Uitbreiding en herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallanden

Eindrapportage 2e fase O+BN onderzoek

Toos (C.G.E.) van Noordwijk
Maaike (M.J.) Weijters
Nina (N.A.C.) Smits
Roland Bobbink
Loek (A.T.) Kuiters
Evi Verbaarschot
Remco Versluijs
Jan Kuper
Wanda Floor-Zwart
Rik (H.P.J.) Huiskes
Eva Remke
Henk Siepel

Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur, mei 2013

© 2013 Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken

Rapport nr. 2013/OBN177-HE
Den Haag, 2013

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van het Ministerie van Economische Zaken

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap onder vermelding van code 2013/OBN177-HE en het aantal exemplaren.

Oplage 130 exemplaren

Samenstelling Toos (C.G.E.) van Noordwijk, Stichting Bargerveen
Maaike (M.J.) Weijters, B-Ware
Nina (N.A.C.) Smits, Alterra
Roland Bobbink, B-Ware
Loek (A.T.) Kuiters, Alterra
Evi Verbaarschot, B-Ware
Remco Versluijs, Stichting Bargerveen
Jan Kuper, Stichting Bargerveen
Wanda Floor-Zwart, Stichting Bargerveen
Rik (H.P.J.) Huiskes, Alterra
Eva Remke, Stichting Bargerveen
Henk Siepel, RUN/WUR

Druk Ministerie van EZ, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

Productie Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur
Bezoekadres : Princenhof Park 9, Driebergen
Postadres : Postbus 65, 3970 AB Driebergen
Telefoon : 030 693 01 30
Fax : 030 693 36 21
E-mail : algemeen@bosschap.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (O+BN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en zeldzame vegetatietypen in Nederland beschermd. In dit rapport staan de Zuid-Limburgse kalkgraslanden (H6210) en heischrale graslanden (H6230) centraal. Bijna alle nog bestaande hellingschraallanden in Nederland liggen binnen de als Natura2000 aangewezen gebieden. Beide habitattypen zijn prioritair en de opgave in deze gebieden bestaat uit uitbreiding van het oppervlak en verbetering van de kwaliteit.

In de eerste fase voorafgaand aan dit onderzoek is gebleken dat de verhoogde beschikbaarheid van stikstof in de hellingschraallanden zorgt voor achteruitgang van de karakteristieke flora en fauna. Het huidige O+BN onderzoek "Hellingschraallanden 2e fase" borduurt voort op deze resultaten. Het eerste deel is gericht op praktijkonderzoek naar de mogelijkheden voor herstel van soortenrijk hellingschraalland op voormalige landbouwgrond voor zowel flora als fauna. Het tweede onderzoeksonderdeel in dit rapport richt zich op het ontrafelen van het mechanisme achter de stikstofproblematiek, voortkomend uit de resultaten van fase 1.

De onderzoeksonderdelen in dit rapport hebben praktijkmaatregelen opgeleverd voor uitbreiding van het areaal hellingschraalland en daarnaast zijn belangrijke inzichten opgedaan voor herstel van de heischrale zone. Deze informatie is mede van belang voor de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). De beschreven maatregelen in de PAS voor uitbreiding van het areaal hellingschraalland alsmede de effecten van bron- en effectgericht maatregelen worden in dit rapport onderzocht op hun effectiviteit.

Zie voor aanbevelingen voor beheer en beleid hoofdstuk 8.

Ik wens u veel leesplezier.

Drs. E.H.T.M. Nijpels
Voorzitter Bosschap

Summary

The calcareous grasslands (H6210) and matgrass swards (H6230) in Southern-Limburg (the Netherlands) are very rich in plant and animal species. Many of these species are restricted to unimproved downland within the Netherlands. Both calcareous grasslands and matgrass swards are priority habitats within the Natura 2000 framework and almost all remaining unimproved downland in Southern-Limburg is designated as Natura 2000 sites. Their conservation goal is both expansion of downland habitats and improvement of existing sites. In addition to these nature conservation goals unimproved downland plays an important role in the mosaic landscape which has an important heritage value in addition to being a major tourist attraction.

It has emerged from the first phase of the O+BN research in the unimproved downland of Southern-Limburg that many plant and animal species in these sites are still declining. A major cause of this decline is the increased availability of nitrogen. In most sites the atmospheric nitrogen deposition is higher than the critical deposition levels for these habitat types. In the past decades this has led to an accumulation of nitrogen in the soil. In addition, fragmentation and isolation of remaining downland sites has emerged as a major bottleneck for both plants and animals. The current phase 2 project builds on these results. To find measures to reduce habitat fragmentation we investigated possibilities to restore unimproved downland on former arable land. In addition we investigated the nitrogen cycling within the matgrass zone of the downland gradient, where plant species richness strongly declined in the last 3-4 decades, probably related to the disturbed nitrogen economy in the soil. This research was aimed at unravelling the underlying mechanisms and find appropriate restoration measures.

This research is highly relevant to policy dealing with negative effects of nitrogen deposition such as the Dutch "Programmatische Aanpak Stikstof" (PAS). The PAS policy includes (potential) restoration measures to recreate species-rich downland habitats on former arable land in order to expand current habitat and concur habitat fragmentation. In the current research these potential measures are tested on a site-scale in practice. In the second research component we tried to unravel the causes of repressed nitrification rates in the matgrass zone. This gives valuable insight in the potential for pro-active and reactive restoration measures to tackle the negative effects of increased nitrogen deposition in this system.

Recreation of species-rich downland on former arable land
Research on the potential to recreate species-rich downland on former arable land was conducted in a large-sclae field experiment at Verlengde Winkelberg. In 2007 topsoil removal was conducted in three plots measuring 0.75 ha. each. Two of these plots received green hay from a well developed downland site (Berghofweide) in July 2008. Soil chemistry, vegetation and fauna were monitored from 2009 to 2012. Topsoil removal resulted in a significant and long-lasting reduction in available nitrogen and phosphate levels in the soil. Plant and animal species-richness increased in all three top-soil removal plots. Vascular plants benefitted greatly from green hay transfer, with more than 20

red list species occurring in the plots after five years. Butterflies, true bugs and bees also profited from green hay addition. For a number of other insect groups highest densities of characteristic species were found in the topsoil removal plot without green hay addition. Five years after execution of the restoration measures the plots at Verlengde Winkelberg are still developing, although the speed of change has slowed down. For a number of arthropod groups species richness and density are still very low. Characteristic species incapable of dispersal by flight are largely missing, even though there is a well developed donor site nearby (less than 500m away). Whether topsoil removal and green hay transfer will be effective in restoring habitat types H6210 or H6230 strongly depends on the underlying soil material. More research is needed to definitively prove whether these measures are effective to reach the expansion goals set for the Natura 2000 sites.

Soil biota composition (fungi, mesofauna and bacteria) is known to vary greatly between arable land and nature reserves. Recovery after conversion and topsoil removal is generally very slow. To study whether recovery can be facilitated by soil seeding a small-scale seeding experiment was carried out in 2011 within the large-scale plots on Verlengde Winkelberg. Small amounts of soil originating from a number of well developed donor sites were seeded in plots on the topsoil removal plot without green hay and on one of the plots that had received a green hay treatment. In 2012 the soil mesofauna composition was sampled in the seeded plots as well as in unseeded control plots. In addition we studied the presence of mycorrhiza in these plots. Soil seeding had no effect on the soil mesofauna composition. However, mycorrhiza were positively influenced by soil seeding.

To gain insight into the effectiveness of soil and green hay as dispersal vectors for poorly dispersing arthropods, two separate experiments were conducted. In the first arthropods were sampled in a good quality downland site (Berghofweide) prior to mowing, again after mowing and after transport of the green hay. Two mowing techniques were compared as well as two transport methods. In a second experiment we investigated which arthropods are present in soil samples from well developed donor sites. We compared this to soil samples from Verlengde Winkelberg. Most arthropod groups present in the vegetation before mowing were still present in the green hay after transport, although densities declined sharply. The mowing technique (circular mower versus reciprocal blade mower) had little effect on arthropod survival. Manual harvesting and transporting of the green hay directly after mowing resulted in a sixfold higher arthropod survival than mechanical harvesting and transport one day after mowing. This shows that the harvesting and transport technique as well as its timing is crucial for effective arthropod transfer with green hay. Soil dwelling arthropod groups, including poorly dispersing wood lice, centipedes, millipedes and snails, were absent from the green hay. The second experiment however, did show that these species can potentially be transferred with soil material.

In phase 1 of the O+BN research (2005) a number of small scale experiments (3 by 3 meter plots) were set up to investigate the effectiveness of a number of restoration measures on soil chemistry and vegetation. These experiments continued to be monitored in the current project culminating in a data series covering the first seven years after execution. The restoration measures investigated were aimed at reducing soil nutrients (turf cutting and mowing with hay removal twice each year) and aiding seed dispersal by adding green hay from well developed donor sites. Turf cutting in combination with adding green hay shows the best results restoring mattgrass swards in the long term. In addition to the lessons learned from the large-scale experiment at

Verlengde Winkelberg these experiments showed that calcareous grassland can sometimes be restored on former arable land without topsoil removal by mowing twice each year. This method seems only effective if there is a superficial chalk layer in the soil and if source populations of calcareous grassland species are nearby. In two unimproved sites that were severely encroached with grasses, mowing twice each year proved to be ineffective to restore species-rich grassland.

Unbalanced Nitrogen processes in Matgrass grasslands
In previous O+BN research it has been pointed out that the nitrogen economy in the matgrass swards is disturbed. The nitrification process is slowing down, making ammonium the dominant N form, instead of nitrate. Ammonium is potential toxic for characteristic species from the matgrass swards, and stays longer in the system than nitrate.
This part of the study started with a soil chemistry survey of matgrass grasslands in which high or low nitrification rates were expected. Based on these results, locations were selected in which the Potential Ammonium-oxidizing Activity (PAA), a measure of the nitrification rate, was measured in April 2011. These measurements confirmed and extended the results found in the first phase of the O+BN research. The PAA-measurements were later used to select locations for an experiment with intact soil cores and a field experiment.

To determine the role of soil mesofauna in the nitrogen economy in the soil, the soil mesofauna was sampled in three sites in 2010. In each site a gradient was sampled covering the acidic grasslands at the top of the hill, the matgrass swards just below and the underlying calcareous grassland. This study revealed that the soil mesofauna density was equal across these three vegetation types, but the species composition differed. These differences, however, could not be related to the differences in soil nitrogen economy between the three parts of the gradient.

In order to re-activate the nitrification-processes in the soil and to change the dominant N form from ammonia to nitrate, a climate chamber experiment was set up with intact soil cores. Soil cores were collected at two sites with very low PAA. Prior to collecting the cores in the field, the vegetation was removed. Soil material was added to the cores, partly as dry soil crumbs and partly as a slurry in an attempt to increase the number of active nitrifiers. Initially, the cores were seeded with soil material originating from the same site as the cores, but showing higher PAA rates. There were no differences found between the cores where soil material was added and untreated control treatment. Therefore a second round of soil seeding was conducted, this time with soil material from Hoefijzer, the site with the highest PAA rate recorded in any of the sampled matgrass grasslands. Again no significant effects of soil additions were measured. However, in all cores (including untreated ones) increased nitrification rates were found compared to rates measured in the field. This indicates that the presence of the matgrass vegetation plays a crucial role in the repression of the nitrification process.

Based on the strong indication that the presence of vegetation influenced the nitrification processes in matgrass swards, a field experiment was started in May 2012. In this factorial experiment the effects of both turf stripping (removing the vegetation and the top soil layer of 5 cm) and addition of soil material from a high PAA site were tested. Moreover, seeds of Arnica montana, a characteristic species of matgrass grasslands, were added to test the effect of the treatments on its germination and establishment. This field-experiment was conducted at two sites exhibiting low PAA's throughout all

measurements. Until now, no significant effects of soil addition on soil chemistry have been found in this experiment. However, soil nitrogen concentrations directly increased after turf stripping, probably because of the removal of the vegetation and its nutrient uptake. Some germination of Arnica montana has been observed, but the experiment has not yet been running long enough to quantify its establishment. The experiment will be continued. The research into the nitrogen economy of the soil in matgrass grasslands has not yet led to a clear solution to the repressed nitrification rates. Therefore, no evidence-based restoration strategy can be added to the PAS at present to counteract the effects of increased nitrogen deposition. Shallow sod-cutting on a local scale, combined with the addition of soil and plant material with diaspores from well-developed sites might be an effective solution in the future, but its efficacy to restore the typical diversity of these grasslands is yet unknown. In order to conserve this nitrogen-sensitive vegetation type, it remains essential to reduce nitrogen emissions to ensure decreased deposition rates on matgrass swards.

Management recommendations

This second phase of O+BN research has demonstrated that it is possible to recreate species-rich downland on improved grassland sites. To effectively restore such sites it is important to investigate the soil chemistry, variation in soil type and presence of special features and to adapt the restoration plan in accordance with these findings. In specific situations (superficial chalk layers in the soil and presence of source plant and communities) it is possible to restore sites by mowing (with hay removal) twice each year. The effects of these measures on animals however, have not been investigated.

Improved grasslands with deeper chalk layers or located further away from source populations can profit from topsoil removal. Addition of species-rich green hay adds dramatically to the effectiveness of these measures for plants and some animal species such as butterflies, true bugs and bees (through establishment of host plant species). Carabid beeltes, grasshoppers and bees characteristic of calcareous grasslands, profit most from areas with bare soil. It is therefore advisable to leave some bare patches when applying green hay, creating a mosaic of flower-rich and bare patches. Also in the follow-up management measures should be taken to prevent the sward from closing up completely (see recommendations phase 1).

In addition to topsoil removal and green hay transfer additional measures are needed to ensure colonisation of newly created sites by arthropods, as species incapable of flight have been proven to be unable to reach new sites themselves. A second addition of green hay after vegetation establishment or direct capture and transfer of arthropods seem effective for transporting vegetation dwelling arthropod species. Soil mesofauna (springtails and mites) may be transferred by soil seeding, although no successful establishment was recorded in this study. Soil macrofauna with poor dispersal capacities, including wood lice and millipedes, can potentially be introduced with soil material. For mycorrhiza soil, seeding was shown to be an effective restoration measure.

Samenvatting

Aanleiding
De Zuid-Limburgse kalkgraslanden (H6210) en heischrale graslanden (H6230) herbergen een groot aantal planten- en diersoorten die in Nederland bijna uitsluitend tot deze hellingschraallanden beperkt zijn. Beide habitattypen zijn binnen Natura 2000 aangewezen als prioritair en bijna alle nog bestaande hellingschraallanden liggen binnen de als Natura2000 aangewezen gebieden. De Natura2000 opgave voor de hellingsschraallanden (H6210 en H6230) bestaat uit uitbreiding van het oppervlak en verbetering van de kwaliteit. Als onderdeel van het kleinschalige heuvellandschap in Zuid-Limburg hebben de hellingschraallanden naast een belangrijke natuurwaarde ook een belangrijke toeristische en cultuurhistorische waarde.

Uit de 1e fase van het O+BN onderzoek aan de Zuid-Limburgse hellingschraallanden is gebleken dat veel karakteristieke planten- en diersoorten binnen de huidige natuurreservaten nog steeds achteruitgaan. Een belangrijke oorzaak hiervoor is de verhoogde beschikbaarheid van stikstof. De stikstofdepositie ligt bij het merendeel van de hellingsschraallanden boven de kritische depositiewaarde van de betreffende habitattypen en heeft de afgelopen decennia gezorgd voor ophoping van stikstof in de bodem. Daarnaast is gebleken dat voor zowel flora als fauna de hoge mate van versnippering en isolatie van het leefgebied een belangrijk knelpunt vormt.
Het huidige O+BN project "Hellingschraallanden 2e fase" bouwt voort op deze bevindingen uit de 1e fase. Met onderzoek naar de mogelijkheden voor herstel van soortenrijk hellingschraalland op voormalige landbouwgrond wordt gezocht naar maatregelen waarmee de versnippering en isolatie van hellingschraallanden kan worden tegengegaan. Met onderzoek naar de geremde nitrificatie in het heischrale grasland wordt meer inzicht verkregen in de stikstofproblematiek in dit habitattype en de mogelijke oplossingen hiervoor.
Beide onderzoeks-onderdelen leveren informatie aan die mede van belang is voor de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). In de PAS zijn onder meer potentiële maatregelen voor uitbreiding van het areaal hellingschraalland opgenomen. In het voorliggende onderzoek zijn deze op gebiedschaal in het veld onderzocht. Het tweede onderzoeksonderdeel, ontrafeling van de stikstofhuishouding in het heischrale grasland, is van belang om de effecten van bron- en effectgerichte maatregelen voor dit habitattype beter te kunnen inschatten.

Ontwikkeling hellingschraalland op voormalige landbouwgrond
De mogelijkheden voor ontwikkeling van soortenrijk hellingschraalland op voormalige landbouwgrond werd onderzocht in een grootschalig experiment op de Verlengde Winkelberg. Hier zijn in 2007 drie proefvlakken van 0,75 ha ontgrond. Op twee van de proefvlakken is in de zomer van 2008 vers maaisel van de Berghofweide opgebracht. De ontwikkeling van bodem, vegetatie en fauna in de proefvlakken werd gevolgd van 2009 tot 2012.

Ontgronden heeft geleid tot een significante en langdurige verlaging van de voor planten beschikbare concentratie fosfaat en stikstof. De soortenrijkdom en dichtheid aan planten, insecten en bodemmesofauna is toegenomen in alle proefvlakken waar maatregelen zijn uitgevoerd. Voor vaatplanten leidde het opbrengen van maaisel uit een goed ontwikkeld reservaat na ontgronden tot de vestiging van een groot aantal karakteristieke schraalgraslandsoorten, waaronder meer dan 20 Rode lijstsoorten. Voor vlinders, wantsen en bijen bleek maaisel opbrengen eveneens een meerwaarde te hebben. Voor een aantal andere insectengroepen werden de hoogste dichtheden aan typische schraalgraslandsoorten juist gemeten in het ontgronde proefvlak zonder maaisel.
De proefvlakken op de Verlengde Winkelberg zijn vijf jaar na uitvoering van de maatregelen nog steeds in ontwikkeling al gaan de veranderingen minder snel dan in de eerste twee jaar. Voor een aantal insectengroepen liggen de soortenaantallen en dichtheden van typische hellingschraallandsoorten nog erg laag. Typische faunasoorten die niet of nauwelijks in staat zijn te vliegen ontbreken ook na vijf jaar geheel, ondanks de afstand van slechts een paar honderd meter tot bronpopulaties.
Of op voormalige landbouwgrond daadwerkelijk ontwikkeling tot de prioritaire habitattypen kalkgrasland (H6210) of heischraal grasland (H6230) mogelijk is hangt sterk af van de lokale bodemcondities en is met dit onderzoek niet onomstotelijk vastgesteld. Ook de lange termijn effecten zijn nog onduidelijk, waardoor het nog niet duidelijk is of met deze maatregelen de uitbreidingsdoelstellingen voor de habitattypen kalkgrasland en heischraal grasland kunnen worden gerealiseerd.

Uit de literatuur is bekend dat het bodemleven (bacterien, schimmels, bodemmesofauna) sterk verschilt tussen landbouwgrond en natuurreservaten en dat herstel van het bodemleven moeizaam verloopt. Om te onderzoeken of deze problemen voorkomen kunnen worden door het kleinschalig enten van bodemmateriaal is in 2011 binnen het grootschalige experiment een kleinschalig experiment met bodementen uitgevoerd. Zowel in het proefvlak ontgronden (O) als in het proefvlak ontgronden met opgebracht maaisel (OMd) werd kleinschalig bodemmateriaal afkomstig van een aantal goed ontwikkelde donorterreinen opgebracht. In 2012 werd de bodemmesofaunasamenstelling bemonsterd op de geënte plekken en op controlelocaties. Daarnaast is gekeken naar het effect van bodementen op mycorrhiza-schimmels. Het enten had geen effect op de bodemmesofauna. De aanwezigheid van mycorrhiza-schimmels werd positief beïnvloed door het bodementen.

Om inzicht te krijgen in de mogelijkheden voor macrofauna om nieuwe terreinen te koloniseren door het opbrengen van maaisel en het enten met bodemmateriaal van goed ontwikkelde reservaten zijn twee experimenten uitgevoerd. In het eerste werd de fauna bemonsterd in de vegetatie vóór en na maaien en maaiseltransport. Daarbij is onder meer gekeken naar de effecten van verschillende maai- en transporttechnieken op de overleving. In een tweede experiment is gekeken welke macrofaunagroepen voorkomen in bodemmateriaal uit goed ontwikkelde hellingschraallanden.
Bijna alle faunasoorten die zich in de vegetatie ophouden bleken (in lage dichtheden) met maaisel overgebracht te kunnen worden. De maaimethode (cyclomaaier of messenbalk) bleek geen effect te hebben op de dichtheden van insecten in het maaisel. De transportmethode had wel invloed op de effectiviteit; bij handmatig transport direct uitgevoerd na het maaien was de dichtheid aan overgebrachte evertebraten zes maal zo hoog als bij machinaal transport uitgevoerd één dag na maaien. Bodembewonende faunasoorten, waaronder zich slecht verbreidende groepen als pissebedden, miljoenpoten,

duizendpoten en huisjesslakken, bleken niet te worden overgebracht met maaisel. Wel bleken deze groepen in bodemmateriaal van donorlocaties aanwezig te zijn.

In de eerste fase van het O+BN onderzoek (2005) waren reeds enkele kleinschalige beheerexperimenten (proefvlakken van 3 bij 3 meter) opgestart om te kijken naar de ontwikkeling van vegetatie en bodem na diverse combinaties van maatregelen. Deze experimenten zijn in het huidige onderzoek verder gemonitord waardoor een meetreeks is ontstaan met resultaten van nul tot zeven jaar na uitvoering. In deze experimenten is gekeken naar maatregelen gericht op het afvoeren van nutriënten (plaggen van de bovenste 10 cm en tweemaal per jaar maaien en afvoeren) en naar het faciliteren van de vestiging van karakteristieke plantensoorten van hellingschraallanden door het uitleggen van maaisel uit goed ontwikkelde graslandreservaten.
Plaggen in combinatie met het uitleggen van maaisel leidde ook op de langere termijn tot het beste herstel van soortenrijke heischrale vegetatie. In aanvulling op het grootschalige experiment hebben deze experimenten aangetoond dat in sommige gevallen ook soortenrijk kalkgrasland ontwikkeld kan worden op voormalige landbouwgrond zonder ontgronden, door tweemaal per jaar te maaien (Doeveberg). Voorwaarde is wel dat ondiep in de ondergrond kalk aanwezig is en bronpopulaties van kalkgraslandplanten aanwezig zijn in de directe omgeving. In de twee onderzochte terreinen die niet in landbouwkundig gebruik zijn geweest, maar sterk zijn verruigd bleek tweemaal per jaar maaien geen effectieve maatregel voor herstel van soortenrijke hellingschraallandbegroeiingen.

Stikstofhuishouding in de heischrale zone
In het voorgaande O+BN onderzoek (1^{e} fase) werd geconstateerd dat de stikstofhuishouding in de heischale zone veelal verstoord is. Het nitrificatieproces bleek sterk geremd, waardoor ammonium de overheersende stikstofvorm is geworden, in plaats van nitraat. Ammonium is in potentie toxisch voor veel kenmerkende doelsoorten uit het heischrale milieu, en blijft ook nog eens langer in het systeem aanwezig dan nitraat. Onderzoek naar de stikstofhuishouding in de heischrale vegetatie is verricht door allereerst de bodemchemie van een aantal locaties waar hoge of juist lage nitrificatiesnelheden werden verwacht te meten. Van deze locaties zijn in april 2011 opnieuw bodemmonsters verzameld waaraan de potentiële ammoniumoxiderende activiteit is gemeten als maat voor de potentiële nitrificatiesnelheid. Deze metingen bevestigden het beeld uit de eerste fase en werden later gebruikt voor het bepalen van de onderzoekslocaties voor de kolom- en veldexperimenten.

Om inzicht te krijgen in de mogelijke rol van de bodemmesofauna in de stikstofhuishouding is in het voorjaar van 2010 in drie goed ontwikkelde hellingschraalgraslandreservaten de bodem bemonsterd langs de gradiënt die van kiezelkop-, via heischraal naar het kalkgraslanddeel van de hellingen verloopt. Uit deze bemonstering bleek dat de dichtheid van de bodemmesofauna min of meer gelijk was over de gradiënt. Wel waren er duidelijke verschillen in de soortensamenstelling tussen de verschillende delen van de gradiënt. Deze verschillen konden echter het verschil in stikstofhuishouding tussen het heischrale deel en de overige delen van de hellingen niet verklaren.

Om te proberen de geremde nitrificatie weer op gang te brengen is een entexperiment uitgevoerd met intacte bodemkolommen in een klimaatcel. Het experiment werd uitgevoerd met bodemkolommen waarvan de vegetatie was

verwijderd, afkomstig van de Koeberg en de Tiendeberg, locaties waar een lage nitrificatiesnelheid werd gevonden. In dit experiment is tweemaal geënt. De eerste keer werd geënt met materiaal van de eigen helling waar de nitrificatie wat hoger was. Voor de tweede poging werd materiaal gebruikt uit de heischrale zone van het Hoefijzer, waar consistent de hoogste nitraatvorming in de bodem werd gemeten. In beide experimenten werd geen significant effect gevonden van de behandelingen op het nitraat- of ammoniumgehalte in het bodemvocht. Wel bleek in alle kolommen nitrificatie op gang te komen, wat erop wijst dat aanwezigheid van vegetatie een belangrijke factor is in de geremde nitrificatie.

Mede omdat het al dan niet aanwezig zijn van vegetatie van grote invloed bleek te zijn op de nitrificatie is in mei 2012 een veldexperiment ingezet. Hiermee werd de invloed van verwijdering van de vegetatie door ondiep plaggen onderzocht, al dan niet gecombineerd met de toevoer van bodementmateriaal van een relatief goed nitrificerende locatie (Hoefijzer). Dit kleinschalige experiment is gestart op twee locaties waar de nitrificatie altijd laag tot zeer laag was. Vooralsnog zijn er geen (duidelijke) effecten van bodementen op de nitraatconcentraties gevonden, wel is er een duidelijk plageffect. Na ondiep afsteken van de vegetatie nam de nitraatconcentratie in de bodem op beide hellingen sterk toe. Ook is er kieming en de eerste vestiging vastgesteld van de heischrale testsoort, Valkruid. Het experiment heeft echter nog te kort geduurd om dit goed te kunnen vaststellen en zal dit jaar worden vervolgd.

Met betrekking tot herstel van de heischrale zone heeft het onderzoek nog niet geleid tot een duidelijke maatregel die bij de huidige depositieniveaus als effectieve herstelmaatregel in de PAS kan worden opgenomen om de effecten van stikstofdepositie tegen te gaan. Kleinschalig afplaggen van de vegetatie in combinatie met het opbrengen van entmateriaal kan mogelijk een positief effect hebben, maar hard bewijs ontbreekt vooralsnog. Met deze maatregel wordt de duidelijk kwetsbare vegetatie verder aangetast, waardoor dit slechts op kleine schaal uitgevoerd kan worden.
Aangezien heischrale vegetaties wat stikstofdepositie betreft tot de meest gevoelige habitattypen van Nederland behoren moge het duidelijk zijn dat de blijvend verhoogde toevoer van stikstof nog steeds een groot probleem is. Naast onderzoek naar mogelijke effectgerichte maatregelen, blijft het daarom noodzakelijk het stikstofprobleem bij de bron aan te pakken.

Beheersaanbevelingen
Op basis van de resultaten uit dit fase-2 onderzoek kan worden geconcludeerd dat uitbreiding van soortenrijk hellingschraalland op voormalige landbouwgrond goed haalbaar is. Daarbij is het belangrijk om de voedselrijkdom van de bodem, variatie in moedermateriaal en aanwezigheid van bijzondere structuren en relictpopulaties in kaart te brengen als basis voor de herstelmaatregelen. In specifieke gevallen (ondiepe kalk, relictpopulaties in de nabije omgeving en beperkte nutrientenverzadiging van de bodem) kan worden volstaan met twee maal per jaar maaien en afvoeren. De effecten hiervan op de fauna zijn echter niet onderzocht. Op locaties met dieper liggende kalk of gebrek aan bronpopulaties is verwijdering van de nutriëntenrijke toplaag een beter alternatief voor herstel van bodem, vegetatie en fauna.
Het opbrengen van maaisel van goed ontwikkelde reservaten draagt sterk bij aan een verhoging van de soortenrijkdom van de vegetatie en in beperkte mate aan de soortenrijkdom van wantsen, vlinders en bijen (door het bevorderen van voedselplanten). Voor karakteristieke soorten loopkevers, sprinkhanen en bijen van hellingschraallanden is het van belang dat er ook

voldoende kale grond beschikbaar blijft. Het is daarom aan te bevelen maaisel niet vlakdekkend op te brengen maar enkele ontgronde stukken ongemoeid te laten zodat een mozaïek van kale en bloemrijke plekken ontstaat. Ook in het vervolgbeheer moet gelet worden op het voldoende open houden van de vegetatie, hiervoor zijn in de 1e fase diverse beheersaanbevelingen gedaan. In aanvulling op de maatregelen ontgronden en maaisel opbrengen zijn aanvullende maatregelen nodig voor het opheffen van dispersieknelpunten voor de fauna, aangezien niet vliegende soorten niet in staat blijken nieuw ontwikkelde hellingschraallanden te bereiken. Het opbrengen van een tweede maaiselgift of gericht vangen en opbrengen zijn geschikte methoden voor het overbrengen van vegetatiebewonende macrofauna soorten. Kleinschalig bodementen kan een gunstig effect hebben op de bodemmesofauna (hoewel vestiging in dit experiment niet is opgetreden). Ook bodembewonende macrofaunagroepen met een slecht dispersievermogen, zoals pissebedden en miljoenpoten, die een belangrijke rol spelen in de afbraak van plantaardig materiaal kunnen potentieel met bodemmateriaal worden overgebracht. Voor mycorrhiza is bodementen een effectieve maatregel gebleken.

Inhoudsopgave

1 INLEIDING 7

1.1 Aanleiding 7

1.2 Achtergrond 7

1.3 Focus en onderzoeksvragen 9

1.3.1 Ontwikkeling soortenrijk hellingschraalland op voormalige landbouwgrond 9

1.3.2 Verstoorde stikstofhuishouding heischrale soorten 10

1.4 Onderzoeksconsortium 11

1.5 Leeswijzer 11

2 ONDERZOEKSOPZET 13

2.1 Aanpak ontwikkeling hellingschraalland 13

2.2 Aanpak Onderzoek verstoorde stikstofhuishouding 14

3 ONDERZOEKSGEBIEDEN 16

3.1 Verlengde Winkelberg 16

3.2 Bemelerberg (Strooberg en Winkelberg) 16

3.3 Hoefijzer 17

3.4 Schiepersbergcomplex (Koeberg en Orchis simia-terrein) 17

3.5 Berghofweide 17

3.6 Kannerhei 18

3.7 Kunderberg 18

3.8 Wrakelberg 19

3.9 Doeveberg 19

3.10 Tiendeberg 20

4 METHODES & ONDERZOEKSUITVOERING 21

4.1 Kleinschalige experimenten 21

4.2 Grootschalig experiment **22**
4.2.1 Monitoring bodemchemie 23
4.2.2 Monitoring vegetatieontwikkeling 23
4.2.3 Monitoring fauna 23
4.2.4 Introductie experimenten fauna 24
4.2.5 Bodemmesofauna 25

4.3 Deskstudie planteigenschappen **26**

4.4 Dispersievectoren macrofauna **26**
4.4.1 Aanleiding 26
4.4.2 Fauna in maaisel 27
4.4.3 Fauna in bodemmateriaal 30

4.5 Entproef **32**
4.5.1 Uitvoering 32
4.5.2 Bodemmesofauna 32
4.5.3 Mycorrhiza 33
4.5.4 Bodemchemie 34

4.6 Bodemonderzoek verstoorde stikstof-huishouding **34**

4.7 Inventarisatie bodemmesofauna **34**

4.8 Kolomexperiment met intacte bodems **35**

4.9 Kleinschalig veldexperiment nitrificatie **39**

5 RESULTATEN ONTWIKKELING HELLING-SCHRAALLAND **41**

5.1 Kleinschalige herstelexperimenten **41**
5.1.1 Ontwikkeling op voormalige landbouwgrond 41
5.1.2 Ontwikkeling vanuit een verruigde situatie 50
5.1.3 Conclusies kleinschalige herstelexperimenten 51

5.2 Grootschalig herstelexperiment **53**
5.2.1 Bodemchemie 53
5.2.2 Vegetatie 61
5.2.3 Loopkevers 71
5.2.4 Wantsen 77
5.2.5 Mieren 81
5.2.6 Vlinders 87
5.2.7 Sprinkhanen 91
5.2.8 Zweefvliegen 94
5.2.9 Bijen 98
5.2.10 Bodemmesofauna 101

5.3 Deskstudie planteigenschappen **107**

5.4 Dispersievectoren Fauna **108**
5.4.1 Maaisel 108
5.4.2 Bodemmateriaal 115
5.4.3 Conclusies 118

5.5 Bodementexperiment **120**
5.5.1 Bodemchemie 120

5.5.2 Bodemmesofauna 121
5.5.3 Mycorrhiza 125

6 RESULTATEN VERSTOORDE STIKSTOF-HUISHOUDING 128

6.1 Bodemchemie van de verschillende vegetatietypen 128

6.2 Stikstofconcentratie in de heischrale zone 131

6.3 Resultaten potentiële nitrificatiesnelheid (PAA) metingen 135

6.4 Bodembiota in de gradiënt 136

6.5 Kolomexperiment 142

6.6 Veldexperiment 146

7 SYNTHESE 148

7.1 Ontwikkeling hellingschraalland op voormalige landbouwgrond 148
7.1.1 Ontwikkelingen op de Verlengde Winkelberg 148
7.1.2 Kleinschalige beheerexperimenten 151
7.1.3 Knelpunten met betrekking tot dispersie van soorten 151
7.1.4 Kennisvragen 153

7.2 Verstoorde stikstofhuishouding heischrale zone 154
7.2.1 Inleiding 154
7.2.2 Verstoorde N-huishouding: wel of geen nitrificatie 154
7.2.3 Op weg naar een mogelijke herstelmaatregel 156
7.2.4 Kennisvragen 157

8 AANBEVELINGEN VOOR BEHEER EN BELEID 158

DANKWOORD 160

LITERATUUR 161

BIJLAGES 167

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

De Zuid-Limburgse kalkgraslanden (H6210) en heischrale graslanden (H6230) herbergen een groot aantal planten- en diersoorten die in Nederland bijna uitsluitend tot deze hellingschraallanden beperkt zijn. Beide habitattypen zijn binnen Natura 2000 aangewezen als prioritair en bijna alle nog bestaande hellingschraallanden liggen binnen de als Natura2000 aangewezen gebieden. De Natura2000 opgave voor de hellingsschraallanden (H6210 en H6230) bestaat uit uitbreiding van het oppervlak en verbetering van de kwaliteit. Als onderdeel van het kleinschalige heuvellandschap in Zuid-Limburg hebben de hellingschraallanden naast een belangrijke natuurwaarde ook een belangrijke toeristische en cultuurhistorische waarde.

Uit de 1e fase van het O+BN onderzoek aan de Zuid-Limburgse hellingschraallanden (Smits et al. 2009; van Noordwijk et al. 2012a; van Noordwijk & Nijssen 2012) is gebleken dat veel karakteristieke planten- en diersoorten binnen de huidige natuurreservaten nog steeds achteruitgaan. Een belangrijke oorzaak hiervoor is de verhoogde beschikbaarheid van stikstof. De stikstofdepositie ligt bij het merendeel van de hellingsschraallanden boven de kritische depositiewaarde van de betreffende habitattypen en heeft de afgelopen decennia gezorgd voor ophoping van stikstof in de bodem. Daarnaast is gebleken dat voor zowel flora als fauna de hoge mate van versnippering en isolatie van het leefgebied een belangrijk knelpunt vormt. Het huidige O+BN project "Hellingschraallanden 2e fase" bouwt voort op deze bevindingen uit de 1e fase. Met onderzoek naar de mogelijkheden voor herstel van soortenrijk hellingschraalland op voormalige landbouwgrond wordt gezocht naar maatregelen waarmee de versnippering en isolatie van hellingschraallanden kan worden tegengegaan. Met onderzoek naar de geremde nitrificatie in het heischrale grasland wordt meer inzicht verkregen in de stikstofproblematiek in dit habitattype en de mogelijke oplossingen hiervoor. Beide onderzoeks-onderdelen leveren informatie aan die mede van belang is voor de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). In de PAS zijn onder meer potentiële maatregelen voor uitbreiding van het areaal hellingschraalland opgenomen. In het voorliggende onderzoek zijn deze op gebiedschaal in het veld onderzocht. Het tweede onderzoeksonderdeel, ontrafeling van de stikstofhuishouding in het heischrale grasland, is van belang om de effecten van bron- en effectgerichte maatregelen voor dit habitattype beter te kunnen inschatten.

1.2 Achtergrond

Hellingschraallanden zijn in Nederland gelegen op hellingen die doorgaans een duidelijke gradiënt in het moedermateriaal vertonen: boven aan de helling worden (met name in het westen van Zuid-Limburg) grindrijke Maasafzettingen gevonden, op de steilere middengedeelten komt

kalkgesteente dicht aan de oppervlakte, terwijl onder aan de helling colluviaal materiaal is afgezet. De bijbehorende graslandtypen zijn bovenaan de helling heide en zure kiezelkopgraslanden (*Thero-Airion*), gevolgd door een zone met heischrale vegetatie (*Nardo-Galion saxatilis*), met daarna het kalkgrasland (*Mesobromion erecti*) en tenslotte onderaan Glanshavergemeenschappen (*Arrhenatherion elatioris*) of ruigtebegroeiingen (*Arction*) (Bobbink & Willems 2001; Smits et al. 2009).

Wat betreft de kalkgraslanden wordt tegenwoordig in brede kring de opvatting gedeeld dat deze tot het verbond Mesobromion erecti behoren. De Zuid-Limburgse kalkgraslanden maken deel uit van dit verbond, waarbinnen ze worden gerekend tot de associatie Gentiano-Koelerietum (Willems, 1982; Schaminée et al. 1996). Binnen het verbond der heiscrhale graslanden (*Nardo-Galion saxatilis*) worden in ons land vier gemeenschappen onderscheiden, waarvan er twee te vinden zijn op droge of vochtige Pleistocene zandgronden en één gemeenschap vrijwel beperkt is tot de duinen. De gemeenschap van Betonie en Gevinde kortsteel (*Betonico-Brachypodietum*) is de Zuid-Limburgse vorm van het heischrale grasland. Bijzondere soorten zijn Betonie (*Stachys officinalis*), Welriekende nachtorchis (*Platanthera bifolia*), Veldgentiaan (*Gentianella campestris*), Herfstschroeforchis (*Spiranthes spiralis*) en Groene nachtorchis (*Coeloglossum viride*). Daarnaast zijn in dit type heischraal grasland ook altijd soorten uit het kalkgrasland aanwezig, waaronder Gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*) (Swets et al. 1996; Bobbink & Willems 2001).

Wanneer we de kalkgraslanden en heischrale graslanden van Zuid-Limburg in internationaal verband bezien, dan blijkt dat ons land voor beide ecosystemen een grote verantwoordelijkheid draagt. Dit blijkt onder meer uit de plek die deze begroeiingstypen binnen Natura 2000 innemen. Beide behoren tot de in totaal 51 habitattypen waarvoor Nederland een Europese verantwoordelijkheid draagt (Janssen & Schaminée 2003, 2004). In beide gevallen betreft het bovendien een prioritair habitattype, waarvoor de landen extra inspanningen dienen te leveren. Een bijzonder aspect van de Zuid-Limburgse hellinggraslanden is hun landschappelijke context. Vrijwel nergens anders in Europa is de samenhang tussen heischrale graslanden en kalkgraslanden – in hun setting met kiezelkopgraslanden, rotsrandjes boven mergelgroeven, ruigten en zomen op plekken waar voedingsstoffen ophopen, en omringend door bosgebied – op dergelijke korte afstanden van elkaar aanwezig.

De grote variatie in microhabitats maakt de Zuid-Limburgse hellingschraallanden ook bijzonder rijk aan insecten en andere ongewervelden. Karakteristieke insectensoorten die in de hellingschraallanden worden aangetroffen zijn onder andere de sprinkhanen Zoemertje (*Stenobothrus lineatus*), Negertje (*Omocestus rufipes*) en Schavertje (*Stenobothrus stigmaticus*) en vlinders als Bruin dikkopje (*Erynnis tages*), Veldparelmoervlinder (*Melitaea cinxia*) en Bruin blauwtje (*Aricia agestis*). Ook onder loopkevers, wantsen, mieren, bijen en vele andere evertebratenfamilies vinden we diverse soorten die typisch zijn voor de hellingschraallanden. Een deel van deze soorten wordt in Nederland uitsluitend in de hellingschraallanden aangetroffen. Dit betreft veelal soorten die in Europa een zuidelijke verspreiding kennen en in de hellingschraallanden van Zuid-Limburg de noordwest-grens van hun areaal bereiken. Deze soorten zijn gebonden aan het uitzonderlijk warme microklimaat in de kalkgraslanden (Lindroth 1949; Bos et al. 2006; van Noordwijk et al 2012b). Dit wordt veroorzaakt door de temperatuurvasthoudende eigenschappen van kalksteen, de ligging op een helling en de veelal zuidelijke expositie in combinatie met de open

vegetatiestructuur (Barkman & Stoutjesdijk 1987). Daarbij is over de gradient in bodemmateriaal een vochtgradient te vinden met extreem droge bodems in de kiezelkopgraslanden en warme, maar relatief vochtige bodems in de kalkgraslandzone. Deze gradient draagt wederom bij aan de grote soortenrijkdom van de hellingschraallanden (van Noordwijk et al. 2012b). Een groot deel van de typische soorten van hellingschraallanden wordt ook buiten de hellinschraallanden aangetroffen, bijvoorbeeld in droge heide, bloemrijke hooilanden of stuifzanden. Het voorkomen van al deze soorten bij elkaar op een klein oppervlak maakt de hellingschraallanen echter uniek (Turin 2000, Kleukers et al. 1997; Bos et al. 2006; Peeters et al. 2012a; Reemer et al. 2009). Hellingschraallanden kennen daarmee een zeer complex voedselweb met vele gespecialiseerde interrelaties, waarbij de top van de voedselketen wordt gevormd door inmiddels zeldzaam geworden predatoren als de grauwe klauwier (van den Burg et al. 2011). Ook voor enkele amfibieën zoals de Vroedmeesterpad en de Geelbuikvuurpad vormen kalkgraslanden een belangrijk landhabitat (Bobbink & Willems 2001).

1.3 Focus en onderzoeksvragen

Het huidige O+BN onderzoek "Hellingschraallanden 2e fase" richt zich op twee thema's. Het eerste deel is gericht op praktijkonderzoek naar de mogelijkheden voor herstel van soortenrijk hellingschraalland op voormalige landbouwgrond voor zowel flora als fauna. Het tweede onderzoeksonderdeel richt zich op het ontrafelen van het mechanisme achter de geremde nitrificatie in de heischrale vegetatiezone en het ontwikkelen van maatregelen om dit knelpunt op te lossen.

1.3.1 Ontwikkeling soortenrijk hellingschraalland op voormalige landbouwgrond

Uitbreiding van het areaal hellingschraalland is ruimtelijk gezien mogelijk op voormalige landbouwgrond die veelal in het laatste decennium in handen is gekomen van natuurbeheerinstanties. Ontwikkeling van gebieden nabij bestaande reservaten draagt het meest bij aan duurzaam behoud van kwetsbare populaties doordat populaties groter kunnen worden en meerdere sub-populaties kunnen vormen die met elkaar in verbinding staan (Hanski 1999). Bij herstel van hellingschraalland vanuit voormalig agrarisch gebruik moeten allereerst de abiotische condities hersteld worden. De sterk verhoogde nutrientenniveaus moeten drastisch worden verlaagd. Het afgraven van de nutrientenrijke toplaag is veruit de snelste manier om deze verlaging in nutrienteniveaus te bewerkstelligen. Deze methode is reeds met goed resultaat toegepast in onder meer natte graslanden (Hölzel & Otte 2003), op droge zandgronden (Bekker et al. 2009) en in vlak liggende kalkgraslanden (Kiehl et al. 2006; Kiehl & Pfadenhauer 2007). Gezien het beperkte verspreidingsvermogen van veel karakteristieke plant- en diersoorten van de hellingschraallanden (Smits et al. 2009; van Noordwijk et al. 2012a, van Noordwijk et al. 2012b) zijn vervolgens aanvullende maatregelen nodig om ervoor te zorgen dat deze soorten de ontgronde gebieden kunnen bereiken. Voor de vegetatie zijn reeds goede resultaten geboekt met het overbrengen van vers maaisel uit een goed ontwikkeld donorterrein (Smits et al. 2009; Hölzel & Otte 2003; Kiehl et al. 2006; Kiehl & Pfadenhauer 2007). Ook sprinkhanen bleken met maaisel nieuwe terreinen te kunnen bereiken (Kiehl & Wagner 2006). In het voorliggende onderzoek zijn deze maatregelen op praktijkschaal uitgevoerd om te onderzoeken of op

deze wijze soortenrijk hellingschraaland hersteld kan worden. De daarbij gestelde onderzoeksvragen waren:

Op welke wijze en in welke mate kan soortenrijk hellingschraalland gecreëerd worden op voormalige landbouwgrond?

a) Is het afplaggen van de nutriëntenrijke toplaag en het opbrengen van soortenrijk maaisel ook op de lange termijn effectief voor herstel van de vegetatie?
b) Zorgt het voor een duurzaam voedselarmere bodem?
c) Voor welke plantensoorten werkt uitleggen van maaisel niet en welke maatregel is in dit geval wel effectief?
d) Hoe herstelt de fauna zich na ontgronden? Voor welke diergroepen is uitleggen van maaisel effectief en voor welke diergroepen moeten ander maatregelen worden getroffen?
e) Treed er een gebrek op aan essentiële bodembiota zoals specifieke functionele groepen van mijten, springstaarten en mycorrhiza-schimmels? Vormt dit een knelpunt in het herstel van hellingschraallanden op voormalige landbouwgrond?
f) Welk vervolgbeheer en met welke tijds- en ruimtelijke fasering moet ingezet worden op geplagde landbouwgrond om het herstel van schraalland vegetatie en –fauna te optimaliseren?

1.3.2 Verstoorde stikstofhuishouding heischrale soorten

De omvang en kwaliteit van het heischrale grasland in Zuid-Limburg is sinds 1950, maar ook nog na 1980, sterk achteruit gegaan. Zo zijn bijvoorbeeld 10 karakteristieke plantensoorten uit deze vegetatie (5 orchidee-soorten en 5 kruiden, allemaal Rode-lijst soorten) vrijwel helemaal verdwenen uit de Zuid-Limburgse hellingschraallanden. Dit ondanks de grote beheerinspanningen van de afgelopen 30 jaar (Smits et al. 2006). Als gevolg van de geïsoleerde ligging en de afwezigheid van restpopulaties in de nabije omgeving van resterende hellingschraallanden is de verspreiding via zaden en daarmee de eventuele hervestiging een belangrijk knelpunt in het herstel van de heischrale zone van deze hellingschraallanden. Daarnaast heeft eerder O+BN-onderzoek (fase 1) laten zien dat ook de verstoorde stikstofhuishouding een belangrijk knelpunt is (Smits et al. 2009).

Nitrificatie is een bacterieel proces waarbij ammonium in twee stappen geoxideerd wordt tot nitraat (De Boer & Kowalchuk 2001). Dit proces wordt uitgevoerd door autotrofe, ammoniumoxiderende bacteriën, terwijl zeer recent is ontdekt dat ook Archaea dit proces kunnen uitvoeren. Hun functionele rol bij het nitrificatieproces is echter nog niet duidelijk (Stahl & De la Torre 2012). In de eerste fase van het O+BN-onderzoek is gevonden dat de ammonium/nitraat ratio's in de bodem van de heischrale vegetatie aanzienlijk verhoogd waren, vergeleken met de hoger (kiezelkopgrasland) of lager (kalkgrasland) gelegen delen van de gradiënt. De oorzaak hiervan bleek een geremde nitrificatie in de bodem te zijn. De microbiële omzetting van ammonium naar nitraat vindt vrijwel niet plaats, waardoor ammonium de dominante vorm van stikstof voor de plantengroei is geworden (Smits et al. 2010a). Dit terwijl de bodem-pH in de heischrale zone, met waarden tussen de 4,8 –6,0, zeker niet te laag is voor nitrificatie. Normaliter wordt de nitrificatiesnelheid pas sterk minder als de pH onder de 4,0 ligt (o.a. Ulrich 1983; Bobbink & Lamers 1999). Verder bleek de samenstelling van de bacteriële gemeenschap, althans wat de ammoniumoxiderende bacteriën betreft, niet te verschillen met die van de boven en onder gelegen delen van

de hellinggradiënt (Smits et al. 2010a). Dit alles suggereert dat het verschil in nitrificatiesnelheid hoogstwaarschijnlijk niet kan worden toegeschreven aan de aan- of afwezigheid van de bacteriën, en dus moet liggen aan hun eventuele activiteit. Ook is in fase 1 gevonden dat de aanwezigheid van heischrale plantensoorten de snelheid van het nitrificatieproces in de bodem significant verminderde, waarschijnlijk door afgifte van allelopatische stoffen via de wortels, maar deze remming was niet compleet (Smits et al. 2010b). De worteluitscheiding van deze stoffen die de nitrificatie remmen is trouwens ook gevonden in andere milieus, zoals tropische graslanden (Subbarao et al. 2006 & 2007). Het voorliggende onderzoek heeft getracht antwoord te vinden op de onderzoeksvragen:

Wat is de oorzaak van de geremde nitrificatie in heischrale vegetaties en welke maatregelen kunnen hiertegen genomen worden?

a) Welke processen in de bodem zijn verantwoordelijk voor de geremde nitrificatie in de bodem?
b) In hoeverre hebben verhoogde ammonium/nitraatratio's en/of hoge concentraties ammonium negatieve effecten op kieming en vestiging van karakteristieke heischrale plantensoorten?
c) Wat is de rol van de bodemfauna in het decompositieproces en wat is het effect van ontgronden op de bodembiologie?
d) Met welke experimentele maatregel(en) kan/kunnen de geremde nitrificatie in de bodem worden teruggedraaid of voorkomen?
e) Levert toepassing van de maatregel in de praktijk ook herstel op van verdwenen heischrale soorten?

1.4 Onderzoeksconsortium

Het in deze rapportage beschreven onderzoek is uitgevoerd door Stichting Bargerveen (hoofdaannemer en projectleiding), Onderzoekcentrum B-Ware en Alterra. De dagelijkse uitvoering van het project was in handen van een projectgroep bestaande uit:

- Toos van Noordwijk Bargeveen Projectleiding & onderzoek insecten
- Maaike Weijters B-Ware Onderzoek bodemchemie
- Nina Smits Alterra Onderzoek vegetatie & microarthropoden
- Roland Bobbink B-Ware Onderzoek bodemchemie
- Rik Huiskes Alterra Onderzoek vegetatie
- Jan Kuper Bargerveen Onderzoek insecten
- Evi Verbaarschot B-Ware Onderzoek bodemchemie
- Loek Kuiters Alterra Onderzoek vegetatie & microarthropoden
- Eva Remke Bargeveen Kwaliteitsborging projectleiding

Daarnaast hebben diverse experts en veldassistenten aan het onderzoek bijgedragen (zie auteurslijst en dankwoord).

1.5 Leeswijzer

In het voorliggende eindrapport staan de resultaten van dit driejarige onderzoek weergegeven inclusief de reeds eerder in tussenrapportages gepubliceerde gegevens. Een aantal experimenten uit dit onderzoek bouwen voort op al eerder opgestarte onderzoeken. Waar relevant zijn gegevens uit voorgaande jaren meegenomen in deze rapportage. Dit betreft onder meer

onderdelen uit de eerste fase O+BN hellingschraalland onderzoek en uit onderzoek in het kader van de leefgebiedenbenadering, gefinancierd door Stichting het Limburgs Landschap. In hoofdstuk 1 staan de aanleiding en achtergrond van het onderzoek, de onderzoeksvragen en het onderzoeksconsortium weergegeven. In hoofdstuk 2 is aangegeven welke aanpak is gebruikt voor beantwoording van de onderzoeksvragen. In hoofdstuk 3 worden alle onderzoeksgebieden kort beschreven, waarna in hoofdstuk 4 uitleg volgt van de gehateerde methodes per uitgevoerd experiment of onderzoeksonderdeel. In hoofdstuk 5 worden de resultaten gepresenteerd van alle experimenten die betrekking hebben op het onderzoek naar de mogelijkheden voor ontwikkeling van hellingschraalland op voormalige landbouwgrond. In hoofdstuk 6 staan de resultaten van het onderzoek naar de verstoorde stikstofhuishouding in de heischrale vegetatie van de gradiënt. Hoofdstuk 7 wordt gevormd door de synthese, waarin de resultaten van alle individuele experimenten met elkaar worden vervlochten om te komen tot algemene conclusies. In hoofdstuk 8 worden deze vertaald naar concrete aanbevelingen voor beheerders en beleidsmakers.

2 Onderzoeksopzet

2.1 Aanpak ontwikkeling hellingschraalland

Om de onderzoeksvragen uit sectie 2.1 te beantwoorden zijn diverse bemonsteringen en experimenten opgezet. In tabel 2.1 is aangegeven welke experimenten antwoord moeten geven op de verschillende vragen met betrekking tot de ontwikkeling van hellingschraalland op voormalige landbouwgrond. Voor dit onderzoek is onder meer gebruik gemaakt van al lopende experimenten uit de 1e fase van het O+BN onderzoek aan de hellingschraallanden (kleinschalige beheerexperimenten) en onderzoek dat in samenwerking met Stichting het Limburgs Landschap is opgezet in het kader van de leefgebiedenbenadering (grootschalig experiment Verlengde Winkelberg).

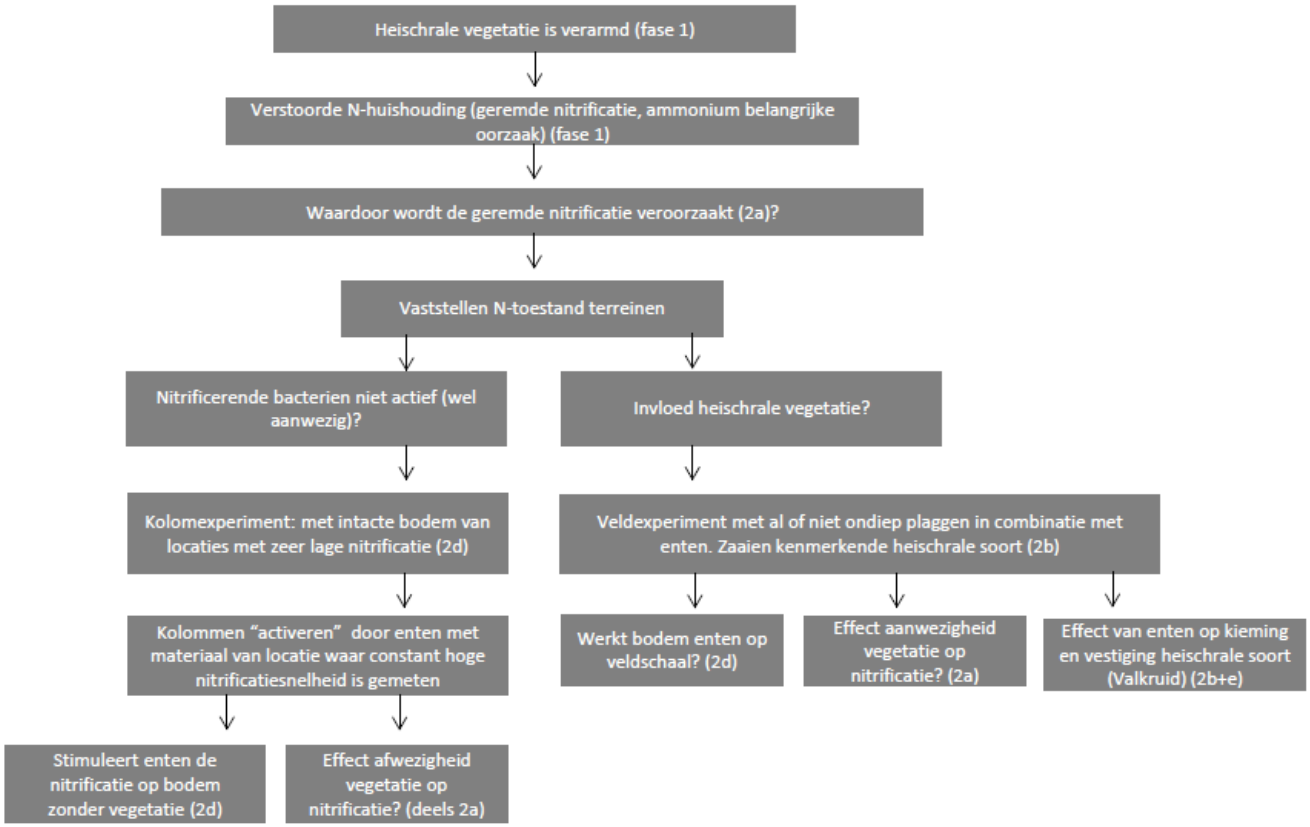
Tabel 2.1: Onderdelen van het onderzoek naar de ontwikkeling van hellingschraalland op voormalige landbouwgrond en de onderzoeksvragen die ermee beantwoord worden. Binnen het grootschalige experiment vallen monitoring van bodem, vegetatie en fauna (Monitor), onderzoek naar mycorrhiza, bodemmesofauna en bodemmacrofauna in bodementtmateriaal (Enten) en een aantal introductieexperimenten met sprinkhanen en een loopkever (Uitzet). Daarnaast zijn vegetatie en bodem bemonsterd on het kleinschalige experiment (Klein exp), is onderzoek gedaan naar fauna in maaisel (Maaisel exp), is de bodemmesofauna onderzocht in de hellingschraalland gradient (Bodem inv) en is een deskstudy uitgevoerd naar planteneigenschappen. De nummers verwijzen naar de beschrijvingen van de onderzoeksmethode in hoofdstuk 4.

Table 2.1: Research questions addressed by each of the elements of the reaearch concerning the development of nutrient poor grassland on former arable land. The numbers refer to the paragraphs of chapter 4 in which the experiments are described.

Onderzoeksvraag	Grootschalig experiment			Klein	Dispersie	Desk-
	Monitor	Enten	Uitzet	exp	vectoren	study
1a vegetatie	4.2.2			4.1		
1b voedselrijkdom	4.2.1	4.5.4		4.1		
1c maaisel	4.2.2					4.3
1d fauna	4.2.3		4.2.4		4.4	
1e bodembiota	4.2.5	4.5.2-3				
1f beheer	4.2.1-3			4.1		

2.2 Aanpak Onderzoek verstoorde stikstofhuishouding

Om inzicht te krijgen in de verstoorde stikstofhuishouding in de heischrale zone zijn diverse onderzoeksonderdelen uitgevoerd (figuur 2.1). In eerste instantie zijn locaties gezocht waar, bij een zelfde pH, geen verstoorde nitrificatie aanwezig was in de heischrale zone. Op deze locaties is het zeer waarschijnlijk dat er actieve nitrificerende bacteriën aanwezig zijn, waarbij het de bedoeling is deze actieve populaties van bacteriën te "verplaatsen" via enten naar locaties waar de nitrificatie geremd is, zodat daar de nitraatproductie op gang kan komen. Daartoe is de bodemchemie van een groot aantal terreinen in kaart gebracht om te onderzoeken of- en welke verschillen in N-huishouding er aanwezig zijn tussen de verschillende terreinen (paragraaf 4.6 en 4.7). Vervolgens is van een aantal terreinen waarvan de bodemchemie er op wees dat de nitrificatie wel, en waar niet verstoord was, de potentiële nitrificatiesnelheid bepaald (paragraaf 4.6). Op basis van deze gegevens zijn in een tweetal terreinen (de Koeberg en Tiendeberg) waar de potentiële nitrificatie steeds laag was, intacte bodemkolommen verzameld waarmee in een klimaatkamer experimenten zijn uitgevoerd. Doel van deze experimenten was het bepalen van de effectiviteit van verschillende manieren van bodem toevoegen ('enten') met betrekking tot nitraatvorming (paragraaf 4.8). Vervolgens is een kleinschalig veldexperiment ingezet op de Koeberg en op de Winkelberg waar de bodementtechnieken in het veld zijn toegepast, al of niet in combinatie met ondiep plaggen, om te bepalen of enten in het veld effect heeft op de concentratie ammonium en nitraat en de invloed van de vegetatie daarbij. Ook zijn zaden van Valkruid (Arnica montana) als testsoort uitgestrooid om de kieming en vestiging van deze kenmerkende heischrale soort te volgen (paragraaf 4.9).



Figuur 2.1: Plan van aanpak onderzoek verstoorde stikstofhuishouding

Figure 2.1: Approach research-part on the unbalanced nitrification.

3 Onderzoeksgebieden

Het onderzoek is uitgevoerd in een aantal hellingschraallanden in Zuid-Limburg. Hieronder worden alle onderzoeksterreinen kort beschreven (uit Smits et al. 2009). Aanvullende informatie, een overzichtskaart en satelietfoto's van alle terreinen zijn te vinden in Smits et al. (2009).

3.1 Verlengde Winkelberg

De Verlengde Winkelberg ligt ten oosten van het kalkgraslandreservaat de Bemelerberg in de gemeente Eijsden-Margraten. Het perceel is in 2000 aangekocht door Stichting het Limburgs Landschap en is lange tijd als intensief agrarisch grasland gebruikt. Tussen de Winkelberg, het meest oostelijke deel van de Bemelerberg, en de onderzochte delen van de Verlengde Winkelberg ligt een graslandperceel dat minder voedselrijk is dan de rest van de Verlengde Winkelberg. In dit perceel bevinden zich een aantal kale stijlwandjes waar onder meer zeldzame kalkgraslandbijen nestelen (Peeters et al. 2012b). Op de Verlengde Winkelberg zijn in 2005 een aantal proefvlakken uitgezet voor het kleinschalige experiment (zie paragraaf 4.1). In 2007 werden grote oppervlakken van dit perceel ontgrond voor het grootschalige experiment (zie paragraaf 4.2). Het terrein wordt sinds 2000 meerdere malen per jaar begraasd met een wisselend aantal schapen en/of lammeren.

3.2 Bemelerberg (Strooberg en Winkelberg)

De Bemelerberg, ook wel Bemelerhei of kortweg de Hei genoemd, ligt ongeveer vijf kilometer ten oosten van Maastricht, even ten noorden van het dorp Bemelen. De Bemelerberg beslaat een oppervlakte van 7 ha en heeft een V-vorm. Het ene been ligt in het Maasdal en heeft een zuidwestelijke expositie, het andere been is gelegen in een droogdal (Gasthuisdellegrub) en heeft een zuidelijke expositie. De Maasdalhelling omvat onder andere de Strooberg; in de zuidelijk geëxponeerde helling liggen de Winkelberg en Cluysberg.
In 1942 werd de Bemelerberg (Winkelberg, Strooberg en Cluysberg), mede dankzij het voorkomen van de zeldzame Berggamander (Teucrium montanum), aangekocht door het Limburgs landschap. Ongetwijfeld is de Bemelerberg reeds eeuwenlang een schraal weidegebied. Op de kaart uit 1924 verschijnt een eerste aanduiding van geconcentreerde boom- en struikgroei langs de Molenstraat. Recentere kaarten laten een verdere uitbreiding zien van houtige gewassen op en rond het reservaat, een ontwikkeling die zich voortzet tot 1979, wanneer de oorspronkelijke beheersvorm (extensieve beweiding met Mergellandschapen) in ere wordt hersteld. In dat jaar is ongeveer 40 % van de totale oppervlakte met bos of struweel bedekt (Hillegers 1982). Vanaf die tijd wordt opslag handmatig periodiek teruggezet.

3.3 Hoefijzer

Het natuurreservaat 'Het Hoefijzer' is (te voet) bereikbaar via het pad dat onder langs de Winkelberg en de Cluysberg oostwaarts loopt. Het terrein is gelegen op de steile zuidwest geëxponeerde noordkant in een zijdal van de Gasthuisdellegrub (een asymetrisch droogdal). De oppervlakte bedraagt ongeveer 3 ha, waarvan de helft met bos bedekt is. In de helling is een drietal kleine groeven aanwezig.
De geschiedenis van het Hoefijzer is grotendeels overeenkomstig met die van de Bemelerberg. De status van natuurreservaat heeft het Hoefijzer echter pas in 1971 gekregen, toen het terrein door het Limburgs Landschap aangekocht kon worden. De schapenbeweiding is, net als op de Bemelerberg, eind 1979 ingesteld.

3.4 Schiepersbergcomplex (Koeberg en Orchis simia-terrein)

Het Schiepersbergcomplex is gelegen in de gemeente Margraten, ten noordoosten van het dorp Cadier en Keer. Het vormt samen met onder andere de Bunderberg en de Mettenberg de noordoostwand van het droogdal Margraten-Bemelen. Het complex, dat ongeveer 25 ha groot is en overwegend zuid geëxponeerd is, omvat (van west naar oost) de volgende delen: Rozenkoele, Koeberg, Schiepersberg sensu stricto, Papenhei, Sangerijberg en Achterberg. De onderlinge begrenzing tussen de laatste vier genoemde delen is onduidelijk. De Rozenkoele betreffen een aantal voormalige kiezelgroeven op het plateau; de Julianagroeve is een voormalige kalkgroeve (Hillegers 1987). Hillegers (1987) vermeldt dat het Schiepersbergcomplex in de late Middeleeuwen deel uitgemaakt moet hebben van een groter geheel van schraalgraslanden. In de 19de eeuw neemt het areaal weidegrond gestaag af, zoals blijkt uit oude topografische kaarten; rond 1900 beslaat de oppervlakte schraalgrasland van het Schiepersbergcomplex nog 25 ha. In 1933 verdwijnt de laatste schaapherder. Tijdens de dertigerjaren werd door het Staatsbosbeheer productiebos aangelegd, waarbij echter delen van de Koeberg en de Schiepersberg sensu stricto gespaard bleven. Later is het grasland op deze delen door natuurlijke successie verdrongen door een soortenarm struweel. In het begin van de jaren 1980 beslaat het areaal grasland nog slechts enkele honderden vierkante meters. Pas in 1981 worden met overheidssubsidie zowel de Julianagroeve als de Koeberg ingerasterd; de opslag in de groeve wordt verwijderd, waarna deze ter beweiding wordt aangeboden aan de Vereniging tot Behoud van het Mergellandschaap; in 1985 wordt ook de Koeberg van struweel ontdaan en in 1986 is het gebied in erfpacht gegeven aan de Stichting het Limburgs Landschap (Verschoor et al. 2004).

3.5 Berghofweide

De Berghofweide en de aangrenzende Dikkersweide bevinden zich in de gemeente Gulpen-Wittem ten westen van het gehucht Stokhem nabij de boerderij De Berghof. Het eerste terrein is eigendom van het Staatsbosbeheer, het tweede van Natuurmonumenten. Het grootste deel van de reservaten is gelegen op de noordelijke flank van een droogdal dat ongeveer ter hoogte van de boerderij ontspringt en dat samen met een zuidelijker gelegen droogdal bij Stokhem uitmondt in het Geuldal.

Vanaf 1984 wordt er op de Berghofweide met schapen geweid en wordt er gemaaid. De Berghofweide is momenteel het enige terrein dat in de zomer wordt gemaaid en werd om die reden gekozen als donorgebied voor het maaisel voor het grootschalige experiment. Ook het maaisel experiment, dat als doel had te achterhalen welke diersoorten met verschillende maai- en transporttechnieken overgebracht kunnen worden (zie paragraaf 4.4.2), is op de Berghofweide uitgevoerd.

3.6 Kannerhei

Het terrein de Kannerhei maakt deel uit van de Sint Pietersberg en is gelegen op de westhelling, aan de kant van het Jekerdal. Reeds in 1920, toen werd gevreesd dat als gevolg van kalkwinning geleidelijk de gehele Sint Pietersberg zou verdwijnen, deed de Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten een vergeefse poging het gebied aan te kopen. Pas in 1966, nadat het afgravinggebied diverse malen was uitgebreid, werd besloten de resterende delen tot natuurgebied te verheffen. Op de Kannerhei is men eind 1984 begonnen met maaien en afvoeren van de verruigde vegetatie van het noordelijk deel en het verwijderen van bomen en struiken van het zuidelijk deel. Ook de Kannerhei was grotendeels dichtgegroeid met bomen en struiken, maar een klein gedeelte in de uiterste noord-westhoek, waar de kalk aan de oppervlakte komt, is steeds open grasland gebleven. Afgezien van dit kleine stukje 'echt' kalkgrasland in het noordwesten van het terrein wordt dit terrein gekenmerkt door een schrale, matig productieve en homogene begroeiing, grotendeels te rekenen tot de Rompgemeenschap Agrostis capillaris-[Galio-Festucetalia]. Er zijn een aantal jaren geleden een aantal grote eiken midden in de Kannerhei gekapt. De verwachting is dat dit op termijn heel gunstig zal zijn voor de vegetatie (mond. meded. Van Tooren). Daar staat tegenover dat het grasland de afgelopen tien jaar minder openheid vertoont. In 2003 is de begrazingsdruk sterk opgevoerd. De verwachting is dat de gewenste begrazingsdruk ook de komende jaren gerealiseerd kan worden en dat de Kannerhei dus snel beter zal worden.

3.7 Kunderberg

De Kunderberg is gelegen in de gemeente Voerendaal, ongeveer een kilometer ten noordoosten van Ubachsberg. Het ongeveer 9 ha grootte terrein is op de westhelling van dit plateau gelegen en omvat een aantal delen, waaronder een kalksteengroeve, een open bos en een krijthellinggrasland. Geleidelijk raakte de groeve overwoekerd met struiken en bomen, waarvan een groot gedeelte in 1982 en 1983 gekapt is. Sindsdien vindt extensieve beweiding plaats met Mergellandschapen. Het graslandperceel tenslotte is het deel waaraan het Kunderbergcomplex zijn bekendheid dankt. Dit perceel is voor het publiek op paden toegankelijk. Aan de onderzijde van deze helling is de oude kalksteengroeve gelegen; aan de bovenzijde gaat de helling over in een door een landbouwweg afgescheiden gedeelte dat een tamelijk hobbelig reliëf kent. Ofschoon weinig bekend is over het oorspronkelijk beheer, mag worden aangenomen dat sprake moet zijn geweest van extensieve beweiding met schapen, zoals blijkt uit oud fotomateriaal (Hillegers 1987). Omstreeks 1925 is, zoals op veel plaatsen in Zuid-Limburg, de begrazing stopgezet. Tot de aankoop in 1958 door het Staatsbosbeheer is geen actief beheer uitgevoerd. Na de verwerving is begin jaren 1960 onderlangs de helling en langs weerszijden van de opgaande weg een haag geplant. Bovenlangs de helling, op het min of meer vlakke gedeelte, zijn struiken geplant, als een

soort buffer tegen de aangrenzende landbouwgrond (het vroegere struweel was gedeeltelijk in rook opgegaan). Tegelijkertijd is onderaan de helling een kunstmatige poel aangelegd ter compensatie van een verdwenen poel aan de overzijde van de berg. Aannemelijk is dat de vegetatie af en toe in brand werd gestoken, bijvoorbeeld op 'fakkelzondag'. Tot eind jaren zeventig was maaien en afvoeren de gebruikelijke beheersvorm. In sommige jaren werd het bultige deel (bovenaan en in de driehoek) overgeslagen. Een en ander hing samen met de weersomstandigheden: er werd toentertijd laat gemaaid, meestal pas in november, met als gevolg dat het hoge gras soms te nat was om te kunnen maaien. Het 'afgevoerde' maaisel werd opgestapeld nabij de poel, die nog steeds een sterk verruigd karakter heeft. Gedurende een periode van ruim tien jaar werd vervolgens branden als beheersmaatregel toegepast. Ongecontroleerde branden (dorpsjeugd) vonden plaats tot 1980. In dat jaar is Staatsbosbeheer begonnen met gecontroleerd branden (in de nawinter of in het vroege voorjaar), voor een periode van drie jaar. Opmerkelijk was dat in de brandperiode de grote muggenorchissen sterk toenamen en ook aanzienlijk forser werden. De eerste 'beweiding' (met permanent enkele hobby-dieren) vond plaats op het particuliere stuk van de groeve (omstreeks 1980). Vervolgens is de graslandhelling ingerasterd en eind jaren 1980 is de beweiding uitgebreid tot in het tussenliggende open bos, waarbij het bos door Staatsbosbeheer flink is uitgedund.

3.8 Wrakelberg

Het ongeveer 7 ha grote natuurreservaat de Wrakelberg is gelegen in de gemeente Wylré ten noorden van de Wrakelbergweg tussen de dorpen Fromberg en Ubachsberg. De Wrakelberg is gedurende een lange periode akkerland geweest; tot de dertiger jaren van de vorige eeuw werd de gehele helling bewerkt en bebouwd. De bodem van het bovenste gedeelte werd steeds dunner, totdat op een gegeven moment ploegen geen zin meer had; dit deel lag dan gewoonlijk braak of werd af en toe door koeien beweid. Het onderste gedeelte bleef (met uitzondering van de oorlogsjaren) langer in gebruik. De laatste maal werd geploegd in 1956; dit betrof alleen nog het westelijk deel van de onderrand. Tot de aankoop door het Staatsbosbeheer in 1961 bleef het terrein braak liggen. Vanaf 1968 wordt de vegetatie ieder jaar in het najaar gemaaid en afgevoerd (Dijkman & Den Hoed 1980). De laatste jaren worden telkens wisselende, smalle stroken grasland uitgespaard ten behoeve van de insectenfauna. De vegetatie van het kalkgrasland van de Wrakelberg kan worden verdeeld in twee hoofdtypen. De begroeiing van het onderste deel van de helling, dat het langst als akker in gebruik is geweest, vertoont een ontwikkeling van voormalig zwaarbemest bouwland naar krijthellinggrasland. Het tweede hoofdtype betreft het eigenlijke kalkgrasland (Mesobromion) en wordt aangetroffen op het middengedeelte en op het bovenste deel van de helling. Het onderzoek aan vegetatie en bodem beperkt zich het bovenste en best bewaarde deel van de Wrakelberg. Sinds 1961 is het grasland eigendom van Staatsbosbeheer. Al tientallen jaren wordt het gebied in de herfst gemaaid (Boeyen & Van Leeuwen 1978; Kolstrup-Jansen et al. 1987).

3.9 Doeveberg

De Doeveberg ligt ten noordwesten van Eys. Het terrein werd in 1994 door Stichting het Limburgs Landschap aangekocht en wordt al meer dan 12 jaar jaarlijks gemaaid, maar dit beheer heeft nog geen herstel opgeleverd. Aan de

zuidzijde van het perceel grasland ligt een steilrand, waarin nog diverse kalkgraslandsoorten voorkomen. Hoewel mergel nabij de oppervlakte aanwezig is en dit kansen biedt voor herstel van kalkgrasland, hebben de hiervoor genoemde soorten zich de afgelopen jaren nauwelijks buiten de steilrand uitgebreid.

3.10 Tiendeberg

De Tiendeberg behoort tot de westelijke Jekerhellingen en is het 2,5 ha grote reservaat net ten zuiden ervan. Het grootste deel van dit terrein is begroeid met heischrale graslanden. Slechts plaatselijk (met name onderaan de helling) dagzoomt krijt en komen kiezelkoppen voor met hun kenmerkende begroeiing. Tot het eind van de jaren ’40 van de vorige eeuw werd deze helling als gemeenschappelijke graasweiden gebruikt. Vervolgens werd de helling tot begin jaren ’80 van de vorige eeuw in pacht gegeven aan boeren, die er koeien lieten grazen. De begrazingsdruk was dusdanig laag, dat er gaandeweg steeds meer opslag optrad. Vanaf 1988 (oprichting reservaat) werd weer begraasd met schapen en geiten en vanaf 1995 werd er door vrijwilligers van de Jeugdbond voor Natuurstudie en milieubescherming (JNM) actief ingegrepen door struweel en bos te kappen om de graslanden meer ruimte te geven. Geiten worden hierbij ingezet om ruige stukken kaal te maken en schapen om de waardevolle graslanden in stand te houden (Erens 2003).

4 Methodes & onderzoeksuitvoering

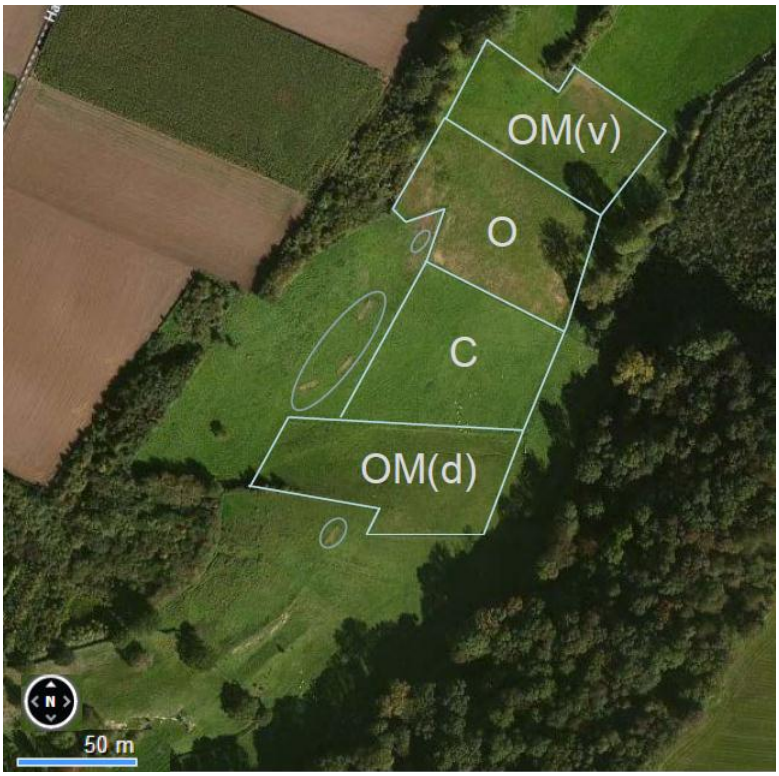
4.1 Kleinschalige experimenten

In de zomer van 2005 zijn beheerexperimenten opgestart waarbij beheermaatregelen zijn getoetst gericht op het afvoeren van nutriënten (plaggen van de bovenste 10 cm en tweemaal per jaar maaien en afvoeren van het maaisel) en het beïnvloeden van verspreiding van soorten (uitleggen van maaisel uit goed ontwikkelde graslanden). Dit onderdeel is op vier onderzoekslocaties uitgevoerd. Drie van de terreinen (Verlengde Winkelberg, Keerderberg en Doeveberg nabij Eys) waren voormalig intensief gebruikte agrarische graslanden die bij aanvang van het experiment al tussen de 5 en 10 jaar in beheer bij natuurbeschermingsorganisaties waren, maar waar het gevoerde beheer vooralsnog niet had geleid tot herstel in de richting van hellingschraalland. Op de Verlengde Winkelberg en Keerderberg betrof het onderzoek aan potentiële heischrale graslanden en op de Doeveberg potentieel kalkgrasland. Op de Schiepersberg is het herstel van zowel heischraal grasland als kalkgrasland vanuit een beboste situatie gevolgd. Hierbij zijn op twee delen van het Schiepersbergcomplex proefvlakken uitgezet: op de Koeberg (herstel van zowel heischraal grasland als kalkgrasland vanuit een beboste situatie) als op het deel met *Orchis simia* (herstel kalkgrasland vanuit een beboste situatie). Het maaisel dat eenmalig is opgebracht op de Verlengde Winkelberg en de Keerderberg (september, 2005) was afkomstig van goed ontwikkeld heischraal grasland van de Bemelerberg.

De inrichtingsmaatregelen (plaggen en uitleggen van maaisel) hebben in 2005 plaatsgevonden en het herstelbeheer (2x per jaar maaien en afvoeren) heeft tot en met 2012 elk jaar plaatsgevonden. In de jaren 2005, 2006, 2007, 2008 en 2012 is de ontwikkeling in de proefvlakken (soortensamenstelling, biomassa en bodemchemie) gevolgd. Van de resultaten tot en met 2008 is reeds verslag gedaan in de eindrapportage van de 1^{e} fase OBN onderzoek aan hellingschraallanden (Smits et al. 2009) en in Smits (2010). Tot en met 2008 bleken er duidelijke verschillen in bodemchemie en vegetatiesamenstelling en - ontwikkeling te bestaan tussen de verschillende onderzochte behandelingen, waardoor een monitoringsronde in 2012 in de tweede fase van het project is opgenomen. Voor de exacte methode van bodem-, vegetatie- en biomassabemonstering, zie Smits et al. (2009).

4.2 Grootschalig experiment

Het grootschalig experiment is gelegen op de Verlengde Winkelberg. Dit experiment bestaat uit vier proefvlakken met een oppervlak van elk 0,75 ha, waarin veelbelovende beheermaatregelen voor de ontwikkeling van hellingschraalland op voormalige landbouwgrond op landschapsschaal zijn uitgevoerd (figuur 4.1). In drie van de vier proefvlakken is eind 2007 de toplaag verwijderd tot een diepte van 10-40 cm. In twee van deze proefvlakken is op 23 juli 2008 maaisel van de Berghofweide opgebracht. In één van de twee proefvlakken (OMd) werd het maaisel direct na maaien vervoerd en opgebracht. In het andere proefvlak (OMv) heeft het maaisel enige uren op een berg onderaan de helling gelegen alvorens het werd uitgereden. De proefvlakken worden sinds de uitvoering van de maatregelen jaarlijks begraasd door schapen. De proefvlakken ontgronden (O) en ontgronden & maaisel vertraagd (OMv) werden in eerste instantie samen begraasd. In 2011 is een raster geplaatst om de twee proefvlakken te scheiden.



Figuur 4.1. Proefopzet van het grootschalige experiment op de Verlengde Winkelberg met van links naar rechts de proefvlakken ontgronden maaisel direct (OMd), controle (C), ontgronden (O) en ontgronden maaisel vertraagd (OMv). De omcirkelde delen zijn de proefvlakken van het kleinschalige experiment. (Google Earth 2013)

Figure 4.1: Set-up of the large-scale experiment at Verlengde Winkelberg with the topsoil removal plot with green hay addition directly applied (OMd), the control plot (C), the topsoil removal plot (O) and the topsoil removal plot with green hay applied with a delay (OMv). The circled area's show the small scale-experiments which were set-up in 2005. (Google Earth 2013)

4.2.1 Monitoring bodemchemie

De bodem van het grootschalige experiment werd in 2009 (27-7-2009; n=3), 2010 (27-7-2010, n=6) en 2012 (4-9-2012, n=6) bemonsterd. In de drie proefvelden waar werd ontgrond, is de bovenste bodemlaag (0-10cm) verzameld met een bodemguts (⌀3,5cm; mengmonster van 4 steken), terwijl in het controleproefveld ook de laag daaronder (10-20cm) werd bemonsterd. Voor de precieze locatie van de bemonstering zie bijlage 1. Steeds werd direct naast de vegetatie-opname plekken bemonsterd. Op de bodemmonsters zijn de volgende analyses uitgevoerd (methode bodemanalyses in bijlage 2):

- Bepaling van het vochtpercentage en massavolume van de bodem;
- Bepaling van de fractie organische stof ;
- Olsen-P extractie (plantenbeschikbaar fosfaat);
- Zoutextractie(0,2M NaCl) voor de bepaling van de pHzout, uitwisselbare kationen (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}), beschikbaar ammonium (NH_4^{+}) & nitraat (NO_3^{-}).
- Destructie (o.a. concentratie totaal P, Ca, Al, Mg, K, Fe, S, Si);

4.2.2 Monitoring vegetatieontwikkeling

In 2010 en 2012, respectievelijk drie en vijf jaar na ontgronden (respectievelijk twee en vier jaar nadat maaisel werd opgebracht), is de vegetatiesamenstelling van de proefvlakken bekeken. In ieder proefvlak zijn zes plots van 2 x 2 m floristisch geïnventariseerd, waarbij vegetatieopnamen zijn gemaakt met een aangepaste schaal van Braun-Blanquet. Voor drie van deze plots per proefvlak waren reeds gegevens voorhanden uit 2009.

Drie monsters van maaisel van de Berghofweide werden voor de kiemproef verzameld op 23 juli 2008 en een maand gedroogd. Op 1 september werd het maaisel dun uitgelegd op kiembakken van 30 x 40 cm in een verwarmde kas (20 ^{0}C). De kiemgrond bestond uit een 1 op 1 mengsel van potgrond en zand. Bij het uitleggen van het hooi werden grove stengeldelen en stengels zonder bloeiwijzen verwijderd. Bloeiwijzen werden losgewreven en over de bakken uitgespreid. Na een week kregen de bakken regelmatig water. In totaal werden de monsters over 40 bakken uitgelegd (3 tot 6 bakken per monster). Daarnaast werden twee bakken zonder hooi opgesteld om te corrigeren voor inwaaiend zaad in de kas. Om kieming van nog niet gekiemde soorten te stimuleren zijn de bakken van 22 juli tot 24 augustus 2009 in de koelcel gezet. Op 1 oktober 2009 werden de opgekomen planten voor het laatst geteld en gedetermineerd.

4.2.3 Monitoring fauna

In het grootschalige experiment werden zeven faunagroepen bemonsterd in 2009 en 2012 (zie bijlage 1 voor de locaties en bijlage 3 voor een exacte beschrijving van de methode). Sprinkhanen en vlinders werden geteld in vaste transecten en bijen en zweefvliegen werden bemonsterd door gedurende 30 minuten alle individuen te vangen binnen een vast oppervlak. Loopkevers, mieren en wantsen werden bemonsterd met potvallen en voor de laatste groep werden aanvullend zuigmonsters genomen. Alle bemonsteringen werden meerdere keren per jaar uitgevoerd op drie locaties per proefvlak, bovenaan, halverwege en onderaan de helling. In 2008 is aanvullend bemonsterd rondom het opbrengen van maaisel van de Berghofweide om vast te stellen in hoeverre dit effect heeft voor de fauna. Hiervoor zijn op de Berghofweide (donorterrein) en de Verlengde Winkelberg (ontvangend

terrein) potvallen uitgezet zowel voor als na het maaien en maaisel opbrengen. Op de Berghofweide werden 4 potvalseries uitgezet, verspreid over het Staatsbosbeheer-deel en het Natuurmonumenten-deel. De potvallen stonden gedurende een periode van drie weken direct voorafgaand aan de maaiseltransplantatie open, van 30 juni (Verlengde Winkelberg) of 1 juli (Berghofweide) tot 23 juli 2008. Na de maaiseltransplantatie werd opnieuw gedurende drie weken bemonsterd van 30 juli (Verlengde Winkelberg) of 31 juli (Berghofweide) tot 22 augustus. Uit de potvallen zijn de loopkevers, wantsen en sprinkhanen gedetermineerd.

4.2.4 Introductie experimenten fauna

Om vast te stellen of de Verlengde Winkelberg al geschikt leefgebied is voor karakteristieke hellingschraalland fauna en het ontbreken van deze soorten het gevolg is van knelpunten in de dispersie zijn in 2010 drie sprinkhaansoorten uitgezet op proefvlak ontgronden en maaisel (d). In 2011 zijn tevens enkele exemplaren van de Bombardeerkever (*Brachinus crepitans*) in dit proefvlak uitgezet. Voor deze experimenten zijn soorten geselecteerd aan de hand van de volgende criteria:

- de soort is karakteristiek voor hellingschraallanden;
- de soort is gevangen in één of meer Nederlandse hellingschraallanden tijdens de bemonstering van 2005/2006 (mogelijk donorgebied bekend);
- de Verlengde Winkelberg lijkt geschikt leefgebied voor de soort;
- de soort heeft waarschijnlijk een dispersieprobleem;
- de soort is nog niet waargenomen in de proefvlakken (op basis van data uit 2009).

Op basis van deze criteria zijn in de zomer van 2010 drie sprinkhaansoorten geselecteerd, het Zoemertje (*Stenobothrus lineatus*), het Schavertje (*Stenobothrus stigmaticus*) en het Negertje (*Omocestus rufipes*). Bijkomend voordeel van sprinkhanen is dat deze goed te inventariseren zijn door middel van geluidwaarnemingen. Hierdoor is het relatief makkelijk vast te stellen of de soorten zich weten te vestigen en/of zich in het terrein uitbreiden. De introductie-experimenten zijn uitgevoerd na overleg met sprinkhaandeskundigen van EIS Nederland en met toestemming van de beheerders van de donorlocaties. Van alledrie de soorten zijn op 19 en 20 augustus 2010 enkele exemplaren verzameld (tabel 4.1) en uitgezet in het midden van proefvlak OM(d). Het uitzetten gebeurde steeds direct na het verzamelen en de verzamelde sprinkhanen werden getransporteerd in gazen kooitjes. Diverse literatuurbronnen geven aan dat het uitzetten van sprinkhanen effectief is, ook wanneer dit met zeer lage aantallen wordt gedaan (Ingrisch & Köhler 1998; Jansen et al. 2010). Op basis hiervan is gekozen slechts kleine aantallen sprinkhanen uit te zetten zodat zeker geen schade wordt toegebracht aan de donorpopulaties. De donorpopulaties worden geschat op minimaal 200-500 individuen (Kleukers & van Hoof 2003; Smits et al. 2009). Op alle donorlocaties werden ook na het verzamelen nog diverse individuen van de verzamelde soorten aangetroffen.

Tabel 4.1: Sprinkhaansoorten waarmee introductie experimenten zijn uitgevoerd met vermelding van het aantal verzamelde exemplaren en de donorlocatie.

Table 4.1: Grasshopperspecies introduced to Verlengde Winkelberg, specifying the number of introduced individuals and the location of origin.

Soort	Wetenschappelijke naam	Aantal exemplaren	Donorlocatie
Zoemertje	*Stenobothrus lineatus*	♂10 & ♀11	Kunderberg
Schavertje	*Stenobothrus stigmaticus*	♂20 & ♀25	Bemelerberg (Stro)
Negertje	*Omocestus rufipes*	♂13 & ♀20	Bemelerberg (Wink)

In 2011 zijn aanvullend in totaal 17 exemplaren van de Bombardeerkever (*Brachinus crepitans*) uitgezet. Deze kevers werden met behulp van potvallen, zonder vangvloeistof, maar met kattenvoer als lokaas, gevangen op de Wrakelberg tussen 23 mei en 10 juni 2011. De potvallen werden elke twee tot vier dagen geleegd en gevangen kevers werden nog dezelfde dag overgebracht naar de Verlengde Winkelberg waar ze werden vrijgelaten onder twee dakpannen die midden in het proefvlak OMd waren geplaatst. Het aantal gevangen en uitgezette kevers was lager dan vooraf gehoopt, waarschijnlijk veroorzaakt door het extreem warme en droge voorjaar.

Op 4 augustus 2011 is tijdens één veldbezoek gekeken naar de aanwezigheid van de drie uitgezette sprinkhaansoorten, zowel in het proefvlak waar ze zijn uitgezet als in de andere proefvlakken. Het weer was op deze dag zeer geschikt voor sprinkhaanwaarnemingen (zonnig 25-30 ºC , aan het eind van de middag een kort buitje). Per proefvlak werd door twee personen 60 minuten lang gezocht naar individuen van de drie uitgezette sprinkhaansoorten. Daarbij werd steeds het hele proefvlak doorgelopen met extra aandacht voor schralere plekjes. In 2012 is opnieuw naar alle uitgezette soorten gezocht tijdens de standaard monitoring van de proefvlakken (zie paragraaf 4.2.3).

4.2.5 Bodemmesofauna

De samenstelling en dichtheden van de bodemmesofauna (voornamelijk springstaarten en mijten) in voormalige landbouwgrond van de Verlengde Winkelberg is vergeleken met die in een drietal goed ontwikkelde hellingschraalgraslandreservaten.

Daarvoor zijn bodemmonsters gebruikt van de proefvlakken na ontgronden maar voor het opbrengen van maaisel (november, 2007). De controle bestond uit niet ontgronde bodem (0-5 cm) van het voormalig agrarisch grasland. Tevens is een monster genomen op 15 cm diepte. In ieder proefvlak zijn vijf bodemmonsters genomen van de bovenste 5 cm met behulp van een ring (standaardafmeting: 0,001963 m^2).

Deze monsters zijn vergeleken met monsters van de Winkelberg (onderdeel van de Bemelerberg, BMB), het Hoefijzer (HYZ) en de Schiepersberg/Koeberg (SPB). Deze terreinen hebben een goed ontwikkelde gradiënt. Binnen elk terrein zijn vijf monsters gestoken in het kalkgrasland deel van de helling (*Mesobromion*) (juni, 2010). In ieder terrein zijn 5 bodemmonsters genomen van de bovenste 5 cm met behulp van een ring (standaardafmeting: 0,001963 m^2).

Er is een analyse gemaakt van:

a) totale dichtheid aan microarthropoden
b) totaal aantal soorten
c) voedselgildes: schimmel- en plantenmateriaal etende mijten
d) relatief voorkomen van de vier belangrijkste levensstrategieën foresie, thelytokie, diapauze en seksuele voortplanting (voor nadere uitleg zie paragraaf 5.2.10)

4.3 Deskstudie planteigenschappen

In zowel de kleinschalige herstelexperimenten als het grootschalige experiment is gekeken naar het effect van het opbrengen van maaisel van goed ontwikkelde reservaten op de vestiging van soorten in de proefvlakken van voormalig agrarisch grasland. In de kleinschalige beheerexperimenten fungeerde het heischrale deel van de Bemelerberg als donorterrein. In het grootschalige experiment betrof het de Berghofweide. Bovendien is in het laatste geval ook geanalyseerd welke soorten kiemkrachtig in het maaisel aanwezig waren.

Soorten die zich in de proefvlakken hadden gevestigd nadat maaisel was opgebracht, zijn voor een aantal planteigenschappen vergeleken met het totale soortenspectrum uit de donorterreinen, dan wel voorkomend in het maaisel. Er is gekeken naar:

- zaadgrootte;
- wijze van zaadverspreiding (wel of geen mechanismen voor lange afstand dispersie);
- levensduur van de zaadbank.

4.4 Dispersievectoren macrofauna

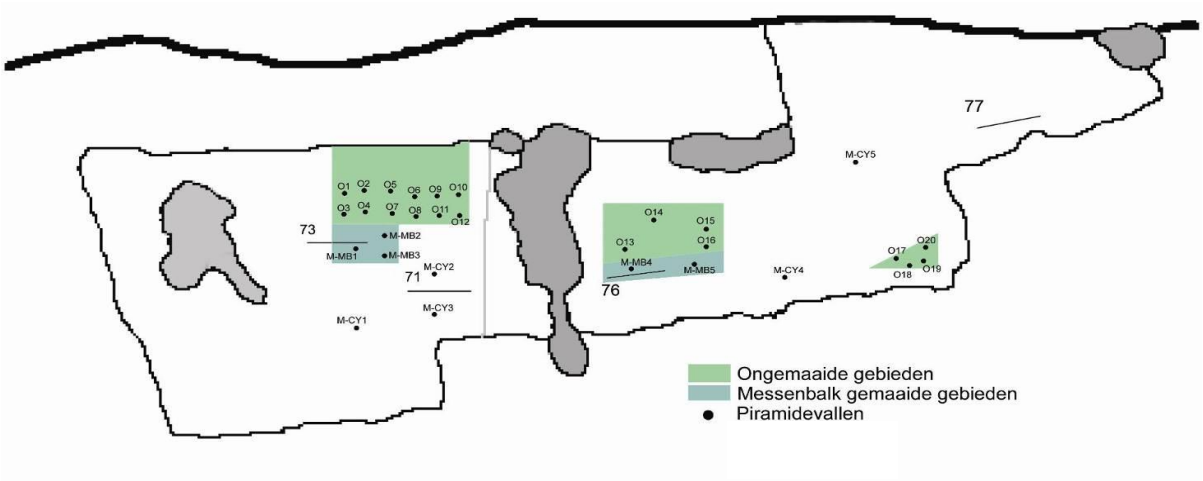
4.4.1 Aanleiding

In het onderzoeksplan was voorzien om op één van de proefvlakken waar in 2008 maaisel van de Berghofweide is opgebracht in 2010 opnieuw maaisel op te brengen. Doel hiervan was met name vast te stellen in welke mate maaisel kan bijdragen tot vestiging van karakteristieke hellingschraallandfauna in deze gebieden. De verwachting was dat vestiging bij een tweede maaiselgift veel hoger zou zijn omdat de vegetatie zich al verder ontwikkeld heeft en de proefvlakken daardoor geschikter leefgebied vormen. In overleg met het DT heuvelland en Stichting het Limburgs Landschap is hiervan afgezien omdat er diverse praktische problemen waren. Ten eerste leek het overbrengen van maaisel in 2008 niet gunstig te zijn verlopen voor de fauna en was nog onduidelijk wat de beste maai- en transportmethode is om fauna eventueel met maaisel over te brengen. Ten tweede was de Berghofweide het enige beschikbare donorgebied. Uit diverse gegevens (o.a. resultaten 1^{e} fase OBN onderzoek) bleek echter dat in dit gebied nagenoeg geen karakteristieke insectensoorten voorkomen die potentieel met maaisel te verspreiden zijn. Met maaisel van deze locatie is dus niet vast te stellen of karakteristieke hellingschraallandfauna die actief naar de Verlengde Winkelberg wordt geïntroduceerd zich hier kan vestigen. Ook bij het bodement experiment (zie paragraaf 4.5) waren er praktische problemen waardoor de macrofauna in dat experiment niet gemeten kon worden. De gekozen proefvlakken waren

namelijk dermate klein dat macrofauna er niet op kan overleven. Grotere proefvlakken waren binnen dit onderzoek niet mogelijk omdat het hellingschraallandsysteem daarvoor te kwetsbaar en zeldzaam is. Om toch inzicht te krijgen in de effectiviteit van maaisel en bodemmateriaal als dispersievectoren voor fauna zijn twee experimenten uitgevoerd. Doel van deze experimenten was het verkrijgen van een globaal beeld van de macrofaunagroepen die potentieel met respectievelijk maaisel en bodemmateriaal op nieuw ontwikkeld hellingschraalland opgebracht kunnen worden. Bij het onderzoek naar fauna in maaisel is tevens onderzocht wat het verschil in effectiviteit is tussen maaien met cyclomaaier of messenbalk en tussen handmatig en machinaal transport.

4.4.2 Fauna in maaisel

Dit experiment werd uitgevoerd op de Berghofweide waar op 20 juli 2010 als reguliere beheermaatregel gemaaid werd (figuur 4.2). De insectenfauna in de vegetatie voor en na maaien werd bemonsterd met behulp van piramidevallen (figuur 4.3). Deze vallen zijn gemaakt van een stalen constructie, bekleed met donker worteldoek en hebben een open grondoppervlak van 50x50 cm. Bovenop bevindt zich een opening die uitmondt in het doorzichtige vangreservoir. Het vangreservoir werd gevuld met een formaline oplossing (5%) waaraan een druppel zeep was toegevoegd. Aan de onderzijde van de piramideval bevind zicht een rand die de grond in kan worden geduwd/gegraven om de val af te sluiten van de omgeving. Tevens werden de vallen met tentharing in de grond verankerd. De werking van piramidevallen berust op de nijging van de meeste insecten om actief het licht op te zoeken, waardoor insecten zelf naar de top van de piramide kruipen. Zo komen zij in het vangreservoir terecht waar ze niet meer zelf uit kunnen komen.



Figuur 4.2: Overzicht van de opzet van het maai-experiment op de Berghofweide. Met strepen zijn de locaties van de potvallen (71, 73, 76 en 77) aangegeven. De locaties waar piramidevallen werden geplaatst zijn aangegeven met genummerde stippen.

Figure 4.2: Overview of the Berghofweide site. Locations of pitfall traps are indicated with numbered lines, piramid traps are indicated with numbered dots. The Green area's represent unmown control plots, the blue area's were mown with a reciprocal blademower. The rest of the site was mown using a circular mower.

Verspreid over het terrein werden enkele gebieden afgezet die niet gemaaid zouden worden. Hier werden vijf clusters van vier piramidevallen uitgezet (controle behandeling), zodanig dat de vegetatie vóór het uitzetten van de vallen zo min mogelijk verstoord werd. Na het uitzetten van de controle gebieden werd de rest van het terrein gemaaid. Twee stukken werden gemaaid met behulp van een frees met een dubbelwerkende messenbalk (Agria 5500) (figuur 4.4). De breedte van de messenbalk bedroeg 1, 35 m. De op deze wijze gemaaide vegetatie werd handmatig op rillen geharkt met hooiharken waarna op vijf locaties een piramideval op de ril werd gezet (messenbalk maai behandeling). Naast elke piramideval werd een tweede val geplaatst die aan de bovenzijde was dichtgemaakt. Alle vegetatie onder de piramideval werd er handmatig ingeschoven waarna de val aan de onderkant werd afgesloten met een vuilniszak die langs de randen stevig werd dichtgeplakt (handmatig transport behandeling).

Figuur 4.3. Een piramideval uitgezet op een grasril na het maaien op de Berghofweide (links) en het vangreservoir bovenop een piramideval gevuld met formaline (rechts).

Figure 4.3: Piramid trap at Berghofweide (left) with the collecting unit filled with formalin on top (right).

Het grootste deel van de Berghofweide werd gemaaid met behulp van een tractor met cyclomaaier (Lely schijvenmaaier splendimo 240 hd classic) (figuur 4.4). Deze cyclomaaier maait over een breedte van 2.40 meter naast de tractor, met behulp van 6 schijven waar op elke schijf 2 messen zijn gemonteerd. De vegetatie die met de cyclomaaier werd gemaaid werd op rillen geharkt met behulp van een tractor met hooischudder/hark (Vicon HS 360). Deze machine is ook in staat om verschillende rillen samen te voegen zodat een ril ontstaat die meermaals de basis werkbreedte van de hark is. Ook op deze rillen werden op vijf locaties, verspreid over het terrein

piramidevallen geplaatst (cyclomaaier maai behandeling). Één dag na het maaien werd de vegetatie die met de cyclomaaier gemaaid was verzameld met een kleine opraapwagen en naar verschillende locaties afgevoerd. Op een van die locaties, de Dolkesberg nabij Oud Valkenburg, eigendom van Natuurmonumenten, werden monsters genomen als machinale transportbehandeling. Het maaisel werd uit de opraapwagen gekiept op een groot stuk landbouwplastic. Op dezelfde wijze als voor de handmatige transport behandeling werd een op het oog vergelijkbare hoeveelheid vegetatie als in de andere behandelingen in de piramideval geschoven waarna de piramideval aan de onderzijde werd afgesloten met een vuilniszak en tape.

De piramidevallen van beide transportbehandelingen werden direct na het vullen naar de werkschuur van Staatsbosbeheer in het Gerendal gebracht waar ze op de binnenplaats werden geplaatst en de vangreservoirs werden geïnstalleerd. Na één week werden de piramidevallen geleegd. Het maaisel onder elke piramideval werd verzameld om het drooggewicht te kunnen bepalen. Bij de piramidevallen in het ongemaaide deel werd de vegetatie van één piramideval per cluster op maai-hoogte afgeknipt en eveneens verzameld. Het verzamelde maaisel werd gedurende tenminste 72 uur gedroogd in een stoof bij een temperatuur van 80ºC. Daarna werd het maaisel gewogen. Bij grote hoeveelheden maaisel per piramideval werd al het maaisel voor het drogen gewogen (natgewicht) en werd een subsample gedroogd. De verhouding tussen natgewicht en drooggewicht van dit subsample werd gebruikt om het drooggewicht van het totale maaiselmonster te berekenen. Aan de hand van het drooggewicht van de vegetatie werd het volume maaisel omgerekend naar de oppervlakte waarvan het maaisel afkomstig was om zo een eerlijke vergelijking van dichtheden te kunnen maken. Voor deze omrekening werd gebruik gemaakt van het maaisel van de ongemaaide behandeling waarvan bekend was dat deze van een oppervlak van 50x50 cm afkomstig was. Het drooggewicht van deze vegetatie bedroeg 285 g/m^2 (± 22 g/m^2). Voor het drogen werden de monsters handmatig uitgezocht en gecontroleerd op aanwezigheid van faunasoorten om er zeker van te zijn geen soortgroepen te missen. Deze vangsten werden enkel gebruikt om aanwezigheid van groepen vast te stellen en zijn niet meegenomen in de statistische analyse ter vergelijking van de verschillende methoden. Alle vangsten van de piramidevallen werden overgezet op 70% alcohol en later op het lab gesorteerd tot op orde of familie.

Figuur 4.4: De tractor met cyclomaaier (links) en de messenbalk (rechts) in bedrijf tijdens het maai-experiment. (Foto's: Jan Kuper (links) en Toos van Noordwijk (rechts))

Figure 4.4: The circular mower (left) and reciprocal blade mower (right) in action. Pictures: Jan Kuper (left) and Toos van Noordwijk (right))

Om een beeld te krijgen van de faunagroepen die tijdens het maaien wel in het gebied aanwezig zijn, maar niet in de vegetatie zitten (en dus ook niet in de piramidevallen gevangen worden) zijn aanvullend potvalbemonsteringen uitgevoerd. Op vier gemaaide locaties werden potvalseries geplaatst (zie metingen 2008 voor de methode), zowel voorafgaand aan het maaien (6 juli – 20 juli) als na het maaien (21 juli – 4 augustus). Ook deze vangsten werden overgezet op 70% alcohol en later op het lab gesorteerd tot op orde of familie.

4.4.3 Fauna in bodemmateriaal

Om te onderzoeken welke macrofauna (kevers, slakken, duizendpoten etc.) met entmateriaal mee kan komen zijn bodemmonsters (plaggen) gestoken (figuur 4.5) in de vier donorterreinen (Berghofweide, Koeberg, Wrakelberg en Kunderberg) die voor het entexperiment werden gebruikt. Om inzicht te krijgen in hoeverre deze faunagroepen nu al in de ontgronde proefvlakken aanwezig zijn, zijn eveneens plaggen gestoken op de Verlengde Winkelberg, direct naast de proefvlakjes waar het bodemmateriaal werd opgebracht. In de vier referentiegebieden zijn steeds twee plaggen per terrein verzameld. Op de Verlengde Winkelberg zijn per proefvlak (ontgronden en ontgronden met maaisel direct) vier locaties bemonsterd waarbij per locatie twee monsters werden genomen. Op deze wijze zijn de referentiegebieden gezamenlijk te vergelijken met beide proefvlakken op de Verlengde Winkelberg (O en OM(d)) met ieder een steekproef van 4 locaties (replica's) ieder bestaand uit twee plaggen.

Figuur 4.5: Het verzamelen van plaggen voor het meten van aanwezige macrofauna. (Foto: Toos van Noordwijk)

Figure 4.5: Collecting soil samples to analyse which arthropod groups can be transferred with soil. (Picture: Toos van Noordwijk)

Het verzamelen van de plaggen werd uitgevoerd met behulp van een rond taartblik met een diameter van 28 cm en een diepte van 5,5 cm. Op deze wijze wordt iedere plag even groot en wordt er een vergelijkbare hoeveelheid grond verzameld. Totaal werd per locatie een oppervlakte van 0,12 m^2 bodemmateriaal bemonsterd. Het taartblik werd omgedraaid de grond in geduwd waarna met een schep de plag omhoog kon worden gewerkt en in het taartblik op maat kon worden afgestoken. De plaggen, perfect passend in het taartblik, zijn tenslotte in een afgesloten vuilniszak vervoerd zodat de fauna niet kon ontsnappen. De plaggen werden in een koelcel bij circa 4°C bewaard tot verdere verwerking. De methode voor het onttrekken van de bodemfauna uit het plagmateriaal is aangepast aan het bijzonder compacte bodemmateriaal van de hellingschraallanden (zie bijlage 4). Alle geëxtraheerde macrofauna is gedetermineerd tot op orde en geteld. De kevers zijn nader gedetermineerd tot op in ieder geval familie niveau. Carabidae, Staphilinidae en Aphodius zijn tot op soort gedetermineerd. Voor de analyse zijn de aantallen gevonden insecten in de twee plaggen per locatie opgeteld en vervolgens omgerekend naar aantal individuen per m^2.

4.5 Entproef

4.5.1 Uitvoering

Binnen het grootschalig experiment is in november 2011 een kleinschalig experiment met bodementen uitgevoerd. In plots van 2 x 2 m werd de bodem geënt met bodemmateriaal afkomstig van een aantal goed ontwikkelde donorterreinen; Berghofweide, Koeberg, Kunderberg, Wrakelberg. 10 plots werden gesitueerd in het proefvlak dat in 2007 was ontgrond (O); de helft van de plots werd geënt, de andere helft diende als controle. Nog eens 10 plots lagen in het proefvlak waar na ontgronden maaisel was uitgereden (OM(d)), wederom werd de helft van de plots geënt, de andere helft diende als controle. Het materiaal werd verzameld door oppervlakkig en kleinschalig bodem te verzamelen uit het kalkgrasland deel van de referentieterreinen tot op een diepte van maximaal 5 cm. Het ging in totaal om 4 m^2 bodemmateriaal, dat verspreid over de vier terreinen en in de vorm van kleine, verspreid over het terrein liggende plaggen werd verzameld (in totaal 1 m^2 per terrein). De vegetatie werd hierbij ontzien. De grondmonsters uit de verschillende terreinen werden goed gemengd tot één mengmonster, waarna het materiaal werd opgebracht op de proefvlakken op de Verlengde Winkelberg. Bij het opbrengen van het entmateriaal werd een 'verdunning' gehanteerd van 1:10. Voor elke plot van 2x2 m werd een hoeveelheid bovenmateriaal opgebracht overeenkomend met 0,4 m^2 uit de donorterreinen (figuur 4.6). De bodem van de plots werd geharkt om een goede menging van het entmateriaal met de bovenste bodemlaag te bewerkstelligen. Ook de controle plots werde geharkt.

Figuur 4.6: Bodementenexperiment: links een controle plot, rechts een plot met opgebracht entmateriaal. (foto's: Nina Smits)

Figure 4.6: Soil seeding experiment with one of the soil seeding plots (right) and a control plot where no soil was added (left). (Pictures: Nina Smits)

4.5.2 Bodemmesofauna

Er is allereerst gekeken naar de samenstelling van de bodemmesofauna van het bodemmateriaal dat is gebruikt als entmateriaal (november, 2011). Daarbij is op de vier donorlocaties (Berghofweide, Koeberg, Wrakelberg en Kunderberg) entmateriaal verzameld met behulp van een ring met een vaste diameter (0,001963 m^2) en diepte (5 cm). Hieruit zijn de microarthropoden geëxtraheerd en vervolgens gedetermineerd op soortgroep. De waarden zijn gemiddeld om zo de samenstelling van het mengmonster te bepalen. Na een

jaar (oktober 2012) zijn de geënte plots en controle plots bemonsterd. Deze monsters zijn op vergelijkbare wijze opgewerkt en geanalyseerd als de monsters die eerder waren verzameld op de donorlocaties.

4.5.3 Mycorrhiza

Met betrekking tot het effect van bodementen op mycorrhiza is onderzocht of
a) het aangebrachte bodemmateriaal eventueel AM-infectie kon veroorzaken in een testplant (Smalle weegbree, *Plantago lanceolata*) middels een potexperiment;
b) er na één jaar een verschil is in AM-infectie in de al of niet met bodem geënte proefvlakken (n=5). Ook hier is Smalle weegbree gebruikt, een soort die in alle vijf de replica's aanwezig is en waarvan bekend is dat de wortels eenvoudig geïnfecteerd kunnen raken met AM.

Op 28-11-2012 zijn in het proefvlak OM(d) planten verzameld van Smalle weegbree. De planten zijn verzameld in de geënte proefvlakken (5 locaties) en in de bijbehorende controlevlakken (5 locaties). In het proefvlak O, waar het entexperiment ook is ingezet, was geen Smalle weegbree aanwezig waardoor deze niet kon worden meegenomen in deze metingen. De wortels zijn gespoeld en voor analyse koel en donker bewaard. Naast de weegbree planten die in het veld verzameld zijn, is een kasexperiment opgezet. Hiervoor is bodemmateriaal waarmee is geënt (afkomstig van de Koeberg, Wrakelberg, Berghofweide en Kunderberg) grondig gemengd en vervolgens in twee delen gesplitst. Een deel is gesteriliseerd door 2 uur op 120°C te autoclaveren. De gesteriliseerde bodem en niet-gesteriliseerde bodem zijn ieder over 5 potten verdeeld en in elke pot zijn 10 zaden van Smalle weegbree opgebracht. Vervolgens zijn de potten in een klimaatkamer met een temperatuur van 20 °C gezet en op veldcapaciteit gehouden. Na 3 weken zijn de potten naar het kassencomplex verplaatst. Na kieming hebben de planten zich 2 maanden kunnen ontwikkelen, waarna de wortelmassa is verzameld.

Van deze wortelmassa is de ontwikkeling en de conditie van de wortels eerst bepaald. Voor deze bepalingen is nagegaan in welke mate de wortels vitaal waren, i.e. een centrale cilinder hadden, niet verschrompeld waren en geen afgebroken worteltopjes hadden. De mate van vorming van de fijne wortels werd bepaald. Dit wordt weergegeven als percentage fijne wortels van alle wortels in het monster.

Vervolgens werd nagegaan in welke mate de wortels waren geïnfecteerd met arbusculaire mycorrhizaschimmels. De bepaling is een gemodificeerde versie van Brundrett et al. (1994) waarbij de bezetting van de mycorrhizaschimmels in de cellen van de vitale fijne wortels is weergegeven. Deze methodiek gaat uit van een representatief deel van de wortels dat wordt onderzocht. In dit onderzoek werd ca. 2 cm aan fijne wortels per preparaat microscopisch onderzocht waarbij per wortelmonster drie preparaten zijn gemaakt. Per monster is zo de mate van bezetting (%) van de cellen met hyfen en arbuskels bepaald. Alle wortelanalyses zijn uitgevoerd door Biomygreen.

Tenslotte werd ook in het vroege voorjaar van 2013 in het grootschalige experiment van twee plantensoorten (Smalle weegbree en Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*)) wortelmateriaal bemonsterd (n=8), zodat het eventuele effect van ontgronden met of zonder maaisel op de AM-bezetting kon worden vastgesteld. Zowel de vitaliteit van het wortelstelsel als de mycorrhizabezetting werd op dezelfde wijze bepaald als zojuist beschreven.

4.5.4 Bodemchemie

Naast de myccorrhizaschimmels is in 2012 ook de bodemchemie van de entlocaties in het proefvlak OM(d) en O gemeten, en van de bijbehorende controles. In 2011 is de bodemchemie van het opgebrachte materiaal van de Koeberg, Wrakelberg, Berghofweide en Kunderberg in duplo doorgemeten (zie bijlage 5 voor de locaties metingen bodemchemie, Probes en PAA-metingen hellingschraalland-terreinen).

4.6 Bodemonderzoek verstoorde stikstof-huishouding

Om meer inzicht te verkrijgen in welke processen verantwoordelijk zijn voor de geremde nitrificatie in de bodem van de heischrale delen van de helling, is het noodzakelijk om de nitrificatiesnelheid van de verschillende hellingen in kaart te brengen. Om in te kunnen schatten waar de nitrificatie waarschijnlijk niet geremd wordt en waar wel, zijn de volgende twee meetmethoden uitgevoerd.

Om tot een nadere selectie te komen van "heischrale" locaties waar ammonium de dominante N-vorm is, is in het najaar van 2010 (september en november) en het voorjaar van 2011 (maart en mei) de bodemchemie van een groot aantal hellingschraallandterreinen-met heischrale vegetatie-onderzocht. Hierbij is de concentratie nitraat en ammonium bepaald door middel van een extractie met demiwater en 0,2M NaCl. Daarnaast is de pH van de bodem en de concentratie kationen gemeten. Verder is op de bodemmonsters een destructie en Olsenextractie uitgevoerd en is de hoeveelheid organisch stof bepaald. De bodemmetingen zijn in het najaar van 2010 uitgevoerd op de Strooberg, Winkelberg, Hoefijzer, Koeberg, Berghofweide en Kunderberg. De metingen zijn steeds over de gradiënt van de helling geplaatst en zowel de hoger gelegen zuurdere kiezelkopgraslanden, de heischrale vegetatie als de kalkgrasvegetatie zijn, voor zover aanwezig, bemonsterd. De Sint Pietersberg (Kannerhei), Wrakelberg en de Vlaamse Tiendeberg zijn alleen in 2011 bemonsterd (zie bijlage 5 voor de locaties van de bemonstering en GPS-coördinaten).

Op basis van deze metingen is een aantal locaties gekozen waarvan op basis van de bodemchemische metingen en de vegetatiesamenstelling werd verwacht dat er wel nitrificatie in de heischrale zone van de helling plaatsvindt, en een aantal locaties waar deze juist erg laag is. Van deze locaties zijn in april 2011 opnieuw bodemmonsters verzameld waaraan in vijfvoud de potentiële ammoniumoxiderende activiteit is gemeten (maat voor de potentiële nitrificatie) met de zelfde methode als in Fase 1 is gebruikt (Smits et al. 2010). Voor de methode zie bijlage 6. De geselecteerde locaties zijn Tiendeberg 34, Hoefijzer 13, Hoefijzer 16, Berghofweide 21, Winkelberg 4, Winkelberg 7 en Koeberg 19. De monsterlocaties en nummering zijn weergegeven in bijlage 5.

4.7 Inventarisatie bodemmesofauna

In het voorjaar van 2010 (juni) is in drie goed ontwikkelde hellingschraalgraslandreservaten de bodem bemonsterd langs een gradiënt van zuur naar kalkrijk. De betreffende terreinen hebben alle drie een goed ontwikkelde gradiënt. Het gaat om de Winkelberg (onderdeel van de

Bemelerberg, BMB), het Hoefijzer (HYZ) en de Schiepersberg (SPB). Binnen elk terrein zijn monsters genomen in het kiezelkopgrasland (Thero-Airion), het heischrale deel (Nardo-Galion) en het kalkgrasland (Mesobromion). Op iedere locatie zijn vijf monsters genomen van de bovenste 5 cm met behulp van een ring (standaardafmeting: 0,001963 m^2).

4.8 Kolomexperiment met intacte bodems

Op basis van de metingen van de potentiele nitrificatiesnelheid en de bodemchemische metingen uit het najaar van 2010 en voorjaar 2011 zijn twee locaties gekozen waar de nitrificatie hoogst waarschijnlijk sterk geremd is (zie voor de resultaten figuur 6.7), namelijk het heischrale deel van de Koeberg (locatie 19, RD 182568-315834) en de Tiendeberg (Locatie 34, RD 174760-313313). Vervolgens werden op 10 augustus 2011 op deze twee locaties ieder 20 bodemkernen verzameld. De kernen, bestaande uit een PVC-ring van 16 cm hoog en een diameter van 16 cm, zijn in het veld de grond in geslagen in een blok van 5*4 kolommen, in totaal een oppervlak van 80 cm bij 70 cm. Eerst is de vegetatie verwijderd door ondiep de zode af te steken (circa 5cm). De intacte kolommen zijn uit de grond geschept, aan de onderzijde op worteldoek geplaatst en er is een deksel met gaten onder geplaatst zodat er geen stagnatie van water zou optreden. Vervolgens zijn er op 5cm (gemeten vanaf de bovenkant van de bodem) en op 10cm rhizons geplaatst om bodemvochtmonsters te kunnen verzamelen (figuur 4.7).

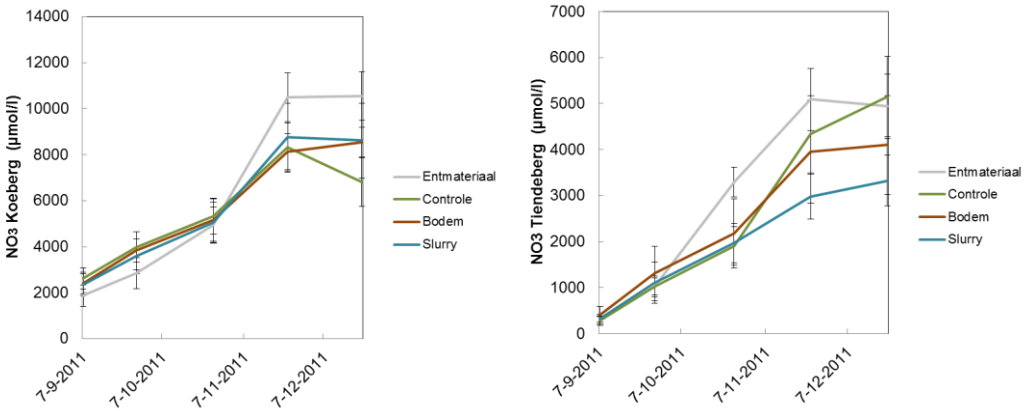
Figuur 4.7: Bodemkolom met rhizons (links), en de proefopstelling in de klimaatkamer. (rechts)

Figure 4.7: Soil-cores with rhizons (left) and experiment in climate-chamber (right)

De bodemkolommen zijn vervolgens in een donkere klimaatkamer geplaatst bij 20ºC, in bakken met een gaasbodem (figuur 4.7). Op deze manier is voorkomen dat de bodemkolommen te nat worden. De bodemkolommen zijn vervolgens gedurende 3 weken één keer per week beregend met 300ml (week 1), 600ml (week 2) en 600ml (week 3) demiwater met een zeezoutachtergrond (85 µmol zeezout/l, overeenkomstig regenwater). De bodemkernen zijn op deze manier op veldcapaciteit gebracht. Na deze eerste 3 weken werd er bodemvocht onttrokken aan de kernen (6-9-2011) waaraan de pH en concentratie ammonium en nitraat zijn gemeten (T=0). Vervolgens werd gedurende zeven weken wekelijks 300 ml van de demioplossing met ammonium toegevoegd (350 µmol NH_4/l, overeenkomstig de gemiddelde concentratie NH_4 in regenwater in Zuid-Limburg). Op 27-9-2011 (T=1) en 26-10-2011 (T=2) werd wederom bodemvocht aan de kernen onttrokken en geanalyseerd. Omdat de gemeten ammonium en nitraatconcentraties hoger waren dan verwacht, werd besloten om te stoppen met het toevoegen van ammonium en is sindsdien wekelijks 300 ml van de demi oplossing met zeezoutachtergrond toegevoegd. Op 23-11-2011 en 20-12-2011 (T=3 en T=4) werd het bodemvocht weer bemonsterd en geanalyseerd. Op basis van de gegevens van de eerste drie metingen werd besloten een deel van de bodemkernen te gebruiken als entmateriaal. Op deze manier wordt gegarandeerd dat het entmateriaal daadwerkelijk goed nitrificeert. Uit de spreiding in de grafiek van de potentiele nitrificatie-metingen (figuur 4.8) blijkt namelijk dat binnen 1 m^2 zo veel variatie bestaat, dat het mogelijk is dat entmateriaal uit het veld niet de gewenste eigenschappen bezit. Daarom werd besloten om 5 bodemkernen met de hoogste op dat moment gemeten nitraatconcentraties te gebruiken. Het materiaal van de bovenste 5 a 7 cm van deze kernen van de Koeberg, en apart van de Tiendeberg, werd samengevoegd en grondig gemengd (op de kernen van de Koeberg is alleen materiaal van de kernen uit de Koeberg opgebracht en op de kernen van de Tiendeberg alleen materiaal van de Tiendeberg). Dit materiaal werd in drievoud geanalyseerd op de concentratie ammonium en nitraat door middel van een extractie met water en zout (bijlage 2).

Vervolgens werd het materiaal in twee delen opgesplitst. Een deel is gebruikt om direct mee te enten als bodemkruimels. Het andere deel werd vermengd met demiwater met 85 µmol zeezout/l, in een verhouding van één deel water op twee delen bodem. Deze bodemslurry werd vervolgens 24 uur geschud op 100 rpm op kamertemperatuur.

De overgebleven bodemkernen werden in drie groepen verdeeld, zo dat in iedere groep kernen zaten met hoge, lage en gemiddelde nitraatconcentraties. De gemiddelde nitraatconcentratie per groep is zo veel mogelijk gelijk. De groepen zijn vervolgens Entmateriaal, Controle, Bodem en Slurry genoemd naar de behandelingen die werden ingezet op 21-12-2011.



Figuur 4.8: Nitraatconcentratie gemeten vóór enten. In grijs de gegevens van de kernen die zijn gebruikt voor het enten op 21 december 2011, in groende resultaten van de kernen die vervolgens als controle zijn gebruikt, in bruin de kernen die op 21-12-2011 zijn geënt met bodemkruimels en in blauw de bodemkernen die zijn geënt met slurry. Foutbalken geven de standaard-fout weer. Links de resultaten van de kolommen van de Koeberg, rechts de resultaten van de kolommen van de Tiendeberg (let op, andere schaalverdeling) in µmol/l.

Figure 4.8: Nitrateconcentrations measured before adding soil-material. In gray the cores that were used for soil addition in December 2011, in green the control-cores, in brown the cores were soil material was added, and in blue cores were soil material as slurry is added.

Vervolgens is op 21 december 2011 de eerste groep kernen geënt met het verkruimelde bodemmateriaal (88 ml per bodemkern, verhouding 1:10). De tweede groep kernen op is 22 december 2011 geënt met de slurrie (88 ml bodem+ 44 ml demiwater) (figuur 4.9).

Daarna is weer wekelijks beregend met 300 ml demiwater met zeezout (85 µmol zeezout/l) en is het porievocht bemonsterd na twee weken na enten (4-1-2012, T=5), vier weken na enten (18-1-2012 T=6) en daarna maandelijks (zie tabel 4.2). Op 26-4-2012 is besloten om weer met 300 ml regenwater met ammonium (350 µmol NH_4/l) te gaan beregenen omdat een duidelijk effect van de behandelingen uit bleef.

Figuur 4.9: Bodemkernen voor enten (links) en na enten met bodemkruimels (rechtsboven), en slurry (rechts onder).

Figure 4.9: Cores before adding soil material (left) and after the addition of soil (top-right) and soil as slurry (bottom right)

In mei 2012 is besloten dat de behandelingen onvoldoende effect laten zien (Resultaten weergegeven in bijlage 7). Mogelijke verklaring hiervoor was dat het verschil tussen het opgebrachte materiaal en de overgebleven kernen te klein is. Daarom is op 7 mei materiaal verzameld op het heischrale gedeelte van het Hoefijzer, op de locaties waar altijd een hoge potentiele nitrificatiesnelheid was gemeten (Hoefijzer 16; RD 182300-317786 en Hoefijzer 19; RD 182259-317811). De bodem verzamelt op deze twee locaties is vervolgens vermengd. Na de T=10 meting op 9 mei 2012 is van de behandelde kernen het in december 2011 opgebrachte materiaal verwijderd. Vervolgens zijn de kernen die in 2011 met bodemkruimels waren geënt, opnieuw geënt met verkruimelde bodem van het Hoefijzer in een verhouding van 1 op 10 (88 ml bodem per kern). De kernen die in 2011 waren geënt door het opbrengen van een bodemslurry zijn opnieuw met slurry behandeld (88 ml bodem uit het Hoefijzer + 44 ml demiwater, methode gelijk aan 2011). De kernen die in 2011 als controle dienst deden zijn ook in 2012 onbehandeld gelaten. De kernen zijn wekelijks beregend met 300 ml regenwater met ammoniumoplossing (350 µmol NH_4/l) tot 18-7-2012. De ammonium- en nitraatconcentraties gemeten in het porievocht daalden sterk en een duidelijk behandelingseffect bleef nog steeds uit waarna is besloten de ammoniumconcentratie in de wekelijkse beregening te verhogen tot 2000 µmol NH_4/l. De metingen van de stikstofconcentraties in het porievocht zijn minstens een keer per maand uitgevoerd, net zoals in 2011. Verder is op 25-9-2012, 16-10-2012 en 4-12-2012 naast het porievocht ook het water dat onder uit de kolommen loopt opgevangen en geanalyseerd, waarbij op 16-10-2012 alleen demiwater zònder ammonium is toegevoegd (tabel 4.2).

Tabel 4.2: verloop experiment enten bodemkernen.

Table 4.2: Experimental setup soil-addition to cores.

Datum	10-8-2011 tm 6-9-2011	7-9-2011 tm 26-10-2011	27-10-2011 tm 20-12-2011	21-12-2011 tm 25-4-2012	26-4-2012 tm 7-5-2012	8-5-2012 tm 18-7-2012	19-7-2012 tm 16-10-2012	17-10-2012 tm 23-10-2012	24-10-2012 tm heden
NH_4 (300 ml)	0	350 µmol/l	0	0	350 µmol/l	350 µmol/l	2000 µmol/l	0	2000 µmol/l
geënt	-	-	-	Bodemkernen		Hoefijzer			

4.9 Kleinschalig veldexperiment nitrificatie

Omdat uit het kolomexperiment bleek dat de kolommen gestoken op plekken waar in het veld een lage nitrificatiesnelheid werd gemeten, wèl nitrificeren in de klimaatkamer als er geen vegetatie aanwezig was, is in overleg met het Deskundigenteam Heuvellandschap op 25-4-2012 besloten om, parallel aan het kolom-experiment, een kleinschalig veldexperiment in te zetten. Doel hiervan is om te onderzoeken of de vegetatie de nitrificatie beïnvloed door een deel van de proefvelden ondiep te plaggen (vegetatie verwijderen), en wat het effect van enten in het veld zal zijn. Daartoe is op 23 en 25 mei 2012 in het heischrale gedeelte van de Koeberg en de Winkelberg een kleinschalig bodem-ent experiment ingezet (zie bijlage 5 voor de exacte locaties). Dit experiment bestaat uit 4 blokken van 150cm bij 150cm per terrein. In ieder blok zijn vervolgens 4 behandelingen ingezet, namelijk ondiep plaggen, ondiep plaggen+enten, maaien en maaien+enten (figuur 4.10). Het enten is gedaan door slurry en bodemkruimels beiden op te brengen in een totale verhouding van 1 op 18. De behandelingen zijn in ieder terrein in viervoud ingezet en per toeval over de proefvlakken verdeeld. Het entmateriaal is verzameld op het Hoefijzer, op dezelfde locaties als waar het materiaal werd verzameld voor het enten van de kolommen in 2012. De proefblokken zijn, voor zover nodig, vervolgens afgerasterd tegen begrazing door de schapen.

Op 14 september 2012 is in ieder proefvlak op een oppervlakte van 50cm bij 50cm zaad uitgestrooid van Valkruid (*Arnica Montana*), als testsoort, ongeveer 300 zaden per proefveldje. Doel hiervan is om te onderzoeken of toevoegen van bodemmateriaal, al of niet samen met ondiep plaggen, een effect heeft op de kieming en vestiging van deze kenmerkende heischrale soort die eens vrij algemeen was in Zuid-Limburg.

Figuur 4.10: Proefblok op de Koeberg, voor de helft gemaaid en voor de helft geplagd.

Figure 4.10: Experimental site at the Koeberg, half mown and half sod-cut.

De bodem in de proefveldjes werd bemonsterd op 10-7-2012, 24-10-2012 en 1-2-2013, waarbij de bovenste 0-10cm is verzameld voor analyse. Op deze bodemmonsters is het massa-volume, vochtgehalte, en percentage organische stof gemeten en is een extractie met Olsen-P, destructie, water- en zoutextractie uitgevoerd (bijlage 2 voor de methode).

5 Resultaten ontwikkeling helling-schraalland

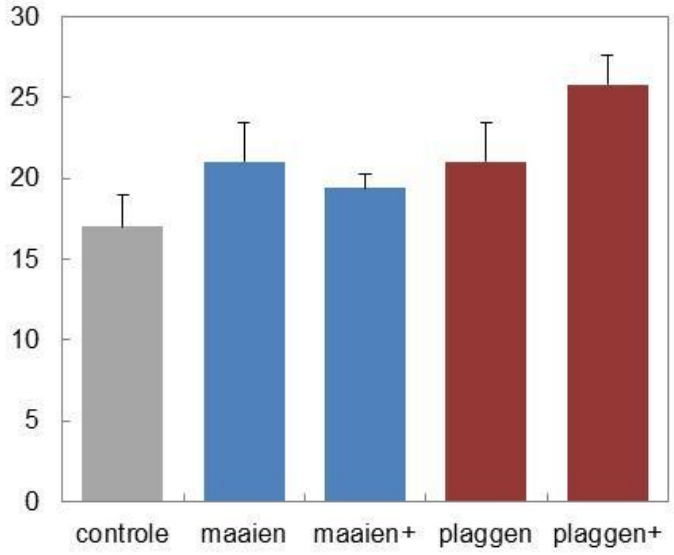
5.1 Kleinschalige herstelexperimenten

5.1.1 Ontwikkeling op voormalige landbouwgrond

Herstel heischraal grasland
Het onderzoek naar het herstel van heischraal grasland op voormalige landbouwgrond is uitgevoerd op een tweetal terreinen in Zuid-Limburg, te weten een hellingschraalland ten noordoosten van de Bemelerberg (tegenover het Koelebergbos), hierna genoemd de Verlengde Winkelberg, en de Keerderberg. Voor beide terreinen kwam vanuit de beheerders een duidelijke vraag over herstelmogelijkheden.

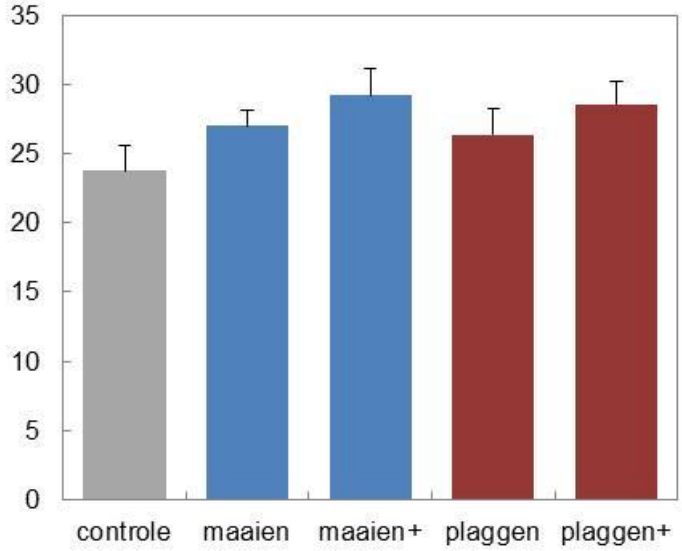
Soortenaantallen
Resultaten 2005-2008: In beide terreinen werden significant meer soorten gevonden in de geplagde proefvlakken waarin maaisel was opgebracht ten opzichte van alle andere proefvlakken. Verschillen tussen de behandelingen met maaien, maaien gecombineerd met het opbrengen van maaisel en de controlevlakken waren niet significant op de Verlengde Winkelberg, terwijl op de Keerderberg in het derde jaar langzaam een verschil leek te ontstaan. Op de Keerderberg zijn in de geplagde proefvlakken waar geen maaisel was opgebracht significant meer soorten aangetroffen dan in de proefvlakken met maaien, maaien gecombineerd met het opbrengen van maaisel en de controlevlakken, terwijl dit in de geplagde proefvlakken zonder maaisel van de Verlengde Winkelberg niet het geval was (Smits et al. 2009).

In 2012 was er in beide terreinen geen significant verschil meer in het gemiddeld aantal soorten per plot (3x3 m) tussen de behandelingen (figuur 5.1 en 5.2).



Figuur 5.1: Gemiddeld aantal soorten (met standaard fout) in de verschillende behandelingen op de Verlengde Winkelberg in 2012 (n=5).

Figure 5.1: Average number of species (with standard error) in the different treatments at the Verlengde Winkelberg in 2012 (n=5).



Figuur 5.2: Gemiddeld aantal soorten (met standaard fout) in de verschillende behandelingen op de Keerderberg in 2012 (n=5).

Figure 5.2: Average number of species (with standard error) in the different treatments at the Keerderberg in 2012 (n=5).

Vegetatieontwikkeling

De resultaten voor de periode 2005-2008 waren veelbelovend. Er was een sterke toename van karakteristieke heischrale soorten in de geplagde proefvlakken met maaisel. Daarentegen had maaisel opbrengen in de gemaaide proefvlakken niet geleid tot een toename van soorten. Plaggen zonder het opbrengen van maaisel leidde op de Keerderberg weliswaar tot

meer soorten, maar dit betroffen met name ruderale soorten, waarvan in het derde onderzoeksjaar na plaggen al te zien was dat deze door natuurlijke successie uit de proefvlakken verdwenen (Smits et al. 2009).

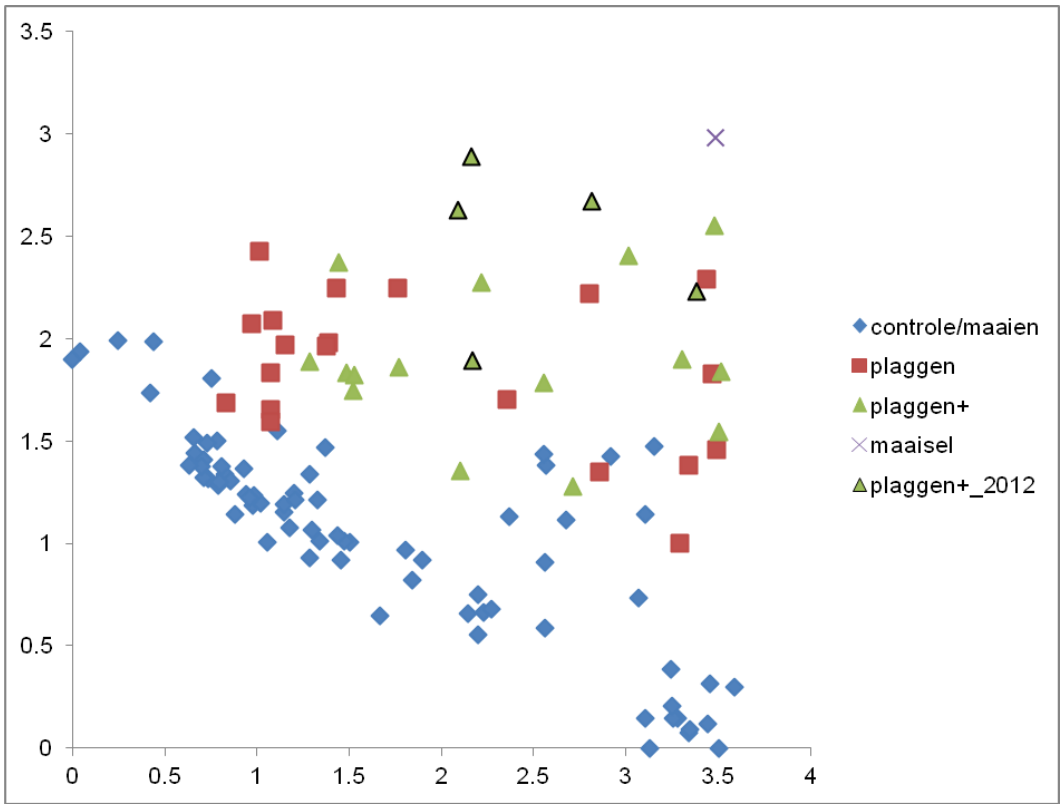
In tabel 5.1 staan de soorten die in 2012 specifiek voorkwamen in de geplagde proefvlakken waar maaisel was opgebracht en die waarschijnlijk met het maaisel zijn meegekomen. Dit betroffen merendeels karakteristieke heischrale soorten. In bijlage 8 en 9 is de volledige soortensamenstelling van de permanente kwadraten op de Verlengde Winkelberg en de Keerderberg in 2012 weergegeven.

Multivariate analyse van de proefvlakken op basis van de soortensamenstelling laat zien dat de meest succesvolle behandeling (plaggen met maaisel) in 2012 ten opzichte van 2008 weinig verandering meer laat zien. Dit gold zowel voor de Verlengde Winkelberg (figuur 5.3) als voor de Keerderberg (figuur 5.4).

Tabel 5.1: Soorten die in 2012 voorkwamen op de Verlengde Winkelberg en Keerderberg in de geplagde proefvlakken (n=5) waar maaisel was opgebracht en die (zeer) waarschijnlijk met het maaisel zijn meegekomen. Weergegeven is de bedekking van de soort in ieder proefvlak (aangepaste Braun-Blanquet schaal; r=≤1% bedekking, 1 ind.; +=≤1% bedekking, 2-5 ind.; 1=≤5% bedekking, 6-50 ind.; 2m=≤5% bedekking, >50 ind.; 2a=5-15% bedekking; 2b=16-25% bedekking; 3=26-50% bedekking; 4=51-75% bedekking; 5=76-100% bedekking).

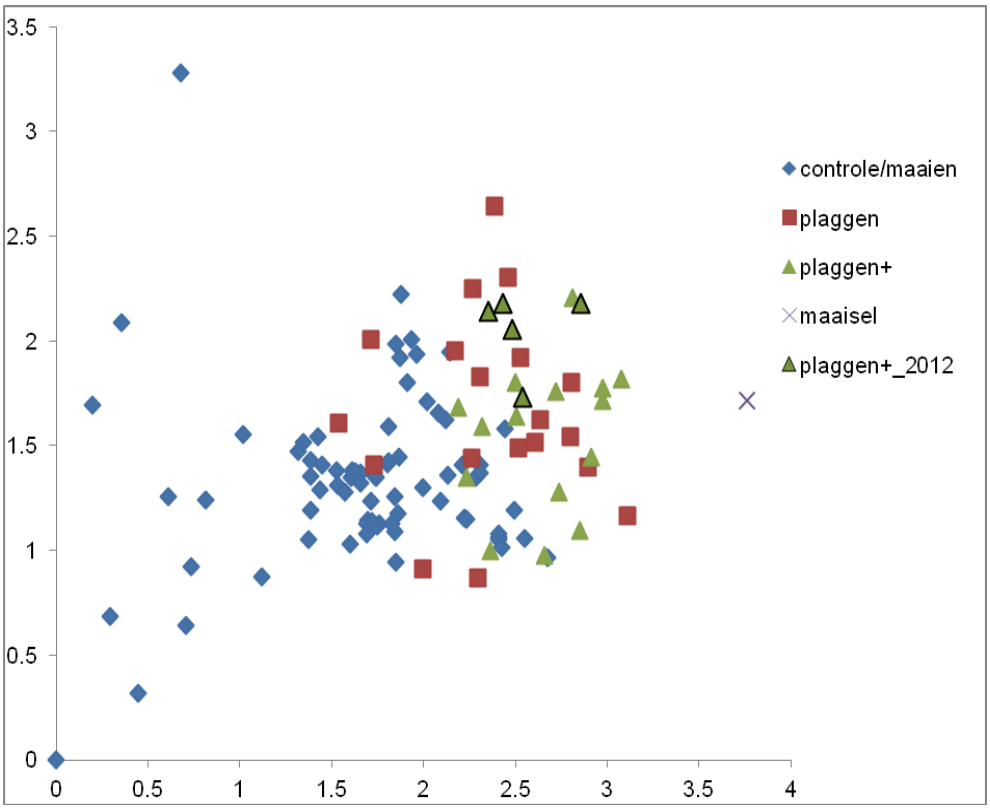
Table 5.1: Species observed in 2012 at the Verlengde Winkelberg and Keerderberg in the sod-cutted sites (n=5) which most likely had been introduced by the added hay. Presented is species coverage in each plot (adjusted Braun-Blanquet scale; r=≤1% coverage, 1 ind.; +=≤1% coverage, 2-5 ind.; 1=≤5% coverage, 6-50 ind.; 2m=≤5% coverage, >50 ind.; 2a=5-15% coverage; 2b=16-25% coverage; 3=26-50% coverage; 4=51-75% coverage; 5=76-100% coverage).

	Verlengde Winkelberg					Keerderberg				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Hypericum perforatum	+	+	+	+	1	+	+	1	1	.
Luzula campestris	1	.	.	2a	2m	2a	2b	2m	2m	2a
Brachypodium pinnatum	1	1	.	.	+	+	+	+	+	+
Campanula rotundifolia	.	1	1	.	1	+	+	.	+	1
Festuca filiformis	3	2m	3	1	2a	1	2a	1	2m	2a
Stachys officinalis	.	+	+	+	+	.	+	r	1	+
Hieracium pilosella	1	2a	2a	1	+	.	1	.	.	.
Leontodon hispidus						.	.	r	.	.
Crepis biennis						+	.	.	.	.
Hieracium umbellatum	.	+	.	.	+					
Jasione Montana	.	.	.	+	+					
Danthonia decumbens	.	.	.	1	+					
Crepis capillaris	1	1	+	+	+					
Hypochaeris radicata	.	1	+	2a	2a					



Figuur 5.3: DCA-ordinatie diagram op basis van de soortensamenstelling van de proefvlakken op de Verlengde Winkelberg (2005-2012). De behandelingen bestonden uit controle, maaien, plaggen, plaggen met maaisel opbrengen (plaggen+). De 2012-data voor de geplagde proefvlakken met maaisel zijn apart weergegeven (driehoeken omlijnd), evenals een monster van het maaisel (X). Ieder punt is een vegetatieopname.

Figure 5.3: DCA-ordination diagram based on species composition of experimental plots at the Verlengde Winkelberg (2005-2012). Treatments were control, mowing, sod-cutting, and sod-cutting after which hay was added (plaggen+). The 2012 data for sod-cutted plots with hay added are presented separately (triangles with line), as is the hay sample (X). Every point represents a relevee.

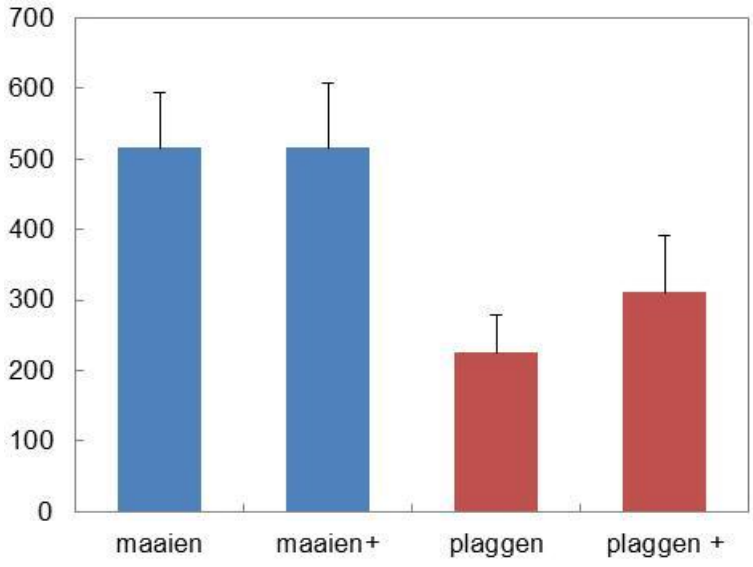


Figuur 5.4: DCA-ordinatie diagram op basis van de soortensamenstelling van de proefvlakken op de Keerderberg (2005-2012). De behandelingen bestonden uit controle, maaien, plaggen, plaggen met maaisel opbrengen (plaggen+). De 2012-data voor de geplagde proefvlakken met maaisel zijn apart weergegeven (driehoeken omlijnd), evenals een monster van het maaisel (X). Ieder punt is een vegetatieopname.

Figure 5.4: DCA-ordination diagram based on species composition of experimental plots at the Keerderberg (2005-2012). Treatments were control, mowing, sod-cutting, and sod-cutting after which hay was added (plaggen+). The 2012 data for sod-cutted plots with hay added are presented separately (triangles with line), as is the hay sample (X). Every point represents a relevee.

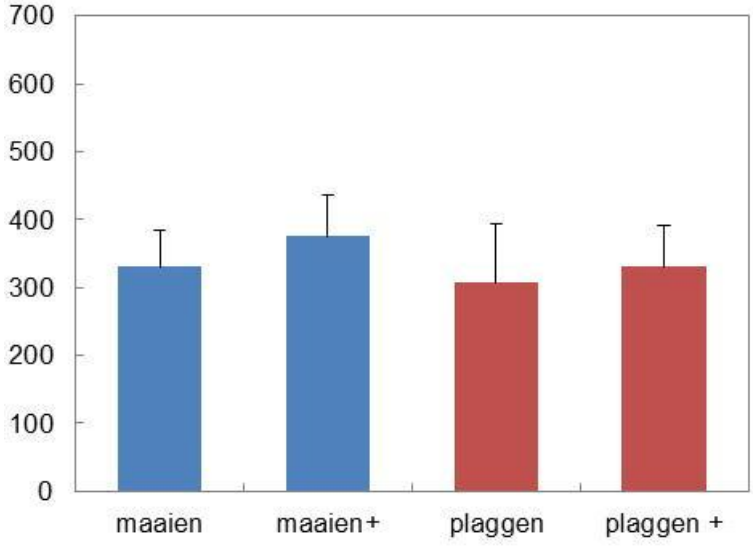
Afvoer biomassa via maaien

Acht jaar na het plaggen (2012) was er nog steeds een significant verschil (*P* <0,01) tussen de hoeveelheid bovengrondse biomassa die met de maaibeurten jaarlijks werd verwijderd (figuur 5.5). Op de Verlengde Winkelberg werd geen significant verschil meer gevonden tussen de behandelingen met en zonder maaisel. Op de Keerderberg was er geen significant verschil meer tussen de verschillende behandelingen (maaien/plaggen met en zonder maaisel) (figuur 5.6).



Figuur 5.5: Totale biomassa (g/m2) die in 2012 werd afgevoerd in de twee maaibeurten (juni en sep/okt) in de verschillende proefvlakken op de Verlengde Winkelberg.

Figure 5.5: Total biomass (g/m2) removed in 2012 in two mowing rounds (June and Sep/Oct) in the experimental plots at the Verlengde Winkelberg.



Figuur 5.6: Totale biomassa (g/m2) die in 2012 werd afgevoerd via beide maaibeurten in de verschillende proefvlakken op de Keerderberg.

Figuree 5.6: Total biomass (g/m2) removed in 2012 in two mowing rounds (June and Sep/Oct) in the experimental plots at the Keerderberg.

Ontwikkeling nutriëntgehalten in de bodem
In de periode 2005-2008 was in beide terreinen de fosfaatconcentratie het hoogst in de bovenste bodemlaag (0-10 cm) van niet-geplagde, maar slechts gemaaide proefvlakken. De verschillen tussen de vier behandelingen waren echter niet significant vanwege de grote variatie. Wel waren er bij beide

terreinen in 2005 significante verschillen tussen enerzijds de bovenste bodemlaag in de maaiproefvlakken en anderzijds de diepere laag en plagplekken (ANOVA, *P* <0,05; Smits et al. 2009). In 2008 waren de fosfaatconcentraties overal lager dan in voorgaande jaren. Direct na plaggen (augustus 2005) werd in de plagplekken op de Keerderberg een significante verhoging van het nitraatgehalte gevonden (ANOVA, *P* <0,05). Dit verschil was in augustus 2006 echter weer verdwenen, terwijl in de meting van 2007 en 2008 een significante verlaging van het nitraatgehalte in de geplagde proefvlakken van beide terreinen werd gevonden (ANOVA, *P* <0,05). (Smits et al. 2009).

In 2012 werden vrijwel geen verschillen meer in nutriëntgehalten gevonden tussen de behandelingen. De eerder gevonden verschillen in fosfaat en nitraat waren nergens meer (significant) aanwezig.

Herstel kalkgrasland
Op een derde voormalig agrarisch terrein, t.w. de Doeveberg nabij Eys, is mergel nabij de oppervlakte aanwezig en dit bood kansen voor herstel van soortenrijk kalkgrasland. Aangezien binnen de helling nog een ondiepe groeve met karakteristieke kalkgraslandsoorten (binnen enkele tientallen meters) aanwezig was, is ervoor gekozen om hier geen maaisel op te brengen, om zo de spontane vestiging van karakteristieke soorten uit de steilrand af te wachten (figuur 5.7).

Figuur 5.7: Geplagde proefvlakken op de Doeveberg nabij Eys (8 augustus 2005). De ondiepe groeve met karakteristieke kalkgraslandsoorten is duidelijk te onderscheiden van de rest van het grasland (foto: Nina Smits).

Figure 5.7: Sod-cut plots at the Doeveberg near Eys (8 August 2005). The shallow quarry with characteristic species of calcareous grasslands is clearly distinguishable from other parts of the grassland (photo: Nina Smits).

Op de Doeveberg werd het effect van eenmalig plaggen van de bovenste 10 cm (augustus 2005) getoetst, alsmede het tweemaal jaarlijks maaien en afvoeren van het maaisel. Van deze proefvlakken is vanaf 2006 ieder najaar de aanwezige vegetatie gemaaid en afgevoerd. Daarnaast werden een aantal proefvlakken tweemaal per jaar gemaaid en werd de biomassa afgevoerd (vanaf voorjaar 2005), met een eerste maaironde half juni en een tweede ronde in het najaar (sep/okt), afhankelijk van het groeiseizoen in het betreffende jaar. Het controle proefvlak werd conform het reguliere beheer van de rest van de helling eenmaal per jaar gemaaid en afgevoerd. Op de

aanwezige steilrand van de groeve waren diverse karakteristieke kalkgraslandsoorten aanwezig (tabel 5.2).

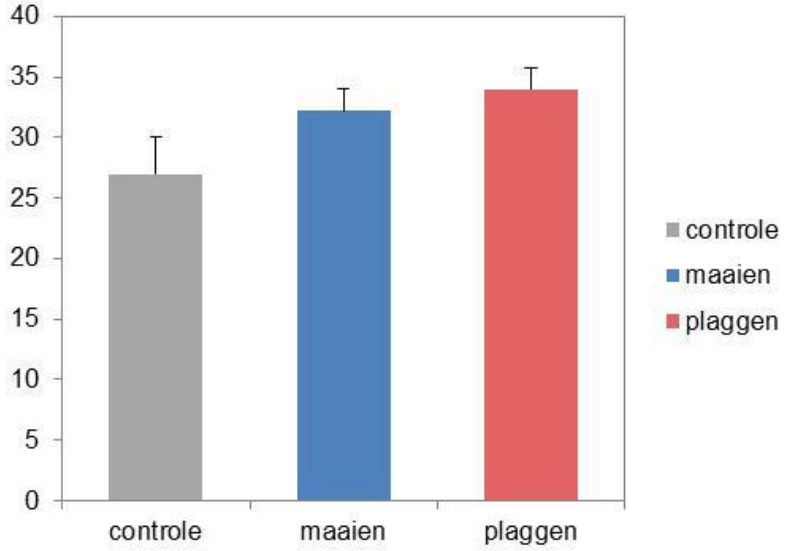
Tabel 5.2: Lijst van karakteristieke soorten in de ondiepe groeve van de Doeveberg nabij Eys (16 juni 2007, aangevuld met waarnemingen van de streeplijst gemaakt tijdens het Genootschapsweekend, juni 2008).

Table 5.2: List of characteristic species of the shallow quarry at the Doeveberg near Eys (June 2007, completed with species observed during a field visit, June 2008).

Soorten vaatplanten van de groeve (Doeveberg)	
Aarddistel (*Cirsium acaule*)	Harige ratelaar (*Rhinanthus alectorolophus*)
Aardkastanje(*Bunium bulbocastanum*)	Kattedoorn (*Ononis repens s. spinosa*)
Beemdkroon (*Knautia arvensis*)	Kleine ratelaar (*Rhinanthus minor*)
Bevertjes (*Briza media*)	Kleine pimpernel (*Sanguisorba minor*)
Driedistel (*Carlina vulgaris*)	Marjolein (*Origanum vulgare*)
Duifkruid (*Scabiosa columbaria*)	Muizenoor (*Hieracium pilosella*)
Gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*)	Ruige weegbree (*Plantago media*)
Gewone agrimonie (*Agrimonia eupatoria*)	Stengelloze distel (*Cirsium acaule*)
Gewone tijm (*Thymus pulegioides*)	Voorjaarsganzerik (*Potentilla verna*)
Grote centaurie (*Centaurea scabiosa*)	Zeegroene zegge (*Carex flacca*)

Soortenaantallen
Resultaten 2005-2008: In de geplagde proefvlakken was het aantal soorten in 2007 toegenomen ten opzichte van 2006. Het soortenaantal in de geplagde proefvlakken was in 2008 significant groter in vergelijking met de niet-geplagde proefvlakken (P <0,05; Kruskal-Wallis, post-hoc: Tukey-b) (Smits et al. 2009).

In 2012 kon geen significant verschil meer worden aangetoond wat betreft het aantal soorten tussen de verschillende proefvlakken (Kruskal-Wallis, post-hoc: Tukey-b, figuur 5.8).

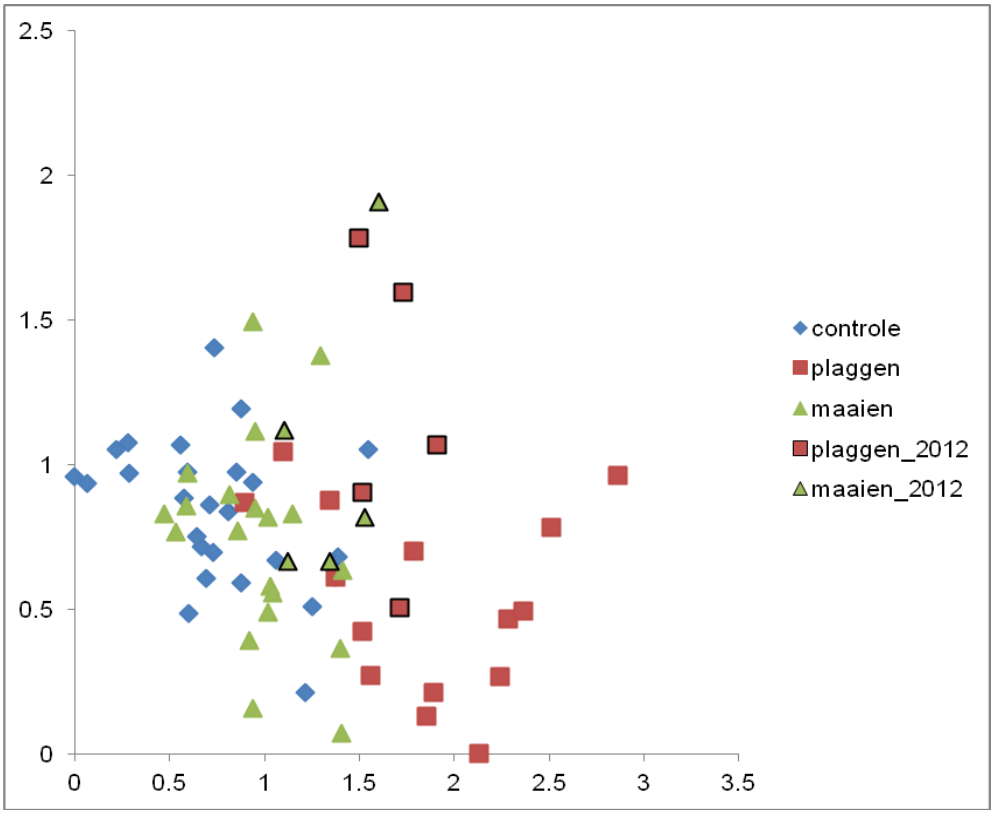


Figuur 5.8: Gemiddeld aantal soorten (met standaard fout) in de verschillende proefvlakken op de Doeveberg bij Eys in 2012.

Figure 5.8: Average number of species (with standard error) in the different experimental plots at the Doeveberg near Eys in 2012.

Vegetatieontwikkeling
Typische ruderale of akkersoorten, zoals Windhalm (*Apera spica-venti*), Klaproos (*Papaver sp.*) en Gewone duivenkervel (*Fumaria officinalis*) profiteerden van de open bodem als gevolg van het plaggen (Smits et al. 2009), maar deze verdwenen geleidelijk weer naarmate de vegetatie meer gesloten raakte. In 2012 kwamen er acht karakteristieke kalkgraslandsoorten voor in de proefvlakken, merendeels in de geplagde en/of gemaaide proefvlakken. De volledige soortenlijst van de proefvlakken in 2012 staat in bijlage 10.

Multivariate analyse op basis van de soortensamenstelling van de proefvlakken op de Doeveberg in de periode 2005-2012 laat zien dat de plag- en maaivlakken zich in 2012 niet meer verder ontwikkeld hebben ten opzichte van eerdere jaren (figuur 5.9).



Figuur 5.9: DCA-ordinatie van de proefvlakken op de Doeveberg op basis van de soortensamenstelling in de periode 2005-2012. De data voor 2012 zijn apart weergegeven (omlijnd). Ieder punt is een vegetatieopname.

Figure 5.9: DCA-ordination diagram of plots at the Doeveberg, based on species composition in the period 2005-2012. Data in 2012 are presented separately (with line). Every point represents a relevee.

Afvoer van biomassa via maaien
Op de Doeveberg was in 2012 (acht jaar na de start van het experiment) de totale biomassaproductie in de geplagde proefvlakken nog steeds lager dan in de proefvlakken die alleen werden gemaaid (106 vs. 298 g m^2). Dit verschil was ook significant in de afzonderlijke maaibeurten (P <0,01).

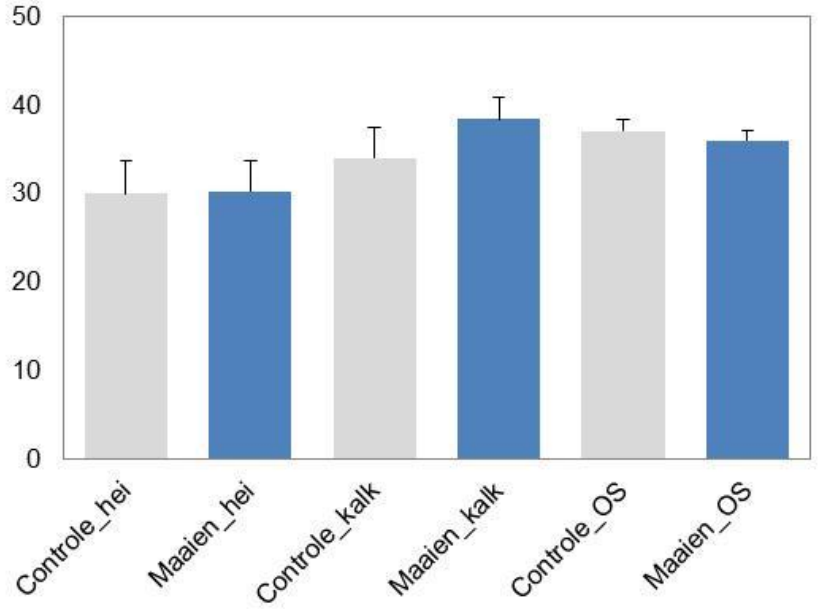
Ontwikkeling nutriënten in de bodem
De ontwikkeling van de nutriëntconcentraties op de Doeveberg liet vrijwel geen veranderingen zien in de periode 2005-2008. Met plaggen werd fosfaat

afgevoerd, maar door de aanwezige variatie was het verschil tussen geplagde en niet geplagde plekken niet significant. Daarnaast was er in het eerste jaar, net na plaggen, duidelijk meer nitraat en minder ammonium in de geplagde proefvlakken aanwezig, maar dit verschil verdween in de jaren daarna. In 2012 waren er significante verschillen tussen de behandelingen wat betreft fosfaat (Olsen-P en totaal-P), waarbij de gehalten in de bodem van de geplagde proefvlakken significant lager waren ten opzichte van de controle.

5.1.2 Ontwikkeling vanuit een verruigde situatie

Herstel heischraal grasland en kalkgrasland
Het Schiepersbergcomplex is een helling met een tweetal graslanden: de Koeberg, een reservaat dat in 1985 na lange tijd van verwaarlozing is opengekapt en vervolgens weer in het reguliere beheer met schapenbegrazing is opgenomen, en een aangrenzend deel van de helling aan de oostkant, waar vanwege het voorkomen van de Aapjesorchis (*Orchis simia*) delen zijn ontbost om kalkgrasland tot ontwikkeling te brengen. Beide graslanden zijn representatief voor grasland dat is ontstaan vanuit een verboste situatie. Binnen dit complex zijn drie proefvlakseries gevolgd om het effect van tweemaal jaarlijks maaien en afvoeren te vergelijken met het huidige beheer van schapenbegrazing. Op de Koeberg liggen opnamen binnen het heischraal grasland (_hei) en in het kalkgrasland (_kalk) en op het Orchis simia-terrein (_OS) in potentieel kalkgrasland.

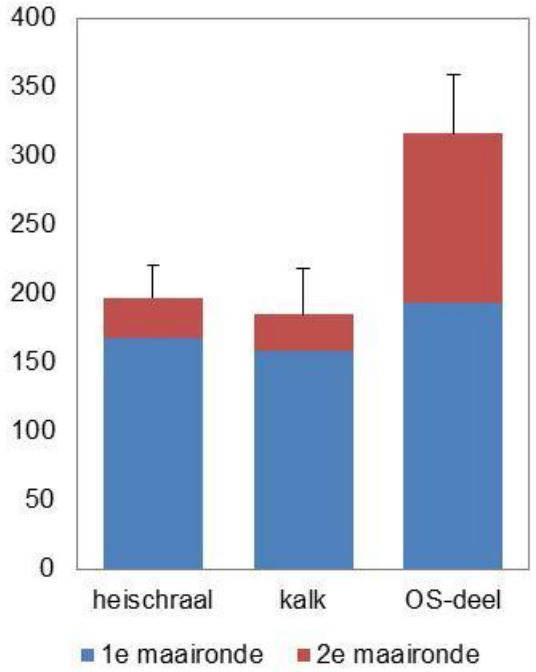
Soortenaantallen
Na vier jaar intensief maaibeheer (2008) waren er nog geen significante verschillen aanwezig tussen de gemaaide proefvlakken en de controlevlakken wat betreft de aantallen soorten. Ook na acht jaar intensief maaibeheer was dit het geval (figuur 5.10). De volledige soortenlijst van de proefvlakken in 2012 staat in bijlage 11 en 12.



Figuur 5.10: Gemiddeld aantal soorten per proefvlak (met standaard fout) in het heischrale deel (_hei), het kalkgrasland deel (_kalk) en het deel met Orchis simia (_OS) op het Schiepersbergcomplex in 2012.

Figure 5.10: Average number of species per plot (with standard error) in the acid part (_hei), calcareous part (_kalk) and the Orchis simia part (_OS) of the Schiepersbergcomplex in 2012.

Afvoer biomassa via maaien
Op het Schiepersbergcomplex werden gemaaide proefvlakken vergeleken met controle proefvlakken (niet gemaaid). De gemaaide proefvlakken waren om praktische redenen niet uitgerasterd. In 2012 (acht jaar na de start van het experiment) is alleen gekeken naar de afvoer van biomassa door maaien (figuur 5.11). Aangezien de proefvlakken niet waren uitgerasterd (en dus werden begraasd) kon er in de meeste proefvlakken bij de 2e maaironde niet worden geoogst. De afvoer op het OS-deel van de helling was in 2012 beduidend hoger dan in het heischrale en kalkgrasland op de aangrenzende Koeberg.



Figuur 5.11: Biomassa (g/m^2; gemiddelden met standaard fout) die in 2012 met beide maaibeurten werd afgevoerd in de verschillende proefvlakken op de Schiepersberg.

Figure 5.11: Biomass (g/m^2; mean with standard error) which was removed in two mowing rounds in the plots at the Schiepersberg.

Nutriëntenstatus van de bodem
Noch in de eerste meetperiode (2005-2008), noch in 2012 konden significante verschillen tussen de behandelingen worden aangetoond ten aanzien van de gemeten bodemparameters.

5.1.3 Conclusies kleinschalige herstelexperimenten

Ontwikkeling heischraal grasland vanuit voormalig agrarisch grasland (Verlengde Winkelberg en Keerderberg)
De combinatie van plaggen (of ontgraven) en het opbrengen van maaisel heeft geleid tot het beste herstel van hellingschraalland op voormalig agrarisch grasland. De soorten uit het maaisel bleken zich goed te hebben gevestigd en waren relatief stabiel. Door de kleinschaligheid van het experiment (3 x 3 m per behandeling) kon er echter relatief makkelijk uitwisseling plaatsvinden met de omgeving (die veel voedselrijker is). Dit gold voor de plantensoorten, maar ook voor de bodemchemie (de verschillen in bodemchemie tussen de behandelingen waren na acht jaar bijzonder klein

geworden). Daarnaast is in de kleinschalige experimenten alleen de meest voedselrijke toplaag afgeplagd (10 cm) en zijn nutriënten uit diepere lagen niet verwijderd.

Voortzetting van de kleinschalige experimenten op de Keerderberg en Verlengde Winkelberg lijkt niet langer relevant, zeker sinds er in 2007 een grootschalig herstelexperiment op de Verlengde Winkelberg is opgestart waarbij (min of meer) dezelfde behandelingen worden toegepast (maar waarbij dieper is ontgrond (tot 40 cm).

Ontwikkeling kalkgrasland vanuit voormalig agrarisch grasland (Doeveberg)
De proefvlakken op de Doeveberg laten zien dat onder relatief geschikte abiotische omstandigheden (voldoende ondiepe kalk) en nabijheid van doelsoorten (steilrand) relatief makkelijk en op korte termijn herstel kan optreden. Zowel in de geplagde proefvlakken, maar ook in de gemaaide proefvlakken hebben zich na acht jaar een aantal karakteristieke kalkgraslandsoorten gevestigd.

Waarschijnlijk kan via intensivering van het gevoerde (maai)beheer een vergelijkbare verbetering op de hele helling worden bereikt. Het experiment geeft inzicht in de mogelijkheden van effectief herstelbeheer op de helling. Voorzetting van deze kleinschalige experimenten zal worden besproken met de beheerder.

Ontwikkeling van heischraal en kalkgrasland vanuit een verruigde situatie (Schiepersbergcomplex)
De proefvlakken op het Schiepersbergcomplex lieten acht jaar na de start van een intensief maaibeheer nauwelijks een verbetering zien. Houtige soorten zijn (logischerwijs) teruggedrongen, maar vestiging van (meer) karakteristieke doelsoorten is niet vastgesteld. Ook de productiviteit van de vegetatie is niet duidelijk afgenomen ten opzichte van de controle (niet-gemaaide) proefvlakken. Een nadeel van de gekozen proefopzet was dat er een kans bestond dat de schapen juist de gemaaide proefvlakken verkozen als lig-/mestplek, waardoor juist op deze plekken extra nutriënten zijn ingebracht.

Doordat deze graslanden in het verleden met bos begroeid zijn geweest en nog steeds omgeven zijn door bos, is het goed mogelijk dat de extra aanwezigheid/toevoer van voedingsstoffen hierdoor een belangrijkere factor voor de verruigde situatie is dan het gevoerde beheer.

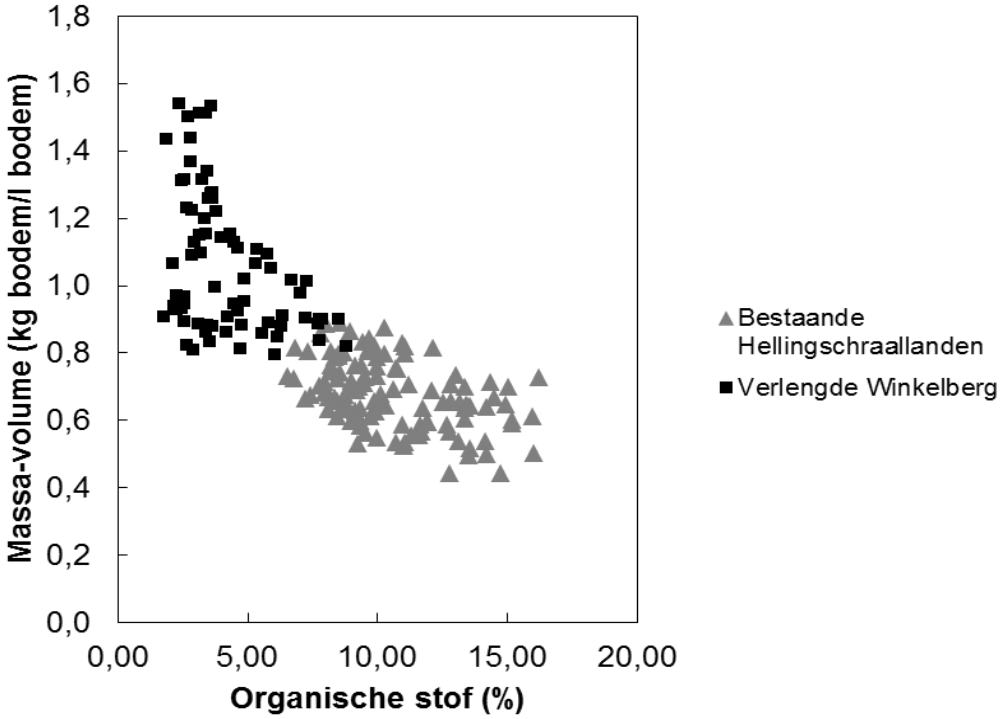
Verdere voorzetting van deze kleinschalige experimenten lijkt door bovenstaande factoren niet relevant, omdat een positief resultaat ook op wat langere termijn niet te verwachten valt. Om verbetering van dit reservaat te bewerkstelligen, ligt intensiever maaibeheer niet voor de hand.

5.2 Grootschalig herstelexperiment

5.2.1 Bodemchemie

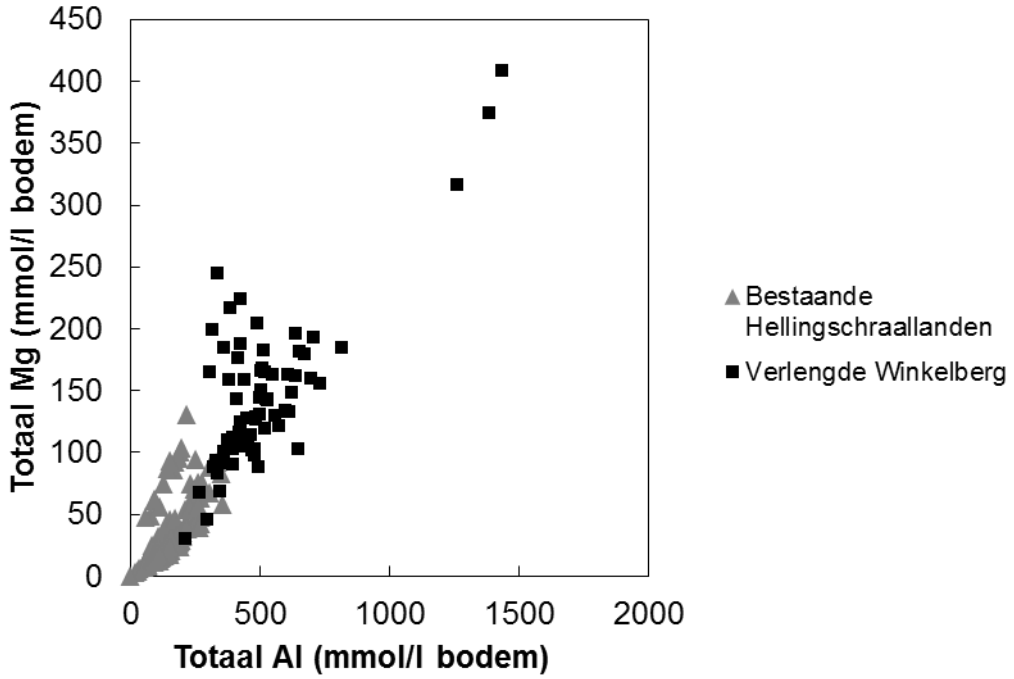
Eén van de doelen van deze proef op praktijkschaal is om te onderzoeken of de bodem door middel van ontgronden duurzaam voedselarm gemaakt kan worden, waarbij de nadruk op de concentratie voor plantenbeschikbaar fosfaat (gemeten als Olsen-P) en beschikbaar stikstof (ammonium en nitraat) ligt. Naast de voedselrijkdom van de bodem is ook de fractie organische stof in de bodem en de buffering van de bodem bepaald. Deze parameters zijn o.a. sturend in de ontwikkeling van de vegetatie. De complete bodemchemische dataset is weergegeven in bijlage 13.

Algemene bodemsamenstelling
Correlaties tussen verschillende parameters helpen om een beter beeld te krijgen van de samenstelling van de bodem. In figuur 5.12 is duidelijk te zien dat de bodem verzameld op de Verlengde Winkelberg anders van samenstelling is dan de bodems verzameld over de gehele gradiënt in al bestaande hellingschraalland-terreinen (Winkelberg, Koeberg, Kundeberg, Tiendeberg, Hoefijzer en Wrakelberg). De bodem van de Verlengde Winkelberg bevat duidelijk minder organisch materiaal (zowel in het ontgronde als niet-ontgronde deel van het terrein) en heeft een hoger massa-volume.



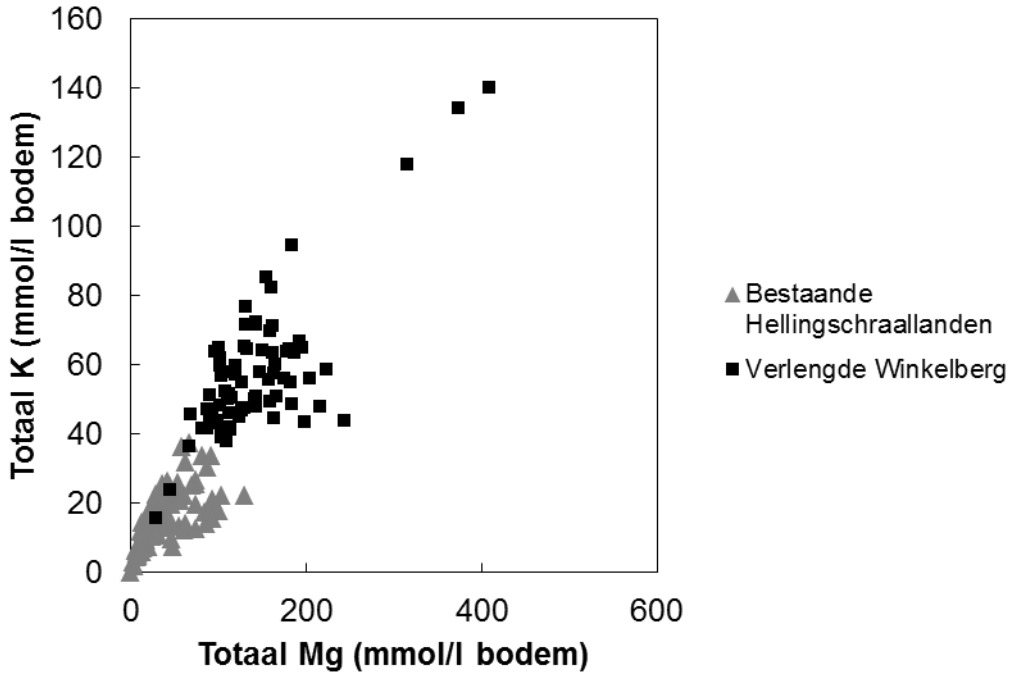
Figuur 5.12: Verhouding Organische stof (%) organische stof en massa-volume van de bodem gemeten in al bestaande hellingschraallanden en in het grootschalige experiment op de Verlengde Winkelberg over de gehele gradiënt en zowel in de ontgronde als controle proefvlakken.

Figure 5.12: Organic-matter and mass-volume measured in the soil of existing terrains and in the experiment at the VWB.



Figuur 5.13: Verhouding totaal aluminium en totaal magnesium van de bodem gemeten in al bestaande hellingschraallanden en in het grootschalige experiment op de Verlengde Winkelberg.

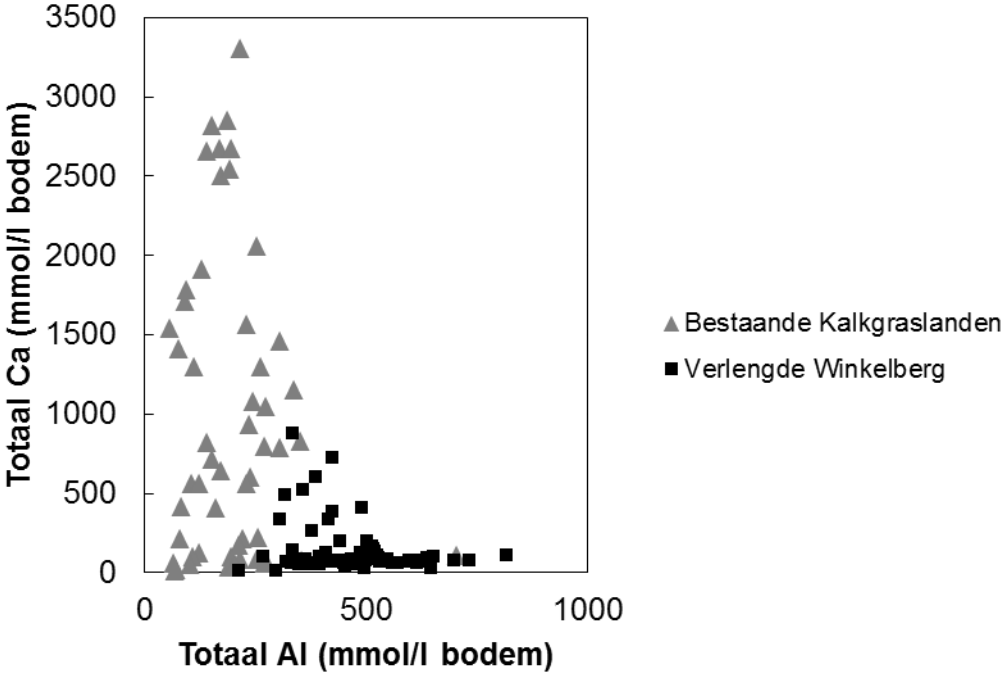
Figure 5.13: Aluminium and magnesium measured in the soil of existing terrains and in the experiment at the VWB.



Figuur 5.14: Verhouding totaal magnesium en totaal kalium van de bodem gemeten in al bestaande hellingschraallanden en in het grootschalige experiment op de Verlengde Winkelberg.

Figure 5.14: Magnesium and potassium measured in the soil of existing terrains and in the experiment at the VWB.

De bodem van de Verlengde Winkelberg is ook wat mineralensamenstelling betreft anders dan van de bodem van al bestaande terreinen. De concentratie aluminium, magnesium en kalium is duidelijk hoger in de Verlengde Winkelberg dan in de bestaande hellingschraalland-terreinen (figuur 5.13), hetzelfde geldt voor de verhouding tussen magnesium en kalium (figuur 5.14). Dit is een duidelijke aanwijzing dat de bodem op de Verlengde Winkelberg meer uit leem-loess bestaat dan die van al bestaande terreinen. De drie punten met een opvallend hoge concentratie aluminium en magnesium zijn gemeten in het proefvlak OMv, op de zure kiezelkop.



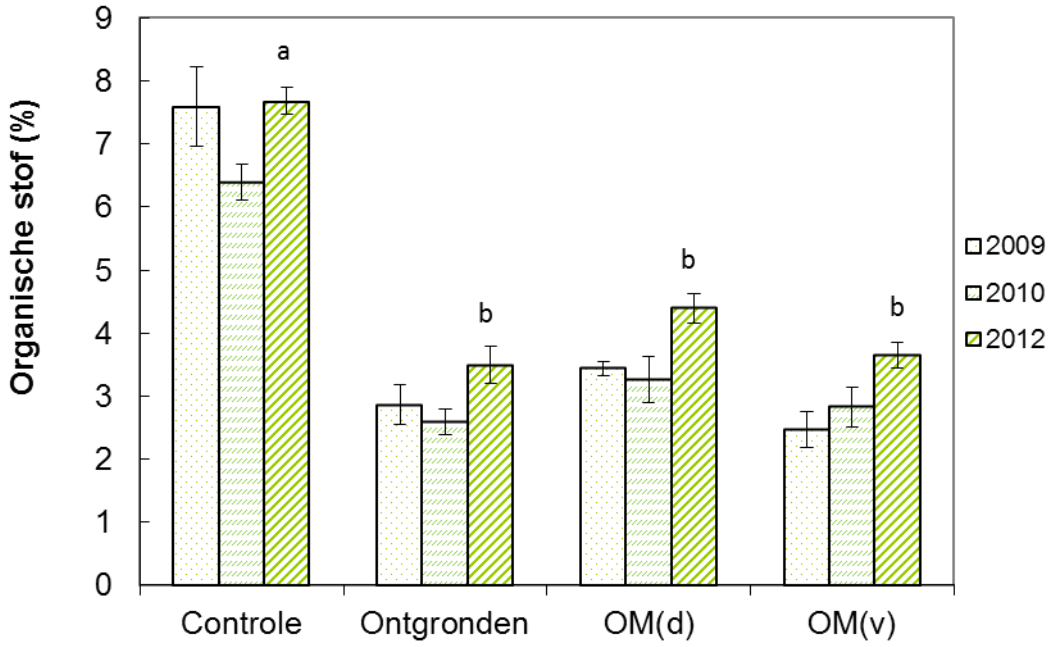
Figuur 5.15: Verhouding totaal aluiminium en totaal calcium van de bodem gemeten in de kalkgraslandzone al bestaande hellingschraallanden en in het grootschalige experiment op de Verlengde Winkelberg.

Figure 5.15: Aluminium and calcium measured in the soil of existing terrains and in the experiment at the VWB.

Wat de concentratie totaal calcium betreft, is de bodem van de Verlengde Winkelberg duidelijk anders dan die van bestaande kalkgraslandterreinen (figuur 5.15). De bodem van de Verlengde Winkelberg bevat meer aluminium en minder calcium. De relatief hoge totaal calciumconcentraties zijn gemeten in het controleproefvlak en in het proefvlak OMd.

Organische stof in de bodem

Met het verwijderen van de voedselrijke toplaag (20 – 40 cm) is ook een aanzienlijk deel van het organisch stof uit het terrein afgevoerd zoals verwacht mocht worden (significant in 2012, $p<0,05$). In het controle-proefvlak is een organische-stof fractie gemeten rond de 7%, in de ontgronde proefvlakken ligt de fractie organische stof in 2009 tussen de 2,5% en 3,5%. Verder valt op dat de organische laag in de loop van het experiment weer aan het opbouwen is in de ontgronde proefvelden (figuur 5.16). In 2009 ligt de fractie organische stof gemeten in de ontronde proefvelden tussen de 2,5 en 3,4%, in 2012 tussen de 3,5% en 4,5%.



Figuur 5.16: Organisch stof percentage in de bodem gemeten in 2009, 2010 en 2012 op de Verlengde Winkelberg. Controle: niet ontgrond; Ontgronden: in 2007 20-40cm van de voedselrijke bodemlaag afgevoerd; OM(d): Ontgrond en maaisel opgebracht, direct na maaien; OM(v): Ontgrond en maaisel opgebracht dat enige tijd heeft gelegen (vertraagd). Error-bars: ± 1 standaard fout.

Figure 5.16: Oganic matter (%) measured in the soil in 2009,. 2010 and 2012 at the Verlengde Winkelberg site. Controle: control, no soil removal; Ontgronden: removal of nutrient-rich soil layer; OM(d): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay; OM(v): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay after a couple of hours. Error-bars: ± 1 standard error.

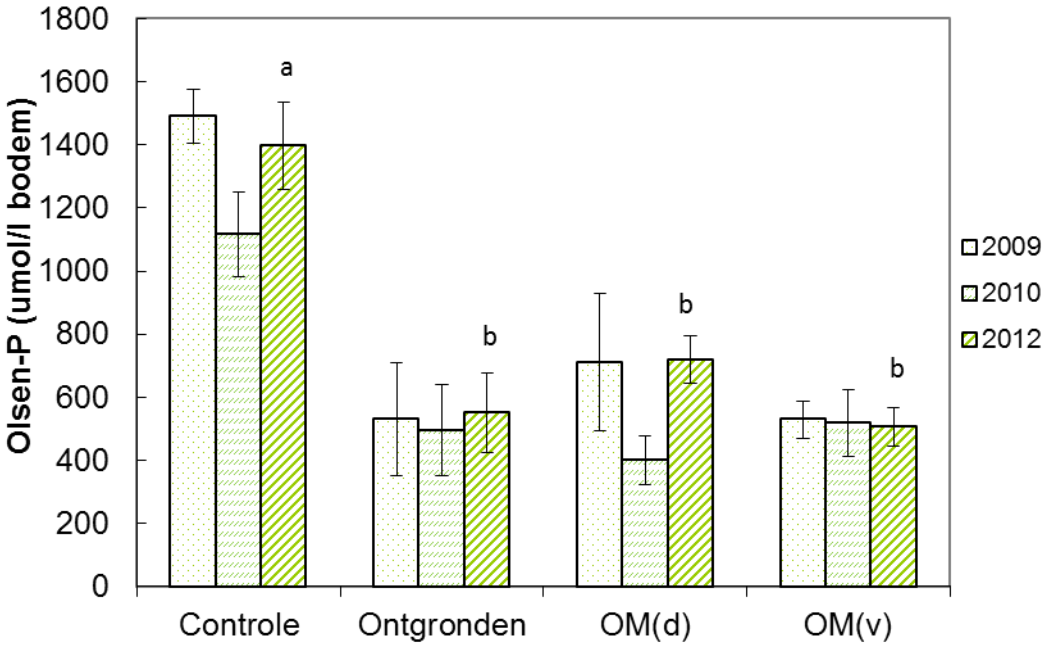
Nutriëntenrijkdom

Plantbeschikbaar fosfaat
Doel van het experiment is, onder andere, om te onderzoeken of de voedselrijkdom van de bodem langdurig teruggebracht kan worden tot voor soortenrijke hellingschraallanden geschikte concentraties. Een goede methode om de concentratie voor planten beschikbaar fosfaat te meten is via een extractie op basis van de methode van Olsen (Olsen et al. 1954; Gilbert et al. 2009). In goed-ontwikkelde hellingschraallanden in Zuid-Limburg worden Olsen-P concentraties gemeten tussen de 100 en 400 µmol/l bodem (gemeten in Winkelberg, Koeberg, Kundeberg, Tiendeberg, Hoefijzer, Wrakelberg). Voor goed-ontwikkelde hellingschraallanden op een loess-leem-achtig bodemtype wordt een Olsen-P concentratie rond de 500 tot 800 µmol/l bodem verwacht (expert judgement).

Het ontgronden in 2007 heeft geleid tot een significante verlaging in de voor planten beschikbare concentratie fosfaat. De fosfaatconcentraties gemeten in de ontgronde proefvlakken in 2009, 2010 en 2012 variëren weinig, en liggen

gemiddeld tussen de 401 en 718µmol/l bodem. In het niet ontgronde controlevlak zijn Olsen-P concentraties gemeten tussen de 1100 en 1500 µmol/l bodem. Hierbij valt op dat in 2010 structureel wat lagere Olsen-P concentraties zijn gemeten dan in 2009 en 2012 in alle onderzochte proefvlakken. Een mogelijke verklaring hiervoor is het zeer droge voorjaar zomer van 2010 (figuur 5.17). De Olsen-P concentraties gemeten in de ontgronde proefvelden is in 2012 significant lager ($p<0,05$) dan in het controle proefveld. De gemeten Olsen-P concentraties in de ontgronde proefvlakken liggen in de range van hellingschraallanden op een loess-leem bodem en blijven gedurende de onderzoeksperiode constant laag.

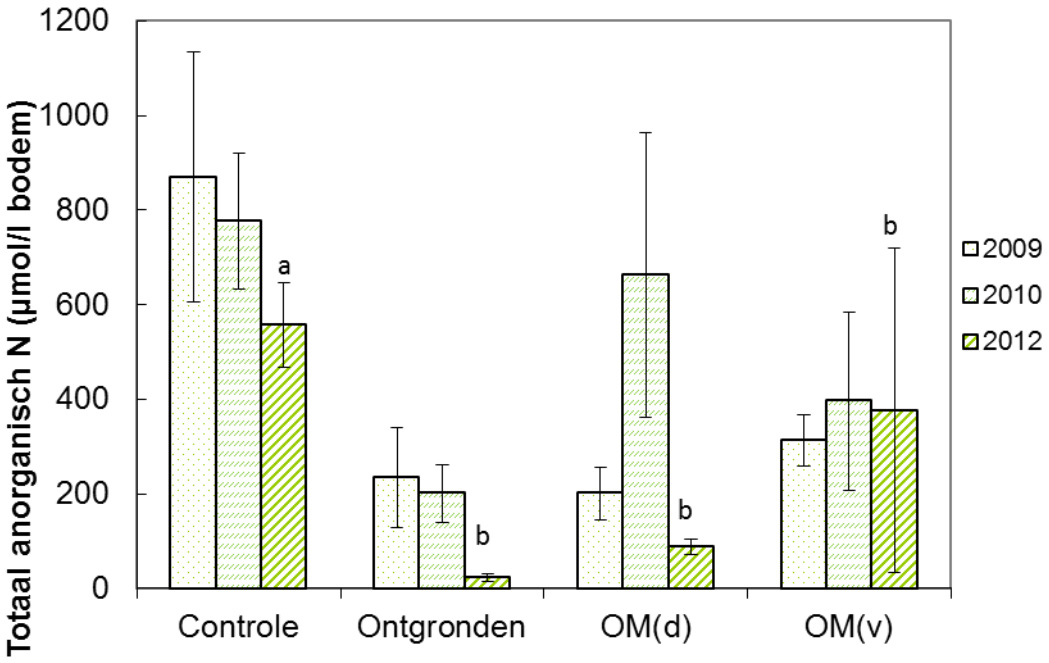
Verder blijkt het proefvlak OMd anders te zijn dan OMv en O. De hier gemeten concentraties voor plantenbeschikbaar fosfaat zijn hoger dan in de andere proefvlakken, namelijk rond de 700 µmol/l bodem in OMd tegen 500 µmol/l bodem in O en OMv. De gemeten Olsen-P concentraties liggen in OMd echter nog steeds binnen de range van in Hellingschraallanden op loess-leembodems gebruikelijke concentraties. Dit deel van het terrein was overigens voor ontgronden ook al voedselrijker dan de overige proefvelden (Bobbink & Poelen 2007).



Figuur 5.17: Olsen-P concentratie in µmol/l bodem gemeten in 2009, 2010 en 2012 op de Verlengde Winkelberg. Controle: niet ontgrond; Ontgronden: in 2007 20-40cm van de voedselrijke bodemlaag afgevoerd; OM(d): Ontgrond en maaisel opgebracht, direct na maaien; OM(v): Ontgrond en maaisel opgebracht dat enige tijd heeft gelegen (vertraagd). Error-bars: ± 1 standaard fout, letters geven significante verschillen weer in dataset van 2012.

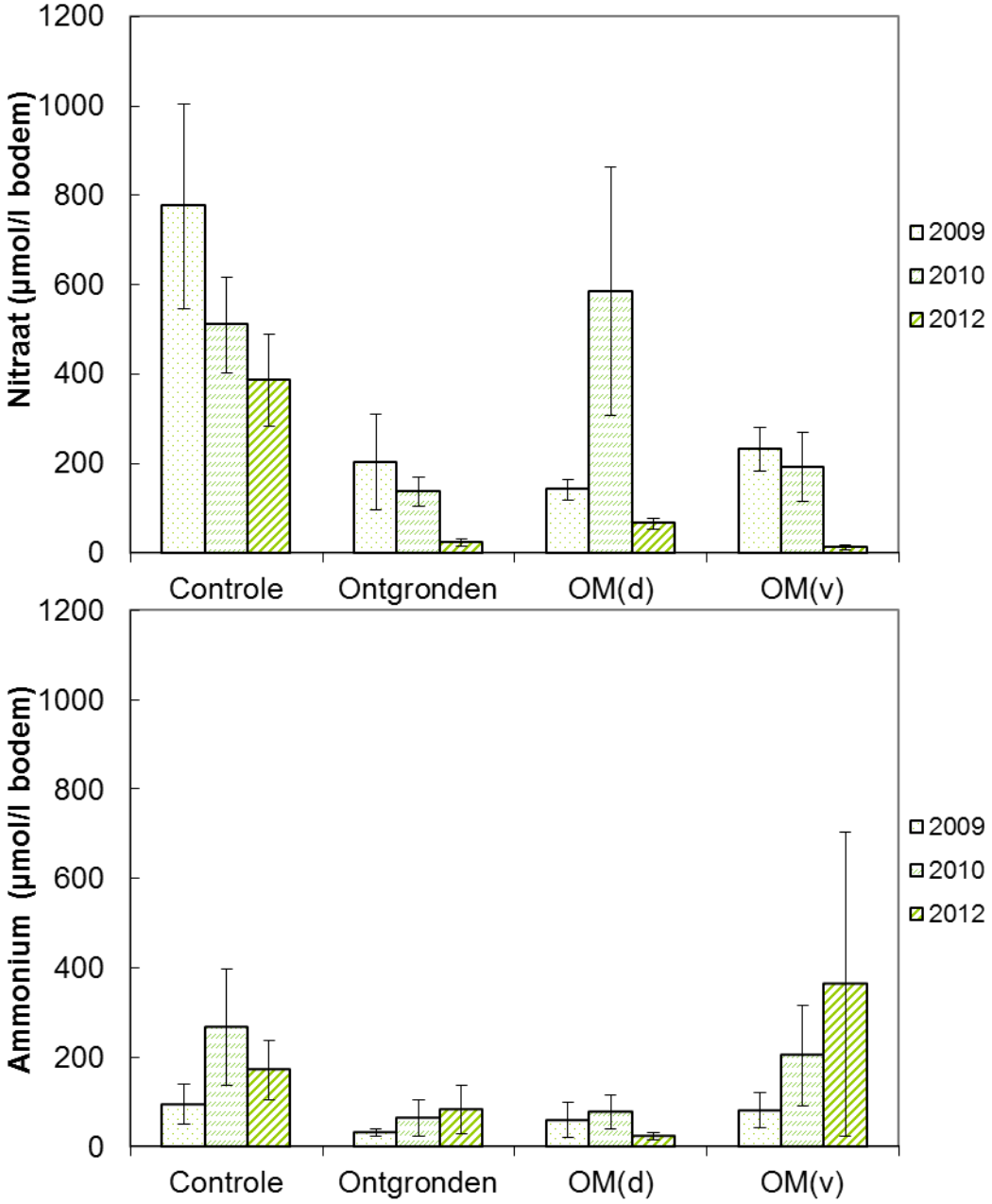
Figure 5.17: Olsen-P concentrations measured in the soil in 2009,. 2010 and 2012 at the Verlengde Winkelberg site. Controle: control, no soil removal; Ontgronden: removal of nutrient-rich soil layer; OM(d): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay; OM(v): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay after a couple of hours. Error-bars: ± 1 standard error.

Stikstof
Met het afvoeren van de fosfaatrijke bodemlaag is ook een significant (p<0,05) deel van de stikstofvoorraad in de bodem afgevoerd, waardoor de N-beschikbaarheid is gedaald (figuur 5.18). De gemiddelde stikstofconcentratie gemeten in de ontgronde proefvlakken is ongeveer 200 µmol/l bodem, met uitzondering van proefvlak OMv waar gemiddeld concentraties van rond de 350 µmol/l bodem zijn gemeten. Stikstof is in 2009 en 2010 voornamelijk aanwezig in de vorm van nitraat, maar in 2012 veranderd de verhouding en wordt het aandeel ammonium groter. In de proefvlakken O en OMv is ammonium in 2012 de dominante stikstofvorm (figuur 5.19). Verder blijkt dat er een grote variatie is in anorganische N-concentraties in de bodem, iets wat in veel terreinen wordt gemeten. Stikstofconcentraties tussen de 100 en 200 µmol/l bodem zijn gewenst in hellingschraallanden, waarmee de ontgrondde proefvelden op de Verlengde Winkelberg dus goed in de buurt van de referentie komen.



Figuur 5.18: Totaal anorganische N concentratie (ammonium+ nitraat uit het zoutextract) concentratie in µmol/l bodem gemeten in 2009, 2010 en 2012 op de Verlengde Winkelberg. Controle: niet ontgrond; Ontgronden: in 2007 20-40cm van de voedselrijke bodemlaag afgevoerd; OM(d): Ontgrond en maaisel opgebracht, direct na maaien; OM(v): Ontgrond en maaisel opgebracht dat enige tijd heeft gelegen (vertraagd). Error-bars: ± 1 standaard fout.

Figure 5.18: Total anorganic N concentration (ammonium+nitrate) measured in the soil in 2009, 2010 and 2012 at the Verlengde Winkelberg site. Controle: control, no soil removal; Ontgronden: removal of nutrient-rich soil layer; OM(d): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay; OM(v): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay after a couple of hours. Error-bars: ± 1 standard error.

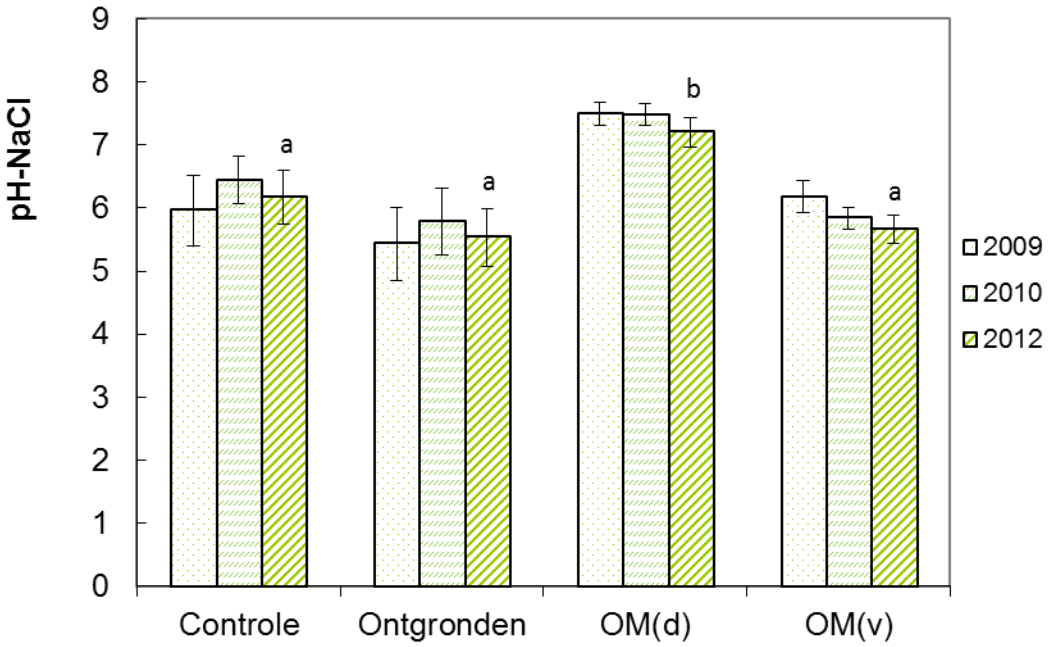


Figuur 5.19: Concentratie nitraat (bovenste figuur) en ammonium (onderste figuur) uit het zoutextract. concentratie in µmol/l bodem gemeten in 2009, 2010 en 2012 op de Verlengde Winkelberg. Controle: niet ontgrond; Ontgronden: in 2007 20-40cm van de voedselrijke bodemlaag afgevoerd; OM(d): Ontgrond en maaisel opgebracht, direct na maaien; OM(v): Ontgrond en maaisel opgebracht dat enige tijd heeft gelegen (vertraagd). Error-bars: ± 1 standaard fout.

Figure 5.19: Concentration nitrate (top figure) and ammonium (bottom figure) measured in 0,2M NaCl extraction, measured in the soil in 2009,. 2010 and 2012 at the Verlengde Winkelberg site. Controle: control, no soil removal; Ontgronden: removal of nutrient-rich soil layer; OM(d): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay; OM(v): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay after a couple of hours. Error-bars: ± 1 standard error.

Bodem buffering

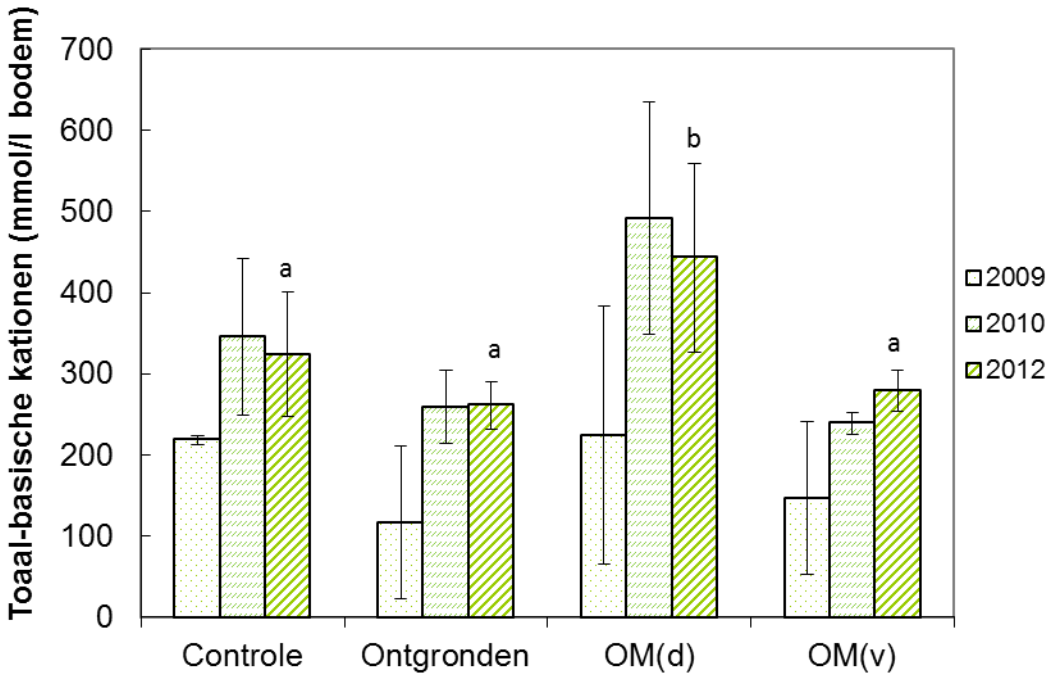
pH-NaCl
Het verwijderen van de voedselrijke bodemlaag heeft geen effect op de pH van de bodem. De pH in 2012 varieert van 5,8 tot 7,5 en vertoont geen verschillen met de metingen in 2009 en 2010 (figuur 5.20). In de pH-metingen is geen variatie gevonden tussen de hogere delen van de helling en de lagere delen van de helling (bijlage 13). Uitzondering is het hoog gelegen deel in het proefvlak OMd. Hier is sprake van een zure kiezelkop (pH 4,1 - 4,4 in 2012). Verder heeft het proefvlak OMd duidelijk een hogere pH dan de overige terreindelen ($p<0,05$).



Figuur 5.20: pH-NaCl (0,2M NaCl) gemeten in 2009, 2010 en 2012 op de Verlengde Winkelberg. Controle: niet ontgrond; Ontgronden: in 2007 20-40cm van de voedselrijke bodemlaag afgevoerd; OM(d): Ontgrond en maaisel opgebracht, direct na maaien; OM(v): Ontgrond en maaisel opgebracht dat enige tijd heeft gelegen (vertraagd). Error-bars: ± 1 standaard fout.

Figure 5.20: pH-NaCl (0,2M NaCl) measured in 2009, 2010 and 2012. Controle: control, no soil removal; Ontgronden: removal of nutrient-rich soil layer; OM(d): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay; OM(v): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay after a couple of hours. Error-bars: ± 1 standard error.

Basische Kationen
De concentratie basische kationen (figuur 5.21), gemeten in de destructie, laat een zelfde beeld zien als de pH gemeten in het zoutextract. Opvallend is hierbij dat de concentraties gemeten in 2009 lager lijken te zijn dan die gemeten in 2010 en 2012. Verder is de concentratie basische kationen gemeten in 2012 het proefveld OMd, net als bij de pH, hoger ($p<0,05$) dan de overige proefvlakken.



Figuur 5.21: Totaal basische kationen (Ca + Mg + K) gemeten in 2009, 2010 en 2012 op de Verlengde Winkelberg in mmol/l bodem. Controle: niet ontgrond; Ontgronden: in 2007 20-40cm van de voedselrijke bodemlaag afgevoerd; OM(d): Ontgrond en maaisel opgebracht, direct na maaien; OM(v): Ontgrond en maaisel opgebracht dat enige tijd heeft gelegen (vertraagd). Error-bars: ±standaard fout.

Figure 5.21: Base cations measured in 2009, 2010 and 2012. Controle: control, no soil removal; Ontgronden: removal of nutrient-rich soil layer; OM(d): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay; OM(v): Removal of nutrient-rich soil layer and addition of hay after a couple of hours. Error-bars: ±standard error.

5.2.2 Vegetatie

Uitgangssituatie

In de uitgangsituatie (voorafgaand aan het plaggen) bestond de vegetatie van de Verlengde Winkelberg uit een dichte zode gedomineerd door Engels raaigras (*Lolium perenne*) Het aantal soorten was gering met gemiddeld 10 soorten per 4 m^2 (tabel 5.3). Ook in de jaren daarna (2010-2012) bleef het aantal soorten in het controle proefvlak laag (10-14 soorten), met een dominantie van Engels raaigras, Fioringras (*Agrostis stolonifera*), Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), Zachte dravik (*Bromus hordeaceus*) en Veldbeemdgras (*Poa pratensis*).

Effecten van ontgronden op de vegetatiebedekking

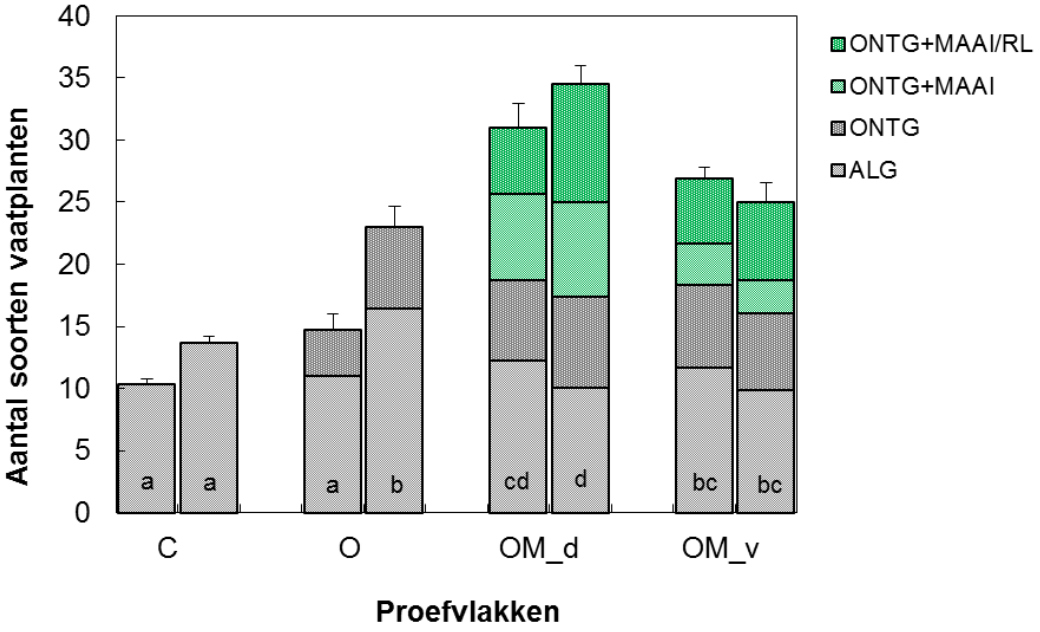
In het ontgronde proefvlak (O) was drie jaar na ontgronden de totale bedekking van de vegetatie nog steeds aanzienlijk lager in vergelijk tot het niet ontgronde deel, namelijk 25% op de kiezelkop en respectievelijk 60 en 75 % in de andere delen. Hierdoor konden zich veel soorten vestigen. De totale vegetatiebedekking was zowel drie als vijf jaar na ontgronden nog steeds significant lager in de proefvlakken die alleen waren geplagd ten opzichte van de proefvlakken waar na ontgronden maaisel was opgebracht.

Effecten van uitleggen van maaisel na ontgronden
Ontgronden resulteerde binnen vijf jaar (2012) weliswaar in een toename van het aantal soorten vaatplanten ten opzichte van de controle proefvlakken (22 versus 10 soorten per 4 m^2; figuur 5.22), maar dit betrof in hoofdzaak algemene graslandsoorten zoals Gewone veldbies (*Luzula campestris*), Sint-Janskruid (*Hypericum perforatum*), Gewoon biggenkruid (*Hypochaeris radicata*) en Smalle weegbree (*Plantago lanceolata*). Daarnaast leidde het ontgronden de eerste jaren tot een vestiging en uitbreiding van diverse ruderale soorten (voor een volledige lijst van soorten zie tabel 5.3).

De combinatie van ontgronden met het uitleggen van maaisel leidde tot de vestiging van een groot aantal karakteristieke schraalgraslandsoorten (tabel 5.3, figguur 5.22). Vijf jaar na ontgronden (2012) was het aantal soorten vaatplanten in de ontgronden+maaisel (OM) behandelingen toegenomen tot gemiddeld 30 per 4 m2. Daaronder bevonden zich een groot aantal karakteristieke schraalgraslandsoorten zoals Bevertjes (*Briza media*), Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*), Geel walstro (*Galium verum*), Sleutelbloem (*Primula spec*.), Ruige weegbree (*Plantago media*), Gewone vleugeltjesbloem (*Polygala vulgaris*), Betonie (*Stachys officinalis*), Knolboterbloem (*Ranunculus bulbosus*), Goudhaver (*Trisetum flavescens*), Kalkboterbloem (*Ranunculus polyanthemos*), Klavervreter (*Orobanche minor*) en Voorjaarszegge (*Carex caryophyllea*).

Na vijf jaar (2012) bleek er tevens een verschil in soortensamenstelling te zijn tussen het proefvlak waar het maaisel direct was opgebracht (OMd) en het proefvlak waar het maaisel enige uren onderaan de berg had gelegen (OMv). Het OMd proefvlak onderscheidde zich vooral door de aanwezigheid van een aantal karakteristieke kalkgraslandsoorten, waaronder *Ranunculus bulbosus*, *Trisetum flavescens* en *Plantago media*, terwijl deze soorten in het OMv proefvlak ontbraken en daar exclusief een aantal algemene graslandsoorten voorkwamen waaronder *Daucus carota*, *Ranunculus repens* en *Poa trivialis*. Dit hing vermoedelijk samen met een wat afwijkende bodemchemische samenstelling: het OMd proefvlak had een significant hoger kalkgehalte, tot uitdrukking komend in een hogere pH (7,2 versus 5,7), een hogere Ca-totaal (226 versus 69 mmol/L-1) en een hoger gehalte aan diverse uitwisselbare ionen (K+, Ca2+, Mg2+) (zie paragraaf 5.2.1).

Identificatie van de vegetatiedata met ASSOCIA (Van Tongeren et al. 2008) liet zien dat de controle het meest overeenkomst vertoonde met rompgemeenschap 3 van klasse 12 (Rompgemeenschap met Fioringras van de Weegbree-klasse), terwijl de OM behandelingen het meest overeenkomen met 16B (meest 16BC02: gemeenschap van Ruige weegbree en Aarddistel van de klasse der matig voedselrijke graslanden). Deze associatie wordt gekenmerkt door het voorkomen van schrale kalkgraslandsoorten.



Figuur 5.22: Gemiddeld aantal soorten vaatplanten in de plots (2 x 2 m) in de proefvlakken drie jaar (2010) en vijf jaar (2012) na ontgronden. C = controle, O = ontgrond, OM_d = ontgrond en direct maaisel uitgelegd, OM_v= ontgrond en iets vertraagd maaisel uitgelegd (gemiddelden met standaard error). De linker kolom vertegenwoordigt de waarden in 2010, de rechter in 2012. Er is onderscheid gemaakt tussen algemene soorten die in alle proefvlakken voorkwamen (ALG), soorten die verschenen na het ontgronden, zonder maaisel (ONTG) en soorten die zich alleen vestigden na het ontgronden nadat er ook maaisel was opgebracht (ONTG+MAAI; Rode lijstsoorten ONTG+MAAI/RL). Proefvlakken met verschil in letters zijn significant verschillend van elkaar (P <0,05).

Figure 5.22: Mean number of vascular plant species in plots (2 x 2 m) at the experimental sites three years (2010) and five years (2012) after sod-cutting. C = control, O= sod-cutted, OM_d = sod-cutted with hay material directly added, OM_v= sod-cutted with hay added with some delay (mean with standard error). The left columns represent values in 2010, the right columns in 2012. Distinction has been made between species present in all sites (ALG), species that got established after sod-cutting without hay material added (ONTG), and species that got established after after sod-cutting with hay added (ONTG+MAAI; Red listspecies ONTG+MAAI/RL). Sites with different letters were significantly different (P <0.05).

Soortensamenstelling maaisel

Drie monsters met maaisel van de Berghofweide werden op 23 juli 2008 verzameld en een maand aan de lucht gedroogd. Vervolgens werd het maaisel dun uitgelegd op kiembakken van 30 x 40 cm in een verwarmde kas (20°C). De kiemgrond bestond uit een mengsel van potgrond en zand (1:1). Bij het uitleggen van het maaisel werden grove stengeldelen en stengels zonder bloeiwijzen verwijderd. Bloeiwijzen werden losgewreven en over de bakken uitgespreid. De kiembakken werden regelmatig begoten met water. In totaal werden de monsters over 40 bakken uitgelegd (3 tot 6 bakken per monster). Daarnaast werden twee bakken zonder maaisel opgesteld om te corrigeren voor inwaaiend zaad in de kas. Om kieming van nog niet gekiemde soorten te stimuleren zijn de bakken, voorafgaand aan het kiemen 5 weken in een koelcel gezet bij 20 °C. Vijf weken na de start werden de opgekomen planten voor het laatst geteld en gedetermineerd.

Tabel 5.3: Soorten vaatplanten voorkomend in de controle proefvlakken (C), in de proefvlakken na ontgronden (O) en in de ontgronde proefvlakken nadat maaisel was opgebracht (OM). De getallen geven percentages weer van voorkomen in de 6 plots per proefvlak. Ter vergelijking is in de laatste kolom met een + aangegeven als een soort ook in het opgebrachte maaisel was aangetroffen.

Table 5.3: Vascular plant species in control sites (C), in sites after sod-cutting (O), and in sod-cutted plots after hay material was added (OM). Numbers represent percentages of occurrence in the 6 plots at each site. For comparison, in the last column species are indicated with a + if it was present in the hay material.

Proefvlak met jaartal	C '10	C '12	O '10	O '12	OM(v) '10	OM(v) '12	OM(d) '10	OM(d) '12	In maaisel
Algemene soorten voorkomend in controle proefvlak (ALG)									
Agrostis stolonifera	100	100	100	100	100	100	100	67	+
Holcus lanatus	67	100	100	100	100	100	100	100	+
Trifolium repens	83	83	83	100	100	83	83	67	
Festuca rubra		17		40	100	100	100	100	
Dactylis glomerata	67	50	83	100	83	50	100	67	+
Bromus hordeaceus	100	100	17	80					
Anthoxanthum odoratum		17		20	100	100	100	100	+
Cerastium fontanum s. vulgare	67	67	83	100	17	33	83	83	+
Taraxacum species	50	67	83	100	67	42	67	67	+
Lolium perenne	83	100	50	80	33		17		+
Crepis capillaris		17	67	100	67	17	67	83	
Poa pratensis	33	83	50		83	50	67	50	
Ranunculus repens	17	17	67	80	100	67			
Ranunculus acris		17			50	17	100	100	+
Cirsium vulgare	50	83	17	80			50		
Cirsium arvense	67	33	33	60	67	33	67		
Geranium dissectum	67	67	33	60		17			
Daucus carota	17	17	83	100	67	50	33	17	
Poa trivialis	17	67	17	100	17	33			+
Veronica arvensis	17	33		80				33	
Elytrigia repens	50	67	33	40	17	17			
Rumex acetosa		17			33			50	
Rumex acetosella		17	50	20					
Arrhenatherum elatius	33	33		20		17	33		
Geranium molle	17	33	17	40					
Sonchus species	17		33	20					
Fraxinus excelsior		17		20	17	17		17	
Prunus species	17								
Urtica dioica		17							
Vicia sativa		17							
Glechoma hederacea		17							
Soorten gevestigd na ontgronden (ONTG)									
Hypericum perforatum			33				33	50	
Luzula campestris			33	20	33	100	17	100	+
Hypochaeris radicata			17	20	83	50	33	50	+

Proefvlak met jaartal	C '10	C '12	O '10	O '12	OM(v) '10	OM(v) '12	OM(d) '10	OM(d) '12	In maaisel
Brachypodium pinnatum			17				50	50	+
Trifolium pratense				60	100	83	100	100	+
Plantago lanceolata				40	100	100	100	100	+
Rhinanthus alectorolophus				40	100	100	100	100	+
Cynosurus cristatus				40	100	83	100	100	+
Rhinanthus minor				20	100	83	83	67	
Rumex obtusifolius				20	50	17	17		
Poa annua			67	20					
Holcus mollis			50	20					
Conyza canadensis			33	60					
Plantago major			33	40					
Euphorbia helioscopia			33	20				17	
Cytisus scoparius			33						
Centaurium erythraea			17	40			17		
Lotus corniculatus				100					
Sonchus oleraceus				40					
Trifolium campestre				40					
Viola arvensis				20					
Soorten voorkomend na ontgronden en maaisel opbrengen (ONTG+MAAI)									
Centaurea jacea					100	100	100	100	+
Lotus corniculatus ag. (incl. L. glaber)					100	83	100	100	
Leontodon hispidus					83	100	100	100	+
Linum catharticum					67	67	100	100	
Rumex crispus					67		17		
Cerastium arvense					67				
Cerastium fontanum					67				
Ranunculus bulbosus					50	17	83	83	
Galium verum					50			33	+
Senecio jacobaea					33	17	67	67	+
Festuca arundinacea					33		33	33	+
Festuca ovina					33				
Briza media					25	50		100	+
Festuca pratensis					25	33		17	
Prunella vulgaris					25	33		83	+
Trifolium dubium					17	17	100	83	
Medicago lupulina					17	17	67	100	+
Leucanthemum vulgare					17	83	50	83	+
Helictotrichon pubescens					17	50	50	50	+
Primula species					17	50		83	
Ononis repens					17	17		33	
Sanguisorba minor					17	17			
Plantago media					17			50	
Potentilla species					17				

Proefvlak met jaartal	C '10	C '12	O '10	O '12	OM(v) '10	OM(v) '12	OM(d) '10	OM(d) '12	In maaisel
Stachys officinalis					17				
Tanacetum vulgare					17			17	
Tragopogon pratensis					17				
Trisetum flavescens					17			50	+
Crepis biennis						17	67	67	
Acer pseudoplatanus						17		17	
Dactylorhiza maculata						17			
Dactylorhiza species						17			
Galium mollugo						17			
Quercus robur						17			
Ranunculus polyanthemos						17		33	
Ranunculus polyanthemos s. polyanthemoides						17			+
Stellaria graminea						17		17	
Acer campestre								17	
Achillea millefolium								17	
Agrimonia eupatoria								17	
Bromopsis erecta								17	
Carex caryophyllea								33	+
Dactylorhiza maculata s. maculata								17	
Orobanche minor								17	
Polygala vulgaris								17	
Senecio erucifolius								33	
Veronica austriaca								17	
Veronica chamaedrys								17	

Uit het maaisel kiemden in totaal 45 soorten (8.532 zaden; tabel 5.4). De top vijf van soorten met de hoogste dichtheid aan kiemkrachtige zaden waren Kamgras (*Cynosurus cristatus* /20%), Rood zwenkgras (*Festuca rubra* /12%), Fioringras (*Agrostis stolonifera* /11%), Geel walstro (*Galium verum* /11%) en Kropaar (*Dactylis glomerata* /7%). Van de 48 soorten die zich alleen in de ontgronde proefvlakken vestigden nadat er maaisel was opgebracht (categorie 'MAAI' in figuur 5.22), konden er 13 als kiemkrachtig worden geïdentifceerd in het maaisel. Het grootste deel hiervan was karakteristiek voor kalkgrasland (tabel 5.4). Het is uitermate waarschijnlijk dat er zich nog meer soorten in het maaisel bevonden, maar dat deze onder de gegeven omstandigheden niet zijn gekiemd. Bovendien is het kiemexperiment uitgevoerd met een monster van bescheiden omvang, waardoor ook om die reden kiemkrachtige zaden in maaisel zijn 'gemist'.

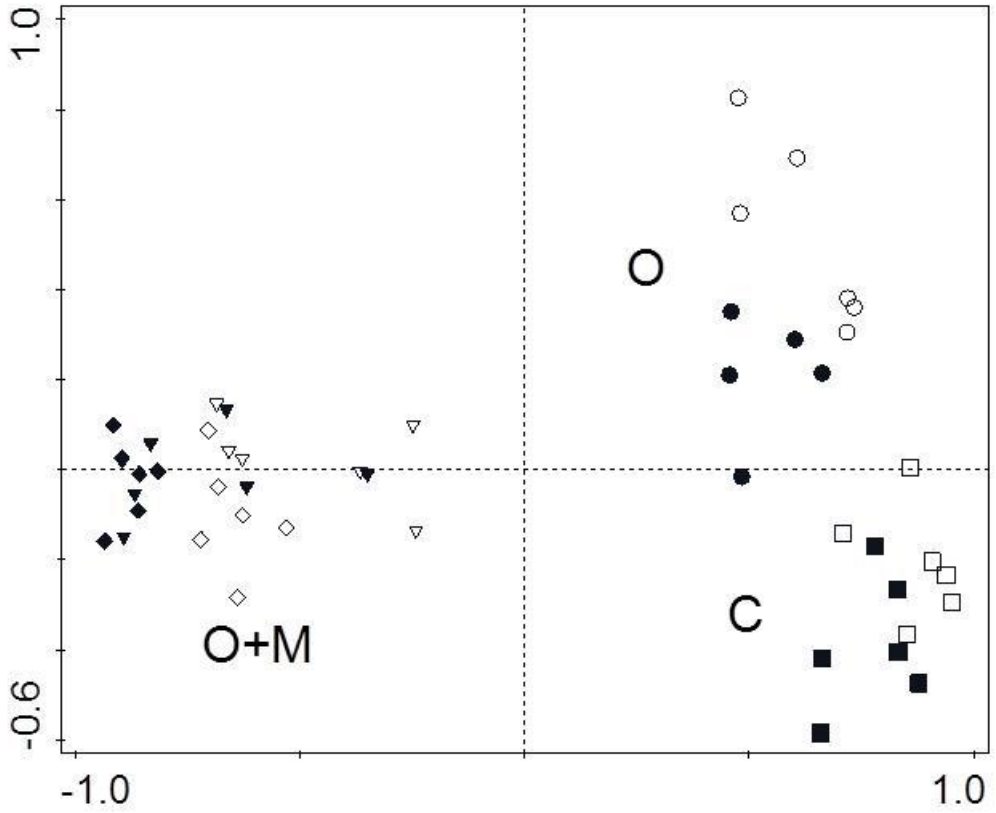
Tabel 5.4: Lijst van soorten die zijn gekiemd uit maaisel verzameld op de Berghofweide (juli 2008) en in datzelfde jaar opgebracht op een deel van de proefvlakken op de Verlengde Winkelberg na ontgronden (2007).

Table 5.4: List of vascular plant species germinated from the hay material that was collected at the Berghofweide (July 2008) and which was added that year in parts of the experimental sites of the Verlengde Winkelberg after sod-cutting (2007).

Soortnaam	**Latijnse naam**	**Totaal**
Kamgras	*Cynosurus cristatus*	1.739
Rood Zwenkgras	*Festuca rubra*	1.011
Fioringras	*Agrostis stolonifera*	940
Geel walstro	*Galium verum*	921
Kropaar	*Dactylis glomerata*	598
Smalle weegbree	*Plantago lanceolata*	499
Ruige leeuwentand	*Leontodon hispidus*	427
Bevertjes	*Briza media*	413
Knoopkruid	*Centaurea jacea*	354
Harige ratelaar	*Rhinanthus alectorolophus*	329
Gevinde kortsteel	*Brachypodium pinnatum*	320
Kraailook	*Allium vineale*	269
Rode klaver	*Trifolium pratense*	96
Gewoon biggenkruid	*Hypochaeris radicata*	94
Bosboterbloem	*Ranunculus poly. Poly*	92
Brunel	*Prunella vulgaris*	81
Gestreepte witbol	*Holcus lanatus*	63
Gewoon reukgras	*Anthoxanthum odoratum*	46
Zachte haver	*Helictotrichon pubescens*	40
Bergbasterdwederik	*Epilobium montanum*	26
Betonie	*Stachys officinalis*	25
Ruw beemdgras	*Poa trivialis*	24
Zeegroene zegge	*Carex flacca*	16
Tandjesgras	*Danthonia decumbens*	16
Gewone veldbies	*Luzula campestris*	13
Rolklaver	*Lotus corniculatus*	11
Beemdhaver	*Helictotrichon pratense*	9
Rietzwenkgras	*Festuca arundinacea*	7
Beemdkroon	*Knautia arvensis*	7
Voorjaarszegge	*Carex caryophyllea*	6
Jacobskruiskruid	*Senecio jacobaea*	6
Hopklaver	*Medicago lupulina*	5
Gewoon struisgras	*Agrostis capillaris*	4
Wilde marjolein	*Origanum vulgare*	3
Gewone margriet	*Leucanthemum vulgare*	3
Gewone paardenbloem	*Taraxacum officinale*	3
Engels raaigras	*Lolium perenne*	2
Kleine bevernel	*Pimpinella saxifraga*	2
Grasklokje	*Campanula rotundifolia*	2
Tormentil	*Potentilla erecta*	2
Gewone hoornbloem	*Cerastium fontanum*	2
Scherpe boterbloem	*Ranunculus acris*	1
Pinksterbloem	*Cardamine pratensis*	1
Goudhaver	*Trisetum flavescens*	1

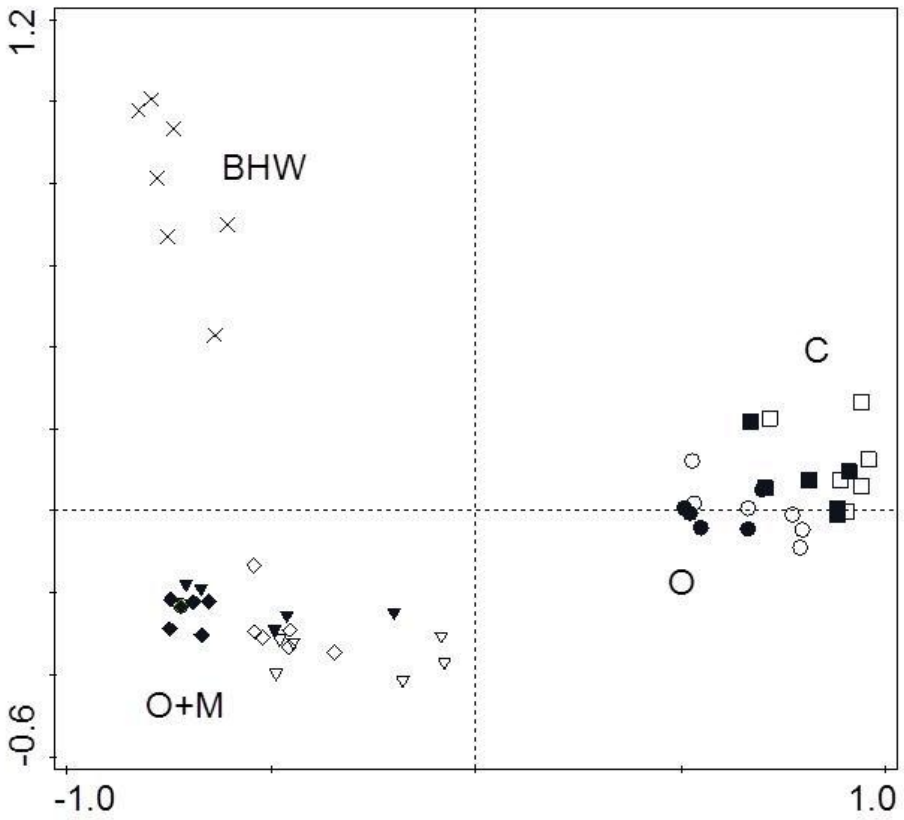
Vergelijking van soortensamenstelling tussen de proefvlakken
Door middel van multivariate analyse (DCA) is de soortensamenstelling vergeleken van de proefvlakken drie jaar (2010) en vijf jaar (2012) na ontgronden (figuur 5.23). De controle en de ontgronde proefvlakken vertoonden de meeste variatie in soortensamenstelling. Dit hing mede samen met het relatief geringe aantal soorten in de betreffende plots. De behandeling ontgronden in combinatie met maaisel zorgde voor de meest soortenrijke en meest afwijkende soortensamenstelling, vooral vijf jaar na ontgronden (figuur 5.23).

Tevens is een vergelijkbare analyse uitgevoerd, in combinatie met 7 opnamen (uit 2003) van het donorterrein waar het maaisel was verzameld (Berghofweide). Dit laat zien dat de ontwikkeling van de proefvlakken die ontgrond zijn en waar maaisel is opgebracht zich de afgelopen jaren hebben ontwikkeld in de richting van de vegetatie van het goed ontwikkelde donorterrein (figuur 5.24).



Figuur 5.23: Multivariate analyse (DCA; CANOCO vs. 5) van de soortensamenstelling van de proefvlakken drie (2010) en vijf jaar (2012) na ontgronden (n = 6 per proefvlak); vierkanten= controle (C); cirkels= ontgrond (O); driehoeken= ontgrond + maaisel/verlaat(OM_v); ruiten = ontgrond + maaisel /direct (OM_d) open symbolen = 2010; gesloten symbolen = 2012.

Figure 5.23: Multivariate analysis (DCA, CANOCO, vs. 5) of the species composition at the experimental sites three years (2010) and five years (2012) after sod-cutting (n = 6 per site); squares= control (C); cricles= sod-cutted (O); triangels= sod-cutted + hay/delayed(OM_v); rectangles = sod -cutted + hay /directly added (OM_d) open symbols = 2010; filled symbols = 2012.



Figuur 5.24: Multivariate analyse (DCA) van de soortensamenstelling van de verschillende proefvlakken drie (2010) en vijf jaar (2012) na ontgronden (n = 6), samen met 7 opnamen van het donorterrein (Berghofweide) waar het maaisel was verzameld; vierkanten= controle (C) ; cirkels= ontgrond (O); driehoeken= ontgrond + maaisel/verlaat (OM_v); ruiten = ontgrond + maaisel /direct (OM_d)); open symbolen = 2010; gesloten symbolen = 2012. BHW = donorterrein Berghofweide waar in 2003 een zevental vegetatieopnamen zijn gemaakt en waar in 2008 maaisel is verzameld voor het experiment.

Figure 5.24: Multivariate analysis (DCA) of the species composition at the experimental sites three years (201) and five years (2012) after sod-cutting (n=6), together with 7 relevees of the donor site (Berghofweide), where the hay material was collected; squares= control (C) ; cricles= sod-cutted (O); triangels= sod-cutted + hay/delayed (OM_v); rectangles = sod-cutted + hay added directly (OM_d)); open symbols = 2010; filled symbols = 2012. BHW = donor site Berghofweide where in 2003 relevees were made and where hay material was collectted in 2008 for the experiment.

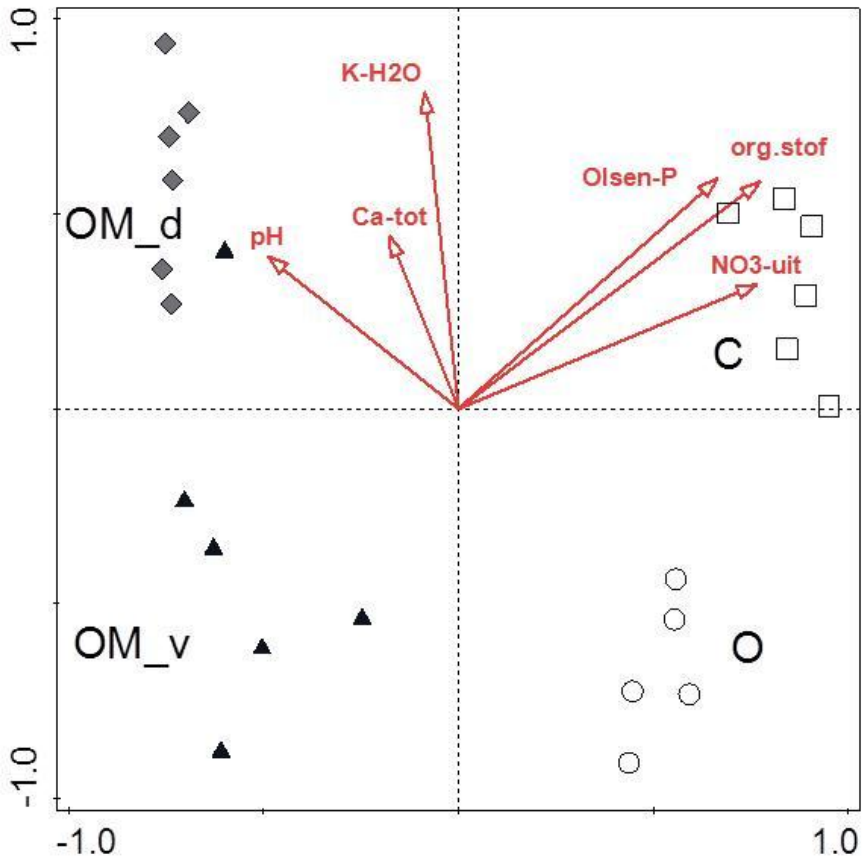
Relatie vegetatie en bodemchemische samenstelling

Met behulp van het programma CANOCO (vs. 5) is een multivariate analyse (CCA) uitgevoerd van de gecombineerde vegetatie- en bodemgegevens, verzameld in de vier proefvlakken vijf jaar na het ontgronden (2012). Er is gezocht naar de beste subset van bodemfactoren (n=42) die de variatie in soortensamenstelling van de plots in de proefvlakken kon verklaren. Met de procedure 'interactive forward selection' werd met deze bodemfactoren vastgesteld hoeveel van de variatie door deze afzonderlijke factoren werd verklaard door steeds een factor toe te voegen. De resultaten staan in tabel 5.5. Door deze subset van 5 bodemfactoren kon 41% van de variatie in soortensamenstelling van de plots worden verklaard.

Tabel 5.5: Bijdrage van de meest relevante bodemfactoren aan de verklaring van de variatie in soortensamenstelling van de plots in 2012.

Table 5.5: Contribution of the most relevant soil factors in explaining the variation in species composition of the plots in 2012.

Factor	Verklaard %	Bijdrage %	pseudo-F	*P*	Sign.
Organisch stof	17,8	43,5	4,6	0,008	**
K_H2O	9,5	23,2	2,6	0,044	*
NO3-uitw	4,1	10,1	1,1	0,304	n.s.
pH	4,1	10,0	1,1	0,266	n.s.
Ca_tot	2,7	6,7	0,8	0,598	n.s.
Olsen-P	2,7	6,6	0,7	0,526	n.s.



Figuur 5.25: CCA-diagram (CANOCO vs. 5) van de gecombineerde vegetatie- en bodemgegevens verzameld in 2012 in de plots in de vier proefvlakken van het groot beheerexperiment op de Verlengde Winkelberg; controle (niet ontgrond) = open vierkanten, ontgrond = open cirkels; ontgrond en maaisel opgebracht (OM_d) = ruiten; ontgrond en verlaat maaisel opgebracht (OM_v) = driehoeken.

Figure 5.25: CCA-diagram (CANOCO vs. 5) of the combined soil-vegetation data collected in 2012 in plots at the four experimental sites at the Verlengde Winkelberg; squares = control; open circles = sod-cutted; rectangles = sod-cutted with hay material added (OM_d); triangles = sod-cutted with hay material added delayed (OM_v).

De belangrijkste verklarende bodemfactoren waren het % organische stof in de bodem en wateroplosbaar kalium. Het gehalte aan NO_3-uitwisselbaar en Olsen-P waren sterk positief gecorreleerd aan het gehalte organische stof in de bodem (figuur 5.25). Deze waren duidelijk het hoogst in de niet-ontgronde plots. Daarnaast was er een oost-west gradiënt aanwezig in K-gehalte in de bodem, met de hoogste K- (en Ca-)gehalten in het meest westelijk gelegen proefvlak (OMd) waar ook de bodem-pH significant hoger was (zie paragraaf 5.2.1). Het proefvlak OMd week qua soortensamenstelling af van proefvlak OMv, vooral vanwege het verschil in bodemchemische samenstelling. Proefvlak OMd was beter gebufferd (pH 7,2 versus pH 5.7 voor OMv), met een hoger gehalte aan beschikbare kationen. Dit had een veel belangrijker effect op de vegetatieontwikkeling na ontgronden dat het direct of verlaat uitleggen van maaisel.

Conclusies
Op basis van de soortensamenstelling van de proefvlakken op de Verlengde Winkelberg waar in 2007 een grootschalig ontgrondingsexperiment is uitgevoerd om de vruchtbare bouwvoor af te voeren, kan worden geconcludeerd dat ontgronden in combinatie met het opbrengen van maaisel van een soortenrijk schraalgraslandreservaat heeft geresulteerd in een significant hoger aantal vaatplanten, die bovendien voor een groot deel karakteristiek zijn voor hellingschraalland. Deze positieve ontwikkeling die reeds drie jaar na ontgronden werd vastgesteld, heeft zich in de jaren daarna voortgezet. Vier jaar na het opbrengen van het maaisel is de vestiging van soorten uit het donorgebied nog steeds gaande. Deze proefvlakken ontwikkelen zich in de richting van de soortensamenstelling van het goed ontwikkelde donorterrein (Berghofweide).

5.2.3 Loopkevers

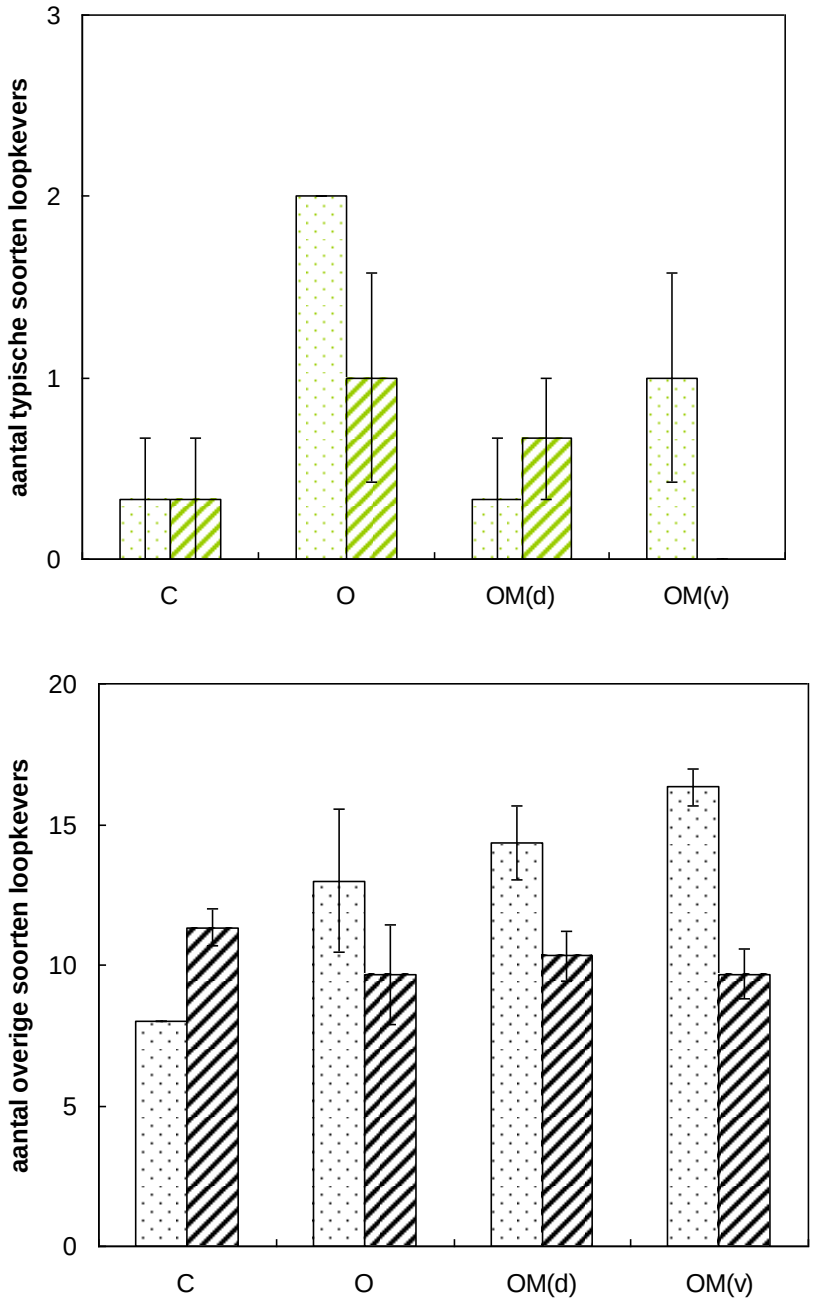
Inleiding
In totaal werden 1659 loopkevers gevangen op de Verlengde Winkelberg, behorend tot 60 verschillende soorten. Acht van deze soorten kunnen worden aangemerkt als typisch voor kalkgraslanden en andere schrale, droge graslanden (zie bijlage 14). Slechts twee van deze soorten, *Parophonus maculicornis* en *Syntomus foveatus* werden zowel in 2009 als in 2012 gevonden. *Harpalis rufipalpis* werd in 2009 met 24 individuen gevangen bovenaan proefvlak ontgronden, maar werd in 2012 niet teruggevangen. Zeer bijzonder is de vangst van twee exemplaren van *Anillus caecus* (figuur 5.26). Deze kleine, oogloze loopkever is nog nooit eerder in Nederland gevonden. De twee exemplaren in deze bemonstering komen uit twee verschillende potvalseries, beide in het proefvlak ontgronden en maaisel (v). Determinatie van extra verzameld materiaal leverde nog een derde exemplaar op. Gezien de geringe vangkans van deze ondergronds levende soort duidt de vangst van drie exemplaren op de aanwezigheid van een (forse) populatie van deze soort op de Verlengde Winkelberg (zie Versluis et al. in voorbereiding).

Figuur 5.26: Anillus caecus, een nieuwe loopkeversoort voor Nederland, werd met drie exemplaren gevangen in proefvlak ontgronden en maaisel (v). (Foto: Theodoor Heijerman)

Figure 5.26: Three specimens of Anillus caecus, a carabid beetle species that was never before reported to occur in the Netherlands were found in plot OM(v). (Picture: Theodoor Heijerman)

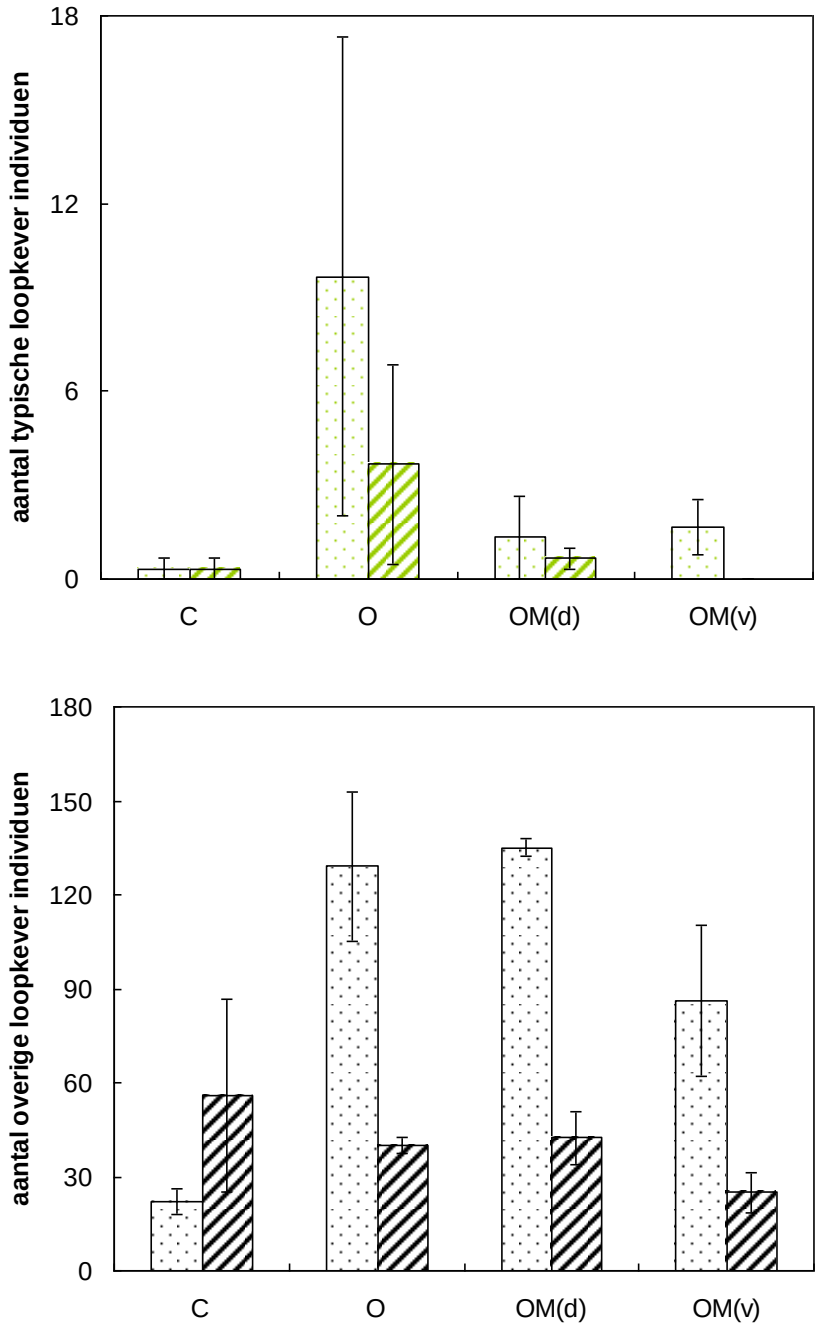
Ontwikkeling loopkeverfauna 2009-2012

In 2009 werden op de Verlengde Winkelberg ruim twee keer zoveel loopkevers gevangen als in 2012 (respectievelijk 1155 en 504). Het aantal niet typische loopkeversoorten en individuen daalde dan ook significant tussen 2009 en 2012 (GEE; Wald>3,9; p<0,05) (figuur 5.27 en 5.28). Het aantal typische loopkeversoorten en individuen bleef in deze periode gelijk (GEE; Wald<2,5; p>0,11). Het is moeilijk te achterhalen in hoeverre de sterke daling van het totale aantal loopkevers het gevolg is van veranderingen op de Verlengde Winkelberg zelf. Het is bekend dat loopkeverpopulaties sterke jaar tot jaar fluctuaties kennen (Brooks et al. 2012; Den Boer 1985; Günther & Assmann 2004; Hengeveld 1985), mede veroorzaakt door verschillen in weersomstandigheden tussen jaren. Ook op andere terreinen in Zuid Nederland zijn in 2012 opmerkelijk lage aantallen loopkevers gevangen (J. Vogels mond. meded). Het is dus goed mogelijk dat het lage aantal loopkevers in 2012 niet te wijten is aan het ongunstiger worden van de Verlengde Winkelberg. Mogelijk neemt het aantal loopkeversoorten en –individuen gemeten over een periode van meerdere jaren nog steeds toe. Het is echter ook mogelijk dat, naast een eventueel weer effect, de Verlengde Winkelberg daadwerkelijk al minder aantrekkelijk aan het worden is voor loopkevers. Door het lage aantal typische loopkevers op de Verlengde Winkelberg en doordat 2012 voor veel loopkevers mogelijk een zeer slecht jaar was, is het moeilijk uitspraken te doen over de ontwikkeling van populaties typische loopkevers. Opvallend is dat slechts twee typische soorten zowel in 2009 als in 2012 zijn gevangen. Alle typische soorten zijn in 2012 in zeer lage aantallen gevangen (niet meer dan 10 exemplaren in totaal). Van grote, veerkrachtige populaties lijkt dus zeker nog geen sprake te zijn.



Figuur 5.27: Gemiddeld aantal (±1.0 SE) typische (boven) en overige (onder) loopkeversoorten per potvalserie in de verschillende proefvlakken in 2009 (gestippeld) en 2012 (gearceerd). C = controle, O = ontgrond, OM(d) = ontgrond en direct maaisel uitgelegd, OM(v)= ontgrond en vertraagd maaisel uitgelegd.

Figure 5.27: The average number (±1.0 SE) of characteristic (upper plot) and other (lower plot) carabid beetle species per pitfall trap series in each of the experimental plots in 2009 (dotted) and 2012 (striped). C = control, O= topsoil removed, OM(d) = topsoil removed and green hay added directly, OM(v)= topsoil removed and green hay added later.

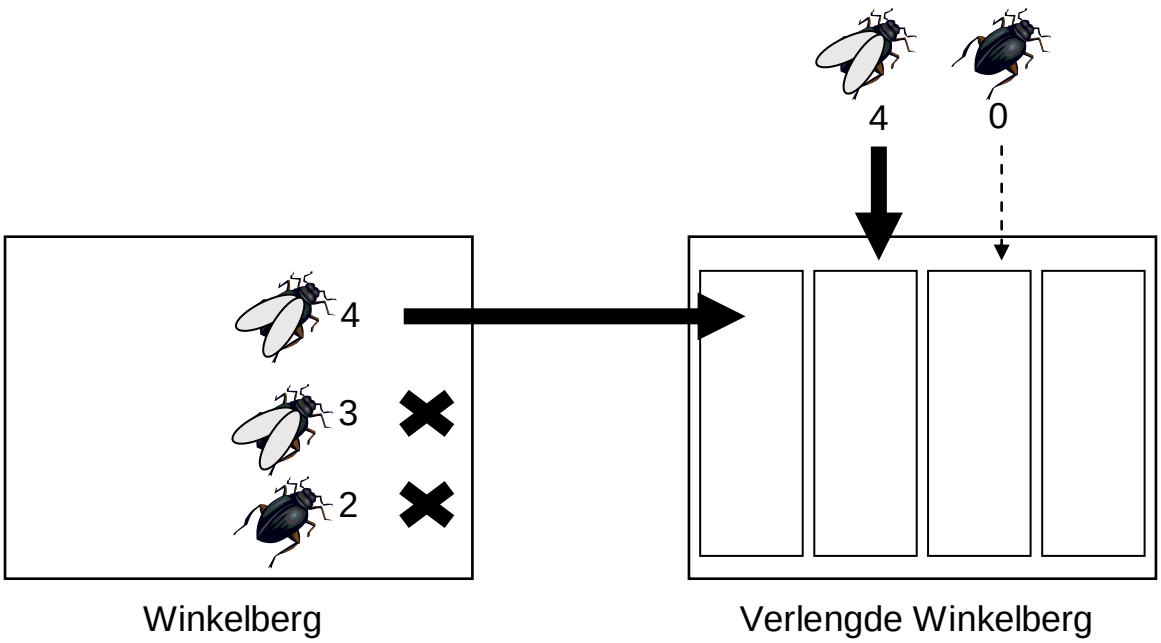


Figuur 5.28: Gemiddeld aantal (±1.0 SE) typische (boven) en overige (onder) loopkever individuen per potvalserie in de verschillende proefvlakken in 2009 (gestippeld) en 2012 (gearceerd). C = controle, O = ontgrond, OM(d) = ontgrond en direct maaisel uitgelegd, OM(v)= ontgrond en vertraagd maaisel uitgelegd.

Figure 5.28: The average number (±1.0 SE) of characteristic (upper plot) and other (lower plot) carabid beetle specimens per pitfall trap series in each of the experimental plots in 2009 (dotted) and 2012 (striped). C = control, O= topsoil removed, OM(d)= topsoil removed and green hay added directly, OM(v)= topsoil removed and green hay added later.

Verschillen tussen de vier proefvlakken
Het aantal typische loopkevers voor droge, schrale graslanden was in proefvlak ontgronden significant hoger dan in het controle proefvlak (GEE; Wald=10,57; p=0,001). De twee proefvlakken waar na ontgronden maaisel is opgebracht herbergen geen hogere aantallen typische loopkevers dan het controle proefvlak (GEE; Wald<1,5; p>0,2). Er zijn geen significante verschillen gevonden in het aantal typische loopkeversoorten tussen de proefvlakken (GEE; Wald<3,3; p>0,07). Het aantal overige loopkeversoorten is in de drie ontgronde proefvlakken (met en zonder maaisel hoger dan in het controle proefvlak (GEE; Wald>7,0; p<0,01). Het aantal individuen van overige loopkevers is alleen in de proefvlakken ontgronden en ontgronden met maaisel (d) hoger dan in de controle (GEE; Wald>4,5; p<0,04) en niet op proefvlak ontgronden en maaisel (v) (GEE; Wald=0,67; p=0,41). Ook binnen de proefvlakken zijn er duidelijke verschillen zichtbaar. Zo zijn de twee soorten die typisch zijn voor heides en heischrale graslanden (*Harpalus rufipalpis* en *Syntomus foveatus*) zowel in 2009 als in 2012 alleen gevonden op de kiezelkop bovenaan proefvlak ontgronden.

Vergelijking met referentie en herkomst typische loopkevers
Het aantal typische loopkeversoorten op de Verlengde Winkelberg is met respectievelijk zes en vier soorten in 2009 en 2012 iets lager dan het aantal soorten dat met eenzelfde vangstintensiteit in 2005 op de Winkelberg werd gevangen (zeven soorten) (van Noordwijk wt al. 2012b). In totaal zijn recent van de Winkelberg 10 typische soorten bekend. De totale aantallen typische loopkevers liggen op de Verlengde Winkelberg aanzienlijk lager met 0-25 individuen per potvalserie tegenover 30-450 individuen per potvalserie op de Winkelberg (bij gelijke vangstinspanning). De typische soorten loopkevers die in 2009 en/of 2012 op de Verlengde Winkelberg zijn gevonden zijn allen gevleugeld of dimorf (zowel langvleugelige als ongevleugelde individuen) en beschikken over goed ontwikkelde vliegspieren. Dit betekent dat zij allen vliegend de Verlengde Winkelberg bereikt kunnen hebben. De twee soorten van de Winkelberg die waarschijnlijk niet over een goed vliegvermogen beschikken (*Amara montivaga* en *Panageus bipustulatus*) zijn niet teruggevonden op de Verlengde Winkelberg. Deze soorten werden echter ook op de Winkelberg slechts in kleine aantallen gevangen (totaal 3-5 exemplaren). Van de acht typische soorten die op de Verlengde Winkelberg zijn gevangen zijn er vier ook op de Winkelberg gevonden, vier andere soorten zijn waarschijnlijk van hellingschraallanden elders afkomstig (figuur 5.29).



Figuur 5.29: Het aantal typische loopkeversoorten op de Winkelberg (links) en de Verlengde Winkelberg (aangegeven met pijlen) uitgesplitst naar goed en slecht vliegende soorten (aangegeven met/zonder vleugels). Alleen goed vliegende soorten zijn op de Verlengde Winkelberg aangetroffen. De helft van die soorten was bekend van de Winkelberg zelf.

Figure 5.29: Number of characteristic chalk grassland carabid beetle species found on the existing reserve Winkelberg (left) and the newly created grassland Verlengde Winkelberg (indicated with arrows). Species are grouped according to their ability to fly (depicted by wings). Only flying species were found on Verlengde Winkelberg.

Introductie experiment Bombardeerkever

In 2011 zijn in totaal 17 exemplaren van de Bombardeerkever (*Brachinus crepitans*) (figuur 5.30) uitgezet in proefvlak ontgronden met maaisel (d). Doel van dit experiment was te onderzoeken of de Verlengde Winkelberg al geschikt leefgebied is voor karakteristieke hellingschraalland fauna. Het ontbreken van typische soorten, zoals de Bombardeerkever kan goed het gevolg zijn van ongeschikte terreinomstandigheden, maar het is ook goed mogelijk dat het terrein wel geschikt is, maar niet wordt gekoloniseerd doordat slecht verspreidende typische soorten er niet kunnen komen. Het aantal gevangen en uitgezette kevers was fors lager dan vooraf gehoopt, waarschijnlijk veroorzaakt door het extreem warme en droge voorjaar van 2011. In 2012 zijn geen Bombardeerkevers teruggevonden op de Verlengde Winkelberg. Het is daarmee goed mogelijk dat het gebied (nog) niet geschikt is voor deze soort. Het aantal uitgezette exemplaren is echter te laag om hier harde uitspraken over te kunnen doen.

Figuur 5.30: De Bombardeerkever (Brachinus crepitans) is in 2010 in proefvlak ontgronden en maaisel (D) uitgezet, maar in 2012 niet teruggevonden. Mogelijke is de Verlengde Winkelberg (nog) niet geschikt als leefgebied voor deze soort. (Foto: Theodoor Heijerman)

Figure 5.30: Brachinus crepitans was introduced to the Verlengde Winkelberg in 2010. After introduction it was not seen again. Possibly, Verlengde Winkelberg is nog (yet) a suitable habitat for this characteristic calcareous grassland species. (Picture: Theodoor Heijerman)

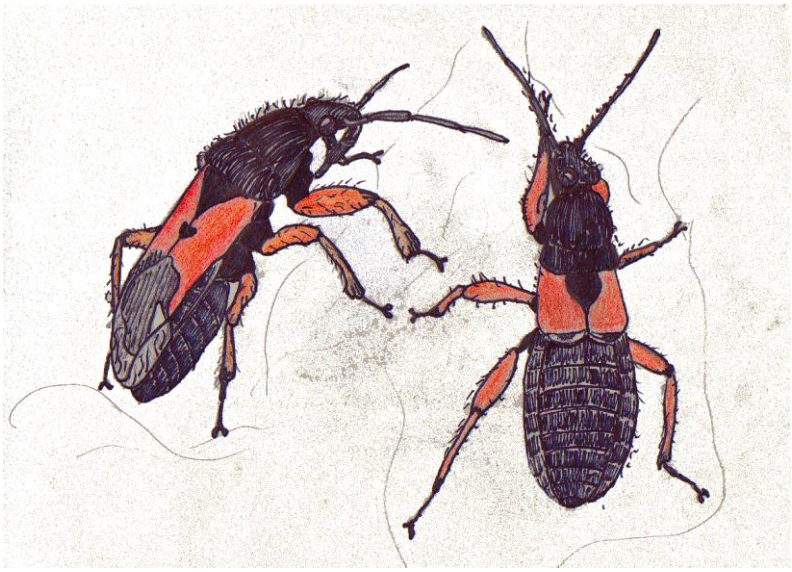
Conclusies
In 2009 hadden al een flink aantal loopkeversoorten de Verlengde Winkelberg bereikt, waaronder een aantal typische soorten. In 2012 zijn er een aantal nieuwe soorten bijgekomen, waaronder *Anillus caecus*, een nieuwe soort voor Nederland. Over het algemeen heeft de loopkeverfauna zich in de afgelopen drie jaar echter niet verder uitgebreid. De totale aantallen zijn zelfs sterk teruggelopen. Dit is waarschijnlijk grotendeels het gevolg van natuurlijke fluctuaties, bijvoorbeeld als gevolg van weerinvloeden. De grote variatie in populatieomvang van loopkevers door de jaren heen maakt het zeer moeilijk op basis van twee losse bemonsteringsjaren in te schatten hoe de kolonisatie van de Verlengde Winkelberg verder gaat verlopen. Feit is wel dat tot nu toe alleen typische loopkeversoorten die over een goed vliegvermogen beschikken de proefvlakken bereikt hebben. Voor niet vliegende soorten lijkt er een dispersie knelpunt te zijn. In vergelijking met de Winkelberg ligt het aantal soorten en met name het aantal individuen van typische loopkeversoorten nog aanzienlijk lager op de Verlengde Winkelberg.

Ontgronden is voor loopkevers, zeker in de eerste jaren, een waardevolle inrichtingsmaatregel. Zowel het totale aantal loopkeversoorten en –individuen als het aantal typische loopkevers neemt hierdoor toe. Het opbrengen van maaisel heeft voor loopkevers geen toegevoegde waarde. Het kan er zelfs voor zorgen dat het aantal typische loopkevers afneemt. Kale bodem, een open vegetatiestructuur en een warm (maar niet te droog) microklimaat zijn voor loopkevers belangrijker dan de samenstelling van de vegetatie.

5.2.4 Wantsen

Inleiding
In 2009 zijn er in totaal 49 wantsensoorten gevangen en gedetermineerd, waarvan er 7 typisch zijn voor kalkgraslanden en andere schrale, droge vegetaties (zie bijlage 15). In 2012 zijn 55 soorten gevangen en gedetermineerd waarvan 5 typisch. Drie van deze typische soorten zijn alleen

gevonden op de kiezelkop bovenaan het ontgronde proefvlak. Dit betreft *Chlamydatus saltitans, C.pullus* (beiden alleen in 2009) en *Prostemma guttula* (figuur 5.31). Deze laatste soort is zeer zeldzaam en sterk gebonden aan warme, droge plekken. In 2012 werd één juveniel exemplaar gevangen. De meeste wantsen op de proefvlakken zijn gevangen met een zuigapparaat en enkele met potvallen. De gegevens van beide methodes zijn hieronder samen verwerkt. In de bestaande hellingschraallandreservaten is in 2005 en 2006 alleen met potvallen bemonsterd voor wantsen, waardoor slechts een deel van de wantsenfauna in kaart werd gebracht.



Figuur 5.31: Brachyptere en macroptere vorm van de zeldzame wants Prostemma guttula. (Tekening: Wanda Floor-Zwart)

Figure 5.31: Brachypterous and Macropterous form of the rare true bug Prostemma guttula. (Drawing: Wanda Floor-Zwart)

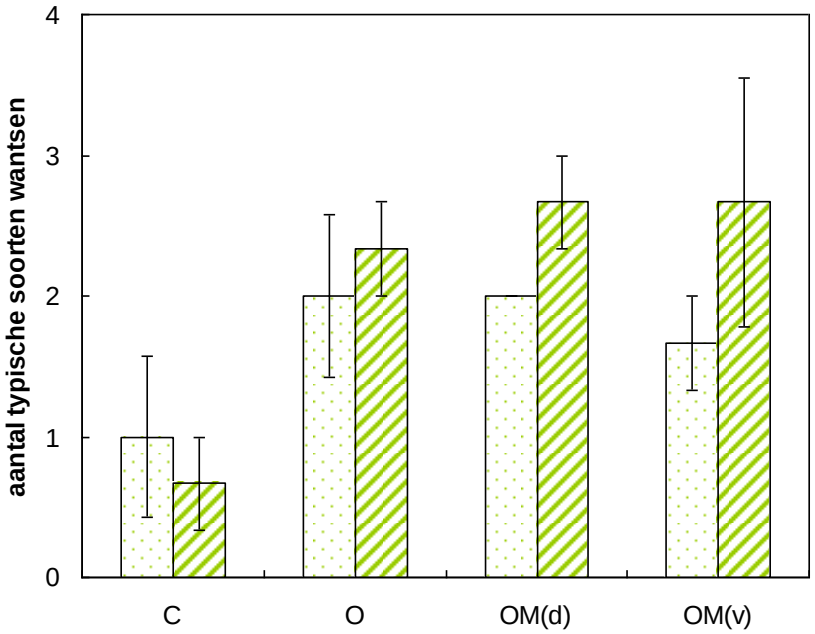
Ontwikkeling in de tijd

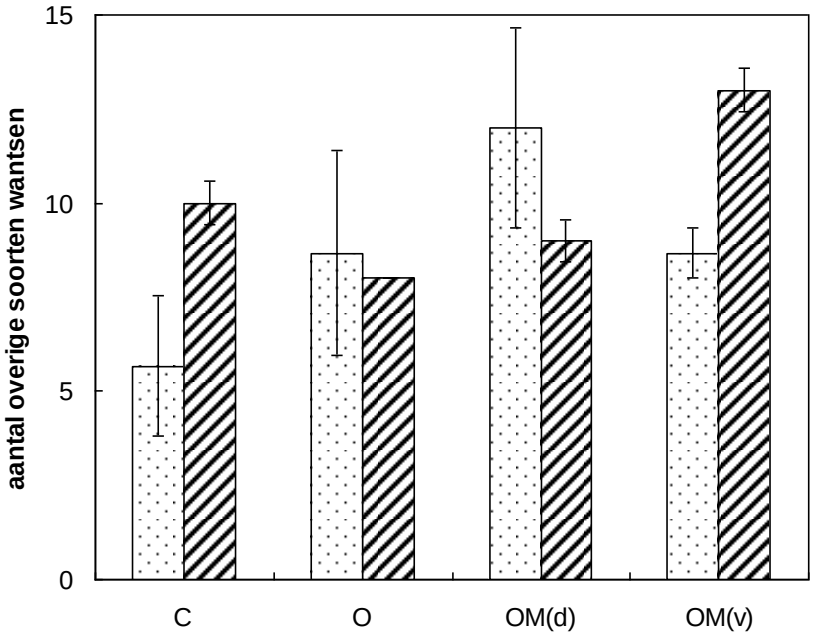
Hoewel het totaal aantal gevangen wantsensoorten licht is toegenomen tussen 2009 en 2012 (figuur 5.32 en 5.33), veranderde het gemiddelde aantal soorten per proefvlak (zowel typisch als overig) niet significant (GEE; Wald<1.80; P>0.18). Het aantal individuen behorend tot de typische soorten veranderde evenmin in deze periode (GEE; Wald=0,85; P=0,35), maar het aantal overige individuen nam wel toe (GEE; Wald=8,70; P=0,003). Drie typische soorten die in 2009 met één exemplaar vertegenwoordigd waren zijn in 2012 niet teruggevonden. Daartegenover staat dat in 2012 één nieuwe typische soort werd aangetroffen, de zeer zeldzame *Prostemma guttula* (1 exemplaar). *Orthocephalus saltator*, waarvan in 2009 één exemplaar werd gevangen, breidde zich in 2012 uit in alledrie de ontgronde proefvlakken. Daarmee lijkt het erop dat de wantsenpopulatie in de proefvlakken nog volop in beweging is. Het aantal typische soorten en het aantal individuen per soort ligt nog wel aanzienlijk lager dan in bestaande gebieden zoals de Winkelberg (van Noordwijk et al. 2012b).

Verschillen tussen de vier proefvlakken

Het aantal typische wantsensoorten ligt in alledrie de ontgronde proefvlakken hoger dan in het controle proefvlak (GEE; Wald>4,3; P<0,05). Het aantal typische individuen verschilt echter niet tussen de proefvlakken (GEE; Wald<3,0; P>0,09). Het aantal overige soorten ligt alleen in proefvlak

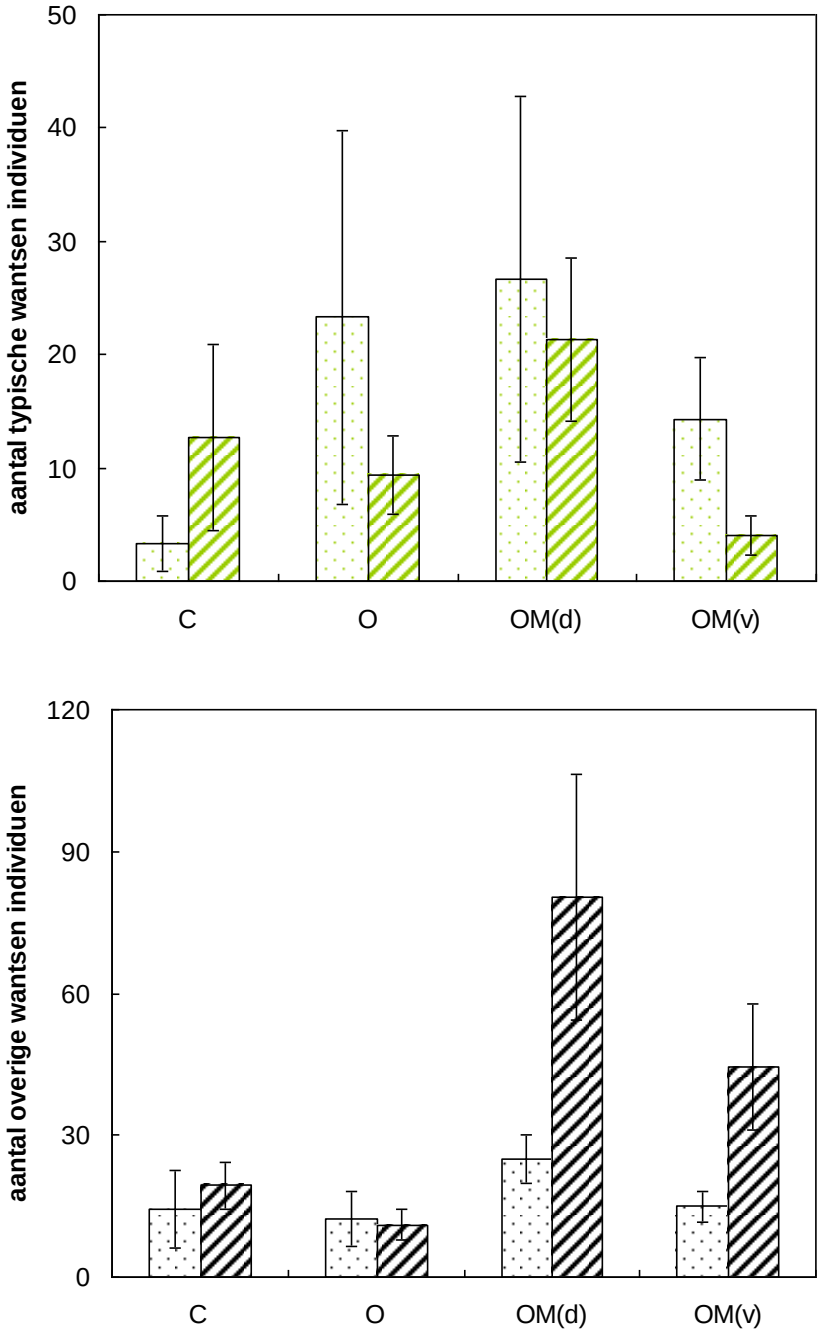
ontgronden en maaisel (v) significant hoger dan in de controle (GEE; Wald=10,9; P<001). Het verschil tussen de controle en proefvlak ontgronden en maaisel (d) is bijna significant (GEE; Wald=3,6; P=0,056). Het antal overige individuen ligt in beide proefvlakken met maaisel significant hoger dan in de controle (GEE; Wald>6,9; P<0,01).





Figuur 5.32: Gemiddeld aantal (±1.0 SE) typische (boven) en overige (onder) wantsen soorten per monsterlocatie (potvaldata en zuigmonsters) in de verschillende proefvlakken in 2009 (gestippeld) en 2012 (gearceerd). C = controle, O = ontgrond, OM(d) = ontgrond en direct maaisel uitgelegd, OM(v)= ontgrond en vertraagd maaisel uitgelegd.

Figure 5.32: The average number (±1.0 SE) of characteristic (upper plot) and other (lower plot) true bug species per sampling station (pitfalls and devac samples) in each of the experimental plots in 2009 (dotted) and 2012 (striped). C = control, O= topsoil removed, OM(d) = topsoil removed and green hay added directly, OM(v)= topsoil removed and green hay added later.



Figuur 5.33: Gemiddeld aantal (±1.0 SE) typische (boven) en overige (onder) wantsen individuen per monsterlocatie (potvaldata en zuigmonsters) in de verschillende proefvlakken in 2009 (gestippeld) en 2012 (gearceerd). C = controle, O = ontgrond, OM(d) = ontgrond en direct maaisel uitgelegd, OM(v)= ontgrond en vertraagd maaisel uitgelegd.

Figure 5.33: The average number (±1.0 SE) of characteristic (upper plot) and other (lower plot) true bug specimens per sampling station (pitfalls and devac samples) in each of the experimental plots in 2009 (dotted) and 2012 (striped). C = control, O= topsoil removed, OM(d) = topsoil removed and green hay added directly, OM(v)= topsoil removed and green hay added later.

Herkomst typische soorten
Het grootste deel van de in totaal acht typische wantsensoorten die op de Verlenge Winkelberg zijn aangetroffen beschikt over een goed vliegvermogen (drie soorten) of is bekend van de nabijgelegen Winkelberg (vijf soorten, zie van Noordwijk et al. 2012b) (tabel 5.6). Alleen *Halticus apterus*, waarvan in 2009 één exemplaar werd gevonden in proefvlak ontgronden en maaisel (d), is ondanks zijn slechte vliegvermogen van verder weg op de Verlengde Winkelberg terechtgekomen. *H. apterus* is wel bekend van de Berghofweide en is derhalve mogelijk met het maaisel in 2008 naar de Verlengde Winkelberg getransporteerd.

Tabel 5.6: Typische wantsensoorten die op de Verlengde Winkelberg zijn aangetroffen en hun kenmerken met betrekking tot vleugelaanleg, vliegvermogen en voorkomen op de Bemelerberg.

Table 5.6: Characteristic true bug species found at Verlengde Winkelberg and their traits related to wing morphology and flight ability. The last column shows whether the species is known to occur at Bemelerberg.

Soort	Vleugelaanleg	Vliegvermogen	Bekend van Bemelerberg
Adelphocoris seticornis	macropteer	Goed	Nee*
Chlamydatus saltitans	dimorf	Goed	Ja
Halticus apterus	dimorf	Slecht	Nee
Kalama tricornis	dimorf	Onbekend	Ja
Megalonotus chiragra	dimorf	Slecht	Ja
Orthocephalus saltator	dimorf	Slecht	Ja
Chlamydatus pullus	macropteer	Goed?	Nee
Prostemma guttula	dimorph	Slecht	Ja

* Kan goed gemist zijn in 2005/2006 wegens de gebruikte vangsttechniek.

Conclusies
Er vindt nog steeds kolonisatie plaats van wantsen op de Verlengde Winkelberg, al is de toename in het aantal soorten sinds 2009 gering. Typische wantsensoorten die de Verlengde Winkelberg hebben bereikt beschikken hetzij over een goed vliegvermogen of waren al aanwezig in de directe omgeving. Voor slecht vliegende soorten zijn de kolonisatiekansen gering. Slechts één soort is vrijwel zeker met het maaisel op de Verlengde Winkelberg terecht gekomen. Deze soort lijkt zich echter niet langdurig gevestigd te hebben. Ontgronden is een effectieve maatregel voor het bevorderen van de wantsenfauna. Maaisel opbrengen is gunstig voor wantsen in het algemeen, maar levert geen extra typische soorten op.

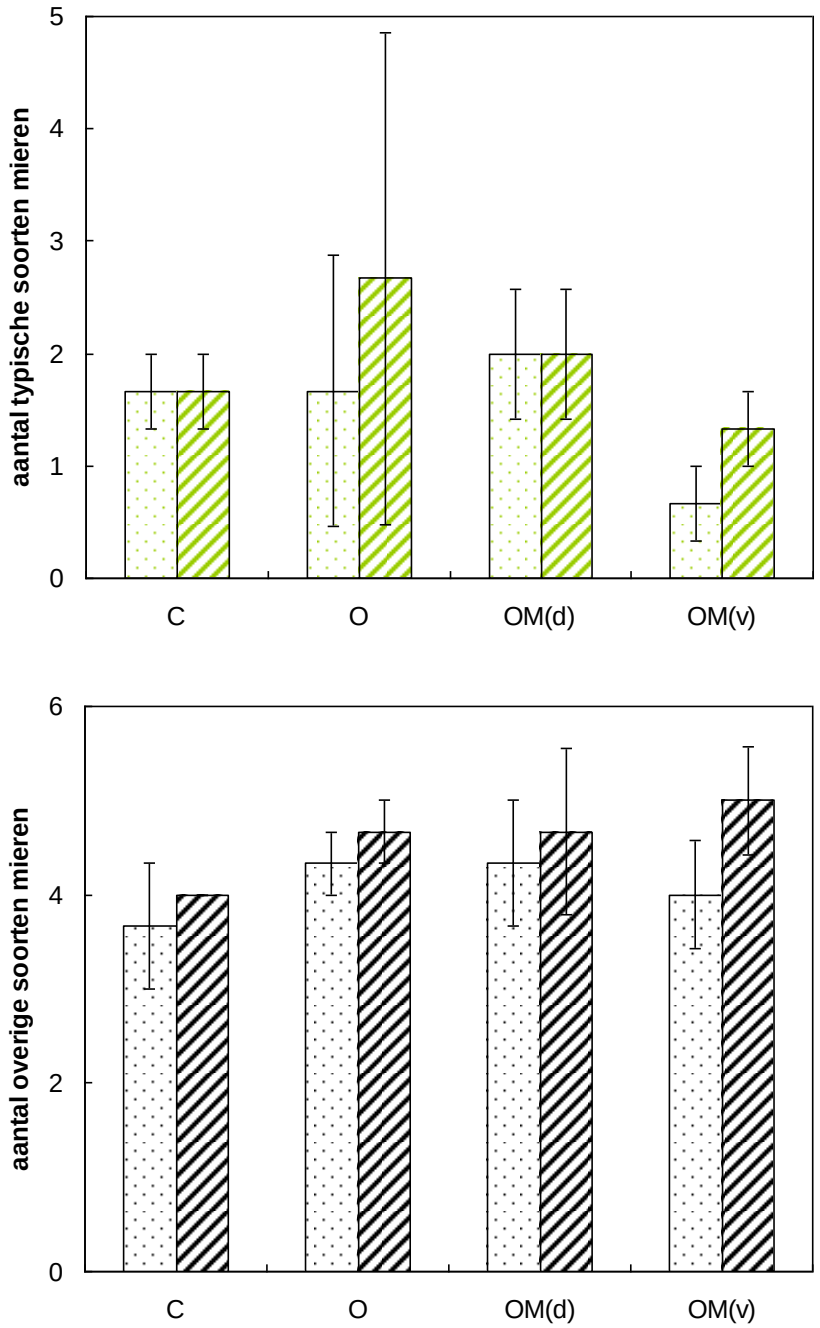
5.2.5 Mieren

Inleiding
In totaal zijn in 2009 en 2012 bijna 25.000 mieren gevangen en gedetermineerd, behorend tot 23 verschillende soorten (zie bijlage 16). Ruim 23.000 van de gevangen mieren behoren tot één soort, de Zwarte wegmier (*Lasius niger*). Van de 23 soorten zijn er 11 typisch voor kalkgraslanden en andere schrale, droge graslanden. Acht van deze typische soorten werden al in 2009 aangetroffen. In 2012 kwamen daar drie typische soorten bij. Één typische soort, de Kokersteekmier (*Myrmica Schencki*), waarvan in 2009 één werkster werd gevonden, werd in 2012 niet teruggevonden. De Duinrenmier (*Formica Clara*) en Rode baardmier (*Formica rufibarbis*) zijn in deze analyse als één soort behandelt, de werksters van deze soorten zijn nauwelijks te onderscheiden. Ook ecologisch lijken deze soorten sterk op elkaar. Bij het analyseren van de voorkomende mierensoorten zijn alle geslachtsdieren van soorten waarvan de werksters goed met potvallen te bemonsteren zijn

weggelaten. Veelal hebben deze soorten massale bruidsvluchten waardoor geslachtsdieren overal aangetroffen kunnen worden zonder dat de soort zich er daadwerkelijk gevestigd heeft. Alleen geslachtsdieren van soorten die vrijwel volledig ondergronds leven zijn meegenomen (zie bijlage 16). Geslachtsdieren van deze soorten worden veel minder massaal aangetroffen buiten hun directe leefgebieden en werksters van deze soorten worden bijna nooit met potvallen gevangen (Boer 2010).

Ontwikkeling mierenfauna 2009-2012

Het gemiddeld aantal mieren per potvalserie is sinds 2009 licht gestegen of gelijk gebleven. Dit geldt zowel voor de typische soorten voor kalkgraslanden als voor de overige mierensoorten (figuur 5.34). De toename in het aantal typische soorten was niet significant (GEE; Wald= 2,39; p=0,12). In proefvlak Maaisel (v) was het aantal typische soorten in 2009 het laagst, deze achterstand was in 2012 deels weggewerkt. In het ontgronde proefvlak is een grote spreiding te zien in het voorkomen van typische soorten. In 2009 liet dit proefvlak al de hoogste variatie zien en in 2012 is dit effect verder versterkt. In de proefvlakken maaisel (d) en controle is het aantal typische soorten gelijk gebleven. De soortensamenstelling in deze proefvlakken is echter wel verandert. In het controle proefvlak is in 2012 een nieuwe soort voor de Verlengde Winkelberg gevonden, de Duinsteekmier (*Myrmica specioides*). In het proefvlak maaisel (d) werden de in 2009 gevonden typische mierensoorten Mergelmier (*Lasius alienus*), Kleine steekmier (*Myrmica Schencki*) en Kokersteekmier (*Myrmica rugulosa*) in 2012 niet teruggevonden. De Bruine renmier (*Formica cunicularia*) is in 2012 juist als nieuwe soort opgedoken in dit proefvlak. Zeker voor de Myrmica-soorten betekent dit overigens niet dat deze geheel uit het proefvlak verdwenen zijn. Werksters van deze soorten hebben een geringe actieradius, veelal niet meer dan 5 meter (Boer 2010), waardoor ze makkelijk gemist worden bij een potvalbemonstering.



Figuur 5.34: Gemiddeld aantal (±1.0 SE) typische (boven) en overige (onder) mierensoorten per potvalserie in de verschillende proefvlakken in 2009 (gestippeld) en 2012 (gearceerd). C = controle, O = ontgrond, OM(d) = ontgrond en direct maaisel uitgelegd, OM(v)= ontgrond en vertraagd maaisel uitgelegd.

Figure 5.34: The average number (±1.0 SE) of characteristic (upper plot) and other (lower plot) ant species per pitfall trap series in each of the experimental plots in 2009 (dotted) and 2012 (striped). C = control, O= topsoil removed, OM(d) = topsoil removed and green hay added directly, OM(v)= topsoil removed and green hay added later.

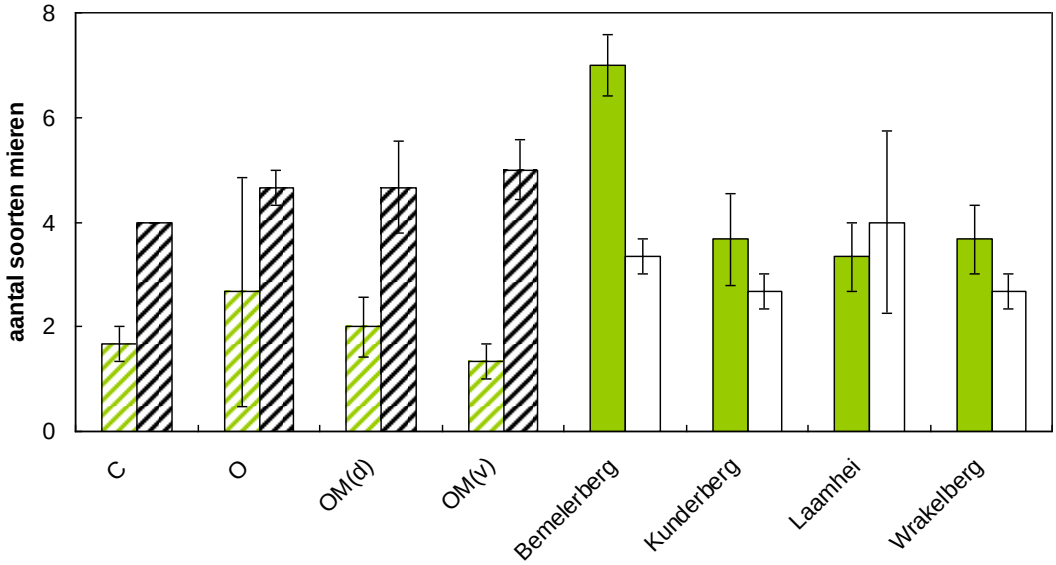
Het voorkomen van de overige (algemene) mierensoorten laat een bijna significante toename zien (GEE; Wald= 3,37; p=0,066). Het lijkt er dus op dat de proefvlakken nog steeds gekoloniseerd worden door nieuwe soorten uit de omgeving. Dit blijkt ook uit de toename in het aantal individuen per soort (zie bijlage 16), wat wijst op een toenemend aantal mierennesten in de proefvlakken. Opvallend is dat deze lichte toename ook is gevonden voor het controle proefvlak. Dit kan betekenen dat de toename in het aantal algemene mierensoorten niet een gevolg is van toenemende kolonisatie, maar eerder van bijvoorbeeld weerinvloeden. Gezien de beperkte omvang van de toename (gemiddeld minder dan één soort meer per proefvlak) en het feit dat slechts in twee afzonderlijke jaren is gemonsterd is het moeilijk een eenduidige oorzaak hiervoor aan te geven.

Verschillen tussen de vier proefvlakken
Vier jaar na uitvoering van de inrichtingsmaatregelen is het totaal aantal verschillende karakteristieke soorten dat werd gevonden hoger in de proefvlakken ontgronden en maaisel(d) (5-6 soorten) dan in de proefvlakken maaisel(v) en controle (2-3 soorten). Desondanks, zijn er geen significante verschillen in het gemiddelde aantal karakteristieke mierensoorten per potvalserie tussen de proefvlakken (GEE; Wald<2,0; p>0,15). Opvallend is dat de spreiding in het aantal typische soorten in het ontgronde proefvlak erg groot is wat duid op grote verschillen in aantallen per potvalserie (n=3). Wanneer we hier in detail naar kijken valt op dat in serie 7 in totaal 7 typische soorten zijn gevangen terwijl in de andere twee series in dit proefvlak respectievelijk geen en één soort zijn aangetroffen. Vanglocatie 7 onderscheid zich ook van de andere vanglocaties op basis van het totale aantal soorten, 11 mierensoorten ten opzichte van 5 tot 8 soorten bij de andere twee potvalseries. Serie 7 is gelegen op de kiezelkop bovenaan het proefvlak. Het lijkt erop dat de unieke eigenschappen van deze locatie (dagzomende kiezellaag, ijle vegetatie, steilere hellingshoek) juist deze plek zeer geschikt maken voor typische mierensoorten van droge, voedselarme habitats.

Het gemiddeld aantal overige (algemene) soorten was significant hoger in proefvlak ontgronden (GEE; Wald= 5,10; p=0,024) ten opzichte van de controle. Alle andere proefvlakken verschilden niet van de controle of van elkaar.

Vergelijking met referentiesituatie
De mierenfauna van de Verlengde Winkelberg is vergeleken met een aantal bestaande kalkgrasland reservaten die in 2005 met potvallen bemonsterd zijn (van Noordwijk et al. 2012a). Het gemiddelde aantal karakteristieke mierensoorten per potvalserie ligt op de Verlengde Winkelberg 4 jaar na uitvoering van de maatregelen nog significant lager dan in de bestaande reservaten (LME; t=2,75; p=0,034, figuur 5.35). Het aantal overige soorten per potvalserie ligt op de Verlengde Winkelberg juist hoger dan in de bestaande reservaten (LME; t=-2,85; p=0,029). Zowel bij de typische als bij de overige mierensoorten worden deze verschillen niet zo zeer bepaald door het totale aantal soorten per proefvlak. In totaal zijn op de Wrakelberg, Laamhei en Kunderberg 4-5 typische soorten mieren gevangen en in de proefvlakken op de Verlengde Winkelberg 3-7. Alleen op de Winkelberg zijn aanzienlijk meer typische soorten aangetroffen (10). De verschillen in het gemiddelde aantal soorten per potvalserie komen voort uit de nestdichtheid van de soorten. Zo komen de Bruine renmier (*Formica cunicularia*) en de Zandsteekmier (*Myrmica sabuleti*) in alle potvalseries van de referentieterreinen voor terwijl deze soorten op de Verlengde Winkelberg slechts af en toe werden aangetroffen. Aan de soortensamenstelling valt

verder op dat de dominante soort op de Verlengde Winkelberg de Zwarte wegmier (*Lasius niger*) is, een echte pioniersoort (generalist) terwijl deze nauwelijks voorkomt in de vier bestaande reservaten. Op de Verlengde Winkelberg ontbreken 3 soorten ten opzichte van de referentieterreinen. Het betreffen de Mergelmier (*Lasius alienus*), de Kokersteekmier (*Myrmica schenki*), en het Mergeldraaigatje (*Tapinoma erraticum*). Zowel van *Lasius alienus* als *Myrmica schenki* zijn in 2009 enkele werksters gevonden maar deze soorten ontreken geheel in 2012. Mogelijk komen beide soorten wel voor op de Verlengde Winkelberg maar in een zeer lage dichtheid. *Tapinoma erraticum* is één van de soorten die wel op de aangrenzende Winkelberg is gevonden maar nog niet op de Verlengde Winkelberg is aangetroffen. Kolonie-uitbreiding vindt vooral plaats door nestafsplitsing waardoor het verspreidingsvermogen zeer beperkt is. Mogelijk dat dit een knelpunt vormt in de herkolonisatie.



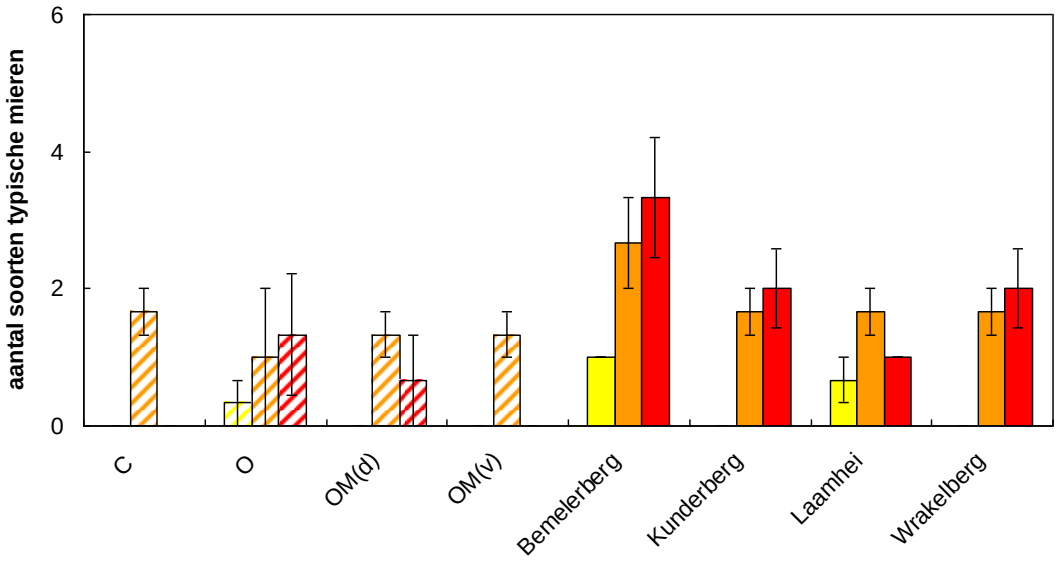
Figuur 5.35: Het gemiddelde aantal (±1.0 SE) typische mierensoorten voor droge, schrale vegetaties (groen) en het gemiddelde aantal overige mierensoorten (zwart/wit) in elk van de proefvlakken in 2012 (gearceerd) en in enkele bestaande kalkgrasland reservaten in 2005 (gevuld). C = controle, O = ontgrond, OM(d) = ontgrond en direct maaisel uitgelegd, OM(v)= ontgrond en vertraagd maaisel uitgelegd.

Figure 5.35: Average number (±1.0 SE) of characteristic (green) and other (black/white) ant species per pitfall trap series in each of the experimental plots in 2012 (striped) compared to a number of existing calcareous grasslands (filled). C = control, O= topsoil removed, OM(d) = topsoil removed and green hay added directly, OM(v)= topsoil removed and green hay added later.

Verschillen tussen soorten

Analyse van de levensstrategieën van de typische mieren (beschreven in van Noordwijk et al. 2012a) van de Verlengde Winkelberg en de bestaande kalkgrasland reservaten geeft inzicht in de achterliggende mechanismen (figuur 5.36). De slecht verspreidende soorten zijn op de Verlengde Winkelberg het slechtst vertegenwoordigd, met slechts één soort in één potvalserie. Het betreft hier een sociaal parasitaire soort, die dus wel nieuwe terreinen vliegend kan bereiken, maar zich pas kan vestigen als er een voldoende grote gastheer populatie is. Alleen in het ontgronde proefvlak is deze soort aangetroffen, en ook daar alleen op de kiezelkop bovenaan. Typische soorten die zich lopend verspreiden zijn op de Verlengde Winkelberg

nog helemaal niet aangetroffen. Ook in de bestaande reservaten doen de slecht verspreidende soorten het overigens slecht (zie ook van Noordwijk et al. 2012a). Daarnaast valt op dat ook de typische soorten die sterk temperatuur gereguleerd zijn (dus alleen kunnen voorkomen op plekken met een voldoende warm microklimaat) nog maar weinig voorkomen op de Verlengde Winkelberg. Alleen in het ontgronde proefvlak (twee locaties, totaal 3 soorten) en in het proefvlak maaisel(d) (één locatie, twee soorten) is deze levensstrategie vertegenwoordigd. De typische soorten die met name door het voedselaanbod beperkt worden zijn in alle proefvlakken gevonden, al ligt het gemiddelde aantal soorten per proefvlak nog wel iets lager dan in de bestaande reservaten.



Figuur 5.36: Het gemiddelde aantal (±1.0 SE) typische mierensoorten voor droge, schrale vegetaties per levensstrategie in elk van de proefvlakken in 2012 (gearceerd) en in enkele bestaande kalkgrasland reservaten in 2005 (gevuld). Soorten die met name beperkt zijn in hun dispersie (geel), soorten die met name beperkt zijn tot locaties met voldoende voedselaanbod (oranje) en soorten die met name beperkt zijn tot nestlocaties met een warm microklimaat (rood). C = controle, O = ontgrond, OM(d) = ontgrond en direct maaisel uitgelegd, OM(v)= ontgrond en vertraagd maaisel uitgelegd.

Figure 5.36: Average number (±1.0 SE) of characteristic ant species per pitfall trap series in each of the experimental plots in 2012 (striped) compared to a number of existing calcareous grasslands (filled) split up by life-history strategy. Species with restriscted dispersal power (yellow), species with high food demands (orange) and species with high temperature demands (red). C = control, O= topsoil removed, OM(d) = topsoil removed and green hay added directly, OM(v)= topsoil removed and green hay added later.

Conclusies

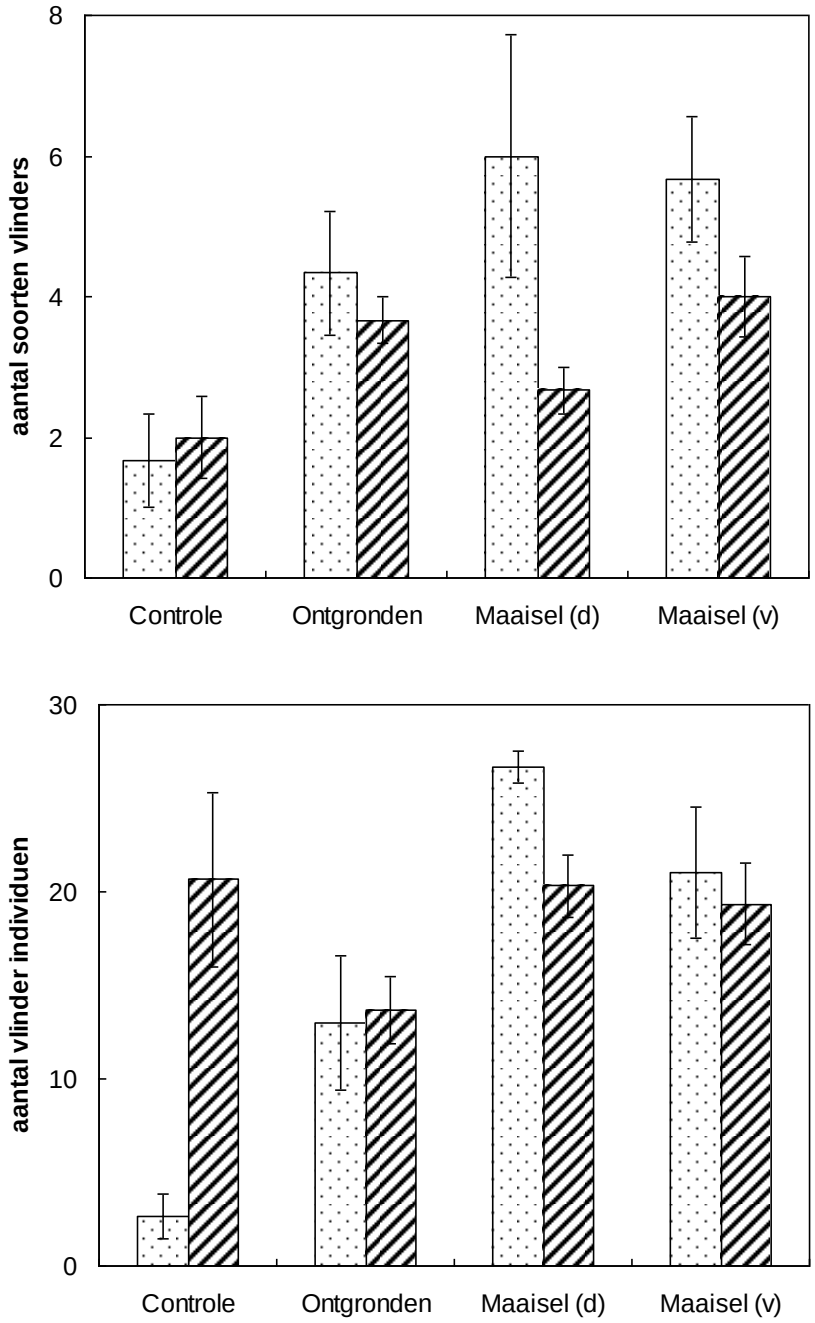
Een aantal (algemene) mierensoorten heeft zich snel na de inrichtingsmaatregelen op de Verlengde Winkelberg gevestigd. In de afgelopen drie jaar is het aantal soorten en de nestdichtheid gestaag doorgegroeid. Het is goed mogelijk dat deze groei ook de komende jaren nog doorzet. De verschillen in soortenaantal en soortensamenstelling tussen de verschillende behandelingsmethoden zijn tot nu toe klein. Het hoogste aantal typische mierensoorten voor schrale, droge vegetaties werd gevonden bovenaan proefvlak ontgronden, waar zich een kiezelkop bevindt. De abiotische (bodem)condities lijken daarmee een groter effect te hebben op de typische mierensoorten dan de exacte inrichtingsmaatregelen. Maaisel

opbrengen heeft voor de mieren tot nu toe weinig toegevoegde waarde. Een open vegetatiestructuur, die bijdraagt aan een warm microklimaat is voor de meeste typische mierensoorten belangrijker. Juist in het proefvlak waar geen maaisel werd opgebracht is de vegetatiestructuur het meest open en het aantal typische mierensoorten het hoogst. Deze verschillen zijn echter niet significant. Opvallend is dat ook in het controle proefvlak typische mierensoorten zijn gevonden. Blijkbaar zijn deze soorten in Zuid-Limburg niet zeer kritisch in hun habitatkeuze. Dit betreft echter alleen typische soorten die met name beperkt worden door voedselaanbod. Zowel wat betreft het aantal typische soorten als wat betreft het aantal algemene/ruderale soorten wijkt de Verlengde Winkelberg nog duidelijk af van bestaande reservaten. Van alle typische soorten die in kalkgraslanden worden aangetroffen ontbreken op de Verlengde Winkelberg met name de soorten die gebonden zijn aan een warm microklimaat (behalve op de kiezelkop in proefvlak ontgronden). Beheer dat bijdraagt aan een open microklimaat is voor deze soorten belangrijk. Voor een deel van deze soorten is de hellingshoek en expositie van de Verlengde Winkelberg wellicht niet optimaal, wat de uitbreidingsmogelijkheden in dit gebied beperkt. Ook de slecht verspreidende soorten zijn nog grotendeels afwezig. Typische soorten die zich lopend verspreiden zijn op de Verlengde Winkelberg nog helemaal niet aangetroffen. Voor deze soorten is het waarschijnlijk noodzakelijk dat nieuw ontwikkeld hellingschraalland direct verbonden is met gebieden waar zich bronpopulaties bevinden. Toch zijn opvallend veel typische soorten al op de Verlengde Winkelberg gevonden.

5.2.6 Vlinders

Inleiding
In totaal zijn in 2009 en 2012 gezamenlijk 412 individuen van 16 soorten waargenomen (zie bijlage 17). Ruim 85% wordt bijgedragen door drie soorten. Van de Distelvlinder (*Vanessa cardui*) zijn 80 individuen geteld, van het Bruin zandoogje (*Maniola jurtina*) zijn 159 individuen geteld en van het Icarusblauwtje (*Polyommatus icarus*) zijn 114 individuen geteld. Van de 16 soorten zijn er twee typisch voor kalkgraslanden en andere droge schraallanden, de Veldparelmoervlinder (*Melitaea cinxia*) en het Bruin blauwtje (*Plebeius agestis*). Van de Veldparelmoervlinder zijn in 2009 en 2012 in totaal 21 individuen geteld. Het Bruin blauwtje werd alleen in 2012 waargenomen met vier individuen (waarvan 1 in de transecten).

Ontwikkeling dagvlinderfauna 2009-2012
Het aantal soorten op de Verlengde Winkelberg als geheel is afgenomen van 14 in 2009 naar 8 soorten in 2012. Het gemiddelde aantal soorten per proefvlak (figuur 5.37) is significant gedaald (GEE; Wald=6,18; p=0,013). Soorten die in 2012 niet meer zijn teruggezien zijn soorten die in 2009 in lage aantallen zijn waargenomen zoals bijvoorbeeld Dagpauwoog (*Inachis io*, 1 individu), Argusvlinder (*Lasiommata megera*, 1 individu), Kleine vuurvlinder (*Lycaena phlaeas*, 4 individuen) en Koninginnepage (*Papilio machaon*, 2 individuen). Twee andere 'verdwenen' soorten zijn Distelvlinder (*Vanessa cardui*, 80 individuen) en Oranje luzernevlinder (*Colias croceus*, 6 individuen). Dit zijn twee trekvlinders die in sommige jaren, waaronder 2009, (massaal) vanuit het zuiden Nederland binnentrekken en een zomergeneratie voortbrengen. De soorten overleven de Nederlandse winters echter niet.



Figuur 5.37: Het gemiddelde aantal (±1.0 SE) dagvlindersoorten (boven) en het gemiddelde aantal dagvlinderindividuen (onder) per transect in 2009 (gestippeld) en 2012 (gearceerd).

Figure 5.37: The average number (±1.0 SE) of butterfly species (upper plot) and individuals (lower plot) per transect in each of the experimental plots in 2009 (dotted) and 2012 (striped).

De enige soort die met zekerheid nieuw is gevonden in 2012 is het Bruin blauwtje (*Plebeius agestis*), een karakteristieke soort voor kruidenrijke, droge schraalgraslanden. Ondanks de daling in het aantal soorten nam het aantal vlinder individuen toe van 190 in 2009 naar 222 individuen in 2012. Het gemiddelde aantal individuen per proefvlak (figuur 5.37) verschilde echter niet significant tussen 2009 en 2012 (GEE; Wald=0,56; p=0,45). De Veldparelmoervlinder is in aantal toegenomen, van drie individuen in 2009 naar 18 individuen in 2012. De enige andere vlinder die in aantal voorkomt,

het Icarusblauwtje, is licht gedaald van 64 individuen in 2009 naar 50 individuen in 2012. Het verdwijnen van de Distelvlinder is opgevangen door een sterke toename van het Bruin zandoogje.

Verschillen tussen de vier proefvlakken
Het gemiddeld aantal vlindersoorten was in alle ontgronde proefvlakken hoger dan in het controleproefvlak (GEE; Wald>6,8; p<0,01). Het aantal individuen ligt in de twee proefvlakken met maaisel eveneens hoger dan in de controle (GEE; Wald>11,2; p<0,0008), maar dit geldt niet voor het proefvlak ontgronden (GEE; Wald=0,56; p=0,45). Het aantal individuen van de Veldparelmoervlinder is in het proefvlak ontgronden en maaisel (v) in 2012 duidelijk toegenomen ten opzichte van 2009, van 0 naar 14 individuen. Het aantal individuen in de proefvlakken Ontgronden en Maaisel (d) is min of meer hetzelfde met respectievelijk één en drie individuen. De waardplant voor de rupsen is Smalle weegbree (*Plantago lanceolata*). Deze komt in alle proefvlakken algemeen en in hoge aantallen voor.

In 2012 is het Bruin blauwtje nieuw gevonden op de Verlengde Winkelberg. Een exemplaar is geteld in het controleproefvlak. Buiten de transecttellingen is nog één exemplaar gezien op het controleproefvlak en twee individuen op het proefvlak ontgronden en maaisel (d). Of deze individuen gebonden waren aan deze proefvlakken is niet duidelijk, omdat de exemplaren vliegend en rustend zijn waargenomen. Het Bruin blauwtje is een soort van droge, zandige, open, kruidenrijke en schrale graslanden en kalkgraslanden. Waardplanten van de rups komen uit de Ooivaarsbekfamilie.

Vergelijking met referentiesituatie
Tijdens de dagvlinderinventarisatie van de Bemelerberg in 2005 en 2006 zijn geen typische soorten aangetroffen. Het aantal dagvlindersoorten was met 22 wel hoger dan op de Verlengde Winkelberg. Zeven soorten die niet op de Verlengde Winkelberg zijn gevonden, werden vertegenwoordigd door maximaal 5 individuen. Alleen het Koevinkje (*Aphantopus hyperantus*) was wat algemener met maximaal 20 individuen. Dit is een algemene soort van ruigere, droge tot vochtige graslanden langs bos- en struweelranden. Waardplanten zijn grassen en zeggen. Het is waarschijnlijk dat het Koevinkje zich zal vestigen op de Verlengde Winkelberg. De enige soort die wel op de Verlengde Winkelberg is gevonden, maar niet op de Bemelerberg, is het Boswitje (*Leptidea sinapis*). Van deze zeldzame soort van bosranden werd in 2009 één exemplaar gezien in proefvlak ontgronden en maaisel direct.

De Verlengde Winkelberg als klimaatbuffer

De Veldparelmoervlinder heeft zich snel na het uitvoeren van de inrichtingsmaatregelen spontaan gevestigd vanaf de nabijgelegen Winkelberg. In augustus 2011 werd voor het eerst bewijs gevonden van voorplanting op de Verlengde Winkelberg. In beide proefvlakken waar na ontgronden maaisel werd opgebracht werden diverse spinselnesten aangetroffen. In de proefvlakken ontgronden en controle werden tijdens hetzelfde veldbezoek geen rupsennesten gezien. In maart en april 2012 werd in alle proefvlakken systematisch gezocht naar rupsennesten. In het proefvlak ontgronden en maaisel (v) werden acht rupsennesten geteld met 10 tot 50 rupsen per nest (figuur 5.38). In proefvlak ontgronden en maaisel (d) werden 19 nesten gevonden met 3 tot 85 rupsen per nest. In totaal werd het aantal rupsen op proefvlak ontgronden en maaisel (v) geschat op 185 en op proefvlak ontgronden en maaisel (d) op 540 individuen. In de twee overige proefvlakken werden wederom geen rupsennesten gevonden. Terwijl de Veldparelmoervlinder het op de Verlengde Winkelberg goed deed, bleek de populatie op de Winkelberg zelf goeddeels ingestort. Hier werden in het voorjaar van 2012 geen rupsennesten gevonden en in de zomer bleek dat ook het aantal vlinders sterk was afgenomen (van 203 individuen in 4 tellingen naar 8 individuen in 3 tellingen, Guido Verschoor mondelinge mededeling). De meest waarschijnlijke oorzaak voor deze sterke daling op de Winkelberg is het extreem warme en droge weer in de vliegtijd van de Veldparelmoervlinder in 2011. Hierdoor was 2011 wel een goed jaar voor de vlinders, maar verdroogden de waardplanten massaal waardoor ze ongeschikt werden voor de jonge rupsen. Mogelijk zochten de vlinders al alternatieve eiafzet locaties op minder droge locaties zoals de Verlengde Winkelberg. Dit laat zien dat de Verlengde Winkelbrg naast de eigen natuurwaarde ook een belangrijke functie kan vervullen als uitwijkmogelijkheid voor (relatief mobiele) typische kalkgrasland soorten tijdens extreme weersomstandigheden en seizoenen. De Verlengde Winkelberg fungeert daarmee als refugium van waaruit de Winkelberg opnieuw gekoloniseerd kan worden.

Figuur 4.38: Rupsennest van de Veldparelmoer-vlinder (Melitaea cinxia) op de Verlengde Winkelberg, maart 2012. (Foto: Toos van Noordwijk)

Figure 4.38: Caterpillar nest of the Glanville fritillary butterfly (Melitaea cinxia) at Verlengde Winkelberg in March 2012. (Picture: Toos van Noordwijk)

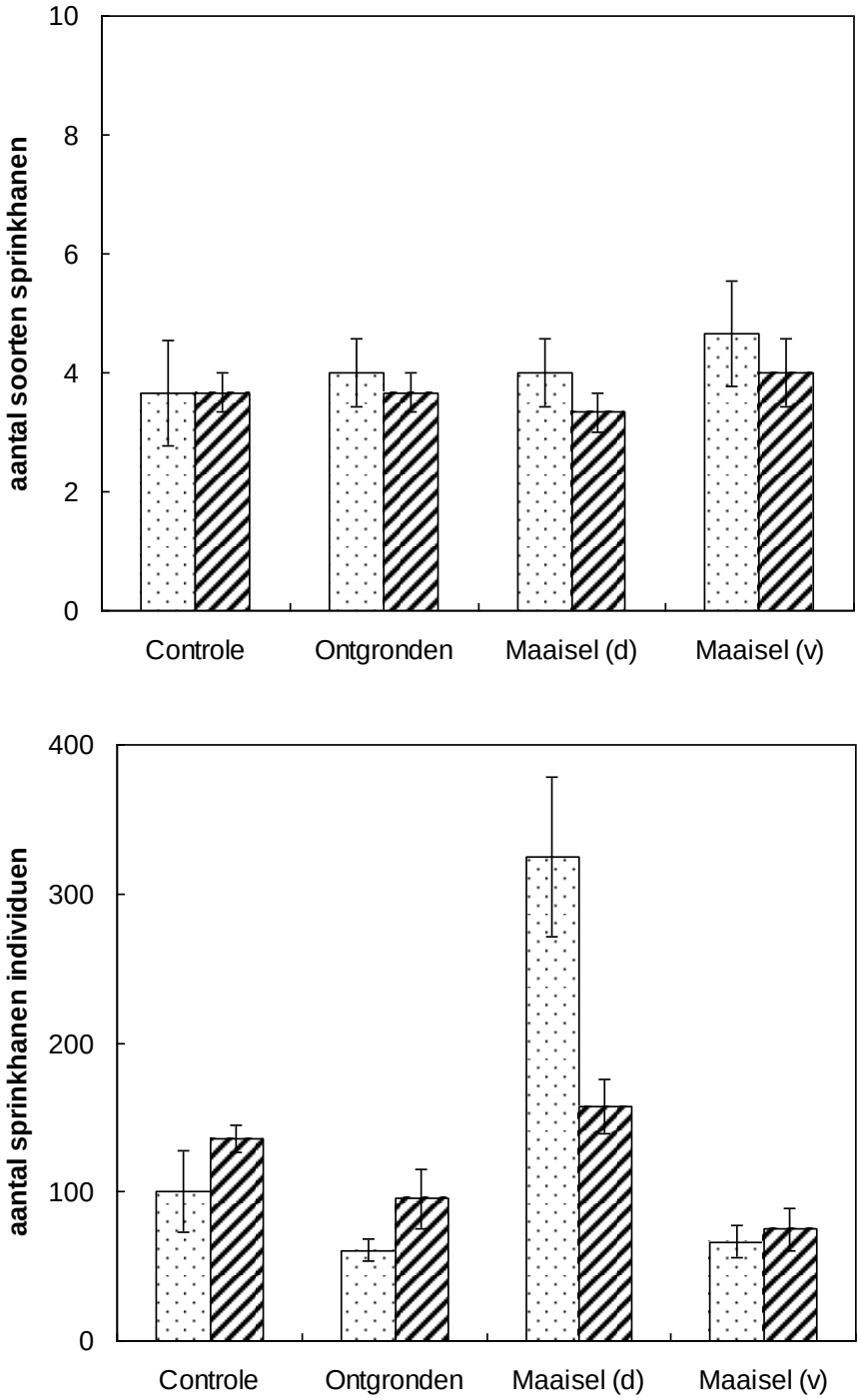
Conclusies
Het aantal soorten dat in 2012 op de Verlengde Winkelberg is gezien, is afgenomen van 14 soorten naar 8. Deze daling lijkt echter niet het gevolg te zijn van negatieve veranderingen binnen de proefvlakken, maar is eerder een gevolg van ongunstigere weersomstandigheden in 2012. Dit wordt bevestigd door de populatieontwikkelingen van vlinders in heel Nederland, die in 2012 over het algemeen een grote daling vertoonden (van Swaay et al. 2013). Voor de twee typische soorten die op de Verlengde Winkelberg zijn aangetroffen lijken de omstandigheden zich gunstig te ontwikkelen. De Veldparelmoervlinder plant zich voort op beide proefvlakken waar na ontgronden maaisel is opgebracht. Het verwijderen van de toplaag op voormalige landbouwgrond heeft voor vlinders positief uitgepakt en ook het opbrengen van maaisel lijkt een extra positief effect te hebben voor deze groep.

5.2.7 Sprinkhanen

Inleiding
In 2009 en 2012 zijn in totaal 3048 sprinkhanen geteld in de transecten op de Verlengde Winkelberg (zie bijlage 18). Hierbij zijn acht soorten gevonden. Precies 75% van het aantal individuen wordt bijgedragen door de Krasser (*Chortippus parallelus*). Daarnaast zijn Ratelaar (*C. biguttulus*) en Zuidelijk spitskopje (*Conocephalus discolor*) met respectievelijk 330 en 207 individuen goed vertegenwoordigd. Het Kalkdoorntje (*Tetrix tenuicornis*) is de enige typische sprinkhaansoort die gevonden is, met in totaal 8 individuen.

Ontwikkeling sprinkhaanfauna 2009-2012
Het aantal vastgestelde soorten in de transecten op de Verlengde Winkelberg is in 2012 met twee soorten gedaald van acht naar zes soorten. Soorten die in 2009 wel en in 2012 niet meer in de transecten zijn gevonden zijn het Kalkdoorntje en de Gouden sprinkhaan (*Chrysochraon dispar*). Toch is het gemiddeld aantal soorten per proefvlak niet significant verschillend tussen beide jaren (GEE; Wald=0,82; p=0,37, figuur 5.39). Ook het aantal individuen verschilde niet significant tussen beide jaren (GEE; Wald=2,38; p=0,12). In het proefvlak ontgronden en maaisel (d) was het gemiddeld aantal individuen in 2012 wel veel lager dan in 2009 (figuur 5.39). Dit komt met name door het veel lagere aantal Krassers in 2012 (meer dan gehalveerd t.o.v. 2009). De Bruine sprinkhaan (*Chortippus brunneus*) is juist sterk in aantal toegenomen, van 10 individuen in 2009 naar 73 individuen in 2012.

Verschillen tussen de vier proefvlakken
Er zijn geen significante verschillen in het gemiddelde aantal soorten sprinkhanen tussen de proefvlakken (GEE; Wald<0,10 p>0,31). Het gemiddeld aantal individuen was in proefvlak ontgronden en maaisel (d) wel significant hoger dan in de het controle proefvlak (GEE; Wald=18,31; p<0,001). In de proefvlakken ontgronden en ontgronden en maaisel (v) was het aantal individuen juist significant lager dan in het controle proefvlak (GEE; Wald>5,5; p<0,02). De ontwikkeling van het aantal individuen lijkt samen te hangen met de ontwikkeling van de vegetatiestructuur. De Krasser, die het meest bijdraagt aan het totale individuenaantal, zit met name in de meer grazige delen, in proefvlakken controle en ontgronden en maaisel (d). In deze proefvlakken zaten in 2012 105-130 exemplaren per transect, terwijl dat er in de andere twee proefvlakken slechts 25-65 waren. De Bruine sprinkhaan daarentegen zit alleen in de transecten met veel open grond, dus in de proefvlakken ontgronden en ontgronden en maaisel (v).



Figuur 5.39: Het gemiddelde aantal (±1.0 SE) sprinkhaansoorten (boven) en individuen (onder) per transect in 2009 (gestippeld) en 2012 (gearceerd).

Figure 5.39: The average number (±1.0 SE) of grasshopper species (upper plot) and individuals (lower plot) per transect in each of the experimental plots in 2009 (dotted) and 2012 (striped).

Losse waarnemingen
Van 2009 tot en met 2012 zijn naast waarnemingen in de reguliere transecten ook losse waarnemingen van sprinkhanen gedaan. Dit leverde drie extra soorten op voor de lijst, waarvan twee typische soorten voor schraalgraslanden. In 2011 is op de kiezelkop van het hoogstgelegen deel van het proefvlak ontgronden één exemplaar van de Blauwvleugelsprinkhaan (*Oedipoda caerulescens*) gevonden. Dit is een typische soort voor droge (stenige) biotopen. Deze waarneming bevestigd dat de Blauwvleugelsprinkhaan goed in staat is geschikte habitats te bereiken. Mogelijk is de kiezelkop op de Verlengde Winkelberg echter te klein voor een permanente populatie. In de grootschalige inventarisatie van sprinkhanen in hellingschraallanden in 2005 en 2006 werd de Blauwvleugelsprinkhaan alleen gevonden op de kiezelkop graslanden van Thier de Lanaye. Op de Verlengde Winkelberg werd in 2010, eveneens op de kiezelkop van het proefvlak ontgronden, een Schavertje (*Stenobothrus stigmaticus*) gevonden. Dit is een typische soort van onder andere schraalgraslanden. Het is heel goed mogelijk dat dit individu zich vanaf de Bemelerberg de Verlengde Winkelberg heeft bereikt. De Bemelerberg herbergt een populatie van minimaal 200-500 individuen. Over het vliegvermogen van het schavertje is weinig bekend. Gezien het verspreidingspatroon in Nederland lijkt de soort zich echter wel aardig goed te kunnen verspreiden. Als derde 'extra' soort is in 2012 in het proefvlak ontgronden en maaisel (d) een individu van de Sikkelsprinkhaan (*Phaneroptera falcata*) gevonden.

In 2012 zijn geen Kalkdoorntjes in de transecten gevonden, in tegenstelling tot 2009. Wel werden in 2012 Kalkdoorntjes buiten de transecten gevonden in twee proefvlakken. Op de kiezelkop van het proefvlak ontgronden werden 3 individuen waargenomen en in het proefvlak ontgronden en maaisel (d) werd één individu gevonden. De soort is dus nog steeds aanwezig op de Verlengde Winkelberg. Transecttellingen vormen in het algemeen geen goede methode voor het inventariseren van doornsprinkhanen (Kleukers et al. 1997). Tevens is de bedekking van de vegetatie ten opzichte van 2009 toegenomen, waardoor de waarneemkans van doornsprinkhanen is gedaald.

Een bijzondere soort die zowel in 2012 (één individu) als in 2010 (drie individuen) is waargenomen in het controle proefvlak is de Gouden sprinkhaan. Deze relatief zeldzame soort is gebonden aan vochtige graslanden en zal derhalve (als een van de weinige soorten) niet gebaat zijn bij het ontgronden van voormalige landbouwgrond.

Introductie-experiment in 2010
In 2010 zijn op het middendeel van het proefvlak Maaisel (d) een aantal sprinkhanen geintroduceerd. Daartoe werden van het Negertje (*Omocestus rufipes*) 13 mannetjes en 20 vrouwtjes op de Winkelberg verzameld, van het Schavertje werden 20 mannetjes en 25 vrouwtjes op de Stroberg verzameld en van het Zoemertje werden 10 mannetjes en 11 vrouwtjes van de Kunderberg verzameld. Doel van dit experiment was te onderzoeken of de Verlengde Winkelberg al geschikt leefgebied is voor karakteristieke hellingschraalland fauna. Het ontbreken van typische soorten, kan het gevolg zijn van ongeschikte terreinomstandigheden, maar het is ook mogelijk dat het terrein wel geschikt is, maar niet wordt gekoloniseerd doordat slecht verspreidende typische soorten er niet kunnen komen.

Op 4 augustus 2011 werd gekeken of de drie sprinkhaansoorten nog aanwezig waren. Van de geïntroduceerde soorten werd alleen van het Negertje één mannetje en één vrouwtje gevonden, onderaan de helling van Maaisel (d). In de overige proefvlakken werden helemaal geen individuen van

geïntroduceerde soorten gevonden. In 2012 is geen van de geintroduceerde sooren teruggevonden. De Verlengde Winkelberg en specifiek proefvlak ontgronden en maaisel (d) lijkt daarmee niet optimaal voor deze drie sprinkhaansoorten die typisch zijn voor schrale graslanden. Het lijkt erop dat de beperkte hellingshoek en de na drie jaar al redelijk dichte vegetatiestructuur dit het proefvlak ongeschikt maken voor deze soorten.

Vergelijking met referentiesituatie
Op de Bemelerberg zijn 14 soorten sprinkhanen gevonden in 2005 en 2006 (van Noordwijk et al. 2012b). Tien van deze soorten zijn ook op de Verlengde Winkelberg aangetroffen. Juist de typische soorten voor schrale graslanden zijn maar beperkt op de Verlengde Winkelberg teruggevonden. De Veldkrekel (*Gryllus campestris*) en Lichtgroene sabelsprinkhaan (*Metrioptera bicolor*) zijn helemaal niet gezien op de proefvlakken en het Negertje en Schavertje zijn met een of twee exemplaren gevonden in 2011, maar niet in 2012. Dit terwijl van beide soorten individuen op de Verlengde Winkelberg zijn uitgezet in 2010. Van de vrijf typische soorten van de Winkelberg heeft alleen het kalkdoorntje zich echt gevestigd op de Verlengde Winkelberg, en wel in alledrie de ontgronde proefvlakken.

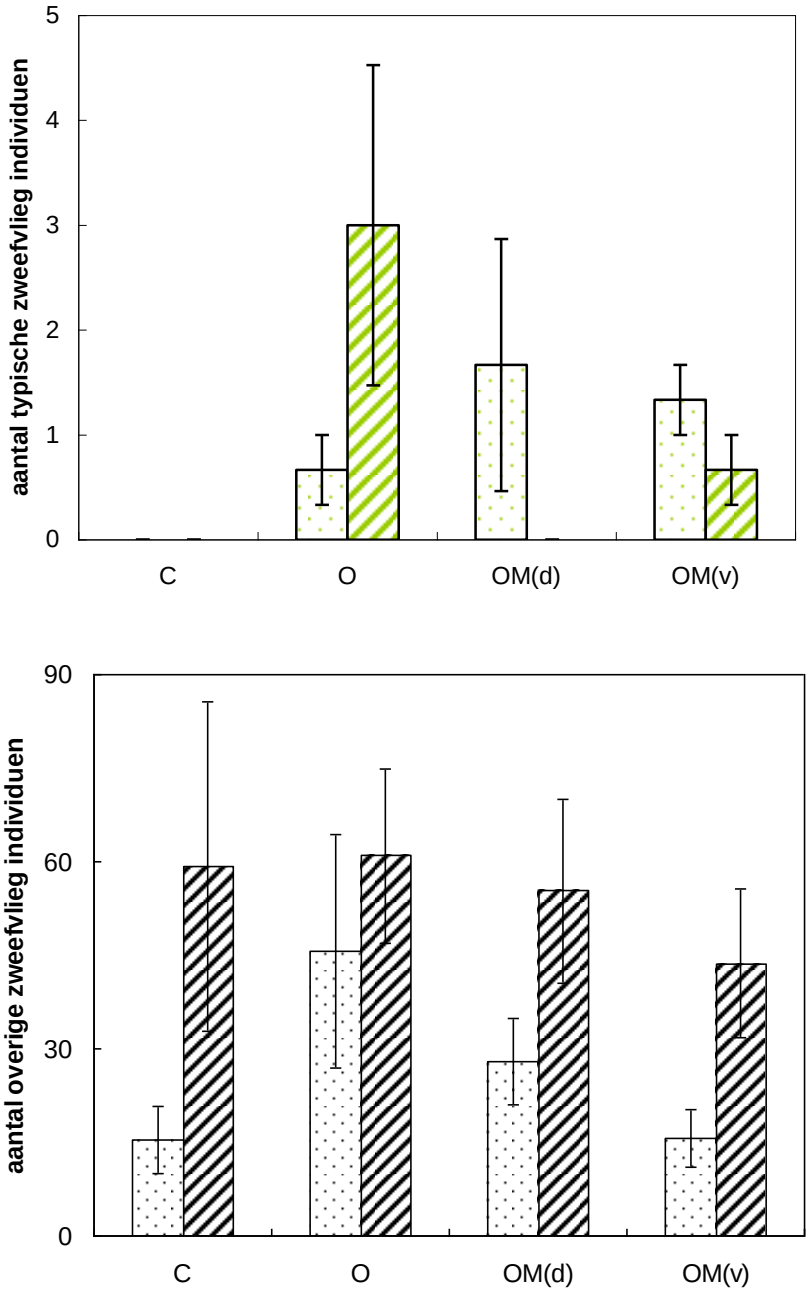
Conclusies
Een aantal algemene sprinkhaansoorten heeft in korte tijd de Verlengde Winkelberg bereikt en kwam al in 2009 in grote aantallen voor. Tussen 2009 en 2012 zijn er nauwelijks structurele veranderingen in de sprinkhaanfauna opgetreden. Van de typische sprinkhaansoorten is alleen het Kalkdoorntje goed vertegenwoordigd op de Verlengde Winkelberg. Deze soort zit in alledrie de ontgronde proefvlakken. De totale aantallen sprinkhanen zijn het hoogst op proefvlak ontgronden en maaisel (d), met name vanwege de grazige vegetatie hier. In de andere twee ontgronde proefvlakken liggen de totale aantallen juist lager dan in het controle proefvlak. De introductieexperimenten met Schavertje, Negertje en Zoemertje wijzen erop dat het proefvlak ontgronden en maaisel (d) niet optimaal is voor deze typische soorten. Het lijkt erop dat voor dit terrein met een geringe hellingshoek, het dichter worden van de vegetatiestructuur al na drie jaar problemen oplevert. De kiezelkop bovenaan proefvlak ontgronden heeft de grootste waarde voor sprinkhanen, hier zijn twee bijzondere soorten gevonden, Schavetje en Blauwvleugelsprinkhaan.

5.2.8 Zweefvliegen

Inleiding
In totaal zijn in 2009 en 2012 samen 994 zweefvliegen verzameld en gedetermineerd, behorende tot 41 soorten (zie bijlage 19). Vier soorten zweefvliegen dragen voor iets meer dan 60% bij aan het totale aantal individuen. Dit zijn *Episyrphus balteatus* (202 individuen), *Eristalis nemorum* (142 individuen), *Eristalis tenax* (154 individuen) en *Sphaerophoria scripta* (109 individuen). Alle vier zijn in Nederland zeer algemeen en komen in (bijna) elk biotoop voor. Alle overige soorten waren met 50 individuen of minder vertegenwoordigd. Van de 41 soorten zijn er twee typisch voor kalkgraslanden en andere schrale, droge graslanden. Het zijn *Cheilosia proxima* en *Paragus haemorrhous*, waarvan respectievelijk 17 en 5 individuen zijn geteld. Beide soorten zijn zowel in 2009 als in 2012 gevonden. Reemer et al. (2009) noemen 23 soorten zweefvliegen die karakteristiek zijn voor open, droge biotopen, waaronder kalkgraslanden.

Ontwikkeling zweefvliegenfauna 2009-2012
Het aantal typische soorten zweefvliegen was zowel in 2009 als in 2012 erg laag en verschilt niet tussen deze periodes (GEE; Wald=1,19; p=0,27). In het proefvlak ontgronden zijn in beide jaren de twee genoemde typische soorten vastgesteld. In dit proefvlak is *C. proxima* toegenomen: in 2009 is er één individu gevonden, in 2012 acht. In het proefvlak Maaisel (v) is in beide jaren alleen *C. proxima* gevonden. In 2009 werden de twee typische soorten nog in proefvlak ontgronden en maaisel (d) gevonden, in 2012 geen van beide meer. Het aantal individuen van typische soorten (figuur 5.40) is in beide jaren daarmee eveneens erg laag en verschilt niet tussen de twee jaren (GEE; Wald=0,00; p=1,00).

Het aantal overige soorten zweefvliegen op de Verlengde Winkelberg als geheel is gedaald van 34 in 2009 naar 27 soorten in 2012. Deze daling wordt grotendeels veroorzaakt door het lagere aantal soorten dat in het proefvlak Ontgronden in 2012 (19 soorten) is gevonden ten opzichte van 2009 (26 soorten). Ondanks deze daling in het totale aantal soorten nam het gemiddelde aantal overige soorten per proefvlak licht toe. Deze toename is echter niet significant (GEE; Wald=2,48; p=0,12). Toch wijst dit erop dat een deel van de soorten die de Verlengde Winkelberg bereikt hebben zich binnen het gebied verder uitbreidt. Het aantal niet typische soorten dat op de Verlengde Winkelberg als geheel zowel in 2009 als in 2012 is vastgesteld is 22. Er zijn in 2009 12 soorten gevonden die niet in 2012 zijn gevonden. In 2012 zijn er 5 soorten gevonden die niet in 2009 zijn gezien. Vijftien van deze unieke soorten werden vertegenwoordigd door slechts één of twee individuen. De overige twee soorten werden door respectievelijk 6 en 7 individuen vertegenwoordigd. Het aantal individuen van niet typische zweefvliegen op de Verlengde Winkelberg in 2012 (658 individuen) iets meer dan verdubbeld in vergelijking met 2009 (314 individuen) (figuur 5.40, GEE; Wald=8,87; p=0,003). Het hogere aantal individuen wordt voornamelijk veroorzaakt door een sterke toename van *Eristalis arbustorum*, *E. nemorum*, *E. tenax*, en *S. scripta*, die alle vier zeer algemeen in Nederland voorkomen.



Figuur 5.40: Gemiddeld aantal (±1.0 SE) typische (boven) en overige (onder) zweefvliegindividuen per tellocatie in 2009 (gestippeld) en 2012 (gearceerd). C = controle, O = ontgrond, OM(d) = ontgrond en direct maaisel uitgelegd, OM(v)= ontgrond en vertraagd maaisel uitgelegd.

Figure 5.40: The average number (±1.0 SE) of characteristic (upper plot) and other (lower plot) hoverfly individuals per sampling station in 2009 (dotted) and 2012 (striped). C = control, O= topsoil removed, OM(d) = topsoil removed and green hay added directly, OM(v)= topsoil removed and green hay added later.

Verschillen tussen de vier proefvlakken
In het controle proefvlak is in beide jaren geen enkele typische soort gevonden. In de drie ontgronde proefvlakken werden in ten minste één van de bemonsteringsjaren één of twee typische soorten aangetroffen. De verschillen in het aantal typische soorten en individuen tussen de proefvlakken zijn daarmee niet significant (GEE; Wald<0,000; p>0,99). Een van de typische soorten zweefvliegen, *Cheilosia proxima* is sinds 2009 toegenomen in het proefvlak ontgronden. De toename is waarschijnlijk te danken aan de toename van *Cirsium*-distels, met name Kale jonker (*C. palustre*). Larven van *C. proxima* leven van de wortels van deze distels. Deze komen met name voor op het proefvlak ontgronden, maar ook op de hoger gelegen delen van het controle proefvlak. Mogelijk speelt de bereikbaarheid van de rosetten voor ei-afzettende vrouwtjes van *C. proxima* een rol. De bodem van het proefvlak ontgronden is behoorlijk open terwijl de bodem van het controle proefvlak gesloten is met een dichte laag van grassen. Mogelijk is daardoor vooral proefvlak ontgronden geschikt voor ei-afzet van deze soort. Wat betreft de overige zweefvliegsoorten zijn er geen verschillen tussen het controle proefvlak en de drie ontgronde proefvlakken, zowel wat betreft aantal soorten als het aantal individuen (GEE; Wald<2,87; p>0,09).

Vergelijking met referentiesituatie
Het aangesloten Bemelerberg-complex is in 2005 en 2006 geïnventariseerd op de zweefvliegenfauna. In totaal werden hier 32 soorten waargenomen. Op de Winkelberg, het oostelijk deel van het Bemelerberg-complex, dat het meest dicht bij de Verlengde Winkelberg is gelegen, werden 26 soorten vastgesteld. Dat is opmerkelijk weinig vergeleken met de 41 soorten die op de Verlengde Winkelberg in 2009 en 2012 zijn gevonden. Het aantal onderzochte hokken op de Verlengde Winkelberg was echter hoger (12 hokken op de Verlengde Winkelberg, 7 hokken op het Bemelerberg-complex, waarvan 3 op de Winkelberg). Er zijn respectievelijk drie en twee typische soorten gevonden op het Bemelerberg-complex en de Winkelberg. Op de Winkelberg zijn drie individuen van *C. proxima* en 12 individuen van *Xanthogramma citrofasciatum* vastgesteld. Op het westelijk gedeelte van het Bemelerberg-complex is nog *P. haemorrhous* met 12 individuen gevonden. Het is dus mogelijk dat de twee typische soorten van de Verlengde Winkelberg vanaf het Bemelerberg-complex zijn gekomen. De derde typische soort van de Winkelberg, *X. citrofasciatum* is geasscocieerd met de Mergelmier (*Lasius alienus*) en de Zwarte wegmier (*Lasius niger*). De larven van *X. xanthogramma* leven in de nesten van genoemde mieren, waar zij waarschijnlijk leven van de wortelluizen. De Mergelmier is, na aanvankelijk met enkele werksters te zijn gevonden in 2009, in 2012 niet meer vastgesteld op de Verlengde Winkelberg. De Zwarte wegmier is in elk proefvlak van de Verlengde Winkelberg in grote aantallen vastgesteld. Op het Bemelerberg-complex is de Zwarte wegmier echter nauwelijks aanwezig (zie paragraaf 5.2.5). Wellicht komen de larven van *X. xanthogramma* in Nederlandse kalkgraslanden alleen voor in nesten van de Mergelmier, waardoor kolonisatie van de Verlengde Winkelberg pas kan plaatsvinden bij voldoende populatieopbouw van de Mergelmier in dit gebied. Het kan echter ook zijn dat er andere beperkende factoren zijn of dat *X. xanthogramma* de Verlengde Winkelberg simpelweg (nog) niet bereikt heeft.

Conclusies
Het aantal soorten zweefvliegen dat typisch is voor droge, schrale graslanden is op de Verlengde Winkelberg met twee soorten bescheiden te noemen. Hoewel de verschillen tussen de proefvlakken niet significant zijn valt op dat op het controle proefvlak geen enkele typische soort is waargenomen. Het ontgronden lijkt dus voor de typische zweefvliegen van hellingschraallanden een gunstige maatregel te zijn. Het opbrengen van maaisel heeft tot nu toe niet geleidt tot een hoger aantal typische zweefvliegsoorten of –individuen. Dit is opmerkelijk omdat verwacht werd dat het opbrengen van maaisel zou leiden tot een groter bloemaanbod en daarmee een hoger voedselaanbod voor zweefvliegen. In het veld is echter gebleken dat een beperkt aantal plantensoorten het grootste deel van het bloemaanbod verzorgen, met name diverse distelsoorten, duizendblad en paardenbloem. Deze soorten staan in alle proefvlakken (ook het controle proefvlak) en zijn het meest vertegenwoordigd in het proefvlak ontgronden zonder maaisel. De exacte bloemsoortensamenstelling lijkt voor zweefvliegen daarmee minder belangrijk te zijn bijvoorbeeld dan het totale bloemaanbod, het microklimaat of de bereikbaarheid van bepaalde plantendelen.

Over korte afstanden (tot enkele honderden meters) worden voor zweefvliegen geen grote dispersie problemen verwacht. Toch is één van de typische soorten die op de Winkelberg voorkomen nog niet op de Verlengde Winkelberg gesignaleerd. Bovendien is ook op de Winkelberg het aantal typische soorten zweefvliegen zeer laag. Op de Verlengde Winkelberg is geen enkele typische soort aangetroffen die niet al bekend was van de Winkelberg. Bovendien is het totale aantal soorten sinds 2009 niet meer toegenomen, terwijl de aanwezige soorten zich wel verder binnen het gebied hebben uitgebreid. Het lijkt er daarmee op dat ook voor zweefvliegen het koloniseren van nieuw ontwikkeld hellingschraalland stagneert en dispersie dus een knelpunt is.

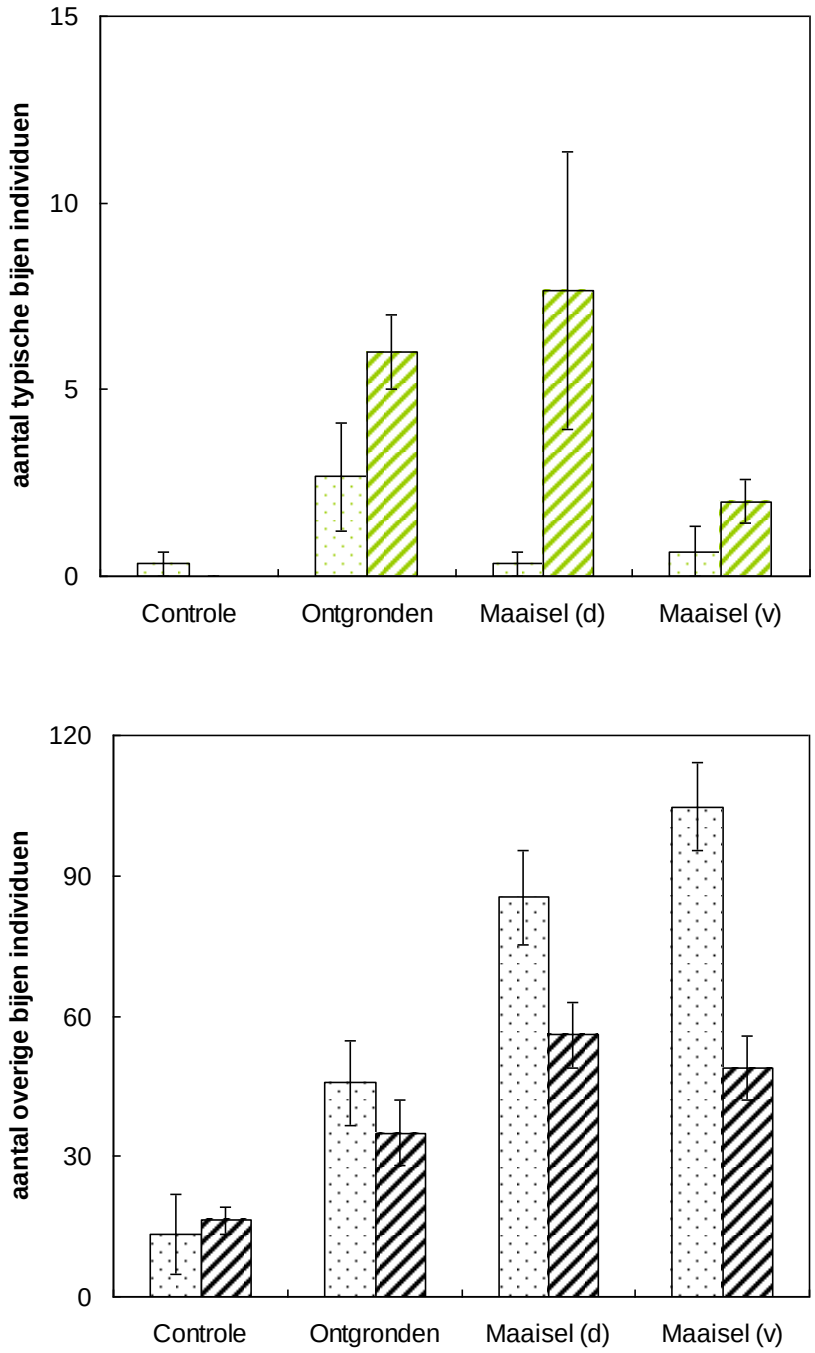
5.2.9 Bijen

Inleiding
De bijen werden geinventariseerd gedurende drie telrondes tussen mei en augustus in 2009 en 2012. In totaal werden 1275 bijen geteld en verzameld. Dat leverde 67 soorten op (zie bijlage 20). Het aantal individuen bestond voor 70% uit Akkerhommels (*Bombus pascuorum*), Steenhommels (*B. lapidarius*), Aardhommels (*B. terrestris*/*lucorum*) en Honingbijen (*Apis mellifera*). Van de 67 soorten zijn er 11 typisch voor kalkgraslanden en andere droge schraallanden (Peeters et al. 2012a). De 59 individuen die van deze 11 soorten werden gevangen vertegenwoordigen nog geen 5% van het totaal aantal individuen. In april 2009 werd een extra telronde uitgevoerd die door slechte weersomstandigheden in 2012 niet kon worden herhaald. In die extra ronde werden 280 individuen verzameld, onder meer behorend tot 23 soorten die in de andere telrondes niet meer werden aangetroffen. Onder deze 23 soorten bevonden zich twee typische soorten. Dat waren *Lasioglossum pallens* en *Sphecodes majalis*. Met de vangsten van april 2009 er bij zijn er dus in totaal 90 soorten op de Verlengde Winkelberg gevonden, waarvan 13 typisch zijn voor schrale graslanden. Voor de analyses hieronder zijn, met het oog op de vergelijkbaarheid, de april data uit 2009 weggelaten.

Ontwikkeling bijenfauna 2009-2012
Het gemiddelde aantal typische soorten bijen per proefvlak is significant gestegen tussen 2009 en 2012 (GEE; Wald=5,51; p=0,019). Ook het aantal individuen van typische soorten nam significant toe (GEE; Wald=8,04; p<0,005) van totaal 12 in 2009 naar 47 in 2012. Het aantal overige soorten bleef tussen 2009 en 2012 gelijk (GEE; Wald=0,22; p=0,64). Het aantal individuen van de overige soorten daalde juist (GEE; Wald=14,28; p<0,001), met name door een daling in het aantal Honingbijen, Steenhommels en Akkerhommels.

Verschillen tussen de vier proefvlakken
In 2009 werd één typische soort in het controleproefvlak gevonden, in 2012 geen één (figuur 5.41). Het gemiddeld aantal typische soorten en individuen was daarmee in alle drie de ongronde proefvlakken (met en zonder maaisel) hoger dan in het controleproefvlak (GEE; Wald>4,73; p<0,03). Dit geldt ook voor het aantal overige soorten en individuen (GEE; Wals>9,94; p<0,0017). Er lijkt geen groot verschil te zijn tussen de proefvlakken met en zonder maaisel, terwijl dit voor bijen wel werd verwacht. Het kan zijn dat het ontgronde proefvlak voldoende bloemaanbod biedt. Een andere mogelijkheid is dat de voordelen van een groter bloemaanbod in de proefvlakken met maaisel niet opwegen tegen het geringere aanbod nestgelegenheid doordat de proefvlakken met maaisel minder kale grond herbergen. Slechts één typische soort, *Lasioglossum pauxillum*, werd talrijk op de Verlengde Winkelberg gevonden. Op alledrie de ontgronde proefvlakken werd de soort gevonden, maar de aantallen waren het hoogst in de proefvlakken ontgronden en ontgronden met maaisel (d).

Vergelijking met referentiesituatie
In 2005 en 2006 zijn op het Bemelerbergcomplex 63 soorten bijensoorten gevonden, waaronder 7 typische soorten. Dat aantal is dus ongeveer gelijk aan de 67 soorten die op de Verlengde Winkelberg zijn gevonden in mei tot augustus 2009 en 2012. Als de april telling uit 2009 wordt meegenomen zijn er op de Bemelerberg zelfs aanmerkelijk minder soorten gevonden dan op de Verlengde Winkelberg. Opmerkelijk is dat alle typische soorten van de Bemelerberg ook op de Verlengde Winkelberg zijn aangetroffen, terwijl hier ook nog vier nieuwe typische soorten zijn gevonden. Een groot voordeel van de Verlengde Winkelberg ten opzichte van de Bemelerberg is dat de proefvlakken om beurten worden begraasd waardoor er een continue bloemaanbod is. Op de Winkelberg bleken in 2005 en 2006 op cruciale momenten alle bloemen weggegraasd te zijn. De Verlengde Winkelberg lijkt daarmee bijen uit de wijde omtrek aan te trekken. Dispersie is over een afstand van enkele honderden meters (Winkelberg-Verlengde Winkelberg) geen probleem voor bijen.



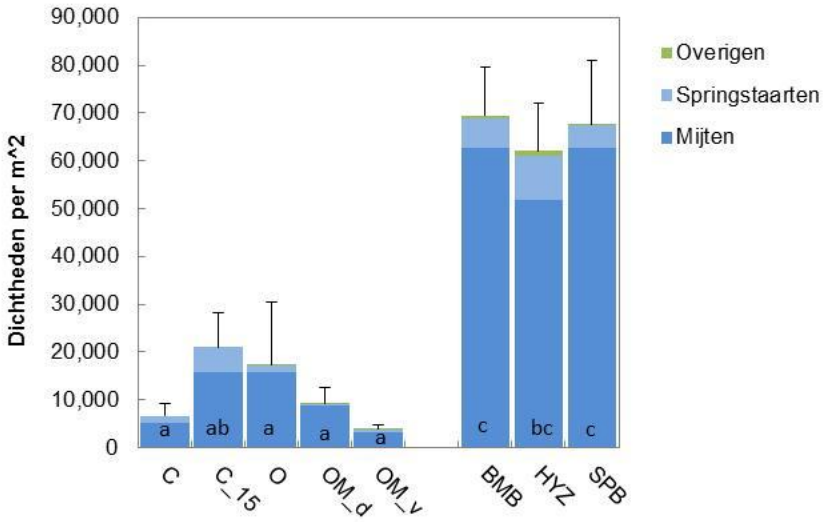
Figuur 5.41: Gemiddeld aantal (±1.0 SE) typische (boven) en overige (onder) bijen individuen per tellocatie in 2009 (gestippeld) en 2012 (gearceerd). Controle = controle, Ontgronden = ontgrond, Maaisel(d) = ontgrond en direct maaisel uitgelegd, Maaisel(v)= ontgrond en vertraagd maaisel uitgelegd.

Figure 5.41: The average number (±1.0 SE) of characteristic (upper plot) and other (lower plot) bee individuals per sampling station in 2009 (dotted) and 2012 (striped). Controle = control, Ontgronden= topsoil removed, Maaisel(d) = topsoil removed and green hay added directly, Maaisel(v)= topsoil removed and green hay added later.

Conclusies
Ontgronden van voormalige landbouwgrond biedt goede mogelijkheden voor bijen in het algemeen en typische bijen van schrale graslanden in het bijzonder. Het aantal typische soorten neemt nog steeds toe wat wijst op een voortschrijdende kolonisatie van het gebied. Het aantal typische bijensoorten op de Verlengde winkelberg als geheel ligt zelfs al hoger dan op de Bemelerberg. Dit komt waarschijnlijk mede door het continue bloemaanbod in het gebied doordat de verschillende proefvlakken gefaseerd worden begraasd. Het opbrengen van maaisel heeft geen invloed op de aantallen (typische) bijen in de proefvlakken. Mogelijk komt dit doordat veel van deze bijensoorten, naast voldoende bloemaanbod, afhankelijk zijn van kale grond om in te nestelen. Het open houden van de vegetatiestructuur is dan ook van groot belang voor behoud van een rijke bijenfauna.

5.2.10 Bodemmesofauna

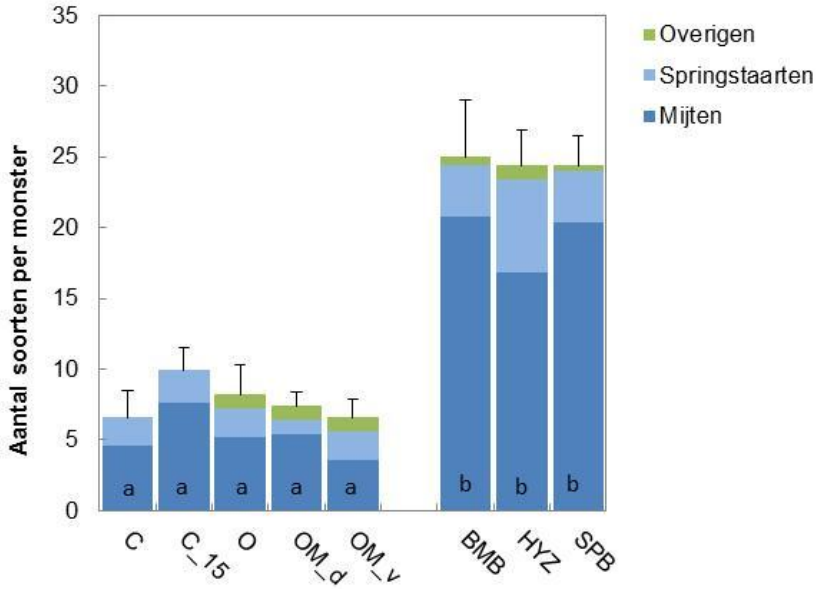
Dichtheden
Hieronder zijn de resultaten samengevat van de analyses van de bodemmicrofauna op voormalige landbouwgrond (Verlengde Winkelberg, na het ontgronden, maar voor het opbrengen van maaisel) en ter vergelijking in een drietal goed ontwikkelde hellingschraalland reservaten. De dichtheid aan microarthropoden in voormalige landbouwgrond was relatief gering (figuur 5.42), al leek de dichtheid op 15 cm diepte wat hoger dan in de bovenste 5 cm. Dit verschil was echter niet significant. In de goed ontwikkelde referentieterreinen was de gemiddelde dichtheid gemiddeld bijna een factor 6 hoger. De ongewervelde bodemfauna bestond voor 85-90% uit mijten.



Figuur 5.42: Dichtheid aan bodemmicroarthropoden (gemiddelden met standaard fout) in de bovenste bodemlaag (0-5 cm, of op 15 cm diepte C_15, van voormalige agrarisch grasland op de Verlengde Winkelberg (linker vijf kolommen) direct na ontgronden (november 2007; n=5) en in de bovenste bodemlaag (0-5 cm) van drie referentie terreinen (BMB = Bemelerberg, HYZ = Hoefijzer, SPB = Schiepersberg; juni 2010; n= 5). Proefvlakken met verschil in letters verschilden significant van elkaar (P <0,05).

Figure 5.42: Density of soil micro-arhtropods (mean with standard error) iin the upper soil layer (0-5 cm, or at 15 cm depth C_15, of former agricultural grassland at the Verlengde Winkelberg (left five columns) directly after sod-cutting (November 2007; n=5) and in the upper soil layer (0-5 cm) at three reference sites (BMB = Bemelerberg, HYZ = Hoefijzer, SPB = Schiepersberg; June 2010; n= 5). Sites with different letters were significantly different (P <0.05).

Soortensamenstelling
Het aantal soorten van de bodemmicrofauna (voornamelijk mijten en springstaarten) was in het voormalige agrarische grasland op de Verlengde Winkelberg aanzienlijk lager dan in de goed ontwikkelde referentieterreinen (figuur 5.43).



Figuur 5.43: Soortenaantallen (gemiddelden met standaard fout) van de bodemmesofauna in monsters (0,001963 m^2) van proefvlakken van het voormalige agrarisch grasland op de Verlengde Winkelberg (vijf linker kolommen) en in de bodem van drie goed ontwikkelde referentieterreinen. BMB = Bemelerberg, HYZ = Hoefijzer, SPB = Schiepersberg. Proefvlakken met verschillende letters verschilden significant van elkaar (P <0,05).

Figure 5.43: Number of species (mean with standard error) of the soil mesofauna in samples (0,001963 m^2) of experimental sites in former agricultural grassland at the Verlengde Winkelberg (left five columns) and in the soil of theee reference sites. BMB = Bemelerberg, HYZ = Hoefijzer, SPB = Schiepersberg. Sites with different letters were significantly different (P <0.05).

Het totaal aantal soorten per proefvlak (opgeteld over de 5 plots binnen dezelfde behandeling) was aanzienlijk hoger (tabel 5.7). Met het bemonsterde oppervlak werd dus slechts een deel van de aanwezige soorten bemonsterd. Vooral bij relatief lage dichtheden worden dan mogelijk veel soorten 'gemist' bij de bemonstering.

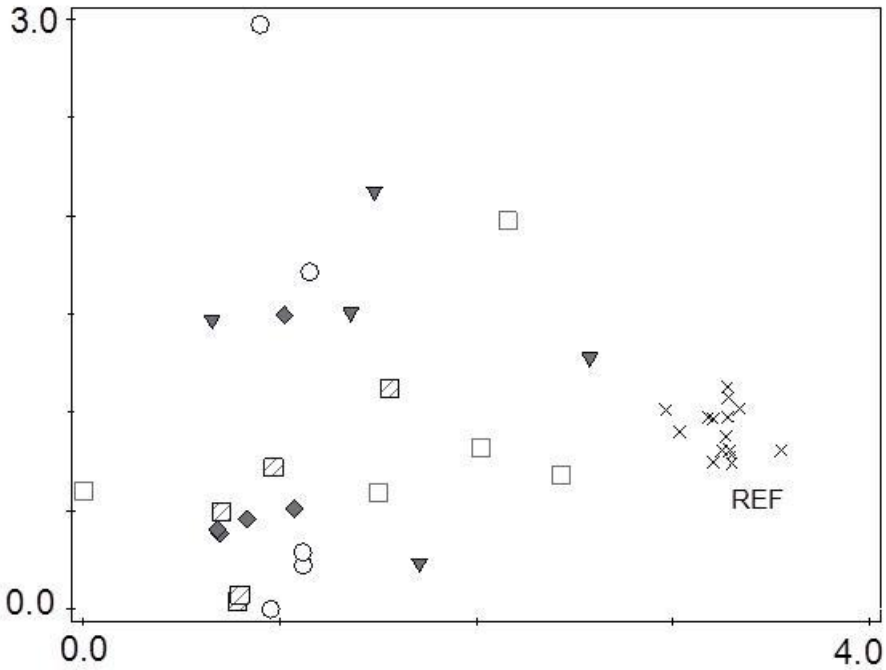
Tabel 5.7: Aantal soorten per proefvlak, opgeteld over de vijf plots binnen hetzelfde proefvlak.

Table 5.7: Number of species per experimental sites, summed over the five plots for each site.

Proefvlak	Aantal soorten	Referentie	Aantal soorten
C	24	BMB	58
O	18	HYZ	53
OM_d	19	SPB	52
OM_v	21		

Ofschoon het absolute aantal soorten per type proefvlak/referentie niet bekend was, kon wel worden geconcludeerd dat het aantal soorten in het voormalige agrarische grasland, ook voor het ontgronden van de Verlengde Winkelberg beduidend lager was in vergelijking tot de drie referentieterreinen.

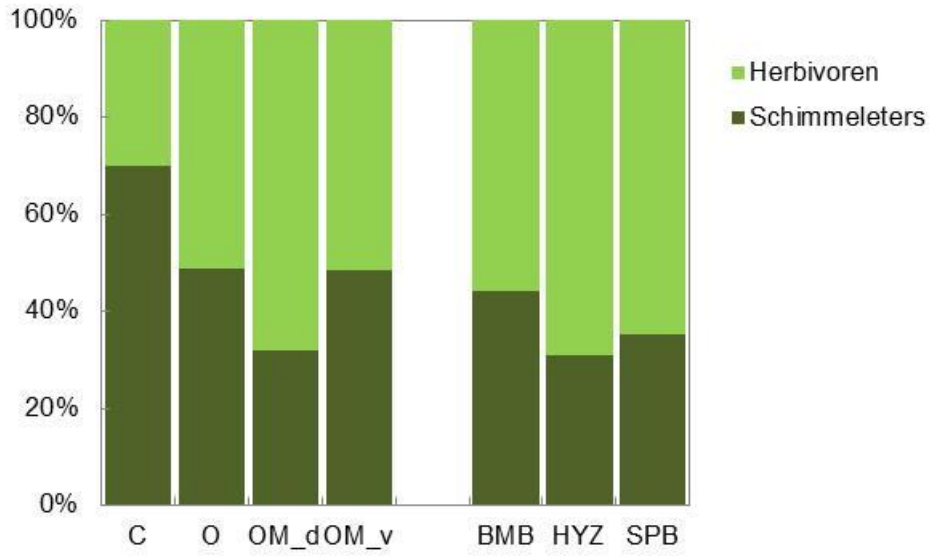
Multivariate analyse maakte duidelijk dat ook de soortensamenstelling van de monsters op de Verlengde Winkelberg nogal afweken van de monsters in de goed ontwikkelde referentieterreinen (figuur 5.44). Van de in totaal 53 soorten mijten en springstaarten die in de bodem van het voormalige agrarisch grasland op de Verlengde Winkelberg werden aangetroffen, waren er 21 (40%) die niet in de referentieterreinen waren aangetroffen en waarschijnlijk dus specifiek voor agrarisch grasland waren. Omgekeerd kwamen er 32 soorten (24%) van de referentieterreinen (totaal 135 soorten) ook voor in de bodem van het agrarisch grasland. Dit waren meer algemeen voorkomende soorten. En er waren 103 soorten (76%) in de referentieterreinen die niet werden aangetroffen in het voormalig agrarisch grasland (zie bijlage 21 voor de volledige soortensamenstelling van de bodemmicrofauna in de afzonderlijke terreinen). Ontgronden had géén meetbaar effect op de soortensamenstelling. Kennelijk kwamen de meeste soorten ook dieper in de bodem voor. Dit bleek ook uit het monster dat op 15 cm diepte was genomen en dat niet afweek van de overige monsters. De variatie tussen de monsters op de Verlengde Winkelberg was aanzienlijk, hetgeen kon worden toegeschreven aan het geringe aantal soorten per monster.



Figuur 5.44: DCA-diagram op basis van de soortensamenstelling van bodemmicroarthropoden van de monsters op de Verlengde Winkelberg en van monsters in de drie referentieterreinen: X = REF (Bemelerberg, Hoefijzer, Schiepersberg); vierkanten = controle (niet-ontgrond); vierkanten met arcering = controle op 15 cm diepte; cirkels = ontgrond; driehoeken = ontgrond waar later maaisel werd opgebracht (OM_d) en ruiten = ontgrond waar later maaisel werd opgebracht (OM_v).

Figure 5.44: DCA-diagram based on the species composition of soil micro-arthropods in samples from the Verlengde Winkelberg and in samples from three reference sites: X = REF (Bemelerberg, Hoefijzer, Schiepersberg); squares = control (no sod-cutting); squares with lines = control at 15 cm depth; circles = sod-cutted; triangles = sod-cutted with hay added (OM_d) and rectangles = sod-cutted with hay material added delayed (OM_v).

Voedselgildes en overlevingsstrategieën bij bodemmijten
Voor de bodemmijten werd ook een vergelijking gemaakt van het relatieve voorkomen van verschillende voedselgildes, waarbij schimmeletende en plantenmateriaal etende mijten werden onderscheiden (figuur 5.45). Opvallend is dat in het niet ontgronde proefvlak (C) het relatieve aandeel van schimmeleters relatief groot is. Ontgronden resulteerde in een relatieve afname van schimmeletende mijten. In de goed ontwikkelde reservaten is hun aandeel relatief bescheiden en domineren de herbivore mijten.



Figuur 5.45: Relatieve aandeel van schimmeletende en herbivore (plantenmateriaal etende) bodemmijten in de bovenste bodemlaag van de proefvlakken op de Verlengde Winkelberg (linker vier kolommen) en in kalkgrasland van een drietal goed ontwikkelde reservaten: BMB = Bemelerberg, HYZ = Hoefijzer, SPB = Schiepersberg.

Figure 5.45: Relative occurrence of fungivorous and herbivorous soil mites in the upper soil layer at the experimental sites of the Verlengde Winkelberg (left four columns) and at calcareous grassland of three well-developed reference sites: BMB = Bemelerberg, HYZ = Hoefijzer, SPB = Schiepersberg.

Er is ook gekeken naar de overlevingsstrategieën onder de bodemmijten in de proefvlakken van de Verlengde Winkelberg, waarbij deze zijn vergeleken met de drie goed ontwikkelde reservaten (figuur 5.46). Deze strategieën zijn gebaseerd op eigenschappen gerelateerd aan reproductie, ei-afzetting, ontwikkeling, synchronisatie en verbreiding (Siepel 1994). Daarbij is onderscheid gemaakt tussen foresie (groep II, III, IV), thelytokie (groep IX, X), mijten met diapauze (groep V en VII) en met seksuele voortplanting (zie tekstbox).

- Foresie: representatief voor een verstoord systeem, betreft mijten die migreren via gastheren;
- Thelytokie: stabiel systeem, betreft aseksuele voortplanting en een- of meerjarige mijten;
- Mijten met diapauze: aanpassing aan extreem milieu; betreft soorten die een sterke synchronisatie vertonen, wat wil zeggen dat ze hun voortplanting samen laten lopen met de geschiktheid van de habitat.
- Seksuele voortplanting met continue of seizoensgebonden reproductie.

De verwachting was dat in stabiele systemen (natuurreservaten) vooral thelytokie voorkomt onder bodemmijten (eenvoudig in staat om grote, homogene populaties op te bouwen), terwijl in instabiele systemen (voormalige landbouwgrond) meer sprake zal zijn van foresie (maakt snelle dispersie mogelijk). Daarnaast leidt het extreme milieu van de hellingschraallanden waarschijnlijk tot meer soorten met diapauze (om de hete, droge zomers te overleven).

Overlevingsstrategieën

Bij bodemmijten worden de volgende overlevingsstrategieën onderscheiden (Siepel 1994):

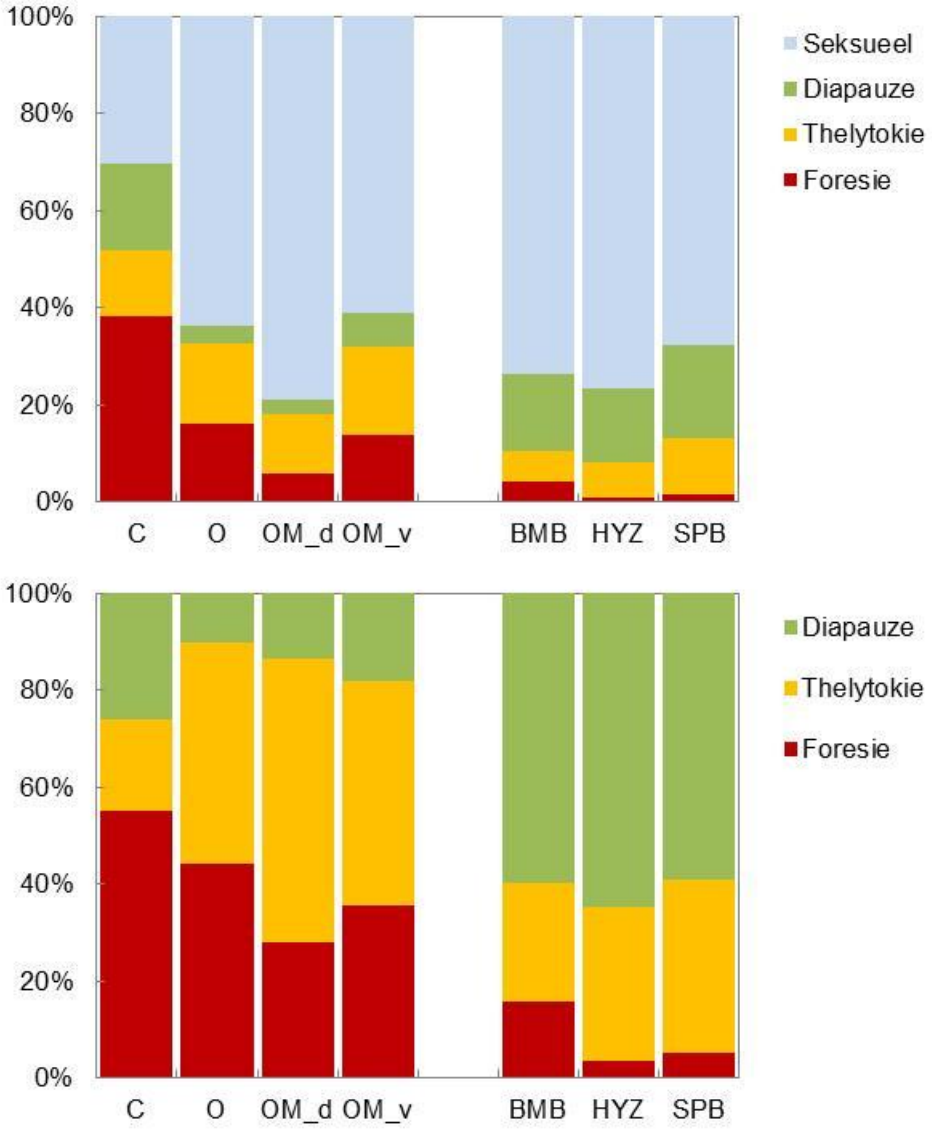
I - Parasieten: Soorten die hun levenswijze sterk hebben aangepast aan een gastheer. Ze zuigen bloed of zuigen aan eieren van andere arthropoden.

Foresie
II - Facultatieve foresie: soorten van habitats die lang bestaan. De strategie is aangepast aan continue beschikbaarheid van het habitat. Migratie naar ander habitat verloopt veelal via specifieke gastheren, die hetzelfde milieu prefereren.
III - Obligate foresie als juveniel: soorten die zijn aangepast aan habitats die maar kort bestaan (ephemere habitats), zoals uitwerpselen, kadavers, etc. De organismen reproduceren meestal snel zodat ze na korte tijd als juveniel een gastheer kunnen zoeken die ze uit het verdwijnende habitat brengt. Omdat ze perse weg moeten, zijn ze niet selectief in de gastheerkeuze.
IV - Obligate foresie als adult.

Diapauze
V - Obligate diapauze: soorten die een sterke synchronisatie vertonen, wat wil zeggen dat ze hun voortplanting samen laten lopen met de seizoenen (bijvoorbeeld de herfst) of met een ontwikkelingsstadium van een bepaalde voedselbron (bijvoorbeeld stuifmeel van een bepaalde plantensoort). Het kunnen langlevende en kortlevende soorten zijn.
VII - Facultatieve diapauze en een legsel: dit zijn soorten met een legsel, die onder geschikte omstandigheden in staat zijn om twee of meer generaties per jaar te maken.

Thelytokie
IX - Aseksueel en meerjarig: deze strategie is een aanpassing aan extreem stabiele omstandigheden.
X - Aseksueel en eenjarig: deze strategie veronderstelt een voorspelbaar milieu. De nakomelingen hoeven genetisch niet te verschillen omdat er geen grote variatie in leefmilieu optreedt.

XI - Seksueel met continue reproductie: echte r-strategen. Ze planten zich razend snel voort als het kan, maar zullen ook snel last hebben van overexploitatie van het substraat.
XII - Seksueel met seizoensgebonden reproductie: een langzamere strategie dan seksueel met continue reproductie, maar wel een heel betrouwbare. Als de voortplanting in het ene jaar niet succesvol is, dan is er in het volgende of daaropvolgende jaar weer een kans. Bovendien hebben de nakomelingen hun genetische variatie als extra buffer voor veranderingen in het milieu.



Figuur 5.46: Relatieve aandeel van verschillende overlevingsstrategieën (boven) onder de bodemmijten in de bovenste bodemlaag van de ontgronde proefvlakken op de Verlengde Winkelberg (linker vier kolommen) en van een drietal goed ontwikkelde reservaten: BMB = Bemelerberg, HYZ = Hoefijzer, SPB = Schiepersberg. Idem zonder de groep van seksuele voortplanters (onder).

Figure 5.46: Relative occurrence of different life history strategies of soil mites (upper panel) in the upper soil layer of sod-cutted experiemental sites at the Verlengde Winkelberg (left four columns) and at calcareous grassland of three well-developed reference sites: BMB = Bemelerberg, HYZ = Hoefijzer, SPB = Schiepersberg. Idem with exclusion of the group of sexual reproducers (lower panel).

Meest opvallend is dat mijten met seksuele voortplanting de bodemmicrofauna domineren (gemiddeld ca. 70%). Uitzondering vormden de controle plots in het niet ontgronde proefvlak, waar relatief veel foresie voorkwam. Dit maakt een snelle dispersie mogelijk. Verder valt op dat ontgronden resulteerde in een relatieve toename van seksuele voortplanters, ten koste van vooral 'diapauze' en 'foresie'. In de 'stabiele' goed ontwikkelde reservaten was er een relatief groot aandeel mijtensoorten met 'diapauze', die de mijten in staat stelt om hete, droge zomers te overleven. Het aandeel foresie was daar relatief gering.

Voedselstrategieën
Bij bodemmijten worden de volgende voedselstrategieën onderscheiden (Siepel 1994):

- Arthropoden predator: soort die juvenielen of adulten van arthropoden eet, zoals springstaarten, mijten, larven van diptera, etc.;
- Bacterievoor: soort die voornamelijk leeft van het filteren van bacteriën uit bodemvocht of selectief rottend materiaal met veel bacteriën eet;
- Fungivore browser: soort die vooral leeft van de inhoud van schimmels, maar de celwanden niet kan verteren;
- Fungivore grazer: soort die schimmels eet en zowel de celwanden als de inhoud kan verteren;
- Algemene predator: soort die naast arthropoden ook nematoden en eventueel andere taxa, zoals potwormen, eet;
- Herbivore browser: soort die plantaardig materiaal eet waarbij ze niet de celwanden kan verteren;
- Herbivore grazer: soort die plantaardig materiaal eet (zoals wortels en wortelharen) waarbij ze grof te werk gaat, alles opeet en ook de celwanden kan verteren;
- Herbo-fungivore grazer: een niet erg kieskeurige grazer;
- Omnivoor: soort die alles eet wat hem geschikt lijkt;
- Opportunistische herbofungivoor: soort die vooral groene plantendelen eet;
- Parasiet: soort die parasitair leeft op andere arthropoden of zoogdieren.

5.3 Deskstudie planteigenschappen

In zowel de kleinschalige herstelexperimenten als het grootschalig experiment is gekeken naar het effect van het opbrengen van maaisel van goed ontwikkelde reservaten op de vestiging van soorten in de proefvlakken van voormalig agrarisch grasland. In de kleinschalige beheerexperimenten fungeerde het heischrale deel van de Bemelerberg als donorterrein. In het grootschalige experiment betrof het de Berghofweide. Bovendien is in het laatste geval ook geanalyseerd welke soorten kiemkrachtig in het maaisel aanwezig waren. Naast de algemene effectiviteit van het opbrengen van maaisel (zie paragraaf 5.2.2), is ook onderzocht of er verschillen waren tussen de eigenschappen van de soorten in het donorterrein en de eigenschappen van de soorten die zich vestigden in de receptorterreinen.

Soorten die zich in de proefvlakken hadden gevestigd nadat maaisel was opgebracht, zijn voor een aantal planteigenschappen vergeleken met het totale soortenspectrum uit de donorterreinen, dan wel met de soorten voorkomend in het maaisel. Er is gekeken naar:

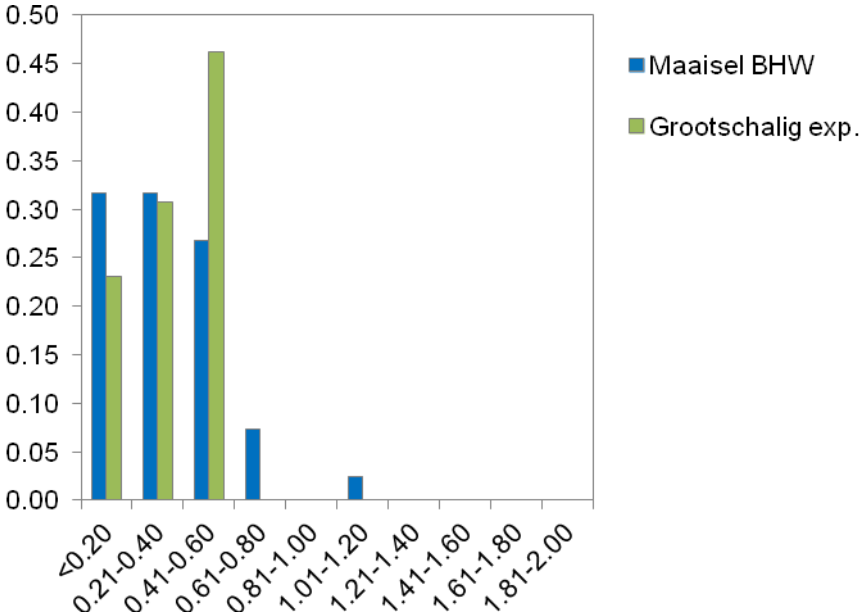
- zaadgewicht
- wijze van zaadverspreiding (wel of geen mechanismen voor lange afstand dispersie)
- levensduur van de zaadbank

In de kleinschalige beheerexperimenten was er voor geen van de bekeken planteigenschappen een significant verschil tussen de soorten uit het donorterrein en in de proefvlakken.

In het grootschalige experiment waren er significante verschillen (Chi-kwadraat; $P < 0{,}05$) ten aanzien van zaadgewicht (figuur 5.47). Het verschil in zaadgewicht werd met name veroorzaakt door het relatief frequent voorkomen van soorten in de middelste zaadgewichtklasse (0,41-0,60). Tevens waren vooral grote zaden (>0,60) relatief ondervertegenwoordigd in

de soorten die zich uit het maaisel vestigden. Gezien het beperkt aantal soorten waarvoor deze vergelijking kon worden gemaakt, moeten we terughoudend zijn met het trekken van conclusies. Maar het lijkt er op dat naarmate zaden groter zijn, deze minder kans maken om kiemkrachtig in het maaisel te overleven, vermoedelijk als gevolg van beschadiging tijdens het maaien. Mogelijk dat hele kleine zaden deels uit het maaisel vallen tijdens het transport.

Ten aanzien van wijze van zaadverspreiding en levensduur van de zaadbank werden geen significante verschillen gevonden.



Figuur 5.47: Relatief voorkomen van zaadgewichtklassen (log-waarden) bij soorten in het opgebrachte maaisel (afkomstig van de Berghofweide; n=41) en soorten die zich hadden gevestigd in de proefvlakken in het grootschalig beheerexperiment op de Verlengde Winkelberg na het opbrengen van maaisel (n=13).

Figure 5.47: Relative occurrence of seed weight classes (log-transformed) in the hay material (collected at Berghofweide; n=41), and species established in plots of the experiment at the Verlengde Winkelberg after hay material was added (n=13).

5.4 Dispersievectoren Fauna

Er is onderzoek gedaan naar de mogelijkheden om fauna naar nieuw ontwikkeld hellingschraalland over te brengen middels maaisel en bodemmateriaal. De resultaten hiervan worden hieronder beschreven.

5.4.1 Maaisel

Het volgen van het maaisel opbrengen op de Verlengde Winkelberg in 2008 maakte duidelijk dat er na het maaien nog wel levende fauna in maaisel aanwezig is (van Noordwijk et al. 2011). Toch bleek het aantal faunasoorten en –infdividuen dat daadwerkelijk werd overgebracht erg laag te zijn, mogelijk door een voor fauna ongunstige methode. Om meer inzicht te krijgen in de mogelijkheden van maaisel als verspreidingsvector voor fauna is in juli 2010 op de Berghofweide een experiment uitgevoerd met twee

verschillende maai- en transporttechnieken. Daarbij werd de fauna in het grasland bemonsterd vóór het maaien met zowel potvallen als piramidevallen. Met piramidevallen werd vervolgens gekeken welke faunagroepen na maaien met de messenbalk en de cyclomaaier en na handmatig en machinaal transport nog levend in het maaisel aanwezig waren.

Alle groepen ongewervelden die vóór het maaien in redelijke dichtheden aanwezig waren in de vegetatie (bemonsterd met piramidevallen) zijn ook na maaien en/of transport in het maaisel aangetroffen (tabel 5.8 en 5.9). De dichtheden namen voor bijna alle groepen echter wel sterk af na maaien en nogmaals na transport. Naast de vegetatiebewonende fauna, die over het algemeen dus wel in maaisel aanwezig kan zijn, waren tijdens het maaien ook diverse bodembewonende evertebratengroepen in het onderzoeksterrein aanwezig (bemonsterd met potvallen). Deze werden niet in het maaisel aangetroffen (tabel 5.10). Het gaat hierbij onder andere om een aantal keverfamilies (o.a. loopkevers en aaskevers), roofwantsen (*Nabidae*), duizend- en miljoenpoten, pissebedden en regenwormen. Deze groepen kunnen niet meeliften met maaisel, maar kunnen evengoed een beperkt dispersievermogen bezitten.

Tabel 5.8: Aantal individuen per vierkante meter voor elk van de soortgroepen die in de staande vegetatie (Control) of het maaisel werden aangetroffen. Maaien-CY staat voor het maaisel na maaien met de cyclomaaier, Maaisel-MB, idem voor de messenbalk behandeling. De twee transportbehandelingen zijn aangegeven met Transport-M (machinaal) en Transport-H (handmatig). Tussen haakjes staat de dichtheid uitgedrukt in percentage ten opzcihte van de staande vegetatie vóór maaien. Groepen waarvoor de dichtheden significant verschillen tussen de behandelingen zijn vet weergegeven (Chi-quadraat toets, p<0,05).

Table 5.8: Arthropod density (number of individuals per square metre) per taxonomic group found in the standing vegetation (Control) or in the green hay after mowing with a circular mower (Maaien-CY), after mowing with a reciprocal blade mower (Maaien-MB), after manual harvest and transport (Transport-H) and after mechanical harvest and transport (Transport-M). Between brackets the number of individuals is given as a percentage of the number of individuals found in the controle treatment. Groups showing significant differences at the p<0.05 level between treatments (chi-square test) are in bold font.

Groep	NL naam	Control	Maaien CY	Maaien MB	Transport M	Transport H
Acari	Mijten	2.4	0.31 (13)	10.57 (440)	0.00 (0)	0.19 (8)
Araneae	**Spinnen**	**5**	**2.84 (57)**	**7.97 (159)**	**0.81 (16)**	**0.49 (10)**
Opiliones	Hooiwagens	0.8	0.25 (31)	0.43 (53)	0.00 (0)	0.00 (0)
Collembola	**Springstaarten**	**6**	**0.76 (13)**	**2.11 (35)**	**0.00 (0)**	**0.93 (16)**
Auchenorrhyncha	**Cicaden**	**42.2**	**11.59 (27)**	**17.42 (41)**	**1.75 (4)**	**5.12 (12)**
Coleoptera	**Kevers**	**4.2**	**16.58 (395)**	**7.19 (171)**	**0.82 (20)**	**0.73 (17)**
Dermaptera	Oorwormen	0	0.00 (0)	0.12 (*)	0.00 (0)	0.00 (0)
Diptera	**Vliegen**	**66.8**	**43.45 (65)**	**55.44 (83)**	**0.28 (0)**	**0.61 (1)**
Heteroptera	**Wantsen**	**5**	**1.23 (25)**	**2.23 (45)**	**0.26 (5)**	**0.54 (11)**
Hymenoptera	**Vliesvleugeligen**	**50**	**11.64 (23)**	**6.09 (12)**	**2.24 (4)**	**3.47 (7)**
Lepidoptera	Vlinders	0.2	0.00 (0)	0.10 (48)	0.00 (0)	0.12 (61)
Orthoptera	**Sprinkhanen**	**6**	**0.29 (5)**	**0.00 (0)**	**0.00 (0)**	**0.00 (0)**
Psocoptera	Stofluizen	0.2	0.55 (274)	1.70 (849)	0.14(72)	0.00 (0)
Sternorrhyncha	Witte vlieg & bladluis	0.8	0.25 (31)	0.10 (12)	0.00 (0)	1.15 (143)
Thysanoptera	**Tripsen**	**8.6**	**2.94 (34)**	**17.54 (204)**	**0.84 (10)**	**10.73 (125)**
Trichoptera	Schietmotten	0.2	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)	0.00 (0)

Tabel 5.9: Totaal aantal individuen kevers, vliegen, wantsen en vliesvleugeligen per familie die in het maaisel zijn aangetroffen uitgesplitst per behandeling (maaien cyclomaaier (MCY), maaien messenbalk (MMB), Ongemaaide controle (C), Transport machinaal (TCY) en transport handmatig (TMB). De aantallen zijn totale aantallen per vijf piramidevallen, niet gecorrigeerd voor de hoeveelheid bemonsterd maaisel.

Table 5.9: Total number individuals per family for beetles, flies, true bugs and hymenoptera found in the green hay in each of the treatments (after mowing with a circular mower (MCY), after mowing with a reciprocal blade mower (MMB), unmown control (C), after manual harvest and transport (TMB) and after mechanical harvest and transport (TCY). The numbers are based on five piramid traps per treatment and numbers are not corrected for the amount of sampled hay.

Orde	Familie	NL naam	MCY	MMB	C	TCY	TMB	Totaal
Coleoptera		Overige families	45	6	1	3	1	26
Coleoptera	*Anthicidae*	Snoerhalskevers	16	1				17
Coleoptera	*Chrysomelidae*	Haantjes	32	28	10	2	9	81
Coleoptera	*Cryptophagidae*	Harige schimmelkevers	7	2				9
Coleoptera	*Curculionidae*	Snuitkevers		2		1	1	4
Coleoptera	*Latridiidae*	Schimmelkevers	25	3	4			32
Coleoptera	*Oedemeridae*	Schijnboktorren					1	1
Coleoptera	*Ptiliidae*	Veervleugelkevers	4	1	1			6
Coleoptera	*Staphylinidae*	Kortschildkevers	59	2	4			65
Coleoptera	*Tenebrionidae*	Zwartlijven			1			1
Diptera		Overige families	2	3	27	2	4	38
Diptera	*Asilidae*	Roofvliegen			4			4
Diptera	*Cecidomyiidae*	Galmuggen	52	36	108		2	198
Diptera	*Chironomidae*	Dansmuggen	2		1			3
Diptera	*Chloropidae*	Halmvliegen			3		1	4
Diptera	*Dolichopedidae*	Slankpootvliegen			3			3
Diptera	*Empididae/Hybotidae*	Dansvliegen			1			1
Diptera	*Mycetophilidae*	Paddestoelmuggen	3	1	1		1	6
Diptera	*Phoridae*	Bochelvliegen	345	93	139			577
Diptera	*Pipunculidae*	Oogkopvliegen			2			2
Diptera	*Psychodidae*	Motmuggen			1			1
Diptera	*Scatopsidae*	Muggen			5			5
Diptera	*Sciaridae*	Muggen	13	3	39			55
Diptera	*Tephritidae*	Boorvliegen		1			2	3
Heteroptera		Overige families	1					1
Heteroptera	*Lygaeidae*	Grondwantsen		1	1	1		3
Heteroptera	*Miridae*	Blindwantsen	3	4	17	1	1	26
Heteroptera	*Pentatomidae*	Schildwantsen	1	4	7		8	20
Hymenoptera		Overige families	77	30	204	4	51	366
Hymenoptera	*Apidae*	Bijen	1	3	9			13
Hymenoptera	*Bethylidae*	Platkopwespen	1		2			3
Hymenoptera	*Braconidae*	Schildwespen	6	2	7	7	4	26
Hymenoptera	*Crabronidae*	Graafwespen		1	3			4
Hymenoptera	*Diapriidae*	Neuswespen	3		5			8
Hymenoptera	*Dryinidae*	Tangwespen	1					1
Hymenoptera	*Formicidae*	Mieren	11	7	2	4		24
Hymenoptera	*Ichneumonidae*	Sluipwespen	3		15	2	1	21
Hymenoptera	*Pompilidae*	Spinnendoders	1		3			4
Orthoptera	*Acrididae*	Veldsprinkhanen	1		30			31
Orthoptera	*Tetrigidae*	Doornsprinkhanen	1					1

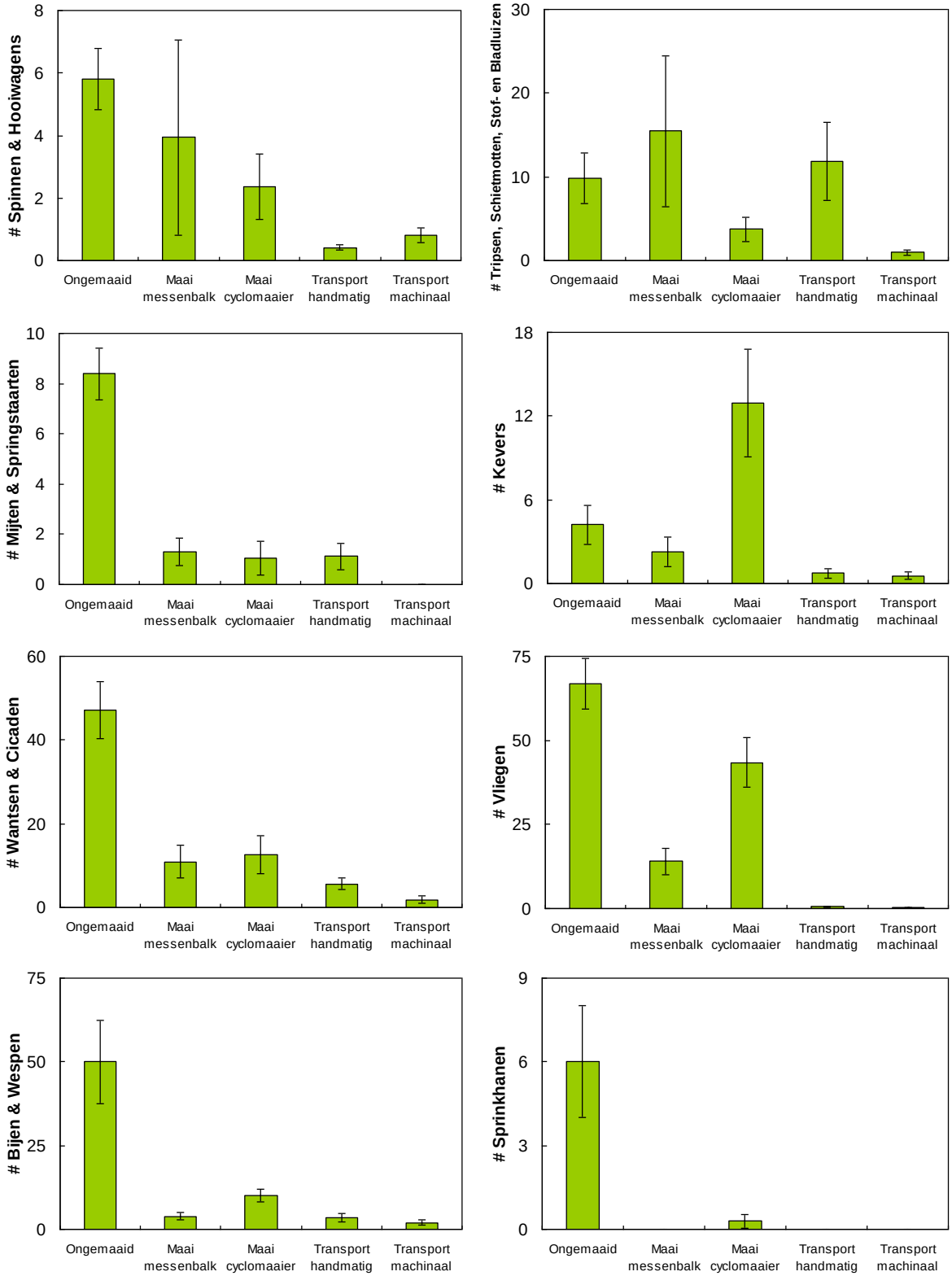
Tabel 5.10: Soortgroepen die tijdens het maai-experiment wel in het donorterrein aanwezig waren (potvalvangsten 2 weken voor en 2 weken na maaien, 4 series van 5 potvallen), maar niet in het maaisel zijn aangetroffen.

Table 5.10: Taxonomic groups found in the donorsite during the experiment (using 4 series of 5 pitfall traps for two weeks prior to and 2 weeks after mowing), but not found in the vegetation or green hay.

Klasse	Orde	Familie	Nl naam	Aantal in potvallen
Insecta	*Coleoptera*	*Bostrichidae*	Boorkevers	1
Insecta	*Coleoptera*	*Cantharidae*	Weekschildkevers	21
Insecta	*Coleoptera*	*Carabidae*	Loopkevers	201
Insecta	*Coleoptera*	*Elateridae*	Kniptorren	7
Insecta	*Coleoptera*	*Nitidulidae*	Glanskevers	1
Insecta	*Coleoptera*	*Silphidae*	Aaskevers	252
Insecta	*Heteroptera*	*Nabidae*	Roofwantsen	5
Insecta	*Heteroptera*	*Tingidae*	Netwantsen	1
Insecta	*Hymenoptera*	*Vespidae*	Wespen	2
Insecta	*Neuropteroidea*		Gaasvliegachtige	2
Myriapoda	*Chilopoda*		Duizendpoten	38
Myriapoda	*Diplopoda*		Miljoenpoten	15
Oligochaeta	*Opisthopora*	*Lumbricidae*	Regenwormen	4

In figuur 5.48 is voor de belangrijkste groepen weergegeven in welke dichtheden ze voorkwamen vóór het maaien en na maaien met de messenbalk of de cyclomaaier en na transport (handmatig bij het messenbalk maaisel en machinaal bij het cyclomaaier maaisel). De meeste soortgroepen komen na het maaien in aanmerkelijk lagere dichtheden voor dan voor het maaien. Bij transport van het maaisel nemen de dichtheden over het algemeen opnieuw sterk af. Voor de tripsen, schietmotten, stof- en bladluizen is er geen afname in dichtheden bij de messenbalk behandeling en de handmatige transport behandeling, maar wel bij de cyclomaai-behandeling en het machinale transport. Alleen de kevers komen na het maaien (cyclomaaier) in significant hogere dichtheden voor dan voor het maaien. Dit wijst erop dat veel kevers na het maaien en op rillen leggen van de vegetatie dekking zoeken in die vegetatierillen.

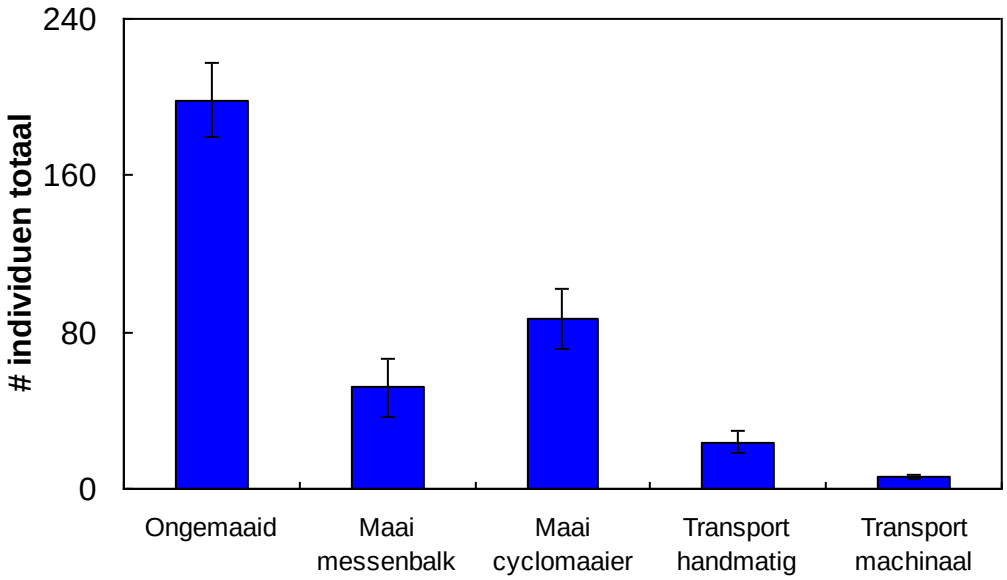
De verschillen in overleving in het maaisel tussen de twee maaitechnieken zijn over het algemeen relatief klein. Alleen voor de vliegen en kevers is er een significant verschil, waarbij de aantallen in het met de cyclomaaier gemaaide maaisel hoger zijn. Dit resultaat is opmerkelijk aangezien bestaande literatuur over het algemeen aangeeft dat de overleving van insecten veel hoger is wanneer gemaaid wordt met een messenbalk dan met een cyclomaaier (Humbert et al. 2009; 2010). Overleving in het maaisel is echter niet hetzelfde als overleving in het algemeen. Het is goed mogelijk dat ook in ons experiment de directe mortaliteit veel hoger was bij gebruik van de cyclomaaier, maar dat in deze behandeling een groter deel van de overlevende evertebraten in het maaisel terecht kwamen. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat het bijeenrapen van het maaisel bij het met de cyclomaaier gemaaide maaisel veel sneller en efficienter verliep (tractor met hooischudder/hark) dan bij het met de messenbalk gemaaide maaisel (handmatig harken). Bij de messenbalk hadden insecten wellicht meer mogelijkheden om weg te komen en zich in de omliggende vegetatie te verschuilen.



Figuur 5.48: Gemiddelde individuenaantallen per vierkante meter (±1SE) van verschillende taxonomische groepen per behandeling in het maai-experiment (N=5). In tabel 5.8 is aangegeven voor welke groepen de dichtheden significant verschillen tussen de behandelingen.

Figure 5.48: Average number of individuals per taxonomic group per square meter (±1SE) found in each of the treatments of the green hay experiment. Significant differences are shown in table 5.8.

Bij directe vergelijking van de dichtheden van de diverse insectengroepen tussen de twee transporttechnieken zijn geen significante verschillen zichtbaar. Als wordt gecorrigeerd voor de verschillende dichtheden na maaien blijken de spinnen en hooiwagens, de wantsen en cicaden en de vliegen wel degelijk in significant hogere dichtheden voor te komen in de handmatig getransporteerde monsters. Ook de totale dichtheid aan evertebraten is in de handmatig getransporteerde monsters hoger dan in de machinaal getransporteerde monsters (figuur 5.49). Hierbij is het belangrijk op te merken dat het machinaal getransporteerde maaisel de ochtend na het maaien is geraapt en getransporteerd, terwijl het handmatig getransporteerde maaisel op de maai-dag zelf getransporteerd werd. Het is niet uitgesloten dat een deel van de insecten in de tijd voor het transport het maaisel heeft verlaten. Dit zou zeker bij mobielere soorten een rol kunnen spelen. Dit betekent dat het gevonden verschil in effectiviteit tussen de transporttechnieken niet per se betekent dat machinaal transport altijd slechter is dan handmatig transport. Wel laten deze resultaten duidelijk zien dat de toegepaste transportmethode van grote invloed is op de effectiviteit. De machinale transporttechniek die in dit experiment werd toegepast lijkt aanzienlijk beter te zijn dan de hooiwagen met pers die in 2008 werd gebruikt voor vervoer van het maaisel naar de Verlengde Winkelberg. Echter ook de hier gebruikte methode kan nog aanzienlijk verbeterd worden. Het overlevingspercentage in het maaisel van 7,5 % bij machinaal transport (t.o.v. aanwezige fauna na het maaien) moet aanzienlijk omhoog kunnen aangezien met handmatig transport een gemiddelde overleving van 46 % werd bereikt.



Figuur 5.49: Gemiddeld (±1 SE) aantal ongewervelde dieren per behandeling in het maai-experiment (N=5). Het met de messenbalk gemaaide materiaal werd handmatig getransporteerd, met cyclomaaier-maaisel onderging machinaal transport.

Figure 5.49: Average number of individuals per square meter (±1SE) found in each of the treatments of the green hay experiment. The manual transport treatment (Transport handmatig) was carried out with hay mown with a reciprocal blade mower (Maai messenbalk), the mechanic transport treatment (Transport machinaal) was carried out with hay mown with the circular mower (Maai-cyclomaaier).

5.4.2 Bodemmateriaal

Om te achterhalen in hoeverre bodemmacrofauna met bodemmateriaal overgebracht kan worden naar nieuw ontwikkeld hellingschraalland is in 2011 bodemmateriaal verzameld in vier goed ontwikkelde hellingschraallanden (de donorgebieden Wrakelberg, Kunderberg, Berghofweide en Koeberg). Daarnaast is op hetzelfde moment bodemmateriaal verzameld op de Verlengde Winkelberg in de proefvlakken ontgronden en ontgronden met maaisel (d) om vast te stellen welke bodemmacrofaunagroepen al goed vertegenwoordigd zijn in de proefvlakken. Alle macrofauna soortgroepen die zijn aangetroffen in het entmateriaal uit de donorgebieden en in het bodemmateriaal uit de proefvlakken op de Verlengde Winkelberg, staan in tabel 5.11 Deze lijst omvat alle groepen ongewervelden die op het oog zichtbaar zijn (dus geen microfauna).

Tabel 5.11: Totaal aantal macrofauna individuen per soortgroep (Klasse of Orde) per vierkante meter (m^2) die in het bodemmateriaal zijn aangetroffen uitgesplitst per behandeling (Verlengde Winkelberg ontgrond zonder maaisel (O), Verlengde Winkelberg ontgrond met maaisel (OM(d)) en de Referentiegebieden Berghofweide, Kunderberg, Wrakelberg en Koeberg (Ref). In de kolom sig. zijn groepen die significant (p<0,05) verschillen in dichtheden tussen de drie behandelingen (Kruskal-Wallis test) weergegeven met X.

Table 5.11: Arthropod density (number of individuals per square metre) per taxonomic group found in soil material from each of the sampling locations. O represents Verlengde Winkelberg topsoil removal site, OM(d) represents Verlengde Winkelberg topsoil removal site with green-hay addition and Ref represents the four reference sites (Berghofweide, Kunderberg, Wrakelberg en Koeberg). Groups showing significant differences at the p<0.05 level between treatments (Kruskal-Wallis test) are indicated with X in the column Sig.

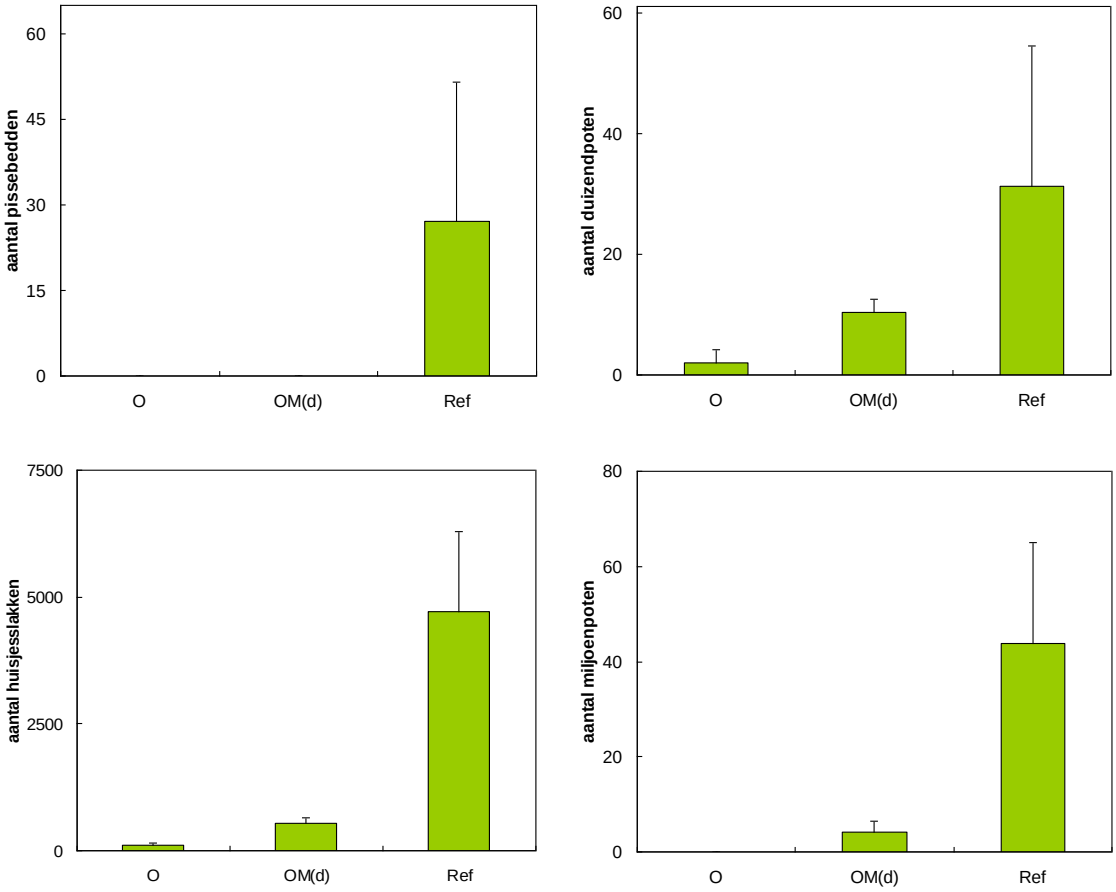
Klasse	Orde	NL naam	O	OM(d)	Ref	Sig.
Arachnida	Araneae	Spinnen	19	27	6	
Malacostraca	Isopoda	Pissebedden	0	0	27	
Myriapoda	Chilopoda	Duizendpoten	2	10	31	
Myriapoda	Diplopoda	Miljoenpoten	0	4	44	
Gastropoda		Huisjesslakken	115	535	4719	X
Oligochaeta	Lumbricidae	Regenwormen	108	54	98	
Insecta	Coleoptera Adult	Kevers	81	46	50	
Insecta	Coleoptera Larf	Keverlarven	44	33	23	
Insecta	Diptera, Larf	Vliegen larven	135	202	12	
Insecta	Diptera, Adult	Vliegen	0	0	15	
Insecta	Hymenoptera	Vliesvleugeligen	40	8	173	X
Insecta	Heteroptera	Wantsen	2	2	2	
Insecta	Auchenorrhyncha	Cicaden	2	0	0	
Insecta	Sternorrhyncha	Bladluizen	35	0	29	
Insecta	Lepidoptera	Vlinder rupsen	0	6	4	
Insecta	Orthoptera	Eipakket sprinkhaan	4	12	0	X

Uit tabel 5.11 valt op te maken dat met het bodemmateriaal diverse groepen insecten kunnen worden overgebracht naar nieuw ontwikkelde hellingschraallanden. Bodementen is echter alleen een zinvolle maatregel voor macrofauna als de soorten die ermee overgebracht worden niet al op een andere wijze in de ontgronde gebieden terecht kunnen komen. Op basis van de huidige gegevens is dit niet op soortniveau vast te stellen, maar een analyse op klasse/orde-niveau laat wel grofweg zien in hoeverre de overgebrachte groepen al in de proefvlakken voorkwamen. Alleen voor de huisjesslakken, vliesvleugeligen en sprinkhaan eipakketten was er een significant verschil in het aantal individuen tussen de donorterreinen en de ontgronde proefvlakken. De sprinkhaan eipakketten werden alleen in de

ontgronde proefvlakken gevonden, waarschijnlijk door de aanwezigheid van veel kale grond, waarin sprinkhanen graag hun eieren afzetten. De gevonden vliesvleugeligen waren voornamelijk mieren. Deze zaten significant meer in de donorterreinen. Ook de huisjesslakken werden beduidend meer gevonden in de donorterreinen. Voor beide groepen geldt zeker dat (een deel van) de soorten moeilijk op eigen kracht nieuwe terreinen kan bereiken. Toch moet voor beide groepen een kanttekening gemaakt worden. Het grootste deel van de gevonden mieren betreft werksters, die zich niet kunnen voortplanten. Mieren kunnen dus alleen effectief met bodemmateriaal worden overgbracht als bevruchte koninginnen worden overgebracht. Afhankelijk van de soort en het jaargetijde moet daarbij ook nog een deel van het nest en de werksters meekomen. Juist voor de kleine, nest-splitsende soorten, die het meest beperkt zijn in hun verspreidingsvermogen is dit wel mogelijk, maar dan moet er wel voorzichtig met het bodemmateriaal worden omgesprongen.

Voor de slakken geldt dat een deel van de vondsten lege slakkenhuisjes betreft. Deze kunnen nog jarenlang intact blijven, waardoor het moeilijk is vast te stellen of de werkelijke populatiegrootte in de donorterreinen hoger ligt dan in de proefvlakken op de Verlengde Winkelberg. In de proefvlakken zijn in 2007 immers alle oude slakkenhuisjes met het bodemmateriaal afgevoerd, waardoor het aantal oude huisjes hier beperkt is. Toch kan bodemmateriaal wel degelijk een goede vector zijn voor het overbrengen van slakken.

Voor de andere soortgroepen werden geen significante verschillen gevonden tussen de proefvlakken en de donorgebieden. Dit wordt echter mede veroorzaakt door de kleine steekproef (zie methode) en de grote variatie tussen de monsters. Een aantal groepen is wel degelijk met bodemmateriaal over te brengen maar komt in de donorterreinen sterk geaggregeerd voor waardoor in het eene monster geen individuen zijn gevonden, terwijl een ander monster grote aantallen bevatte. Dit geldt met name voor pissebedden, miljoenpoten en duizendpoten (figuur 5.50). Pissebedden, duizendpoten en miljoenpoten staan bekend om hun beperkte verspreidingsvermogen en zijn niet of nauwelijks in de ontgronde proefvlakken aangetroffen.



Figuur 5.50: Gemiddelde individuenaantallen per m^2 (+SE) van Pissebedden, Duizendpoten, Miljoenpoten en Huisjesslakken in het ontgronde proefvlak (O), het ontgronde proefvlak met maaisel (OM) en de referentiegebieden Berghofweide, Kunderberg, Wrakelberg en Koeberg (ref).

Figure 5.50: Average number of wood lice (top left), centepedes (top right), millipedes (bottom right) and snails (bottom left) per square meter (+SE). O represents Verlengde Winkelberg topsoil removal site, OM(d) represents Verlengde Winkelberg topsoil removal site with green-hay addition and Ref represents the four reference sites (Berghofweide, Kunderberg, Wrakelberg en Koeberg).

Voor de kevers bleek in het maaiselexperiment dat er grote verschillen zijn tussen de keverfamilies in hoeverre ze met maaisel zijn over te brengen (zie tabel 5.9). Deze groep is hier derhalve verder uitgesplitst (tabel 5.12). Diverse keverfamilies werden in het bodemmateriaal aangetroffen, zowel adulten als keverlarven. Daaronder zijn ook een aantal keverfamilies waarvoor eerder is gebleken dat zij niet of nauwelijks met maaisel zijn over te brengen zoals loopkevers (Carabidae), kniptorren (Elateridae), zwartlijven (Tenebrionidae), kortschildkevers (Staphylinidae) en weekschildkevers (Cantharidae). Ook voor deze keverfamilies zou het opbrengen van bodemmateriaal dus een nuttige aanvulling kunnen zijn.

Tabel 5.12: Het aantal kever individuen per familie per vierkante meter opgesplitst in adulten en larven uitgesplitst per behandeling Verlengde Winkelberg ontgrond zonder maaisel (O), Verlengde Winkelberg ontgrond met maaisel (OMd) en de referentiegebieden Berghofweide, Kunderberg, Wrakelberg en Koeberg (Ref).

Table 5.12: Number of beetles per family found per square meter in the soil. O represents Verlengde Winkelberg topsoil removal site, OM(d) represents Verlengde Winkelberg topsoil removal site with green-hay addition and Ref represents the four reference sites (Berghofweide, Kunderberg, Wrakelberg en Koeberg).

O		**OMd**		**Ref**			
Familie	**Genus**	**adult**	**larf**	**adult**	**larf**	**adult**	**larf**
Carabidae		19	2	19	2	12	2
Elateridae		2	2	0	0	0	6
Curculionidae		4	33	4	19	2	6
Byrrhidae		27	0	0	0	0	0
Scarabaeidae	Aphodius	12	0	10	0	10	0
Onthophagus	2	0	0	0	2	0	
Diastictus	0	0	0	0	2	0	
Spec.	0	0	0	0	0	6	
cf. Tenebrionidae		0	0	4	0	0	0
Staphylinidae		15	2	12	2	21	0
Chrysomelidae		0	0	0	8	0	0
Cantharidae		0	0	0	2	0	2

5.4.3 Conclusies

Een aantal faunagroepen kan goed met maaisel of bodemmateriaal worden overgebracht naar een nieuw terrein. Bij maaien bleek dat de dichtheden wel sterk afnemen na maaien en nog eens na transport. Voor introductie van soorten zouden deze lage dichtheden echter voldoende kunnen zijn. Faunagroepen die met maaisel kunnen worden overgebracht zijn onder meer spinnen, mijten, springstaarten, wantsen, cicades, sprinkhanen, vliegen, (blad)wespen en diverse keverfamilies. Met bodemmateriaal kunnen met name (huisjes)slakken, pissebedden, miljoenpoten, duizendpoten en enkele keverfamilies meekomen. Als het bodemmateriaal niet wordt verkruimeld maar in grotere eenheden wordt opgebracht kunnen ook mieren(kolonies) mogelijk met het bodemmateriaal meekomen. Een deel van deze groepen beschikt over een slecht verbreidingsvermogen, wat wordt bevestigd door het beperkte voorkomen op de Verlengde Winkelberg tot nu toe. Dit geldt bijvoorbeeld voor huisjesslakken, pissebedden, miljoenpoten, duizendpoten en een deel van de wantsen, cicades, kevers en sprinkhanen. Voor deze groepen kan het opbrengen van maaisel of bodemmateriaal dus een belangrijke rol vervullen in de kolonisatie van nieuwe hellingschraallanden. Uit het bovenstaande blijkt dat met maaisel en bodemmateriaal verschillende faunagroepen worden overgebracht. De twee technieken kunnen dus goed aanvullend, naast elkaar worden toegepast. Een aantal van de groepen die met name met bodemmateriaal worden overgebracht vervullen een belangrijke rol in het ecosysteem. Zo zijn pissebedden, duizendpoten en miljoenpoten belangrijk voor de afbraak van plantenmateriaal. Kleinschalig bodementen kan er dus toe leiden dat deze processen worden bevordert.

In het hier beschreven onderzoek is alleen gekeken naar het voorkomen van grote taxonomische eenheden (ordes/families). In hoeverre specifieke soorten die typisch zijn voor hellingschraallanden worden overgebracht met maaisel of bodemmateriaal is niet afzonderlijk onderzocht. Het valt echter te verwachten

dat de hier gevonden algemene patronen ook gelden voor de meeste typische soorten van de beschreven groepen. Aan de hand van de levenscyclus en eigenschappen van soorten kan voor individuele soorten voorspeld worden of ze met maaisel of bodemmateriaal overgebracht kunnen worden. Belangrijke eigenschappen daarbij zijn:

- Zijn soorten op het moment van verzamelen van bodem/maaisel in bodem/maaisel aanwezig en in welke levensfase (ei/larf/adult)? De levensfase bepaald in grote mate de mobieliteit (zie onder), de kwetsbaarheid (waarbij larven veelal het meest kwetsvbare stadium zijn) en de eisen die een soort aan zijn omgeving stelt direct na transport.
- Hoe mobiel zijn soorten in die levensfase, kunnen ze maaimachienes actief ontwijken? Zijn ze op de nieuwe locatie in staat geschikte plekjes en voedsel op te zoeken?
- Hoe specifieke eisen stellen ze aan hun omgeving in de periode direct na opbrengen, hebben ze levend plantenmateriaal nodig of een isolerende bodemlaag boven zich?

Voor succesvol transport van fauna met maaisel speelt de maai- en transportmethode een belangrijke rol. Voor bodemmateriaal is dit niet verder onderzocht. De maaimethode, cyclomaaier of messenbalk, bleek geen groot effect te hebben op de dichtheden van insecten en andere evertebraten in het maaisel. De cyclomaaier is zelfs iets efficienter in het afvoeren van insecten dan met de messenbalk gemaaide vegetatie die handmatig bij elkaar werd geharkt. Uit literatuur is echter bekend dat de overleving van insecten in het donorterrein beduidend hoger is na maaien met een messenbalk. Dit effect is het grootst voor sprinkhanen, vlinders en andere grote insecten die door maaien met een cyclomaaier in grote aantallen beschadigd raken. De transportmethode heeft wel grote invloed op de dichtheden aan levende evertebraten in het maaisel. Bij optimaal handmatig transport was de overleving maarliefst zes maal zo hoog als bij machinaal transport. Dit terwijl de onderzochte machinale behandeling al beduidend fauna-vriendelijker was dan de in 2008 toegepaste methode waarin het maaisel werd samengeperst. Om de efficientie van het overbrengen van fauna te vergroten is het dus met name van belang de transport techniek te optimaliseren. Bij transport van maaisel is het belangrijk te letten op de volgende factoren:

- Het maaisel dient direct na het maaien te worden verzameld en getransporteerd. Het enkele uren laten liggen van het maaisel kan al een grote afname in insectendichtheden tot gevolg hebben;
- Het maaisel dient direct na transport te worden uitgereden en broei van de vegetatie moet worden voorkomen;
- Het maaisel dient niet geperst te worden en de hooiwagen moet niet te vol worden geladen om grote druk op de insecten te voorkomen;
- Het verdient de aanbeveling het maaisel niet met grote kracht te verstrooien, maar het bij voorkeur in kleine hoeveelheden uit de hooiwagen te laten vallen.

Voor succesvolle kolonisatie van natuurontwikkelingsterreinen door evertebraten is het niet alleen noodzakelijk dat ze er komen, maar ook dat ze in deze gebieden kunnen overleven. Als maaisel direct na ontgronden wordt opgebracht is de omgeving nog kaal, zonder staande vegetatie. Dit zal voor veel evertebraten een vijandige omgeving zijn waarin zij onvoldoende voedsel en schuilmogelijkheden kunnen vinden om te overleven. Hoewel dit aspect hier niet is onderzocht valt te verwachten dat de overleving van evertebraten

uit maaisel direct na ontgronden gering is. Waarschijnlijk is het voor evertebraten effectiever om maaisel op te brengen in een iets later successiestadium. Waarschijnlijk is dit punt precies de oorzaak van de discrepantie in effectiviteit van faunatransport met maaisel uit eerdere studies (Kiehl & Wagner 2006; Woodcock et al. 2008; Woodcock et al. 2010; Mortimer et al. 2002). Evertebraten kunnen met maaisel meekomen, maar kunnen zich alleen permanent vestigen als de omstandigheden in het ontgronde terrein reeds geschikt zijn. Voor de vegetatie wordt algemeen aanbevolen zo snel mogelijk na ontgronden maaisel op te brengen om kolonisatie door algemene en ruderale soorten voor te zijn (Klimkowska et al. 2010, Kiehl et al. 2010). Dit maakt deze eerste maaiselgift voor evertebraten over het algemeen weinig geschikt. Een tweede maaiselgift, twee tot drie jaar na de eerste kan voor vegetatiebewonende fauna wel effectief zijn. Voor bodembewonende fauna is nog weinig bekend over de overlevingskansen na bodementen. Aanwezigheid van enig plantaardig materiaal is voor veel van deze soorten in elk geval wel belangrijk als voedselbron. Opgebracht maaisel kan hier mogelijk al voldoende voor zijn, waardoor bodementen al in het eerste jaar na ontgronden en maaisel opbrengen uitgevoerd zou kunnen worden. Hier is momenteel echter nog onvoldoende kennis over voorhanden.

5.5 Bodementexperiment

5.5.1 Bodemchemie

De bodemchemie is in 2012 gemeten in de geënte proefvlakken en de bijbehorende controles in de proefvlakken O en OMd. Hieruit blijkt dat het opbrengen van ent-materiaal geen effect had op de buffering en de voedselrijkdom van de bodem (bijlage 22). Tevens is in 2011 het opgebrachte materiaal gemeten (tabel 5.13).

Tabel 5.13: Bodemchemische eigenschappen van het opgebrachte entmateriaal verzameld in de Koeberg, Wrakelberg, Bergofweide en Kunderberg. De gegevens uit de destructie geven de totaalconcentraties weer van elementen, de concentraties uit water- en zoutextract geven de uitwisselbare concentraties weer.

Table 5.13: Chemical composition of the applied soil addition material collected at the Koeberg, Wrakelberg, Berghofweide and Kunderberg. Destruction data represent total concentrations, whereas water- and salt-extractable data represent exchangeable concentrations.

				Destructie						*Waterextract*	
Locatie	**Organisch stof**	**Vochtgehalte**	**Olsen-P**	**Al**	**Ca**	**K**	**Mg**	**P**	**pH**	**Al**	
	(%)	(%)	umol/ KG DW	mmol/KG DW	mmol/KG DW	mmol/KG DW	mmol/KG DW	mmol/KG DW		umol/KG DW	
Koeberg	12,00	22,32	227,51	291,53	4929,87	25,58	142,70	12,51	8,75	18,00	
Koeberg	8,40	15,25	92,04	170,98	5818,76	19,62	120,69	8,46	8,61	24,64	
Wrakelberg	9,43	21,36	93,34	216,33	6000,20	32,15	150,73	10,17	8,51	122,64	
Wrakelberg	11,19	18,73	109,46	542,59	4166,33	47,15	174,16	15,66	8,47	25,76	
Berghofweide	7,50	17,29	333,76	344,34	32,56	25,96	52,54	7,73	6,90	23,76	
Berghofweide	11,93	17,39	221,18	384,57	101,44	33,91	66,38	9,16	6,01	32,91	
Kundeberg	9,03	14,46	233,77	316,62	2170,92	20,17	80,84	17,82	8,10	4,91	
Kundeberg	7,07	12,38	181,18	175,56	3905,56	15,16	103,51	15,01	8,01	10,21	

	Waterextract					*Zoutextract 0,2M NaCl*					
Locatie	**Ca**	**K**	**Mg**	**NO3**	**PO4**	**pH**	**Al**	**Ca**	**K**	**Mg**	**NH4**
	umol/KG DW	umol/KG DW	umol/KG DW	umol/KG DW	umol/KG DW		umol/KG DW	umol/KG DW	umol/KG DW	umol/KG DW	umol/KG DW
Koeberg	1965,64	37,45	168,94	223,78	0,53	7,47	4,80	30507,90	254,29	895,84	22,32
Koeberg	1877,37	50,60	123,54	114,87	1,02	7,45	3,96	31762,32	291,09	1028,43	27,19
Wrakelberg	2476,83	148,91	178,58	184,67	0,90	7,19	10,91	50572,93	874,57	1746,81	36,54
Wrakelberg	2551,93	194,22	98,29	27,56	1,10	7,43	6,78	33600,22	761,28	873,46	56,79
Berghofweide	281,38	167,59	73,72	42,93	0,29	6,22	25,15	33533,67	1138,31	2788,86	68,04
Berghofweide	156,51	268,58	32,02	21,79	4,64	4,75	227,60	14339,22	2068,90	2198,64	221,84
Kundeberg	2184,60	94,93	112,60	188,11	0,22	7,28	5,19	36091,18	485,22	1282,07	70,92
Kundeberg	2693,86	106,97	244,03	232,72	0,65	7,13	7,38	55181,22	837,80	2045,28	380,84

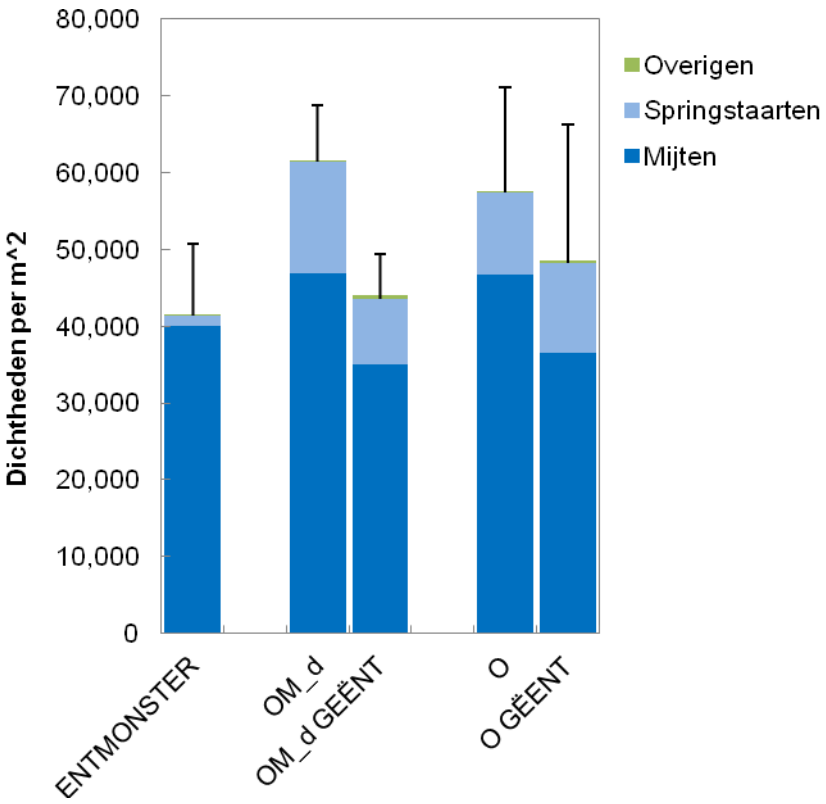
5.5.2 Bodemmesofauna

Dichtheden

Allereerst zijn de dichtheden aan bodemmicroarthropoden vergeleken tussen de geënte plots, niet-geënte controle plots en het entmonster, bestaande uit een mengmonster van de vier donorterreinen.

Het mengmonster gebruikt om de plots te enten bevatte ruim 40.000 microarthropoden per m^2, waarvan het overgrote deel (96%) bestond uit mijten (figuur 5.51). Dit was een dichtheid vergelijkbaar met waarden die eerder waren gevonden in de bodem van goed ontwikkelde reservaten (figuur 5.42).

Meest opvallend was dat de totale dichtheid aan bodemmicroarthropoden van de ontgronde plots, die niet waren geënt, aanzienlijk hoger was dan eerder vastgesteld in dezelfde proefvlakken direct na ontgronden in 2007. Toen bedroeg de gemiddelde dichtheid 5.000-15.000 per m^2, nu bedroeg deze 55.000-60.000 per m^2. Zonder enten was de dichtheid aan microarthropoden in vijf jaar dus toegenomen tot dichtheden vergelijkbaar met goede ontwikkelde graslandreservaten. Daarbij was er geen verschil tussen ontgronde plots waar destijds maaisel was opgebracht (OMd) en plots waar dit niet was gebeurd (O). Enten met monsters uit goed ontwikkelde reservaten had geen significant effect op de totale dichtheid aan bodemmicroarthropoden. Het enige verschil tussen de monsters betrof het significant (P <0.01) lager aantal springstaarten in het entmonster.



Figuur 5.51: Dichtheden van bodemarthropoden (gemiddelden met standaard fout) in het entmonster dat bestond uit een mengmonster van vier donorterreinen (monstername: november, 2011) en in de geënte en in de controle plots op de Verlengde Winkelberg na één jaar (oktober, 2012; 5 plots per behandeling); OM_d = plots in ontgronde proefvlak waar destijds maaisel was opgebracht; O = ontgronde plots zonder maaisel.

Figure 5.51: Densities of soil arthropod species (mean with standard error) in the sample of transplanted soil material, composed of a mixed sample of four donor sites ('entmonster'; sampling date: November 2011), and in the treated and control plots at the Verlengde Winkelberg after one year (October 2012; 5 plots per treatment); OM_d = plots in sod-cutted site where hay material had been added; O = sod-cutted plots without hay material added.

Soortensamenstelling

Wat betreft soortensamenstelling van de bodemmesofauna was het entmonster duidelijk verschillend van de plots in de proefvlakken (OMd en O) waar het entexperiment was uitgevoerd. Ook onderling verschilden deze proefvlakken van elkaar. Dit hing vermoedelijk samen met het verschil in bodemchemie tussen beide proefvlakken (zie paragraaf 5.2.1), waarbij het proefvlak OMd veel beter gebufferd was dan proefvlak O. Dit had tot gevolg dat ook de samenstelling van de bodemfauna enigszins verschillend was.

Het enten had geen duidelijk effect op de soortensamenstelling (figuur 5.52). Het gemiddeld aantal soorten per monster (bemonsterd oppervlak: 0,001963 m^2) bedroeg 21-23 (± 6). In het entmateriaal was dat 29 (± 4). Dit zijn aantallen die vergelijkbaar zijn met de aantallen soorten die eerder zijn aangetroffen in de referentieterreinen (zie figuur 5.42).

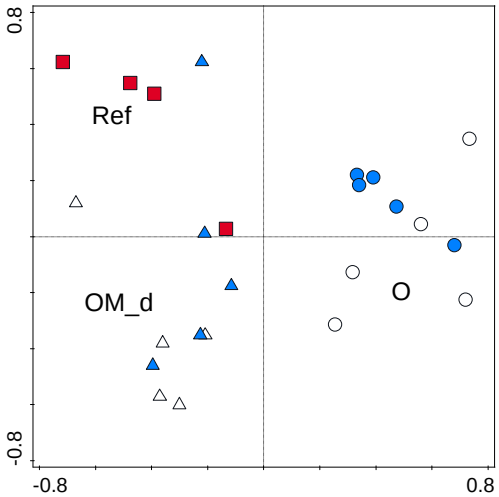
In totaal werden er in het entmateriaal 73 soorten aangetroffen, voor het overgrote deel (89%) bestaande uit mijten en in beperkte mate springstaarten (11%). In de controle plots (niet geënt) bedroeg het totale aantal soorten 77 en in de geënte plots 80 soorten.

Uit tabel 5.14 komt naar voren dat van de in totaal 80 soorten die werden aangetroffen in de geënte plots slechts 9 soorten (11%) afkomstig waren van het opgebrachte entmateriaal. De helft daarvan betrof soorten met seksuele reproductie. Bijna de helft van de soorten (32) voorkomend in het entmateriaal werden niet teruggevonden in de geënte plots. Er werd geen verband gevonden tussen de soortensamenstelling en bodemfactoren, zoals pH, organisch stofgehalte of totaal/uitwisselbare/wateroplosbare gehalten aan mineralen (CANOCO, CCA).

Tabel 5.14: Aantal soorten voorkomend in de plots in het bodementexperiment op de Verlengde Winkelberg in 2012, één jaar na het enten van een deel van de plots.

Table 5.14: Number of soil arthropod species in the plots of the soil transplantation experiment at the Verlengde Winkelberg in 2012, one year after soil transplantation in part of the plots.

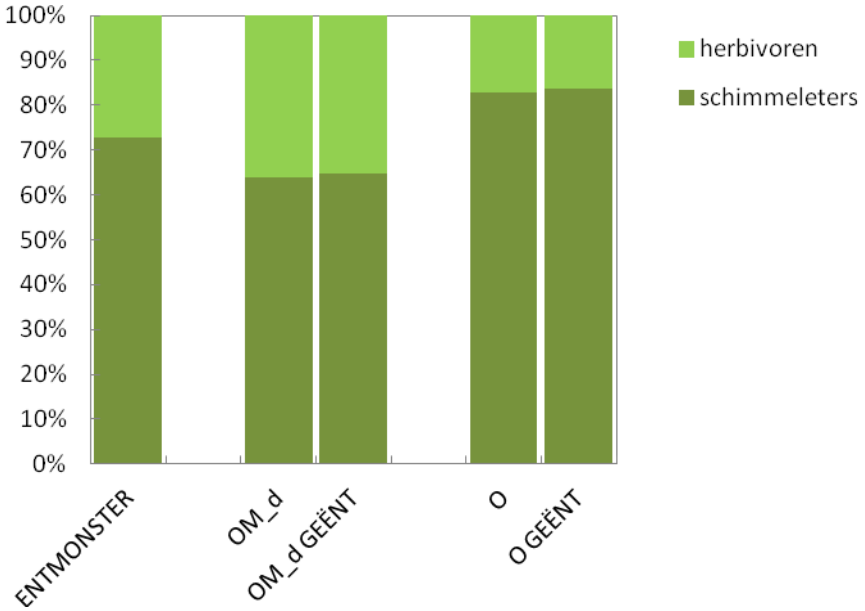
Entmateriaal	Controle plots	Geënte plots	Aantal soorten
+	+	+	28
-	+	+	31
-	+	-	14
-	-	+	12
+	+	-	4
+	-	-	32
+	-	+	9



Figuur 5.52: DCA-diagram van de soortensamenstelling van bodemmicroarthropoden in de bodemmonsters van de geënte (gevulde symbolen) en niet-geënte (open symbolen) plots op de Verlengde Winkelberg, één jaar na enten met bodemmateriaal van een viertal goed ontwikkelde donorterreinen, t.w. Berghofweide, Schiepersberg, Kunderberg en Wrakelberg (mengmonster: rode vierkanten); cirkels: O = ontgrond proefvlak; driehoeken: OM_d = ontgrond proefvlak met maaisel; Ref = donorterreinen.

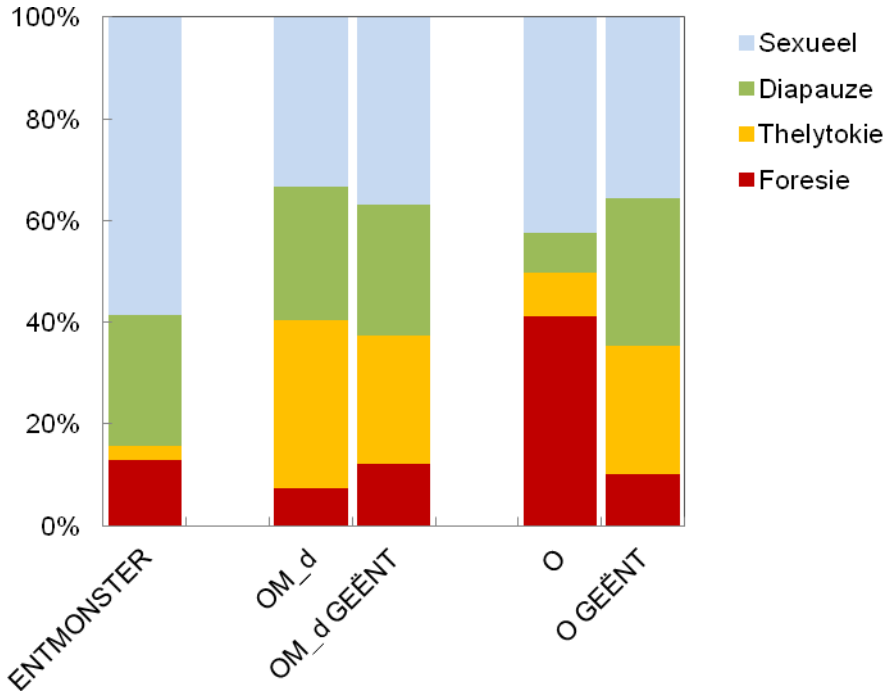
Figure 5.52: DCA-diagram of soil microarthopods species composition of soil samples of transplanted (filled symbols) and non-treated (open symbols) plots at the Verlengde Winkelberg, one year after soil material was transplanted from four well-developed donor sites, i.e. Berghofweide, Schiepersberg, Kunderberg and Wrakelberg (transplantation sample: red squares); circles: O = sod-cutted plots; triangles: OM_d = sod-cutted plots with hay material added; Ref = donor areas).

Voedselgildes en overlevingsstrategieën
De verhouding tussen schimmeletende en herbivore mijten verschilde weinig tussen tussen het entmateriaal en de (niet)-geënte plots (figuur 5.53). Wel waren er duidelijke verschillen in het relatieve voorkomen van verschillende overlevingsstrategieën (figuur 5.54; voor uitleg zie paragraaf 5.2.10). In het entmateriaal van de goed ontwikkelde reservaten domineerden mijten met seksuele voortplanting en mijten met diapauze, terwijl in de (niet-)geënte plots relatief veel mijten voorkwamen met thelytokie (asexuele voortplanting). Het relatieve grote aandeel foresie in het O-proefvlak had vermoedelijk te maken met de aanwezigheid van bepaald gastheermateriaal in het monster.



Figuur 5.53: Relatief voorkomen van schimmeletende en herbivore mijten in het entmonster van goed ontwikkelde reservaten en in de controle plots en geënte plots op voormalige landbouwgrond op de Verlengde Winkelberg.

Figure 5.53: Relative presence of fungivorous and herbivorous mites in the soil transplantation sample of well-developed reserves, and in control plots and soil-treated plots of former agricultural land at the Verlengde Winkelberg.



Figuur 5.54: Relatief voorkomen van verschillende overlevingsstrategieën bij bodemmijten in het entmonster van goed ontwikkelde reservaten en in de controle plots en geënte plots op voormalige landbouwgrond op de Verlengde Winkelberg, één jaar na enten (2012).

Figure 5.54: Relative presence of different life history strategies of mites in the soil transplantation sample of well-developed reserves, and in control plots and soil-treated plots of former agricultural land at the Verlengde Winkelberg, one year after soil transplantation (2012).

Conclusies
We kunnen concluderen dat enten van voormalige landbouwgrond met bodemmateriaal van goed ontwikkelde schraalgraslandreservaten niet per se nodig was om binnen een termijn van enkele jaren natuurlijke dichtheden aan bodemmicroarthropoden te bereiken. Dit gebeurde binnen vijf jaar na ontgronden ook zonder enten. Ook het aantal soorten per oppervlakte-eenheid was na vijf jaar toegenomen tot het niveau van goed ontwikkelde reservaten. Wel week de soortensamenstelling na vijf jaar nog steeds af van de soortensamenstelling van de referentieterreinen. Dit kwam omdat slechts een klein deel van de soorten uit het entmateriaal van goed ontwikkelde reservaten een plek wist te veroveren in de geënte plots. Doordat de dichtheden van de aanwezige soorten in de vier jaren na het ontgronden (2007-2011) waren toegenomen tot dichtheden van goede ontwikkelde reservaten, was het waarschijnlijk lastig voor nieuwe soorten om zich te vestigen. Bij een kortere periode tussen ontgronden en enten (maximaal 1-2 jaar) waren de kansen op vestiging van soorten uit het entmateriaal vermoedelijk groter geweest. Voor een goede vestiging van soorten uit entmateriaal is wel voorwaarde dat de vegetatie al redelijk gesloten is, omdat anders uitdroging een groot risico vormt.

5.5.3 Mycorrhiza

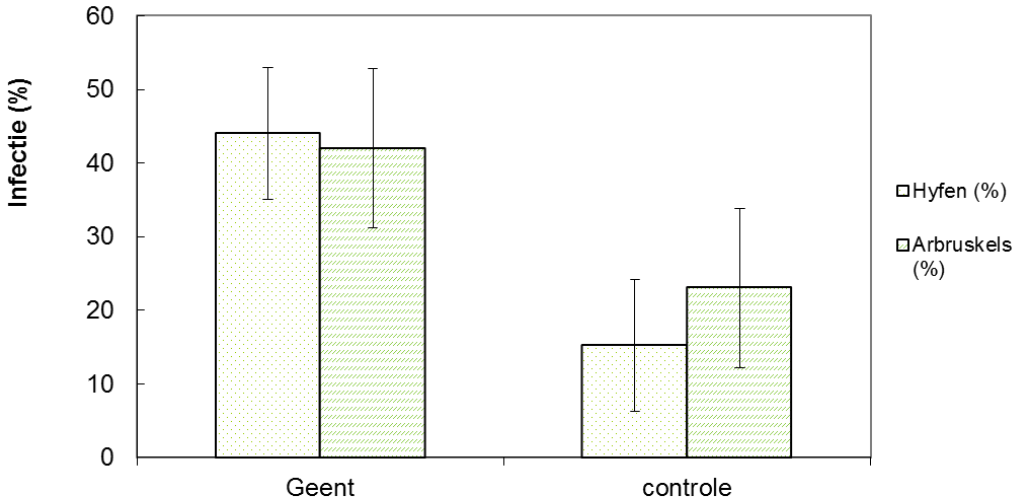
In het veld zijn in het proefvlak OMd planten van Smalle weegbree (*Plantago lanceolata*) verzameld zowel in de geënte proefvlakken als in de controle vlakken (n=5). De wortels van de weegbreeplanten verzameld in de geënte

proefvlakken waren een jaar na enten beter ontwikkeld en vitaler. Tevens was de mate van mycorrhizabezetting van de wortels, zowel van de hyfen als van de arbuscels, hoger in de wortels van de weegbreeplanten uit de geënte proefvlakken in vergelijking met de wortels uit de controleproefvlakken (tabel 5.15; figuur 5.55).

Tabel 5.15: Mycorrhizbezetting van wortels van de Smalle weegbree, verzameld in de geënte en niet geënte proefvlakken in OM(d).

Table 5.15: Mycorrhizal infection rate of roots of ribwort plantain (Plantago lanceolata), sampled in soil-translocated and non-treated plots of OM(d).

Locatie	Behandeling	Wortelont-wikkeling	Vitaliteit wortels	Mate van fijne wortelvorming	Mycorrhizaschimmels
1C	Controle	Matig	25%	25%	aanwezig
101C	Controle	Matig	90%	50%	aanwezig
2C	Controle	Slecht	25%	15%	aanwezig
102C	Controle	Slecht	60%	40%	aanwezig
3C	Controle	Slecht	10%	5%	aanwezig
1E	Ent	Goed	70%	40%	aanwezig
101E	Ent	Matig tot goed	10%	10%	aanwezig
2E	Ent	Matig	80%	75%	aanwezig
102E	Ent	Goed	10%	5%	aanwezig
3E	Ent	Goed	80%	60%	aanwezig

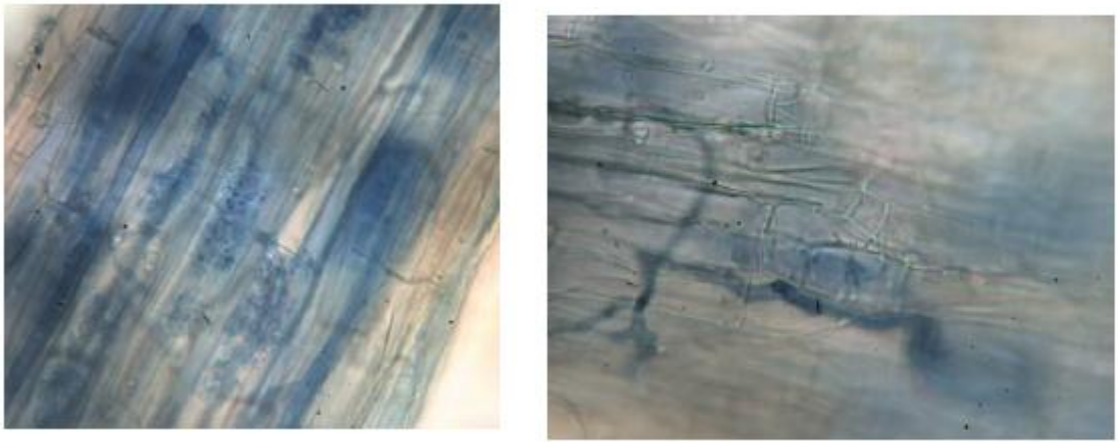


Figuur 5.55: Percentage bezetting met hyfen en arbuskels van wortels van Smalle weegbree, verzameld in de geënte proefvlakken en de controle proefvlakken op de Verlengde Winkelberg.

Figure 5.55: Percentual infection with hyphens and arbuscles of roots of ribwort plantain, sampled in soil-transplanted and control plots at the Verlengde Winkelberg.

Naast de in het veld verzamelde planten van Smalle weegbree, zijn er ook planten van Smalle weegbree opgekweekt op het entmateriaal en op gesteriliseerd entmateriaal. De wortelstelsels van de planten opgekweekt op het niet-gesteriliseerde entmateriaal waren goed ontwikkeld, met een gemiddelde vitaliteit van 94% (n=5, standaardfout ±1) en een mate van fijne wortelontwikkeling van 60% (n=5, standaardfout ± 3,16). De wortelstelsels van de planten opgekweekt op het gesteriliseerde entmateriaal waren matig ontwikkeld, met een gemiddelde vitaliteit van 72% (n=5, standaardfout ± 2), en een mate van fijne wortelontwikkeling van 24% (n=5, standaardfout ±

2.92). De wortels van de planten op het niet-gesteriliseerde netmateriaal waren geïnfecteerd met mycorrhiza-schimmels. Hier werd een uitbundige ontwikkeling van hyfen waargenomen (figuur 5.56) met een gemiddelde infectie van 58 % (n=5 standaardfout ±4,9) en van arbuskels met een infectie van 26 % (n=5, standaardfout ±6).



Figuur 5.56: Arbusculaire mycorrhizaschimmels in de wortels van Smalle weegbree (links), 1000 x vergroot, en van hyfen van arbusculaire mycorrhizaschimmels (rechts), 1000x vergroot (Foto's: Jacqueline Baar, Biomygreen).

Figure 5.56: Arbuscular mycorrhiza in the roots of ribwort plantain (left), 1000 x magnified, and of hyphens of arbuscular mycorrhiza (right), 1000 x magnified.

6 Resultaten Verstoorde Stikstof-huishouding

6.1 Bodemchemie van de verschillende vegetatietypen

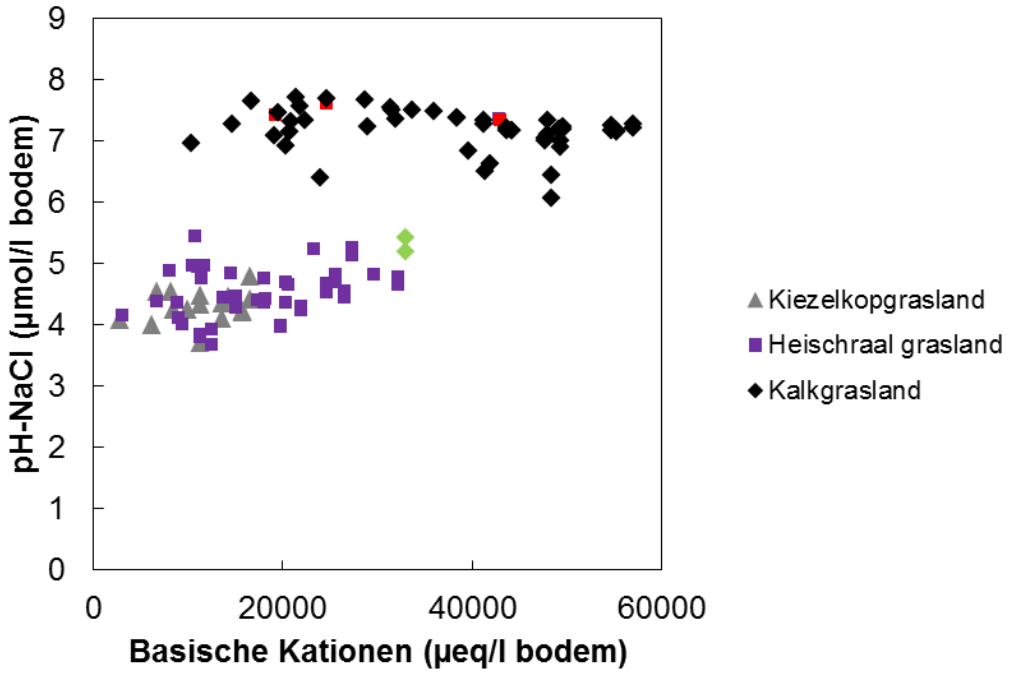
In 2010 en 2011 zijn zowel in het voorjaar als in het najaar bodemmonsters verzameld en geanalyseerd van de verschillende terreinen (Strooberg, Winkelberg, Hoefijzer, Koeberg, Berghofweide, Tiendeberg en Kannerhei) en, voor zover aanwezig, over de gehele gradiënt (van kiezelkopgrasland, via de heischrale zone tot in het gedeelte met kalkgraslandvegetatie). De resultaten staan vermeld in bijlage 23.

Uit deze metingen blijkt dat op de kalkgraslandvegetatie-zone een hogere pH werd gemeten (rond de pH 7) dan in de heischrale zone en de zone van de zuurdere kiezelkopgraslanden (pH 4 tot 5) (figuur 6.1). Verder blijkt er weinig verschil in pH te zijn tussen de zuurdere kiezelkopgraslanden en de zone met heischrale vegetatie. Ook valt op dat op een aantal meetpunten waar de vegetatie heischraal van karakter is, een opvallend hoge bodem pH is gemeten. Deze monsters zijn allen verzameld op hetzelfde punt op de Koeberg. De concentratie basische kationen gemeten over de gradiënt vertoont veel overlap, waarbij de kiezelkopgraslanden het minst gebufferd zijn, en de kalkgraslanden binnen een grote range van basische kationen voorkomen. De twee meetpunten uit het kalkgrasland deel van de gradiënt waar toch een lage pH is gemeten zijn verzameld op de locatie Hoefijzer 17.

Verrassend punt op de Koeberg

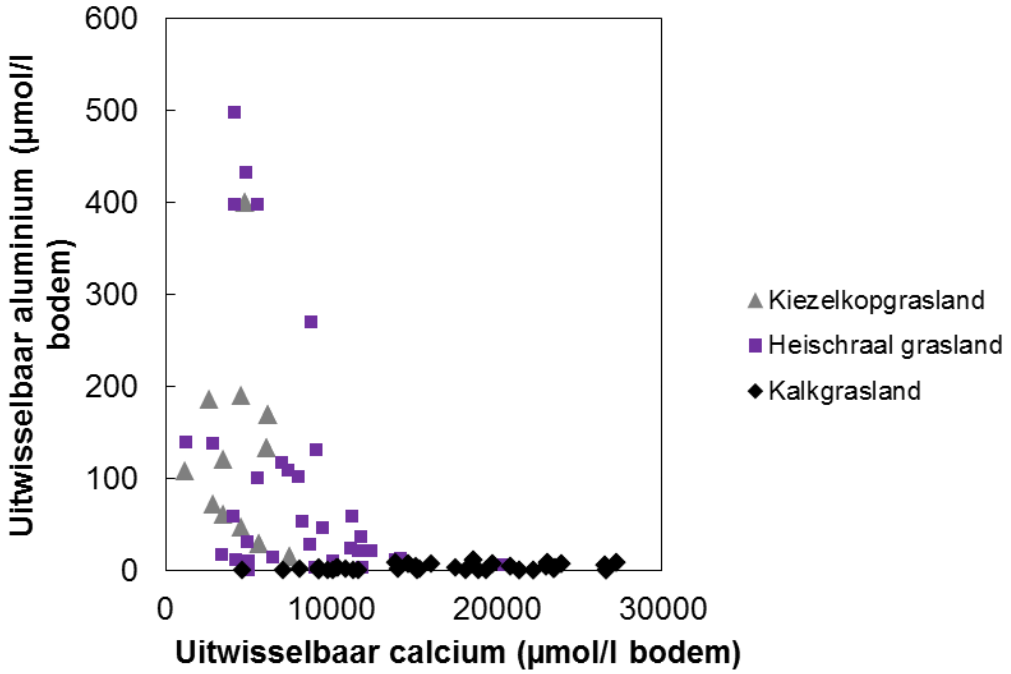
Op de Koeberg is op 3 locaties de bodemchemie in kaart gebracht. Deze locaties zijn vier keer bemonsterd, twee keer in het najaar van 2010 en twee keer in het voorjaar van 2011. De locatie van de boringen is gekozen op basis van de vegetatieontwikkeling. De twee punten hoog op de helling (punt 18 en 19) zijn gekozen vanwege het heischrale karakter van de vegetatie, het lager op de helling gelegen punt 20 is geselecteerd op de aanwezigheid van kenmerkende kalkgraslandsoorten.

Tijdens de metingen bleek echter dat de bodemchemie gemeten op punt 18 sterk afweek van de bodemchemie gemeten op punt 19 (beiden heischraal van karakter). Op locatie 18 werd bij alle vier de metingen een zeer hoge pH gemeten (pH zout >7), terwijl op het nabij gelegen punt 19 constant een pH van rond de 3,5 werd gemeten. Dit verschijnsel hebben we niet kunnen verklaren. Wel lijkt deze lokaal hoge pH vrij recent veranderd te zijn, aangezien de vegetatie op dit punt niet afwijkt van de zuurdere omgeving en nog geen enkel kenmerk vertoont van vegetatietypes op zeer goed gebufferde bodem.



Figuur 6.1: Concentratie uitwisselbare basische kationen (Ca+Mg+K) gemeten het zoutextract , uitgedrukt in µeq per l bodem en de pH-NaCl.. In rood de opvallende punten gemeten op de Koeberg, in groen de opvallende punten gemeten op Hoefijzer 17.

Figure 6.1: Exchangable Soil Base Kation concentrtaion (Ca+Mg+K) measured in 0,2M NaCl solution and soil pH. Red dots: remarkable datapoints at Koeberg site, green dots: remarkable datapoints at Hoefijzer 17.

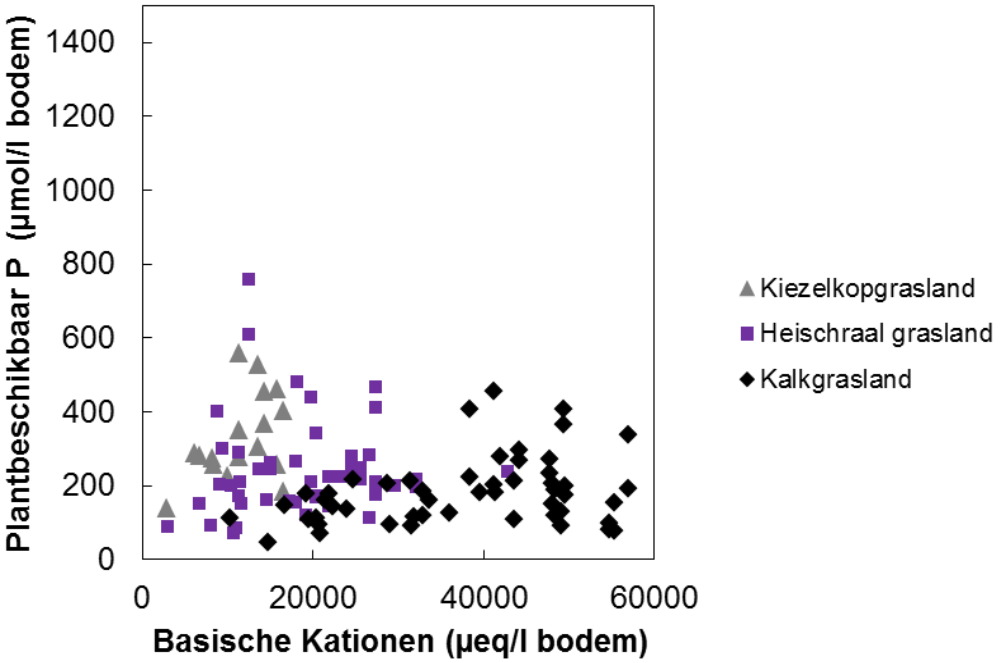


Figuur 6.2: Concentratie aluminium en calcium uit het zoutextract uitgedrukt in µmol per liter bodem.

Figure 6.2: Exchangable aluminium and calcium concentrations measured in 0,2M NaCl.

Ook de concentratie uitwisselbaar aluminium en calcium gemeten in de kiezelkop-graslandzone en het heischrale deel van de hellingen overlapt voor een aanzienlijk deel (figuur 6.2). De bodem gemeten in de kalkgraslandvegetatie bevat duidelijk meer calcium en minder aluminium dan de bodems verzameld in het heischrale- en kiezelkopgedeelte van de hellingen. Een hoge calciumconcentratie en lage aluminiumconcentratie zijn een maat voor een hoge basenverzadiging.

De concentratie voor plantenbeschikbaar fosfaat (Olsen-P) verschilt weinig tussen de verschillende vegetatiezones op de helling (figuur 6.3). Dit is een indicatie dat een te hoge fosfaatbeschikbaarheid niet de verklaring is voor de achteruitgang van het aantal kenmerkende heischrale plantensoorten.



Figuur 6.3: Concentratie uitwisselbare basische kationen (Ca+Mg+K) gemeten in het zoutextract en de concentratie voor planten beschikbaar fosfaat (gemeten als Olsen-P).

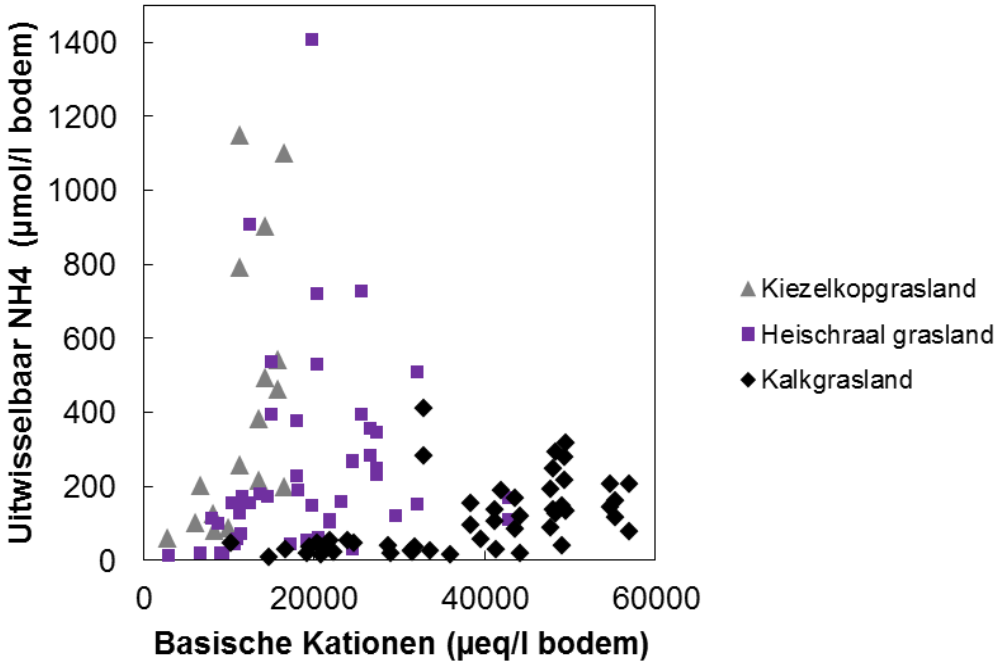
Figure 6.3: Exchangable Soil Base Kation concentration (Ca+Mg+K) measured in 0,2M NaCl solution and plant available phosphorus.

6.2 Stikstofconcentratie in de heischrale zone

In de kiezelkopgraslandzone en heischralezone van de hellingen is veel meer ammonium dan nitraat gemeten (2 tot 10 keer zo veel) en de variatie tussen de terreinen is groot (tabel 6.1). Verder valt op dat in de kalkgrasland delen van de helling de ammoniumconcentratie lager is dan die gemeten in het heischrale deel van de helling deels overlapt met de kiezelkopgraslandzone (figuur 6.4 en 6.5 en tabel 6.1). De ammoniumconcentraties gemeten in de bodem verzameld op de heischrale zone van de terreinen varieert van 10 µmol/l bodem gemeten op de Strooberg op 13-9-2010 tot 1400 µmol/l bodem gemeten op de Winkelberg op 11-5-2011 (figuur 6.4), en de ammoniumconcentraties (tabel 6.1) gemeten in het zoutextract zijn in het voorjaar van 2011 (veel) hoger dan die gemeten in het najaar van 2010. Dit ligt in de lijn der verwachting, aangezien in het voorjaar de mineralisatie al

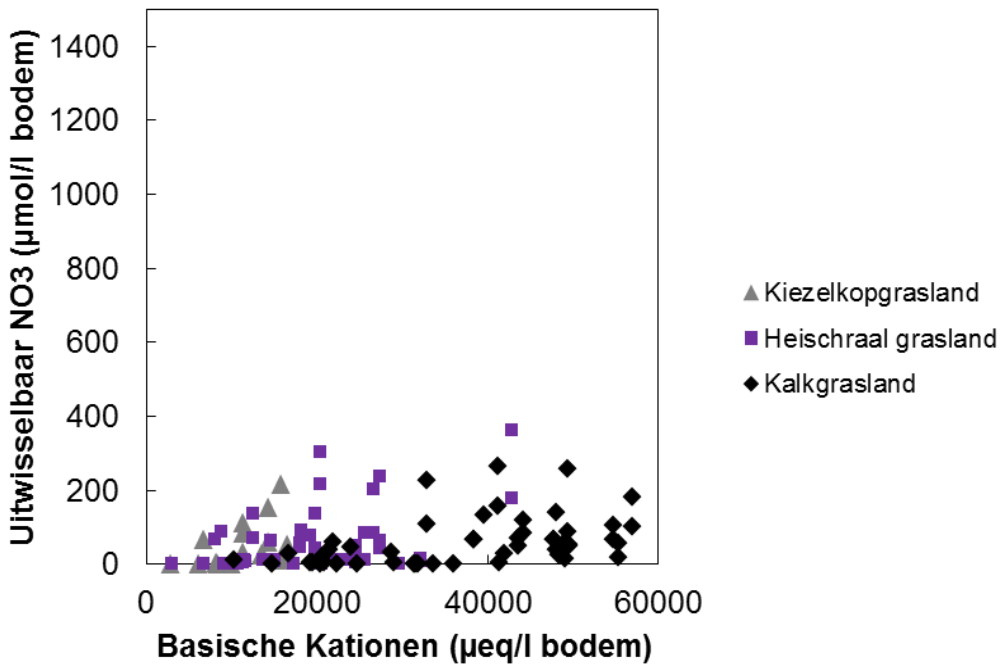
wel goed op gang is, maar er nog weinig opname van stikstof door planten plaatsvindt (Bobbink & Willems 1988). Verder valt op dat in de kalkgraslandzone de ammoniumconcentratie gemiddeld rond de 110 µmol/l bodem ligt, terwijl deze in de heischrale zone rond de 250 µmol/l ligt en in het kiezelkopgrasland deel rond de 420 µmol/l verse bodem.

De nitraatconcentraties gemeten in de bodem van de heischrale zone van de hellingen variëren van 1 µmol/l bodem op de Strooberg op 13-9-2010 tot 361 µmol/l bodem gemeten op de Koeberg op 16-3-2011.



Figuur 6.4: Concentratie uitwisselbare basische kationen (Ca+Mg+K) uit het zoutextract uitgezet tegen de concentratie ammonium gemeten in het zoutextract.

Figure 6.4: Exchangable Soil Base Kation concentration (Ca+Mg+K) measured in 0,2M NaCl solution and exchangeable ammonium.



Figuur 6.5: Concentratie uitwisselbare basische kationen (Ca+Mg+K) uit het zoutextract uitgezet tegen de concentratie nitraat gemeten in het waterextract.

Figure 6.5: Exchangable Soil Base Kation concentration (Ca+Mg+K) measured in 0,2M NaCl solution and exchangeable nitrate in the soil.

Naast de verhouding tussen ammonium en nitraat is ook de totale concentratie anorganisch stikstof van belang (tabel 6.1). Hierbij valt op dat in terreinen als de Tiendeberg en de Berghofweide , waar de heischrale vegetatie goed ontwikkeld is, in mei 2011 veel meer ammonium is gemeten dan nitraat (ammonium/nitraat ratio respectievelijk 44 en 59), en dat ook de totale concentratie anorganisch stikstof hier hoog is (412 en 627 µmol/l bodem). Maar ook blijkt dat deze concentraties sterk fluctueren in de tijd, zo werd op 16-3 op de Berghofweide bijna de helft minder totaal N gemeten (321 µmol/l bodem).

Concluderend blijkt dat op de heischrale zone van vrijwel alle bestudeerde hellinggraslanden sprake lijkt te zijn van een geremde, of verstoorde, stikstofhuishouding.

Tabel 6.1: Nitraatconcentraties in het heischrale deel van de hellingen gemeten in het waterextract, ammoniumconcentraties gemeten in het zoutextract en de ammonium/nitraat ratio, waarbij ammonium uit het zoutextract is gedeeld door de concentratie nitraat uit het waterextract. En de totale concentratie anorganisch stikstof (ammonium+nitraat). Wanneer er meerdere heischrale plots zijn bemonsterd binnen een terrein is het gemiddelde genomen van deze metingen. Tussen haakjes: ± 1 standaard fout.

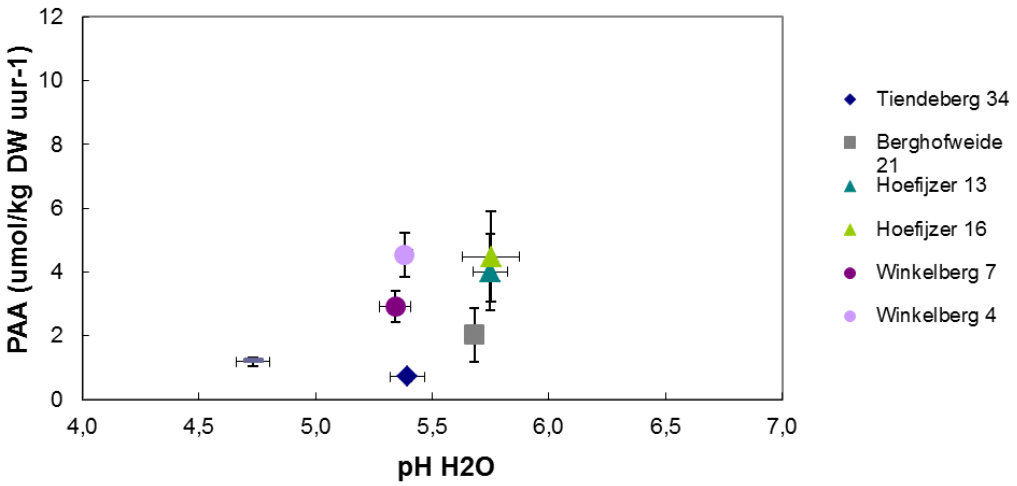
Table 6.1: Water extractable nitrate concentrations measured in the Nardus grassland *part of the slope, NaCl-exchangable ammonium, ammonium/nitrate ratio and total anorganic nitrogen. In brackets: ± 1 standard error.*

Gemiddelde				
NO3	**13-9-2010**	**12-11-2010**	**16-3-2011**	**15-5-2011**
umol/l bodem				
Strooberg	2 (0,4)	2 (0,4)	11 (0,2)	8 (4)
Winkelberg	40 (28)	32 (30)	220 (82)	129 (86)
Hoefijzer	10 (1)	7 (5)	131 (73)	65 (19)
Koeberg	83 (6)	71 (21)	249 (113)	124 (55)
Berghofweide	4 (2)	6 (4)	49 (35)	10 (2)
Tiendeberg			11 (3)	10 (4)
Kannerhei			151 (87)	43 (0,2)
NH4	**13-9-2010**	**12-11-2010**	**16-3-2011**	**15-5-2011**
umol/l bodem				
Strooberg	14 (3,3)	18 (0,6)	118 (17)	116 (9)
Winkelberg	83 (28)	116 (56)	338 (189)	164 (343)
Hoefijzer	120(50)	100 (58)	292 (34)	329 (47)
Koeberg	76 (21)	108 (80)	131 (23)	536 (370)
Berghofweide	97 (56)	148 (29)	272 (123)	617 (108)
Tiendeberg			329 (63)	403 (134)
Kannerhei			290 (55)	239 (9)
NH4/NO3	**13-9-2010**	**12-11-2010**	**16-3-2011**	**15-5-2011**
mol/mol				
Strooberg	9 (0,4)	9 (2)	11 (2)	22 (12)
Winkelberg	3 (2)	18 (16)	1 (0,3)	18 (14)
Hoefijzer	13 (6)	15 (2)	3 (1)	6 (2)
Koeberg	1 (0,2)	1 (0,7)	1 (0,4)	7 (6)
Berghofweide	22 (4)	50 (31)	8 (3)	59 (2)
Tiendeberg			33 (13)	44 (3)
Kannerhei			3 (1)	6 (0,2)
Ntotaal	**13-9-2010**	**12-11-2010**	**16-3-2011**	**15-5-2011**
umol/l bodem				
Strooberg	15 (4)	19 (0)	129 (17)	124 (5)
Winkelberg	123 (56)	148 (86)	558 (271)	1193 (257)
Hoefijzer	130 (49)	108 (63)	422 (136)	394 (28)
Koeberg	159 (27)	179 (101)	380 (89)	660 (315)
Berghofweide	101 (57)	154 (34)	321 (157)	627 (110)
Tiendeberg			340 (60)	412 (138)
Kannerhei			440 (143)	283 (10)

6.3 Resultaten potentiële nitrificatiesnelheid (PAA) metingen

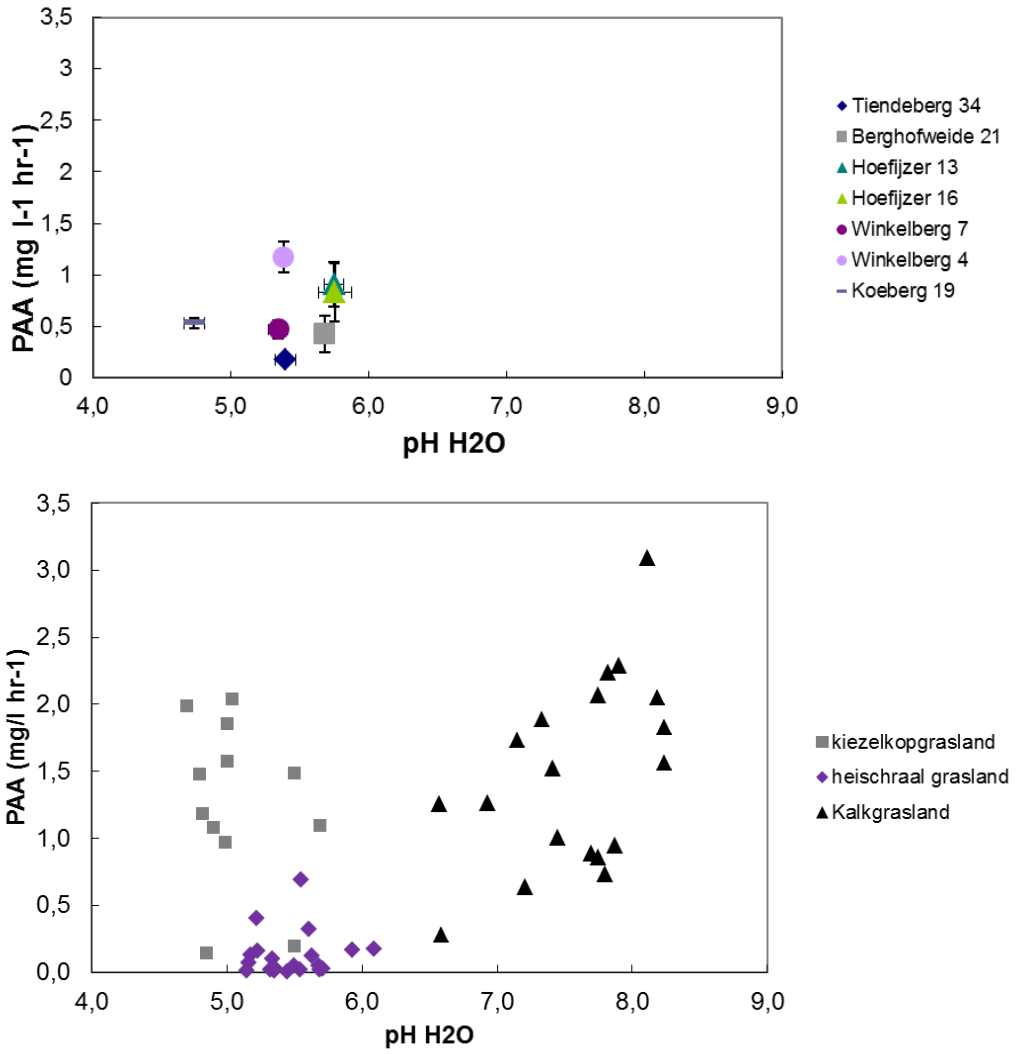
Om locaties te vinden waar de nitrificatie hoogst waarschijnlijk sterk geremd is en locaties waar dit niet het geval is, zijn op 12-4-2011 bodemmonsters verzameld in het heischrale deel van de helling op de Tiendeberg, Berghofweide, het Hoefijzer (twee locaties) , de Winkelberg (twee locaties) en op de Koeberg. Op iedere monsterlocaties zijn vijf bodemmonsters verzameld en meegenomen voor de bepaling van de potentiele nitrificatiesnelheid (PAA-metingen).

De resultaten van de PAA metingen uit 2011 blijken goed overeen te komen met de resultaten gevonden in fase 1 van het onderzoek (figuur 6.6). In het heischrale deel van de Tiendeberg en Koeberg zijn de laagste potentiele ammoniumoxiderende activiteit gemeten, uitgedrukt in µmol/kg bodem, zodat dit ook terug te rekenen is naar een bodemhoeveelheid (figuur 6.7). Het verschil in PAA gemeten op de twee locaties op de Winkelberg laat wederom zien dat er binnen één terrein grote variatie bestaat. De resultaten van de PAA metingen op de twee locaties op het Hoefijzer liggen dichter bij elkaar. Verder valt op dat de Berghofweide en Tiendeberg een relatief lage PAA is gemeten, terwijl dit toch de beter ontwikkelde terreinen zijn.



Figuur 6.6: Gemiddelde potentiele ammonium oxiderende activiteit gemeten in nitraatproductie in umol/kg droge bodem per uur, uitgezet tegen de gemiddelde veld pH H2O van de verzamelde bodemmonsters . Errorbars: ±standaardfout, n=5.

Figure 6.6: Average Potential ammonium oxidizing activity measured as µmol nitrateproduction per kg soil in 2011 plotted against the average field soil pH. Errorbars: ±standard error, n=5.



Figuur 6.7: Gemiddelde potentiele ammonium oxiderende activiteit gemeten in mg nitraatproductie per liter in 2011 (bovenste figuur) en in 2005 (onderste figuur.Bron: Smits et al. 2009) uitgezet tegen de (gemiddelde) veld pH-$_{H2O}$ van de verzamelde bodemmonsters . Errorbars: ± 1 standaardfout, n=5.

Figure 6.7: Average Potential ammonium oxidizing activity measured as mg nitrateproduction per liter in 2011 (top figure) and 2005 (bottom figure, Source: Smits et al. 2009) plotted against the average field soil pH. Errorbars: ± 1 standard error, n=5.

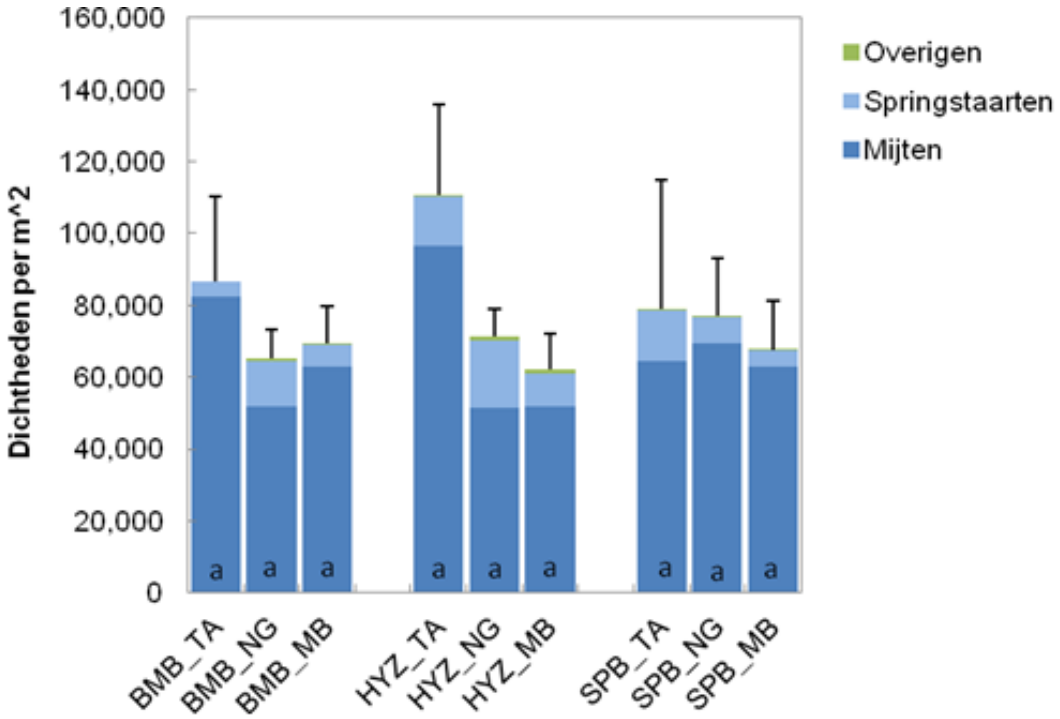
6.4 Bodembiota in de gradiënt

Dichtheden

In het voorjaar van 2010 (juni) is in drie goed ontwikkelde hellingschraalgraslandreservaten de bodem bemonsterd langs een gradiënt van zuur naar kalkrijk. De betreffende terreinen hebben alle drie een goed ontwikkelde gradiënt. Het gaat om de Winkelberg (onderdeel van de Bemelerberg, BMB), het Hoefijzer (HYZ) en de Schiepersberg (SPB). Binnen elk terrein zijn monsters genomen in het kiezelkopgrasland (*Thero-Airion*),

het heischrale deel (*Nardo-Galion*) en het kalkgrasland (*Mesobromion*). Op iedere locatie zijn vijf monsters genomen.

De bodemgradiënt had nauwelijks invloed op de dichtheden aan bodemmicroarthropoden, al leek deze in twee van de drie reservaten iets hoger in het kiezelkopgrasland (niet significant). Verder valt op dat de bodemmicrofauna werd gedomineerd door mijten (gemiddeld 87%; figuur 6.8).

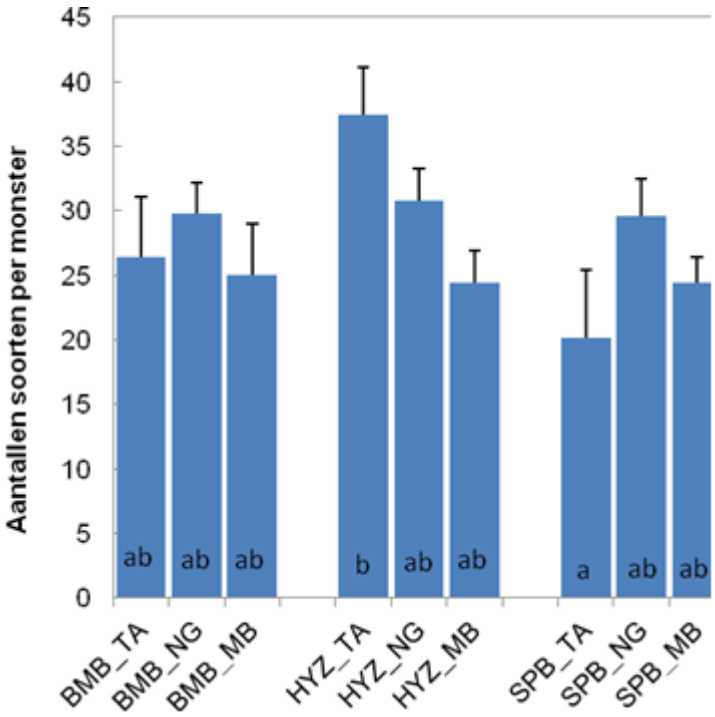


Figuur 6.8: De dichtheid aan bodemmicroarthropoden (gemiddelden met standaard fout) in drie goed ontwikkelde graslandreservaten: BMB = Bemelerberg; HYZ = Hoefijzer; SPB = Schiepersberg. In ieder reservaat zijn monsters genomen (voorjaar 2010) langs de kalkgradiënt, van boven naar beneden: TA= kiezelkop (Thero-Airion); NG = heischraal grasland (Nardo-Galion) en MB = kalkgrasland (Mesobromion).

Figure 6.8: The density of soil micro-arthropods (mean with standard error) in three well – developed reference reserves: BMB = Bemelerberg; HYZ = Hoefijzer; SPB = Schiepersberg. In each reserve, samples have been taken across a soil pH gradient (spring 2010): van upper to lower part: TA= Thero-Airion; NG = Nardo-Galion en MB = Mesobromion.

Soortensamenstelling

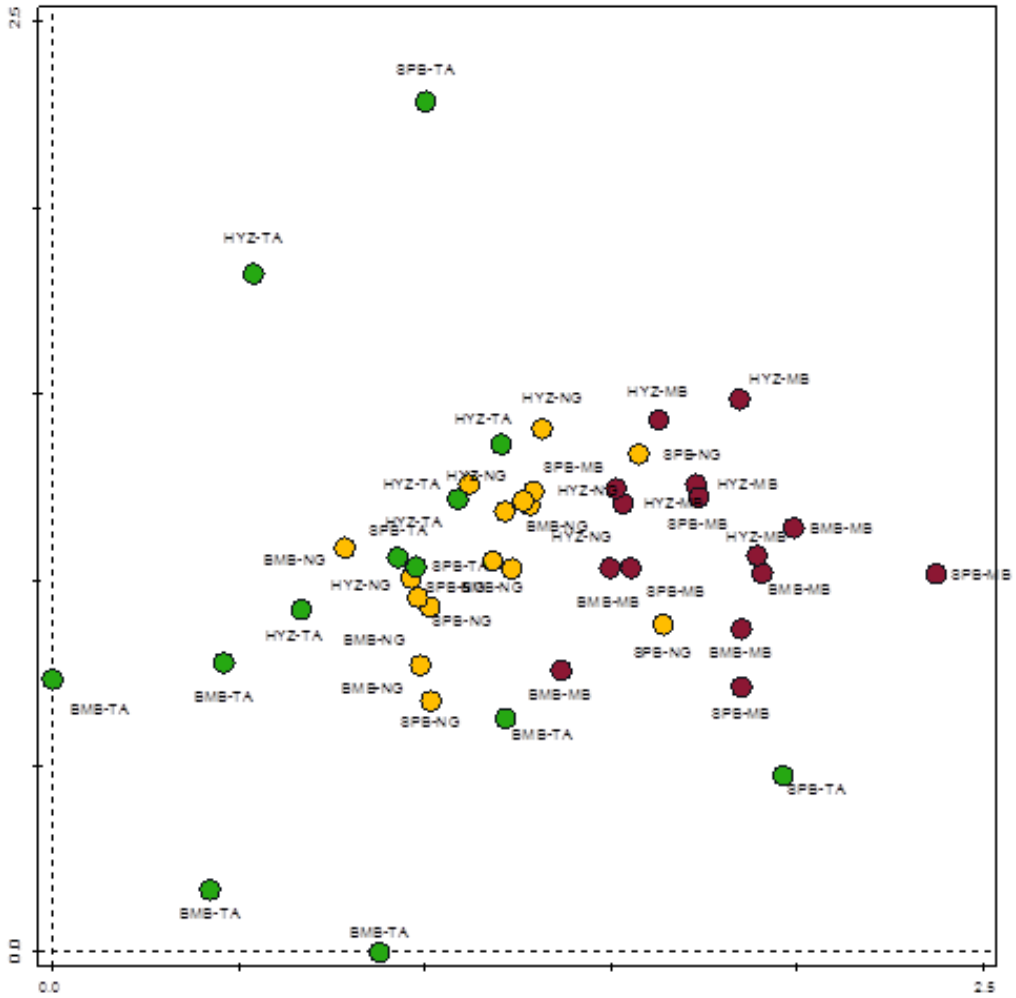
De aantallen soorten per monster (bemonsterd oppervlak 0,001963 m^2) verschilden niet significant tussen de referentieterreinen en evenmin tussen de verschillende hoogtes langs de gradiënt (figuur 6.9).



Figuur 6.9: Aantal soorten microarthropoden per monster (gemiddelden met standaard error; bemonsterd oppervlak 0,001963 m^2) op drie locaties langs de gradiënt in drie referentieterreinen: BMB = Bemelerberg; HYZ = Hoefijzer; SPB = Schiepersberg. In ieder reservaat zijn monsters genomen (voorjaar 2010) langs de kalkgradiënt, van boven naar beneden: TA= kiezelkop grasland (Thero-Airion); NG = heischraal grasland (Nardo-Galion) en MB = kalkgrasland (Mesobromion). Proefvlakken met verschillende letters verschillen onderling significant van elkaar (P <0,05).

Figure 6.9: Number of species of soil micro-arthropods per sample (mean with standard error; sampled surface 0,001963 m^2) at three locations along a soil pH gradient in three well-developed reserves: BMB = Bemelerberg; HYZ = Hoefijzer; SPB = Schiepersberg. In each reserve, samples have been taken along a pH gradient, from upper to lower part: TA= Thero-Airion; NG = Nardo-Galion and MB = Mesobromion. Locations with different letter were significantly different (P <0,05).

Qua soortensamenstelling vertoonde het kiezelkopgrasland de meeste variatie (figuur 6.10). Het heischrale grasland nam wat betreft soortensamenstelling een intermediaire positie in ten opzichte van het kiezelkopgrasland en het kalkgrasland.

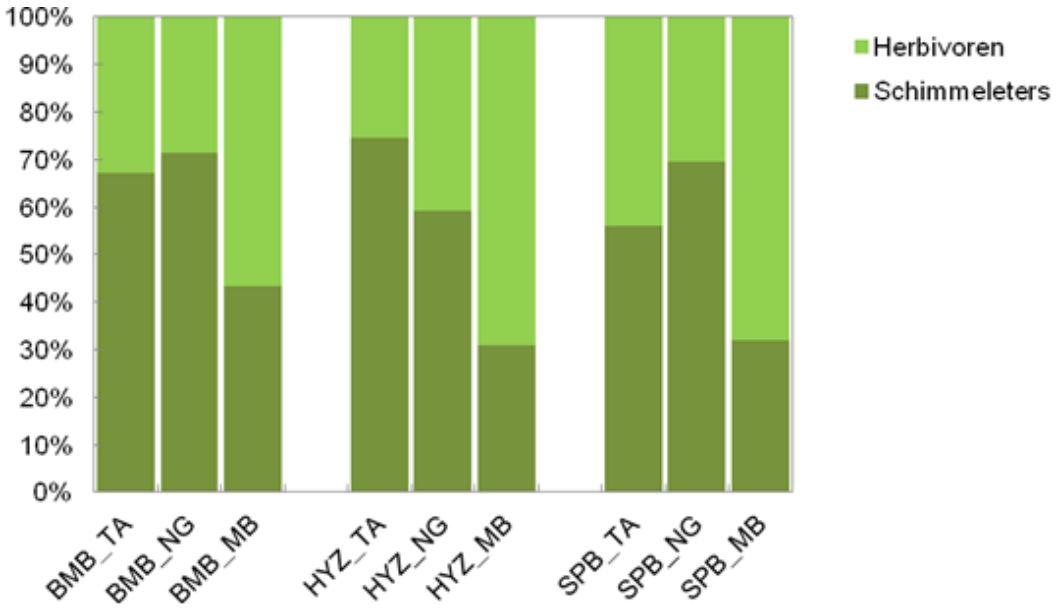


Figuur 6.10: DCA-diagram van de soortensamenstelling van bodemmicroarthropoden langs een kalkgradiënt in drie goed ontwikkelde reservaten. BMB = Bemelerberg, HYZ = Hoefijzer, SPB = Schiepersberg; TA= kiezelkop grasland (Thero-Airion); NG = heischraal grasland (Nardo-Galion) en MB = kalkgrasland (Mesobromion).

Figure 6.10: DCA-diagram of the species composition of soil micro-arthropods along a soil pH gradient in three well-developed reserves. BMB = Bemelerberg, HYZ = Hoefijzer, SPB = Schiepersberg; TA= Thero-Airion; NG = Nardo-Galion en MB = Mesobromion.

Voedselgildes en overlevingsstrategieën bij bodemmijten

Schimmeleters domineren in de kiezelkop- en heischrale graslanden (figuur 6.11; voor nadere uitleg zie paragraaf 5.2.10), samenhangend met het feit dat onder zure omstandigheden de afbraak van organisch bodemmateriaal vooral wordt bewerkstelligd door schimmels. In het kalkrijke deel van de gradiënt (MB) zijn de schimmeleters duidelijk minder prominent aanwezig.



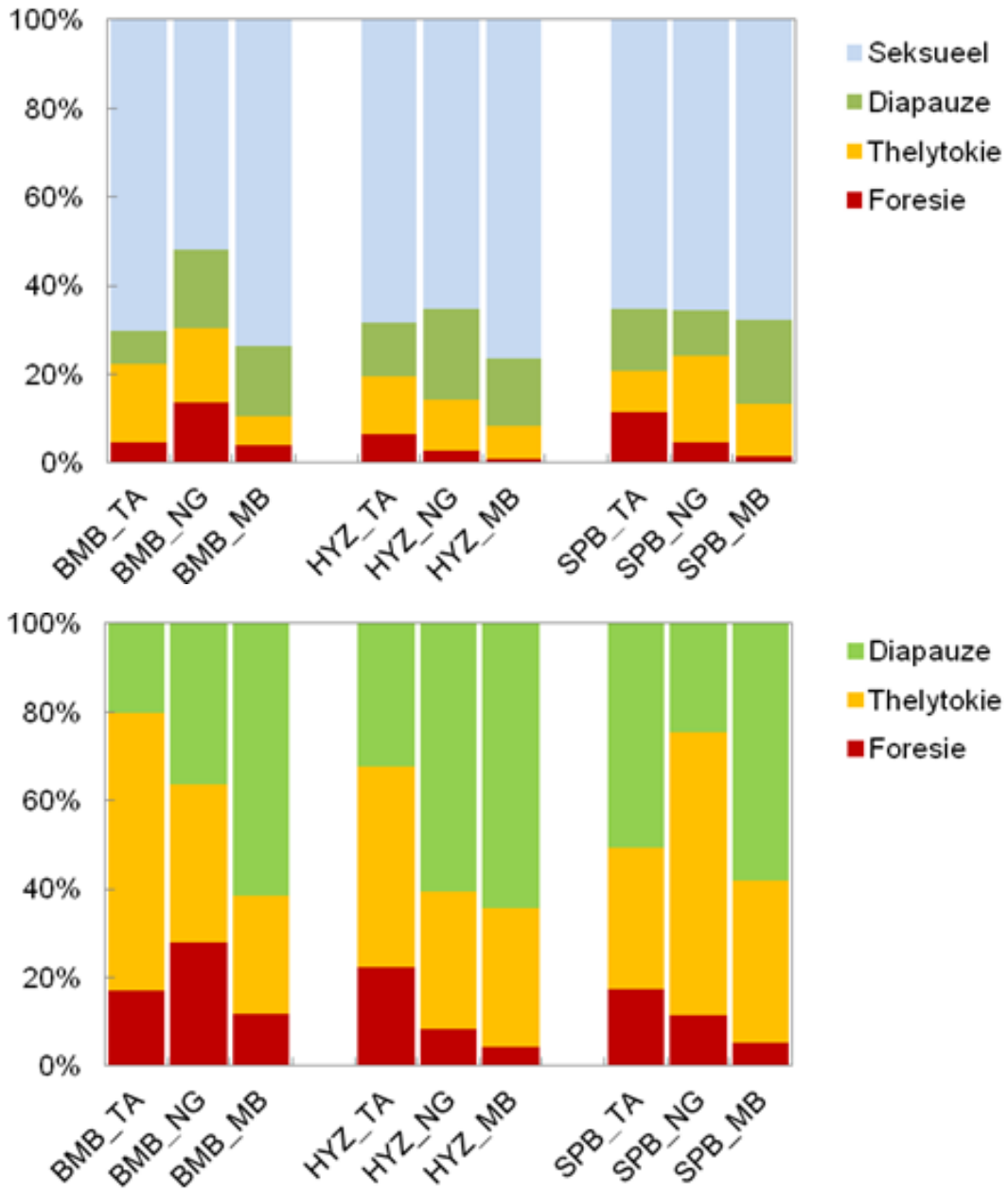
Figuur 6.11: Relatieve aandeel van schimmeletende en herbivore (plantenmateriaal etende) mijten in de bovenste bodemlaag van drie goed ontwikkelde reservaten: BMB = Bemelerberg; HYZ = Hoefijzer; SPB = Schiepersberg. In ieder reservaat zijn monsters genomen langs de kalkgradiënt, van boven naar beneden: TA= kiezelkop (Thero-Airion); NG = heischrale grasland (Nardo-Galion) en MB = Mesobromion. Per locatie zijn 5 monsters geanalyseerd.

Figure 6.11: Relative occurrence of fungivorous and herbivorous soil mites in the upper soil layer of three well-developed reserves: BMB = Bemelerberg; HYZ = Hoefijzer; SPB = Schiepersberg. For each reserve, samples have been taken along a soil pH gradient. From the upper to lower part: TA= Thero-Airion; NG = Nardo-Galion and MB = Mesobromion. For each location 5 samples were analysed.

Nieuwe mijtensoorten voor Nederland (Siepel et al. 2012)

In de monsters van de referentieterreinen (juni 2010) zijn vier voor Nederland nieuwe mijtensoorten aangetroffen. Het betrof:
-*Nothrus borussicus* (Bemelerberg/*Nardo-Galion*: 2 individuen);
-*Microzetorchetes emeryi* (Schiepersberg/*Thero-Airion*: 3 individuen);
-*Rhinoppia epilata (*Schiepersberg/*Mesobromion*; 1 individu)*;*
-*Scutovertex alpinus* (Bemelerberg/*Mesobromion*: 3 individuen;
Hoefijzer/Mesobromion: 5 individuen; Schiepersberg/*Mesobromion*: 2 individuen).

Drie van de vier soorten hebben een zuidelijke verspreiding en het is dus niet verbazingwekkend dat deze soorten een geschikt habitat hebben gevonden op de warme schraallandhellingen in Zuid-Limburg.



Figuur 6.12: Relatieve aandeel van verschillende overlevingsstrategieën onder de bodemmijten (boven) in de bovenste bodemlaag (0-5 cm) van drie goed ontwikkelde reservaten: BMB = Bemelerberg; HYZ = Hoefijzer; SPB = Schiepersberg. In ieder reservaat zijn monsters genomen langs de kalkgradiënt, van boven naar beneden: TA= kiezelkop (Thero-Airion); NG = heischraal grasland (Nardo-Galion) en MB = kalkgrasland (Mesobromion). Per locatie zijn vijf monsters geanalyseerd. Onder idem, zonder de groep van seksuele voortplanters.

Figure 6.12: Relative occurrence of life history strategies of soil mites (upper panel) in the upper soil layer (0-5 cm) of three well-developed reserves: BMB = Bemelerberg; HYZ = Hoefijzer; SPB = Schiepersberg. For each reserve, samples have been taken along a soil pH gradient. From the upper to lower part: TA= Thero-Airion; NG = Nardo-Galion and MB = Mesobromion. For each location 5 samples were analysed. Lower panel idem, without the group of sexual reproducers.

De Bemelerberg en het Hoefijzer lijken sterk op elkaar wat betreft het relatieve voorkomen van de verschillende overlevingsstrategieën bij microarthropoden, met een relatief frequent voorkomen van soorten met diapauze in het kalkgrasland (figuur 6.12; voor nadere uitleg, zie paragraaf 5.2.10). De Schiepersberg laat een wat afwijkend beeld zien met een wat minder duidelijk gradueel verloop van soorten met diapauze van het zure (kiezelkop) naar het kalkrijke deel van de helling. Dit heeft mogelijk te maken met een wat afwijkende beheergeschiedenis, waarbij de Schiepersberg grotendeels bebost was en pas enkele decennia geleden weer grotendeels is omgezet in schraalgrasland.

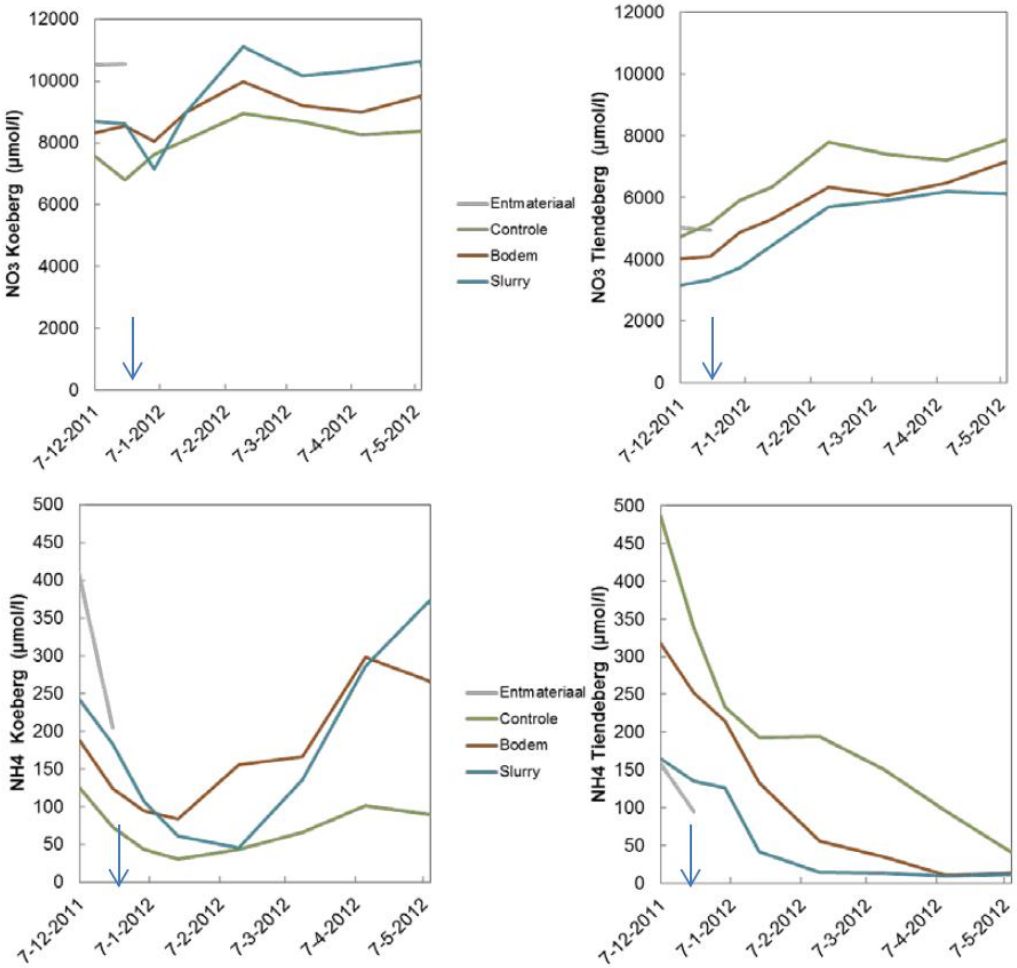
6.5 Kolomexperiment

In augustus 2011 is gestart met het kolomexperiment. Op basis van de resultaten van de nitrificatie-metingen in het voorjaar van 2011 en na overleg met de terreinbeheerders is besloten om het heischrale deel van de Koeberg en Tiendeberg te gebruiken om de bodemkolommen te verzamelen (lage potentiele nitraatproductie). Per locatie zijn 20 bodemkernen verzameld. Eind 2012 zijn de bodemkernen voor het eerst geent (zie paragraaf 4.8).

De pH van het porievocht van de bodemkolommen van de Koeberg was gemiddeld (3,7 tot 3,8) wat lager dan die gemeten in de kolommen van de Tiendeberg (rond de 4,5). De pH-waarden zijn in de 5 maanden na behandeling met bodem of slurry niet beïnvloed door de behandelingen met slurry of bodem kruimels ("enten") (bijlage 7).

De nitraatconcentraties (bijlage 7, figuur 6.13) gemeten in het porievocht van de behandelingen in de kolommen verzameld op de Koeberg stijgen na het inzetten van het experiment geleidelijk maar sterk van een beginconcentratie van rond de 2000 µmol/l in de Koeberg en 500 µmol/l op de Tiendeberg tot concentraties rond de rond de 8000 µmol/l gemeten in de kolommen van de Koeberg en ongeveer 4000 µmol/l gemeten in de kolommen van de Tiendeberg. De kolommen van de Koeberg bevatten bij aanvang van de behandelingen dus ongeveer 2 keer zo veel nitraat dan de kolommen van de Tiendeberg. Na behandeling met bodemkruimels of slurry zijn in de kolommen van de Tiendeberg en Koeberg geen verschuivingen tussen de behandelingen gevonden, al is in de bodemkolommen van de Koeberg een trend te zien dat met name de behandeling met slurry, maar ook bodemkruimels, de nitraatconcentraties wat verhoogd heeft.

De ammoniumconcentraties gemeten in het porievocht van de kolommen (figuur 6.13) liggen bij zowel de Koeberg als de Tiendeberg in dezelfde range (100 tot 500 µmol/l), en zijn vergeleken met de nitraatconcentraties erg laag. Wel valt op dat de ammoniumconcentratie gemeten in de kernen van de Koeberg daalt en daarna weer stijgt, terwijl de ammoniumconcentratie gemeten in de kernen van de Tiendeberg continue daalt.



Figuur 6.13: Nitraat- en ammoniumconcentraties gemeten in het porievocht tijdens de eerste keer enten. De grijze niet onderbroken lijn geeft de concentraties weer gemeten in de kolommen die op 21-12-2011 zijn gebruikt om mee te enten. Het blauwe pijltje geeft het moment weer waarop de behandelingen zijn ingezet (21-12-2011).

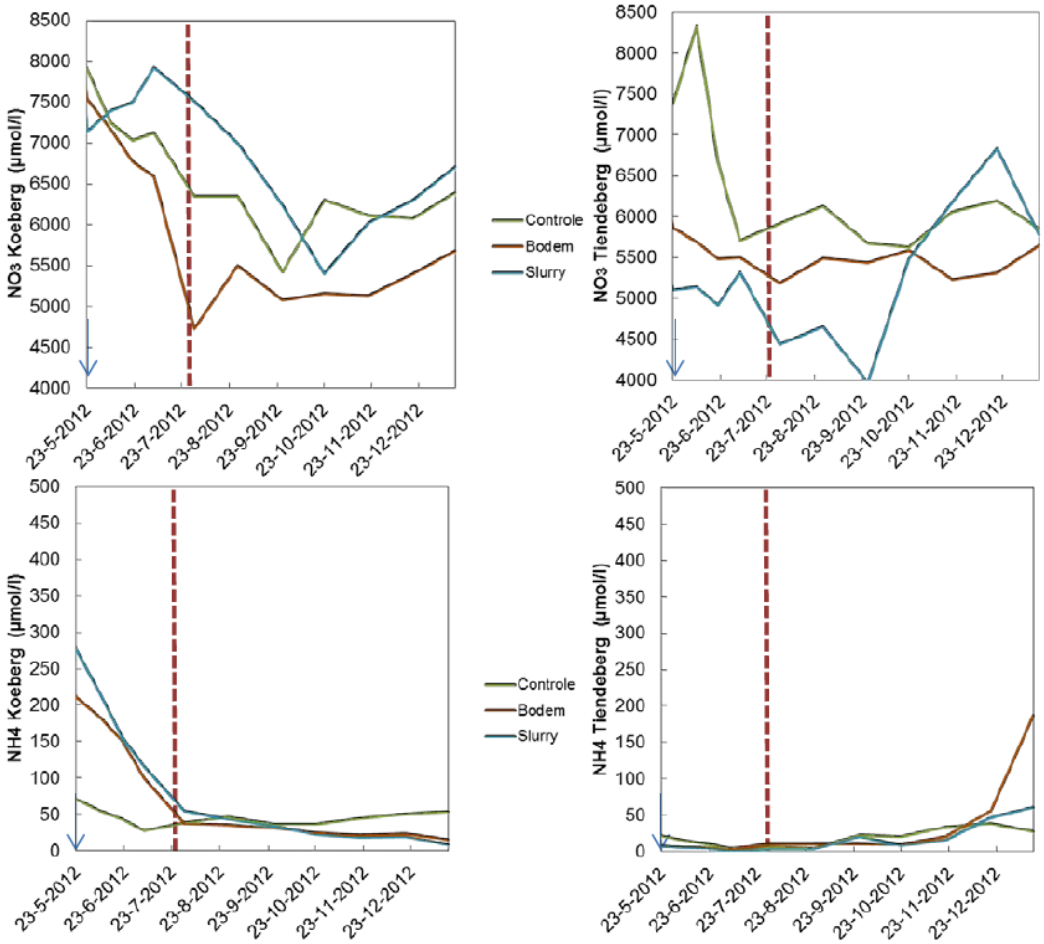
Figure 6.13: Nitrate and ammoniumconcentration measured in soil porewater during the first experiment. Blue arrow gives start of the treatments.

Hoewel er na 5 maanden nauwelijks verschillen tussen de behandelingen blijken op te treden, zijn er echter zeker wel interessante resultaten gevonden in deze eerste ent-proef. Het blijkt namelijk dat er in kolommen die zijn gestoken op locaties waar in het veld een zeer lage nitrificatiesnelheid is gemeten, in een omgeving zonder vegetatie en met constante toevoer van ammonium met het beregeningswater (zie paragraaf 4.8) wèl nitrificatie optreedt. De nitraatconcentraties gemeten in het porievocht nemen continue toe terwijl stikstof alleen in de vorm van ammonium is toegevoegd. Verder nemen de ammoniumconcentraties snel af wanneer er geen- of minder, ammonium wordt toegevoegd.

Omdat er na 5 maanden geen duidelijke verschillen tussen de behandelingen zijn gevonden, is besloten de kernen opnieuw te enten in een tweede vervolg ent-experiment. In het vervolg experiment is er geënt met materiaal uit het Hoefijzer. Daar is in het heischrale deel van de vegetatie altijd een relatief hoge nitrificatiesnelheid gemeten (figuur 6.6). Daarnaast is in juni 2012

besloten om de concentratie toegevoegd ammonium te verhogen (zie paragraaf 4.8).

Na deze tweede enting lijkt de nitraatconcentratie gemeten in het porievocht in de Koeberg eerst af te nemen van concentraties rond de 7000 µmol/l tot concentraties rond de 5500 µmol/l. Daarna, vanaf oktober 2012 nemen de nitraatconcentraties weer toe. Ook bij de Tiendeberg zagen we een zelfde patroon in de concentratie nitraat, waarbij vooral in de behandeling met Slurry erg lage nitraatconcentraties zijn gemeten. Ook hier nam de nitraatconcentratie gemeten in het porievocht weer toe vanaf oktober. Waarschijnlijk hangt deze toename in de nitraatconcentraties vanaf oktober 2012 samen met het toedienen van een verhoogde concentratie ammonium (rode lijn in figuur 6.14), een teken dat er nitrificatie optreedt.



Figuur 6.14: Nitraat en ammonium-concentraties gemeten in het porievocht tijdens de tweede keer enten, met materiaal uit het Hoefijzer. De verticale rode stippellijn geeft het moment weer waarop de wekelijks toegediende concentratie ammonium is verhoogt van 350 µmol/l naar 2000µmol/l. Het blauwe pijltje geeft het moment weer waarop de behandelingen zijn ingezet (9-5-2012).

Figure 6.14: Nitrate and ammoniumconcentration measured in soil-porewater during the second experiment. Blue arrow indicates the start of the treatments, red line indicates the start of high weekly ammonium additions (350 µmol/l left of the line to 2000µmol/l at the right side of the line).

Vanaf december 2012 is er een trend zichtbaar waarbij de ammoniumconcentratie gemeten in het porievocht van de kolommen geënt met bodemmateriaal, en in mindere mate, geënt met slurry, lijken te gaan stijgen ten opzichte van de controle-behandeling. Dit zien we echter alleen bij de kolommen uit de Tiendeberg. Naast de concentraties ammonium en nitraat gemeten in het porievocht is ook driemaal het water dat onder uit de kolommen spoelt opgevangen en geanalyseerd (tabel 6.2). Doel hiervan is om te onderzoeken waar het toegevoegde ammonium blijft gezien de continue dalende ammoniumconcentraties gemeten in het porievocht, en om te onderzoeken of en hoeveel nitraat uitspoelt. Dit is twee keer gedaan nadat er is beregend met de hoge ammoniumconcentratie (2000 µmol/l, op 25-9 en 4-12-2012) en eenmaal nadat er is beregend zònder ammonium (op 16-10-2012). Wat opvalt is dat de pH gemeten in het opvangwater bij de kolommen van de Koeberg die behandeld zijn met slurry wat hoger is, maar er geen duidelijke verschillen tussen de behandelingen zijn. Verder valt op dat wanneer er geen ammonium wordt toegevoegd, wel veel nitraat uitspoelt, maar geen ammonium. Ook dit is een teken dat er in deze kolommen nitrificatie plaatsvindt.

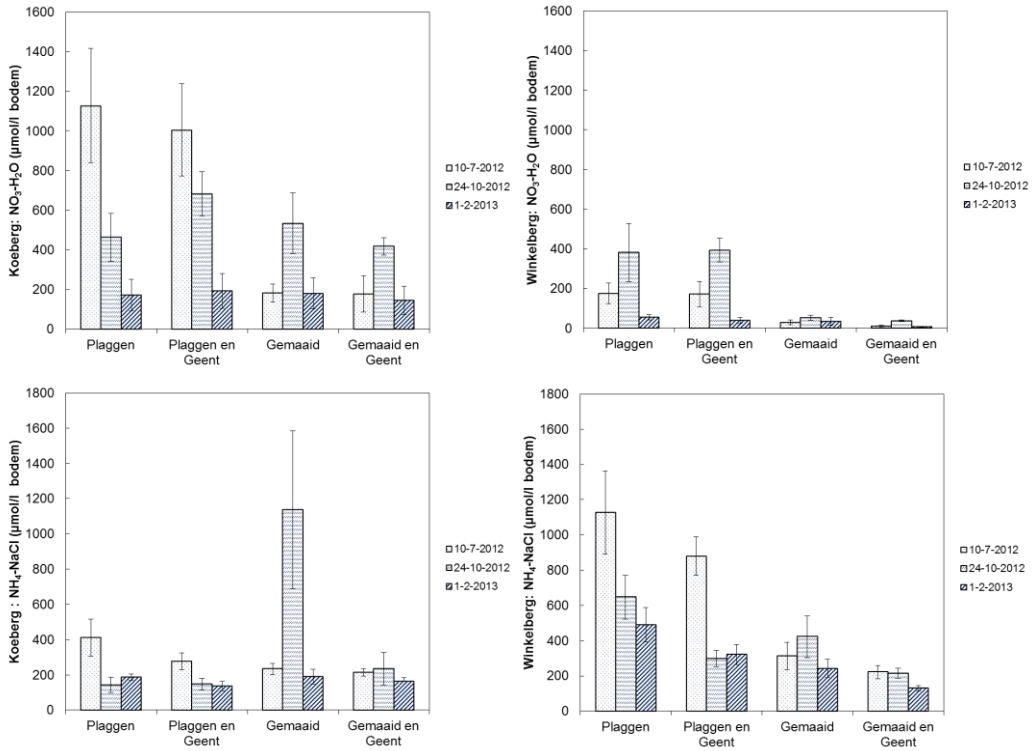
Tabel 6.2: Opgevangen water onder de kolommen na beregenen met veel ammonium (0,036 gram/l) op 25-9-2012 en 4-12-2012 en na beregenen zonder ammonium (op 16-10-2012). Gemeten is de concentratie van het opgebrachte water (de kolom "in") en gemeten in het opgevangen water (de kolom "uit"). De gemeten pH is die van het opgevangen water. Tussen haakjes de standaard fout.

Table 6.2: Water samples underneath the cores after addition of weekly high ammonium concentrations and after adding of no ammonium.

			pH	NO3 (µmol/l)		NH4 µmol/l	
				in	uit	in	uit
Koeberg	**Bodem**	25-9-2012	3,90 (0,05)	*5,9*	984 (124)	*1762*	1361 (99)
		16-10-2012	3,91 (0,04)	*0,01*	960 (172)	*0,04*	27 (5)
		4-12-2012	3,83 (0,05)	*5,9*	892 (50)	*1762*	1343 (50)
	Slurry	25-9-2012	4,06 (0,06)	*5,9*	808 (174)	*1762*	1346 (99)
		16-10-2012	4,13 (0,07)	*0,01*	647 (122)	*0,04*	20 (5)
		4-12-2012	4,01 (0,07)	*5,9*	668 (109)	*1762*	1508 (69)
	Controle	25-9-2012	3,89 (0,02)	*5,9*	1086 (208)	*1762*	1342 (35)
		16-10-2012	3,88 (0,02)	*0,01*	992 (137)	*0,04*	13 (3)
		4-12-2012	3,75 (0,02)	*5,9*	977 (105)	*1762*	1376 (37)
Tiendeberg	**Bodem**	25-9-2012	4,25 (0,04)	*5,9*	1729 (396)	*1762*	802 (127)
		16-10-2012	4,23 (0,05)	*0,01*	1514 (283)	*0,04*	10 (3)
		4-12-2012	4,01 (0,06)	*5,9*	1738 (409)	*1762*	988 (144)
	Slurry	25-9-2012	4,32 (0,07)	*5,9*	1303 (191)	*1762*	875 (111)
		16-10-2012	4,28 (0,06)	*0,01*	1196 (217)	*0,04*	13 (2)
		4-12-2012	4,07 (0,04)	*5,9*	1235 (272)	*1762*	1257 (44)
	Controle	25-9-2012	4,29 (0,06)	*5,9*	1708 (359)	*1762*	929 (71)
		16-10-2012	4,23 (0,06)	*0,01*	1787 (261)	*0,04*	19 (4)
		4-12-2012	4,05 (0,05)	*5,9*	1882 (357)	*1762*	1003 (76)

6.6 Veldexperiment

Omdat uit het kolomexperiment blijkt dat de kolommen gestoken op plekken waar in het veld een lage nitrificatiesnelheid is gemeten, wèl nitrificeren in de klimaatkamer waar geen vegetatie aanwezig was, is een kleinschalig veldexperiment ingezet. Doel hiervan is om te onderzoeken of de vegetatie de nitrificatie beïnvloed door een deel van de proefvelden ondiep te plaggen, en of, eventueel in het veld, de effecten van enten meetbaar zijn. Daartoe is op 23 en 25 mei 2012 in het heischrale gedeelte van de Koeberg en de Winkelberg een kleinschalig bodem-ent experiment ingezet (zie bijlage 5 voor de exacte locaties). Vooralsnog is er geen duidelijk effect van het enten zichtbaar op de gemeten concentraties nitraat, wel is er een duidelijk plag-effect (figuur 6.15). Op de Koeberg heeft plaggen in eerste instantie geleid tot een sterke stijging in de concentratie nitraat in de bodem (van concentraties met plaggen rond de 1000 µmol NO3/l bodem tot concentraties zonder plaggen van rond de 175 µmol/l bodem). Op de Winkelberg zijn de nitraatconcentraties gemeten na plaggen gestegen van 15 µmol/l bodem in de niet geplagde proefvelden tot 175 µmol/l bodem in de wel geplagde proefvelden. In de metingen van februari 2013 zijn deze verschillen in nitraatconcentraties in de geplagde en niet-geplagde plots verdwenen. Verder valt op dat er in de gemaaide proefveldjes op de Koeberg zeer hoge ammoniumconcentraties zijn gemeten op 24-10-2012, gemiddeld 1138 µmol/l bodem. Het plaggen heeft op de Winkelberg tot een toename van ammonium geleid (ammonium-piek), maar ook hier zijn de verschillen bij de metingen uit 2013 verdwenen.



Figuur 6.15: Concentraties ammonium en nitraat gemeten in het kleinschalige veld experiment op de Koeberg (linker figuren) en de Winkelberg (rechter figuren) in µmol/l bodem. Gegevens gemiddeld (n=5) . Errorbars: ± 1 standaardfout.

Figure 6.15: Ammonium and nitrateconcentrations in the soil at the Koebergsite (left) and Winkelberg site (right). Average (n=5). Errorbars: ± 1 standarderror.

Wat de kieming en vestiging van Valkruid betreft, is het nog te vroeg om hier iets over te kunnen zeggen. Wel is er kieming opgetreden op beide terreinen, en ook lijken de eerste planten zich te hebben gevestigd. Dit experiment zal in de nabije toekomst nog verder gevolgd worden.

7 Synthese

7.1 Ontwikkeling hellingschraalland op voormalige landbouwgrond

7.1.1 Ontwikkelingen op de Verlengde Winkelberg

De proefvlakken van het grootschalige experiment op de Verlengde Winkelberg hebben zich in de eerste vijf jaar na uitvoering van de maatregelen goed ontwikkeld. Na gedetailleerd vooronderzoek om de diepte van het fosfaatfront en daarmee de ontgrondingsdiepte vast te stellen, heeft ontgronden met 20 – 40 cm geleid tot een significante en langdurige verlaging van de voor plantenbeschikbare hoeveelheid fosfaat. De fosfaatconcentraties gemeten in de ontgronde proefvlakken variëren weinig, en zijn gemiddeld 540 µmol/l bodem. In het niet ontgronde controlevlak zijn Olsen-P concentraties gemiddeld 2 tot 3x zo hoog. Ook de beschikbare stikstofconcentraties in de bodem zijn nog voldoende laag na ontgronden. Verder is de organische stoffractie vijf jaar na ontgronden langzaam wat hoger geworden.

Vijf jaar na uitvoering van de maatregelen heeft de bodemmesofauna zich zodanig uitgebreid dat in alle ontgronde proefvlakken vergelijkbare dichtheden werden gemeten als in bestaande hellingschraalland reservaten. De soortenrijkdom aan planten en dieren is in een deel van de proefvlakken sterk toegenomen. Dit betreft onder meer een aanzienlijk aantal planten- en diersoorten die typisch zijn voor kalkgraslanden of andere schrale, droge hellinggraslandvegetaties (figuur 7.1). Zo zijn in de ontgronde situatie met toevoer van maaisel 22 Rode-lijst soorten hogere planten gevonden. Bijzondere vondsten in de proefvlakken zijn onder meer *Anillus caecus* (een nieuwe loopkeversoort voor Nederland), de Veldparelmoervlinder (*Melitaea cinxia*), het Bruin blauwtje (*Aricia agestis*), de Blauwvleugelsprinkhaan (*Oedipoda caerulescens*), *Prostemma guttula* (een zeldzame bodemwants), Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*), Kalkboterbloem (*Ranunculus polyanthemos*) en Klavervreter (*Orobanche minor*). Een deel van deze soorten was al één jaar na uitvoering van de maatregelen in het terrein aanwezig (van Noordwijk et al. 2011). Het aantal (typische) soorten vaatplanten, bijen, zweefvliegen en wantsen is tussen 2009 en 2012 nog toegenomen, wat erop wijst dat nog steeds nieuwe soorten zich in de proefvlakken weten te vestigen. Voor de de andere onderzochte groepen zijn nauwelijks nieuwe soorten aangetroffen in 2012.

Figuur 7.1: Vegetatie van proefvlak maaisel en ontgronden (d) in 2011 met volop bloeiende ratelaar en Ruige leeuwentand.

Figure 7.1: The topsoil removal plot with hay transfer (directly) in 2011.

Een complicerende factor bij het meten van de ontwikkeling van de fauna op de Verlengde Winkelberg is dat slechts in twee jaar gemeten werd en dat die twee jaren sterk verschilden in weersomstandigheden. Het jaar waarin de effecten na 5 jaar zijn gemeten, 2012, was een zeer slecht insectenjaar. De vlinderaantallen in heel Nederland lagen in dat jaar ver onder het meerjarige gemiddelde (van Swaay et al. 2013). Een meerjarige meetreeks van loopkevers liet eveneens een zeer slecht beeld zien voor 2012, met slechts half zoveel individuen als in 2011 (pers. Meded. Joost Vogels). Het eerste meetjaar op de Verlengde Winkelberg, 2009, was juist een goed insectenjaar, onder meer door de zeer warme voorjaars- en zomermaanden (van Swaay et al. 2013). Het is moeilijk te voorspellen hoe de insectenontwikkeling op de Verlengde Winkelberg eruit had gezien als de laatste effectmeting in een goed insectenjaar had plaats gevonden. Het lijkt gerechtvaardigd aan te nemen dat de gevonden aantallen in 2012 aan de lage kant zijn en dat in goede jaren hogere dichtheden en meer soorten gevonden kunnen worden. Ook is het goed mogelijk dat in goede jaren nog meer mobiele insectensoorten de Verlengde Winkelberg weten te koloniseren. Om hier zicht op te krijgen is langjarige monitoring van vegetatie en fauna noodzakelijk, bijvoorbeeld door effectmetingen 8, 12 en 15 jaar na uitvoering.

Doelecosysteem

Door de bodemcondities op de Verlengde Winkelberg, een leem-loess bodem waarin de vaste kalk overal op meer dan een meter diepte zit, zal de Verlengde Winkelberg zich ontwikkelen tot een soortenrijk hellingschraallandtype (niet-verzuurd lössgrasland), dat uniek is voor Nederland. Flauwe hellingen met deze eigenschappen zijn elders zo goed als overal in intensief landbouwkundig gebruik. Er is op de Verlengde Winkelberg een duidelijke gradiënt in bodembuffering aanwezig van west naar oost, waarbij aan de westkant van het terrein een hogere concentratie basische

kationen en een hogere pH is gemeten. Deze gradiënt in buffering is ook terug te zien in de ontwikkeling van de fauna en vegetatie in het terrein. In proefvlak OMd (meest westelijke proefvlak) zijn meer kalksoorten gevonden dan in proefvlak OMv (meest oostelijke proefvlak). Ook de kiezelkop bovenin proefvlak ontgronden wijkt sterk af van de rest van dat proefvlak. De bodem is hier veel steniger, wat weerspiegeld wordt in een afwijkende flora en fauna (veel Brem en diverse faunasoorten die sterk thermofiel zijn en goed tegen droogte kunnen). Door deze verschillen in bodemchemie tussen de proefvlakken is het moeilijk vast te stellen wat uitendelijk het effect is geweest van het direct of vertraagd uitrijden van het maaisel in 2008. De twee proefvlakken met maaisel verschillen duidelijk van elkaar in vegetatie en faunasamenstelling en het laten liggen van maaisel alvorens het uit te rijden is zeker niet gunstig. De verschillen in vegetatiesamenstelling die zijn gevonden tussen de proefvlakken komen echter meer overeen met de verschillen in bodemchemie dan met mogelijke effecten van het verloren gaan van zaden door het vertraagd uitrijden. Observaties in het veld wezen erop dat het vertraagd opbrengen van maaisel wel zeer ongunstig was voor de overleving van fauna in het maaisel (van Noordwijk et al. 2011). Dit wordt ook bevestigd door het maai experiment (zie paragraaf 5.4.1) waarin werd aangetoond dat de overleving bij direct rapen en transport (met de hand) zes keer zo hoog was dan bij rapen en transport de volgende dag (machinaal). Het lijkt er echter op dat de overleving van fauna uit het maaisel bij het opbrengen in 2008 over het geheel genomen zeer laag was (door de toegepaste transporttechniek en onvoldoende vegetatieontwikkeling op de proefvlakken). Daarmee is het aannemelijk dat de gevonden verschillen in faunasamenstelling tussen de proefvlakken eveneens meer te wijten zijn aan de bodemchemie en vegetatiesamenstelling dan aan het direct of vertraagd opbrengen van het maaisel.

Door het ontbreken van echt vergelijkbare terreinen in Zuid-Limburg is het moeilijk te voorspellen tot welk eindstadium de Verlengde Winkelberg zich zal ontwikkelen, zeker voor de fauna. Voor een aantal insectengroepen (bijvoorbeeld loopkevers, wantsen en sprinkhanen) geldt dat de soortenaantallen en dichtheden van typische hellingschraallandsoorten nog erg laag zijn. In hoeverre dit komt door ongeschiktheid van het terrein of door een dispersieprobleem is nog niet geheel duidelijk. De introductieexperimenten (paragraaf 5.2.3 & 5.2.7) hebben in ieder geval niet geleid tot succesvolle kolonisatie van een viertal soorten, wat erop wijst dat het gebied mogelijk (nog) niet geschikt is voor deze vier soorten. Naast het verschil in bodemtype tussen bestaande kalkgraslanden en de Verlengde Winkelberg speelt de expositie en geringe hellingshoek daarbij een rol. De flauwe helling in combinatie met de meer oostelijke expositie (in vergelijking met de Winkelberg) maakt dat de Verlengde Winkelberg een minder extreem warm microklimaat kent. Niettemin kunnen het schrale karakter van de vegetatie en de grote bloemenrijkdom op de Verlengde Winkelberg een zeer soortenrijk systeem opleveren. Het koelere microklimaat op de Verlengde Winkelberg in vergelijking met de Winkelberg zorgt er bovendien voor dat de Verlengde Winkelberg als refugium kan fungeren voor redelijk mobiele faunasoorten tijdens extreem droge en warme periodes die door klimaatverandering naar verwachting met grotere regelmaat voor zullen komen. Het lijkt erop dat de Verlengde Winkelberg op deze wijze reeds een belangrijke rol heeft gespeeld in de overleving van de Veldparelmoervlinder op de Winkelberg gedurende het droge voorjaar van 2011 (zie paragraaf 5.2.6).

7.1.2 Kleinschalige beheerexperimenten

Onderzoek op de Doeveberg bij Eys heeft laten zien dat op voormalige landbouwgrond waar oppervlakkig kalk in de bodem voorkomt, ook op een termijn van enkele jaren goede resultaten zijn te behalen voor het herstel van kalkrijk schraalgrasland door tweemaal per jaar te maaien, zonder ontgronden (zie paragraaf 5.1). Voorwaarde is wel dat in de directe nabijheid bronpopulaties aanwezig zijn van kalkgraslandsoorten. Vergelijkbare resultaten werden reeds gemeld door Bobbink (1988), Bobbink & Willems (1991) en Bobbink & Willems (1993) die aantoonden dat tweemaal per jaar maaien in niet te sterk verruigde situaties een positief effect had. Dat onderzoek liet echter ook zien dat de vooruitgang na vijf jaar veelal stagneerde. Daarmee lijkt met name de aanwezigheid van bronpopulaties bepalend te zijn voor het eindresultaat dat behaald kan worden. De effecten van twee maal per jaar maaien op de fauna zijn niet onderzocht.

In twee andere terreinen die niet in landbouwkundig gebruik zijn geweest, maar (sterk) zijn verruigd bleek tweemaal per jaar maaien geen effectieve maatregel voor herstel van soortenrijke hellingschraallandbegroeiingen. Er werden onvoldoende nutriënten afgevoerd en de vestiging van karakteristieke soorten vormde een knelpunt. Dit laat zien dat de uitgangssituatie sterk bepalend is voor de slagingskans van tweemaal per jaar maaien als maatregel voor herstel van hellingschraallandvegetatie.

7.1.3 Knelpunten met betrekking tot dispersie van soorten

Het grote verschil in plantensoortenrijkdom tussen de ontgronde proefvlakken op de Verlengde Winkelberg waar wel of geen maaisel werd opgebracht laat zien dat het aanvoeren van zaden en diasporen van groot belang is voor het succesvol ontwikkelen van hellingschraalland op voormalige landbouwgrond. Op eigen kracht komen de meeste karakteristieke plantensoorten niet in de proefvlakken terecht. Ook veel typische insectensoorten hebben een beperkt dispersievermogen. Van insecten die niet of slecht in staat zijn tot vliegen zijn alleen soorten op de Verlengde Winkelberg aangetroffen die bekend zijn van de Winkelberg. Alleen goed vliegende soorten zijn in staat vanuit de wijdere omgeving de nieuw ontwikkelde gebieden te koloniseren. Voor mieren die via nestsplitsing nieuwe kolonies vormen (bijvoorbeeld *Tapinoma erraticum*) en voor vleugelloze loopkevers lijkt zelfs de afstand van de Winkelberg tot de ontgronde proefvlakken te groot voor spontane kolonisatie. Om soortenrijk hellingschraalland te creeëren is het dus noodzakelijk ook maatregelen te nemen om knelpunten met betrekking tot de dispersie van specifieke faunagroepen op te heffen. Het ontwikkelen van nieuw hellingschraalland direct grenzend aan bestaande reservaten is het meest kansrijk voor spontane kolonisatie. Zodra de afstand groter is en er andere habitattypen tussen de nieuwe en bestaande hellingschraallanden liggen zijn aanvullende maatregelen noodzakelijk.

Voor vaatplanten is het aanvoeren van maaisel van een soortenrijk donorterrein een zeer effectieve maatregel gebleken voor het overbrengen van soorten (zie ook Kiehl et al. 2010). Toch kunnen niet alle plantensoorten op deze wijze meekomen. De literauurstudie naar planteneigenschappen (zie paragraaf 5.3) liet zien dat soorten met zeer grote zaden (en mogelijk ook die met zeer lichte zaden) ondervertegenwoordigd zijn in het maaisel. Het kan

zijn dat deze zaden makkelijker uit het maaisel vallen of bij het maaien beschadigd raken. Daarnaast zullen soorten slecht met maaisel meekomen als zij in zeer lage dichtheden in het donorterrein voorkomen of alleen buiten de periode waarin maaisel is verzameld kiemkrachtige zaden hebben. Voor deze soorten kan het noodzakelijk zijn gericht zaden te verzamelen en uit te zaaien, bijvoorbeeld gebruikmakend van omgebouwde bladblazers (Kiehl et al. 2010).

Het uitgevoerde onderzoek heeft aangetoond dat het overbrengen van maaisel in principe ook effectief kan zijn voor het overbrengen van een deel van de niet mobiele faunasoorten. Dit geldt echter alleen voor vegetatiebewonende deel van de fauna. Bodembewonende soorten bleken niet met maaisel mee te komen. Voor deze groepen, waaronder de slecht verspreidende pissebedden, miljoenpoten en ongevleugelde loopkevers, maar ook bodemmesofauna zoals mijten en springstaarten kan het overbrengen van bodemmateriaal een oplossing zijn. Voor het overbrengen van fauna met maaisel is in dit onderzoek aangetoond dat met name de transportmethode van groot belang is voor de effectiviteit. Voor het overbrengen van fauna met bodemmateriaal is nog maar weinig bekend over hoe dit het beste uitgevoerd kan worden.

Naast planten en dieren kunnen ook andere bodembiota die een belangrijke rol spelen in het hellingschraallandsysteem, waaronder mycorrhizaschimmels, dispersieknelpunten ondervinden. Frouz et al. (2009) toonden bijvoorbeeld aan dat de samenstelling aan bodembiota 15-20 jaar na ontgronden van voormalige landbouwgrond nog steeds het meest lijkt op die van landbouwgebieden en niet op het doelecosysteem. Het huidige onderzoek heeft aangetoond dat mycorrhyza-schimmels vijf jaar na ontgronden nog ondervertegenwoordigd zijn in de ontgronde proefvlakken. Daarnaast heeft het onderzoek aangetoond dat het enten van de bodemmateriaal afkomstig uit goed ontwikkelde hellingschraallanden een gunstig effect heeft gehaf op de aanwezigheid van mycorrhiza-schimmels en daarmee op de wortelvitaliteit van planten.

Naast de methode voor het overbrengen van planten en diersoorten is ook het tijdstip van overbrengen van groot belang. Voor de meeste faunasoorten die met maaisel meekomen dat op de pas ontgronde bodem wordt uitgespreid zijn de overlevingskansen gering door het gebrek aan voedselplanten en schuilmogelijkheden. Pas nadat de vegetatie zich enigszins heeft ontwikkeld zullen soorten die van deze vegetatie afhankelijk zijn zich kunnen vestigen. Om deze reden is het eenmalig opbrengen van maaisel weinig effectief voor het aanvoeren van niet mobiele faunasoorten. In het huidige onderzoek zijn nauwelijks faunasoorten gevonden die herleid kunnen worden tot het aangevoerde maaisel. Ook in het buitenland is geen effect gevonden van het eenmalig aanvoeren van maaisel op het voorkomen van vegetatiebewonende kevers (Woodcock et al. 2008; Woodcock et al. 2010; Mortimer et al. 2002). Het opbrengen van een tweede lichting maaisel één tot twee jaar na de eerste maaiselgift is voor de fauna naar alle waarschijnlijkheid effectiever. Met een dergelijke tweede maaiselgift wordt naast de fauna echter opnieuw organisch materiaal aangevoerd wat mogelijk ongunstig is. Bovendien is het een grote inspanning met een relatief laag rendement door de sterk gereduceerde overleving van fauna in maaisel na transport (zie paragraaf 5.4.1). Waarschijnlijk is het effectiever om vegetatiebewonende insecten direct te verzamelen, bijvoorbeeld met sleepnetten of zuigapparaten, en gericht uit te zetten. Hier is in de praktijk echter nog weinig ervaring mee opgedaan.

Het is duidelijk dat het te vroeg opbrengen van maaisel en bodemmateriaal weinig effectief is. Echter, ook het te laat opbrengen heeft weinig effect. Wanneer zich reeds stabiele populaties van (algemene) soorten hebben gevestigd is het moeilijk voor nieuw aangevoerde soorten zich hiertussen te vestigen. Dergelijke effecten, ook wel priority effects genoemd, zijn te verwachten voor zowel flora als fauna. Wanneer de vegetatie gesloten raakt, is het licht dat nog het bodemoppervlak bereikt van te slechte kwaliteit voor kieming (te lage Rood:VerRood verhouding) en onvoldoende sterk voor het verder uitgroeien van jonge plantjes. Nieuw aangevoerde zaden leiden dan nauwelijks nog tot succesvolle vestiging van doelsoorten (Kiehl et al 2010). Hetzelfde kan gelden voor faunagemeenschappen. Waarschijnlijk is dit de reden dat het bodementen in het grootschalige experiment (uitgevoerd 4 jaar na ontgronden) weinig effect had op de bodemmesofauna. De soorten die na ontgronden nog aanwezig waren hebben zich snel uitgebreid (zie paragraaf 5.2.10) en vormden op het moment van bodementen waarschijnlijk een dermate gesloten populatie dat de nieuw aangevoerde soorten geen kans kregen zich te vestigen. Dit betekent dat het belangrijk is maatregelen bedoeld voor het aanvoeren van planten of dieren zo vroeg mogelijk uit te voeren, in ieder geval voordat zich grote populaties algemene soorten uit de omgeving gevestigd hebben en de vegetatie helemaal gesloten is. Tegelijkertijd moeten de maatregelen ook niet te vroeg worden uitgevoerd. Voor de vegetatiebewonende fauna moet reeds enige vegetatiebedekking aanwezig zijn zodat de uitgezette soorten kunnen overleven.

7.1.4 Kennisvragen

Het voorliggende onderzoek heeft belangrijke inzichten opgeleverd met betrekking tot de mogelijkheden voor ontwikkeling van soortenrijk hellingschraalland op voormalige landbouwgrond. Een aantal maatregelen, zoals de combinatie van ontgronden en opbrengen van soortenrijk maaisel, kunnen reeds in de praktijk worden toegepast. Tegelijkertijd zijn er nog belangrijke kennisvragen over, met name betreffende de lange termijn (10-20 jaar) ontwikkeling, de landschappelijke samenhang en het overbrengen en vestigen van diersoorten met dispersieknelpunten. De belangrijkste vragen zijn:

- Tot welk niveau treedt herstel op en hoe lang neemt dit proces in beslag?
- Is bodementen ook op de langere termijn effectief voor mycorrhiza en welke effecten heeft dit op de vegetatie?
- Hoe goed kan macrofauna zich vestigen na opbrengen vanuit maaisel, sleepvangsten of bodemmateriaal?
- Hoe effectief is kleinschalig bodementen voor het overbrengen van bodemmacrofauna (pissebedden, miljoenpoten etc.) en welk effect heeft dit op afbraakprocessen?
- Wat is de beste uitvoeringsmethode bij bodementen voor de vestiging van een functionele bodemmesofauna in ontgronde situaties?
- Hoe kunnen sterk verruigde hellingschraallanden het beste hersteld worden? Zijn ook hier ontgronden en aanvoer van soorten vanuit maaisel en/of bodemmateriaal effective maatregelen voor bodem, flora en fauna?
- Welke rol kunnen nieuw ontwikkelde hellingschraallanden spelen als refugia voor bestaande reservaten (o.a. met het oog op klimaatverandering)?
- Welke inrichtingsmaatregelen in het landschap kunnen bijdragen aan een betere verbinding tussen bestaande en nieuw ontwikkelde hellingschraallanden?

7.2 Verstoorde stikstofhuishouding heischrale zone

7.2.1 Inleiding

De omvang en kwaliteit van het heischrale grasland in Zuid-Limburg is sterk achteruit is gegaan. Zo zijn bijvoorbeeld 10 karakteristieke plantensoorten uit deze vegetatie (5 orchidee-soorten en 5 kenmerkende kruiden, allemaal Rode-lijst soorten) vrijwel helemaal verdwenen uit de Zuid-Limburgse hellingschraallanden, hoewel in de meeste terreinen nu al meer dan 30 jaar (herstel)beheer wordt uitgevoerd (Smits et al., 2006). Als gevolg van geïsoleerde ligging en de afwezigheid van restpopulaties in de nabije omgeving van resterende hellingschraallanden is de verspreiding via zaden en daarmee de eventuele hervestiging een belangrijk knelpunt in het herstel van de heischrale zone van deze hellingschraallanden. Verder is in fase 1 van het O+BN-onderzoek aangetoond dat ook de verstoorde stikstofhuishouding een belangrijk knelpunt voor herstel van deze heischrale zone is. De ammonium/nitraat ratio's in de bodem van de heischrale vegetatie bleken aanzienlijk verhoogd, vergeleken met de hoger (kiezelkopgrasland) of lager (kalkgrasland) gelegen delen van de gradiënt. De oorzaak hiervan bleek een geremde nitrificatie in de bodem te zijn, waardoor de microbiële omzetting van ammonium naar nitraat vrijwel niet plaatsvond en ammonium de dominante vorm van N voor de plantengroei is geworden (Smits et al. 2009).

Nitrificatie is bijna altijd een bacterieel proces waarbij ammonium in twee stappen geoxideerd wordt tot nitraat (De Boer & Kowalchuk 2001). Dit proces wordt uitgevoerd door autotrofe, ammoniumoxiderende bacteriën, terwijl zeer recent is ontdekt dat ook Archaea dit proces kunnen uitvoeren, maar hun functionele rol bij het nitrificatieproces is nog lang niet opgehelderd (Stahl & De la Torre 2012). In de eerste fase van het O+BN-onderzoek is gevonden dat de oxidatie van ammonium op veel plaatsen in de heischrale vegetatie sterk geremd is, terwijl toch de bodem-pH met waarden tussen de 4,8 –6,0 daar zeker niet te laag voor was. Normaliter wordt de nitrificatiesnelheid pas sterk minder als de pH daalt van 4,5 naar onder de 4,0 (o.a. Ulrich 1983; Bobbink & Lamers 1999). Ook de samenstelling van de bacteriële gemeenschap, althans wat de ammoniumoxiderende bacteriën betreft, bleek niet te verschillen met die van de boven en onder gelegen delen van de hellinggradiënt (Smits et al. 2010a). Dit betekent dat het verschil in nitrificatiesnelheid hoogstwaarschijnlijk niet kan worden toegeschreven aan de aan- of afwezigheid van de bacteriën, en dus moet liggen aan hun eventuele activiteit. Ook is in fase 1 gevonden dat de aanwezigheid van heischrale plantensoorten de snelheid van het nitrificatieproces in de bodem significant verminderde, waarschijnlijk door afgifte van allelopatische stoffen via de wortels, maar deze remming was niet compleet (Smits et al. 2010b). De worteluitscheiding van deze stoffen die de nitrificatie remmen is trouwens ook gevonden in andere milieus, zoals tropische graslanden (Subbarao et al. 2006 & 2007).

7.2.2 Verstoorde N-huishouding: wel of geen nitrificatie

Uit het in dit onderzoek uitgevoerde vergelijkend bodemchemisch onderzoek naar de N-huishouding van de Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen, is gevonden dat op veel plaatsen van de onderzochte heischrale zone ammonium de dominante N-vorm in de bodem is, en dat de

ammoniumconcentraties met name in de winter en het vroege voorjaar op veel plaatsen – maar niet overal - hoog tot zeer hoog zijn (zie paragraaf 6.1). Overigens zijn op een flink aantal locaties de gemeten ammoniumconcentraties in het begin van het groeiseizoen duidelijk hoger dan de gevonden "grenswaarden" voor ontwikkeling van bedreigde soorten uit heischrale milieus in het zandgebied (Dorland et al. 2003). Verder is gebleken dat de variatie tussen de terreinen groot is, zowel qua dominantie in N-vorm als hoeveelheid beschikbaar ammonium. Dit komt overeen met het al eerder beschreven verschijnsel dat elk hellingschraalland zijn eigenheid heeft qua vegetatiesamenstelling (Willems 1987; Smits et al. 2009). Dit heeft te maken met de soms zeer verschillende gebruiks- of beheergeschiedenis van de terreinen, maar ook met de verschillen in de uitgangssituatie van de abiotiek. Naast de verschillen tussen de terreinen kan de variatie in één terrein per vegetatiezone zelfs binnen enkele meters groot zijn, dit is bijvoorbeeld het geval op de Winkelerberg en de Koeberg. Verder is gevonden dat op bijna alle meetlocaties de beschikbare hoeveelheid P, bepaald na Olsenextractie, voldoende laag is (< 500 µmol P / l bodem, meestal zelfs < 400 µmol P / l bodem). Dit betekent dat wat P-huishouding betreft ook de heischrale zone van de gradiënt voldoende "schraal" is. Tenslotte is het opmerkelijk dat de bodemchemie van de kiezelkopgraslanden en die van de heischrale vegetatie duidelijk overlappend zijn wat buffering betreft (bodem-pH en basische kationen).

Aan de hand van deze metingen van de N-huishouding zijn locaties geselecteerd waar vervolgens de potentiële ammoniumoxiderende activiteit is gemeten, om zo a) precieze locaties vast te stellen waar dit proces altijd sterk geremd was en b) ook die plekken waar, in de heischrale zone, toch relatief hoge activiteit was. Deze laatste situatie werd opgezocht om een locatie te vinden waar – bij dezelfde bodem-pH en zone – toch nitrificatie optrad – dus met actieve nitrificerende bacteriën - en dus als moederlocatie voor "bodement"- materiaal geschikt zou zijn. De gevonden waarden voor de ammoniumoxiderende activiteit (zie paragraaf 6.3) bleken goed vergelijkbaar te zijn met die uit fase 1 van het onderzoek (Smits et al. 2009), met duidelijk sterk geremde waarden op de Koeberg, Tiendeberg, Berghofweide en deels Winkelberg (één van de twee onderzochte locaties). Op twee van deze terreinen zijn daarom intacte bodemkolommen verzameld met "erkend" lage ammoniumoxiderende activiteit, althans in het veld. Daarentegen is op het Hoefijzer een consistent hogere activiteit aangetroffen in het heischrale gedeelte van de gradiënt. Het Hoefijzer is daarom geselecteerd als locatie om bodemmateriaal te verzamelen dat als mogelijk entmateriaal zou kunnen dienen, aangezien daar hoogstwaarschijnlijk actieve bacteriën aanwezig zijn. Overigens is het wel opmerkelijk dat ook op twee terreinen met een relatief goed ontwikkelde heischrale vegetatie (Tiendeberg – België & Berghofweide) toch een (zeer) lage ammoniumoxiderende activiteit werd gemeten. Dit is een duidelijke indicatie dat de vegetatiesamenstelling zeker niet alleen door de ammoniumdominantie en geremde nitrificatie wordt beïnvloed.

Om de relatie met de gevonden verstoring van de stikstofhuishouding op te helderen is ook de samenstelling van de bodemmesofauna (mijten en springstaarten) binnen de onderzoeksgradiënt onderzocht. Deze samenstelling kan licht werpen op het verloop van het afbraakproces van organisch materiaal. Uit de bemonstering van een drietal hellingen met een gradiënt van kiezelkopgrasland naar heischrale zone naar kalkgraslandvegetastie blijkt dat de dichtheid van de bodemmesofauna (of bodemmicroarthropoden) min of meer gelijk is over de gradiënt en dat van de twee onderzochte groepen mijten verreweg het meest aanwezig zijn (zie paragraaf 6.4). Er zijn ook geen verschillen in aantallen soorten tussen de terreindelen aangetoond. Wel

bleken schimmeletende mijten de bodemmijtenfauna te domineren in de kiezelkop- en heischrale graslanden, terwijl die minder prominent zijn gevonden in het kalkgraslandgedeelte. Dit is een duidelijke indicatie dat bij de wat meer zure omstandigheden de afbraak wordt gedomineerd door schimmels, maar er is geen verschil gevonden tussen de monsters uit de kiezelkopgraslanden, vergeleken met die uit de heischrale zone, die het waargenomen verschil in nitraatvorming zou kunnen verklaren.

7.2.3 Op weg naar een mogelijke herstelmaatregel

Uit de zojuist beschreven problematiek komt naar voren dat het gemis aan actieve, nitrificerende bacteriën een groot probleem kan zijn voor verder herstel van de verarmde heischrale zone zoals aanwezig op meerdere Zuid-Limburgse hellingen. Om hier in verandering te brengen ligt het voor de hand om te proberen wel-actieve populaties van deze bacteriën experimenteel over te brengen naar die heischrale zones, waar de nitrificatie-activiteit in hoge mate verstoord is. Hiervoor is een dubbel entexperiment uitgevoerd met intacte bodemkolommen in een klimaatcel. Via twee manieren van enten, namelijk door het aanbrengen van bodemkruimels of van bodemslurry (1 : 10) is uitgetest of de nitrificatie op gang is te krijgen, zodat nitraat weer de dominante N-vorm zou zijn. Het experiment is uitgevoerd met intacte bodemkolommen van de Koeberg en de Tiendeberg, die locaties waar de nitrificatie altijd zeer laag was. In dit experiment is dubbel geënt, eerst met materiaal van de eigen helling waar de nitrificatie wat hoger was, en later met materiaal van het Hoefijzer, de heischrale zone met altijd de hoogste nitraatvorming in de bodem. Echter in beide experimenten is geen enkel significant effect gevonden van de behandelingen met bodemkruimels of slurry op het nitraat- of ammoniumgehalte in het bodemvocht (zie paragraaf 6.5). Het tweede entgedeelte van dit experiment met intacte bodemkolommen loopt nu bijna 10 maanden, en het wordt zeker nog enige maanden voortgezet, omdat er indicaties zijn dat er iets in de N-huishouding van de bodem van één terrein lijkt te gaan veranderen. Kortom, de (voorlopige) eindconclusie van dit experiment met twee technieken van bodementen is dat door bodementen niet gelukt is om de nitrificatie te verhogen. Blijkbaar hebben de aangebrachte bodembacteriën zich niet kunnen vestigen in de bodem, mogelijk doordat de microbiële gemeenschap al 'te volledig gevuld' was (mondel. mededeling J. Frouz).

Echter, tijdens deze experimenten met intacte bodem, maar zonder vegetatie, is ook iets anders duidelijk geworden: in de eerste 4 maanden van het experiment, nog zonder toevoer van entmateriaal, is de nitraatconcentratie in het bodemvocht van beide terreinen geleidelijk met een factor 5-10 gestegen (zie paragraaf 6.5), een duidelijke aanwijzing dat er nitrificatie opgang is gekomen, terwijl dat in het veld – met vegetatie – in beide terreinen niet het geval was. Blijkbaar zijn in deze kolommen de normaal niet actieve micro-organismen, toch geactiveerd. Ook in het tweede gedeelte van het experiment zijn nog duidelijke aanwijzingen dat in deze bodems, onafhankelijk van de behandelingen, nitrificatie optreedt: namelijk na beregening met ammonium is gevonden dat deze als nitraat snel onder uit de kolommen spoelt, iets wat alleen maar kan gebeuren als er nitrificerende bacteriën (of archeae) actief zijn. Wederom een aanwijzing dat blijkbaar zonder remmende werking van de vegetatie er geen of veel minder verstoorde nitrificatie is. Gebaseerd op deze conclusie, samen met de uitkomsten van het eerdere potexperiment, waarin de negatieve invloed van heischrale planten op nitrificatie werd aangetoond (Smits et al. 2010b) is er

daarom toch voor gekozen om al in mei 2012 een experiment in het veld te starten (zie paragraaf 6.6), ondanks dat de toevoeging van entmateriaal op de kolommen nog niet positief had uitgepakt. In het veld is de invloed van verwijdering van de vegetatie door ondiep plaggen onderzocht, al of niet gecombineerd met de toevoer van bodementmateriaal van een altijd nitrificerende locatie (Hoefijzer). Dit kleinschalig experiment is opgestart op twee locaties waar de nitrificatie altijd laag tot zeer laag was (Koeberg, Winkelberg) en loopt tot nu toe gedurende 10 maanden. Vooralsnog zijn er geen (duidelijke) effecten van bodementen op de nitraatconcentraties gevonden, wel is er een duidelijk plageffect: na ondiep afsteken van de vegetatie neemt de nitraatconcentratie in de bodem op beide hellingen sterk toe, maar het effect wordt langer aangetroffen op de Winkelberg. Ook is er kieming en de eerste vestiging vastgesteld van de heischrale testsoort (Valkruid), maar het experiment heeft nog te kort geduurd om dit goed te kunnen vaststellen en zal daarom nog zeker worden voortgezet. Hoewel het niet gelukt is om tot een praktijkrijpe maatregel te komen om het probleem van de verstoorde N-huishouding op te lossen, lijkt de volgende strategie kansrijk om op wat grotere schaal uit te testen in die zone waar het herstel van de heischrale vegetatie sterk gestagneerd (Winkelberg, Koeberg) is. Het gaat daarbij om handmatig verwijderen van de vegetatie plus geaccumuleerde organische laag (4-5 cm), gecombineerd met de toevoer van zaden van verdwenen heischrale soorten en ook, voor de zekerheid, toevoer van bodemkruimels (1:10 tot 1:20), hoewel van dit laatste niet zeker is of het echt noodzakelijk is. Recent is gebleken dat bij stagnatie van herstel van heischrale graslanden in het zandgebied ondiep plaggen plus toevoer van bodemkruimels en diasporen de vestiging van Rodelijst soorten te vergroten is (Loeb et al. in druk).

7.2.4 Kennisvragen

- Wat is de rol van de Archaea (ook wel Archaebacteriën of oerbacteriën), naast die van ammoniumoxiderende bacteriën, bij de oxidatie van ammonium en daarmee het verloop van de (verstoorde) nitrificatie in het heischrale deel van de hellingen?

- Werkt een combinatie van ondiep plaggen en toevoer van diasporen in de heischrale zone als praktijkmaatregel voor herstel van de kenmerkende vegetatie?

- Is bodementen een zinvolle aanvulling op ondiep plaggen en toevoer van diasporen voor herstel van de heischrale vegetatie?

8 Aanbevelingen voor beheer en beleid

Op basis van de resultaten uit dit fase-2 onderzoek kan worden geconcludeerd dat uitbreiding van soortenrijk hellingschraalland op voormalige landbouwgrond goed haalbaar is. Of op voormalige landbouwgrond daadwerkelijk ontwikkeling tot de prioritaire habitattypen kalkgrasland (H6210) of heischraal grasland (H6230) mogelijk is hangt sterk af van de lokale bodemcondities en is met dit onderzoek niet onomstotelijk vastgesteld.

Bij de ontwikkeling van soortenrijk hellingschraalland is het belangrijk om de voedselrijkdom van de bodem en de variatie in moedermateriaal te onderzoeken als basis voor de herstelmaatregelen. Het is eveneens belangrijk vooraf de aanwezigheid van bijzondere structuren en relictpopulaties in kaart te brengen zodat deze kunnen worden ontzien en kunnen bijdragen aan de ontwikkeling van een gevarieerd terrein met hoge biodiversiteit. In specifieke gevallen (ondiepe kalk, relictpopulaties in de nabije omgeving en beperkte nutrientenverzadiging van de bodem) kan worden volstaan met twee maal per jaar maaien en afvoeren. De effecten hiervan op de fauna zijn echter niet onderzocht. Op locaties met dieper liggende kalk of gebrek aan bronpopulaties is verwijdering van de nutriëntenrijke toplaag een beter alternatief voor herstel van bodem, vegetatie en fauna. Dit geldt waarschijnlijk ook voor sterk verruigde situaties. Twee maal per jaar maaien bleek in de onderzochte verruigde terreinen niet voldoende voor herstel van de vegetatie.

Het opbrengen van maaisel van goed ontwikkelde reservaten binnen het eerste jaar na ontgronden draagt sterk bij aan een verhoging van de soortenrijkdom van de vegetatie en in beperkte mate aan de soortenrijkdom van wantsen, vlinders en bijen (door het bevorderen van voedsel en nectarplanten). Voor karakteristieke soorten loopkevers, sprinkhanen en bijen van hellingschraallanden is het van belang dat er ook voldoende kale grond beschikbaar blijft. Het is daarom aan te bevelen maaisel niet vlakdekkend op te brengen, maar enkele ontgronde stukken ongemoeid te laten zodat een mozaïek van kale en bloemrijke plekken ontstaat. Ook in het vervolgbeheer moet gelet worden op het voldoende open houden van de vegetatie, hiervoor zijn in de 1^{e} fase diverse beheersaanbevelingen gedaan.

Beperkte dispersie van veel flora- en faunadoelsoorten is een belangrijk knelpunt bij het herstel van soortenrijk hellingschraalland. Ontwikkeling van nieuw hellingschraalland nabij bestaande reservaten biedt de beste kansen voor spontane kolonisatie van doelsoorten. Bovendien bieden nieuw ontwikkelde gebieden nabij bestaande reservaten de grootste meerwaarde voor behoud van bestaande populaties. Deze kunnen zich naar de nieuw ontwikkelde gebieden uitbreiden en populaties in oude en nieuwe gebieden kunnen zo met elkaar in contact blijven. Nabij bestaand hellingschraalland kunnen nieuw ontwikkelde hellingschraallanden tevens fungeren als

klimaatbuffer door alternatief habitat te bieden gedurende periodes met extreem weer (bijvoorbeeld extreme droogte).

Zelfs nabij bestaande reservaten blijken weinig mobiele faunasoorten echter slecht in staat te zijn de nieuw ontwikkelde hellingschraallanden te bereiken. Derhalve zijn in aanvulling op de maatregelen ontgronden en maaisel opbrengen aanvullende maatregelen nodig voor het opheffen van dispersieknelpunten voor de fauna. Bijna alle insectengroepen die in de vegetatie voorkomen blijken in principe met maaisel overgebracht te kunnen worden. Bij het opbrengen van maaisel direct na ontgronden is de vestiging van insectensoorten echter gering. Een tweede maaiselgift, twee tot drie jaar na de eerst maaiselgift zou uitkomst kunnen bieden. Daarbij is met name de transporttechniek van groot belang voor de effectiviteit. Voor de fauna is het belangrijk bij transport van maaisel erop te letten dat 1) het maaisel zo snel mogelijk na het maaien wordt verzameld en getransporteerd, 2) het maaisel direct na transport wordt uitgereden, 3) het maaisel niet wordt geperst en de hooiwagen niet te vol wordt geladen om grote druk op de insecten te voorkomen en 4) het maaisel niet met grote kracht wordt verstrooid, maar bij voorkeur in kleine hoeveelheden uit de hooiwagen wordt geschud. Als alternatief voor een tweede maaiselgift kan ook worden gekozen voor het gericht verzamelen en overbrengen van vegetatiebewonende insecten met een sleepnet. Dit voorkomt het opbrengen van extra organisch materiaal en is mogelijk goedkoper en effectiever dan het opbrengen van maaisel puur gericht op fauna.

Bodembewonende faunagroepen, waaronder slecht verspreidende groepen als pissebedden en miljoenpoten, die een belangrijke rol spelen in de afbraak van organisch materiaal, worden niet overgebracht met maaisel. Het kleinschalig opbrengen van bodemmateriaal uit goed ontwikkelde hellingschraallanden is voor deze groepen mogelijk wel effectief. Dergelijk kleinschalig bodementen blijkt bovendien een gunstig effect te hebben op mycorrhiza-schimmels. Ook kan kleinschalig bodementen effectief zijn voor bodemmesofauna (mijten en springstaarten), hoewel vestiging in dit onderzoek niet is opgetreden. Evenals voor maaisel is ook voor bodemmateriaal het moment van opbrengen van grote invloed op de effectiviteit ervan. Voor de bodemmesofauna lijkt bodementen het meest effectief als bodemmateriaal snel na ontgronden (in het eerste jaar) wordt opgebracht. Voor grotere bodemfauna is er nog weinig kennis over het meest geschikte moment van bodementen.

Met betrekking tot herstel van de heischrale zone heeft het onderzoek nog niet geleid tot een duidelijke maatregel die bij de huidige depositienieau's kan worden gebruikt om de effecten van stikstofdepositie te mitigeren. Het kleinschalig afplaggen van de vegetatie in combinatie met het opbrengen van entmateriaal kan mogelijk effect hebben, maar hard bewijs ontbreekt vooralsnog. Aangezien heischrale vegetaties wat stikstofdepositie betreft tot de meest gevoelige habitattypen van Nederland behoren moge het duidelijk zijn dat de blijvend verhoogde toevoer van stikstof nog steeds een groot probleem is. Het meest effectief is om naast effectgerichte maatregelen ook het probleem bij de bron aan te pakken door de emissies op korte termijn blijvend te verlagen.

Dankwoord

Wij zijn de terreinbeherende instanties (Stichting het Limburgs Landschap, Staatsbosbeheer, Natuurpunt (Vlaanderen) en Natuurmonumenten) en hun medewerkers zeer dankbaar voor het toestaan van onderzoek in hun terreinen en de grote hulpvaardigheid bij het zoeken naar informatie en het uitvoeren van onderzoek. Stichting het Limburgs Landschap zijn wij zeer erkentelijk voor de financiële bijdrage aan en alle praktische hulp bij het onderzoek op de Verlengde Winkelberg. Speciale dank gaat uit naar de medewerkers van Staatsbosbeheer voor alle hulp bij de uitvoering van het maai-experiment op de Berghofweide. Albert Dees, Gijs Clements, Theo Peeters, Kees Alders, Hans Turin, Ron Felix, Peter Beusink, Marten Geertsma, Stef Waasdorp, Marjolein van Houtum, Nick Hoffland, Wouter Staats, Wim Dimmers en Marijn Nijssen worden hartelijk bedankt voor hun bijdrage in het veld- en determineerwerk. Theodoor Heijerman wordt bedankt voor het beschikbaar stellen van diverse foto's. Guido Verschoor en Michiel Wallis de Vries worden bedankt voor de prettige samenwerking bij het volgen van de Veldparelmoervlinder populaties.

Literatuur

Barkman, J.J. & P. Stoutjesdijk (1987). Microklimaat, vegetatie en fauna. Pudoc, Wageningen.

Bekker, R., I. Knevel, E. Lucassen, B. van Tooren & I. Schimmel (2009). Leren van 20 jaar ontgronden voor natuur. De Levende Natuur 110(1): 62-65.

Bobbink, R. (1988). De toename van Gevinde kortsteel in Zuidlimburgse kalkgraslanden. Oorzaak – Gevolg – Toekomstig beheer. Publicatie Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, XXXVII(2), 72.

Bobbink, R. & J.H. Willems (1988). Effects of management and nutrient availability on vegetation structure of chalk grassland. In: During, H.J., M.J.A. Werger & J.H. Willems (eds.), Diversity and pattern in plant communities. SPB Academic Publishing, The Hague: 183-193.

Bobbink, R. & J.H. Willems (1991). Impact of different cutting regimes on the performance of Brachypodium pinnatum in Dutch chalk grassland. Biological Conservation 56: 1-21.

Bobbink, R. & J.H. Willems (1993). Restoration management of abandoned chalk grassland in the Netherlands. Biodiversity and Conservation 2: 616-626.

Bobbink, R. & J.H. Willems, 2001. OBN Preadvies Kalkgraslanden. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen.

Bobbink, R. en L.P.M. Lamers (1999). Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties - een overzicht. Rapportnr: TCB R13(1999), Den Haag.

Bobbink, R. & Poelen, M. (2007). Eindrapportage Pilot Leefgebieden Heuvelland. Onderzoekcentrum B-WARE BV, Radboud Universiteit, Nijmegen

Boer, P., (2010). Mieren van de Benelux. Stichting Jeugdbondsuitgeverij's, Graveland.

Boer, W. De & G.A. Kowalchuk (2001). Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. Soil Biology & Biochemistry 33: 853-866.

Boer, P.J. den (1985). Fluctuations of density and survival of carabid populations. Oecologia 67: 322–330.

Boeyen, J.H. & C.J. van Leeuwen (1978). Een productie-oecologisch onderzoek aan enige kalkgraslanden in Zuid-Limburg. Doctoraalverslag Universiteit Utrecht.

Bos, F., M. Bosveld, D. Groenendijk, C. van Swaay & I. Wynhoff (2006). De dagvlinders van Nederland, verspreiding en bescherming - Nederlandse Fauna 7. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, European Invertebrate Survey - Nederland, Leiden.

Brooks, D.R., J.E. Bater, S.J. Clark, D.T. Monteith, C. Andrews, S.J. Corbett, D.A. Beaumont & J.W. Chapmann (2012). Large carabid beetle declines in United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. Journal of Applied Ecology 49(5): 1009–1019.

Brundrett, M.C., L. Melville & R.L. Peterson (1994). Practical Methods in Mycorrhizal Research. Mycologue Publications, Waterloo.

Burg, A. van den, M. Nijssen, M. Geertsma, S. Waasdorp & D. van Nieuwenhuyse (2011). De grauwe klauwier, Ambassadeur voor natuurherstel. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Dijkman, W. & M.A. Den Hoed, (1969). Een successieonderzoek op de Wrackelberg Z-Limburg. Doctoraalstudie Universiteit Utrecht.

Dorland, E., L.J.L. Van den Berg, R. Bobbink & J.M.G. Roelofs. (2003). Bekalking bij het herstel van gedegenereerde heiden en heischrale graslanden. De Levende Natuur 104 (4): 144-147.

Erens, G., 2003. De Tiendeberg, gebiedsanalyse en beheervoorstellen. Eindwerk Chemie optie milieuzorg.

Frouz, J., R. van Diggelen, V. Pizl, J. Stary, L. Hanel, K Tajovsky & J. Kalcik (2009). The effect of top soil removal in restored heathland on soil fauna, topsoil microstructure, and cellulose decomposition: implications for ecosystem restoration. Biodiversity and Conservation 18: 3963-3978.

Gilbert, J., D. Gowing & H. Wallace (2009). Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: Assessment methods and community tolerances. Biological Conservation 142: 1074-1083.

Günther, J. & T. Assmann (2004). Fluctuations of carabid populations inhabiting an ancient woodland (Coleoptera, Carabidae). Pedobiologica 48(2): 159–164.

Hanski, I. (1999). Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford.

Hengeveld, R. (1985). Dynamics of Dutch beetle species during the twentieth century (Coleoptera: Carabidae). Journal of Biogeography 12: 389–411.

Hillegers, H.P.M. (1982). De vegetatiesuccessie op de Bemelerhei van 1800-1979. Rapport, Stichting het Limburgs Landschap.

Hillegers, H.P.M. (1987). De Schiepersberg. De natuurhistorische waarden van een natuurgebied in de gemeente Margraten. Stichting het Limburgs Landschap.

Hölzel, N. & A. Otte (2003). Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. Applied Vegetation Science 6: 131-140.

Humbert, J.Y., J. Ghazoul, N. Richner & T. Walter (2010). Hay harvesting causes high orthopteran mortality. Agriculture, Ecosystems & Environment, 139(4): 522–527.

Humbert, J.Y., J. Ghazoul, & T. Walter (2009). Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. Agriculture, Ecosystems & Environment, 130(1-2): 1–8.

Ingrisch, S. & G. Köhler (1998). Die Heuschrecken Mitteleuropas. Die Neue Brehm-Bücherei, Westarp Wissenschaften, Magdeburg.

Jansen, W., R.P.G. Geraeds & R.M.J.C. Kleurkens (2010). De Rosse sprinkhaan in Limburg, ruim een halve eeuw na de ontdekking. Natuurhistorisch maandblad 99(8): 169–175.

Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée (2003). Europese Natuur in Nederland. Habitattypen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée (2004). Europese bescherming van bedreigde plantengemeenschappen in Nederland. Stratiotes 28/29: 5-10.

Kiehl, K., A. Thormann, J. Pfadenhauer (2006). Evaluation of Initial Restoration Measures during the Restoration of Calcareous Grasslands on Former Arable Fields. Restoration Ecology 14(1): 148-156.

Kiehl, K. & J. Pfadenhauer (2007). Establishment and long term persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. Plant Ecology 189: 31-48

Kiehl, K. & Ch. Wagner (2006). Effect of Hay Transfer on Long-Term Establishment of Vegetation and Grasshoppers on Former Arable Fields. Restoration Ecology 14: 157–166.

Kiehl, K., A. Kirmer, T.W. Donath, L. Rasran & N. Hölzel (2010). Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. Basic and Applied Ecology 11: 285-299.

Kleukers, R.M.J.C. & P.H. van Hoof (2003). Beschermingsplan Sprinkhanen en Krekels in Limburg. EIS-Nederland, Leiden & Bureau Natuurbalans, Nijmegen.

Kleukers, R.M.J.C., E.J. van Nieukerken, B. Odé, L.P.M. Willemse & W.K.R.E. van Wingerden (1997). De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera). Nederlandse Fauna 1. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, European Invertebrate Survey - Nederland, Leiden.

Klimkowska, A., W. Kotowski, R. Van Diggelen, A.P. Grootjans, P. Dzierza & K. Brzezinska (2010). Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer. Restoration Ecology 18: 924–933.

Kolstrup-Jansen, K., W. Poelmans & R. Smeets (1987). De Wrakelberg in 1985. De ontwikkeling van de vegetatie op de Wrakelberg en de uitbreiding van Brachypodium pinnatum sinds 1968. Doctoraalverslag Universiteit Utrecht.

Lindroth, C.H. (1949). Die Fennoskandischen Carabidae III. Algemeiner Teil. Göteborg.

Loeb, R., A. van der Bij, R. Bobbink, J. Frouz & R. Diggelen (in druk). Ontwikkeling van droge heischrale graslanden op voormalige landbouwgronden. OBN rapport nr: OBN 2011-13-DZ.

Mortimer, S.R., R.G. Booth, S.J. Harris & V.K. Brown (2002). Effects of initial site management on the Coleoptera assemblages colonising newly established chalk grassland on ex-arable land. Biological Conservation 104(3): 301–313.

Noordwijk, C.G.E. van, M.J. Weijters, N.A.C. Smits, J. Kuper, R. Loeb, H.P.J. Huiskes, W. Dimmers, R. Bobbink & H. Siepel (2011). Tussenrapport 2e fase O+BN hellingschraallanden onderzoek, resultaten 1e jaar, mei 2010-mei 2011. Stichting Bargerveen rapport 2011.072.

Noordwijk, C.G.E. van & M. Nijssen (2012). Graslandbeheer bekeken door insectenogen. Stikstof en versnippering vragen om een nieuwe aanpak in kalkgraslanden. Vakblad Natuur Bos en Landschap 9 (11): 24-27.

Noordwijk C.G.E. van, Boer P., Mabelis A.A., Verberk W.C.E.P. & Siepel H. (2012a). Life-history strategies as a tool to identify conservation constraints: A case-study on ants in chalk grasslands. Ecological Indicators 13 (1): 303-313.

Noordwijk, C.G.E. van, J.T. Kuper, W. Floor-Zwart, K. Alders, H. Turin, T. Heijerman, B. Aukema & H. Siepel (2012b). Knelpunten voor loopkevers, wantsen en sprinkhanen in hellingschraallanden. OBN rapport nr: OBN 2012-162-HE.

Olsen, S. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate, US Department of Agriculture.

Peeters T.M.J., H. Nieuwenhuijsen, J. Smit, F. van der Meer, I.P. Raemakers, W.R.B. Heitmans, K. van Achterberg, M. Kwak, A. Jan Loonstra, J. de Rond, M. Roos & M. Reemer (2012a). De Nederlandse bijen (Apidae s.l.). Natuur in Nederland deel 11. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, European Invertebrate Survey - Nederland, Leiden.

Peeters, T.M.J., I. Raemakers, J. Kuper, A. Ovaa, C.G.E. van Noordwijk (2012b). Steilwandjes bij Bemelen, een voor bijen onmisbaar onderdeel van het hellingschraallandcomplex. Natuurhistorisch Maandblad 101(9): 164-169.

Reemer, M., W. Renema, W. van Steenis, T. Zeegers, A. Barendregt, J.T. Smit, M. van Veen, J. van Steenis & L. van der Leij (2009). De Nederlandse zweefvliegen (Diptera: Syrphidae). Nederlandse Fauna 8. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, European Invertebrate Survey - Nederland, Leiden.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda (1996). De Vegetatie van Nederland 3. Plantengemeenschappen van graslanden zomen en droge heiden. Opulus, Uppsala/Leiden.

Siepel, H. (1994). Structure and function of soil microarthropod communities. Ph.D. Thesis Wageningen University, Wageningen.

Siepel, H., W. Dimmers, N.A.C. Smits & B. Vierbergen (2012). New mossmites from the Netherlands (Acari: Oribatida). Nederlandse Faunistische Mededelingen 38: 89-94.

Smits, N.A.C., R. Bobbink, J.H. Willems, C.G.E. van Noordwijk, H. Esselink, H. Siepel, R. Huiskes, L. Kuiters & J.H.J. Schaminée (2006). Herstel van schrale hellinggraslanden in Zuid-Limburg. Natuurhistorisch Maandblad 95 (8): 181-185.

Smits, N.A.C., C.G.E. van Noordwijk, R. Bobbink, H. Esselink, R. Huiskes, L. Kuiters, W. Ozinga, J.H.J. Schaminée, H. Siepel, W.C.E.P. Verberk & J.H. Willems (2009). Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen. Ede, Ministerie van LNV, Directie Kennis (Rapport DKI nr. 2009/dk118-O).

Smits, N.A.C. (2010). Restoration of nutrient-poor grasslands in Southern Limburg. Vegetation development and the role of soil processes. Ph.D. Thesis, Utrecht University, Utrecht.

Smits, N.A.C., M.M. Hefting, M.P. Kamst-Van Agterveld, H.J. Laanbroek, A.J. Paalman & R. Bobbink (2010a). Nitrification along a grassland gradient: inhibition found in matgrass swards. Soil Biology & Biochemistry 42: 635-641.

Smits, N.A.C., R. Bobbink H.J. Laanbroek, A.J. Paalman & M.M. Hefting (2010b). Repression of potential nitrification activities by matgrass sward species. Plant and Soil 337: 435-445.

Stahl, D.A., en De la Torre, J.R. (2012). Physiology and Diversity of Ammonia-Oxidizing Archaea. Annual review of microbiology 66:83-101.

Subbarao G.V., O. Ito, K.L. Sahrawat, W.L. Berry, K. Nakahara, T. Ishikawa, T. Watanabe, K. Suenaga, M. Rondon & I.M. Rao (2006). Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems- challenges and opportunities. Critical Reviews in Plant Sciences 25: 303-335.

Subbarao G.V., M. Rondon, O. Ito, T. Ishikawa, I.M. Rao, K. Nakahara, C. Lascano & W.L. Berry (2007). Biological nitrification inhibition (BNI) – is it a widespread phenomenon? Plant Soil 294: 5-18.

Swaay, C.A.M. van, K. Veling, T. Termaat, K. Huskens & C.L. Plate (2013). Vlinders en libellen geteld. Jaarverslag 2012. Rapport VS2013.003, De Vlinderstichting, Wageningen.

Swertz, C.A., J.H.J. Schaminée & E. Dijk (1996). De vegetatie van Nederland Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en heiden. Hoofdstuk 19. Nardetea. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

Tongeren, O. van, N. Gremmen & S.M. Hennekens (2008). Assignment of relevés to pre-defined classes by supervised clustering of plant communities using a new composite index. Journal of Vegetation Science 19: 525-536.

Turin, H. (2000). De Nederlandse loopkevers: Verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae). Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij, European Invertebrate Survey - Nederland, Leiden.

Ulrich, B. (1983). Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO2, alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich, B. & S. Pankrath (eds). Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Reisel Publishing Company.

Verschoor, G., H. Damsma, L. Wortel, M. Aendekerk & J. Keulen (2004). De Julianagroeve, ontwikkeling van de flora in een vijftig jaar verlaten kalksteengroeve. Natuurhistorsich Maandblad 93: 131-136.

Willems, J.H. (1982). Phytosociological and geographical survey of Mesobromion communities in Western Europe. Vegetatio 48: 227-240.

Willems, J.H. (1987). Ons krijtland: Kalkgrasland in Zuid-Limburg. Wetenschappelijke Mededelingen. KNNV uitgeverij, Utrecht.

Woodcock, B.A., A.R. Edwards, C.S. Lawson, D.B. Westbury, A.J. Brook, S.J. Harris, V.K. Brown & S.R. Mortimer (2008). Contrasting success in the restoration of plant and phytophagous beetle assemblages of species-rich mesotrophic grasslands. Oecologia, 154(4): 773–783.

Woodcock, B.A., A.R. Edwards, C.S. Lawson, D.B. Westbury, A.J. Brook, S.J. Harris, G. Masters, R. Booth, V.K. Brown & S.R. Mortimer (2010). The Restoration of Phytophagous Beetles in Species-Rich Chalk Grasslands. Restoration Ecology, 18(5): 638–644.

Bijlagen (zie CD-ROM bij rapport)

1. Locaties monsterpunten grootschalig experiment
2. Methode bodemanalyses
3. Methode bemonstering fauna grootschalig experiment
4. Methode voor het onttrekken van de bodemfauna uit het bodemmateriaal
5. Locaties metingen bodemchemie hellingschraalland-terreinen
6. Methode PAA
7. Resultaten eerste ent-experiment
8. Soortensamenstelling permanente kwadraten Verlengde Winkelberg
9. Soortensamenstelling permanente kwadraten Keerderberg
10. Soortensamenstelling permanente kwadraten Doeveberg
11. Soortensamenstelling permanente kwadraten Schiepersbergcomplex
12. Soortensamenstelling permanente kwadraten Schiepersbergcomplex *Orchis simia* deel
13. Bodemchemie Verlengde Winkelberg
14. Loopkeverdata
15. Wantsendata
16. Mierendata
17. Vlinderdata
18. Sprinkhaandata
19. Zweefvliegdata
20. Bijendata
21. Soortensamenstelling bodemmesofauna
22. Bodemchemie ent-experiment Verlengde Winkelberg
23. Resultaten bodemchemische metingen 2010-2011