeten. Door een toename van de beschikbare Ca-concentratie in de bodem werd vanaf het eerste meetjaar een lagere Al/Ca-ratio gemeten in de bodem van de met steenmeel behandelde proefvlakken. In het derde meetjaar werd het verschil met de controle kleiner (vergelijkbaar met de beschikbare Ca-concentratie), maar bleef de Al/Ca-ratio significant lager met gemiddeld 11 in de controle tegen 5 in die met steenmeeladditie. In de bodem van de heischrale graslanden werd geen enkel effect van steenmeeltoediening gemeten op de beschikbare Al-concentratie en Al/Ca-ratio in de bodem. In redelijk ontwikkelde heischrale graslanden wordt gemiddeld een Al/Ca-ratio van 0,7 gemeten (van der Zee et al., 2017). Met name veel bijzondere soorten uit het heischrale milieu zijn zeer gevoelig voor aluminiumtoxiciteit, waarbij bijzondere doelsoorten vrijwel niet voorkomen bij een Al/Ca-ratio hoger dan 2 (De Graaf et al., 1997). De Al/Ca-ratio in de bodem was in het derde meetjaar met gemiddeld 2,8 in de

steenmeelbehandeling en 3,1 in de controle dus nog steeds te hoog in vergelijking tot goed ontwikkelde heischrale graslanden.

In de corridors werd in het derde meetjaar een significant lagere Al-beschikbaarheid in de bodem van de steenmeelproefvelden gemeten van gemiddeld 1083 $\mu\text{mol/kg}$ tegen 1627 $\mu\text{mol/kg}$ in de controle (Fig. 5.10). Er werden nog geen effecten op de Al/Ca-ratio in de bodem van de corridors gemeten. In het jeneverbesstruweel werden geen effecten van steenmeeltoediening op beschikbaar-Al of Al/Ca-ratio in de bodem gemeten, al was deze in de controle gemiddeld veel hoger (met een grote spreiding in de meetwaarden). In de geplagde jeneverbesvelden werd vanaf het tweede jaar een lagere beschikbare Al-concentratie gemeten en vanaf het eerste jaar een lagere Al/Ca-ratio in de bodem gemeten. In het derde meetjaar was de Al/Ca-ratio in de steenmeelbehandeling 0,8 tegen 13 in de controle. Deze lage Al/Ca-ratio is gunstig voor verjonging van jeneverbesstruwelen (mits er bomen zijn die vruchtbare bessen met vitaal zaad produceren), bij Al/Ca-ratio's boven de 2 vindt er geen verjonging meer plaats (Lucassen et al., 2011).

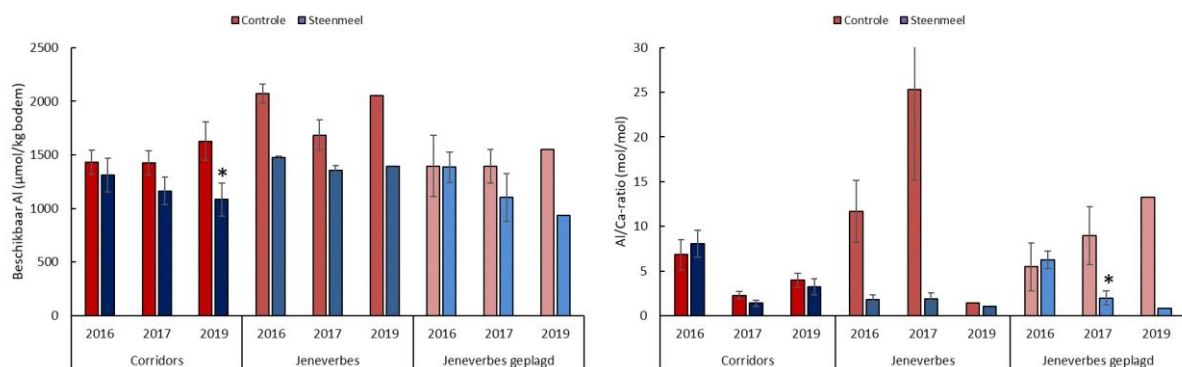


Fig. 5.10 Beschikbare aluminiumconcentratie ($\mu\text{mol/kg}$ bodem) en Al/Ca-ratio (mol/mol) in de bodem van de corridors, jeneverbesstruweel en het geplagde jeneverbesstruweel in 2016 (nulmeting), 2017 en 2019. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p < 0,1$).

5.1.3 Beschikbaar stikstof, N-flux en fosfor

5.1.3.1 Ammonium en nitraat

De ammonium- en nitraatconcentraties in de bodem van de droge heide, stuifzandheide en stuifzandvegetatie waren over het algemeen relatief laag gedurende het experiment met gemiddelde ammoniumconcentraties onder de 200 $\mu\text{mol/kg}$ bodem en nitraatconcentraties onder de 100 $\mu\text{mol/kg}$ bodem (Fig. 5.11). In de bodem van het heischraal grasland werden over het algemeen wat hogere stikstofconcentraties in de bodem gemeten tot gemiddeld 300 $\mu\text{mol NH}_4/\text{kg}$ bodem en 200 $\mu\text{mol NO}_3/\text{kg}$ bodem. Er werden geen significante effecten van steenmeel op de stikstofconcentraties en totaal N- en C-gehalten in de bodem gemeten (Bijlage 1).

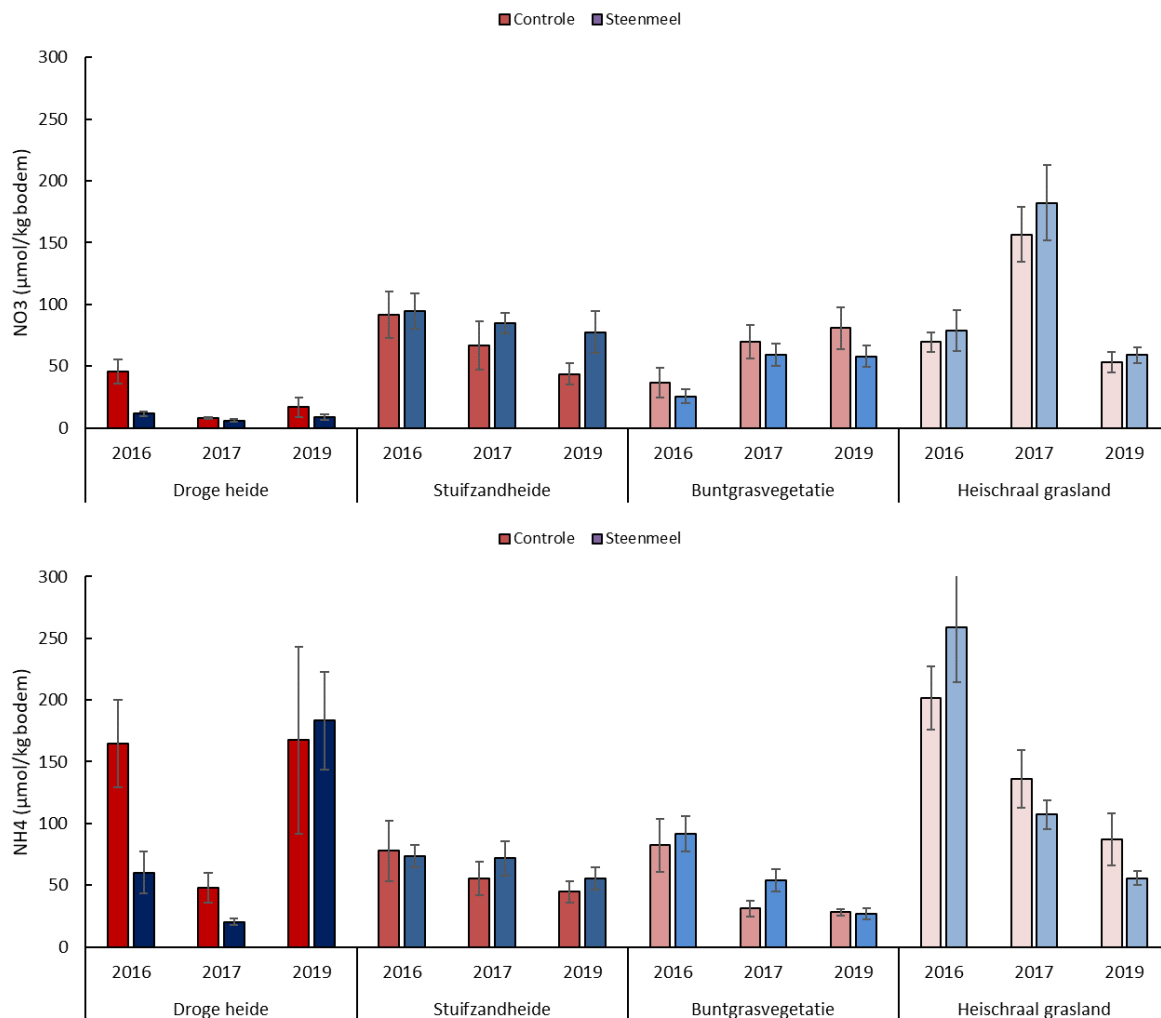


Fig. 5.11 Nitraat- en ammoniumconcentratie (µmol/kg bodem) in 2016 (nulmeting), 2017 en 2019 in de bodem van de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie (=stuifzand) en heischraal grasland. Gemiddelde ± standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p < 0,1$).

In de bodem van de corridors werden geen effecten van steenmeeltoediening gemeten op de ammoniumconcentratie in de bodem (Fig. 5.12). In het eerste meetjaar werd een significant hogere nitraatconcentratie gemeten in de steenmeelbehandeling van 183 µmol/kg tegen 100 µmol/kg in de controle. De plantbeschikbare fosfaatconcentratie en niet-gebonden P-concentratie in de bodem waren in 2019 significant lager in de steenmeelbehandeling dan in de controle, echter niet te laag voor ontwikkeling van droge heide of stuifzandheide. Voor de jeneverbesstruwelen werden geen effecten van steenmeel op de fosfaat- en stikstofconcentraties in de bodem gemeten.

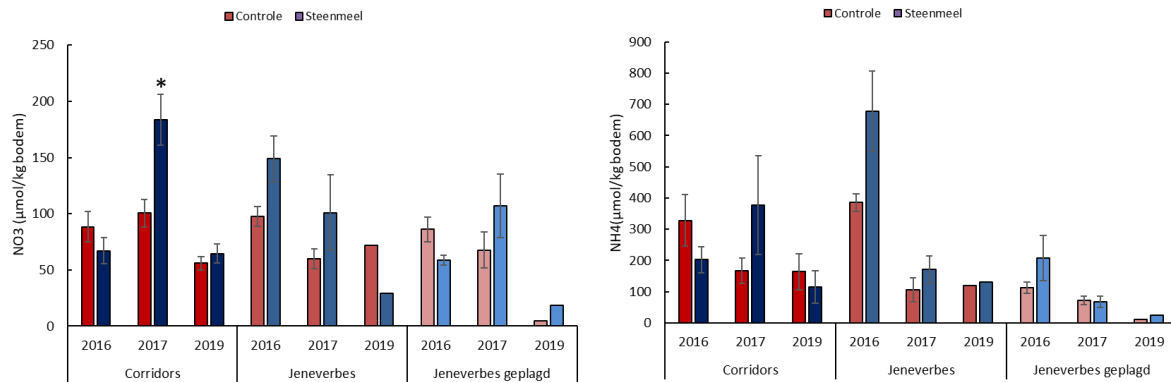


Fig. 5.12 Concentratie nitraat en ammonium in de bodem van de corridors, jeneverbesstruweel en het geplagde jeneverbesstruweel in 2016 (nulmeting), 2017 en 2019. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p < 0,1$).

5.1.3.2 N-flux

In 2017, 2018 en 2019 werden door middel van PRS-probes de N-flux in de bodem door de tijd gemeten. Omdat er in 2017 te veel waarden onder de detectielimiet zaten is dit jaar niet meegenomen bij het beschrijven van de resultaten.

In het tweede en derde jaar werd er in de bodem van de droge heide, stuifzandheide en stuifzandvegetatie een nitraatflux gemeten van gemiddeld 2,6 tot 5,9 $\mu\text{mol}/10 \text{ cm}^2$ in de droge heide en 12,6 tot 30,0 $\mu\text{mol}/10 \text{ cm}^2$ in de stuifzandheide en stuifzandvegetatie (Fig. 5.13). Er werden geen significante effecten van steenmeeltoediening gemeten op de nitraatfluxen in de bodem. In de bodem van de stuifzandvegetatie was de nitraatflux in de bodem bijna significant lager in de steenmeelbehandeling.

De ammoniumflux in de bodem was over het algemeen laag met gemiddeld minder dan 2 $\mu\text{mol}/10 \text{ cm}^2$ (Fig. 5.13). In de droge heide werd een wat hogere ammoniumflux in de bodem gemeten van 0,5 tot 6 $\mu\text{mol}/10 \text{ cm}^2$. Er werden geen effecten van steenmeel gemeten op de ammoniumflux in de bodem van droge heide. In de bodem van stuifzandheide, stuifzandvegetatie en heischraal grasland werd in de met steenmeel behandelde proefvelden in het tweede meetjaar een significant lagere ammoniumflux gemeten in met 0,8 tot 2,3 $\mu\text{mol}/10 \text{ cm}^2$ tegen 5,6 tot 8,2 $\mu\text{mol}/10 \text{ cm}^2$ in de controle. In het derde meetjaar werden geen significante effecten meer van steenmeel gemeten op de ammoniumflux.

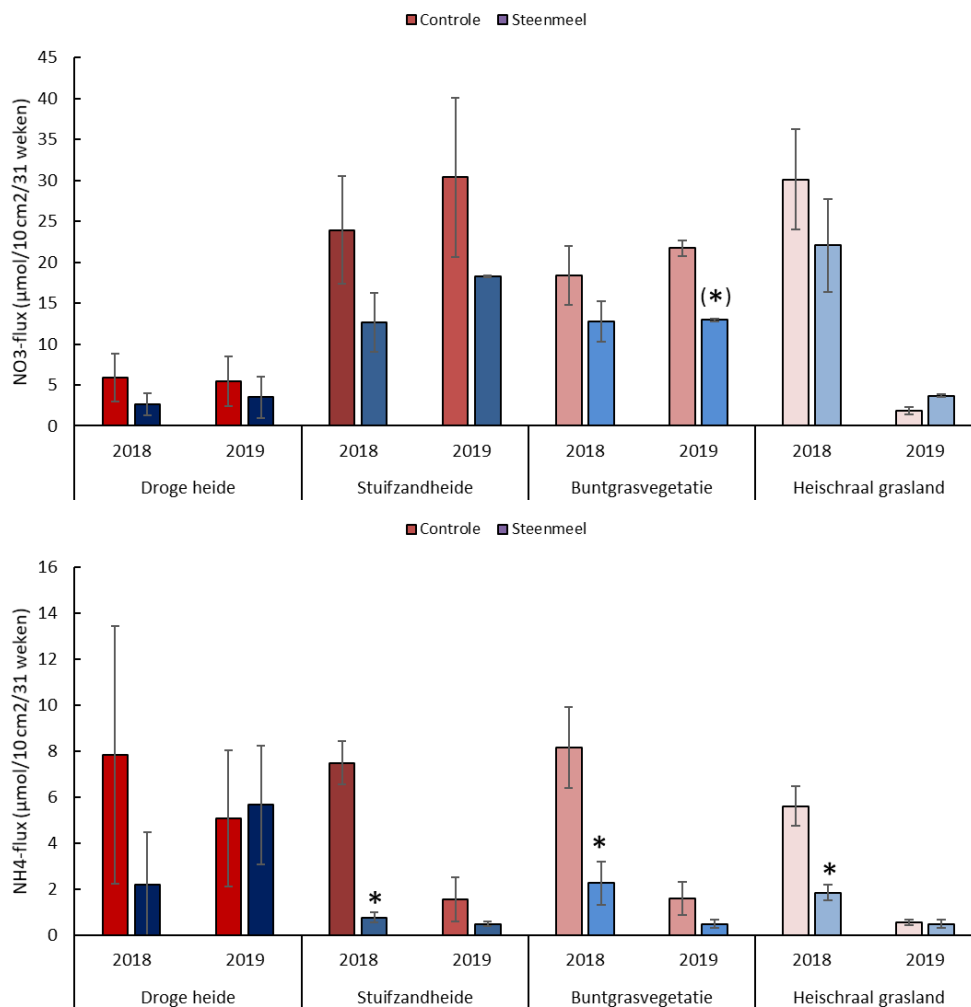


Fig. 5.13 Nitraat- en ammoniumflux in μmol/10 cm²/31 weken in 2018 en 2019 in de bodem van de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie (=stuifzand) en heischraal grasland. Gemiddelde ± standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle (p < 0,05), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle (0,05 < p < 0,1).

De effecten van steenmeel gevonden op de ammonium- en nitraatflux werden niet terug gemeten in de beschikbare ammonium- en nitraatconcentraties in de bodem. Een verklaring hiervoor zou fixatie van anorganisch N door micro-organismen kunnen zijn. Door het steenmeel wordt de microbiële groei mogelijk gestimuleerd en fixeren daarom meer ammonium in hun biomassa waardoor de flux van NH₄ afneemt.

In de corridors was de ammoniumflux in het derde jaar lager in de steenmeelbehandeling (Fig. 5.14). Er werden geen effecten op de nitraatflux in de bodem gemeten. In de jeneverbesstruwelen werd in het tweede en derde jaar ook een lagere ammoniumflux in de bodem van de steenmeelbehandeling gemeten, in de geplagde situatie alleen in het derde jaar. Ook werd er een lagere nitraatflux in de bodem van het ongeplagde en geplagde jeneverbesstruweel na steenmeelgift gemeten in het derde jaar.

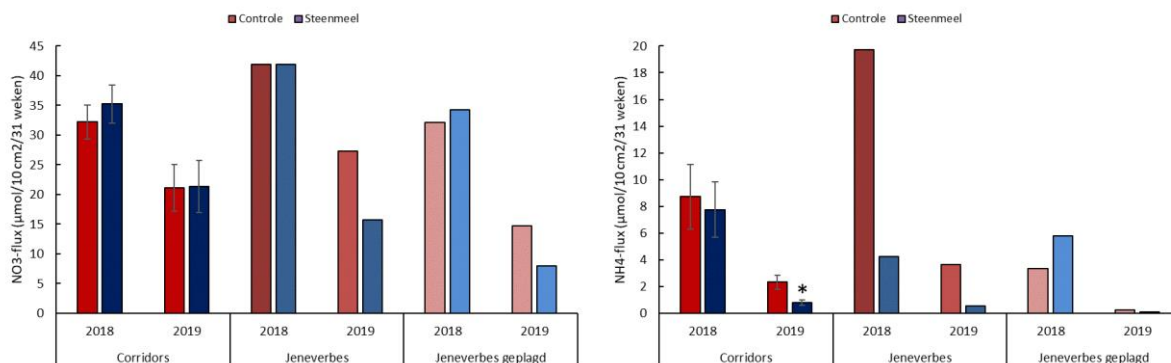


Fig. 5.14 Nitraat- en ammoniumflux in $\mu\text{mol}/10 \text{ cm}^2/31$ weken in 2018 en 2019 in de bodem van de corridors, jeneverbesstruweel en het geplagde jeneverbesstruweel. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p < 0,1$).

5.1.3.3 Fosfaat

De plantbeschikbare fosfaatconcentratie (Olsen-P) in de bodem van de droge heide varieerde in het derde meetjaar van 401 tot 790 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ bodem en was daarmee wat aan de hoge kant voor droge heidesystemen (Fig. 5.15). Er werden geen effecten van steenmeeltoediening gemeten op de Olsen-P en niet-gebonden fosforconcentratie (NaCl) in de bodem, al was deze in de droge heide vegetaties wel wat verlaagd in de steenmeel behandelingen. In de bodem van de stuifzandheide en stuifzandvegetatie werden lagere Olsen-P concentraties in de bodem gemeten dan in de droge heide met gemiddeld 338 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ in stuifzandheide en 215 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ in de stuifzandvegetatie in het derde jaar. Ook in de bodem van stuifzandheide en stuifzandvegetatie werden geen effecten van steenmeel op de fosfaatconcentraties gemeten. In de bodem van heischrale graslanden werden over het algemeen vergelijkbare Olsen-P concentraties gemeten als in de droge heide, met uitzondering van één locatie met zeer hoge Olsen-P waarden (gemiddeld 2105 μmol Olsen-P/kg bodem). Deze is daarom niet meegenomen in de figuur (uitschieter). Voor de heischrale graslanden werden er geen effecten van steenmeel op fosfaatconcentraties in de bodem gemeten.

De plantbeschikbare fosfaatconcentratie en niet-gebonden P-concentratie in de bodems in de corridors waren in 2019 significant lager in de steenmeelbehandeling dan in de controle, echter niet te laag voor ontwikkeling van droge heide of stuifzandheide (Fig. 5.16). Voor de jeneverbesstruwelen werden geen effecten van steenmeel op de fosfaat- en stikstofconcentraties in de bodem gemeten.

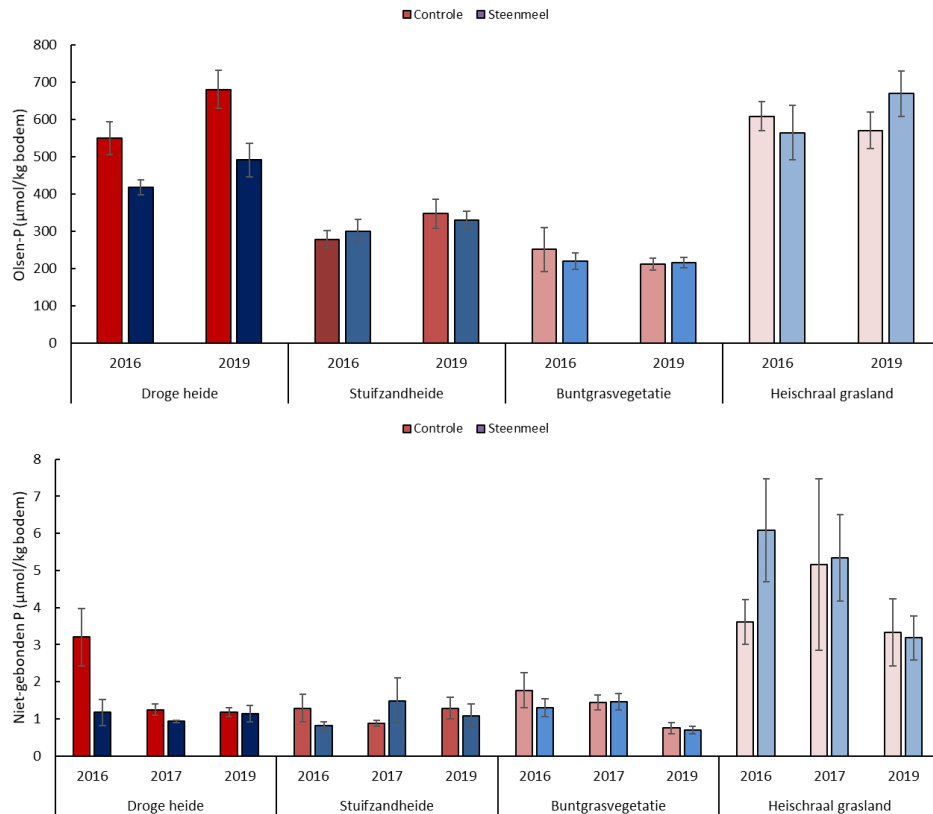


Fig. 5.15 Olsen-P en niet-gebonden (zoutuitwisselbaar) P-concentratie (µmol/kg bodem) in 2016 (nulmeting), 2017 en 2019 in de bodem van de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie (=stuifzand) en heischraal grasland. Gemiddelde ± standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p > 0,1$). Heischraal grasland proefvelden zonder noordelijke wildakker.

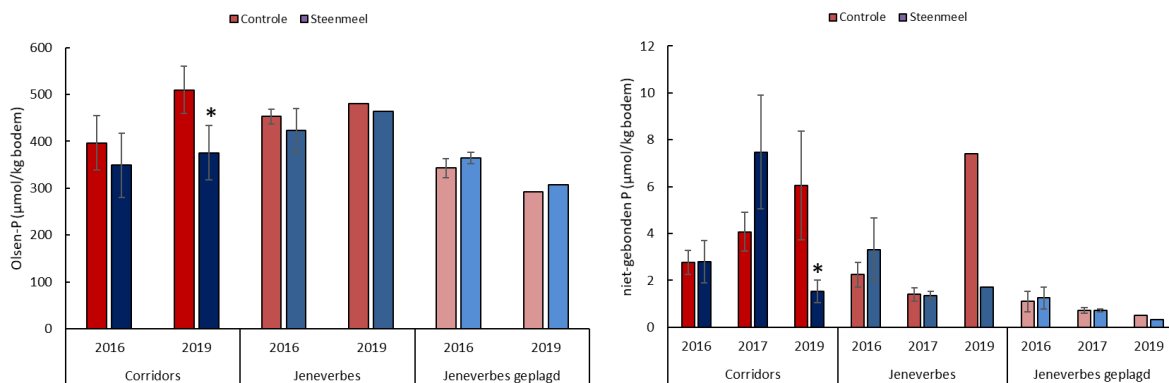


Fig. 5.16 Olsen-P en niet-gebonden (zoutuitwisselbaar) P-concentratie (µmol/kg bodem) in 2016 (nulmeting), 2017 en 2019 in de bodem van de corridors, jeneverbesstruweel en het geplagde jeneverbesstruweel. Gemiddelde ± standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p > 0,1$).

5.1.4 Deelconclusies bodemchemie

- In de habitattypen Droge heide (H4030), Stuifzandheide (H2310) en het geplagde jeneverbesstruweel (H5130) werd binnen drie jaar na toediening van steenmeel een hogere basenverzadiging in de bodem gemeten dan in de controle. De concentratie beschikbaar Ca in de bodem was hoger in de steenmeelbehandeling, wat resulteerde in een lagere Al/Ca-ratio in de bodem.

- In de Stui/zandvegetatie (H2330) en de corridors werd drie jaar na toediening een hogere concentratie beschikbaar Ca in de bodem gemeten, wat resulteerde in een lagere Al/Ca-ratio in de bodem.
- De toediening van het kaliumrijke steenmeel Soilfeed resulteerde binnen drie jaar tot een hogere beschikbare K-concentratie in de bodem van Droge heide (H4030).
- Er werden in de onderzoeksperiode van 3 jaar geen effecten van steenmeeltoediening gemeten in de bodem van Heischrale graslanden (H6230) en het ongeplagde Jeneverbesstruweel.
- Er werden na drie jaar geen effecten van steenmeel gemeten op de bodem-pH, plantbeschikbare fosfaat en stikstofconcentraties in de bodem.
- In het tweede jaar (droogtejaar) was de ammoniumflux in de bodem van de Stui/zandheide, Stui/zandvegetatie, Heischraal grasland en Jeneverbesstruweel significant lager in de steenmeelbehandeling. In de corridors werd in het derde effectjaar een lagere ammoniumflux gemeten in de steenmeelbehandeling. Mogelijk treedt er meer N-fixatie door micro-organismen op in de behandelingen met steenmeel waardoor de ammoniumflux lager is.
- In het Jeneverbesstruweel (ongeplagd en geplagd) lijkt steenmeel tevens tot een lagere nitraatflux in de bodem te leiden na 3 jaar.
- In de corridors werden lagere fosfaatconcentraties in de bodem gemeten bij steenmeeltoediening, echter niet te laag voor de habitattypen droge (stui/zand)heide.

5.2 Plantchemie

De belangrijkste parameters zijn hieronder beschreven, waarbij alleen de resultaten van het laatste meetjaar (2019) zijn weergegeven. Naast de elementen Ca, K, Mg, Al, N en P werden ook de sporenelementen Fe, Mn, Ni en Zn gemeten. Er werden geen significante effecten van steenmeel gemeten op de Fe-, Mn-, Ni- en Zn-gehalten in het plantmateriaal. Alle plantchemische gegevens zijn weergegeven in Bijlage 4.

5.2.1 Struikhei

In nagenoeg alle proefvelden (met uitzondering van stuifzandvegetatie) kwam Struikhei consistent voor en is plantmateriaal van deze soort verzameld voor chemische analyse. Deze soort is dus bruikbaar om het effect van steenmeel in relatie tot het habitatype op plantkwaliteit te beoordelen.

In het derde groeiseizoen na het opbrengen van het steenmeel Soilfeed werden er nog weinig significante effecten gemeten van steenmeeltoediening gemeten in het plantmateriaal van Struikhei van de droge heide en stuifzandheideproefvelden (Tab. 5.1), ondanks de daar vastgestelde hogere Ca- en K-beschikbaarheid in de bodem. In heischraal grasland werd een significant hoger Mg-gehalte gemeten in het plantmateriaal van Struikhei in de steenmeelbehandeling van 1,7 mg/g tegen 1,4 mg/g in de controle. Ook werd er een hoger P-gehalte gemeten van 1,25 mg/g in de steenmeelbehandeling tegen 1,07 mg/g in de controle. Daarnaast werd er een lager Al-gehalte gemeten in het plantmateriaal van Struikhei in de steenmeeltoediening. Deze veranderingen in plantchemie van Struikheide werden juist niet in de bodemchemie van de heischraal grasland plots vastgesteld.

Tab. 5.1 Nutriëntgehalten in mg/g droge stof en N/P-ratio in g/g in het plantmateriaal van Struikhei in het derde meetjaar in de controle (C) en steenmeelbehandeling (S) in de droge heide (DH), heischraal grasland (HS), stuifzandheide (SH), jeneverbesstruweel (JB), geplagd jeneverbesstruweel (JBP) en corridors (COR). Vet gedrukt is significant verschil t.o.v. de controle ($p < 0,05$). Schuin gedrukt zijn opvallende verschillen in de jeneverbes plots (n=1, niet getoetst op significantie)

	N		P		N/P		Ca		Mg		K		Al	
	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S
DH	13,6 (0,5)	13,7 (1,1)	0,89 (0,04)	0,87 (0,09)	15,3 (0,6)	16,5 (1,6)	3,59 (0,2)	3,36 (0,2)	1,33 (0,03)	1,37 (0,07)	5,97 (0,3)	5,66 (0,2)	0,05 (0,004)	0,06 (0,01)
HS	12,9 (0,2)	14,1 (0,4)	1,07 (0,04)	1,25 (0,02)	12,1 (0,4)	11,3 (0,3)	3,64 (0,3)	3,83 (0,1)	1,41 (0,04)	1,70 (0,05)	5,42 (0,3)	5,55 (0,1)	0,05 (0,001)	0,03 (0,002)
SH	13,2 (0,7)	12,9 (0,3)	0,88 (0,11)	0,80 (0,05)	16,1 (2,3)	16,2 (0,8)	3,31 (0,2)	3,09 (0,2)	1,28 (0,11)	1,20 (0,06)	4,95 (0,3)	4,95 (0,2)	0,06 (0,01)	0,06 (0,01)
JB	16,6	16,7	1,13	1,02	14,7	16,4	3,02	2,72	1,49	1,29	6,68	7,18	0,03	0,05
JBP	<i>16,2</i>	<i>13,4</i>	1,22	1,28	<i>13,3</i>	<i>10,5</i>	<i>2,88</i>	<i>4,46</i>	<i>1,20</i>	<i>1,50</i>	6,41	6,73	<i>0,03</i>	<i>0,14</i>
COR	16,6 (1,1)	16,6 (0,3)	1,27 (0,08)	1,20 (0,03)	13,1 (0,5)	13,8 (0,1)	4,04 (0,1)	3,29 (0,2)	1,85 (0,05)	1,82 (0,10)	6,41 (0,4)	7,36 (0,5)	0,17 (0,05)	0,24 (0,03)

In het plantmateriaal van Struikhei dat verzameld werd in de corridors werd een significant hoger K-gehalte gemeten in de steenmeeltoediening van 7,36 tegen 6,41 mg/g in de controle. Dit correleert wel met een wat hogere beschikbare kaliumconcentratie in de bodem van de corridor plots. In het geplagde jeneverbesproefveld werd een hoger Ca-gehalte gemeten in het plantmateriaal van Struikheide in de steenmeelbehandeling, wat overeenkomt met een hogere Ca-beschikbaarheid in de bodem. Vanwege een te kleine steekproef (n=1) kon dit niet statistisch getoetst worden. Ook het N-gehalte in het plantmateriaal was lager in de steenmeelbehandeling

met 13,4 tegen 16,2 mg/g in de controle. Dit komt overeen met een lagere N-flux in de bodem van dit proefveld. Het lagere N-gehalte resulteerde in een lagere N/P-ratio in het plantmateriaal van Struikheide in de steenmeelbehandeling van 10,5 tegen 13,3 g/g. Tevens waren gehalten van Mg en Al duidelijk hoger in de struikheide planten in de met steenmeel behandelde geplagde jeneverbesplots.

5.2.2 Schapenzuring, Buntgras en Bochtige smele

Naast Struikheide werd er in een aantal van de proefvelden ook plantmateriaal van Schapenzuring, Buntgras en Bochtige smele verzameld. Deze soorten waren echter niet consistent aanwezig in de proefvelden, waardoor het niet mogelijk is om uitspraken te doen over het effect van het habitatype in interactie met steenmeel waarin desbetreffende soort werd aangetroffen. Schapenzuring werd veelvuldig aangetroffen in Heischrale vegetaties, Buntgras in Zandverstuivingen en (deels) in Stuifzandheide en Bochtige Smele hoofdzakelijk in de corridors, waardoor (Tab. 5.2). In de stuifzandvegetatie werd een significant hoger Ca-gehalte gemeten met steenmeeltoediening in het plantmateriaal van Buntgras van 1,8 tegen 1,4 mg/g. In deze proefvelden heeft een hogere Ca-beschikbaarheid in de bodem geleid tot een hogere Ca-gehalte in het plantmateriaal van Buntgras. Ook K is hoger in Buntgrasplanten in steenmeel plots, maar dit verschil was niet significant.

Ook in het plantmateriaal van Schapenzuring werd een hogere Ca-gehalte gemeten in de met steenmeel behandelde heischrale proefvelden. Ondanks dat er geen toename van beschikbaarheid van basische kationen in de bodem gemeten werd, lijkt er wel meer door Schapenzuring (en Struikheide; Tab. 5.1) opgenomen te worden. Een mogelijke verklaring kan zijn dat het merendeel van het vrijgekomen beschikbare Ca door de droogte van het tweede jaar in de zomer van het derde jaar grotendeels opgenomen werd door de vegetatie (zie Hoofdstuk 4). Hierdoor werd dit in het najaar van het derde jaar niet meer in de bodem terug gemeten. Vervolgmetingen kunnen uitwijzen of deze trends zich voortzetten.

Er werden tot dusver nog geen significante effecten van steenmeeltoediening gemeten op elementgehalten in het plantmateriaal van Bochtige smele.

Tab. 5.2 Nutriëntgehalten in mg/g droge stof en N/P-ratio in g/g in het plantmateriaal van Schapenzuring, Buntgras en Bochtige smele in het derde meetjaar in de controle (C) en steenmeelbehandeling (S) in heischraal grasland (HS), buntgrasvegetatie (BV) en corridors (COR). Vet gedrukt is significant verschil t.o.v. de controle ($p < 0,05$).

	N		P		N/P		Ca		Mg		K		Al	
	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S
Schapenzuring (HS)	25,1 (2,6)	28,3 (4,7)	2,37 (0,38)	2,66 (0,41)	11,3 (1,1)	10,8 (0,8)	1,40 (0,20)	2,18 (0,27)	2,78 (0,27)	2,66 (0,24)	13,22 (0,8)	14,42 (1,2)	0,91 (0,12)	0,86 (0,13)
Buntgras (BV)	16,8 (0,8)	15,2 (1,1)	1,32 (0,09)	1,22 (0,07)	13,0 (1,1)	12,9 (1,4)	1,42 (0,15)	1,80 (0,14)	1,23 (0,10)	1,23 (0,13)	7,34 (0,4)	8,11 (0,3)	0,14 (0,04)	0,12 (0,02)
Bochtige smele (COR)	19,4 (0,9)	18,7 (0,4)	1,22 (0,03)	1,15 (0,04)	16,0 (0,7)	16,4 (0,6)	1,12 (0,05)	1,39 (0,20)	1,32 (0,09)	1,20 (0,10)	9,91 (0,4)	9,53 (0,5)	0,10 (0,02)	0,15 (0,04)

5.2.3 Deelconclusies plantchemie

- Er werden geen effecten op elementgehalten in Struikheide gemeten in Droge heide (H4030) en Stuifzandheide (H2310).

- In de Stuifzandvegetatie (H2330) resulteerde een hogere Ca-beschikbaarheid in de bodem in een hoger Ca-gehalte in het plantmateriaal van Buntgras in de steenmeelproefvelden. Voor K is een indicatie dat dit voor dit element ook optreedt, maar gemeten verschillen waren niet significant.
- In Heischraal grasland (H6230) werd in het plantmateriaal van Struikhei een hoger Ca, Mg, en P-gehalte gemeten en een lager Al-gehalte. Ook in het plantmateriaal van Schapenzuring in Heischraal grasland leidde steenmeeltoediening tot een hoger Ca-gehalte. Vervolgmetingen kunnen uitwijzen of deze trends zich voortzetten.
- In de corridors leidde een hogere K-beschikbaarheid in de bodem tot een hoger K-gehalte in het plantmateriaal van Struikhei.
- In de geplagde Jeneverbesstruweel werd een hoger Ca-gehalte, lager N-gehalte en lagere N/P-ratio gemeten in het plantmateriaal van Struikheide. Dit was in overeenstemming met de verschillen in bodemchemie tussen de steenmeelbehandeling en de controle.

5.3 Effect steenmeel op N opname routes

5.3.1 Achtergrond

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de stabiele isotopen ratio van $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ in de meest abundant in het gebied voorkomende planten. Geprobeerd is om in zo veel mogelijk van de onderzoeksplots deze soorten te verzamelen om zo tot een zo compleet mogelijk beeld te vormen van de interspecifieke variatie in stabiele isotopen ratio en in de variatie tussen verschillende habitattypen (Droge heide, Stuifzandheide, Stuifzand, Heischraal grasland en dezelfde typen in de recent gerealiseerde corridors, met aanvullend Zuurminnend eikenbos). De geanalyseerde soorten zijn: Struikhei (*Calluna vulgaris*), Ruig schapengras (*Festuca ovina subs. hirtula*), Grove den (*Pinus sylvestris*), Schapenzuring (*Rumex acetosella*) en Heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*). Een tweede reden voor de keuze van deze soorten is het mogelijke intraspecifieke verschil in $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratio. Een belangrijke oorzaak voor verschillen tussen in $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ in soorten is de aanwezigheid en type van symbiose met mycorrhiza: Struikhei met ericoïd mycorrhiza, Ruig schapengras met arbusculair mycorrhiza, Grove den met ectomycorrhiza, en schapenzuring waarvan geen binding met mycorrhiza is gerapporteerd (Fransson et al., 2003). Van mossen is (wereldwijd, voor alle soorten) eveneens geen binding met mycorrhiza gerapporteerd. Verschillen in de wijze van symbiose kunnen dus leiden tot verschillen in $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ binnen dezelfde soort als gevolg van steenmeeltoediening, als steenmeel invloed uitoefent op de wijze van symbiotische relatie.

Soorten met Ericoid en Ectomycorrhiza kennen doorgaans een opvallend lage $\delta^{15}\text{N}$ doordat zij voor een groot deel gebruik maken van deze schimmels, die organisch gefixeerd N aan de plant doorgeven. Doordat deze schimmels zelf fractioneren naar het zwaardere isotoop (stijging van $\delta^{15}\text{N}$ in schimmelbiomasse), leidt dit tot een negatieve fractionering in de symbiotische plant (i.e. daling van $\delta^{15}\text{N}$ van naar de plant doorgegeven N en bijgevolg daling van plant $\delta^{15}\text{N}$). Dit proces is bijvoorbeeld voor ecto- en ericoïd mycorrhiza gevonden in arctische toendra (Hobbie & Hobbie, 2006). Arbusculair mycorrhiza wordt niet in staat geacht om organisch gebonden N vrij te maken, waardoor voor deze soorten en voor soorten zonder mycorrhiza binding geen negatieve fractionering in N op zal treden als gevolg van mycorrhiza symbiose. Deze soorten zullen eerder een afspiegeling vormen van de $\delta^{15}\text{N}$ signatuur van anorganisch N in de bodem (vrijgemaakt uit microbiële afbraak (ammonificatie) en nitrificatie) en/of uit de lucht (atmosferisch NH_y en NO_x). Van Heideklauwtjesmos wordt bovendien aangenomen dat deze een veel groter deel van haar N vanuit atmosferische bron verkrijgt.

Als gevolg van bodemverzuring is de anorganische stikstofbron waarschijnlijk steeds meer beperkt geraakt tot die afkomstig uit atmosferische depositie, anorganisch N en ammonium uit afbraak van organisch materiaal, aangezien nitrificatie in zeer zure bodems sterk gereduceerd is (Persson & Wirén, 1995). Als gevolg van toegenomen N depositie is de concentratie van ammonium in de bodem echter eveneens sterk toegenomen, wat eveneens kan leiden tot een verschil in $\delta^{15}\text{N}$ signatuur, door verschillen tussen $\delta^{15}\text{N}$ van ammonium uit depositie en door afbraak uit organisch materiaal vrijgekomen $\delta^{15}\text{N}$.

5.3.2 Hypothesen

5.3.2.1 *Soort en systeem specifieke variatie*

We verwachten voor dit onderzoek dat soorten met ericoïd en ectomycorrhiza binding lagere $\delta^{15}\text{N}$ waarden hebben, en dat deze het laagst is in de meest zure bodems waar nitrificatie sterk is geremd en de meest belangrijke bronnen van N bestaat uit organisch gebonden N en anorganisch NH_4 . We verwachten dat in bodems met een hogere buffercapaciteit en/of hogere pH dat de $\delta^{15}\text{N}$ waarden van alle vaatplanten duidelijk hoger zijn, aangezien hier nitraat als anorganische N bron voorhanden is. Nitraat wordt door hogere planten preferent opgenomen versus ammonium, aangezien ammonium onder hoge concentraties toxisch is voor veel planten (Britto & Kronzucker, 2002). Concreet verwachten we hogere $\delta^{15}\text{N}$ waarden voor deze soorten in de Heischraal grasland plots, tussenliggende waarden in de Stuifzand en Stuifzandheide plots en de laagste waarden in de Droge heide plots.

Soorten met arbusculair mycorrhiza of geen mycorrhiza binding zullen hogere $\delta^{15}\text{N}$ waarden hebben, maar zullen eveneens de hoogste $\delta^{15}\text{N}$ waarden hebben in de plots met hogere buffercapaciteit (heischraal grasland). De verschillen tussen de waarden in heischraal grasland en andere habitattypen zullen hier echter minder sterk zijn dan bij de ericoïd en ectomycorrhiza soorten, doordat deze groep niet terug kan vallen op symbiotische opname van organisch N, en in alle habitattypen de isotopen ratio van anorganisch N (NO_3 en NH_4) zal reflecteren.

Heideklauwtjesmos zal tenslotte een sterkere afspiegeling vormen van de atmosferische $\delta^{15}\text{N}$ ratio en zal daardoor de minste variatie vertonen in $\delta^{15}\text{N}$ tussen de verschillende habitattypen.

5.3.2.2 *Effecten van steenmeel*

Toediening van steenmeel kan leiden tot een verhoging van de N-mineralisatie en nitrificatie en bijgevolg tot een hoger aanbod van anorganisch N in de bodem. Wanneer dit optreedt zal dit leiden tot een verhoging van de $\delta^{15}\text{N}$ waarden in de ericoïd en ectomycorrhiza soorten, maar veel minder in de soorten met arbusculaire mycorrhiza en soorten zonder mycorrhiza binding. Kwalitatief wordt een kleine toename van $\delta^{15}\text{N}$ in deze soorten als positief beschouwd (opheffen van volledige remming van nitrificatie), maar een sterke verschuiving als negatief, omdat dit juist wijst op een te sterke stimulering van de afbraak van anorganische stof en bijgevolg verrijking van de vegetatie. Voor heideklauwtjesmos verwachten we geen effect van steenmeeltoediening op de $\delta^{15}\text{N}$ signatuur als gevolg van steenmeeltoediening, aangezien deze meer gebruik maakt van atmosferisch N.

5.3.3 Resultaten stabiele-isotopenanalyse

Voor geen van de soorten werd een duidelijk effect gevonden van de steenmeeltoediening op de stabiele-isotopenratio ($\delta^{15}\text{N}$) van stikstof (Struikhei: Fig. 5.17; Grove den: Fig. 5.18; Ruig schapengras: Fig. 5.19; Schapenzuring: Fig. 5.20; Heideklauwtjesmos: Fig. 5.21). Er is weliswaar vaak een opvallende toename in $\delta^{15}\text{N}$ gevonden in het jaar van de effectmeting (2019), maar deze wordt dan ook in de controle plots gevonden. Dit verschil is met name bij grove den gevonden en is wellicht een gevolg van het droogtejaar van 2018. Het is aannemelijk dat in dat en het daarop volgende jaar een afname van N-levering door ecto-mycorrhiza's heeft plaatsgevonden door sterk verminderde schimmelactiviteit. Toch trad dit effect ook op bij Ruig schapengras in de heischrale plots, wat indiceert dat dit niet de enige verklaring kan zijn voor dit fenomeen.

Er bleek zoals verwacht een verschil tussen soorten vaatplanten onderling te bestaan, met de laagste $\delta^{15}\text{N}$ waarden voor Struikhei (overall gemiddelde: -7.0), gevolgd door respectievelijk Ruig schapengras (-4.8), Schapenzuring (-4.72) en Grove den (-4.69). Heideklauwtjesmos kende een opvallende en zeer lage $\delta^{15}\text{N}$ signatuur en kwam met een gemiddelde waarde van -7.6 nog lager uit dan die van Struikhei.

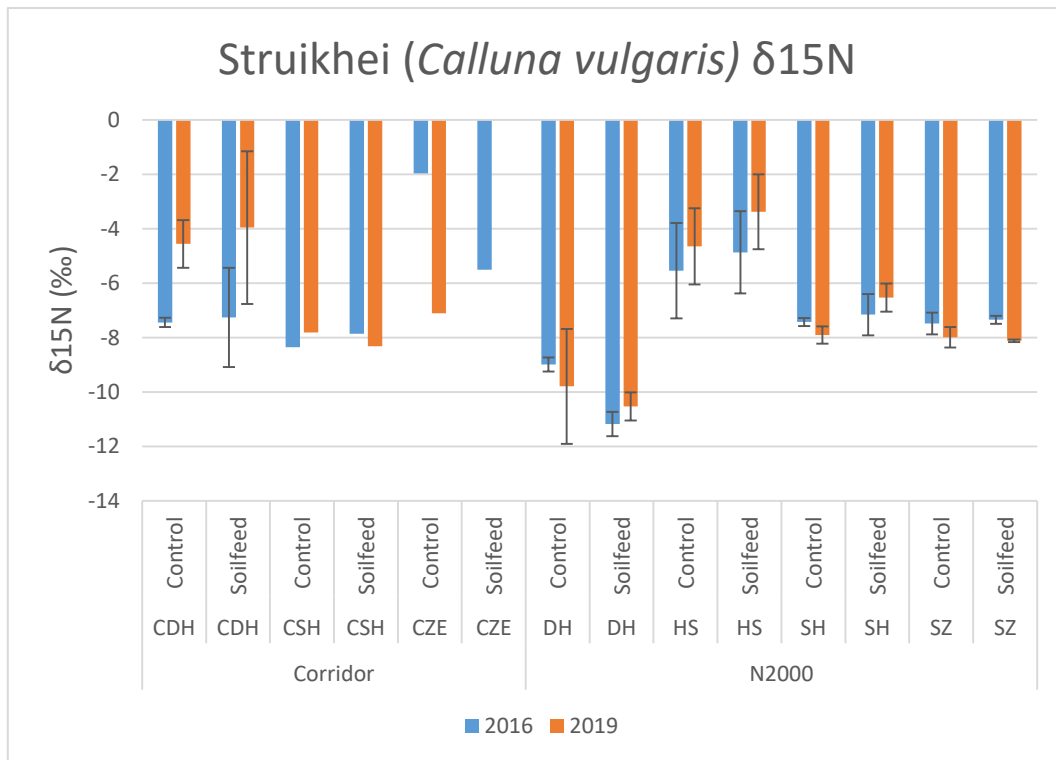


Fig. 5.17 $\delta^{15}\text{N}$ isotoop signatuur (± 1 SE) van Struikhei (*Calluna vulgaris*) in de verschillende habitattypen in gerealiseerde heidecorridor (Corridor) en bestaande habitattypen (N2000). DH: Droge heide; HS: Heischraal grasland; SH: Stuifzandheide; SZ: Stuifzand; ZE: Zuurminnend eikenbos.

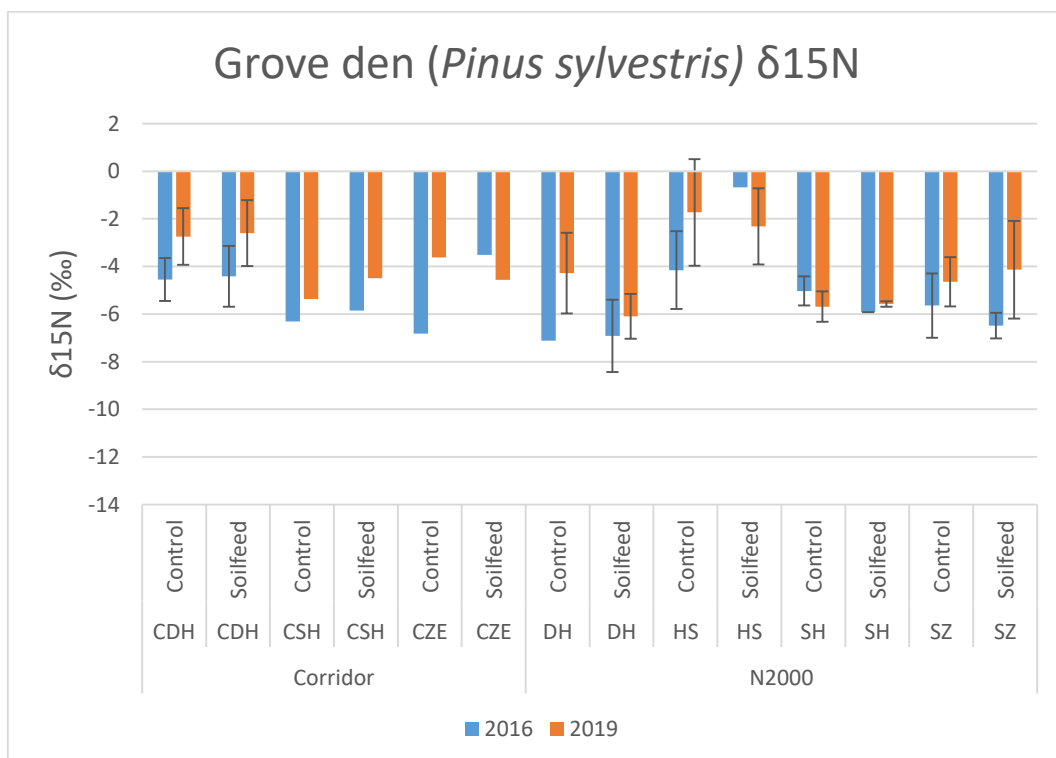


Fig. 5.18 $\delta^{15}\text{N}$ isotoop signatuur (± 1 SE) van Grove den (*Pinus sylvestris*) in de verschillende habitattypen in gerealiseerde heidecorridor (Corridor) en bestaande habitattypen (N2000). DH: Droge heide; HS: Heischraal grasland; SH: Stuifzandheide; SZ: Stuifzand; ZE: Zuurminnend eikenbos.

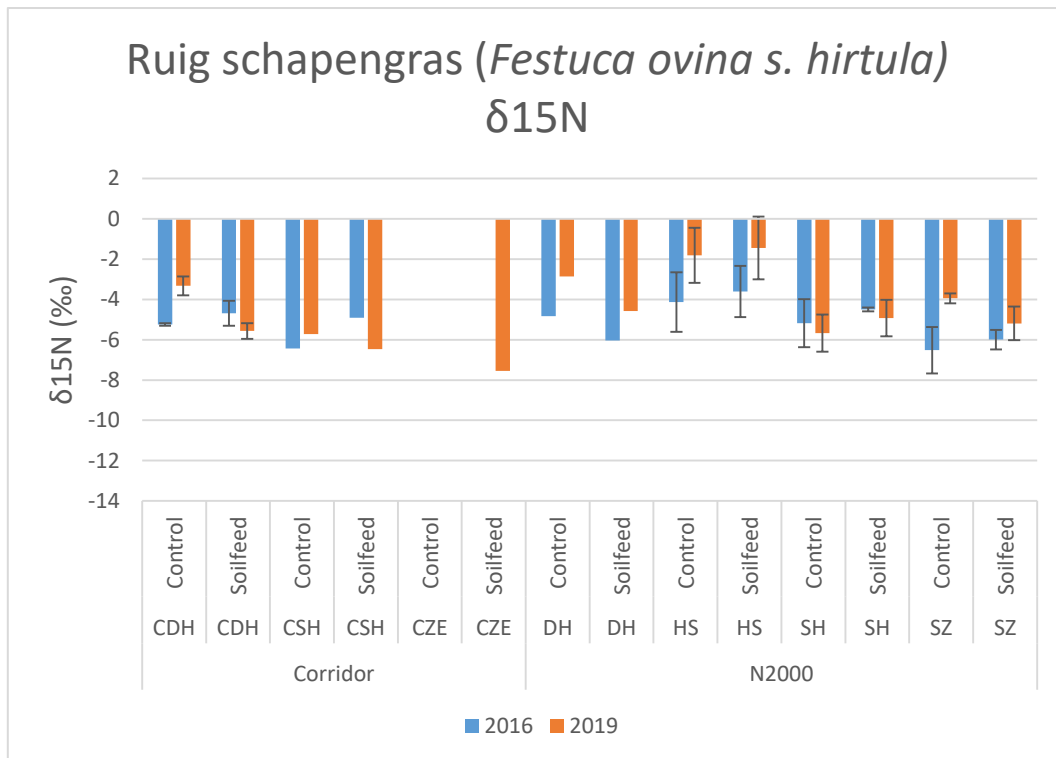


Fig. 5.19 $\delta^{15}\text{N}$ isotoop signatuur (± 1 SE) van Ruig schapengras (*Festuca ovina subsp. hirtula*) in de verschillende habitattypen in gerealiseerde heidecorridor (Corridor) en bestaande habitattypen (N2000). DH: Droge heide; HS: Heischraal grasland; SH: Stuifzandheide; SZ: Stuifzand; ZE: Zuurminnend eikenbos.

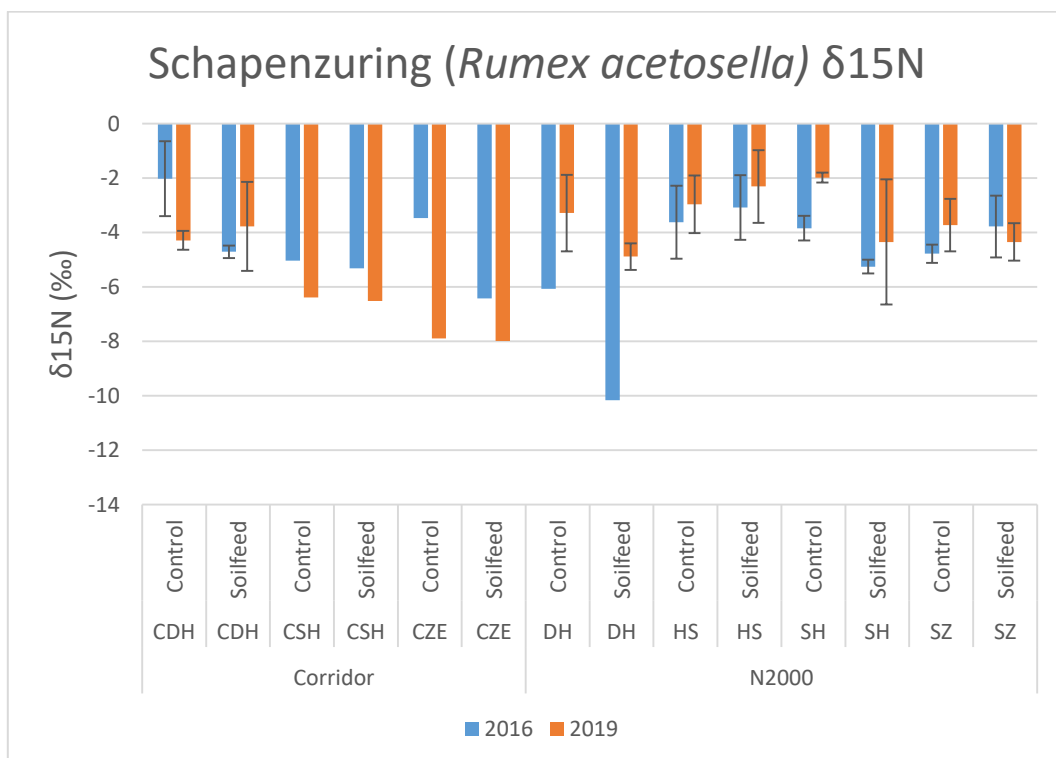


Fig. 5.20 $\delta^{15}\text{N}$ isotoop signatuur (± 1 SE) van Schapenzuring (*Rumex acetosella*) in de verschillende habitattypen in gerealiseerde heidecorridor (Corridor) en bestaande habitattypen (N2000). DH: Droge heide; HS: Heischraal grasland; SH: Stuifzandheide; SZ: Stuifzand; ZE: Zuurminnend eikenbos.

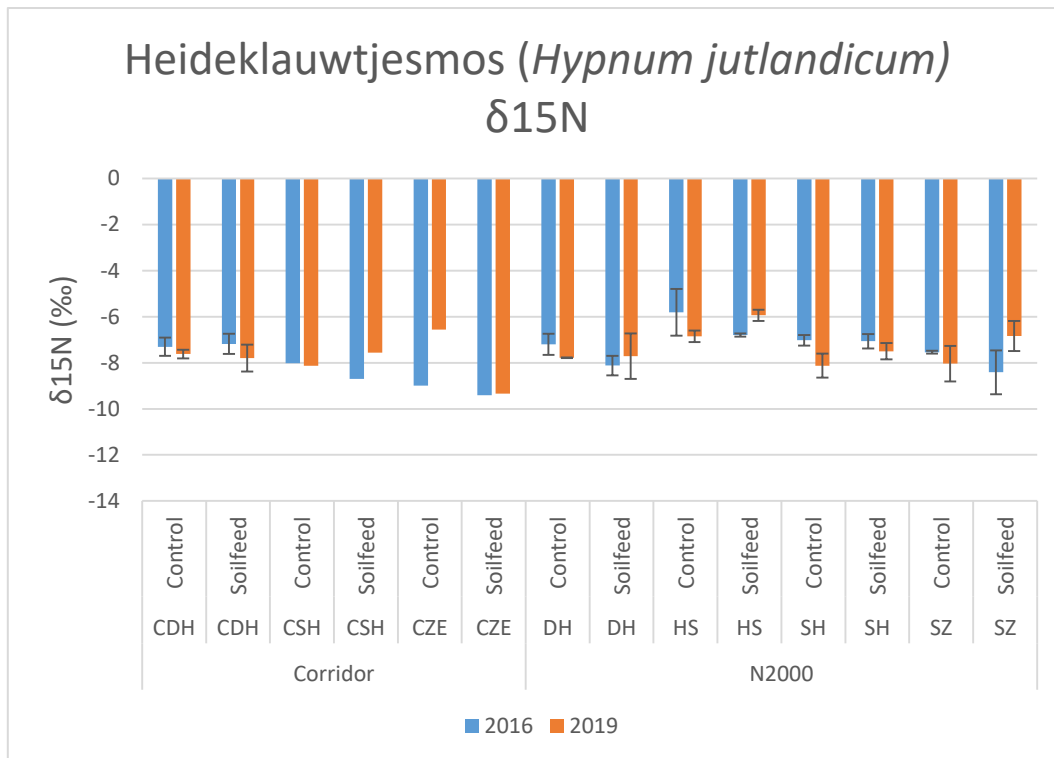


Fig. 5.21 $\delta^{15}\text{N}$ isotoop signatuur (± 1 SE) van Heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*) in de verschillende habitattypen in gerealiseerde heidecorridor (Corridor) en bestaande habitattypen (N2000). DH: Droge heide; HS: Heischraal grasland; SH: Stuifzandheide; SZ: Stuifzand; ZE: Zuurminnend eikenbos.

Tussen de vegetatietypen konden drie groepen onderscheiden worden: de Droge heide vegetaties en Heischrale vegetaties in bestaand (N2000) habitat als de twee uitersten, en de overige typen met intermediaire waarden (in bestaand of nieuw gerealiseerde corridors). De $\delta^{15}\text{N}$ waarden waren in de Droge heide habitat typen vaak lager dan in de andere habitattypen, maar dit was enkel bij Struikhei (DH: -10.1; Fig. 5.17) en Grove den (-6.1; Fig. 5.18) het geval. Alle onderzochte plantensoorten hadden echter duidelijk hogere $\delta^{15}\text{N}$ waarden in de heischraal grasland typen; deze waarden lagen tussen 1.4 en 2.9 ‰ hoger dan in de overige typen (Tab. 5.3).

Tab. 5.3 Verschil in $\delta^{15}\text{N}$ waarden van onderzochte plantensoorten tussen heischrale vegetatie en alle andere habitattypen in Het Nationale Park de Hoge Veluwe.

Soort	Δ 15N Heischraal vs rest
Struikhei	2.81
Grove den	2.88
Ruig schapengras	2.50
Schapenzuring	2.02
Heideklauwtjesmos	1.48

Tenslotte moet opgemerkt worden dat de $\delta^{15}\text{N}$ waarden voor alle soorten betrekkelijk laag zijn in vergelijking tot wat voor andere (schonere) gebieden wordt gerapporteerd: zo geven Hobbie & Hobbie (2006) voor Ericoïd mycorrhiza symbionten (Ericaceae) in arctische toendra $\delta^{15}\text{N}$ waarden tussen -6.7 en -4.0, voor ectomycorrhiza symbionten vonden zij $\delta^{15}\text{N}$ waarden van -5.6

tot -2.4 en voor arbusculair en non-mycorrhiza soorten $\delta^{15}\text{N}$ van +2.0 tot +3.7. Het meest opvallende verschil met de waarden zit in de laatste groep van soorten, maar ook voor de Ericoid en ectomycorrhiza soorten zijn de waarden in onze studie laag vergeleken met Hobbie & Hobbie (2006). De $\delta^{15}\text{N}$ waarden van Heideklauwtjesmos tenslotte zijn eveneens zeer laag in vergelijking tot schonere gebieden.

5.3.4 Deelconclusies N-opname routes

- Steenmeel toediening heeft in geen van de habitats geleid tot significante verschuivingen in $\delta^{15}\text{N}$ waarden in de onderzochte planten.
- Tussen habitattypen zijn verschillen in $\delta^{15}\text{N}$ waarden te vinden, met name in Heischraal grasland zijn substantieel hogere waarden gemeten in alle soorten. Dit is mogelijk een effect van in deze habitattypen nog wat hogere Nitrificatie activiteit en bijgevolg hogere NO_3 opname ten opzichte van de andere habitattypen.
- Alle plantensoorten worden gekenmerkt door relatief lage $\delta^{15}\text{N}$ waarden in vergelijking tot schonere gebieden, waarbij Heideklauwtjesmos met extreem lage waarden hier uit springt.

5.4 Effecten op bodemmesofauna

5.4.1 Verschillen tussen habitattypen

Hoewel niet getoetst op significantie moet vermeld worden dat zowel het aantal soorten als de dichtheid van springstaarten substantiële verschillen vertoonde tussen de verschillende habitattypen (Fig. 5.22, Fig. 5.23, Fig. 5.24, Fig. 5.25). De plots in Heischraal grasland waren doorgaans het rijkst aan soorten en dit gold in meer of mindere mate voor alle functionele groepen. Een uitzondering hierop zijn de epedaphische herbivoren, die in hogere soortenrijkdom en dichtheden werden aangetroffen in de Stuifzandheide. Wellicht houdt dit verband met de relatief hoge bedekking van lichenen in deze plots. Ook opvallend was het hoge aantal euedaphische fungivoren in de stuifzandplots. Normaliter is dit habitat weinig geschikt voor deze soorten en speelt deze groep geen rol van betekenis in stuifzand habitat (Siepel & Nijssen, 2010). Mogelijk speelt hier de sterke vermossingsgraad met Grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) in de stuifzandplots een rol. Dit leidt tot een sterke toename van (ruw) organisch materiaal in het stuifzand, en daardoor tot een vochtiger microklimaat. Wellicht leidt dit ook tot een toename van schimmelgroei onder het mospakket op de afgestorven mosstengels, en bijgevolg tot de sterke toename van euedaphische fungivoren.

De sterkste variatie in dichtheden werd gevonden in de plots gelegen in de heidecorridors. Dit reflecteert waarschijnlijk verschillen tussen monsters genomen in kaal geschraapte bodem versus monsters genomen in ongemoeid gelaten humuslagen (vaak gedomineerd door bosbesvegetatie). Dit maakt voor de corridors de interpretatie van de statistische analyse moeilijk, ook gezien het relatief lage aantal replica's in twee van de drie habitattypen binnen de corridors (n=2 voor CDH en 4 voor CSH en CZE).

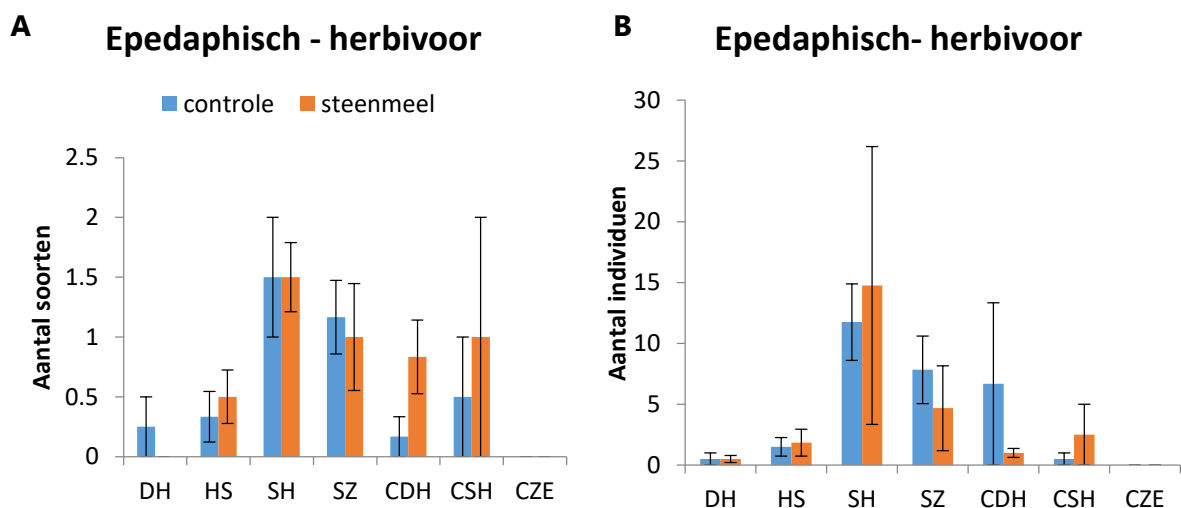


Fig. 5.22 Gemiddeld (± 1 S.E.) aantal soorten (grafiek A) en individuen (grafiek B) van herbivore, epedaphische springstaarten, aangetroffen in de bemonsteringen. DH= droge heide, HS= heischraal, SH= stuifzandheide, SZ= stuifzand, CDH= corridor droge heide, CSH= corridor stuifzandheide en CZE= corridor zuur eikenbos. Verschillen tussen behandelingen waren niet significant.

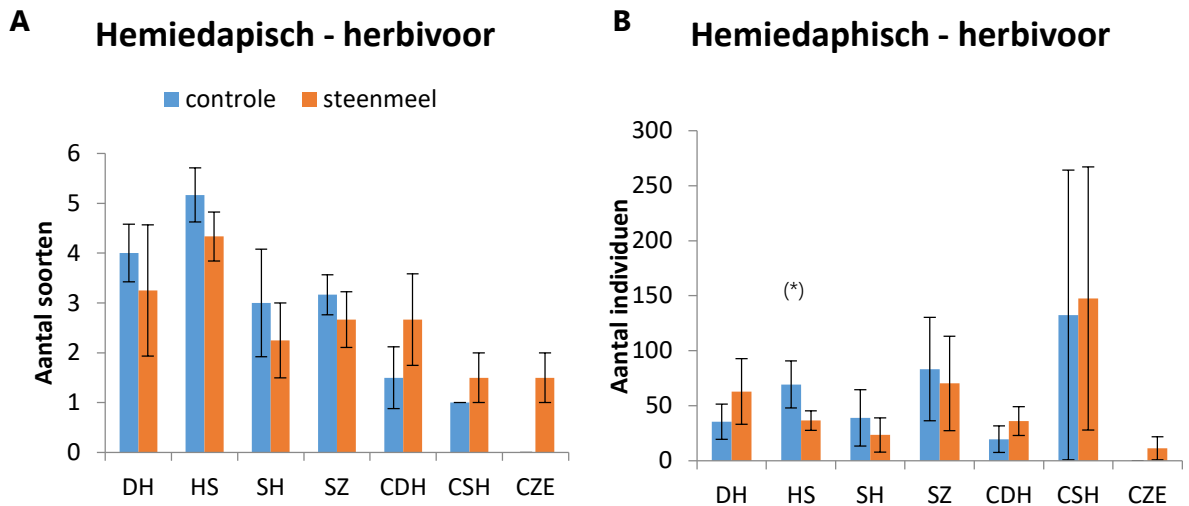


Fig. 5.23 Gemiddeld (\pm 1 S.E.) aantal soorten (grafiek A) en individuen (grafiek B) van herbivore, hemiepedaphische springstaarten, aangetroffen in de bemonsteringen. DH= droge heide, HS= heischraal, SH= stuifzandheide, SZ= stuifzand, CDH= corridor droge heide, CSH= corridor stuifzandheide en CZE= corridor zuur eikenbos. (*): significante trend ($p < 0.1$).

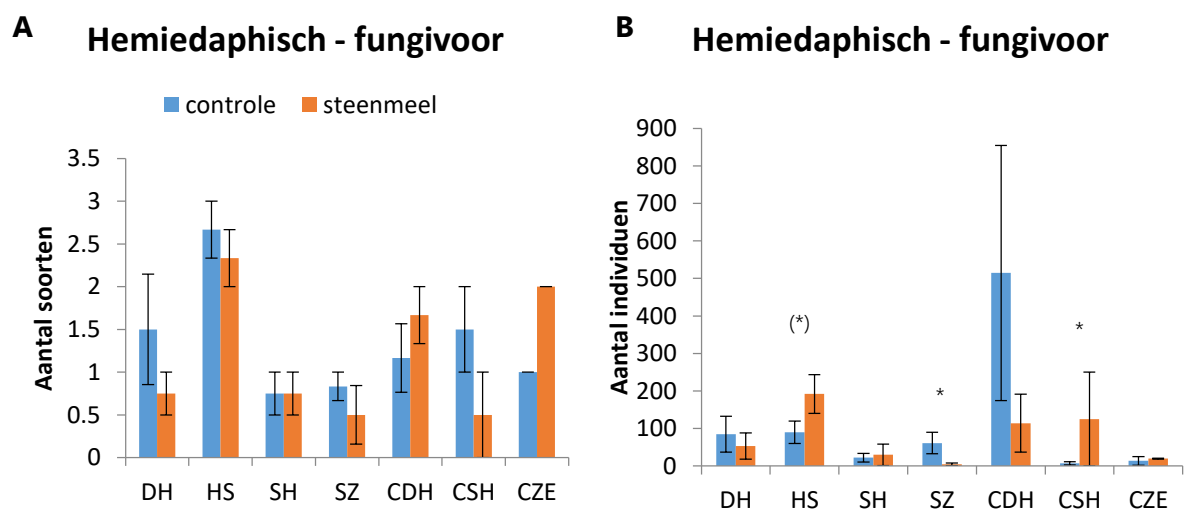


Fig. 5.24 Gemiddeld (\pm 1 S.E.) aantal soorten (grafiek A) en individuen (grafiek B) van fungivore, hemiedaphische springstaarten, aangetroffen in de bemonsteringen. DH= droge heide, HS= heischraal, SH= stuifzandheide, SZ= stuifzand, CDH= corridor droge heide, CSH= corridor stuifzandheide en CZE= corridor zuur eikenbos. */***: Significant verschil ($p < 0.05$ en 0.001 resp.) tussen controle en steenmeel behandeling. (*): significante trend ($p < 0.1$).

5.4.2 Effect steenmeeltoediening

Voor geen van de vier verschillende functionele groepen springstaarten werd een significant effect gevonden van de steenmeelbehandeling op de soortenrijkdom (Fig. 5.22, Fig. 5.23, Fig. 5.24, Fig. 5.25). Epedaphische herbivore springstaarten verschilden eveneens niet significant in dichtheden als gevolg van de steenmeelbehandeling in geen van de habitattypen (Fig. 5.22). De dichtheid van hemiedaphische herbivore soorten verschildte eveneens nergens significant tussen de behandelingen (Fig. 5.23); al was deze in de Heischraal grasland blokken near-significant lager (neg. binom GLM; $z = -1.74$; $p = 0.08$). hemiedaphische fungivore springstaarten werden in significant lagere dichtheden gevonden in de steenmeel behandelingen in de Stuifzand (SZ) plots (Fig. 5.24; neg. binom GLM: $z = -2.5$; $p < 0.05$). In de corridor Stuifzandheide plots (CSH) waren deze

significant abundantier (neg. binom GLM: $z=10.5$; $p<0.001$), in de Heischraal grasland plots near significant abundantier in de steenmeel plots (neg binom GLM: $z=1.69$; $p=0.09$). Fungivore euedaphische soorten werden in significant hogere dichtheden aangetroffen in de met steenmeel behandelde Stuifzandheide corridors (CSH; Fig. 5.24: neg binom GLM: $z=12.8$; $p<0.001$). In de steenmeelbehandelingen in de corridor in zuurminnend eikenbos (CZE) en stuifzand (SZ) werden ze echter juist in significant lagere dichtheden gevonden (neg binom GLM: $z=-2.86$ / -3.35 ; $p<0.01$ / 0.001 resp.). In Stuifzandheide waren ze near significant minder abundant (neg binom GLM: $z=-1.6$; $p<0.09$).

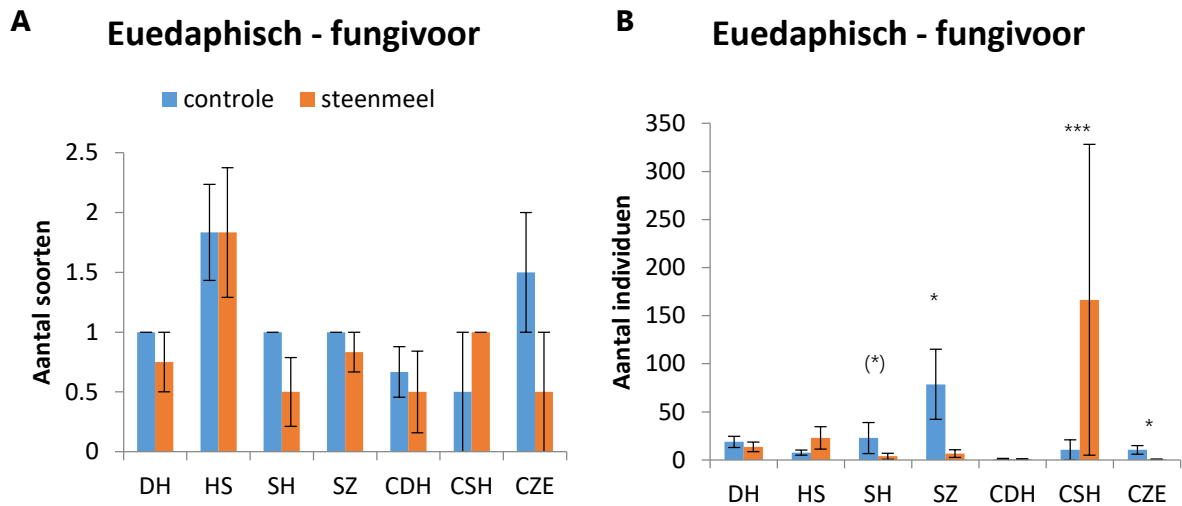


Fig. 5.25 Gemiddeld (± 1 S.E.) aantal soorten (grafiek A) en individuen (grafiek B) van fungivore euedaphische springstaarten, aangetroffen in de bemonsteringen. DH= droge heide, HS= heischraal, SH= stuifzandheide, SZ= stuifzand, CDH= corridor droge heide, CSH= corridor stuifzandheide en CZE= corridor zuur eikenbos. */**/***: Significant verschil ($p<0.05$ / 0.01 / 0.001) tussen controle en steenmeel behandeling. (*): significante trend ($p<0.1$).

5.4.3 Deelconclusies bodemmesofauna

- Steenmeeltoediening had geen effect op de soortenrijkdom van de verschillende functionele groepen springstaarten in geen van de onderzochte habitattypen.
- Significante effecten van steenmeel toediening werden gevonden in hemi- en euedaphische fungivoren: zij namen significant toe in de corridor-stuifzandheide habitats en near significant in Heischraal grasland.
- Euedaphische fungivoren namen near-significant af in stuifzandheide en significant af in stuifzand habitat en zuurminnend eikenbos. Voor beide habitattypen geldt dat een hoog aandeel van deze groep indiceert dat hier op zijn minst enige opbouw van organisch materiaal heeft plaatsgevonden, waarschijnlijk door (in alle onderzochte plots) veroorzaakt door een sterke vermossingsgraad door de neofyt Grijs kronkelsteeltje.

5.5 Effecten steenmeel op vegetatieontwikkeling

5.5.1 Effect op verspreiding van kenmerkende soorten

Het effect van steenmeel op de kenmerkende soorten is nog onduidelijk. Er is veel variatie tussen de hectare-plots. De meeste soorten zijn beperkt tot één of enkele plots. Alleen Kruidbrem (*Genista pilosa*) (heidetypen en heischraal grasland) en Stekelbrem (*Genista anglica*) (met name in droge heide) komen in meerdere plots voor, met sterk wisselende aantallen. Gezien de beperkte en wisselende verspreiding is toetsing op significante effecten daarom niet uitgevoerd.

Stekelbrem, Kruidbrem, Borstelgras (*Nardus stricta*) en Hondsviooltje (*Viola canina*) maken in enkele steenmeelplots grote sprongen (Fig. 5.26; Tab. 5.4), maar dit gaat veelal om sterke veranderingen binnen één enkel plot. Eenduidige ontwikkelingen (maw. in alle plots van hetzelfde habitattypen) zijn niet gevonden. Dwergviltkruid (*Filago minima*) nam in 2019 sterk in aantal toe in stuifzand, stuifzandheide en de corridors, en dan met name in de met steenmeel behandelde plots (Tab. 5.4).

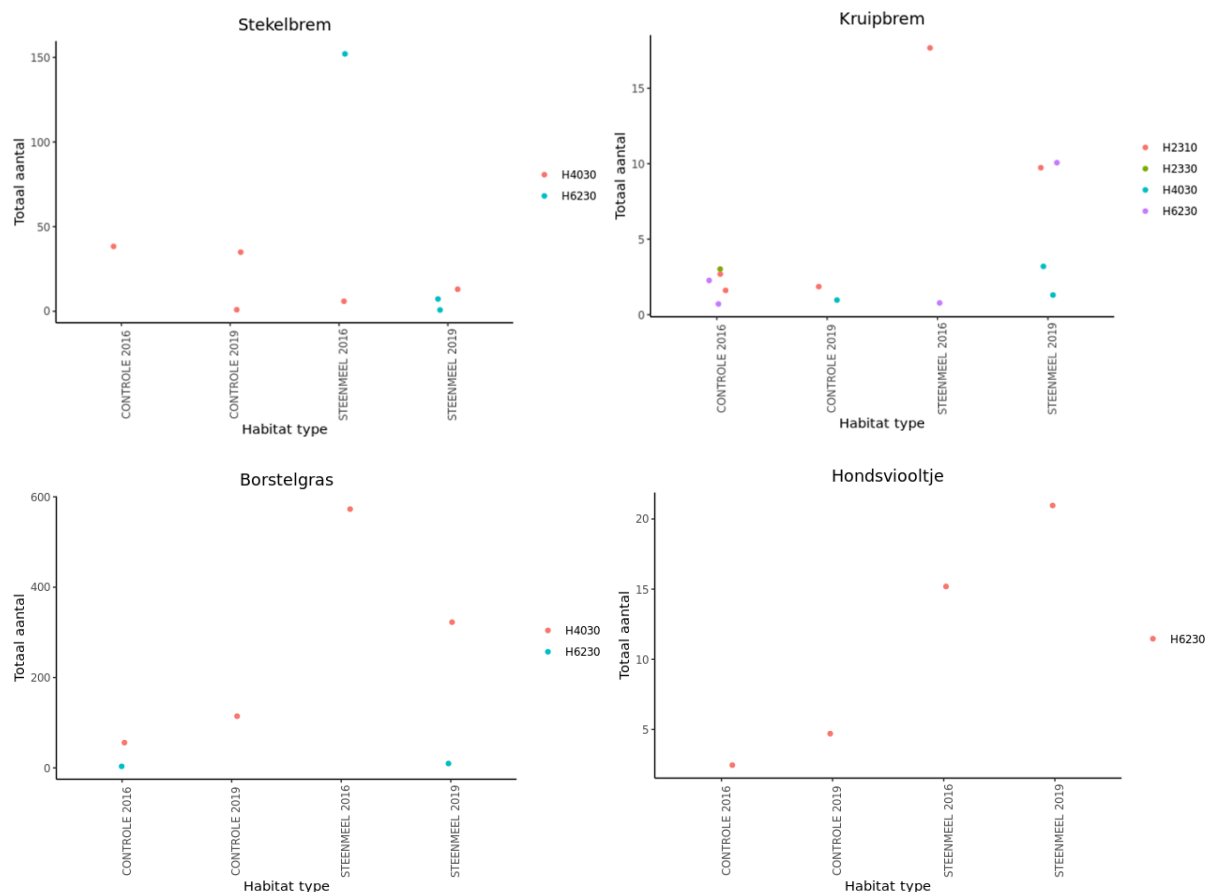


Fig. 5.26 Aantal exemplaren van Stekelbrem (*Genista anglica*), Kruidbrem (*Genista pilosa*), Borstelgras (*Nardus stricta*) en Hondsviooltje (*Viola canina*) in bestaande habitattypen Droge heide (H4030) en Heischraal grasland (H6230).

Tab. 5.4 Som van aantal exemplaren of pollen van kenmerkende plantensoorten in de ha-plots. NVT: combinatie corridor-habitatype niet in opzet aanwezig.

Habitatype/soort	Corridor			Buiten corridor			
	2016	2019	2019	2016	2019	2016	2019
H4030 Droge heide							
Borstelgras		1		56	110	570	320
Dwergviltkruid			8				
Jeneverbes				1	1		
Kruipbrem		4	3		1		1
Stekelbrem			1	38	35	6	13
H2310 Stuifzandheide							
Dwergviltkruid			8	10			21
Jeneverbes				1	1		
Kruipbrem		2	2	5	2	16	10
H2330 Stuifzand							
Dwergviltkruid					6		282
Jeneverbes			NVT			1	
Kruipbrem				3			
H6230 Heischraal grasland							
Borstelgras				1			12
Hondsviooltje				4	4	16	22
Jeneverbes					2		
Kruipbrem			NVT	3		1	10
Moeraszegge				10000	540	10070	1675
Stekelbrem						152	7
H9190 Zuurminnend eikenbos							
Dwergviltkruid			40				
Jeneverbes	3	2					NVT
Stekelbrem		6	1				

5.5.2 Effect op vegetatie in permanente kwadraten

In het onderzoek aan de permanente kwadraten valt allereerst op dat de vegetatie tussen 2016 en 2019 een lagere bedekking heeft gekregen. De oorzaak daarvan ligt in de droogte (zie hoofdstuk 4). De droogte heeft een direct effect op de vegetatie, de vegetatie groeit minder hard, maar heeft ook een indirect effect, omdat bij grote droogte de graasdruk toeneemt. Dit is in het veld terug te zien als het ontbreken van een viltlaag die er in 2016 plaatselijk wel aanwezig was, en kort afgevreten bladeren of uitlopers. Dit wordt bij de verschillende typen verder uitgelegd.

Op de complete opnameset is een NMDS clusteranalyse uitgevoerd om te zien of er algemene verschuivingen door de behandeling met steenmeel opgetreden zijn. Uit het analysediagram (Fig. 5.27) blijken wel duidelijke verschillen te bestaan tussen de habitatypen, deze zijn als redelijk aparte puntenwolken terug te vinden, maar niet tussen de behandelingen. Er zijn op het vlak van

vegetatiesamenstelling dus geen grote verschuivingen opgetreden als gevolg van de steenmeeltoediening na 2 jaar.

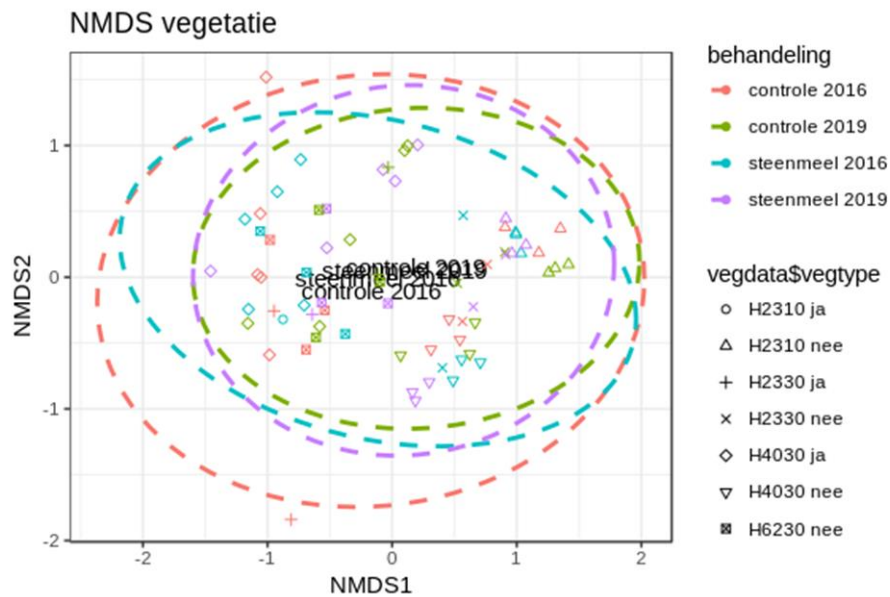


Fig. 5.27 NMDS analyse van vegetatieopnamen van 2016 en 2019, alle habitattypen. H2310=Stuifzandheide, H2330=stuifzanden, H4030=droge heide, H6230=Heischraal grasland. Ja= binnen corridor, nee = buiten corridor

In het algemeen (zowel in het controle als in het steenmeel plot) was de gemiddelde grasbedekking in 2019 significant lager dan in 2016. De gemiddelde grasbedekking in het controle plot was daarbovenop in 2019 ook significant lager dan in de steenmeel plots in 2019 (terwijl dit in 2016 nog niet verschilde). Steenmeel heeft dus geleid tot een geringere afname in gemiddelde grasbedekking. De effecten zijn echter niet in alle habitat typen even sterk (zie Fig. 5.28). Per habitatype worden de ontwikkelingen besproken.

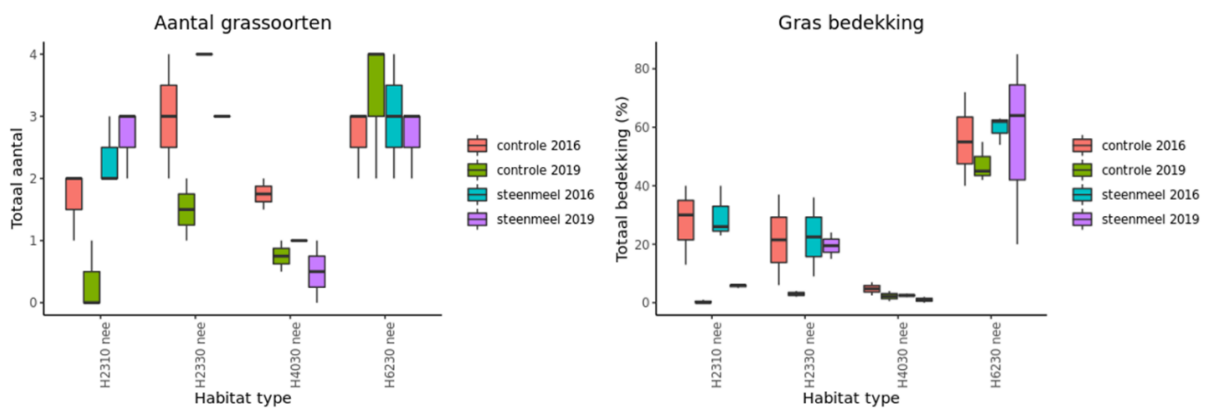


Fig. 5.28 Het aantal grassoorten en de bedekking van alle grassen samen in de verschillende habitattypen (zonder de corridor). H2310 = Stuifzandheide, H2330 = Stuifzand, H4030 = Droge heide, H6230 =Heischraal grasland).

5.5.2.1 Droge heide (H4030)

In de droge heide is vooral een droogte-effect te zien. Het totaal aantal soorten is tussen 2016 en 2019 iets teruggelopen (Fig. 5.29). Korstmossen spelen een zeer kleine rol en laten geen significante effecten zien. Struikhei (*Calluna vulgaris*) en Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) vallen beide tussen 2016 en 2019 terug in bedekking door droogte en begrazing (Fig. 5.30). Hierbij is

geen effect van steenmeel te zien. Hetzelfde geldt voor Grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) die sterk in bedekking is afgenomen. Heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*) (Fig. 5.31) neemt echter in gemiddelde bedekking toe in de controle en neemt gemiddeld af in de behandeling met steenmeel, maar dit verschil is niet significant tussen behandelingen.

Corridors

De groep heideplots in de corridor waren bij aanvang in 2016 vrij heterogeen. De PQ's waar de toplaag tot op het witte zand is verdwenen en de PQ's waar de strooisellaag intact is gebleven zijn meer op elkaar gaan lijken. De weinige vegetatie in de PQ's met strooisellaag bestond in 2016 vooral uit bochtige smele en lokaal Blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*). Deze is in 2019 kortgegraasd, terwijl nieuw strooisel over het witte zand terecht gekomen is. De bedekking van mossen en korstmossen is met de verdergaande successie iets toegenomen, maar dat verschil is niet significant.

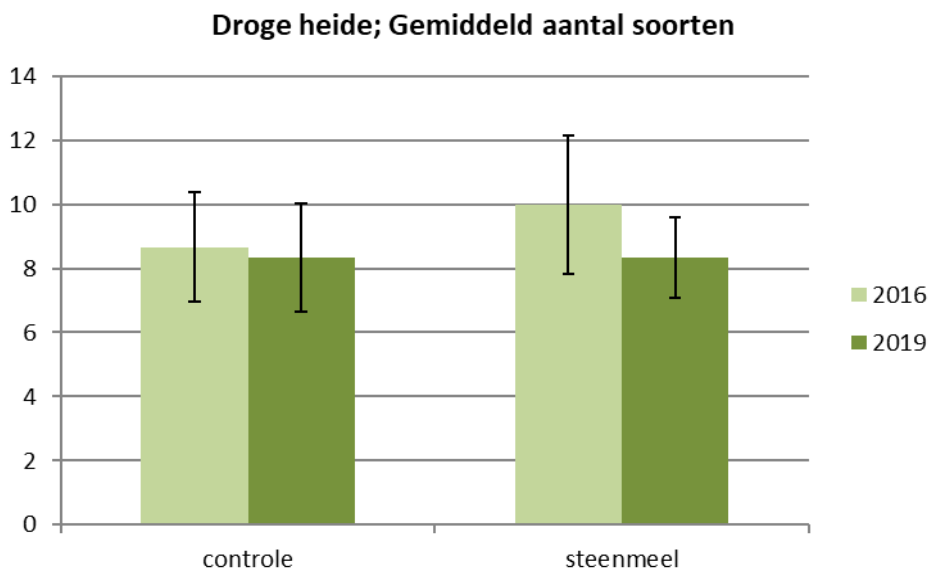


Fig. 5.29 Gemiddeld aantal (± 1 S.E.) soorten vaatplanten, mossen en korstmossen in Droge heide PQs in 2016 en 2019 in de controle en met steenmeel behandelde plots.

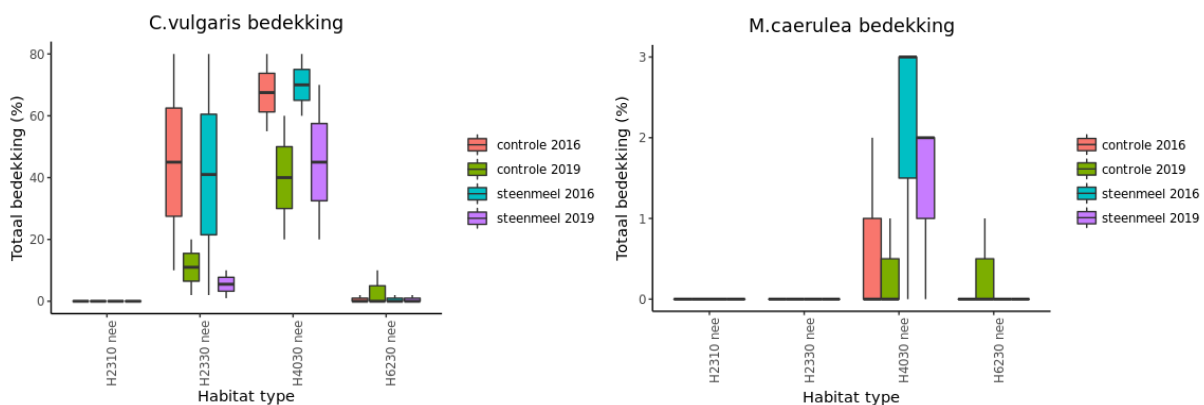


Fig. 5.30 Gemiddelde bedekking van Struikhei (*C. vulgaris*) en Pijpenstrootje (*M. caerulea*) in de permanente kwadraten. (H2310 Stuifzandheide, H2330 Stuifzand, H4030 Droge heide, H6230 Heischraal grasland).

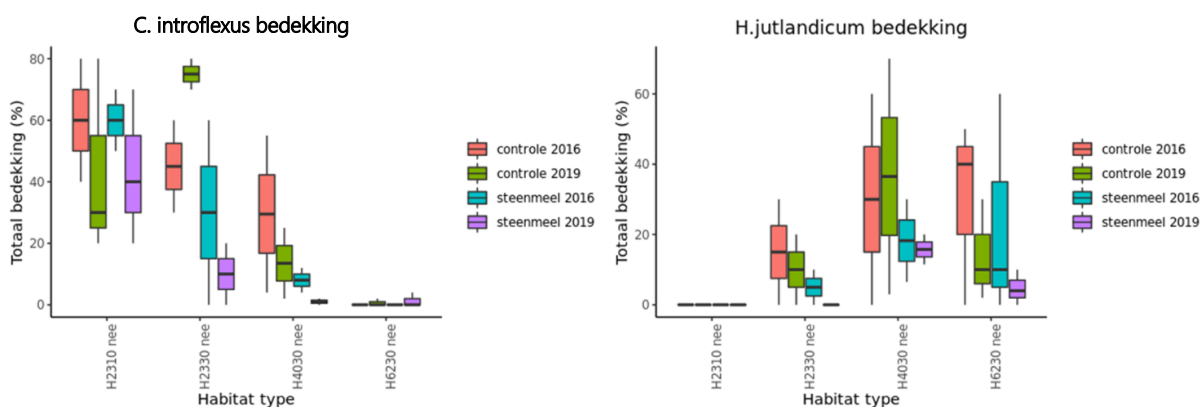


Fig. 5.31 Bedekking van Grijs kronkelsteeltje (*C. introflexus*) en heideklauwtjesmos (*H. jutlandicum*) in de permanente kwadraten (H2310 Stuifzandheide, H2330 Stuifzand, H4030 Droge heide, H6230 Heischraal grasland).

5.5.2.2 Stuifzand (H2320)

Korstmossen en mossen vormen de belangrijkste bedekkers in de vegetatie. Het gemiddelde aantal korstmossen (Fig. 5.32) en het aantal mossoorten blijft nagenoeg gelijk.

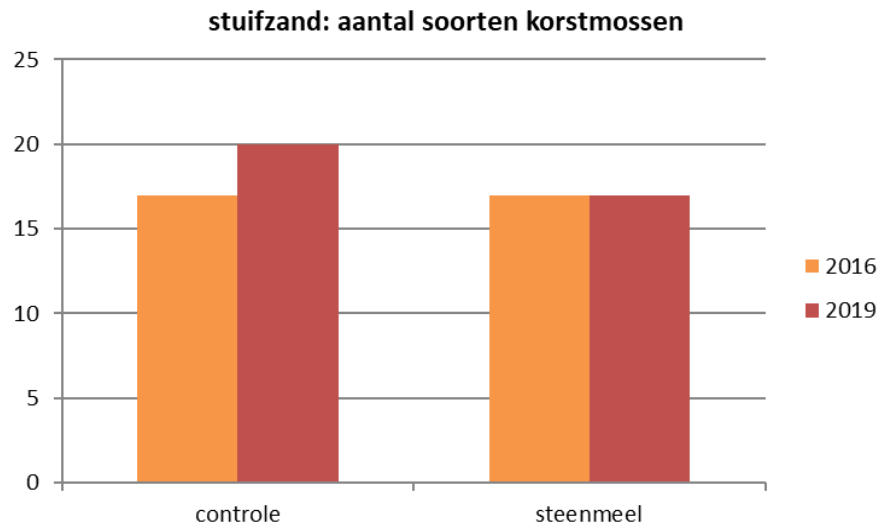


Fig. 5.32 Gemiddeld aantal soorten korstmossen in Stuifzand PQs in 2016 en 2019 in de controle en met steenmeel behandelde plots.

De vaatplanten gaan echter sterk achteruit als gevolg van de droogte. Dit zijn overwegend grassen: Ruig schapengras (*Festuca ovina subsp. hirtula*), Buntgras (*Corynephorus canescens*) en Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*). Buntgras gaat hier opvallend genoeg minder hard achteruit bij de steenmeelbehandeling en het verschil met de controle is in 2019 daardoor significant (Fig. 5.33). Dit is de enige vaatplant in de PQ's die duidelijk positief op steenmeeltoediening reageert. Later in het seizoen (Oktober 2019) was dit verschil in bedekking tussen controle en steenmeel behandelingen nog duidelijker waarneembaar (Afb. 5.1; Afb. 5.2)

Grijs kronkelsteeltje is in stuifzand in de steenmeel behandelingen gemiddeld in bedekking afgenomen, terwijl de soort in de controle juist toegenomen is. Deze afname van kronkelsteeltje is alleen in stuifzand waargenomen, in de overige typen treedt dit niet of minder duidelijk op.

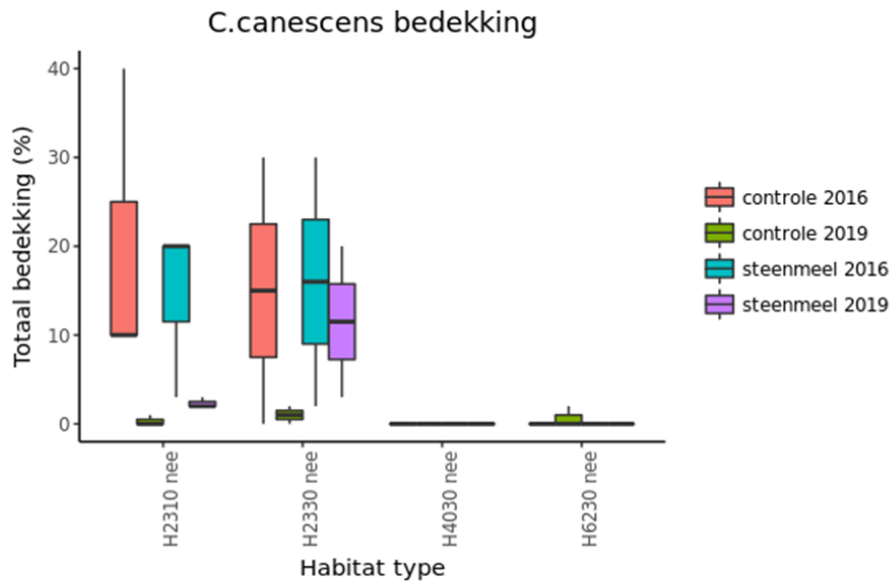


Fig. 5.33 Bedekking van Buntgras, *Corynephorus canescens* in de bestaande habitattypen Stuifzandheide (H2310), Stuifzand (H2330), Droge heide (H4030) en Heischraal grasland (H6230) in 2016 en 2019 in controle en steenmeelbehandelingsvlakken.



Afb. 5.1 Situatie pilot plots SZ1, stuifzand oktober 2019. Buiten de Soilfeed behandelde plots is buntgras nagenoeg volledig afgestorven (rechtsboven). In de Soilfeed behandelde plots is een klein deel van de pollen nog in leven (linksboven), en lokaal lijkt al sprake van volledig herstel (linksonder).



Afb. 5.2 Situatie pilot plot SZZ (stuifzand), Oktober 2019. De paal op de voorgrond markeert het hoepkunt van de met Soilfeed behandelde plot, de denkbeeldige lijn van de paal tot de vliegden op de achtergrond markeert de grens van het behandelde vlak en de niet behandelde omliggende vegetatie. Aan de linkerzijde van deze lijn (Soilfeed behandeld) is duidelijk meer levend Buntgras aanwezig dan aan de rechterzijde van deze lijn (niet behandeld).

5.5.2.3 *Stuifzandheide met struikhei (H2330)*

Het gemiddeld aantal soorten van de stuifzandheide neemt in geringe mate toe tussen 2016 en 2019, zowel in de steenmeelbehandeling als zonder steenmeel en er is dan ook geen significant verschil. De bedekking van de meeste soorten vaatplanten is tussen 2016 en 2019 als gevolg van de droogte en sterk achteruit gegaan, zoals Struikhei, Bochtige smele, Ruig schapengras en Fijn schapengras (*Festuca filiformis*). Er werd geen effect van steenmeel gevonden. Wel werd net als bij stuifzand een fors minder sterke afname in Buntgras gevonden (Fig. 5.33), maar dit verschil was hier niet significant.

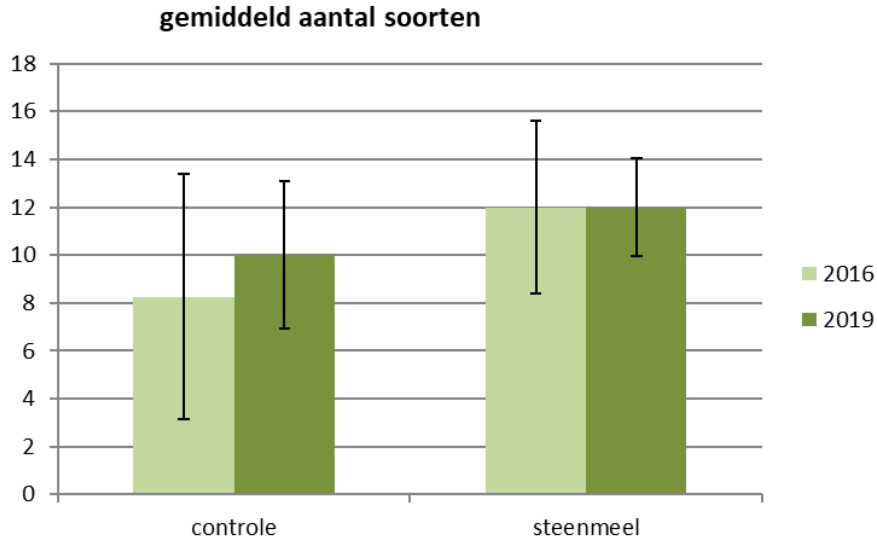


Fig. 5.34 Gemiddeld aantal (± 1 S.E.) soorten vaatplanten, mossen en korstmossen in Stuifzandheide PQs in 2016 en 2019 in de controle en met steenmeel behandelde plots.

5.5.2.4 Heischraal grasland (H6230)

Ook in het heischraal grasland is een sterk droogte-effect te zien. Het aantal soorten hogere planten blijft vrijwel gelijk, maar de bedekking neemt sterk af. De plots zijn onderling sterk verschillend, dus op soortniveau valt er weinig te vergelijken. De meeste grassen laten een afname zien, zowel in de steenmeelbehandeling als in de controle zoals Bochtige smele (Fig. 5.36), Ruig en Fijn schapengras, Pijpenstrootje en Borstelgras. Alleen Moerasstruisgras (*Agrostis canina*) neemt wat toe, maar dat gaat om lage bedekkingen. Ook de soorten die kenmerkend zijn voor heischraal grasland (Fig. 5.35) zoals Veelbloemige veldbies s.l. (*Luzula multiflora*), Gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), Hondsviooltje, Borstelgras, Tormentil (*Potentilla erecta*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*), Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*), Mannetjesereprijs (*Veronica officinalis*), kruipganzerik (*Potentilla anglica*), Gewoon biggenkruid (*Hypochaeris radicata*) en Liggend walstro (*Galium saxatile*) zijn in bedekking afgenomen, maar dit treedt op in zowel de steenmeelbehandeling als de controle, maar wel minder sterk in de steenmeelbehandeling (Fig. 5.35).

Het gras was meestal kort afgevreten. De moslaag heeft daardoor meer licht en dus ook warmte gekregen. Slaapmossen als Heideklauwtjesmos en Bronsmos (*Pleurozium schrebreri*) hebben een lagere bedekking, maar er is geen duidelijk verschil tussen de steenmeelbehandeling en de controle.

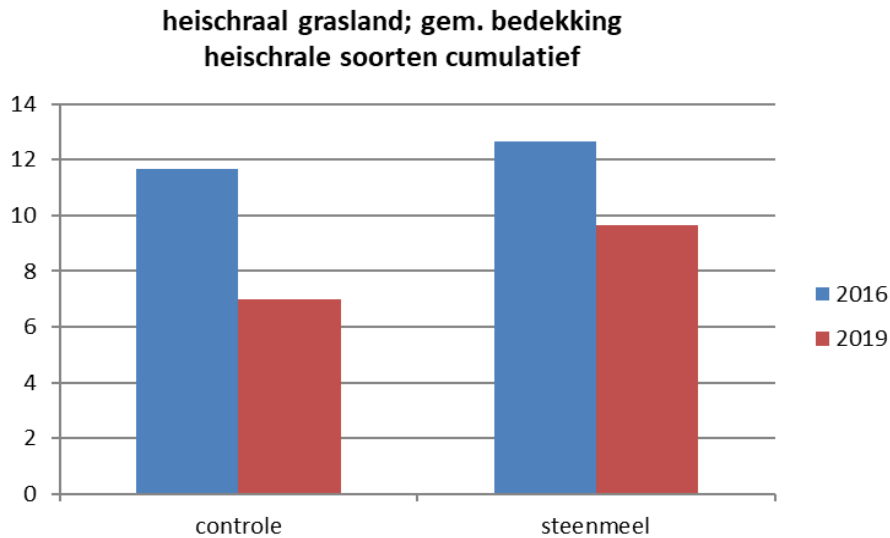


Fig. 5.35 Gemiddelde bedekking van heischrale soorten in Heischraal grasland (H6230) proefvlakken, uitgesplitst per opnamejaar en behandeling.

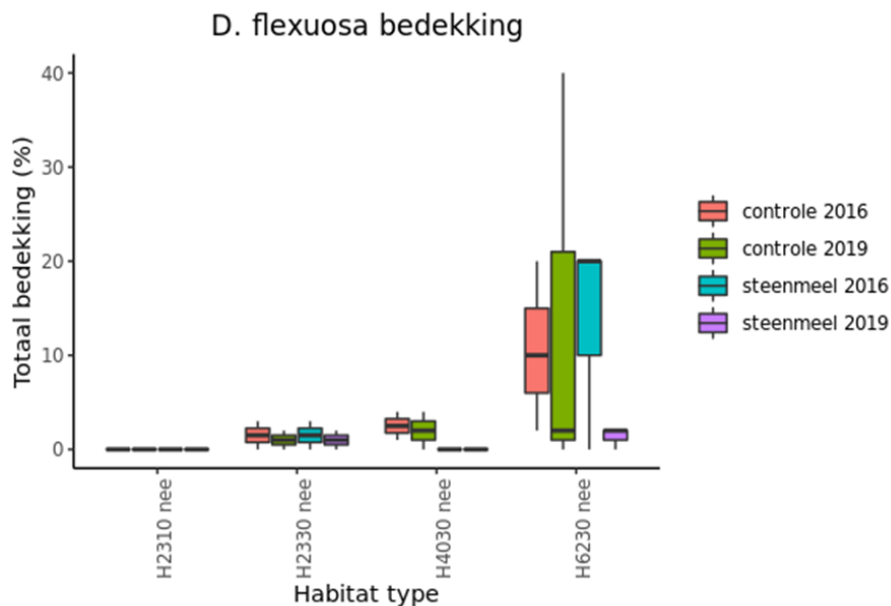


Fig. 5.36 Bedekking van Bochtige smele, *D. flexuosa* in de bestaande habitattypen Stuiyzandheide (H2310), Stuiyzand (H2330), Droge heide (H4030) en Heischraal grasland (H6230) in 2016 en 2019 in controle en steenmeelbehandelingsvlakken.

5.5.2.5 Zuurminnend eikenbos (H9190)

Het gaat hier om een enkele locatie in een aangelegde corridor met steenmeelbehandeling en controle. In 2016 bevinden zowel controle als de steenmeelbehandeling volledig in de onbegroeide pionierfase. De steenmeellocatie ligt op een plek waar veel tred plaatsvindt, de ontwikkeling tussen 2016 en 2019 gaat zeer traag. In 2019 zijn hier een paar sprietjes Bochtige smele, Buntgras en wat Moerasstruisgras aangetroffen met enkele mosplukjes van Ruig haarmos (*Polytrichum piliferum*) en Grijs kronkelsteeltje. De controle heeft zich ontwikkeld van totaal onbegroeid naar een ijle vegetatie van voornamelijk wat Bochtige smele, Schapenzuring, enkele zaailingen van Berk (*Betula* sp.) en Grove den en Grijs kronkelsteeltje. De betredingsdruk is hier

aanzienlijk minder, hoewel de locatie dicht langs een pad ligt. Gezien het sterk open pionierkarakter zijn er geen effecten van steenmeel in de vegetatie opgemerkt.

5.5.3 Deelconclusie vegetatie

- Drie jaar na opbrengen van steenmeel heeft in geen van de habitattypen sterke veranderingen in vegetatiesamenstelling opgetreden. Een risico op snelle verruiging lijkt er dus niet te zijn.
- Overall genomen is er ook nog weinig effect in de soortenrijkdom van karakteristieke soorten behorende bij de vegetatietypen vastgesteld. De droogte heeft in alle proefvlakken geleid tot een afname van de bedekking van Struikhei en (laagblijvende) grassen.
- In de corridors en het habitatype Droge heide (H4030) werd geen effect van steenmeel op de vegetatie en/of soortenrijkdom gevonden. In Heischraal grasland (H6230) was de afname in bedekking van karakteristieke soorten wat lager dan in de controle, maar dit effect was subtiel.
- De bedekking van de (laagblijvende) grassen lijkt als gevolg van de steenmeel toediening minder sterk achteruit te zijn gegaan. Buntgras heeft zich in de stuifzandlocaties duidelijk beter in stand gehouden bij de droogte dan in de controlesituaties. In het hier aan gerelateerde stuifzandheide habitatype leek dit eveneens het geval, maar de spreiding in respons was hier groter.
- Eveneens in stuifzandvegetatie was er een effect van steenmeel op de bedekking van Grijs kronkelsteeltje. Deze nam toe in bedekking in de controle behandeling, maar af in de met steenmeel behandelde proefvlakken. Grijs kronkelsteeltje is een invasieve exoot die met name in (gestabiliseerd) stuifzand in hoge bedekking voorkomt, een negatief effect van steenmeel op de bedekking van deze soort moet dan ook gezien worden als een positief effect.

5.6 Effecten op bovengrondse fauna: monitoring SKNL soorten

5.6.1 Sprinkhanen

In 2016 en 2019 zijn in totaal achttien soorten sprinkhanen waargenomen. In 2016 zijn in totaal 1101 individuen waargenomen, verdeeld over zeventien soorten. In 2019 zijn 9409 individuen waargenomen over zestien soorten (Tab. 5.5).

Heidesabelsprinkhaan (*Metrioptera brachyptera*) en Bramensprinkhaan (*Pholidoptera griseoptera*) zijn alleen in 2016 waargenomen. Moerassprinkhaan (*Stethophyma grossum*) en Grote groene sabelsprinkhaan (*Tettigonia viridissima*) zijn alleen in 2019 waargenomen. Meest algemene soorten zijn Knosprietje (*Myrmeleotettix maculata*) en Ratelaar (*Chorthippus biguttulus*). De hoogste dichtheden zijn waargenomen in de heischrale plots.

Noemenswaardige soort is Wrattenbijter (*Decticus verrucivorus*). Die soort is in 2016 twee maal waargenomen (één man en vrouw) net buiten de stuifzandheideplots. De soort werd op de Hoge Veluwe een tijdje uitgestorven gewaand. In 2019 is de soort niet meer waargenomen.

5.6.1.1 Effect steenmeel op abundantie van sprinkhanen

Zowel in 2016 als in 2019 zijn geen consistente effecten van steenmeeltoediening gevonden in abundantie van sprinkhanen tussen de controle- en steenmeelplots (Fig. 5.37 en Fig. 5.38), maar er bleek wel een significante interactie tussen jaar van meting en habitatype. In 2019 werden beduidend meer sprinkhanen in heischraal grasland en Droge heide gevonden dan op basis van de nulmeting verwacht kon worden (vergelijk Fig. 5.37 en Fig. 5.38). Het effect van steenmeel bleek daarnaast afhankelijk van het habitatype waarop steenmeel werd toegepast. Steenmeeltoevoeging leidde in het jaar 2019 tot een significant hogere abundantie van sprinkhanen in stuifzand habitat (negative binomial GLMM: $Z=2.806$, $p<0.01$), terwijl dit in 2016 niet significant verschild (vergelijk Fig. 5.37 en Fig. 5.38). Knosprietje, Ratelaar, Snortikker (*Chorthippus mollis*), Bruine sprinkhaan (*Chorthippus brunneus*) en Zoemertje (*Stenobothrus lineatus*) waren soorten die in dat jaar met 10 of meer individuen werden aangetroffen en 2 tot 9 keer zo abundant waren in de steenmeel plots (Tab. 5.5). De enige soort die in vergelijkbare (iets hoger in controle) dichtheden werd aangetroffen was de Blauwvleugelsprinkhaan (*Oedipoda caerulescens*), een zeer mobiele, warmteminnende soort met een voorkeur voor uiterst spaarzaam begroeide vegetatie. Voor andere habitattypen waren geen significante verschillen gevonden van steenmeeltoediening of kon niet getoetst op significante verschillen worden vanwege een te laag aantal replica's (Corridors).

Tab. 5.5 Overzicht waarnemingen van alle soorten sprinkhanen in 2016 en 2019 in de verschillende habitattypen en plots. DH= Droge heide; SH= Stuifzandheide; ZE=Zuurminnend eikenbos; C= controleplot. S = steenmeelplot.

Soort	Droge heide		Stuifzandheide				Stuifzand				Heischraal grasland				Corridor DH				Corridor SH				Corridor ZE				Totaal						
	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019					
Soort	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S					
Blauwvleugelsprinkhaan			1	1	1	7	4	2	1	37	23		8	3		28	23		4	9		17	5	3	1	102	68						
Boskrekkel												1			1	3	4				1	6	2	4			10						
Bramensprinkhaan															7	8									7	8							
Bruine sprinkhaan			13	14		15	5	5	6	10	22	12	9	127	94	5	10	207	150	4	4	10		4	3	32	27	30	32	414	312		
Grote groene sabelsprinkhaan										1																	1						
Heidesabelsprinkhaan	8	3										1									2				11	3							
Knosprietje	20	20	189	251	40	27	323	401	67	64	204	448	4	4	343	498	22	16	536	501	15	13	177	121	4	6	140	117	172	150	1912	2337	
Krasser	18	6	147	19							1		1		15	15							2		97		21	6	259	35			
Moerassprinkhaan															1													1					
Negertje			21	12	4		10	6		1	2	5	1		14	5	3	3	30	38	5	3	8	5		1	32	15	13	8	117	86	
Ratelaar	2	2	90	84	6	5	31	28	9	20	25	100	38	26	716	594	6	7	175	207	4	4	39	9	1		96	27	66	64	1172	1049	
Schavertje	1				5	6			2	1	1	4	5	8	45	45							1			1		13	15	65	52		
Sikkelsprinkhaan	1		2												1											1	1	2					
Snortikker			23	14	24	33	56	73	40	44	21	50	18	23	215	229	6	6	23	27	7	7	16	13		1	45	10	95	114	399	416	
Veldkrekkel								2	1				6	1	13	32							1				8	2	13	33			
Wekkertje	8		6					2	1		1		25	14	105	80	9			23	5	4	1		5	1	5	3	54	20	117	107	
Zoemertje	3		8	1	5	5	2		6	5	1	9	26	8	90	70	2	2		14	7	11				1	1	49	31	102	95		
Zuidelijk spitskopje	7		4										9	2	17	16										9		16	2	30	16		
Totaal aantal soorten	9	4	11	8	7	5	7	6	9	10	9	10	13	9	13	12	9	9	7	10	7	7	7	7	6	6	11	9	16	16	15	13	

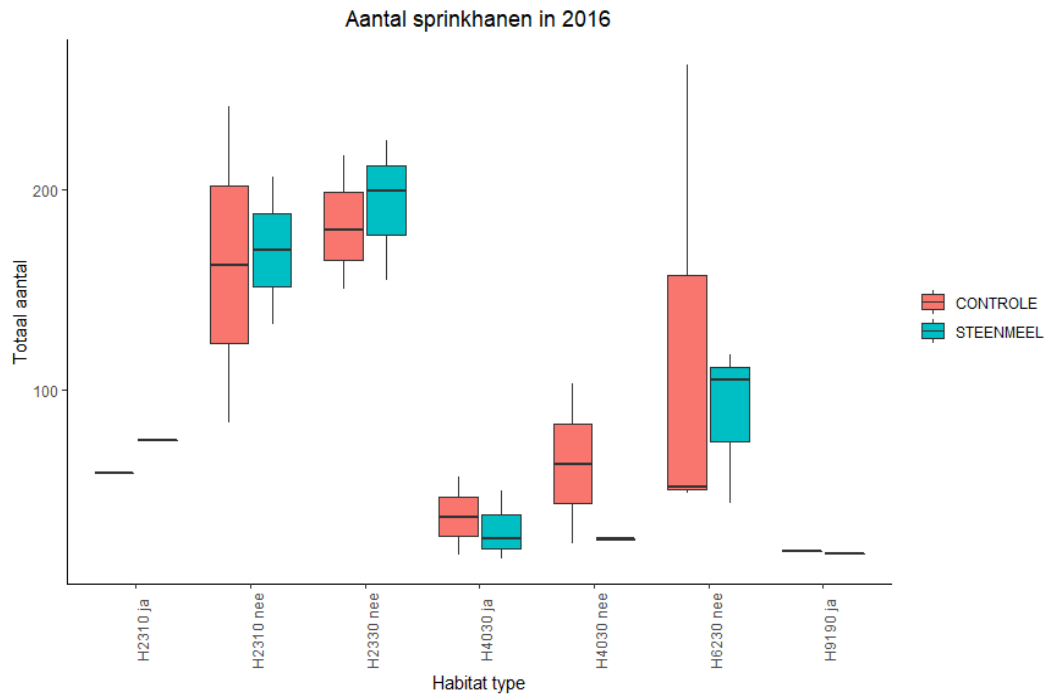


Fig. 5.37 Aantallen sprinkhanen per habitattype in 2016 in zowel de controle- als de steenmeelpots. Er zijn geen significante verschillen waargenomen tussen de controle- en steenmeelplots. H2310 = stuifzandheide, H2330 is stuifzand, H4030 = droge heide, H6230 = heischraal grasland en H9190 is oud eiken bos. Ja = binnen corridor, nee is buiten corridor.

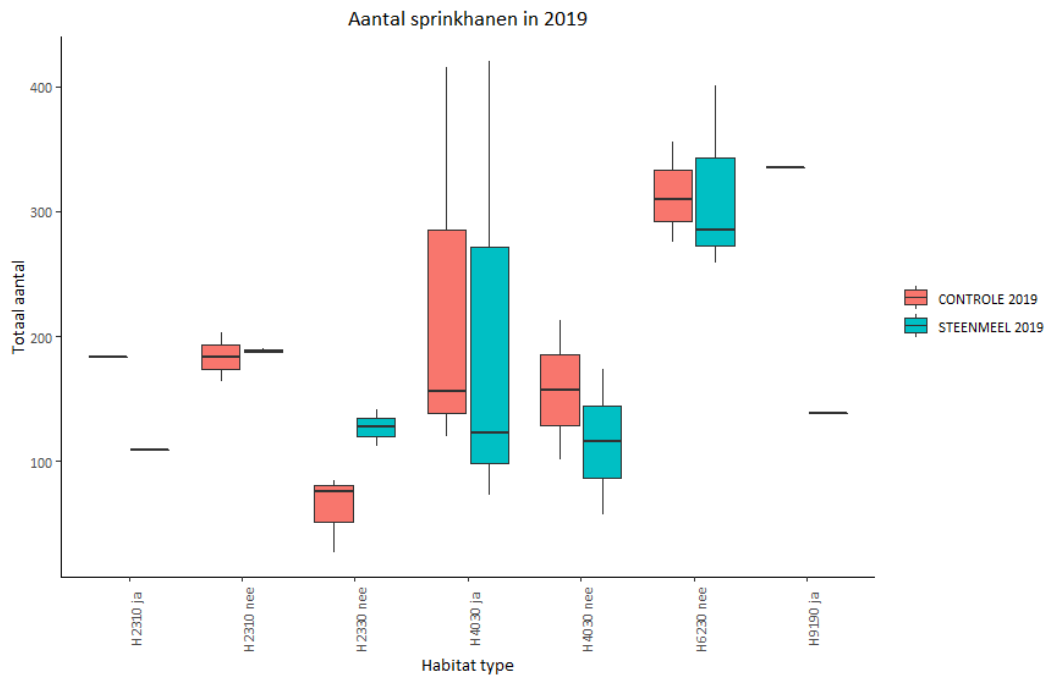


Fig. 5.38 Aantallen sprinkhanen per habitattype in 2019 in zowel de controle- als de steenmeelpots. Er zijn geen significante verschillen waargenomen tussen de controle- en steenmeelplots. H2310 = stuifzandheide, H2330 is stuifzand, H4030 = droge heide, H6230 = heischraal grasland en H9190 is oud eiken bos. Ja = binnen corridor, nee is buiten corridor.

5.6.1.2 *Verschillen tussen onderzoeksjaren en habitattypen in soortsamenstelling en dichtheid*

De verschillen in soortsamenstelling tussen beide onderzoeksjaren zijn miniem en met name het gevolg van zwervers (Moerassprinkhaan en Grote groene sabelsprinkhaan) en het mogelijk als gevolg van extreme droogte en/of kapwerkzaamheden wegvallen van soorten (Heidesabelsprinkhaan en Bramensprinkhaan). In plots waar voorheen nog bosopstanden stonden kwam in 2016 Bramensprinkhaan voor. Als gevolg van kapwerkzaamheden binnen de plots is de soort volledig verdwenen. De oorzaak achter de verdwijning van Heidesabelsprinkhaan is onbekend. Het is mogelijk dat na twee jaar van droogte de structuur van droge heide is afgenomen door een lager aandeel grassen waardoor de soort niet meer is waargenomen. Ook is bekend dat eieren van deze soort slecht bestand zijn tegen uitdroging van het substraat waarin ze gelegd worden (Ingrisch & Köhler, 1998).

In vergelijking tot 2016 zijn in 2019 een factor 9 meer individuen waargenomen. Dit verschil is waarschijnlijk grotendeels een waarnemerseffect. In 2016 werden de velddagen zodanig gekozen dat de weersomstandigheden gunstig waren voor alle doelsoorten. In de praktijk waren dit half bewolkte dagen met niet al te hoge temperaturen zodat ook reptielen konden worden waargenomen. Bij de start van het veldseizoen in 2019 was het de voorgaande jaren zeer droog geweest, waardoor vegetaties in de plots zeer kort en structuurarm waren. Hierdoor was de kans op reptielen op zowel de looproute als onder de platen gering. Om die reden is ervoor gekozen om in 2019 te karteren op warme velddagen met veel zonuren, zodat dagvlinders en sprinkhanen maximaal gekarteerd konden worden (Tab. 3.2).

In de plots met stuifzandheide en stuifzand werden in 2016 nog terreindelen met opgaande grasvegetaties aangetroffen. In 2019 waren deze grassen nog wel sporadisch aanwezig, maar waren volledig verdroogd of afgegraasd (Afb. 5.3). Hierdoor leek de vegetatiestructuur afgenomen te zijn. Een afname in structuur kan leiden tot een afname aan dichtheden van sprinkhanen. Droge heide en heischraal grasland leken hun vegetatiestructuur beter te hebben behouden na de droogte van 2018 (Afb. 5.3). Dit is ook de meest plausibele verklaring voor de hogere abundantie van sprinkhanen in de met steenmeel behandelde stuifzand vegetaties, die een sterker herstel van buntgrasvegetatie liet zien ten opzichte van de controle (Afb. 5.1; Afb. 5.2).



Afb. 5.3 Stufzandheide (linksboven) en stufzand (rechtsboven) bevatten door de droogte in combinatie met begrazing weinig tot geen opgaande grassen, waardoor de vegetaties minder structuurrijk zijn dan in 2016. Ook plots in de corridor (linksonder) hebben te lijden gehad onder verdroging. Hier waren alle opgaande vegetaties verdroogd of afgegraasd waardoor de vegetatiestructuur volledig verdwenen was. De vegetatiestructuur binnen heischraal grasland (rechtsonder) lijkt beter behouden te zijn. Alle foto's zijn genomen in 2019.

5.6.2 Dagvlinders

In 2016 en 2019 zijn in totaal zijn achttien soorten dagvlinders waargenomen. In 2016 zijn 501 waarnemingen vastgelegd, verdeeld over veertien soorten. In 2019 zijn 625 waarnemingen verdeeld over dertien soorten vastgelegd (Tab. 5.6).

In 2016 zijn vijf soorten waargenomen die niet in 2019 zijn waargenomen: Koevinkje (*Aphantopus hyperantus*), Boomblauwtje (*Celastrina argiolus*), Dagpauwoog (*Aglais io*), Kleine vos (*Aglais urticae*) en Kommavlinder (*Hesperia comma*). Afgezien van Kommavlinder zijn dit zwervende soorten die geen directe binding hebben met de plots waarin ze zijn waargenomen.

In 2019 zijn vier soorten waargenomen die niet in 2016 zijn waargenomen: Distelvlinder (*Vanessa cardui*), Groentje (*Callophrys rubi*), Klein koolwitje (*Pieris rapae*) en Groot koolwitje (*Pieris brassicae*). Afgezien van Groentje zijn ook dit allemaal zwervende dieren die geen directe binding hebben met de plots waarin ze zijn waargenomen. Hoogste dichtheden vlinders zijn waargenomen in de heischrale plots. Meest waargenomen soort is Heivlinder (*Hipparchia semele*) gevolgd door Hooibeestje (*Coenonympha pamphilus*).

Tab. 5.6 Overzicht waarnemingen van alle soorten dagvlinders in 2016 en 2019 in de verschillende habitattypen en plots. DH= Droge heide; SH= Stuifzandheide; ZE=Zuurminnend eikenbos; C= controleplot. S = steenmeelplot.

Soort	Droge heide				Stuifzandheide				Stuifzand				Heischraal grasland				Corridor DH				Corridor SH				Corridor ZE				Totaal				
	2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		
	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	
Atalanta			2	3			3	11	1		1	1				3								1							1	7	18
Boomblauwtje	2	1			3	3												1				1							6	5			
Bruin zandoogje								2					6	4		1													6	4	0	3	
Bruine vuurvliinder									2	8		2	21	11	24	6		1			1	2							24	22	24	8	
Citroenvliinder	1	1		2	1													1			1	1					2	5	3	3	2	7	
Dagpauwoog									1																				1				
Distelvliinder			7	12			25	34			10	10			3	7			1	4			2				1				49	67	
Groentje															2	1				3								1			2	5	
Groot dikkopje	1												1	1															2		1		
Groot koolwitje											1				1												1				3		
Heideblauwtje	10	6	2																										10	6	2		
Heivliinder	1	3	7	4	31	27	10	6	42	55	13	29	8	6	19	25	12	14	6	7	6	9	3	3	2	4	3		102	118	61	74	
Hooibeestje				1	4	7		3	11	25	1	10	19	17	71	68	1	1	1	1	2	3	2						37	53	75	83	
Kleine vos									1																				1				
Klein koolwitje				1			1	1			1				1													1			3	3	
Kleine vuurvliinder			1	1	2	2	3	3	2	6	6	8	2	10	43	46	1		6	5	1	1	4	1					8	19	63	64	
Koevinkje													1																1				
Kommavliinder						1							1																1	1			
Totaal aantal soorten	5	4	5	7	5	5	5	7	7	4	7	6	8	5	9	8	3	5	4	5	6	5	5	2	1	1	4	3	14	9	13	10	

5.6.2.1 Effect steemeel op abundantie van sprinkhanen

Zowel in 2016 als 2019 zijn er geen significante verschillen waargenomen tussen de controle- en steenmeelplots (Fig. 5.39 en Fig. 5.40). Steenmeel heeft in de periode 2016 - 2019 geen significant effect uitgeoefend op het totaal aantal dagvlinders. Ook het jaareffect van droogte heeft geen significant effect gehad op het totaal aantal waargenomen dagvlinders.

5.6.2.2 Verschillen tussen onderzoeksjaren en habitattypen in soortensamenstelling en dichtheid

Er zijn kleine verschillen waarneembaar tussen 2016 en 2019 wat betreft (1) soortensamenstelling en (2) het totaal aantal waargenomen dieren binnen de verschillende habitattypen (Fig. 5.39 en Fig. 5.40). Verschillen in soortensamenstelling zijn te verklaren aan de hand van zwervende dieren. Verschillende habitattypen laten verschillen zien in aantallen dagvlinders, maar de verhouding is grofweg vergelijkbaar in 2016 en 2019. Alleen in de plots met heischraal grasland lijkt een kleine toename in aantallen waarneembaar.

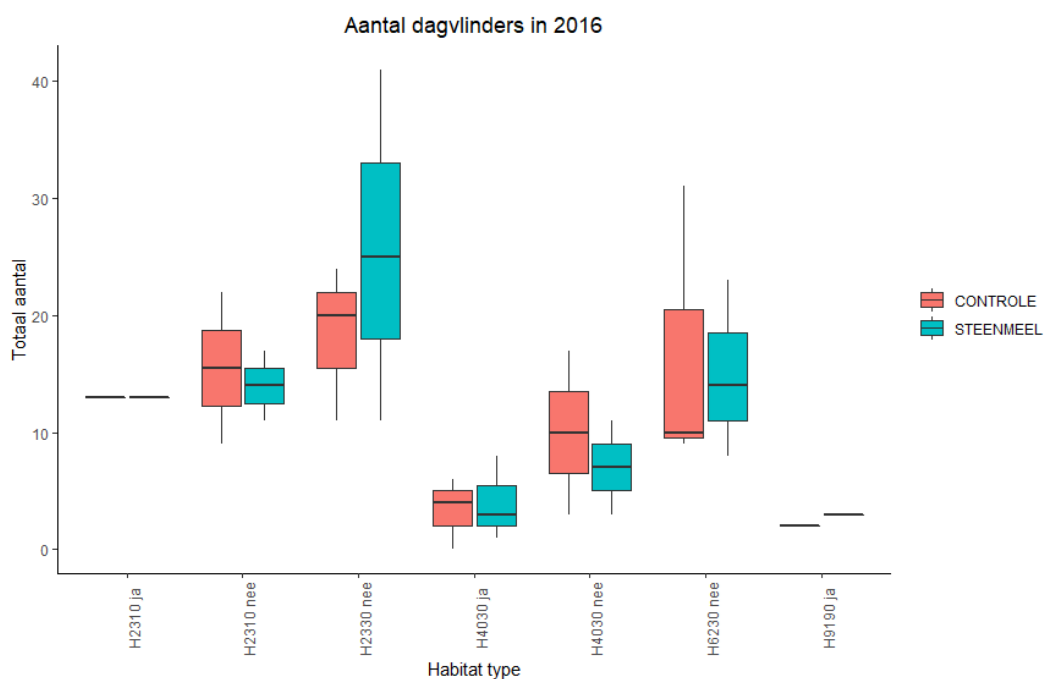


Fig. 5.39 Aantallen dagvlinders per habitattypen in 2016 in zowel de controle- als de steenmeelplots. Er zijn geen significante verschillen waargenomen tussen de controle- en steenmeelplots. H2310 = stuifzandheide, H2330 is stuifzand, H4030 = droge heide, H6230 = heischraal grasland en H9190 is oud eiken bos. Ja = binnen corridor, nee is buiten corridor.

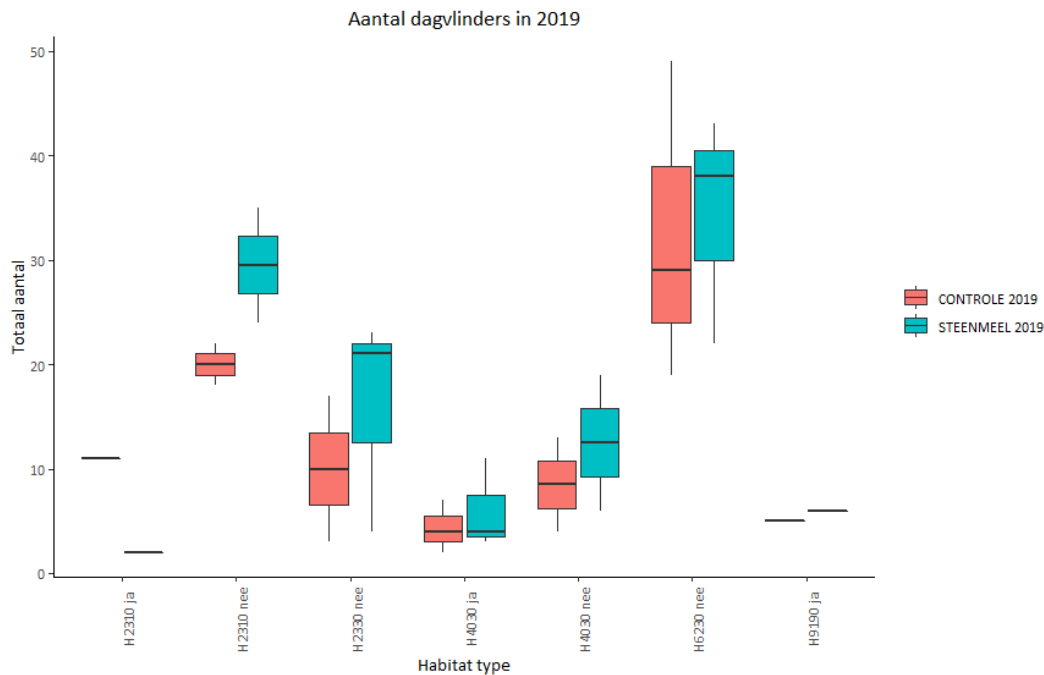


Fig. 5.40 Aantallen dagvlinders per habitattypen in 2019 in zowel de controle- als de steenmeelplots. Er zijn geen significante verschillen waargenomen tussen de controle- en steenmeelplots. H2310 = stuifzandheide, H2330 is stuifzand, H4030 = droge heide, H6230 = heischraal grasland en H9190 is oud eiken bos. Ja = binnen corridor, nee is buiten corridor.

5.6.3 Broedvogels

In 2016 en 2019 zijn in totaal twaalf soorten (die opgenomen zijn op de BMP- B lijst) met één of meer territoria vastgesteld. In 2016 ging het om elf soorten en in 2019 tien soorten. Territoria van Grauwe vliegenvanger (*Muscicapa striata*) en Kwartel (*Coturnix coturnix*) zijn alleen in 2016 vastgesteld. Eén territorium van Grote lijster (*Turdus viscivorus*) is alleen in 2019 vastgesteld (Tab. 5.7). Naast broedvogels zijn ook vogels op trek waargenomen zoals Velduil (*Asio flammeus*) en Tapuit (*Oenanthe oenanthe*).

Er zijn onvoldoende territoria vastgesteld voor een statistische analyse. Uit de aantallen in Tab. 5.7 komen voor de meeste habitattypen geen duidelijke verschillen naar voren tussen de steenmeel- en controle plots. Een uitzondering zijn de stuifzandhabitattypen waar het aantal broedterritoria in tussen 2016 en 2019 in de controle afnam van 4 naar 1 in controle, maar in steenmeel behandeling gelijk bleef (6) en in stuifzand habitat (van 8 naar 0 in controle, van 7 naar 4 in steenmeel behandeling). Dit wordt ook gereflecteerd in het aantal gevonden soorten met territoria (stuifzandheide controle: van 4 naar 1; steenmeel van 6 naar 5; stuifzand van 6 naar 0, steenmeel van 4 naar 4 soorten; Tab. 5.7).

Tab. 5.7 Overzicht territoria van BMP broedvogels in 2016 en 2019 in de verschillende habitattypen en plots. DH= Droge heide; SH= Stuifzandheide; ZE=Zuurminnend eikenbos; C= controleplot. S = steenmeelplot.

	Droge heide				Stuifzandheide				Stuifzand				Heischraal grasland				Corridor DH				Corridor SH				Corridor ZE				Totaal							
	2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019					
Soort	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S
Boomleeuwerik		1				1		1	1	1								1	2	1		2	1										1	6	3	2
Boompieper					1	1		1		2		1	1	2	1			2	5	2					1		1						3	7	7	4
Geelgors					1	1			2			1					1		1			1	1	1									4	2	2	2
Gekraagde roodstaart					1	1			2	3		1		1			1	1	1		2		1		1			1					7	6	2	2
Graspieper	1	1	5	1	1				1	1				2	5	3																	3	4	10	4
Grauwe vliegenvanger														1																				1		
Grote lijster							1																												1	
Kneu			2					1									1																1	2		1
Kwartel		1											1																				1	1		
Nachtzwaluw						1		1																										1		1
Roodborsttapuit	1	1	2					2	1					2	1	3	2		2	2	1	1											7	2	5	7
Veldleeuwerik		3		2		1			1			1	4	2	4	2																	5	6	4	5
Totaal aantal soorten	2	5	3	2	4	6	1	5	6	4	0	4	4	5	4	3	4	3	5	3	2	3	3	1	2	0	1	1	9	10	9	9				

Tab. 5.8 Overzicht waargenomen reptielen in 2016 en 2019 in de verschillende habitattypen en plots. DH= Droge heide; SH= Stuifzandheide; ZE=Zuurminnend eikenbos; C= controleplot. S = steenmeelplot. In 2016 zijn twee gladde slangen waargenomen net buiten de plots.

	Droge heide				Stuifzandheide				Stuifzand				Heischraal grasland				Corridor DH				Corridor SH				Corridor ZE				Totaal							
	2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019		2016		2019					
Soort	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S
Hazelworm										1				1			2		1														2	2	1	
Zandhagedis	1	2	1	1	2	4	2	1	4		2			1		1	1						1	1			1						8	7	5	4
Totaal aantal soorten	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	2	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	2	2	2	1				

5.6.4 Reptielen

In 2016 en 2019 zijn twee soorten reptielen waargenomen binnen de plots: Zandhagedis (*Lacerta agilis*) en Hazelworm (*Anguis fragilis*). In 2016 zijn vijftien Zandhagedissen waargenomen en in 2019 tien. In 2016 zijn 4 Hazelwormen aangetroffen en in 2019 één dier (Tab. 5.8). In 2016 zijn twee Gladde slangen (*Coronella austriaca*) waargenomen net buiten de plots. In 2019 zijn geen Gladde slangen waargenomen.

Er zijn onvoldoende reptielen waargenomen voor een statistische analyse. Verschillen in aantallen tussen beide jaren zijn grotendeels het gevolg van waarnemerseffect. In 2016 is namelijk tijdens gunstigere omstandigheden voor reptielen gekarteerd.

5.6.5 Deelconclusies SKNL fauna monitoring

Algemeen

- Op korte termijn zijn er geen duidelijke effecten van steenmeel op dagvlinders, sprinkhanen, broedvogels en reptielen. Er zijn in ieder geval geen negatieve effecten van steenmeel waargenomen.

Sprinkhanen

- Jaareffect van droogte is niet significant, maar er is wel een interactie met habitattype
- Aantallen sprinkhanen verschillen tussen habitattypen, met de hoogste aantallen in stuifzand en stuifzandheide, intermediair in heischraal grasland en lage aantallen in droge heide in 2016 voorafgaand aan steenmeeltoediening. In 2019 namen deze sterk af in stuifzand en stuifzandheide, als gevolg van de droogte en wegvallen van laagblijvende grassen. In Droge heide en Heischraal grasland, habitattypen waarbij meer structuur behouden was, namen deze in abundantie toe.
- Steenmeeltoediening leidde enkel in stuifzand habitat tot een significant hogere abundantie van sprinkhanen ten opzichte van controle, waarschijnlijk als gevolg van een minder sterke afname van laagblijvende grassen in de steenmeel behandelde plots.

Dagvlinders

- Jaareffect van droogte was niet significant.
- De dichtheid van dagvlinders verschilde tussen de habitattypen.
- Steenmeel leidde niet tot significante effect op aantallen dagvlinders in de habitattypen.

Broedvogels en reptielen

- Waargenomen aantallen zijn te laag voor statistische toetsing
- In de stuifzandheide en stuifzandhabitats is een sterke afname van broedterritoria te zien in de controle plots tussen de nulmeting en effectmeting, in steenmeel plots is dit effect minder sterk of niet aanwezig.

5.7 Effecten op bovengrondse fauna: dichtheden-respons

5.7.1 Totaaloverzicht

De totale en soortgroep specifieke biomassa verschilde sterk tussen de verschillende onderzochte habitattypen (Fig. 5.41 en Fig. 5.42). Sprinkhanen biomassa was beduidend hoger in de corridors, Heischraal grasland en Stuifzandheide plots, maar laag in de Droge heide en Stuifzandheide plots. Vlinderrupsen waren daarentegen veel meer vertegenwoordigd in de Droge heide en Stuifzandheide plots ten opzichte van de andere typen. Binnen de verschillende corridor habitattypen was weinig verschil tussen verschillende onderliggende habitattypen, of was het aantal replica's te laag om statistische uitspraken te doen van verschillen tussen controle en steenmeelbehandeling.

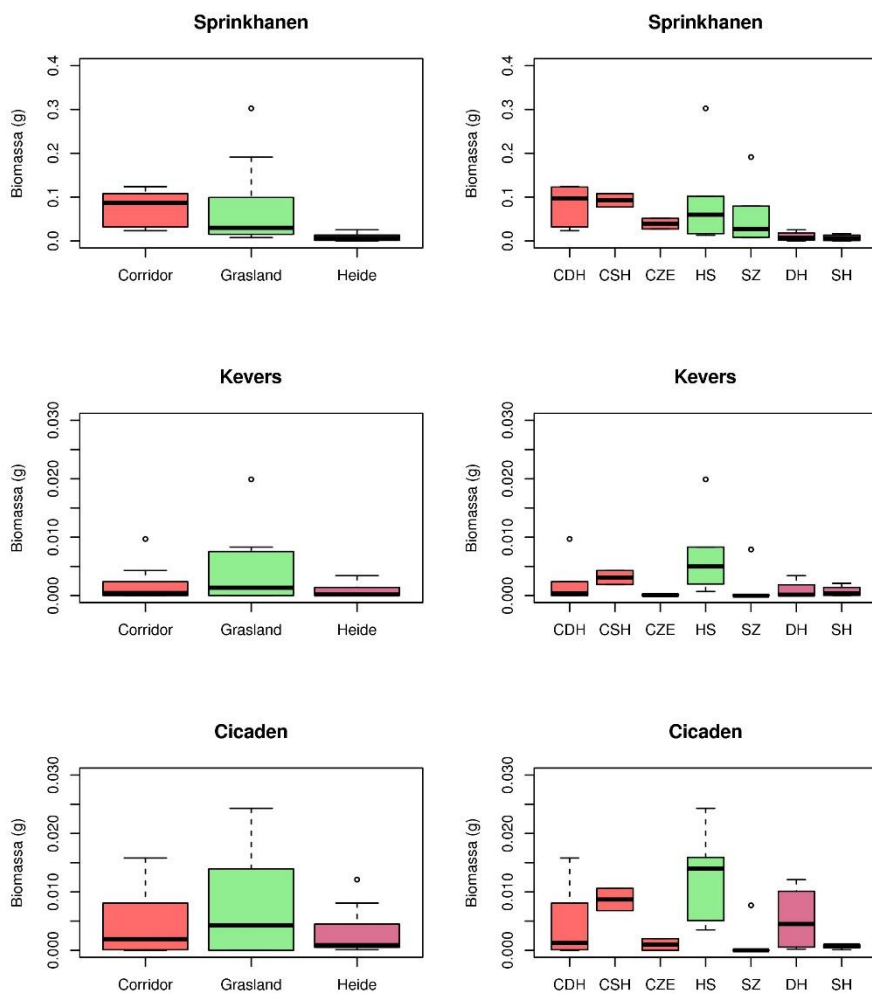


Fig. 5.41 Box-plots van de biomassa van sprinkhanen, kevers en cicaden in de sleepnetbemonstering. CDH: corridor, droge heide; CSH: corridor, stuifzandheide; CZE: corridor, zuurminnend eikenbos; HS: heischraal grasland; SZ: stuifzand; DH: droge heide; SH: stuifzandheide.

Voor de droge heide en stuifzandheide-typen was dit eveneens het geval. Besloten is om in de verdere analyse de corridor habitats als één geheel te analyseren, alsmede de Droge heide en Stuifzandheide-typen. De Stuifzand en Heischraal grasland plots verschilden wel wezenlijk van

elkaar en van Droge heide-typen in samenstelling en biomassa en zijn daarom als afzonderlijke eenheden getoetst op significante behandelingseffecten.

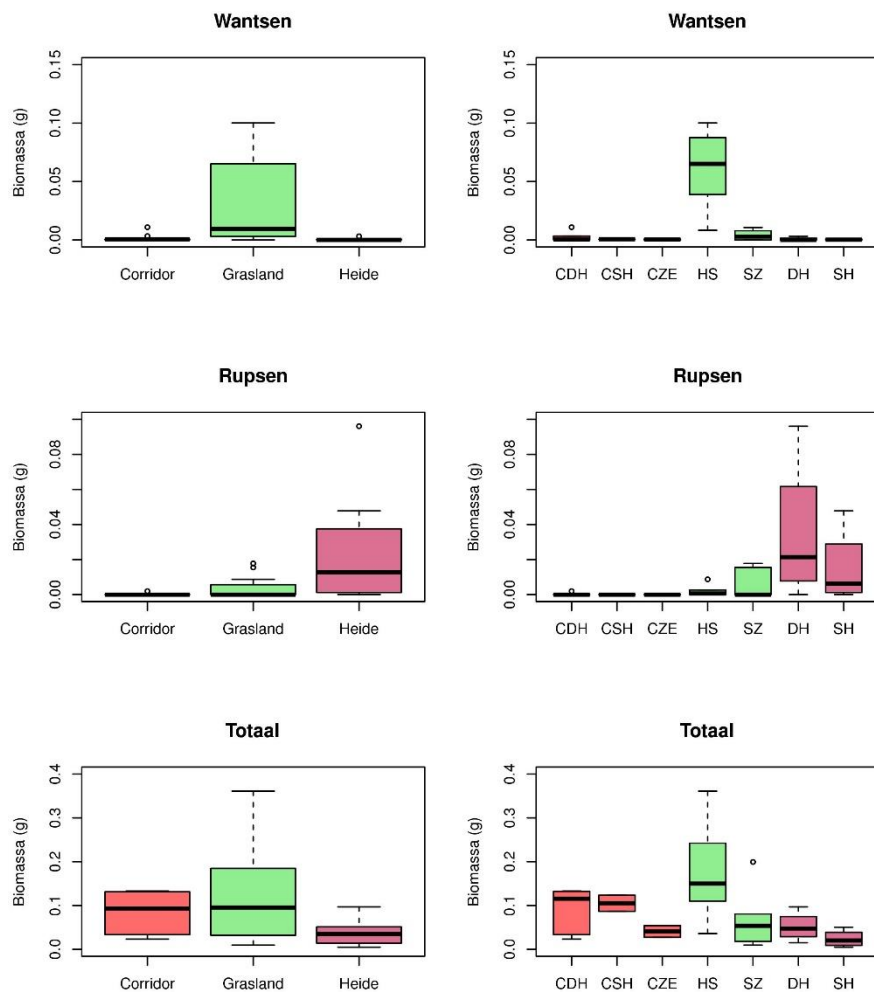


Fig. 5.42 Box-plots van de biomassa van wantsen, rupsen en totaal van alle ongewervelden in de sleepnetbemonstering. CDH: corridor, Droge heide; CSH: corridor, Stuifzandheide; CZE: corridor, Zuurminnend eikenbos; HS: Heischraal grasland; SZ: Stuifzand; DH: Droge heide; SH: Stuifzandheide.

5.7.2 Effecten van Soilfeed

5.7.2.1 Totaal ongewervelden

Er werd geen significant effect gevonden van Soilfeed-behandeling in het totaal aantal individuen en/of biomassa van ongewervelden in de corridor plots, noch in Droge en Stuifzandheide of Heischraal grasland plots, al was deze gemiddeld wel wat hoger in de Heischraal grasland steenmeelbehandelingen (Fig. 5.43). In Stuifzandhabitat was het totaal aantal bemonsterde individuen in de Soilfeed behandelde plots significant (Fig. 5.43; $t=3.748$; $p<0.05$) hoger ten opzichte van controle. De totale biomassa was eveneens hoger, maar dit verschil was enkel *near* significant (Fig. 5.43; $t=2.532$; $p=0.065$) tussen controle en Soilfeed in Stuifzand plots.

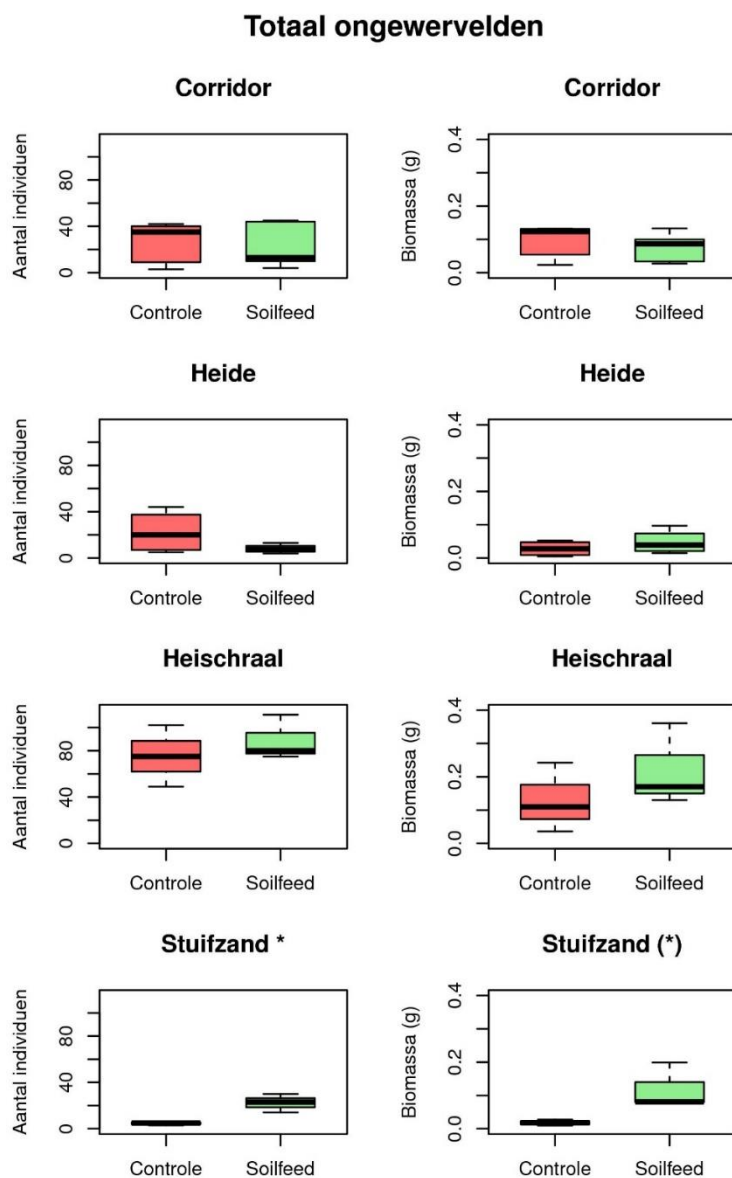


Fig. 5.43 Box-plots van het aantal individuen (links) en biomassa (rechts) van alle ongewervelden in de corridors, droge en stuifzandheide ('Heide'), heischraal grasland en stuifzand in de sleepnetmonsters. Significante verschillen tussen Controle en Soilfeed plots ($p < 0.05$) zijn aangegeven met een *; near significante 'trends' $p < 0.10$ met een (*), achter de habitattypen aanduiding in desbetreffende grafiek.

5.7.2.2 Sprinkhanen

Er werd geen significant effect gevonden van Soilfeed-behandeling in het totaal aantal individuen en/of biomassa van sprinkhanen in de corridor plots, noch in Droge en Stuifzandheide of Heischraal grasland plots. Het aantal individuen en biomassa was in Heischraal grasland gemiddeld wel wat hoger, maar dit verschil was niet significant (Fig. 5.44). In Stuifzandhabitat was de totale biomassa van bemonsterde sprinkhanen in de Soilfeed behandelde plots significant (Fig. 5.44; l_m : $t=3.76$; $p < 0.05$) hoger ten opzichte van controle. Het aantal bemonsterde sprinkhanen was eveneens hoger, maar dit verschil was enkel *near* significant (Fig. 5.44; l_m : $t=2.606$; $p=0.06$) tussen controle en Soilfeed in stuifzandhabitat plots. De dichtheid en biomassa van sprinkhanen

was in de Droge heide en Stuifzandheide plots beduidend lager dan in de corridor, Heischraal grasland (hier werden de hoogste maxima behaald) en Stuifzandhabitats.

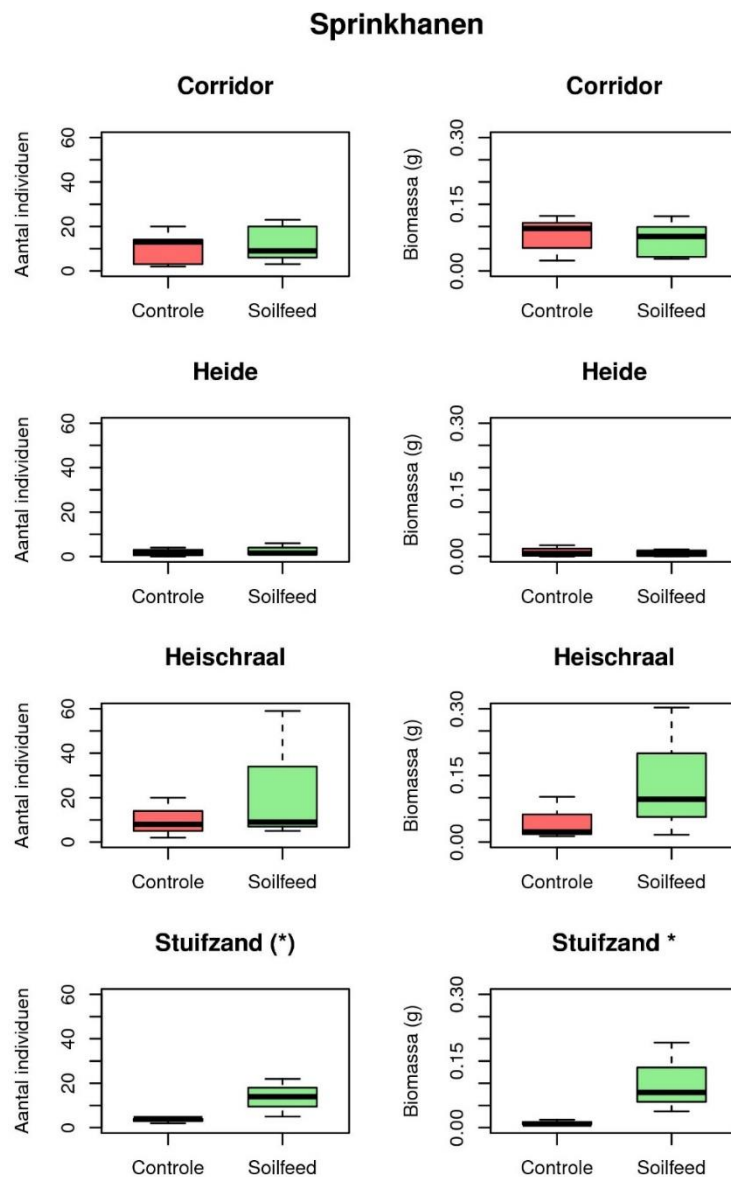


Fig. 5.44 Box-plots van het aantal individuen (links) en biomassa (rechts) van sprinkhanen in de corridors, droge en stuifzandheide ('Heide'), heischraal grasland en stuifzand in de sleepnetmonsters. Significante verschillen tussen Controle en Soilfeed plots ($p < 0.05$) zijn aangegeven met een *; near significante 'trends' $p < 0.10$ met een (*), achter de habitatype aanduiding in desbetreffende grafiek.

5.7.2.3 Rupsen

Er werd in geen van de onderscheiden typen (corridor plots, Droge en Stuifzandheide, Heischraal grasland of Stuifzand plots) een significant verschil gevonden in het totaal aantal individuen en/of biomassa van rupsen tussen controle en Soilfeed-behandeling (Fig. 5.45). Het aantal en biomassa van rupsen was in de Droge heide habitats beduidend hoger dan in de overige typen, waarbij ook opvallend is dat in de controle in sommige gevallen meer rupsen aangetroffen werden (hogere maxima), maar in de Soilfeed-behandeling vaker een hogere biomassa gevonden werd,

wat te interpreteren is als minder, maar wel grotere rupsen in de sleepnetmonsters in Soilfeed-behandeling.

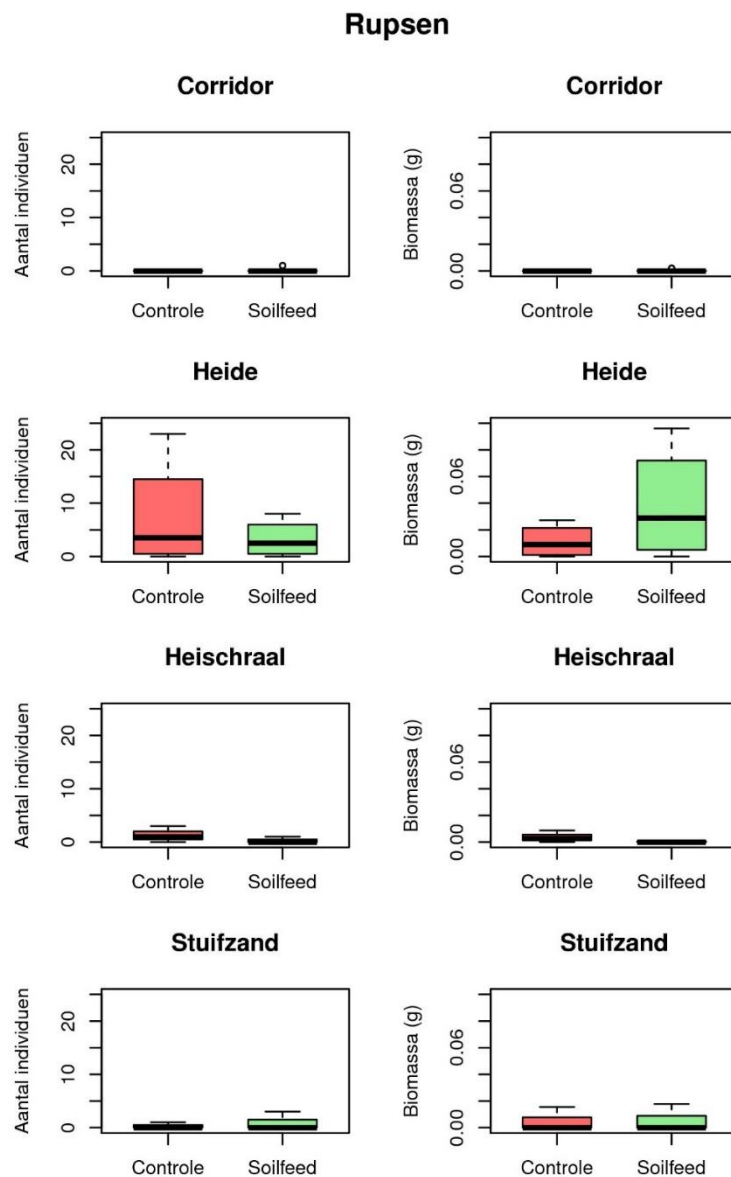


Fig. 5.45 Box-plots van het aantal individuen (links) en biomassa (rechts) van rupsen in de corridors, droge en stuifzandheide ('Heide'), heischraal grasland en stuifzand in de sleepnetmonsters. Significante verschillen tussen Controle en Soilfeed plots ($p < 0.05$) zijn aangegeven met een *; near significante 'trends' $p < 0.10$ met een (*), achter de habitattypen aanduiding in desbetreffende grafiek.

5.7.2.4 Kevers

Er werd in geen van de onderscheiden typen (corridor plots, Droge en Stuifzandheide, Heischraal grasland of Stuifzand plots) een significant verschil gevonden in het totaal aantal individuen en/of biomassa van kevers tussen controle en Soilfeedbehandeling (Fig. 5.46). Het aantal en biomassa van kevers was in Heischraal grasland duidelijk hoger dan in de plots gelegen in de andere habitattypen, met wat lagere, maar niet significant ($t = -0.998$; $p = 0.37$) lagere biomassa in de Soilfeed-behandeling. Wellicht is het wel te rechtvaardigen om dit in een vervolg nader te onderzoeken.

Kevers

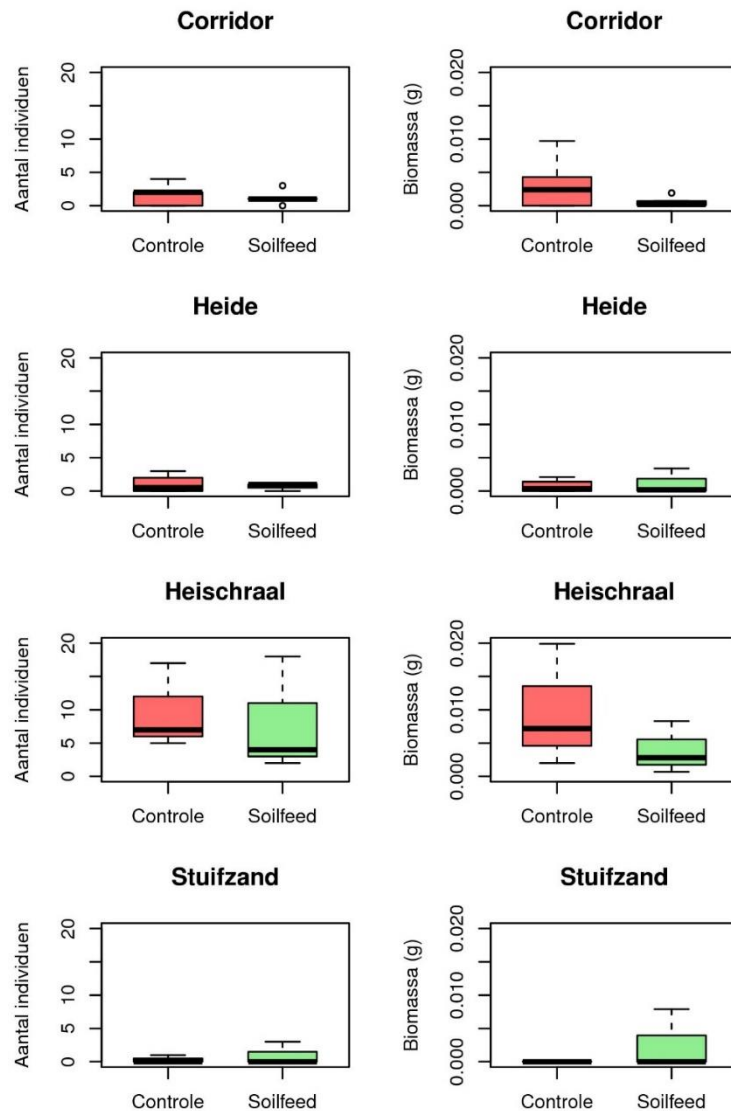


Fig. 5.46 Box-plots van het aantal individuen (links) en biomassa (rechts) van kevers in de corridors, droge en stuifzandheide ('Heide'), heischraal grasland en stuifzand in de sleepnetmonsters. Significante verschillen tussen Controle en Soilfeed plots ($p < 0.05$) zijn aangegeven met een *; near significante 'trends' $p < 0.10$ met een (*), achter de habitatype aanduiding in desbetreffende grafiek.

5.7.2.5 Wantzen

Er werd in geen van de onderscheiden typen (corridor plots, Droge en Stuifzandheide, Heischraal grasland of Stuifzand plots) een significant verschil gevonden in het totaal aantal individuen en/of biomassa van wantzen tussen controle en Soilfeed behandeling (Fig. 5.47). Het aantal en biomassa van wantzen was in Heischraal grasland duidelijk hoger dan in de plots gelegen in de andere habitattypen; in deze grazige vegetatie waren graswantzen (Miridae: Stenodemini) de dominant voorkomende groep. Deze groep van wantzen leeft fytofaag op (onrijpe zaden van) verschillende soorten grassen (Aukema & Hermes, 2014), die in Het Nationale Park De Hoge Veluwe met name in de Heischrale graslanden natuurlijk sterker vertegenwoordigd zijn dan in de andere

bemonsterde habitattypen. Tussen de controle en Soilfeed-behandelde plots werd evenwel geen verschil gevonden in aantallen en/of biomassa van deze groep van herbivore ongewervelden.

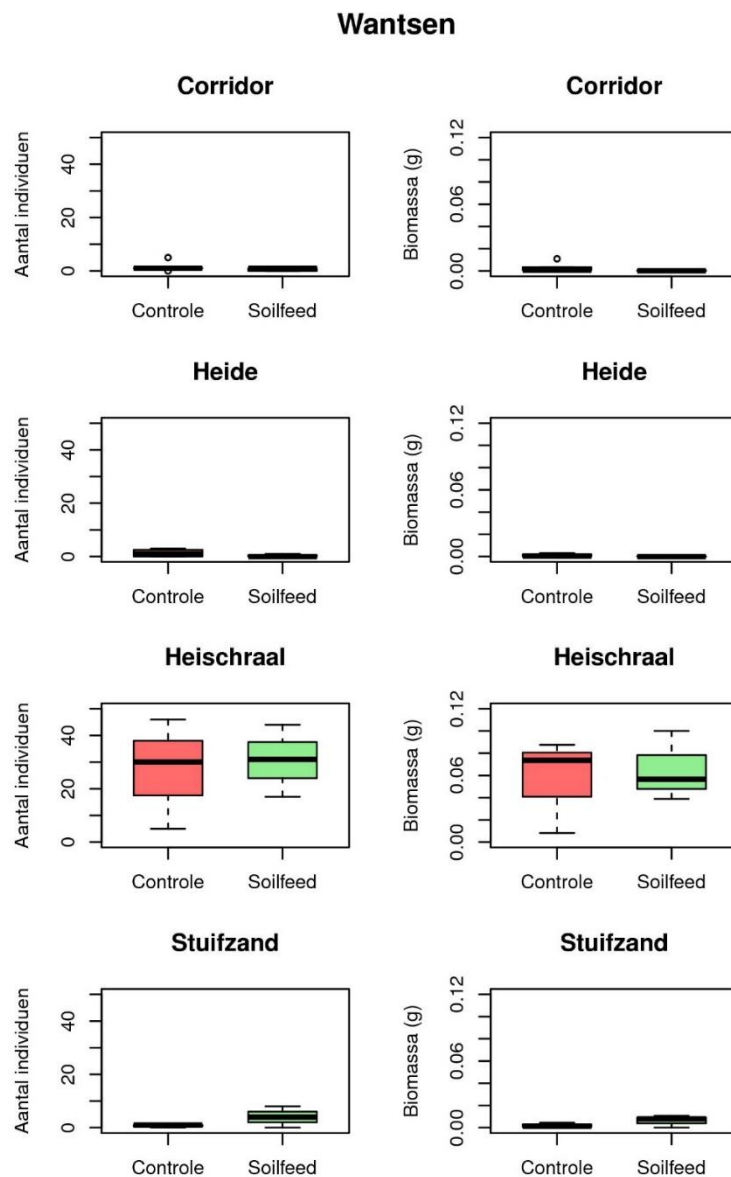


Fig. 5.47 Box-plots van het aantal individuen (links) en biomassa (rechts) van wantsen in de corridors, droge en stuifzandheide ('Heide'), heischraal grasland en stuifzand in de sleepnetmonsters. Significante verschillen tussen Controle en Soilfeed plots ($p < 0.05$) zijn aangegeven met een *; near significante 'trends' $p < 0.10$ met een (**), achter de habitatype aanduiding in desbetreffende grafiek.

5.7.2.6 Cicaden

Er werd geen significant effect gevonden van Soilfeed-behandeling in het totaal aantal individuen en/of biomassa van Cicaden in de corridor plots, Heischraal grasland of Stuifzand plots. (Fig. 5.48). Het aantal en biomassa van cicaden was in de heide habitattypen echter significant lager in de Soilfeed behandelde plots (Fig. 5.48: aantal individuen: $t = -2.55$; $p < 0.05$; biomassa: $t = -2.45$; $p < 0.05$). Een nadere inspectie leert dat dit verschil in aantal en biomassa tussen controle en Soilfeed behandeling in de twee droge heide typen (DH1 en DH2: controle 20 en 18; Soilfeed: 1 en 1 exemplaar) bestond. In beide plots in droge heide bestonden deze uit adulten en nimfen van

de Heidecicade (*Ulopa reticulata*). In de stuifzandheide typen was het verschil tussen controle en Soilfeed zeer klein, en waren dichtheden van (heide)cicaden in alle plots laag (SH1 en SH2; 3 en 2 en controle, resp 1 en 2 in Soilfeed).

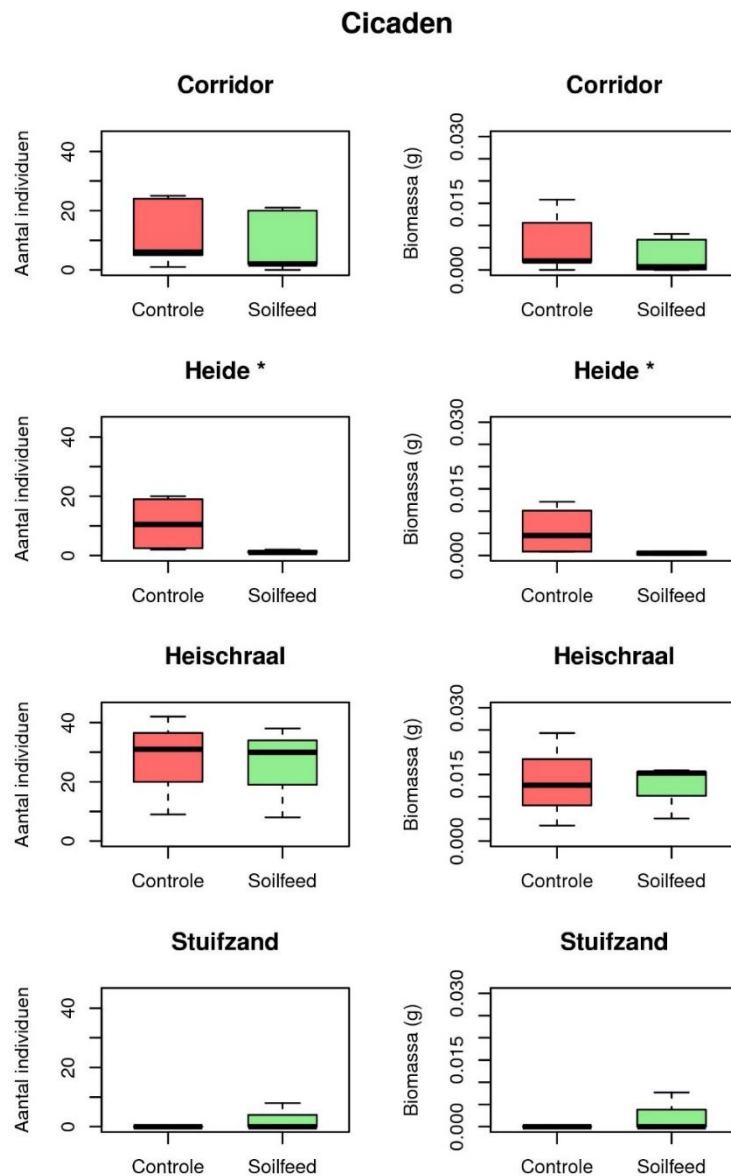


Fig. 5.48 Box-plots van het aantal individuen (links) en biomassa (rechts) van cicaden in de corridors, droge en stuifzandheide ('Heide'), heischraal grasland en stuifzand in de sleepnetmonsters. Significante verschillen tussen Controle en Soilfeed plots ($p < 0.05$) zijn aangegeven met een *; near significante 'trends' $p < 0.10$ met een (*), achter de habitatype aanduiding in desbetreffende grafiek.

5.7.3 Deelconclusies faunadichtheden

- Totale dichtheden (en biomassa) van ongewervelden verschilden tussen Habitattypen, met hogere dichtheden in heischraal grasland ten opzichte van de Corridors, Droge heide en Stuifzandhabitats.
- Rupsen kenden duidelijk hogere dichtheden in Droge heide en Stuifzandheideplots, en waren nagenoeg afwezig in de Corridors en Heischraal grasland plots. Voor sprinkhanen

was het omgekeerde het geval. Kevers, wantsen en cicaden waren het meest abundant in de Heischraal grasland plots.

- Steenmeeladditie leidde tot een hoger totaal aantal individuen in Stuifzand plots. Dit verschil was een gevolg van (bijna) significant hogere aantallen en biomassa van sprinkhanen in deze plots. Dit effect is waarschijnlijk een gevolg van de hogere bedekking door fijnbladige grassen in deze behandelvlakken in het meetjaar ten opzichte van de controle.
- Er werd geen verschil van steenmeeladditie gevonden in biomassa van rupsen, kevers of wantsen in geen van de habitattypen.
- Cicaden kenden een significant lagere dichtheid en biomassa in de met steenmeel behandelde Droge heide plots versus controle. Dit was het effect van een lagere dichtheid van één soort; de Heidecicade.

6 Discussie en conclusies

6.1 Effecten op bodem- en plantchemie

Door de toediening van 10 ton/ha van het steenmeel Soilfeed werd in een tijdsbestek van drie jaar over het algemeen gewenste effecten op de bodemchemie gemeten. Door de toediening van steenmeel nam de basenverzadiging in de bodem toe tot circa 20% in de Droge heide en Stuifzandheide en 24% in de corridors. Ook in het geplagde Jeneverbesproefveld nam de basenverzadiging sterk toe tot 38%. In de Stuifzandvegetatie en Heischraal grasland werden nog geen effecten op de basenverzadiging gemeten. De beschikbare concentratie Ca in de bodem nam toe in de meeste vegetatietypen, wat resulteerde in een afname van de Al/Ca-ratio in de bodem. In de Droge heide werd ook een toename gemeten in beschikbaar K. Ook in de vegetatiechemie werden de eerste effecten van steenmeeltoediening zichtbaar in het derde meetjaar met een toename van Ca of K in het plantmateriaal van Struikhei in de corridors en het geplagde Jeneverbesstruweel en een toename van Ca in het plantmateriaal van Buntgras. In de Droge heide en Stuifzandheide werden nog geen effecten van steenmeel op de plantchemie gemeten. De duur van het experiment is mogelijk nog te kort om duidelijke effecten te meten in plantchemie. Wellicht heeft het optreden van droogte in het jaar voorafgaand en ten tijde van de effectmeting hier ook aan bijgedragen. Bovendien is Struikhei mogelijk ook niet de meest geschikte plant om in korte tijd effecten in te meten.

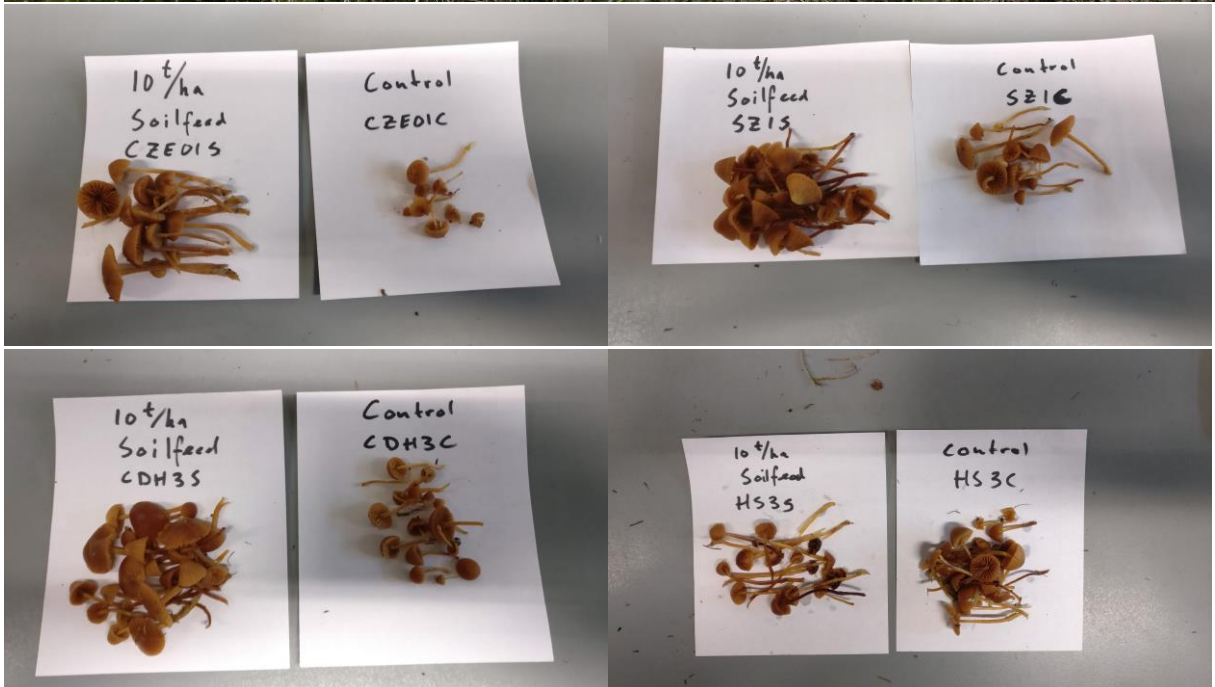
Deze gevonden effecten komen min of meer overeen met de resultaten van parallel lopende onderzoeken in Droge heide vegetatie in Noord-Brabant en in de kleinschaliger opgezette OBN proeven in Het Nationale Park De Hoge Veluwe (Weijters et al., 2018), waar één van de gebruikte steenmeelbehandelingen uit eenzelfde gift van Soilfeed is opgenomen. Ook hier leidt Soilfeed additie tot een significante toename van basische kationen in de bodem, maar dit verloopt relatief traag. Opmerkelijk genoeg verloopt dit proces sneller in Het Nationale Park De Hoge Veluwe dan op de Strabrechtse Heide, gedurende dezelfde onderzoeksperiode en tijdspanne, in sterk vergelijkbare vegetatie (Droge heide). Mogelijk speelt het aanwezige bodemleven (schimmels en bacteriën) hierin een sturende rol. De toediening van het steenmeel Soilfeed leidde binnen 3 jaar niet tot significante effecten op de bodemchemie in heischraal grasland. Ook in andere studies werd opvallend genoeg geen enkel effect van steenmeel- (Soilfeed) additie gevonden op de bodemchemie van Heischraal grasland, in sterk contrast met andere habitattypen (Bobbink et al., 2020). Wel werd in het plantmateriaal van Struikhei in Heischraal grasland een hoger Ca-, Mg- en P-gehalte gemeten en een lager Al-gehalte. Ook in het plantmateriaal van Schapenzuring leidde steenmeeltoediening tot een hoger Ca-gehalte, dus op vegetatieniveau lijkt Soilfeed in korte tijd wel een effect te sorteren. Het is onduidelijk waarom er nog geen effecten van steenmeeltoediening op de bodemchemie in heischrale graslanden gemeten wordt. Mogelijk speelt de microbiologische component een grote rol. De bodem van graslanden zijn relatief meer gedomineerd door bacteriën terwijl heidebodems meer gedomineerd zijn door schimmels (Curry, 1994, Price, 2003). Van schimmels is bekend dat zij een belangrijke rol spelen in de verwerking van bodemmineralen (Arocena & Glowa, 2000, van Breemen et al., 2000, Hoffland et al., 2004). Ook kunnen bodemprocessen sterk afhankelijk zijn van de bodemmicro-organismen en/of

bodemmicro- en mesofauna, die ongetwijfeld tijdens het droogtejaar een lagere activiteit hebben vertoond.

De toediening van het steenmeel Soilfeed had tot dusver nog geen effect op de bodem-pH en beschikbare Al-concentraties in de bodem. Voor herstel van de bodembuffering is de verwachting met het aanvullen van basische kationen middels steenmeel dat ook de bodem-pH op den duur zal stijgen en de beschikbare Al-concentratie in de bodem zal dalen. Randvoorwaarde is wel dat de levering van basische kationen uit het steenmeel verder zal moeten doorzetten tot dit gewenste niveau bereikt wordt. Uit vervolgonderzoek zal moeten blijken óf en wanneer dit gebeurt. Wanneer dit niet behaald wordt, is een vervolggift met steenmeel, of een aanvullende (lage) dosering met reactiever steenmeel of dolokal alsnog noodzakelijk. Gezien de urgentie voor het herstel van de abiotische kwaliteit van dit habitatype en daarmee het kunnen behouden van kenmerkende soorten is te overwegen om aanvullend onderzoek in te zetten naar de effectiviteit van sneller werkende alternatieven (steenmeel/dolokal mengsels en/of reactievere steenmelen). Dit geldt met name voor het sterk bedreigde habitatype Heischraal grasland, welke zich in Nederland, maar ook binnen Het Nationale Park De Hoge Veluwe sterk verzuurd is (Weijters & Bobbink, 2015, van der Zee et al., 2017; dit rapport).

Er werden geen sterke effecten van steenmeel gemeten op de fosfaat- en stikstofconcentraties in de bodem. De toediening van steenmeel leidt dus niet tot een versnelde decompositie en N-mineralisatie in de bodem. De resultaten uit de stabiele-isotopenanalyse en de mesofauna bemonstering zijn hiermee in overeenstemming. Een uitzondering waren de corridors waarin een lichte afname van de fosfaatconcentratie in de bodem gemeten werd. De gevonden concentraties bleven echter voldoende hoog voor ontwikkeling van Droge heide en Stuifzand(heide). Toch blijft dit de aandacht verdienen, aangezien dit effect van verminderde P-beschikbaarheid door bekalking (Haynes, 1982) in andere studies gevonden wordt (Weijters et al., 2018), overigens met name ook sterker in met Dolokal bekalkte proeven.

In het droogtejaar werd een positief effect van steenmeel gemeten op de ammoniumflux in de bodem in Stuifzandheide, Stuifzandvegetatie, Heischraal grasland en het ongeplagde Jeneverbesstruweel. De flux bleef lager in de steenmeelbehandeling. Ook in het derde meetjaar bleef de ammoniumflux lager, echter niet significant. De effecten van steenmeel die op de ammoniumflux gevonden werden, waren niet terug gemeten in de beschikbare ammoniumconcentraties in de bodem, noch in de stabiele-isotopenratio van N in de vegetatie. De meest plausibele verklaring voor deze lagere flux is een hogere N-fixatie door micro-organismen. Door het steenmeel zijn micro-organismen mogelijk actiever (gebleven) en fixeren daardoor meer ammonium in hun biomassa waardoor het minder gemeten wordt. Dit vermoeden wordt bevestigd door het aantal vruchtlichamen van macrofungi gevonden in de bemonstering ten behoeve van stabiele-isotopenanalyse (Afb. 6.1), die beduidend hoger was in de Soilfeed behandelingen in Droge heide, Stuifzand en Stuifzandheide. Ook in experimenten in loofbossen in Het Nationale Park De Hoge Veluwe werden effecten van Soilfeed gemeten op de N-huishouding: de verhouding $\text{NH}_4 / (\text{NO}_3 + \text{NH}_4)$ in strooisel en bodem nam af met toediening van Soilfeed (de Vries et al., 2019).



Afb. 6.1 Het aantal verzamelde vruchtlichamen van mosklokjes (*Galerina* spp) in verschillende onderzoeksvlakken in Het Nationale Park De Hoge Veluwe (ten behoeve van stabiele isotopen analyse). Alleen in heischraal grasland leek er weinig verschil te bestaan tussen steenmeel en controle, in Droge heide (Corridor), Stuifzand en Zuurminnend Eikenbos (Corridor) was het aantal vruchtlichamen beduidend hoger in de steenmeelbehandeling, en vruchtlichamen waren tevens beduidend groter.

6.2 Effecten op N-opnamerouten

Drie jaar na toediening van steenmeel is er geen duidelijke invloed van het steenmeel op de stabiele-isotopenratio van stikstof gevonden voor de onderzochte soorten. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de toediening van steenmeel na drie jaar geen grote veranderingen heeft teweeg gebracht in de stikstofhuishouding van bodem naar de planten in het gebied.

Tussen soorten en tussen habitattypen werden wel duidelijke verschillen in $\delta^{15}\text{N}$ waarden gevonden. Deze interspecifieke verschillen zijn deels in overeenstemming met de hypothesen, maar deels wijken ze af van de verwachtingen. Enkel struikheide kan op basis van de $\delta^{15}\text{N}$ waarden aangemerkt worden als een soort die een sterke mycorrhizabinding heeft in het verkrijgen van (organisch gebonden) stikstof. Voor Grove den lijkt dit niet op te gaan, want deze ligt in dezelfde range als die van arbusculair mycorrhiza-soorten of soorten zonder enige mycorrhiza binding. Toch neemt ook voor deze soort de $\delta^{15}\text{N}$ waarde sterk toe in de heischraal grasland plots, en sterker dan de niet-ericoid- of ectomycorrhiza-soorten. De arbusculaire en non-mycorrhiza vaatplanten Ruig schapengras en Schapenzuring kennen overigens opvallend lage $\delta^{15}\text{N}$ waarden vergeleken met andere studies, wat in minder sterke mate overigens ook voor de ericoïd en ectomycorrhiza-soorten in onze studie geldt. Dit fenomeen is al eerder in de Nederlandse heidegebieden opgemerkt: in studentonderzoek werd op Strabrechtse Heide nog lagere $\delta^{15}\text{N}$ waarden gemeten in Struikheide (-9.5; Drukker, 2015).

Deze algeheel lage $\delta^{15}\text{N}$ waarden die gevonden zijn in de planten in Het Nationale Park De Hoge Veluwe wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een tweetal factoren. Allereerst is er de invloed van door de mens veroorzaakte toegenomen emissies van reactief stikstof, wat heeft geleid tot een verlaging van $\delta^{15}\text{N}$ van atmosferisch N (Holtgrieve et al., 2011), die van nitraat met ca 10 ‰ (Hastings et al., 2009) en van ammonium uit de veehouderij tot nog sterkere verlagingen, waar $\delta^{15}\text{N}$ waarden in mest en mestgassen tussen -55 en -15‰ gemeten worden (Felix et al., 2013). Hierdoor is de $\delta^{15}\text{N}$ -signatuur van N-depositie ook sterk verlaagd. Opname van atmosferisch ammonium afkomstig uit landbouwbronnen is voor deze studie dan ook een plausible verklaring voor de lage gevonden waarden, met name voor de bijzonder lage $\delta^{15}\text{N}$ waarden in Heideklauwtjesmos. In buitenlandse studies wordt $\delta^{15}\text{N}$ in mossen gebruikt als monitoringstool voor toegenomen invloed van reactief N uit industrie en landbouw (o.a. Bragazza et al., 2005, Solga et al., 2005, Solga et al., 2006, Zechmeister et al., 2008). De $\delta^{15}\text{N}$ -waarden gemeten in Het Nationale Park De Hoge Veluwe vallen in de extreme range van meetwaarden in de genoemde studies die geassocieerd zijn met de extreme range van N depositie.

Een tweede mogelijke verklaring is een sterkere negatieve fractionering door algemeen hoge ammonium gehalten in de bodem en bijgevolg hoge ammonium opname door planten in verhouding tot nitraat, wat eveneens leidt tot een negatieve $\delta^{15}\text{N}$ -fractionering (Ariz et al., 2011), en een indicatie voor ammonium stress. Beide processen indiceren dat ook in Het Nationale Park De Hoge Veluwe de invloed van reactief N uit industrie en landbouw meetbare invloed uitoefent op de opnameroutes van N uit bodem en atmosfeer. Steenmeel toediening zal hier op de korte noch lange termijn veel invloed op uit kunnen oefenen, tenzij het uiteindelijk resulteert tot een verbetering van de nitrificatiesnelheid en vermindering van de $\text{NH}_4:\text{NO}_3$ -ratio in de bodem (hetgeen de meest waarschijnlijke verklaring is voor de lagere $\delta^{15}\text{N}$ waarden in de Heischraal grasland plots). Dit effect zal alleen dan optreden als er uit verwerking voldoende basische kationen zijn vrijgekomen en de pH en Al-gehalten in de bodem gunstiger waarden krijgen. Onderzoek naar de effecten op de middellange en lange termijn zijn nodig om hier uitsluitel over te geven. Ook verdient het aanbeveling om de stabiele-isotopenratio van de verzamelde macrofungi alsnog te analyseren, aangezien er aanwijzingen zijn dat het steenmeel heeft geleid tot verschuivingen in de microbiële activiteit van de bodem (zie par. 6.1).

6.3 Mesofauna-respons

In geen van de onderzochte habitattypen heeft steenmeeltoediening, 1 jaar na toediening duidelijk geleid tot een sterke toename van (fungivore) springstaarten. Enkel in de corridors werden grote verschillen gevonden in dichtheden van springstaarten (hemi- en euedaphische fungivoren), maar in deze gevallen was de variatie erg hoog en waren de effecten tussen de verschillende habitattypen binnen de corridors niet eenduidig. Wegens de sterke variatie in bodemcondities, twee jaar na oplevering (delen kaal geschraapt, andere delen juist ongemoeid gelaten) en het relatief lage aantal replica's binnen de significant verschillende locaties (n=4) moeten conclusies over deze gevonden verschillen met terughoudendheid benaderd worden.

Dit geldt niet voor de gevonden verschillen in de bestaande habitattypen. In geen van de bestaande habitattypen werd een significante toename van Collembola gevonden, voor geen van de functionele groepen. Dit is in lijn met de resultaten uit de Vries et al. (2019) waar in steenmeeltoediening in bossen ook geen duidelijke toename van bodemmesofauna werd gevonden op de korte termijn. In tegenstelling tot dit onderzoek werden er echter wel significante afnamen gevonden van functionele groepen. Er werd een significante afname van fungivore Collembola gevonden in de plots gelegen in Stuifzand (SZ), en in Stuifzandheide (SH) werd een bijna-significante afname van euedaphische fungivore Collembola gevonden. In Droge heide en Heischraal grasland werden geen significante verschillen gevonden, al geven significante trends voor Heischraal grasland wellicht aanwijzingen voor mogelijke verschuivingen in de samenstelling van de Collembola-gemeenschap.

De significante afname van schimmelende Collembola in de stuifzanden (en wellicht ook stuifzandheide) is een resultaat dat verdere aandacht verdient. Wat de exacte causale verbanden zijn tussen steenmeeltoediening en afgenomen dichtheid van fungivoren is niet met zekerheid te zeggen. Voor beide habitattypen geldt bovendien dat een hoog aandeel van fungivoren atypisch is; normaliter neemt deze functionele groep slechts een zeer klein aandeel in de mesofaunagemeenschap, wegens gebrek aan voldoende substraat en regelmatig optredende perioden van uitdroging (Siepel & Nijssen, 2010). Een verandering in substraataanbod is een weinig plausible verklaring, aangezien ten tijde van de bemonstering er nog weinig tot geen verandering had plaatsgevonden. Een vertraagde groei van schimmels in de met steenmeel behandelde plots is evenmin een plausible verklaring, aangezien de resultaten uit andere deelonderzoeken het tegenovergestelde suggereren. Een derde mogelijke verklaring is dat het steenmeel (tijdelijk) heeft geleid tot versterkte P-vastlegging in de bodem (Haynes, 1982), en daarmee de groei van fungivoren heeft beperkt. In bekalkingsexperimenten in naaldbossen is dit effect vastgesteld (Siepel et al., 2019), maar daar had versterkte P-vastlegging juist geen negatief effect op fungivoren maar op herbivoren, waardoor ook dit een weinig plausible verklaring is.

Een vierde mogelijkheid is dat de fungivore Collembola de fijnste fractie van mineralen samen met de bodempartikels hebben opgegeten. Aangezien het steenmeel "vers" gemalen is, zijn de partikels nog niet verweerd, en kunnen erg scherpe vormen hebben. Mogelijk treedt door ingestie van de fijnste steenmeel partikels een probleem op bij deze groep, door perforatie van het spijsverteringskanaal. Deze laatste mogelijkheid is eveneens niet heel plausibel, aangezien de dieper levende Collembola (Euedaphische soorten) het sterkst reageren. Het is zeer

onwaarschijnlijk dat het opgebrachte steenmeel binnen 1 jaar in de bodem is getransporteerd tot de diepte waarop deze soorten leven.

Al met al geven de gevonden negatieve effecten van steenmeel op de fungivore Collembola wel aanleiding om dit in een vervolg nader te onderzoeken, om zo ook de middellange-termijneffecten van steenmeeladditie op de bodemmesofauna gemeenschap en de invloed op nutriëntomzetting beter in kaart te kunnen brengen.

6.4 Vegetatie respons

De vegetatiesamenstelling vertoonde weinig verandering op steenmeeltoediening na drie jaar. Geconcludeerd mag worden dat steenmeeltoediening op deze termijn niet heeft geleid tot sterke veranderingen in vegetatiesamenstelling. Er zijn dus geen aanwijzingen dat steenmeeltoediening op de korte termijn leidt tot verrijking als gevolg van eventueel te sterk verhoogde afbraak van organisch materiaal (in lijn met de resultaten uit bodemchemie en stabiele-isotopenanalyse).

Wat betreft karakteristieke soorten en soorten die afhankelijk zijn van iets meer gebufferde situaties is evenmin een eenduidig effect van steenmeel waargenomen, al lieten sommige soorten sterke veranderingen in abundantie zien. Deze verschuivingen waren dan meestal slechts gevonden in 1 enkele plotcombinatie, en deze verschuivingen waren bovendien niet allen in dezelfde richting. Mogelijk speelt een afwezigheid van kiemkrachtige zaden een rol in het achterwege blijven van een soortrespons een aanvullende rol. Van deze droge habitattypen is bekend dat de karakteristieke soorten een kortlevende zaadbank hebben. Een reactie zal pas dan optreden als zaden nog in de vlakken aanwezig zijn, of van buitenaf binnenkomen. Dit is een uitermate traag verloopend proces en zal een eventuele respons dan ook sterk vertragen.

Het effect van de droogte op de vegetatie was beduidend groter dan de (subtiële) effecten op planten. In alle proefvlakken nam de bedekking af, en dan met name die van Struikhei, laagblijvende grassen en mossen. Deze afname was het sterkst in Stuifzand en Stuifzandheide, beide habitattypen met relatief lage gehalten organisch stof in de bodem en daardoor gevoeliger voor langdurige perioden van droogte. In de corridors is de vegetatieontwikkeling sterk vertraagd en ten dele zelfs teruggedet door het optreden van de droogte, waardoor effecten van steenmeel in dit stadium niet konden worden vastgesteld.

In interactie met dit droogte-effect en genoemde habitattypen had steenmeel wel een positief effect op de overlevingskansen van vaatplanten. Fijnbladige grassen, met name Buntgras, namen in de Stuifzand en Stuifzandhabitats dramatisch af in bedekking als gevolg van de droogte. In het Stuifzand was deze afname echter veel minder sterk aanwezig in de met steenmeel behandelde vlakken, waardoor deze in het effectjaar significant verschilden van de controle. Eenzelfde patroon was zichtbaar in Stuifzandheide, maar hier was het effect niet significant. Een mogelijke verklaring voor dit 'beschermend effect' van steenmeel is een wat hogere beschikbaarheid van kationen uit het steenmeel die door de planten gebruikt konden worden om de droogte te overleven. Een logische kandidaat is een hogere beschikbaarheid van kalium, een element dat in de vochtregulatie van planten van cruciaal belang is doordat het zorgt voor sluiting van huidmondjes, en droogtetolerantie verhoogt bij voldoende aanbod (Saxena, 1985). Een andere mogelijkheid is dat het steenmeel heeft geleid tot een verbeterde kiemkracht of overleving van

jonge kiemplanten in 2019, maar dit effect lijkt wat minder voor de hand liggend. De grootte van de planten in het najaar indiceerden dat het hier om oudere planten ging.

Ook opvallend was dat Grijs kronkelsteeltje een toename in bedekking liet zien in de controle plots, maar juist een afname in de met steenmeel behandelde plots. Mogelijk is dit een effect van een afname van de gevonden NH_4 -flux in de bodem in de met steenmeel behandelde vlakken, waardoor de groei van deze invasieve exoot geremd wordt. Van deze soort is bekend dat deze sterk wordt bevoordeeld door hogere NH_4 -beschikbaarheid uit depositie (Sparrus & Kooijman, 2011). Het is sterk aan te bevelen om dit gevonden effect verder te onderzoeken voor de middellange termijn.

In heischraal grasland was het effect van steenmeel nog niet eenduidig in de plantgemeenschap terug te zien, al leek de door droogte veroorzaakte afname in bedekking van karakteristieke soorten in de met steenmeel behandelde vlakken ook hier minder sterk op te treden dan in de controle.

6.5 Fauna-respons

De bovengrondse fauna is in dit onderzoek op twee wijzen gemonitord, en de resultaten van beide activiteiten zijn grotendeels in overeenstemming met elkaar. De vlakdekkende tellingen van sprinkhanen, dagvlinders, broedvogels en reptielen laten geen grote verschuivingen zien in samenstelling als gevolg van steenmeeltoediening. Ook voor de gestandaardiseerde bemonstering werd geen verschil in totale biomassa en/of die van de meest abundantie soortgroepen gevonden tussen controle- en steenmeelbehandelingen. Voor de stuifzand habitattypen werd echter zowel in de vlakdekkende tellingen als in de gestandaardiseerde bemonstering een significant positief effect van op de totale biomassa en dichtheden van sprinkhanen gevonden. Dit effect leek (bij de gestandaardiseerde bemonstering) ook in minder sterke mate aanwezig in de heischraal grasland plots. Ook werd in deze habitattypen een sterke teruggang van broedvogelterritoria gevonden in de controle plots, maar niet in de steenmeelplots. Aangenomen wordt dat de minder sterke afname van grassen in het stuifzand in de Soilfeed behandelde plots ten opzichte van de controle hiervoor verantwoordelijk is. Als gevolg van de record droogte van 2018 is in het gehele nationale park een forse sterfte van de vegetatie opgetreden, waarbij de grassen in de droogste habitats het sterkst zijn getroffen. In de stuifzand plots was echter een duidelijk verschil tussen de Soilfeed- en controleplots waarneembaar, met in de eerstgenoemde behandelingen een hogere bedekking van nog vitale grasachtigen (het meest duidelijk in de bedekking van levende pollen buntgras, zie Afb. 5.1 en Afb. 5.2). Het is zeer aannemelijk dat dit de reden is voor de hogere dichtheid van sprinkhanen in de Soilfeed-behandelde plots in stuifzand, en het behoud van broedvogelterritoria in de met steenmeel behandelde plots. Dit positieve, of beter gezegd minder negatieve droogte-effect van steenmeel op deze soortgroepen moet dan ook niet gezien worden als een effect van veranderde of verbeterde plantkwaliteit, maar als een effect van beter behouden gebleven habitatkwaliteit in de vorm van kleinschalige habitatstructuur belangrijk voor thermoregulatie en dekking, en de aanwezigheid van levende voedselplanten. Een vergelijkbaar effect is overigens ook gevonden in onderzoek naar loopkevers op de Strabrechtse heide, waar steenmeel behandeling (na ineenstorting van de vegetatie door begrazing) leidde tot een hogere bedekking van

laagblijvende grassen en bijgevolg tot een hogere abundantie van xerofiele herbivore loopkeversoorten (Vogels et al., 2018, Weijters et al., 2018, Verbaarschot et al., 2020).

Voor dagvlinders werden geen effecten van steenmeeltoediening gevonden op de abundantie of soortenrijkdom. Effecten zijn hier pas te verwachten als 1) steenmeel heeft geleid tot een verhoging van het aantal waardplanten en/of verbetering van de waardplantkwaliteit, of 2) steenmeel heeft geleid tot een verhoging van het aantal nectarplanten in de habitattypen. Aangezien steenmeeltoediening op de korte termijn hier niet toe heeft geleid is een toename van dagvlinders ook niet te verwachten.

Voor het Droge heide habitat heeft het toedienen van Soilfeed echter ook een significant negatief effect op de dichtheid (en biomassa) van cicaden uitgeoefend. Voor deze groep verdient het aanbeveling om dit nader te onderzoeken. Een aannemelijke hypothese voor dit effect is vooralsnog niet te maken. Voor de wantsen, die in deze bemonstering hoofdzakelijk bestonden uit soorten met eenzelfde voedingsstrategie was dit verschil niet aanwezig, wat een generiek effect op de kwaliteit van de vegetatie niet aannemelijk maakt als verklaring. De simpelste verklaring is dat in droge heide de kwaliteit van struikheide als waardplant voor de heidecicade (*Ulopa reticulata*) door de steenmeeltoediening is afgenomen. Welk mechanisme hieraan ten grondslag ligt, is vooralsnog niet te zeggen en vraagt dus ook om nadere studie.

Voor de fauna kan dus geconcludeerd worden dat het effect van Soilfeed over het algemeen neutraal is (geen meetbaar negatief, maar ook geen positief effect), dat het in Stuifzand heeft geleid tot een gedeeltelijk behoud van sprinkhanen en broedvogelterritoria heeft geleid, doordat het toedienen van steenmeel hier heeft geleid tot een minder sterke afname van grasachtigen als gevolg van het extreme droogtejaar in 2018. Effecten van Soilfeed zijn echter niet onverdeeld positief, in Droge heide is een duidelijk en significant lagere dichtheid van de heidecicade in Soilfeed behandelde plots vastgesteld. Of dit effect werkelijk zo sterk is dient nader onderzocht te worden, want dit is nu gebaseerd op een erg kleine dataset.

6.6 Algemene conclusie

De resultaten van dit steenmeelonderzoek (samengevat in Tab. 6.1) zijn grotendeels in lijn met de parallel verlopende onderzoeken in vergelijkbare habitats (Weijters et al., 2018) en in zure eikenbossen (de Vries et al., 2019). Soilfeed heeft op de korte termijn een aantoonbaar positief effect op de concentraties basische kationen in de bodem, en ten dele ook op de gehalten in planten. Zoals ook verwacht is deze toename veel geleidelijker dan bij 'fast-release' bufferstoffen zoals dolokal. Met de eerste overwegend positieve trends op bodem-en plantchemie na drie jaar kan in ieder geval worden gezegd dat het Soilfeed 'doet wat het moet doen', namelijk uit verwerking basische kationen leveren. Deze toename moet echter wel verder doorzetten om uiteindelijk tot een verbeterde bodembuffering, adequate verhoging van de basenverzadiging en daling van de zuurgraad en Al concentratie te komen. Of dit gebeurt is op basis van dit driejarig onderzoek nog niet vast te stellen, daarvoor is onderzoek naar de (middel)lange termijn noodzakelijk. Naast het geleidelijker vrijkomen van bufferstoffen wordt de keuze voor een ander steenmeel dan het veelgebruikte dolokal ook ingegeven door de aanname dat op deze manier niet alleen calcium, maar ook uitgespoeld magnesium, kalium en sporenelementen kunnen worden aangevuld en de voedselkwaliteit voor fauna kan worden verbeterd. Bij een aantal

elementen is weliswaar een toename in bodem en vegetatie gevonden, maar vaak is deze toename nog bescheiden en/of niet significant, en voornamelijk beperkt tot een toename in K en Mg. De vraag of het toedienen van Soilfeed leidt tot een verbetering van het (sporen)element aanbod voor flora en fauna is op dit moment dus niet definitief met een eenvoudig ja of nee te beantwoorden. Een voortzetting van de monitoring zal uit moeten wijzen of dit proces doorzet of niet.

Tab. 6.1 synthese tabel met alle onderzoeksresultaten met betrekking tot steenmeel effecten samengevat.

	Droge heide	Stuifzandheide	Stuifzandvegetatie	Heischraal grasland	Corridors	Jeneverbesstruweel	
						ongeplagd	geplagd
Bodemchemie							
pH
Basenverzadiging in bodem	+	+	.	.	+	.	+
Basische kationen in bodem	+ (Ca & K)	+ (Ca)	+ (Ca)	.	+ (Ca)	.	+ (Ca)
Al/Ca-ratio in bodem
N-beschikbaarheid in bodem	.	- (NH4-flux)	- (NH4-flux)	- (NH4-flux)	- (NH4-flux)	- (NH4- & NO3-flux)	- (NO3-flux)
P-beschikbaarheid in bodem	-	.	.
N-opname routes
Plantchemie							
Basische kationen in heide	.	.	x	+ (Ca, Mg)	+ (K)	.	+ (Ca)
Basische kationen in gras	x	x	+ (Ca)	+ (Ca)	x	x	x
N-gehalte in plant	-
P-gehalte in plant	.	.	.	+	.	.	.
Mesofauna							
Epedaphisch - herbivoor	x	x
Hemiedaphisch - herbivoor	.	.	.	- (ind; trend)	.	x	x
Hemiedaphisch - fungivoor	.	.	- (ind)	+ (ind; trend)	+ (ind SH)	x	x
Euedaphisch - fungivoor	.	- (ind)	- (ind)	.	+ (ind SH) - (ind ZE)	x	x
Vegetatie							
Samenstelling	x	x
Soortenrijkdom karakteristieke soorten	x	x
Bedekking karakteristieke soorten	.	.	.	+	.	x	x
Bedekking fijne grassen	.	+	+	.	.	x	x
Bedekking grijs kronkelsteeltje	x	x
Bovengrondse fauna - monitoring							
Sprinkhanen	.	+	+	.	.	x	x
Dagvlinders	x	x
Broedvogels	.	+	+	.	.	x	x
Reptielen	x	x
Bovengrondse fauna - bemonstering							
Totaal ongewervelden	.	.	+	.	.	x	x
Sprinkhanen	.	.	+	.	.	x	x
Rupsen	x	x
Kevers	x	x
Wantsen	x	x
Cicaden	-	x	x

x = niet gemeten
 . = geen verschil
 + = toename
 - = afname

	gewenst effect (significant)
	gewenst effect (trend)
	ongewenst effect (significant)
	ongewenst effect (trend)
	significant verschil of trend maar onbekend of deze orde van grootte voor ecologische effecten zorgt

De onderzoeken gericht op het vaststellen van mogelijke negatieve effecten (versnelde mineralisatie, verzuuring, sterke veranderingen in N en P beschikbaarheid, bodemmesofauna) geven geen aanleiding tot terughoudendheid in het gebruik, al zijn negatieve effecten op bodem-functioneren niet helemaal uit te sluiten. Van versnelde verzuuring kan het meest stellig worden geconcludeerd dat hier op de kort termijn geen sprake van is. Wel lijkt het steenmeel soms te leiden tot een versterkte P-vastlegging in de bodem, een effect dat vaker bij herstel van

bodembuffering in zure droge zandbodem gevonden wordt. Ook hier zijn deze effecten slechts beperkt aanwezig en bovendien in veel minder sterke mate dan bij fast-release bodembuffering gevonden wordt. Effecten op bodemmesofauna zijn niet eenduidig en vragen om een nadere, wat uitgebreider opgezette studie. Duidelijk negatieve effecten op de samenstelling van de mesofauna gemeenschap zijn niet gevonden, maar er lijken wel degelijk verschuivingen op te treden als gevolg van steenmeeltoediening, met name in van nature de wat minder organische bodems.

Met deze eerste positieve ontwikkelingen in bodem- en plantchemie is het effect op vegetatie en fauna over het algemeen als beperkt te kwalificeren. Ook hier zijn geen enkele indicaties van verruiging gevonden, maar duidelijk positieve ontwikkelingen lijken ook hier nog op zich wachten.

De effecten die gevonden worden op biota concentreren zich opvallend genoeg in de van nature meest voedselarme en droge habitats, maar alléén in interactie met de opgetreden droogteperiode. In Stuifzand (H2330) en Stuifzandheide (H2310) heeft het toedienen van steenmeel er toe geleid dat het massaal afsterven van de vegetatie hier gedeeltelijk werd voorkomen. Daar waar de in de controle onderzoeksplots een ineenstorting van de vegetatie en bijgevolg karakteristieke fauna had plaatsgevonden, was dit effect beduidend minder sterk tot niet meetbaar in de met steenmeel behandelde plots. Het effect van steenmeel op het ecosysteem functioneren van deze habitats kan worden gezien als gunstig, als aangenomen wordt dat ook in deze systemen er sprake is van ophoping van ammonium, toegenomen uitspoeling van kationen en bijgevolg verdwijnen van karakteristieke soorten ten voordele van de invasieve exoot Grijs kronkelsteeltje. Mogelijk speelt een tekort aan kationen (kaliumdeficiëntie?) in dit proces een nog niet eerder onderkende rol in. Maar ook hier geldt dat men pas van een succesvolle maatregel kan spreken als ook de effecten op langere termijn gekend zijn.

Al met al kan dus gesteld worden dat de effecten hoopvol stemmen, maar dat onderzoek naar de effecten op de middellange termijn, en aanvullend daarop, op een aantal hier als hypothese genoemde werkingsmechanismen noodzakelijk zijn om tot een definitief besluit te komen of deze maatregel op brede schaal inzetbaar is ter verbetering van de kwaliteit van de zure tot zwak gebufferde habitats in het droge zandlandschap.

Met effectgerichte maatregelen, zoals het toedienen van steenmeel, kunnen de negatieve effecten van de verhoogde stikstofdepositie enigszins worden gecompenseerd. Dit betekent niet dat dergelijke maatregelen het systeem geheel kunnen herstellen naar een situatie zonder verhoogde stikstofdepositie. De resultaten van de $\delta^{15}\text{N}$ analyse laten overduidelijk zien dat verhoogde N depositie in het Nederlandse Zandlandschap een wijd verbreid probleem is en tot op de dag van vandaag sterke invloed uitoefent op het ecosysteem functioneren. Steenmeel heeft weliswaar potentie om een aantal belangrijke problemen, veroorzaakt door N depositie te mitigeren maar is allerm minst een maatregel die alle door toegenomen N depositie veroorzaakte problemen kan oplossen. Het is daarom belangrijk om, naast maatregelen om de gecumuleerde effecten van verhoogde stikstofdepositie uit het verleden tegen te gaan, ook de verhoogde stikstofdepositie zelf terug te dringen, zodat er geen verdere degeneratie optreedt.

7 Opschaling en vervolg

7.1 Aanbevelingen voor opschaling

Allereerst moet benadrukt worden dat voor alle habitattypen de opschaling van steenmeel er niet toe moet leiden dat de controle-proefvlakken (al dan niet per ongeluk) met steenmeel worden behandeld. De experimentele opziet die er nu ligt, biedt immers uitgelezen kansen om in een vervolgonderzoek de middellange-termijn effecten te evalueren.

Op basis van de resultaten van dit experiment van drie jaar en de al langer lopende OBN-experimenten in de droge heide (Weijters et al., 2018) worden er tot nu toe geen ongewenste effecten van Soilfeed in de bodem gemeten, en zijn de resultaten op bodemchemie als voorzichtig positief aan te merken. Voor Droge heide (H4030) wordt daarom geadviseerd om op te schalen. De effecten van steenmeeltoediening op de bodem in Stuifzandheide (H2310) is vergelijkbaar met de effecten van steenmeel in Droge heide. Voor stuifzandheide wordt daarom ook geadviseerd om op te schalen. Omdat het adsorptiecomplex in dit type bodems kleiner is, kan de dosis mogelijk wat lager zijn. Er werden nog weinig effecten van steenmeel in de bodemchemie van de Stuifzandvegetatie (H2330) gemeten. Op basis van plantchemie, vegetatie- en fauna-respons is hier echter juist het meeste effect van steenmeeltoediening gevonden. Aanbevolen wordt om hier in een eventueel vervolg nader onderzoek uit te voeren naar de effecten in dit habitatype, en in dit stadium over te gaan tot beperkte opschaling. Aanbevolen wordt om hier kleinschalig, bijvoorbeeld in aansluiting tussen de corridors en met steenmeel behandelde pilots steenmeel toe te passen.

In het habitatype Heischrale graslanden (H6230) werd geen enkel effect van steenmeel op de bodemchemie gemeten. Ook in andere onderzoeken lijkt steenmeel hier weinig effectief (Bobbink et al., 2020). Aanbevolen wordt om in deze fase nog niet op te schalen, maar te wachten tot meer kennis over de werking van het bodemleven en lange termijn effecten voorhanden zijn.

In de aangelegde Corridors waren de effecten van steenmeeltoediening op de bodem doorgaans positief; en wordt bovendien niet in bestaand N2000 habitat steenmeel toegepast. Gezien de verregaande staat van verzuring van de bodem wordt geadviseerd om ook hier op te schalen.

Voor het ongeplagde Jeneverbesstruweel (H5130) werden nog weinig effecten van steenmeeltoediening op de bodemchemie gemeten. In het geplagde Jeneverbesstruweel werden wel positieve effecten gemeten van steenmeeltoediening. Omdat onduidelijk is wat de effecten van steenmeel zijn op geplagde bodems en er in de ongeplagde proefvelden nog weinig effecten zichtbaar waren wordt geadviseerd om in deze fase nog niet op te schalen.

7.2 Vervolgmonitoring

7.2.1 Algemeen

De opzet van dit project kon het best worden gekwalificeerd als grootschalig, maar beperkt in herhalingen. Voordeel van deze opzet is dat er een voldoende grote schaal was om effecten op flora en fauna goed te kunnen evalueren. Nadeel is uiteraard het beperkte aantal 'harde' replica's in de proefopzet. Aanbevolen wordt om dit in een vervolg onderzoek te ondervangen door per proefvlak meerdere metingen uit te voeren en deze als 'geneste' replica's te beschouwen. Concreet betekent dit dat er in statistische toetsing rekening gehouden wordt met de geneste structuur van de gegevens (effecten worden getoetst in een mixed model waarbij het desbetreffende blok als nesting factor wordt gedefinieerd). Hierdoor is het beter mogelijk om de monstergrootte te laten toenemen en zodoende de effecten van steenmeel beter statistisch te onderbouwen.

Met het inrichten van dit grootschalige steenmeel experiment is kruisbestuiving uit andere onderzoeksvelden en/of onderzoeksgroepen ook een kans. In onderzoek op Strabrechtse heide is aangetoond dat er een interactie tussen steenmeeltoediening en graasdruk bestond (Weijters et al., 2019). Lopende onderzoeken naar begrazing in Het Nationale Park De Hoge Veluwe kunnen eenvoudig worden gecombineerd met het lopende steenmeel onderzoek, om na te gaan of ook hier een effect van toegenomen begrazing optreedt bij steenmeeltoediening.

7.2.2 Bodem- en plantchemie

Binnen drie jaar werden de eerste effecten van steenmeeltoediening op de bodemchemie gemeten. Het is onduidelijk of de basenverzadiging die nodig is om de habitatkwaliteit te herstellen (van 30-40%) bereikt zal worden. Daarom wordt aanbevolen om de metingen aan de bodemchemie te herhalen in alle vegetatietypen, in ieder geval in het vijfde en zevende effectjaar.

Er werden, afgezien van Heischraal grasland, nog nauwelijks effecten van steenmeel terug gemeten in het Struikheide, Buntgras, Bochtige smele en Schapenzuring. Daarom wordt aanbevolen om ook deze metingen aan plantchemie te herhalen, in ieder geval in het vijfde en zevende effectjaar. Hierbij moet ook de keuze voor de te bemonsteren soorten tegen het licht worden gehouden.

Er werden nog weinig effecten van steenmeel op de stikstofluxen in de bodem gemeten, met uitzondering van het droogtejaar en in de meest arme bodems (stuifzand en corridors). De effecten op de stikstofconcentraties in de bodem waren echter duidelijker te zien in de stikstofluxen dan in de anorganische concentraties. Daarom wordt aanbevolen om deze metingen in ieder geval in het vijfde jaar nog eens te herhalen, maar dan enkel in de bestaande habitats (Droge heide, Stuifzandheide, Stuifzand en Heischraal grasland).

7.2.3 Kwantificering van opnameroutes van N en van uit steenmeel vrijgemaakte kationen naar bodem en vegetatie.

In de eerste drie jaar na toediening werd geen effect van steenmeeltoediening in de opnameroute van N in de vegetatie terug gemeten. Helaas was het in het eindstadium van dit project niet mogelijk om de verzamelde macrofungi te analyseren. Aanbevolen wordt om dit alsnog uit te voeren in de nabije toekomst, en deze analyse te herhalen in het vijfde en zevende effectjaar.

Daarnaast werd soms vastgesteld dat er geen effect van steenmeel op bodemchemie, maar wel op plantchemie optrad. Ook zijn er aanwijzingen dat de snelheid van vertering verband houdt met de in de bodem aanwezige schimmels (en/of bacteriën). Aanbevolen wordt om de mate van opname van de uit het steenmeel vrijgekomen kationen te kwantificeren. Ook dit kan worden uitgevoerd met stabiele-isotopenanalyse, in dit geval van een (meetbare) set van kationen in plaats van koolstof en stikstof.

7.2.4 Invloed van steenmeel op bodembioologische processen

De aanwijzingen dat het steenmeel invloed uitoefent op de in de bodem aanwezige schimmels verdient nader onderzoek. Aanbevolen wordt om met DNA en/of PLFA technieken na te gaan in hoeverre er een respons is van bodemfungi (zowel in biomassa als in samenstelling) op steenmeel toediening. In het tweede fase OBN-onderzoek wordt hierin voorzien; aanbevolen wordt om de opzet en methode ook toe te passen op de experimenten in de bestaande habitattypen in dit grootschaliger experiment. Aansluitend hierop wordt aanbevolen om de effecten op bodemmesofauna opnieuw te bepalen.

7.2.5 Vegetatie en fauna

Vooralsnog zijn weinig effecten op vegetatieontwikkeling vastgesteld. Enerzijds is dit ongetwijfeld een tijdseffect: processen in bodem zijn pas net op gang gekomen, dus de vegetatie heeft nog niet de tijd gehad om hierop te reageren. Voor fauna is dezelfde logische denklijn te volgen: bij vertraagde respons van de vegetatie is uiteraard weinig tot geen respons van de bovengrondse fauna te verwachten. Aanbevolen wordt om de respons van vegetatie en fauna in ieder geval in het vijfde en zevende effectjaar opnieuw te volgen. Wel moet worden nagedacht welke groepen het beste kunnen worden gevolgd en welke wijze van opnemen en bemonsteren het meest efficiënt is in het bepalen van de effecten op flora en fauna.

Anderzijds is het ook goed mogelijk dat soorten van iets gebufferde heidemilieus simpelweg ontbreken in de omgeving (en zaadbank) en de proefvlakken niet bereiken. Dit is het meest evident voor planten, maar ook een aantal diersoorten zijn waarschijnlijk in te kleine populaties aanwezig om te verwachten dat zij snel zullen reageren op verbeterde habitatkwaliteit (denk aan de op uitsterven staande Wrattenbijter).

Om te testen of dispersie een belangrijke factor is, wordt geadviseerd in kleine proefvlakken binnen de grote steenmeel- en controleproefvlakken lokaal verzameld maaisel of zaad op te brengen en de ontwikkeling er van te volgen. Te denken valt aan soorten van Soortenrijke Droge heide en Heischraal grasland zoals Tandjesgras, Hondsviooltje, Tormentil, Liggend walstro, Liggende vleugeltjesbloem en Valkruid.

Om na te gaan of ongewervelden positief reageren op steenmeel (bijvoorbeeld door een verbeterde plantkwaliteit) kan overwogen worden om een voedselexperiment uit te voeren met één of enkele modelsoorten, waarbij planten uit de proefvlakken gebruikt worden. (Dag)vlinderupsen en sprinkhanen zijn hiervoor een goede kandidaten. Tenslotte moet worden nagegaan of het negatieve effect van steenmeeltoediening op de Heidecidade ook standhoudt bij een breder opgezet, gericht onderzoek naar deze soort.

7.2.6 Droog heischraal grasland

Steenmeeltoediening lijkt in heischrale graslanden weinig effect te sorteren, mogelijk omdat het steenmeel hier te weinig verweert. Herstel van de buffering in het droog heischraal grasland, een prioritair habitatype, is echter zeer urgent (van der Zee et al., 2017). Om de buffering van droog heischraal grasland te herstellen, zijn dus andere maatregelen nodig. Een bewezen effectieve maatregel voor het herstel van buffercapaciteit is toediening van Dolokal (De Graaf et al., 1998). Dit heeft als nadeel dat er geen kaliumgift plaatsvindt, in tegenstelling tot Soilfeed. Bovendien is uit recent onderzoek in Droge heide gebleken dat er bij het gebruik van dolokal ook negatieve effecten kunnen optreden voor de fauna (Vogels et al., 2016b, Vogels et al., 2018). Dit was dan ook één van de redenen waarom het onderzoek naar slow-release alternatieven is opgestart. Of dit risico in Heischraal grasland ook speelt is tot op heden echter niet onderzocht. Te overwegen is om te onderzoeken of een aanvullende lage dosering Dolokal in ieder geval de basenverzadiging voldoende kan herstellen. Dit kan op kleine schaal gebeuren, bijvoorbeeld met kleine proefvlakken binnen de huidige proefvlakken, waarbij de effectiviteit van Dolokal, Soilfeed en de combinatie van beide in heischraal grasland vergeleken kan worden met de controle. In dit onderzoek dient dan ook ruime aandacht besteed te worden naar de effecten ervan op ondergrondse en bovengrondse fauna.

8 Dankwoord

Het Nationale Park De Hoge Veluwe was opdrachtgever van dit onderzoeksproject, we danken Leontien Krul en Jakob Leidekker voor de actieve rol die zij hebben vervuld in het onderzoeksproject. Dit project is tot stand gekomen als onderdeel van een door de Provincie Gelderland gefinancierd SKNL herstelproject in Het Nationale Park De Hoge Veluwe. We danken Martin Bons voor zijn actieve rol in het begeleiden van het project namens de Provincie Gelderland. De planning en uitvoering van de experimentele maatregelen lag in handen van de Unie van Bosgroepen onder leiding van Gerard Koopmans en Gerry Bulten. De onderzoeksresultaten en interpretatie ervan werden in samenspraak met de onderzoekers, de boven genoemde betrokkenen en een aantal onafhankelijke deskundigen besproken in de "Denktank Steenmeel". We danken Jan den Ouden, Joop Schaminée, Jan Sevink en Chris Rövekamp voor het leveren voor de broodnodige hoeveelheid kritisch en inhoudelijk commentaar tijdens deze besprekingen.

9 Literatuur

- Ariz, I., C. Cruz, J. F. Moran, M. B. González-Moro, C. García-Olaverri, C. González-Murua, M. A. Martins-Loução & P. M. Aparicio-Tejo 2011. Depletion of the heaviest stable N isotope is associated with NH₄⁺/NH₃ toxicity in NH₄⁺-fed plants. *Bmc Plant Biology* 11:83.
- Arocena, J. M. & K. R. Glowa 2000. Mineral weathering in ectomycorrhizosphere of subalpine fir (*Abies lasiocarpa* (Hook.) Nutt.) as revealed by soil solution composition. *Forest Ecology and Management* 133:61-70.
- Aukema, B. & D. J. Hermes 2014. Verspreidingsatlas Nederlandse wantsen (Hemiptera: Heteroptera). Deel III: Cimicomorpha II. EIS - Nederland, Leiden.
- Bengtsson, G. & S. Rundgren 1983. Respiration and growth of a fungus, *Mortierella isabellina*, in response to grazing by *Onychiurus armatus* (Collembola). *Soil Biology and Biochemistry* 15:469-473.
- Berg, M. P., M. Stoffer & H. H. van den Heuvel 2004. Feeding guilds in Collembola based on digestive enzymes. *Pedobiologia* 48:589-601.
- Bergsma, H. 2015. Mineralogisch advies nationaal park de hoge veluwe in het kader van herstel heischraal grasland, jeneverbesstruweel en heidecorridors. Bodembergsma, Deventer, 26 pag.
- Bergsma, H., J. Vogels, A. Van den Burg & R. Bobbink 2018. Is de bodemverzuring in Nederland onomkeerbaar? *Vakblad natuur bos landschap*:4-6.
- Bergsma, H., J. J. Vogels, M. Weijters, R. Bobbink, A. J. M. Jansen & L. Krul 2016. Tandrot in de bodem - hoeveel biodiversiteit kan de huidige minerale bodem nog ondersteunen? *Bodem* 1:27-29.
- Bijlsma, R. J., J. Bokdam, D. van Dam & N. Visser 2014. De natuurwaarde van flora en vegetatie van het Nationale Park de Hoge Veluwe. *De Levende Natuur* 115:246-252.
- Bobbink, R., H. L. T. Bergsma, J. den Ouden & M. J. Weijters 2017. Na het zuur geen zoet? Bodemverzuring in droog zandlandschap blijvend probleem. *Landschap*:61-69.
- Bobbink, R., R. Loeb, R. J. Bijlsma & B. van Delft 2019. Doet extreme droogte stikstofbom in droge heide barsten? . *Vakblad Natuur, Bos en Landschap* 160:3-6.
- Bobbink, R., R. Loeb, E. Bohnen-Verbaarschot, M. Weijters, J. Vogels, H. Bergsma & F. Van der Zee 2020. Werkt steenmeel als herstelmaatregel tegen bodemverzuring in heischrale graslanden? *Vakblad natuur bos landschap* 166:6-19.
- Bragazza, L., J. Limpens, R. Gerdol, P. Grosvernier, M. Hájek, T. Hájek, P. Hajkova, I. Hansen, P. Iacumin, L. Kutnar, H. Rydin & T. Tahvanainen 2005. Nitrogen concentration and $\delta^{15}\text{N}$ signature of ombrotrophic Sphagnum mosses at different N deposition levels in Europe. *Global Change Biology* 11:106-114.
- Britto, D. T. & H. J. Kronzucker 2002. NH₄⁺ toxicity in higher plants: a critical review. *Journal of Plant Physiology* 159:567-584.
- Bulten, G., J. H. Bouwman, A. J. M. Jansen, G. E. Koopmans, J. H. J. Thielemans & A. K. A. Verkerk 2015. Planuitwerkingen bodem- en landschapsherstel binnen Het Nationale Park De Hoge Veluwe. Unie van Bosgroepen mmv. B-ware research centre, BodemBergsma, Natuurbalans en Stichting Bargerveen, Ede, 22 pag.
- Chahartaghi, M., R. Langel, S. Scheu & L. Ruess 2005. Feeding guilds in Collembola based on nitrogen stable isotope ratios. *Soil Biology & Biochemistry* 37:1718-1725.
- Curry, J. P. 1994. Grassland invertebrates: ecology, influence on soil fertility and effects on plant growth. Chapman & Hall, London.

- Dawson, L. A. & S. Hillier 2010. Measurement of soil characteristics for forensic applications. *Surface and Interface Analysis* 42:363-377.
- De Graaf, M. C. C., R. Bobbink, P. J. M. Verbeek & J. G. M. Roelofs 1997. Aluminium toxicity and tolerance in three heathland species. *Water Air and Soil Pollution* 98:229-239.
- 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.
- de Vries, W., M. Weijters, A. de Jong, B. van Delft, J. Bloem, A. van den Burg, G.-J. van Duinen, E. Verbaarschot & R. Bobbink 2019. Verzuring van loofbossen op droge zandgronden en herstel mogelijkheden door steenmeeltoediening. VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen, 141 pag.
- Drukker, D. 2015. Trophic interactions in heathland systems; assessing the role of fungi with the use of stable isotopes. Msc thesis. Wageningen University.
- Egli, M., M. Nater, A. Mirabella, S. Raimondi, M. Ploetze & L. Alioth 2008. Clay minerals, oxyhydroxide formation, element leaching and humus development in volcanic soils. *Geoderma* 143:101-114.
- Felix, D. J., E. M. Elliott, T. J. Gish, L. L. McConnell & S. L. Shaw 2013. Characterizing the isotopic composition of atmospheric ammonia emission sources using passive samplers and a combined oxidation-bacterial denitrifier approach. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 27:2239-2246.
- Fransson, A.-M., I. M. van Aarle, P. A. Olsson & G. Tyler 2003. *Plantago lanceolata* L. and *Rumex acetosella* L. differ in their utilisation of soil phosphorus fractions. *Plant and Soil* 248:285-295.
- Gisin, H. 1943. Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im schweizerischen Exkursionsgebiet Basels. *Revue Suisse De Zoologie* 50:131-224.
- Hastings, M. G., J. C. Jarvis & E. J. Steig 2009. Anthropogenic Impacts on Nitrogen Isotopes of Ice-Core Nitrate. *Science* 324:1288-1288.
- Haynes, R. 1982. Effects of liming on phosphate availability in acid soils. *Plant and Soil* 68:289-308.
- Hermoso, M., F. Minoletti & P. Pellenard 2013. Black shale deposition during Toarcian super-greenhouse driven by sea level. *Climate of the Past* 9:2703-2712.
- Hobbie, J. E. & E. A. Hobbie 2006. ¹⁵N IN SYMBIOTIC FUNGI AND PLANTS ESTIMATES NITROGEN AND CARBON FLUX RATES IN ARCTIC TUNDRA. *Ecology* 87:816-822.
- Hoffland, E., T. W. Kuyper, H. Wallander, C. Plassard, A. A. Gorbushina, K. Haselwandter, S. Holmström, R. Landeweert, U. S. Lundström, A. Rosling, R. Sen, M. M. Smits, P. A. W. van Hees & N. van Breemen 2004. The role of fungi in weathering. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:258-264.
- Holtgrieve, G. W., D. E. Schindler, W. O. Hobbs, P. R. Leavitt, E. J. Ward, L. Bunting, G. Chen, B. P. Finney, I. Gregory-Eaves, S. Holmgren, M. J. Lisac, P. J. Lisi, K. Nydick, L. A. Rogers, J. E. Saros, D. T. Selbie, M. D. Shapley, P. B. Walsh & A. P. Wolfe 2011. A Coherent Signature of Anthropogenic Nitrogen Deposition to Remote Watersheds of the Northern Hemisphere. *Science* 334:1545-1548.
- Hopkin, S. P. 2007. A Key to the Springtails (Collembola) of Britain and Ireland. Field Studies Council (AIDGAP Project).
- Ingrisch, S. & G. Köhler 1998. Die Heuschrecken Mitteleuropas. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Keunen, L. J. 2013. Cultuurhistorische Waardenkaart Ede : een interdisciplinaire studie naar het aardkundig, archeologisch, historisch-geografisch, historisch-bouwkundig en

- stedenbouwkundig erfgoed in de gemeente Ede. RAAP Archeologisch Adviesbureau, Weesp, pag.
- Koster, E. A. 1978. De stuifzanden van de Veluwe : een fysisch-geografische studie = The eolian drift sands of the Veluwe (Central Netherlands) : a physical geographical study. Universiteit van Amsterdam.
- Lucassen, E., L. Loeffen, J. Popma, E. Verbaarschot, E. Remke, S. de Kort & J. Roelofs 2011. Bodemverzuring lijkt een sleutelrol te spelen in het verstoorde verjongingsproces van Jeneverbes. *De Levende Natuur* 112:235-239.
- Olsen, S. R., C. V. Cole, F. S. Watanabe & L. A. Dean 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S. Dep. of Agric. Circ. 939, 1-19 pag.
- Persson, T. & A. Wirén 1995. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils. *Plant and Soil* 168-169:55-65.
- Potapov, A. A., E. E. Semenina, A. Y. Korotkevich, N. A. Kuznetsova & A. V. Tiunov 2016. Connecting taxonomy and ecology: Trophic niches of collembolans as related to taxonomic identity and life forms. *Soil Biology and Biochemistry* 101:20-31.
- Price, E. A. C. 2003. *Lowland grassland and heathland habitats*. Routledge, London.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing versie 3.5.2.
- Saxena, N. 1985. The role of potassium in drought tolerance. *Potash review*:1-15.
- Siepel, H. 1994. Structure and function of soil microarthropod communities. Department of Animal Ecology of the DLO- Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO).
- Siepel, H., R. Bobbink, B. P. van de Riet, A. B. van den Burg & E. Jongejans 2019. Long-term effects of liming on soil physico-chemical properties and micro-arthropod communities in Scotch pine forest. *Biology and Fertility of Soils* 55:675-683.
- Siepel, H. & M. Nijssen 2010. 9 Role and development of soil faunal communities in drift sands. Pag 158-172 in J. Fanta & H. Siepel,(red.) *Inland drift sand landscapes*. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Solga, A., J. Burkhardt, H. G. Zechmeister & J. P. Frahm 2005. Nitrogen content, ¹⁵N natural abundance and biomass of the two pleurocarpous mosses *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. and *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr. in relation to atmospheric nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 134:465-473.
- Solga, A., T. Eichert & J. P. Frahm 2006. Historical alteration in the nitrogen concentration and ¹⁵N natural abundance of mosses in Germany: Indication for regionally varying changes in atmospheric nitrogen deposition within the last 140 years. *Atmospheric Environment* 40:8044-8055.
- Sparrius, L. B. & A. M. Kooijman 2011. Invasiveness of *Campylopus introflexus* in drift sands depends on nitrogen deposition and soil organic matter. *Applied Vegetation Science* 14:221-229.
- Spek, T., R. J. Bijlsma, J. Bokdam, D. van Dam & N. Visser 2014. Historisch-ecologische samenhang tussen cultuurhistorie en vegetatie in het Nationale Park de Hoge Veluwe. *De Levende Natuur* 115:240-245.
- van Breemen, N., R. Finlay, U. Lundstrom, A. G. Jongmans, R. Giesler & M. Olsson 2000. Mycorrhizal weathering: A true case of mineral plant nutrition ? *Biogeochemistry* 49:53-67.
- van den Burg, A. B. & J. J. Vogels 2017. Zuur voor de fauna - Soorten bos en hei missen essentiële voedingsstoffen. *Landschap* 34:71-79.
- van der Zee, F., R. Bobbink, R. Loeb, M. Wallis de Vries, G. Oostermeijer, S. Luijten & M. de Graaf 2017. Naar een Actieplan Heischrale graslanden: hoe behouden en herstellen we

- heischrale graslanden in Nederland? 1566-7197, Wageningen Environmental Research, Wageningen, pag.
- van Diggelen, R., H. Bergsma, R. J. Bijlsma, R. Bobbink, A. van den Burg, J. Sevink, H. Siebel, H. Siepel, J. Vogels, W. De Vries & M. Weijters 2019. Steenmeel en natuurherstel: een gelukkige relatie of risicovolle combinatie? Vakblad natuur bos landschap 155:20-23.
- van Dijk, A. J. & A. Boele 2011. Handleiding SOVON Broedvogelonderzoek. SOVON Broedvogelonderzoek Nederland, Nijmegen, 60 pag.
- Vanstraelen, N. M. & P. C. Rijninks 1982. THE EFFICIENCY OF TULLGREN APPARATUS WITH RESPECT TO INTERPRETING SEASONAL-CHANGES IN AGE STRUCTURE OF SOIL ARTHROPOD POPULATIONS. *Pedobiologia* 24:197-209.
- Verbaarschot, E., M. Weijters, B. van de Riet, E. Brouwer, H. Bergsma, J. Vogels & R. Bobbink 2020. Effecten van steenmeeltoediening na 5 jaar op de Strabrechtse heide. RP-17.110.20.17, Onderzoekcentrum B-WARE B.V., Nijmegen, pag.
- Vlinderstichting 2020. Verwachte vliegtijden dagvlinders <https://www.vlinderstichting.nl/vlinders/vlinders-kijken/verwachte-vliegtijden-dagvlinders/>.
- Vogels, J., M. Weijters, H. Bergsma, R. Bobbink, H. Siepel, J. Smits & L. Krul 2018. Van bodemherstel naar herstel van fauna in een verzuurd heidelandschap. *De Levende Natuur* 119:200-204.
- 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., W. C. E. P. Verberk, L. P. M. Lamers & H. Siepel 2017. Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological conservation* 212, Part B:432-447.
- Vogels, J. J., M. Weijters, R. J. Bijlsma, R. W. de Waal, R. Bobbink & H. Siepel 2016b. Fosfaattoevoeging Heide. VBNE, Driebergen, 127 pag.
- Vogels, J. J., M. Weijters & E. Verbaarschot 2016c. Effectiviteit van kalkrijk drinkwaterslib als verzuringsbestrijdende maatregel voor beheer van heidesystemen - Resultaten eerste effectmeting monitoring bodemontwikkeling 2014-2018. Stichting Bargerveen & Onderzoekscentrum B-ware, Nijmegen, 24 pag.
- Waarneming.nl, Stichting Observation International & lokale partners 2020. www.waarneming.nl.
- Weijters, M. & R. Bobbink 2015. Bodemchemisch onderzoek planfase SKNL in het Nationaal Park de Hoge Veluwe. Onderzoekscentrum B-ware, Nijmegen, 12 pag.
- Weijters, M., R. Bobbink, E. Bohnen-Verbaarschot, B. Van de Riet, J. Vogels, H. Bergsma & H. Siepel 2018. Herstel van heide door middel van slow release mineralengift. Resultaten van 3 jaar steenmeelonderzoek., VBNE, Driebergen, 216 pag.
- Weijters, M., E. Verbaarschot, R. Bobbink & J. Vogels 2019. Ontwikkeling herstelmaatregelen voor faunistisch verarmde, in het verleden geplagde droge heide in de Provincie Noord-Brabant - Voortgansrapportage april 2019. Onderzoekscentrum B-Ware & Stichting Bargerveen, Nijmegen, 13 pag.
- Zechmeister, H. G., A. Richter, S. Smidt, D. Hohenwallner, I. Roder, S. Maringer & W. Wanek 2008. Total Nitrogen Content and $\delta^{15}\text{N}$ Signatures in Moss Tissue: Indicative Value for Nitrogen Deposition Patterns and Source Allocation on a Nationwide Scale. *Environmental Science & Technology* 42:8661-8667.

10 Bijlagen

10.1 Bijlage 1 Bodemchemie

Tab. 10.1 Bodemchemie gegevens van alle onderzochte Pilot plots (1/3)

		Controle								Steenmeel							
		2016		2017		2018		2019		2016		2017		2018		2019	
		Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout
D r o g e h e i d e	Bodem-pH (NaCl)	3,5	0,0	3,3	0,0	3,43	0,1	3,4	0,0	3,5	0,1	3,5	0,0	3,6	0,3	3,6	0,1
	CEC meq/kg bodem	26	4,0	28	2,6	27	4,3	30	2,5	25	3,6	21	2,4	36	1,5	27	2,5
	Uitwisselbaar Ca $\mu\text{mol/kg}$ bodem	1004	221,4	767	222,5	1105	367,9	806	241,1	793	155,8	425	49,9	2103	255,3	1694	246,6
	Uitwisselbaar K $\mu\text{mol/kg}$ bodem	503	139,2	455	130,4	651	10,1	385	127,2	450	85,3	372	98,7	1703	735,5	804	206,5
	Uitwisselbaar Mg $\mu\text{mol/kg}$ bodem	359	65,4	4	0,8	616	177,0	707	82,6	390	64,8	2	0,3	1351	192,3	744	46,4
	Basenverzadiging %	11	1,7	7	0,9	15	2,2	12	1,7	10	1,2	6	0,9	24	0,7	21	1,8
	Beschikbaar Ca $\mu\text{mol/kg}$ bodem	575	130,8	112	27,0	839	491,5	246	68,0	479	116,3	193	28,1	1300	465,0	1041	240,6
	Beschikbaar K $\mu\text{mol/kg}$ bodem	384	104,6	195	29,1	1101	202,0	502	46,4	367	112,9	163	22,7	918	28,8	827	79,3
	Beschikbaar Mg $\mu\text{mol/kg}$ bodem	463	153,0	139	23,0	480	70,6	295	20,4	267	51,9	126	11,0	504	197,5	427	67,8
	Beschikbaar Al $\mu\text{mol/kg}$ bodem	1648	222,4	1910	160,9	1663	239,2	2042	219,0	1787	265,8	1690	169,9	1165	69,3	1542	144,8
	Al/Ca-ratio mol/mol	3,0	0,8	22,3	5,7	3,3	2,2	17,3	8,4	4,3	0,7	9,9	2,0	1,0	0,4	1,9	0,4
	Beschikbaar Mn $\mu\text{mol/kg}$ bodem	10	3,8	2	0,2	5	0,7	3	1,2	5	1,2	2	0,4	8	4,4	9	5,8
	Beschikbaar Zn $\mu\text{mol/kg}$ bodem	18	2,9	10	1,4	20	1,9	12	1,2	9	2,4	7	0,3	19	10,6	14	2,0
	NO3 $\mu\text{mol/kg}$ bodem	45	10,0	8	0,7	8	2,1	17	7,8	12	1,9	6	0,9	120	116,1	9	2,4
	NH4 $\mu\text{mol/kg}$ bodem	165	35,3	48	12,2	222	78,0	167	75,6	60	16,6	20	2,8	400	180,6	183	39,3
	NO3-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					5,9	2,9	5,5	3,0					2,6		3,5	
	NH4-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					7,8	5,6	5,1	3,0					2,2		5,7	
	TN-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					13,7	8,5	10,6	6,0					4,8		9,2	
	Olsen-P $\mu\text{mol/kg}$ bodem	550	44,1					681	51,5	418	20,2					491	44,9
	P-NaCl $\mu\text{mol/kg}$ bodem	3,2	0,8	1,2	0,1	1,2	0,1	1,2	0,1	1,2	0,4	0,9	0,0	1,0	0,4	1,1	0,2
Organisch stof %	5,2	0,7	6,3	0,9	6,7	1,8	6,3	0,4	5,9	0,9	4,8	1,0	6,0	1,6	5,8	0,6	
S t u i f z a n d h e i d e	Bodem-pH (NaCl)	3,8	0,1	3,6	0,1	3,29	0,2	3,5	0,1	3,7	0,1	3,7	0,1	3,5	0,1	3,6	0,1
	CEC meq/kg bodem	10	1,1	14	1,9	23	5,9	16	1,4	11	0,6	15	4,4	19	0,0	16	1,5
	Uitwisselbaar Ca $\mu\text{mol/kg}$ bodem	398	62,4	452	91,4	745	317,3	513	122,9	453	64,4	997	459,0	1708	92,8	960	213,9
	Uitwisselbaar K $\mu\text{mol/kg}$ bodem	279	43,2	217	51,4	444	6,2	161	53,1	246	28,2	236	43,9	551	86,3	208	38,7
	Uitwisselbaar Mg $\mu\text{mol/kg}$ bodem	109	26,2	3	0,6	593	247,6	494	28,6	85	9,8	9	5,9	557	25,3	518	42,6
	Basenverzadiging %	10	0,9	8	0,5	13	1,5	14	1,4	9	0,6	14	2,9	27	1,6	20	2,3
	Beschikbaar Ca $\mu\text{mol/kg}$ bodem	186	50,2	169	44,9	516	338,8	246	74,0	161	27,6	633	211,7	2633	1540,0	635	145,5
	Beschikbaar K $\mu\text{mol/kg}$ bodem	124	13,7	132	12,8	521	43,2	285	14,8	146	15,2	241	50,3	702	189,7	324	21,0
	Beschikbaar Mg $\mu\text{mol/kg}$ bodem	84	18,3	97	18,1	379	274,1	141	33,8	66	10,7	160	56,7	508	211,1	174	53,9
	Beschikbaar Al $\mu\text{mol/kg}$ bodem	1099	158,2	1199	69,5	1336	126,3	1190	42,8	1270	58,1	980	70,8	896	145,9	1035	78,1
	Al/Ca-ratio mol/mol	7,5	1,6	9,3	1,9	4,3	2,6	8,2	2,4	8,7	1,1	2,2	0,5	0,6	0,4	2,1	0,5
	Beschikbaar Mn $\mu\text{mol/kg}$ bodem	3	0,6	3	0,8	9	2,0	4	1,0	4	0,5	9	4,5	22	0,5	6	2,0
	Beschikbaar Zn $\mu\text{mol/kg}$ bodem	5	2,6	5	1,0	18	13,2	7	2,5	3	0,9	9	5,6	22	5,8	6	2,8
	NO3 $\mu\text{mol/kg}$ bodem	92	19,1	67	19,5	233	75,1	44	8,7	95	14,0	85	8,3	257	3,1	77	16,9
	NH4 $\mu\text{mol/kg}$ bodem	78	24,5	55	13,4	361	202,8	45	8,8	73	9,1	72	14,0	170	75,0	55	9,1
	NO3-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					23,9	6,6	30,3	9,7					12,6	3,6	18,2	0,1
	NH4-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					7,5	0,9	1,6	1,0					0,8	0,2	0,5	0,1
	TN-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					31,4	7,3	31,9	10,0					13,4	3,8	18,7	3,0
	Olsen-P $\mu\text{mol/kg}$ bodem	278	22,9					348	39,1	301	31,4					330	24,6
	P-NaCl $\mu\text{mol/kg}$ bodem	1,3	0,4	0,9	0,1	1,7	0,0	1,3	0,3	0,8	0,1	1,5	0,6	1,8	0,1	1,1	0,3
Organisch stof %	2,0	0,2	2,6	0,2	3,5	1,2	2,2	0,5	2,4	0,5	3,6	1,9	3,4	0,1	2,0	0,4	

Tab. 9.1 (vervolg). Bodemchemie gegevens van alle onderzochte Pilot plots (2/3)

		Controle								Steenmeel								
		2016		2017		2018		2019		2016		2017		2018		2019		
		Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	
B u n t g r a s v e g e t a t i e	Bodem-pH (NaCl)	3,9	0,1	3,8	0,0	3,9	0,0	3,8	0,1	4,0	0,1	3,9	0,1	3,6	0,2	3,9	0,0	
	CEC	meq/kg bodem	8	0,7	7	0,4	9	0,2	7	0,4	8	0,9	8	1,3	13	3,9	8	0,7
	Uitwisselbaar Ca	µmol/kg bodem	388	73,6	313	16,9	382	37,7	307	17,8	537	95,3	547	69,5	865	100,1	488	92,5
	Uitwisselbaar K	µmol/kg bodem	174	34,5	175	27,3	601	327,0	214	108,3	379	105,4	224	35,5	567	169,9	176	44,6
	Uitwisselbaar Mg	µmol/kg bodem	113	13,6	5	2,3	328	10,4	435	6,5	101	16,6	4	2,0	472	68,9	460	14,4
	Basenverzadiging	%	13	1,0	12	0,8	23	4,3	25	2,1	18	2,0	19	3,4	33	1,5	28	2,4
	Beschikbaar Ca	µmol/kg bodem	305	94,7	114	13,8	129	32,9	95	26,0	280	49,6	334	50,7	735	76,1	225	79,5
	Beschikbaar K	µmol/kg bodem	113	15,8	116	17,8	376	5,4	246	5,6	160	23,1	195	47,9	558	64,0	321	22,2
	Beschikbaar Mg	µmol/kg bodem	90	24,3	59	9,0	86	9,1	67	13,4	99	14,5	101	28,4	254	58,5	91	16,2
	Beschikbaar Al	µmol/kg bodem	658	46,9	711	39,2	640	22,3	692	40,8	718	83,1	663	115,0	590	151,7	633	50,5
	Al/Ca-ratio	mol/mol	3,8	0,9	7,3	1,2	5,8	1,6	10,8	2,1	3,4	0,8	2,2	0,3	0,8	0,2	4,8	0,8
	Beschikbaar Mn	µmol/kg bodem	6	2,4	3	0,5	4	0,6	3	0,6	6	1,0	5	1,0	11	1,7	3	0,7
	Beschikbaar Zn	µmol/kg bodem	4	1,8	3	0,4	3	0,6	3	0,9	3	0,9	3	0,8	5	1,0	2	0,3
	NO3	µmol/kg bodem	37	12,2	70	13,7	128	19,6	81	17,2	25	5,7	59	8,7	167	31,7	58	8,5
	NH4	µmol/kg bodem	82	21,6	31	6,5	71	14,8	28	3,0	92	14,6	54	9,0	109	35,8	27	4,6
	NO3-flux	µmol/10 cm2/31 weken					18,4	3,6	21,7	0,9					12,7	2,5	13,0	0,2
	NH4-flux	µmol/10 cm2/31 weken					8,1	1,8	1,6	0,7					2,3	0,9	0,5	0,2
TN-flux	µmol/10 cm2/31 weken					26,5	4,8	23,3	1,5					15,0	2,3	13,4	4,3	
Olsen-P	µmol/kg bodem	251	59,5					213	16,4	221	21,7					216	14,8	
P-NaCl	µmol/kg bodem	1,8	0,5	1,4	0,2	1,4	0,0	0,8	0,1	1,3	0,2	4,6	3,1	1,3	0,0	0,7	0,1	
Organisch stof	%	1,2	0,2	1,2	0,2	1,2	0,2	0,8	0,1	1,4	0,2	1,3	0,1	2,0	0,4	1,0	0,1	
H e i s c h r a a l g r a s l a n d	Bodem-pH (NaCl)	3,6	0,1	3,5	0,1	3,4	0,1	3,4	0,1	3,5	0,0	3,5	0,1	3,6	0,2	3,5	0,1	
	CEC	meq/kg bodem	24	4,6	23	2,7	24	6,5	25	2,5	21	2,7	21	1,5	24	5,3	22	1,8
	Uitwisselbaar Ca	µmol/kg bodem	1040	205,4	1432	294,4	997	221,0	1227	147,3	883	78,9	2084	929,1	2051	525,2	1314	129,3
	Uitwisselbaar K	µmol/kg bodem	501	65,7	649	250,4	489	56,8	412	123,2	374	87,4	379	82,5	311	37,6	313	62,6
	Uitwisselbaar Mg	µmol/kg bodem	419	84,1	198	97,8	643	129,1	731	57,2	301	39,5	170	78,8	682	25,9	689	41,6
	Basenverzadiging	%	14	0,6	17	4,5	17	2,6	19	2,4	14	1,9	19	6,7	30	13,9	20	2,5
	Beschikbaar Ca	µmol/kg bodem	784	168,4	715	150,1	779	120,1	599	78,3	790	85,3	1087	366,1	2060	531,2	616	92,7
	Beschikbaar K	µmol/kg bodem	419	72,0	262	41,9	730	50,6	466	54,3	282	31,6	254	36,6	532	94,7	447	50,0
	Beschikbaar Mg	µmol/kg bodem	357	72,1	414	93,6	493	93,5	368	56,0	291	44,2	371	63,3	616	82,0	326	48,2
	Beschikbaar Al	µmol/kg bodem	1502	273,9	1635	272,9	1248	405,0	1533	299,4	1285	206,7	1227	195,4	994	463,2	1210	190,2
	Al/Ca-ratio	mol/mol	2,2	0,2	2,7	0,5	1,5	0,3	3,1	0,8	2,0	0,5	2,2	0,6	0,6	0,3	2,8	0,9
	Beschikbaar Mn	µmol/kg bodem	41	13,1	43	10,0	44	11,4	32	4,8	34	5,8	40	12,5	53	12,1	17	2,9
	Beschikbaar Zn	µmol/kg bodem	16	4,7	16	3,0	13	2,1	12	1,8	17	2,2	16	2,6	21	5,0	10	1,3
	NO3	µmol/kg bodem	70	8,0	157	22,3	269	168,5	53	8,3	79	16,5	182	30,5	260	122,8	59	6,2
	NH4	µmol/kg bodem	202	25,7	136	23,4	344	174,0	87	20,7	259	44,3	107	11,8	167	34,2	56	5,8
	NO3-flux	µmol/10 cm2/31 weken					30,1	6,1	1,9	0,5					22,1	5,7	3,7	0,2
	NH4-flux	µmol/10 cm2/31 weken					5,6	0,9	0,6	0,1					1,8	0,3	0,5	0,2
TN-flux	µmol/10 cm2/31 weken					35,7	6,6	2,4	0,5					23,9	5,9	4,2	1,7	
Olsen-P	µmol/kg bodem	609	38,3					571	49,8	565	72,8					669	61,0	
P-NaCl	µmol/kg bodem	3,6	0,6	5,2	2,3	13,7	6,8	3,3	0,9	6,1	1,4	5,3	1,2	18,4	8,7	3,2	0,6	
Organisch stof	%	5,3	0,8	6,0	1,0	4,3	1,4	5,2	0,7	4,8	0,6	5,0	0,6	5,5	1,4	4,2	0,7	

Tab. 9.1 (vervolg). Bodemchemie gegevens van alle onderzochte Pilot plots (3/3)

		Controle								Steenmeel							
		2016		2017		2018		2019		2016		2017		2018		2019	
		Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout
C o r r i d o r s	Bodem-pH (NaCl)	3,4	0,1	3,2	0,1	3,1	0,0	3,1	0,1	3,5	0,1	3,3	0,1	3,2	0,1	3,5	0,1
	CEC meq/kg bodem	16	1,4	26	2,8	33	3,3	30	4,3	15	2,2	28	4,2	34	7,0	20	2,7
	Uitwisselbaar Ca $\mu\text{mol/kg}$ bodem	789	127,9	1207	218,5	1402	265,4	1356	280,0	894	350,5	1831	348,4	2434	380,2	1335	226,0
	Uitwisselbaar K $\mu\text{mol/kg}$ bodem	501	59,2	377	115,0	452	45,9	221	60,3	422	72,1	620	133,8	982	348,6	255	73,8
	Uitwisselbaar Mg $\mu\text{mol/kg}$ bodem	316	73,7	25	5,2	783	41,3	837	96,5	406	206,5	46	12,3	1089	154,5	638	38,7
	Basenverzadiging %	12	1,2	11	1,0	15	1,4	16	1,3	12	1,7	16	1,4	25	2,7	24	2,6
	Beschikbaar Ca $\mu\text{mol/kg}$ bodem	468	101,5	961	216,7	1292	394,1	728	163,1	549	254,2	1384	248,1	2847	735,1	688	128,5
	Beschikbaar K $\mu\text{mol/kg}$ bodem	308	38,1	195	21,2	556	55,2	350	38,1	282	75,7	441	86,6	708	68,5	473	52,2
	Beschikbaar Mg $\mu\text{mol/kg}$ bodem	336	96,9	578	115,6	595	45,8	511	108,9	387	195,5	745	167,6	833	162,4	268	37,9
	Beschikbaar Al $\mu\text{mol/kg}$ bodem	1433	112,8	1424	114,9	1530	185,9	1627	180,0	1310	156,6	1162	128,1	1227	321,6	1083	154,5
	Al/Ca-ratio mol/mol	6,8	1,7	2,3	0,4	1,4	0,3	4,0	0,8	8,1	1,5	1,4	0,4	0,7	0,3	3,2	0,9
	Beschikbaar Mn $\mu\text{mol/kg}$ bodem	14	3,8	38	8,7	55	15,9	38	13,4	19	8,1	61	19,2	55	12,0	17	4,0
	Beschikbaar Zn $\mu\text{mol/kg}$ bodem	11	4,3	19	4,1	21	1,9	16	2,7	12	5,0	21	4,4	23	5,4	7	1,3
	NO3 $\mu\text{mol/kg}$ bodem	88	13,6	100	12,4	351	36,8	56	6,0	67	11,6	183	22,6	298	57,8	65	8,2
	NH4 $\mu\text{mol/kg}$ bodem	328	82,6	167	40,0	485	41,1	164	57,7	202	41,5	378	158,2	433	138,0	116	52,1
	NO3-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					32,2	2,9	21,1	4,0					35,3	3,2	21,3	4,4
	NH4-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					8,7	2,4	2,3	0,5					7,8	2,1	0,8	0,2
	TN-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					40,9	4,9	23,4	4,2					43,0	4,6	22,1	4,4
	Olsen-P $\mu\text{mol/kg}$ bodem	396	57,9					510	50,0	349	68,4					376	57,6
	P-NaCl $\mu\text{mol/kg}$ bodem	2,8	0,5	4,1	0,8	5,6	0,8	6,1	2,3	2,8	0,9	7,5	2,4	7,0	2,2	1,5	0,5
Organisch stof %	4,4	1,1	5,7	1,1	6,0	0,8	5,8	1,0	3,8	1,2	6,2	1,1	6,9	1,9	2,6	0,5	
		Controle								Steenmeel							
		2016		2017		2018		2019		2016		2017		2018		2019	
		Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout
J e n e v e r b e s t r u w e l	Bodem-pH (NaCl)	3,3	0,0	3,3	0,1	3,0		2,8		3,4	0,0	3,3	0,0	3,3		3,2	
	CEC meq/kg bodem	18	0,7	21	1,2	28		41		19	1,5	23	2,0	28		26	
	Uitwisselbaar Ca $\mu\text{mol/kg}$ bodem	409	111,0	343	50,2	650		2250		1184	406,0	1170	247,2	1084		1940	
	Uitwisselbaar K $\mu\text{mol/kg}$ bodem	288	12,0	165	39,1	354		320		591	168,8	249	54,4	466		54	
	Uitwisselbaar Mg $\mu\text{mol/kg}$ bodem	232	27,4	2	1,1	515		1033		454	115,8	3	2,5	790		936	
	Basenverzadiging %	6	1,1	4	0,3	10		17		14	2,5	11	1,2	15		22	
	Beschikbaar Ca $\mu\text{mol/kg}$ bodem	212	64,2	158	113,5	635		1440		950	217,7	953	379,6	721		1302	
	Beschikbaar K $\mu\text{mol/kg}$ bodem	185	26,2	128	28,9	470		529		447	200,5	190	20,4	583		527	
	Beschikbaar Mg $\mu\text{mol/kg}$ bodem	260	10,4	131	63,1	436		796		508	197,8	387	61,2	526		683	
	Beschikbaar Al $\mu\text{mol/kg}$ bodem	2069	87,8	1684	140,6	1839		2055		1476	13,9	1358	41,0	1206		1395	
	Al/Ca-ratio mol/mol	11,7	3,5	25,3	10,2	2,9		1,4		1,8	0,5	1,9	0,6	1,7		1,1	
	Beschikbaar Mn $\mu\text{mol/kg}$ bodem	12	3,2	4	3,2	24		45		20	5,2	10	4,2	11		10	
	Beschikbaar Zn $\mu\text{mol/kg}$ bodem	16	1,8	10	5,3	23		39		16	3,4	14	1,9	21		19	
	NO3 $\mu\text{mol/kg}$ bodem	97	8,8	60	8,6	276		72		149	20,5	101	33,5	376		29	
	NH4 $\mu\text{mol/kg}$ bodem	386	28,0	106	39,2	338		121		678	129,2	171	44,9	910		132	
	NO3-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					41,9		27,3						42,0		15,7	
	NH4-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					19,7		3,6						4,3		0,6	
	TN-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					61,6		31,0						46,2		16,3	
	Olsen-P $\mu\text{mol/kg}$ bodem	453	16,4					480		423	47,2					464	
	P-NaCl $\mu\text{mol/kg}$ bodem	2,2	0,5	1,4	0,3	3,8		7,4		3,3	1,3	1,3	0,2	2,5		1,7	
Organisch stof %	5,2	0,3	4,9	0,7	7,4				5,3	0,6	4,2	0,5	4,6				
		Controle								Steenmeel							
		2016		2017		2018		2019		2016		2017		2018		2019	
		Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout	Gem.	St.Fout
J e n e v e r b e s t r u w e l	Bodem-pH (NaCl)	3,7	0,1	3,6	0,2	3,7		3,6		3,7	0,1	3,8	0,1	3,9		3,7	
	CEC meq/kg bodem	15	0,8	16	3,0	18		16		13	1,6	16	2,1	17		18	
	Uitwisselbaar Ca $\mu\text{mol/kg}$ bodem	411	74,5	397	108,2	582		412		389	32,9	565	62,8	2278		2594	
	Uitwisselbaar K $\mu\text{mol/kg}$ bodem	399	111,4	156	32,7	352		146		362	57,6	195	14,1	531		383	
	Uitwisselbaar Mg $\mu\text{mol/kg}$ bodem	111	18,5	4	1,4	340		453		96	10,7	4	0,5	437		536	
	Basenverzadiging %	8	1,4	6	0,8	12		12		8	0,4	9	1,4	34		38	
	Beschikbaar Ca $\mu\text{mol/kg}$ bodem	698	474,0	216	89,5	294		117		238	51,9	888	425,6	2407		1106	
	Beschikbaar K $\mu\text{mol/kg}$ bodem	165	29,4	101	12,2	486		300		239	28,7	176	37,1	584		469	
	Beschikbaar Mg $\mu\text{mol/kg}$ bodem	101	13,4	89	33,7	150		75		88	9,5	74	13,0	175		142	
	Beschikbaar Al $\mu\text{mol/kg}$ bodem	1395	286,7	1394	157,1	1364		1551		1385	141,8	1103	223,0	684		938	
	Al/Ca-ratio mol/mol	5,5	2,7	9,0	3,2	4,6		13,3		6,3	1,0	2,0	0,8	0,3		0,8	
	Beschikbaar Mn $\mu\text{mol/kg}$ bodem	4	1,0	5	1,5	14		3		5	1,6	6	1,2	9		4	
	Beschikbaar Zn $\mu\text{mol/kg}$ bodem	6	0,9	6	2,2	6		4		6	0,9	5	1,4	6		4	
	NO3 $\mu\text{mol/kg}$ bodem	86	10,9	68	16,1	239		5		59	4,2	107	28,0	145		18	
	NH4 $\mu\text{mol/kg}$ bodem	112	17,8	72	14,6	269		12		207	72,7	68	18,2	86		25	
	NO3-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					32,1		14,7						34,2		8,0	
	NH4-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					3,3		0,2						5,8		0,1	
	TN-flux $\mu\text{mol/10 cm}^2/31$ weken					35,5		15,0						40,0		8,1	
	Olsen-P $\mu\text{mol/kg}$ bodem	343	20,0					293		364	12,1					308	
	P-NaCl $\mu\text{mol/kg}$ bodem	1,1	0,4	0,7	0,1	1,1		0,5		1,2	0,5	0,7	0,1	0,6		0,3	
Organisch stof %	2,4	0,1	2,3	0,4	2,5				3,3	0,9	2,4	0,3	2,2				

10.2 Bijlage 2 CEC bodem

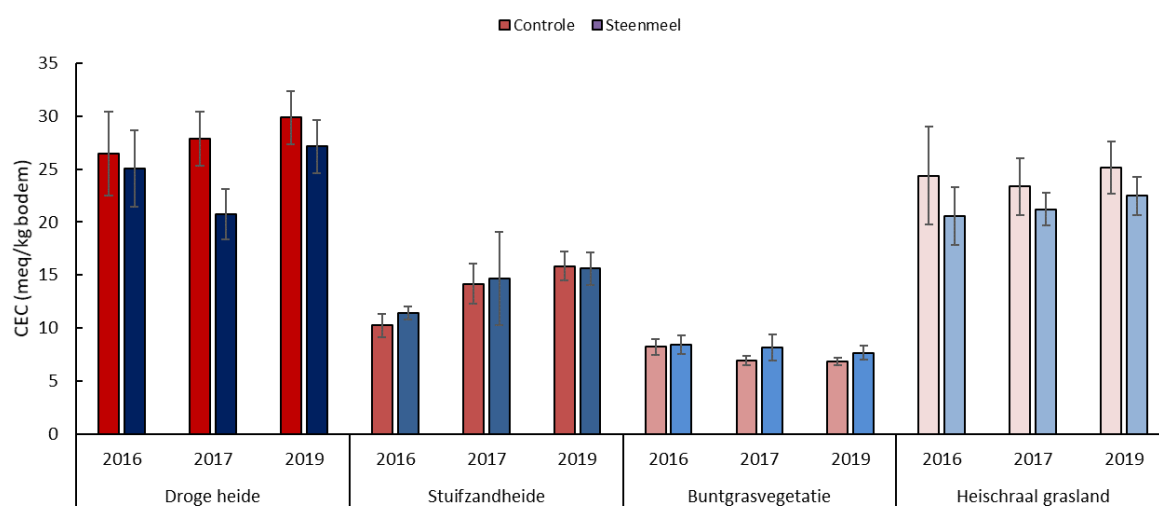


Fig. 10.1 CEC (meq/kg bodem) in de bodem van de droge heide, stuifzandheide, buntgrasvegetatie en heischraal grasland. Gemiddelde \pm standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle ($p < 0,05$), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle ($0,05 < p < 0,1$).

10.3 Bijlage 3 Uitwisselbaar Ca en K in de bodem

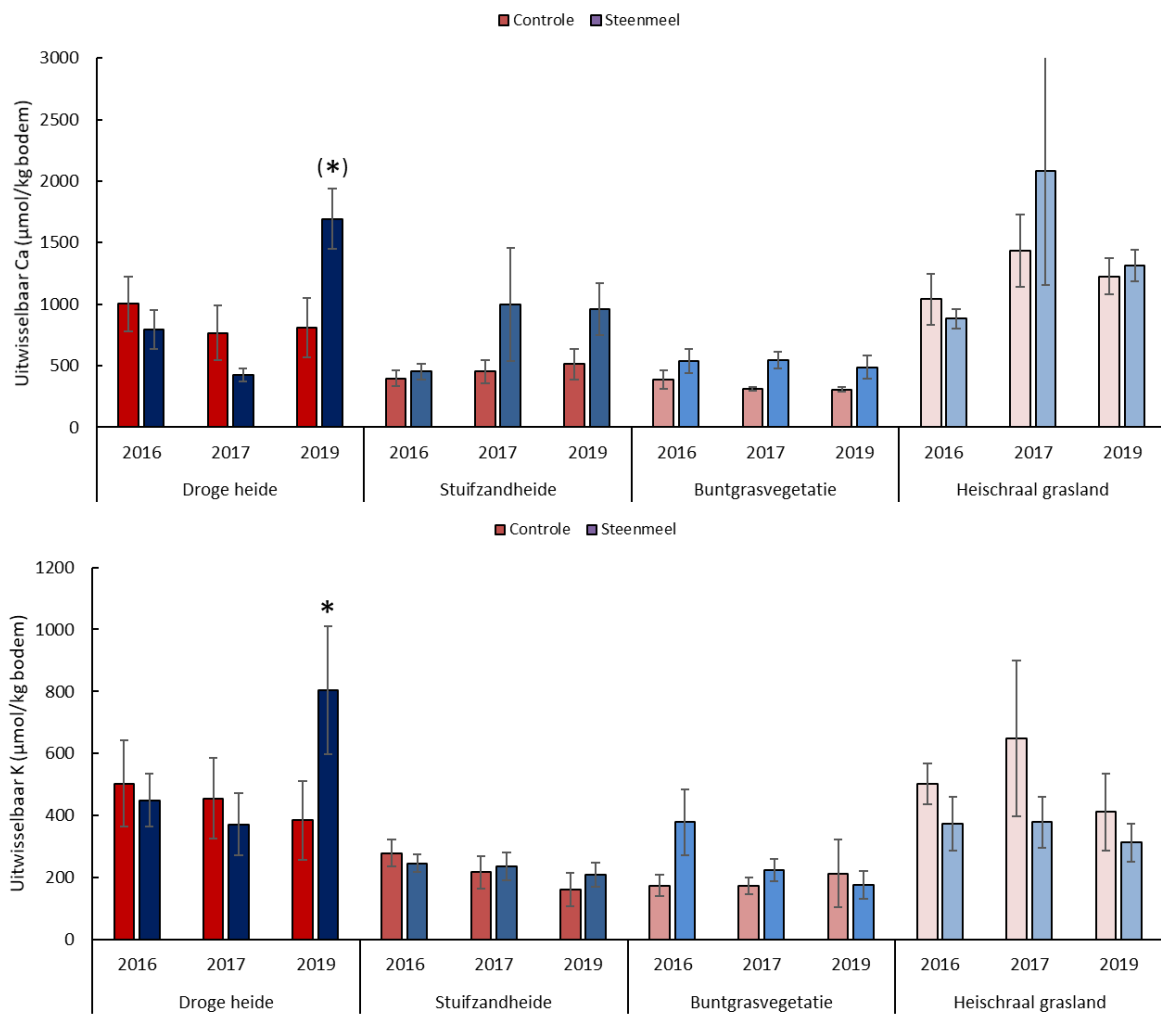


Fig. 10.2 Uitwisselbare Ca- en K-concentratie (µmol/kg bodem) in de bodem van de droge heide, stuiwandheide, buntgrasvegetatie en heischraal grasland. Gemiddelde ± standaardfout, * = significant verschil t.o.v. controle (p<0,05), (*) = bijna significant verschil t.o.v. controle (0,05<p>0,1).

10.4 Bijlage 4. Plantchemie

Tab. 10.2 Plantchemie gegevens alle onderzochte pilot plots.

GEM		Destructie (mg/g)														CN-analyse (mg/g)					
plot	behandeling	plant	Al	B	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb	S	Si	Sr	Zn	N	C
droge heide	controle	struikhei	0,05	0,04	3,59	0,006	0,09	6,0	1,3	0,2	0,0003	0,15	0,0034	0,9	0,0005	1,2	0,2	0,009	0,024	13,6	489,0
heischraal grasland	controle	struikhei	0,05	0,03	3,64	0,006	0,09	5,4	1,4	0,4	0,0005	0,16	0,0026	1,1	0,0004	1,2	0,3	0,006	0,024	12,9	489,6
stuifzandheide	controle	struikhei	0,06	0,04	3,31	0,006	0,11	5,0	1,3	0,2	0,0006	0,18	0,0037	0,9	0,0007	1,1	0,3	0,010	0,024	13,2	491,6
jeneverbes	controle	struikhei	0,03	0,03	3,02	0,006	0,07	6,7	1,5	0,3	0,0003	0,09	0,0019	1,1	0,0001	1,3	0,2	0,018	0,025	16,6	494,6
jeneverbes geplagd	controle	struikhei	0,04	0,03	2,88	0,006	0,08	6,4	1,2	0,3	0,0007	0,20	0,0019	1,2	0,0004	1,2	0,4	0,002	0,026	16,2	475,7
corridor	controle	struikhei	0,17	0,05	4,04	0,007	0,28	6,4	1,9	0,2	0,0005	0,09	0,0155	1,3	0,0028	1,4	0,3	0,005	0,024	16,6	456,8
heischraal grasland	controle	schapenzuring	0,91	0,03	1,40	0,007	0,18	13,2	2,8	0,5	0,0010	0,22	0,0044	2,4	0,0016	1,7	0,3	0,003	0,056	25,1	437,6
buntgrasvegetatie	controle	buntgras	0,14	0,02	1,42	0,013	0,20	7,3	1,2	0,1	0,0009	0,21	0,0073	1,3	0,0110	1,2	0,4	0,005	0,030	16,8	450,2
corridor	controle	bochtige smele	0,10	0,02	1,12	0,007	0,17	9,9	1,3	0,4	0,0008	0,03	0,0038	1,2	0,0056	1,3	0,3	0,003	0,033	19,4	442,7
droge heide	steenmeel	struikhei	0,06	0,04	3,36	0,006	0,09	5,7	1,4	0,1	0,0009	0,13	0,0026	0,9	0,0005	1,2	0,3	0,008	0,023	13,7	489,5
heischraal grasland	steenmeel	struikhei	0,03	0,03	3,83	0,006	0,06	5,6	1,7	0,2	0,0007	0,10	0,0034	1,2	0,0002	1,2	0,3	0,008	0,024	14,1	491,9
stuifzandheide	steenmeel	struikhei	0,06	0,03	3,10	0,006	0,10	4,9	1,2	0,2	0,0011	0,16	0,0028	0,8	0,0007	1,1	0,3	0,009	0,023	12,9	490,8
jeneverbes	steenmeel	struikhei	0,05	0,03	2,72	0,005	0,08	7,2	1,3	0,2	0,0002	0,13	0,0021	1,0	0,0006	1,3	0,3	0,008	0,021	16,7	492,9
jeneverbes geplagd	steenmeel	struikhei	0,14	0,04	4,47	0,007	0,17	6,7	1,5	0,1	0,0005	0,11	0,0071	1,3	0,0007	1,2	0,2	0,013	0,020	13,4	477,5
corridor	steenmeel	struikhei	0,24	0,05	3,29	0,008	0,34	7,4	1,8	0,3	0,0006	0,15	0,0098	1,2	0,0049	1,5	0,3	0,008	0,025	16,6	456,1
heischraal grasland	steenmeel	schapenzuring	0,86	0,03	2,18	0,007	0,15	14,4	2,7	0,3	0,0009	0,67	0,0036	2,7	0,0009	1,9	0,3	0,010	0,053	28,3	437,9
buntgrasvegetatie	steenmeel	buntgras	0,12	0,01	1,80	0,011	0,13	8,1	1,2	0,2	0,0029	0,05	0,0032	1,2	0,0087	1,2	0,3	0,010	0,028	15,2	458,0
corridor	steenmeel	bochtige smele	0,15	0,02	1,39	0,007	0,23	9,5	1,2	0,4	0,0010	0,05	0,0300	1,1	0,0048	1,2	0,4	0,008	0,031	18,7	438,3
ST.ERR		Destructie (mg/g)														CN-analyse (mg/g)					
plot	behandeling	plant	Al	B	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb	S	Si	Sr	Zn	N	C
droge heide	controle	struikhei	0,004	0,002	0,2	0,0001	0,007	0,3	0,0	0,0	0,00003	0,02	0,0003	0,0	0,0001	0,05	0,01	0,0018	0,002	0,5	2,1
heischraal grasland	controle	struikhei	0,001	0,001	0,3	0,0003	0,003	0,3	0,0	0,1	0,00011	0,01	0,0005	0,0	0,0001	0,03	0,02	0,0007	0,001	0,2	3,1
stuifzandheide	controle	struikhei	0,005	0,003	0,2	0,0004	0,006	0,3	0,1	0,0	0,00012	0,02	0,0008	0,1	0,0001	0,05	0,03	0,0006	0,002	0,7	1,1
jeneverbes	controle	struikhei																			
jeneverbes geplagd	controle	struikhei																			
corridor	controle	struikhei																			
heischraal grasland	controle	schapenzuring	0,050	0,003	0,1	0,0008	0,095	0,4	0,0	0,0	0,00006	0,01	0,0077	0,1	0,0008	0,05	0,03	0,0017	0,002	1,1	6,5
buntgrasvegetatie	controle	buntgras	0,123	0,001	0,2	0,0008	0,027	0,8	0,3	0,1	0,00004	0,06	0,0008	0,4	0,0004	0,16	0,02	0,0008	0,003	2,6	2,1
corridor	controle	bochtige smele	0,037	0,002	0,2	0,0012	0,059	0,4	0,1	0,0	0,00027	0,07	0,0023	0,1	0,0029	0,07	0,06	0,0007	0,002	0,8	8,7
droge heide	steenmeel	struikhei	0,016	0,001	0,1	0,0003	0,016	0,4	0,1	0,0	0,00010	0,01	0,0006	0,0	0,0012	0,02	0,02	0,0004	0,001	0,9	1,2
heischraal grasland	steenmeel	struikhei	0,010	0,002	0,2	0,0002	0,009	0,2	0,1	0,0	0,00025	0,01	0,0001	0,1	0,0002	0,05	0,02	0,0005	0,001	1,1	3,0
stuifzandheide	steenmeel	struikhei	0,002	0,001	0,1	0,0002	0,003	0,1	0,1	0,0	0,00011	0,01	0,0014	0,0	0,0001	0,03	0,02	0,0016	0,001	0,4	1,5
jeneverbes	steenmeel	struikhei	0,009	0,002	0,2	0,0001	0,012	0,2	0,1	0,0	0,00021	0,02	0,0004	0,0	0,0002	0,03	0,01	0,0013	0,002	0,3	1,7
jeneverbes geplagd	steenmeel	struikhei																			
corridor	steenmeel	struikhei																			
heischraal grasland	steenmeel	schapenzuring	0,028	0,003	0,2	0,0008	0,045	0,5	0,1	0,1	0,00017	0,01	0,0018	0,0	0,0005	0,02	0,04	0,0022	0,001	0,3	3,5
buntgrasvegetatie	steenmeel	buntgras	0,132	0,001	0,3	0,0009	0,012	1,2	0,2	0,1	0,00014	0,21	0,0003	0,4	0,0002	0,28	0,02	0,0020	0,005	4,7	1,2
corridor	steenmeel	bochtige smele	0,025	0,001	0,1	0,0012	0,027	0,3	0,1	0,1	0,00106	0,02	0,0005	0,1	0,0015	0,04	0,02	0,0019	0,002	1,1	1,4
droge heide	steenmeel	bochtige smele	0,038	0,002	0,2	0,0003	0,044	0,5	0,1	0,0	0,00016	0,01	0,0174	0,0	0,0008	0,02	0,03	0,0035	0,001	0,4	1,3

Tab. 9.1 (vervolg) Overzicht bodemmesofauna monsters (2/3)

Soort	DH1-C1	DH1-C2	DH1-S1	DH1-S2	DH2-C1	DH2-C2	DH2-S1	DH2-S2	H51-C1	H51-C2	H51-S1	H51-S2	H52-C1	H52-C2	H52-S1	H52-S2	H53-C1	H53-C2	H53-S1	H53-S2	
<i>Anurophorus laricus</i>																					
<i>Arrhopalites</i> sp.																					
<i>Bourletiella hortensis</i>																					
<i>Bourletiella</i> sp.																					
<i>Brachystomella parvula</i>														1	1	5					
<i>Brachystomella parvula/Pseudachorutes</i> sp.													2		3						
<i>Ceratophysella</i> sp.					1	29															
<i>Cyphoderus albinus</i>													1	14	5	2	10	3			2
<i>Deuteromnithurus cf. pallipes</i>																					
<i>Dicyrtoma fusca</i>																					
<i>Dicyrtamina ornata</i>																					
<i>Dicyrtamina</i> sp.																					
<i>Entomobrya multifasciata</i>													1								2
<i>Entomobrya quinquelineata</i>									2				1								1
<i>Entomobrya</i> sp.			1					1												1	
<i>Entomobryidae</i>									1				1								6
<i>Folsomia litsteri</i>																	1				
<i>Folsomia manolachei/quadraculata</i>	125	178	11	149							95	319	13	93	35	71		6	38	2	
<i>Folsomia</i> sp.				3							3		1								
<i>Folsomides parvulus</i>													1								
<i>Friesea claviveta</i>																					
<i>Friesea</i> sp.	10	11	2	6	4		2	7	21	7	15	6		9		1				40	
<i>Heteromnithurus bilineatus/claviger</i>																					
<i>Hypogastruridae</i>				4											4					4	
<i>Hypogastruridae</i> nr. <i>Schoetella</i> A																					3
<i>Hypogastruridae</i> nr. <i>Schoetella</i> B																					
<i>Isotoma</i> sp.	2									62			3					2			
<i>Isotoma viridis</i> s.l.					1			6	28	4			7	35	11	7		3	20	37	
<i>Isotomidae</i>	2	6	1	1	1			4		5	45	6		110		30		38	106	136	
<i>Isotomidae</i> cf. <i>Isotoma</i>													40								
<i>Isotomiella minor</i>																			1		
<i>Isotomurus</i> cf. <i>fucicolus</i>		2																			
<i>Isotomurus plumosus</i>																					
<i>Isotomurus prasinus</i>	1																				
<i>Isotomurus</i> sp.	3																				
<i>Katiannidae</i>					2	1	1			1	8				1						
<i>Katiannidae/Bourletiellidae</i>											3			1							
<i>Katiannidae/Sminthuridae</i>										1	1										
<i>Lepidocyrtus</i> cf. <i>lanuginosus</i>																					
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	7	16			2	2	39		2	20	7	7	6	5	1	4	16	15	1	13	
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>								1													
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>		2					4			1	1	1							4		
<i>Lipothrix lubbocki</i>																					
<i>Megalothorax minimus</i>																					
<i>Neanura muscuorum</i>								1													
<i>Neelides minutus</i>																4					
<i>Neelipleona</i>																					1
<i>Onychiuridae</i>													1	10		36					
<i>Orchesella cincta</i>																					
<i>Orchesella</i> sp.																					
<i>Parisotoma notabilis</i>									112	1	134	57		26		52	6	13			
<i>Proisotoma minima</i>																					
<i>Proisotoma minima/Folsomides angularis</i>																					
<i>Pseudachorutes</i> sp.					1																
<i>Pseudanurophorus</i> sp.																					
<i>Pseudisotoma sensibilis</i>					3	21	73	2			1			12			116	9			
<i>Schoetella unungiculata</i>													1					71			102
<i>Sminthuridae/Sminthuridae</i>														4							
<i>Sminthurus schoetti</i>	7	19	28	48	1	25	29	15					4	6		16	24	8	30		
<i>Sminthurus signatus</i>										1											
<i>Sminthuridae</i>															2						
<i>Sminthurus aureus</i>						3	5		1	9	1	7		1		21	2		3		
<i>Sminthurus</i> cf. <i>multipunctatus</i> f. <i>albopunctata</i>																					
<i>Sminthurus nigromaculatus</i>																					
<i>Sminthurus</i> sp.																					
<i>Sminthurus viridis</i>					2																
<i>Sphaeridia pumilis</i>	1						1		1	1	4	7	1	4		4		1	3	1	
<i>Symphyleona</i>	1		5			13	9	3					15		8	26					
<i>Symphyleona</i> indet												5									
<i>Tullbergiidae</i>	25	14		20	5	31	18	13	3	5	2	10		1	1		1			65	
<i>Vertagopus</i> sp.																					
<i>Xenylla</i> sp.	1				4				35	6	8	2		2	58		40	46	179	2	
Eind totaal	185	248	48	231	27	125	181	88	176	127	327	442	98	391	51	291	211	220	493	300	

Tab. 9.1 (vervolg) Overzicht bodemmesofauna monsters (3/3)

Soort	JBC-1	JBC-2	JPC-1	JPC-2	SHC-1	SHC-2	SHS-1	SHS-2	SHQ-1	SHQ-2	SHZ-1	SHZ-2	SZC-1	SZC-2	SZS-1	SZS-2	SZC-1	SZC-2	SZS-1	SZS-2	Eind totaal					
<i>Anurophorus loricis</i>																						42				
<i>Arrhopaltes</i> sp.																						1				
<i>Bourletella hortensis</i>																						1				
<i>Bourletella</i> sp.								1														1				
<i>Brachystomella parvula</i>																						7				
<i>Brachystomella parvula/Pseudochorutes</i> sp.																						5				
<i>Ceratophysella</i> sp.		1					1															33				
<i>Cyphoderus albinus</i>												1										37				
<i>Deuterosminthurus cf. pallipes</i>																						1				
<i>Dicyrtoma fusca</i>																						3				
<i>Dicyrtomina ornata</i>																						3				
<i>Dicyrtomina</i> sp.																						1				
<i>Entomobrya multifasciata</i>						1	1						1	1	2	12	11			2	1	88				
<i>Entomobrya quiriuelineata</i>					5	4	2	48	7	19	1	3						9	5	22	1	138				
<i>Entomobrya</i> sp.					1																	5				
<i>Entomobryidae</i>						9	1					1										23				
<i>Falsomia illsteri</i>																						1				
<i>Falsomia manolachei/quadriloculata</i>		14																				1157				
<i>Falsomia</i> sp.																						7				
<i>Falsomides parvulus</i>																						1				
<i>Friesea clavata</i>																						1				
<i>Friesea</i> sp.						52	14															212				
<i>Heterosminthurus bilineatus/claviger</i>																1						1				
<i>Hypogastruridae</i>										1												12				
<i>Hypogastruridae</i> nr. <i>Schoetella</i> A																						3				
<i>Hypogastruridae</i> nr. <i>Schoetella</i> B																						133				
<i>Isotoma</i> sp.						1						1										72				
<i>Isotoma viridis</i> s.l.																						166				
<i>Isotomidae</i>													20		23							854				
<i>Isotomidae</i> cf. <i>Isotoma</i>		83	2	1		9															10	40				
<i>Isotomiella minor</i>																						2				
<i>Isotomurus cf. fucicola</i>																						2				
<i>Isotomurus plumosus</i>																						1				
<i>Isotomurus prosinus</i>																						1				
<i>Isotomurus</i> sp.																						3				
<i>Katiandae</i>																						17				
<i>Katiandae/Bourletellidae</i>																						4				
<i>Katiandae/Sminthuridae</i>																						2				
<i>Lepidocyrtus cf. lanuginosus</i>																						1				
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>			2			2	7															176				
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>			2																			27				
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>						1							1	1								16				
<i>Lipothrix lubbocki</i>																						4				
<i>Megalothorax minimus</i>																						1				
<i>Neanura muscurum</i>																						2				
<i>Neelides minutus</i>																						4				
<i>Neelipleona</i>																						1				
<i>Onychiuridae</i>																						50				
<i>Orchesella cincta</i>																						6				
<i>Orchesella</i> sp.																						1				
<i>Parisotoma notabilis</i>																						407				
<i>Praisotoma minima</i>																						1				
<i>Praisotoma minima/Falsomides angularis</i>																						2				
<i>Pseudochorutes</i> sp.																						1				
<i>Pseudanurophorus</i> sp.															1						1	2				
<i>Pseudisotoma sensibilis</i>		34	4			1	21	26	30				6	288	2	24		70	1		15	266	5	1891		
<i>Schoetella ununguiculata</i>								2															1	177		
<i>Sminthuridae/Sminthuridae</i>																								5		
<i>Sminthurides schoetti</i>		1		1		1	76	30			6	1	15	12		1		10	32	5	88	19	6	2	568	
<i>Sminthurides signatus</i>																									1	
<i>Sminthuridae</i>													1												5	
<i>Sminthurinus aureus</i>						3			1		6			6		5	2						1		80	
<i>Sminthurus cf. multipunctatus f. albopunctata</i>																									2	
<i>Sminthurus nigromaculatus</i>																									1	
<i>Sminthurus</i> sp.																							1		2	
<i>Sminthurus viridis</i>																									2	
<i>Sphaeridia pumilis</i>						2	10				1		1	4	4	1	1	7	5		2	23	5	1	98	
<i>Symphyleona</i>														3		2									91	
<i>Symphyleona indet</i>																									5	
<i>Tullbergidae</i>		3		65		1	3		2	17	70		13	132	3	1	7	5	230	26	4	24	77		2	1281
<i>Vertagopus</i> sp.																										14
<i>Xenylla</i> sp.		145	50	1		3		116			18	1	2	53	37										5	5185
Eind totaal	280	61	68	1	100	148	190	52	25	120	6	61	499	72	35	14	179	289	32	109	84	291	311	160	13142	

10.6 Bijlage 6 Vegetatieopnamen

Tab. 10.4 Overzichtstabel vegetatieopnamen in de PQ's (Londo-schaal) (1/7)

Corridor Droge heide		CDH1C-1		CDH1C-2		CDH1S-1		CDH1S-2		CDH2C		CDH2S		CDH2S			
Locnr	Datum (jaar/maand/dag)	20160830	20191010	20160830	20191010	20160830	20191010	20160830	20191010	20160823	20191008	20160823	20191008	20191008	20191008		
Jaar		2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2019	2019		
X-coördinaat		183185.8	183185	183184.5	183185	183264.9	183269	183270.2	183267	183263.2	183262	183184	183178	183178	183178		
Y-coördinaat		453810.2	453808	453810	453808	453764.9	453765	453765.3	453763	456022	456004	455954.4	455946	455946	455946		
Bedekking totaal (%)		0	50	80	30	0	20	50	5	90	70	95	60	60	60		
Bedekking kruidlaag (%)		0	20	30	30	0	10	20	1	80	80	80	40	40	40		
Bedekking moslaag (%)		0	30	40	10	0	10	60	4	25	5	50	20	20	20		
Gem. hoogte (hoge) Kruidl (cm)		2	3	3	3	1	5	3	3	15	3	30	10	10	10		
Steenmeel		controle	controle	controle	controle	steenmeel	steenmeel	steenmeel	steenmeel	controle	controle	controle	steenmeel	steenmeel	steenmeel		
Aantal soorten		3	5	4	7	2	10	6	5	9	8	11	7	7	7		
Vaccinium myrtillus							p			4	r	4	1			Ned_naam	
Spergula morisonii							p			r	r					Blaauwe bosbes	
Sorbus aucuparia																	Heidespurrie
Rumex acetosella		p	p	a	p		p		p		p	p	r			Wilde lijsterbes	
Rhamnus frangula							a					p				Schapenzuring	
Polytrichum piliferum																Sporkelhout	
Pleurozium schreberi			p							a	a	p	m	m	m	Ruig haarmos	
Pinus sylvestris							r				1	4	2	2	2	Zandhaarmos	
Kindbergia praelonga												r				Bronsmos	
Hypnum cupressiforme (excl. Handoi)		p		4	a	r		r	1	2	1	1	m	m	m	Grove den	
Galium saxatile																Fijn laddermos	
Festuca ovina s. hirtula							r		1	2	1	1				Heideklauwtjesmos	
Dicranum scoparium																Gesnaveld Klauwtjesmos	
Dicranella heteromalla																Liggend walstro	
Deschampsia flexuosa		p	2	3	2	p	1	2	p	5	5	3	4	4	4	Festuca ovina subsp. hirtula	
Corynephorus canescens							p									Gewoon gaffelrandmos	
Cetraria aculeata																Gewoon pluizjesmos	
Ceratocarpus claviculata																Bochtige smele	
Carex pilulifera																Buntgras	
Campylopus introflexus			3													Gewoon kraakloof	
Calluna vulgaris			p													Rankende helmbloem	
Amelanchier lamarckii																Pitzegge	
Agrostis capillaris																Grijs kronkeelsteeltje	
																Struikhei	
																Amerikaans krentenboompie	
																Gewoon struisgras	

Tab. 9.4 (vervolg) Overzichtstabel vegetatieopnamen in de PQs (2/7)

Corridor Droege heide (2)									
Locnr	CDH3C-1	CDH3C-1	CDH3C-2	CDH3C-2	CDH3S-1	CDH3S-1	CDH3S-2	CDH3S-2	
Datum (Jaar/maand/dag)	20160823	20191008	20160823	20191008	20160823	20191008	20160823	20191008	
Jaar	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	
X-coördinaat	182696.1	182695	182697	182698	182798.6	182799	182803.2	182804	
Y-coördinaat	456569.9	456565	456571.4	456565	456583.6	456583	456586.3	456584	
Bedekking totaal (%)	1	60	5	95	0	10	1	25	
Bedekking kruidlaag (%)	0	10	1	5	0	10	0	10	
Steenmeel	controle	controle	controle	controle	steenmeel	steenmeel	steenmeel	steenmeel	
Aantal soorten	3	5	6	7	2	4	6	8	
<i>Campylopus introflexus</i>		6		9		m		1	
<i>Campylopus pyriformis</i>	a		m			a		m	
<i>Campylopus speciosus</i>					p		r		
<i>Ceratocarpus claviculata</i>		1				1		1	
<i>Corynephorus canescens</i>	r	p	p	p	r	r	p	p	
<i>Deschampsia flexuosa</i>									
<i>Festuca ovina</i> s. <i>hirtula</i>		p							
<i>Galium saxatile</i>			p						
<i>Hypnum jutlandicum</i>		r		r					
<i>Pinus sylvestris</i>						m	r	p	
<i>Pohlia nutans</i>						a			
<i>Polytrichum juniperinum</i>									
<i>Polytrichum piliferum</i>		r		p				p	
<i>Prunus serotina</i>	r			r					
<i>Rumex acetosella</i>			p	p		p		r	
									Ned_naam
									Grijs kronkeelsteeltje
									Breekblaadje
									Kronkeelsteeltje (G)
									Rankende helmblom
									Buntgras
									Bochtige smeile
									<i>Festuca ovina</i> subsp. <i>hirtula</i>
									Liggend walstro
									Heideklauw/iesmos
									Grove den
									Gewoon peermos
									Zandhaarmos
									Ruig haarmos
									Amerikaanse vogelkers
									Schapenzuring

Tab. 9.4 (vervolg) Overzichtstabel vegetatieopnamen in de PQs (3/7)

Corridor Oude eikenbossen en Stuitzandheide													
Locnr	Steenmeel	CZEIC	CZEIC	CZEIS	CZEIS	CSHIC-1	CSHIC-1	CSHIC-2	CSHIC-2	CSHIS	CSHIS		
Datum (Jaar/maand/dag)	20160830	20191010	20160830	20191010	20160829	20191015	20160829	20191015	20160829	20191015	20160829	20191015	
Jaar	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	
X-coördinaat	182540.2	182540	182317.2	182321	184131.3	184134	184133.3	184132	184364.5	184369	184369	184369	
Y-coördinaat	454314.1	454317	45453.4	45452	455183.1	455182	455187.7	455180	455139	455143	455143	455143	
Bedekking totaal (%)	0	5	0	1	0	1	100	7	100	60	60	20	
Bedekking kruidlaag (%)	0	5	0	0	0	1	40	5	60	20	20	20	
Bedekking moslaag (%)	0	1	0	1	0	0	80	5	50	40	40	40	
Gem. hoogte (hoge) kruidl (cm)	2	10	2	5	0	5	3	3	3	3	3	3	
Aantal soorten	4	9	0	6	1	5	6	10	8	10	10	10	
Agrostis canina										r			Ned. naam
Agrostis capillaris													Moerasstruisgras
Betula pendula	r	p											Gewoon struisgras
Betula species													Ruwe berk
Campylopus introflexus		m				1							Berk (G)
Cladonia grayi													Grijs kronkeelsteeltje
Cladonia macilenta													Bruin bekenmos
Corynephorus canescens													Dove heidelucifer
Deschampsia flexuosa	r	a											Buntgras
Dictamnus scoparium													Bochtige smele
Festuca ovina s. hirtula													Gewoon gaffeltandmos
Gallium saxatile													Festuca ovina subsp. hirtula
Hymnum jutlandicum													Liggend walstro
Juncus squarrosus													Heideklauwviesmos
Molinia caerulea													Trekrus
Pinus sylvestris	p	p											Pijpenstrooije
Pleurozium schreberi	r												Grove den
Polytrichum formosum													Bronsmos
Polytrichum piliferum													Fraai haarmos
Potentilla erecta													Ruig haarmos
Rumex acetosella													Tormentil
Spergula morisonii		m											Schapenzuring
													Heidespurrie

Tab. 9.4 (vervolg) Overzichtstabel vegetatieopnamen in de PQs (5/7)

Heischraai grasland		H51C		H51S		H52C		H52S		H53C		H53S		H53S	
Locnr	Datum (jaar/maand/dag)	20160917	20191017	20160917	20191017	20160831	20191017	20160831	20191017	20160831	20191017	20160831	20191017	20160831	20191017
Jaar	X-coördinaat	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019
Y-coördinaat	184494.5	184492	184592.6	184592.6	184993	187853.2	187851	187991.4	187994	188999.6	188996	186771.7	186772	186771.7	186772
Bedekking totaal (%)	452021.1	452018	452085.3	452080	457263.7	457258	457307.4	457305	455340.9	455334	453341.5	453339	453339	453341.5	453339
Bedekking kruidlaag (%)	95	75	95	50	98	80	99	90	90	80	100	95	95	100	95
Bedekking moslaag (%)	60	60	60	30	70	70	60	70	70	50	80	90	90	80	90
Bedekking hooglaag (%)	50	30	60	20	70	10	60	20	50	30	50	5	5	50	5
Gem. hoogte (hoge) kruidl (cm)	10	7	10	5	20	5	20	5	10	15	20	20	10	20	10
Steenmeel	controle	controle	steenmeel	steenmeel	controle	controle	steenmeel	steenmeel	controle	controle	controle	steenmeel	steenmeel	controle	steenmeel
Aantal soorten	10	13	10	12	9	14	7	12	12	10	13	13	13	13	13
Agrostis canina	a	1	m	1	p	p	p	p	p	p	p	a	a	a	a
Agrostis capillaris		a													
Brachythecium albicans		p													
Calluna vulgaris															
Campylopus introflexus															
Campylopus pyriformis															
Carex arenaria	m	2		p						3	p	2	p		
Carex pilulifera															
Cerastium pinnatum															
Ceratodon purpureus		p	a	p	p										
Cladonia arbuscula		p		p	p										
Cladonia furcata			m		r										
Cladonia gracilis					a										
Cladonia grayi					a			p							
Cladonia ramulosa															
Cladonia uncialis				r											
Corynephorus canescens	a														
Danthonia decumbens		p													
Deschampsia flexuosa	p				1	4	2	p	2	p	r	2	p	p	
Dicranella heteromalla					m					a		2	p	p	
Dicranum scoparium	p	p	a	p						1	1	2	p	p	
Festuca filiformis										2					
Festuca ovina s. hirtula	5	4	5	1	6	a	4	6	1	4	4	2	8	p	
Gallium saxatile	p		p		m		p	p	1	p	1	1	p	p	
Hypnum jutlandicum	5	3	6	1				m	4		1	1			
Hypochaeris radicata	1	p	1	a											
Juncus effusus															
Luzula multiflora															
Molinia caerulea															
Nardus stricta															
Physcia species															
Placynthia species															
Pleurozium schreberi															
Potentilla anglica						5	2	5	1	1	1	4	1	1	
Potentilla erecta															
Rhytidadelphus squarrosus															
Rumex acetosella															
Rumex acetosella	a		m		1	1	p	1	m			m	a	a	
Spergularia rubra															
Veronica officinalis		p													
Viola canina															
Ned. naam															
Moerassruisgras															
Gewoon struisgras															
Bleek dikkopmos															
Struikhei															
Grijs kronkesteeltje															
Breekblaadje															
Zandzegge															
Pilzegge															
Steenhoornbloem															
Gewoon purpersteeltje															
Gebogen rendiermos															
Gewoont heidestaartje															
Girafje															
Bruin bekersmos															
Rafelig bekersmos															
Varkenspootje															
Buntgras															
Tandjesgras															
Bochtige smeile															
Gewoon plusjesmos															
Gewoon gaffeltandmos															
Fijn schapengras															
Festuca ovina subsp. hirtula															
Liggend walstro															
Heideklauwtjesmos															
Gewoon biggenkruid															
Pitrus															
Vaeldloemige veldbies s.l.															
Pijpenstrootje															
Borstelgras															
Vingermos (g)															
Veenkorst (g)															
Bronsmos															
Kruidganzerik															
Tormentil															
Gewoon haakmos															
Schapenzuring															
Rode schijnspurrie															
Mannefjesereprijs															
Hondsivoortje															

Tab. 9.4 (vervolg) Overzichtstabel vegetatieopnamen in de PQs (6/7)

Stuifzandheide		SH1C		SH1S		SH2C		SH2S		SH2S		
Locnr	Datum (jaar/maand/dag)	20160830	20191010	20160830	20191010	20160831	20191010	20160831	20191010	20160831	20191010	Ned_naam
Jaar		2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	2016	2019	
X-coördinaat		183393.2	183396	183405.9	183405	183650.6	183649	183588.1	183588	183588.1	183588	
Y-coördinaat		453683.8	453682	453793.5	453793	453576.1	453574	453810.1	453807	453810.1	453807	
Bedekking totaal (%)		90	80	90	30	70	85	70	100	70	100	
Bedekking kruidlaag (%)		80	20	70	25	30	5	35	15	35	15	
Bedekking moslaag (%)		60	70	60	10	50	80	60	90	60	90	
Gem. hoogte (hoge) kruidl (cm)		30	10	30	10	5	10	5	3	5	3	
Steenmeel		controle	controle	steenmeel	steenmeel	controle	controle	steenmeel	steenmeel	controle	controle	
Aantal soorten		12	12	17	15	14	13	11	11	14	11	
Agrostis canina					1							Moerasstruisgras
Calluna vulgaris		8	2		1							Struikhei
Camphylopus flexuosus												Boskronkelsteeltje
Camphylopus introflexus		3	7				8		2			Grijs kronkelsteeltje
Cephalozella species												Draadmos (G)
Cladonia cervicornis												Gewoon stapelbekertje
Cladonia coccifera		m	p									Rood bekermos
Cladonia crispata		r	r									Open heidestaartje
Cladonia floerkeana												Rode heidelucifer
Cladonia glauca												Bruin heidestaartje
Cladonia gracilis		r										Girafje
Cladonia grayi		1	a									Bruin bekermos
Cladonia macilentata												Dove heidelucifer
Cladonia portentosata		p	a									Open rendiermos
Cladonia ramulosa			p									Rafelig bekermos
Cladonia species		p										Heidestaartje & Bekermos (G)
Cladonia strepsiliis												Hammerblaadje
Corynephorus canescens												Buntgras
Deschampsia flexuosa		a	p									Bochtige smeile
Dicranella heteromalla		a										Gewoon plusjesmos
Dicranum scoparium												Gewoon gaffeltandmos
Festuca filiformis		a										Fijn schapengras
Festuca ovina s. hirtula			p									Festuca ovina subsp. hirtula
Hypnum jutlandicum		3	2									Heideklauwtjesmos
Micarea leprosula												Mosooigje
Pinus sylvestris												Grove den
Polytrichum juniperinum												Zandhaamos
Polytrichum piliferum												Ruig haamos
Rumex acetosella			p									Schapenzuring
Spergularia morisonii												Heidespurrie

10.7 Bijlage 7 Sleepnetmonsters brongegevens

Tab. 10.5 Soorten en aantallen ongewervelden in sleepnetbemonstering

Biomassa groep	subgroep	CDH1C	CDH1S	CDH2C	CDH2S	CDH3C	CDH3S	CSH1C	CSH1S	CZE1C	CZE1S	DH1C	DH1S	DH2C	DH2S	HS1C	HS1S	HS2C	HS2S	HS3C	HS3S	SH1C	SH1S	SH2C	SH2S	SZ1C	SZ1S	SZ2C	SZ2S	SZ3C	SZ3S	Totaal			
SPRINKHANEN	Knopsprietje	2	6	8	18	19	9	13	16	3	3	1		4	2	1	16	1	2	1	1		6	1	1	2	11	3	11	3	5	169			
	<i>Acridae</i> rest			6	5				4							19	43	7	7	1	4			1			11	1	3	1		113			
	<i>Tettigoniidae</i> (nymf)												1																			1			
	Gewone doornsprinkhaan					1																										1			
KEVERS	Spitsmuisjes (<i>Brentidae</i>)		1			2		1	1							4	4															13			
	<i>Micrelus ericae</i>													1						1	2	2										6			
	Snuitkevers rest			2											1																	1	7		
	Haantjes (<i>Chrysomelidae</i>)					2	1	1	1	1			1				1		5	2	11	14										2	42		
	Bloemweekschilden (<i>Melyridae</i>)																					4											4		
	Muisgrijze kniptor																1																1		
	Lieveheersbeest-larve																																2		
	kevers rest									1																							2		
keverlarve sp.																																	1		
SPINNEN	Spinnen			6	1			1	2	3	5		6	5	14	2						4	6	3	2	8				3	12	83			
TWEEVLEUGELIGEN	Vliegen	1	2		2			1	5	6	2		4	4	35	10																1	87		
	Muggen				1					2																							3		
CICADEN	Heidecicade											18		7	1									1	2	1						1	31		
	cicaden rest	1	2	25	20	6	2	24	21	5		2	1	11		42	30	31	38	9	8	3				1						7	289		
WANTSEN	<i>Miridae</i>		1		4	1	1	1					1		30	16	5	31	44	44	1				1		8	1			3	193			
	wantsen rest			1		1			1				2		1				2		1											1	11		
RUPSEN	<i>Saturnia pavonia</i>											3	3	5											1		8					20			
	Spanrupsen											4																					6		
	rupsen rest				1							16	1	1		2	1															1	3	27	
RESTGROEP	Nachtvlinders (imago)			1					1								1															1	6		
	Knooppieren (<i>Myrmicinae</i>)												4												1								6		
	Schubmieren (<i>Formicinae</i>)	3	15	52	5					1				4																			2	82	
	Sluip- + schildwespen				1											1	2																	4	
	Bladwespen (<i>Symphya</i>)				1																													1	
	Mierwespen (<i>Mutillidae</i>)																1																	1	
	Hymenoptera rest				1			1			2		1	4								3											13		
	Springstaarten		1	13				1			11		10	1	10							3		7	1	2	6						1	68	
	Tripsen										10			1	1							6												20	
	Kakkerlakken (nymf)								1																									1	
	Teken														1																			1	2
	Bladluizen	2			1					2	10	1		7		7	5					6		2										43	
Plantenluizen rest														2							1		3										8		
Stofluizen (<i>Psocoptera</i>)											1																						1		
	 totaal	9	13	79	101	41	13	40	51	20	24	76	11	63	19	164	142	49	80	101	75	32	16	8	30	10	30	6	14	11	40	1368			

Tab. 10.6 Biomassa van soortgroepen in sleepnetbemonstering (1/2)

Soortgroep	CDH1C	CDH1S	CDH2C	CDH2S	CDH3C	CDH3S	CSH1C	CSH1S	CZE1C	CZE1S	DH1C	DH1S	DH2C	DH2S
SPRINKHANEN	0.0232	0.0318	0.0958	0.1229	0.1237	0.0991	0.108	0.0774	0.0515	0.0272	0.0035	0.0003	0.0254	0.0107
KEVERS	0	0.0007	0.0097	0	0.0024	0.0001	0.0043	0.0019	0	0.0002	0	0.0003	0	0.0034
SPINNEN	0	0	0.0112	0.0002	0	0	0	0.0011	0.0026	0.0005	0.0026	0	0.0042	0.003
TWEEVLEUGELIGEN	0.0002	0.0002	0	0.0011	0.0003	0	0	0.0002	0.0054	0.0079	0.0029	0	0.0024	0.0049
CICADEN	0	0.0007	0.0158	0.0081	0.0018	0.0001	0.0106	0.0068	0.002	0	0.0121	0.0002	0.0081	0.0009
WANTSEN	0.0001	0.0002	0.0109	0	0.0033	0.0005	0.0006	0.0006	0.0007	0	0	0	0.0031	0
RUPSEN	0	0	0	0.002	0	0	0	0	0	0	0.0272	0.0961	0.0156	0
REST	0.0016	0.0005	0.0433	0.0229	0.0019	0	0	0.0081	0.0001	0.0026	0.0012	0.0003	0.0066	0.0008
Totaal	0.0251	0.0341	0.1867	0.1572	0.1334	0.0998	0.1235	0.0961	0.0623	0.0384	0.0495	0.0972	0.0654	0.0237

Tab. 9.3 (vervolg) Biomassa van soortgroepen in sleepnetbemonstering (2/2)

Soortgroep	HS1C	HS1S	HS2C	HS2S	HS3C	HS3S	SH1C	SH1S	SH2C	SH2S	SZ1C	SZ1S	SZ2C	SZ2S	SZ3C	SZ3S	Totaal
SPRINKHANEN	0.1018	0.3026	0.0131	0.0966	0.023	0.0167	0	0.0162	0.0099	0.0019	0.0179	0.1914	0.0082	0.0795	0.0075	0.0366	1.7234
KEVERS	0.0199	0.0028	0.002	0.0007	0.0072	0.0083	0.0007	0	0.0021	0.0001	0.0001	0	0	0	0	0.0079	0.0748
SPINNEN	0.0107	0.0015	0	0	0.0005	0	0.0141	0.0035	0.0016	0.0202	0	0	0	0	0.0103	0.0296	0.1174
TWEEVLEUGELIGEN	0.0282	0.0043	0	0	0.0001	0	0.0028	0.0037	0	0.0016	0.0005	0	0	0	0	0.0001	0.0668
CICADEN	0.0243	0.0153	0.0126	0.0159	0.0035	0.0051	0.0009	0.0008	0.0009	0.0001	0	0	0	0	0	0.0077	0.1543
WANTSEN	0.0875	0.0389	0.0082	0.0567	0.0736	0.1001	0.0008	0	0	0.0005	0	0.0079	0.0014	0	0.0045	0.0107	0.4108
RUPSEN	0.0087	0.0012	0	0	0.0026	0	0.0024	0.01	0	0.0478	0	0	0	0	0.0155	0.0178	0.2469
REST	0.0014	0.0151	0	0	0.0029	0	0.0015	0.0005	0.0001	0.0035	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0.0055	0.1207
Totaal	0.2825	0.3817	0.0359	0.1699	0.1134	0.1302	0.0232	0.0347	0.0146	0.0757	0.0186	0.1993	0.0097	0.0795	0.0379	0.1159	2.9151