

Kennisnetwerk OBN

Verzuring van loofbossen op droge zandgronden en herstel mogelijkheden door steenmeeltoediening



Verzuring van loofbossen op droge zandgronden en herstelmogelijkheden door steenmeeltoediening



Provincie Noord-Brabant

© 2019 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2019/OBN229-DZ
Driebergen, 2019

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Aanvullend is door de provincies Noord-Brabant en Gelderland financiering beschikbaar gesteld.

Wijze van citeren: De Vries, W., M.J. Weijters, J.J. de Jong, S.P.J. van Delft, J. Bloem, A. van den Burg, G.A. van Duinen, E. Verbaarschot & R. Bobbink (2019). Verzuring van loofbossen op droge zandgronden en herstel mogelijkheden door steenmeeltoediening. Rapport OBN229-DZ. Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE), Driebergen.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de VBNE onder vermelding van code 2019/OBN229-DZ en het aantal exemplaren.

Oplage	75 exemplaren
Samenstelling	Wim de Vries, Wageningen University & Research Maaïke Weijters, Onderzoekcentrum B-Ware Anjo de Jong, Wageningen University & Research Bas van Delft, Wageningen University & Research Jaap Bloem, Wageningen University & Research Arnold van den Burg, Stichting BioSFeer Gert-Jan van Duinen, Stichting Bargerveen Evi Verbaarschot, Onderzoekcentrum B-Ware Roland Bobbink, Onderzoekcentrum B-Ware
Foto voorkant	Met trekker en pendelstrooier fijngemalen steenmeel uitstrooien van Eifelgold. Fotograaf: Maaïke Weijters
Druk	KNNV Uitgeverij/KNNV Publishing
Productie	Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE) Adres : Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen Telefoon : 0343-745250 E-mail : info@vbne.nl

Voorwoord

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

In het kader van Natura 2000 worden in Europees perspectief zeldzame soorten en vegetatietypen in Nederland beschermd. In dit rapport staan de loofbossen op droge zandgronden centraal. In het najaar van 2015 is een onderzoeksproject opgezet met toediening van steenmeel om de gezondheid van deze bossen te herstellen. Het experiment is op identieke wijze uitgevoerd op twee locaties: één in het zuidelijk zandgebied (Mastbos bij Breda) en één in het centrale zandgebied (Nationale Park "de Hoge Veluwe"). Er zijn effectmetingen uitgevoerd in de eerste drie groeiseizoenen na toedieningen waarbij de vitaliteit van de zomereiken, de bladchemie en chemie van de bodem zijn bekeken. Daarnaast is aandacht geschonken aan de relatie bladchemie en vlinderfauna.

In een tweetal aanvullende projecten (één voor het Mastbos en één voor de Hoge Veluwe, gefinancierd door respectievelijk de provincies Noord-Brabant en Gelderland) is tevens aandacht besteed aan het functioneren van het bodemsysteem, wat cruciaal is voor de gezondheid van deze bossen. De samenstelling van de bodemgemeenschap beïnvloedt de afbraaksnelheid van organisch materiaal en daarmee de stofkringloop en mineralisatie van nutriënten. Hierbij zijn bacteriën en schimmels de primaire afbrekers, terwijl de bodemmicro- en mesofauna onder meer verantwoordelijk zijn voor het verkleinen van het strooisel. In deze projecten zijn de gevolgen van steenmeeltoediening op de bodemecologie gekwantificeerd, waaronder bodemecologische processen zoals stikstofmineralisatiesnelheid en nitrificatiesnelheid, de ectomycorrhizabezetting van boomwortels, de verhouding bacteriën/schimmels en de samenstelling van de meso- en macrofauna. De metingen hieraan zijn in 2018 uitgevoerd.

Dit eindrapport geeft een overzicht van de bovengenoemde onderzoeken. Dit betreft een weergave van de opzet van de experimenten, de uitgangssituatie en de resultaten van de bepalingen dan wel metingen op de groei en vitaliteit, humusvormen en ondergroei, bodemchemie en bladchemie en de doorwerking naar herbivore fauna (vlinderpopulaties) en bodemecologie. Dit rapport bevat eveneens twee afgeronde voorstudies, te weten: (i) de resultaten van een literatuurstudie naar de factoren die een rol spelen bij eikensterfte en (ii) de opzet en resultaten van een herbemonstering van eikenopstanden in 2015, in vergelijking tot metingen in 1990, om na te gaan of er in de afgelopen decennia sprake is geweest van doorgaande verzuring.

Ik wens u veel leesplezier.

Teo Wams

Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	4
Samenvatting	6
Summary	11
1 Inleiding	17
1.1 Aanleiding en doelstelling	17
1.2 Aanpak van het onderzoek	18
1.3 Opzet van het rapport	19
2 De invloed van stikstofdepositie, weer en ozon op de voedingstoestand, groei en vitaliteit van loofbossen op zandgronden	20
2.1 De vitaliteit van loofbossen in historisch perspectief	20
2.2 Interacties tussen factoren die eikensterfte veroorzaken	22
2.3 Effecten van stikstofdepositie op loofbossen van droge bodems	25
2.3.1 Stikstofbeschikbaarheid en bodemverzuring	25
2.3.2 Bodemleven en wortelstelsel	30
2.3.3 Voedingstoestand van bomen	31
2.3.4 Gevoeligheid voor pathogene micro-organismen en insectenplagen	33
2.3.5 Boomgroei en bosvitaliteit	34
2.3.6 Doorwerking van nutriëntenonbalans in de voedselketen	36
2.4 Conclusies	37
3 Doorgaande bodemverzuring onder eikenopstanden tussen 1990 en 2015	39
3.1 Inleiding	39
3.2 Methode	39
3.2.1 Selectie locaties	39
3.2.2 Monsternamen en analyse bodem	41
3.2.3 Resultaten	41
3.2.4 Conclusies	45
4 Effecten van steenmeelexperimenten op bosvitaliteit, bodem, blad en vlinderrupsen	46
4.1 Inleiding	46
4.2 Methode	46
4.2.1 Selectie proefvelden	46
4.2.2 Aanleg proefvelden	47
4.2.3 Hoeveelheid, samenstelling en toediening van de steenmelen	48
4.2.4 Metingen	50
4.3 Effecten op bosvitaliteit, bodemchemie en bladchemie	54
4.3.1 Boomgroei: stamtal, hoogte en diameter	54
4.3.2 Vitaliteit, insectenvraat en schimmelaantasting	56

4.3.3	Ondergroei, bodem en humusprofielen	59
4.3.4	Bodemchemie	62
4.3.5	Bladchemie	74
4.4	Effecten op rupsenvraat	80
4.4.1	Achtergrond en doel van het onderzoek	80
4.4.2	Onderzoeksaanpak	81
4.4.3	Resultaten	81
4.5	Conclusies	85
5	Doorwerking van herstelmaatregelen op bodemecologie	88
5.1	Achtergrond en doel van het onderzoek	88
5.2	Onderzoeksaanpak	92
5.3	Resultaten	97
5.4	Conclusies	108
6	Conclusies en implicaties voor de praktijk	111
6.1	Conclusies	111
6.2	Implicaties voor de praktijk	112
6.3	Kennislacunes	115
7	Referenties	117
	Bijlagen	

Samenvatting

Achtergrond van het onderzoek

In het pleistocene zandlandschap is door atmosferische depositie van stikstof (N)- en, voorheen, zwavel (S)-verbindingen zowel bodemverzuring als vermesting opgetreden. Dit heeft geleid tot een sterke kwalitatieve afname van de kenmerkende voedselarme en (zeer) licht gebufferde habitattypen van het droog en nat zandlandschap. Door de voortschrijdende bodemverzuring (= afname buffercapaciteit) zijn kationen zoals calcium (Ca), kalium (K) en magnesium (Mg) steeds meer uitgespoeld, en is de beschikbaarheid van aluminium (Al) verhoogd. Verder wordt de afbraak van organisch materiaal en vaak ook de nitrificatie geremd. Daarnaast is door de overmaat aan stikstof de mineralenbalans van de systemen op zandgronden verstoord geraakt. Kant en klare effectieve herstelmaatregelen zijn er voor droge arme loofbossen op dit moment niet, terwijl het gezien de omvang van het areaal wel van groot belang is dat hier onderzoek naar gedaan wordt.

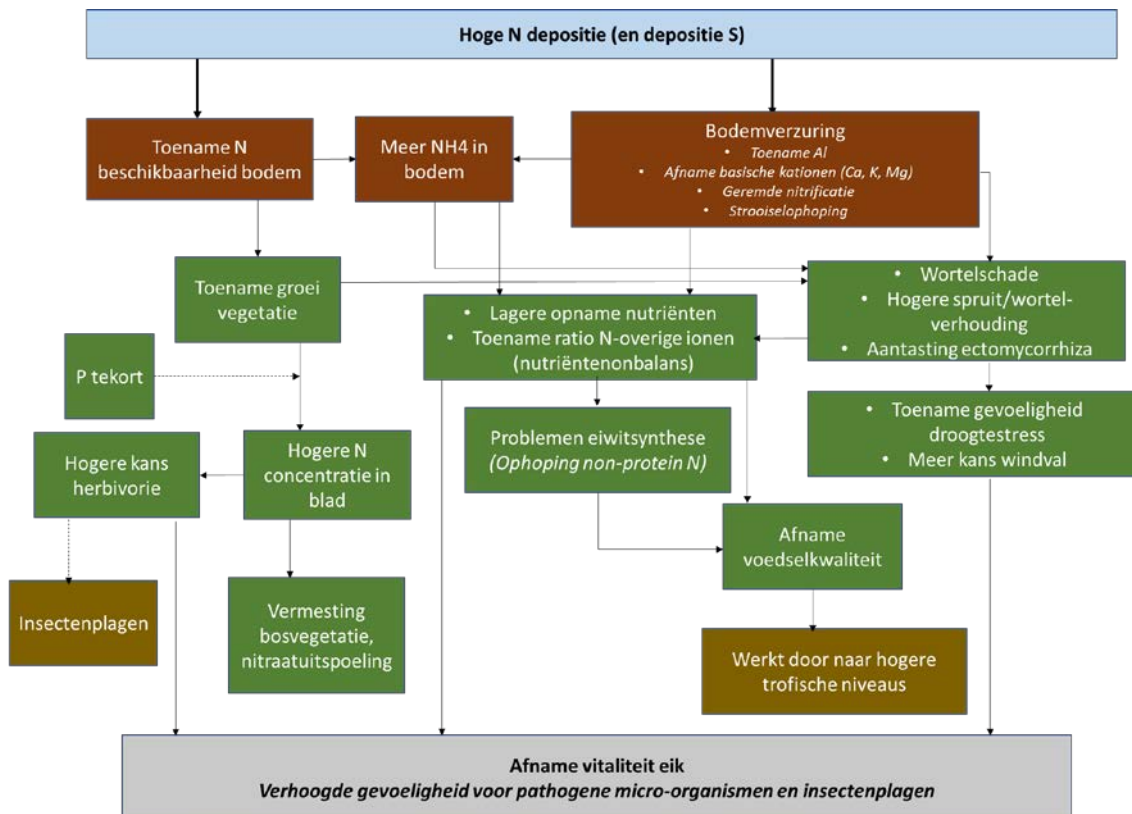
Het in dit rapport beschreven onderzoek bevat: (i) een literatuurstudie naar de rol van bodemverzuring en N-overmaat in de degradatie van droge loofbossen (inclusief zomereiksterfte) op arme zandgrond, (ii) een veldstudie naar trends in bodemverzuring in de afgelopen decennia en (iii) het uittesten van voor de beheerpraktijk bruikbare herstelmaatregelen, te weten de toediening van steenmelen als "slow release fertilizers". Daarbij is gekeken naar effecten op boomvitaliteit, ondergroei, schimmel en insecten-aantasting en doorwerking op de fauna in samenhang met bodem(vocht) chemie en bladchemie. Het doel van de experimenten is om na te gaan of de waargenomen degradatie is terug te draaien, zonder bijkomende ongewenste neveneffecten als verruiging.

De rol van bodemverzuring en stikstofovermaat op de degradatie van droge loofbossen

De resultaten van de literatuurstudie naar de factoren die een rol spelen bij eikensterfte wijzen op een significante rol van stikstofdepositie. Verhoogde stikstofdepositie is een oorzaak van doorgaande bodemverzuring, wat leidt tot een afnemende beschikbaarheid van calcium, magnesium en kalium en een onbalans van die nutriënten ten opzichte van stikstof. Daarnaast neemt onder zeer zure omstandigheden de aluminium concentratie toe. Dit leidt vervolgens tot effecten op de voedingstoestand van het bos, het wortelstelsel en aantastingen door ziekten en plagen, die op elkaar inwerken en de vitaliteit en groei van bomen beïnvloeden. Daarbij speelt klimaatverandering vrijwel zeker een versterkende rol door vervroeging van het groeiseizoen waardoor late voorjaarsvorst relatief vaker voorkomt en het vaker voorkomen van klimaatextremen, zowel te droog als te nat. Daarnaast zijn door de sterk toegenomen drainage in het zandlandschap de grondwaterstanden in veel (voorheen) vochtige bossen in het winter/voorjaar lager geworden, waardoor de waterbeschikbaarheid is afgenomen. Hoewel ozonpieken, in samenhang met een hoge geadsorbeerde ozondosis (POD) een negatief effect hebben op de groei en vitaliteit van bossen, is het effect ervan in de veldsituatie waarschijnlijk beperkt.

Trends in bodemverzuring in de periode 1990-2015

De resultaten van een herbemonstering van eikenopstanden in 2015, in vergelijking tot metingen in 1990 en 1995 laten zien dat in 2015 de basenverzadiging in de bovenste 30 cm vrijwel altijd beneden de 10% is gezakt, terwijl in 1990 nog meerdere gronden voorkwamen met een beduidend hogere basenverzadiging. Dit wijst erop dat ondanks de afnemende verzurende depositie, de basenverwerking niet in staat is deze toevoer volledig te neutraliseren, waardoor de uitwisselbare basenvoorraad nog steeds afnam.



Schematisch overzicht van de effecten van N-depositie in bossen, toegepast op de vitaliteit van eik.

De huidige depositie zal op alle gronden met een relatief lage verwerking, waaronder alle zandgronden en lössgronden, dus vrijwel zeker tot een afnemende basen bezetting leiden tot het niveau van ca 5-10%, waaronder geen verdere basenmobilisatie meer plaatsheeft. Op basis hiervan mag geen natuurlijk herstel van deze bossen verwacht worden.

Onderzoekslocaties en steenmeelexperimenten

Om de buffercapaciteit van bosbodems te vergroten is in de periode november 2015 – maart 2016 is een experiment opgezet met toediening van steenmeel om na te gaan of de gezondheid van bossen hersteld. Het experiment is op identieke wijze uitgevoerd op twee locaties: één in het zuidelijk zandgebied (Mastbos bij Breda) en één in het centrale zandgebied (Nationale Park “de Hoge Veluwe”). Het karakter van de eikenopstanden verschilt tussen beide locaties. De dichtheid van de eiken is bij het nationale park de Hoge Veluwe lager dan bij het Mastbos en het kronendak is meer open. Dat kan (deels) zijn veroorzaakt door een grotere sterfte van de eiken in het recente verleden. De gemiddelde diktegroei is bij het nationale park de Hoge Veluwe niet wezenlijk anders dan bij het Mastbos, ondanks de wat minder gunstige bodemvruchtbaarheid. De open opstandsstructuur van de eiken bij het nationale park de Hoge Veluwe speelt hierbij waarschijnlijk een rol.

Op beide locaties zijn proefvelden van 30 x 30 m uitgezet, waarbij de volgende behandelingen werden toegepast: onbehandeld (controle), steenmeel A (Eifelgold) en steenmeel B (Lurgi, merknaam Soilfeed). Er is gekozen voor Mg- en K-rijke steenmelen, die in maart 2016 zijn toegediend. Per behandeling zijn per toeval 3 herhalingen (“replica’s”) ingericht, zowel in het Mastbos als op de Hoge Veluwe, zodat een statistisch verantwoorde interpretatie mogelijk is. Er zijn effectmetingen uitgevoerd in de eerste drie groeiseizoenen na toedieningen en wel de vitaliteit en groei van de zomereiken en de bladchemie en chemie van de bodem (twee dieptes). Daarnaast is aandacht geschonken aan effecten op de vlinderfauna en de bodemecologie.



Uitstrooien steenmeel met trekker en pendelstrooier in het Mastbos

Doorwerking van steenmeeltoediening op bosvitaliteit, groei en vlinderpopulaties

Resultaten van de effecten van de steenmeelexperimenten op bosvitaliteit en groei en vlinderpopulaties op de twee boslocaties (vaak Nationaal Park Hoge Veluwe en Mastbos) laten het volgende zien:

- Hoewel er wel verschillen in bladbezetting en diktegroei tussen de behandelingen zijn waargenomen, waren deze niet significant. In beide bosgebieden zijn wel tijdelijke afnamen van de bladbezetting waargenomen, onafhankelijk van de steenmeelbehandelingen. Het meest duidelijk was dit in mei 2017 door vraat van de kleine wintervlinder. In het najaar van 2018 was er vooral bij het nationale park de Hoge Veluwe sprake van een verminderde bladbezetting door droogte
- Uit eerder onderzoek is gebleken dat een gebrekkige assimilatie van eiwitten (en aminozuren) de belangrijkste reden is waarom populaties van vlinderrupsen zich niet op zomereiken kunnen ontwikkelen. Chlorofylmetingen en rupsenvraatgegevens duiden erop dat in het Mastbos geen sprake is van aminozuurproblemen, maar op het nationale park de Hoge Veluwe wel. Daar is sprake van hogere chlorofylgehalten die gecorrigeerd zijn met veel lagere rupsenvraatscores. De behandeling met steenmeel heeft op de korte looptijd van het experiment hierin nog geen grote veranderingen kunnen bewerkstelligen. Wel name de rupsenvraatscores toe op het nationale park de Hoge Veluwe in vergelijking met de onbehandelde controle. Dit is een signaal dat de voedingswaarde van het eikenblad verbeterd is in de proefvlakken waar steenmeel is opgebracht.



Rups van de kleinewintervlinder (links), een voorbeeld van aantasting (midden) in mei 2017 in het Mastbos en dezelfde boom als in het midden in augustus 2017, hersteld van vraat (rechts).

Doorwerking van steenmeeltoediening op bodemchemie en bladchemie

- Ondanks de relatief korte looptijd werden grote positieve effecten op de bodemchemie gemeten, en dan voornamelijk in de bovenste 20cm van de bodem (strooisel en minerale bodem). In de met steenmeel behandelde proefvlakken werd het adsorptiecomplex opgeladen met basen (hogere basenverzadiging), en nam de beschikbaarheid van kationen toe. Dit alles met een zeer kleine pH-toename.
- Ook in het blad werd een toename in basengehalten gemeten, met name na 3 jaar. Zo was er een significante toename in het kalium gehalte in eikenblad op beide locaties en voor beide steenmelen. Calcium was significant hoger na een behandeling met Lurgi op het nationale park de Hoge Veluwe en magnesium na een behandeling met Eifelgold in het Mastbos. Daarnaast nam het N-gehalte in het blad in de met steenmeel behandelde proefvlakken af! Verder werd er in de Hoge Veluwe, met een ernstig P-tekort, een toename van het P-gehalte na toediening van Eifelgold vastgesteld. In de met Lurgi behandelde proefvlakken nam echter het Mg-en P-gehalte in het blad af, met name in het Mastbos. In deze opstand is echter geen sprake van een Mg of P tekort.

Zowel in de bodemchemie als in de bladchemie waren de verschillen tussen de behandelingen het best zichtbaar in het derde meetjaar. Net als in de experimenten in de droge- en natte heide lijkt het enkele jaren te duren voordat de effecten van het steenmeel duidelijk terug gemeten werden. Daarnaast lijkt het steenmeel meer basen te leveren in de proefvelden in het nationale park de Hoge Veluwe vergeleken met die in het Mastbos. Mogelijk gaat de verwerking van het steenmeel sneller in de Veluwe dan in het Mastbos.

Doorwerking van steenmeeltoediening op bodemecologie

De toediening met steemeel heeft geen significant effect gehad op de (i) aantallen springstaarten en pissebedden, (ii) biomassa van schimmels en bacteriën en op de schimmel/bacterieverhouding, (iii) hoeveelheid ectomycorrhiza schimmels, (iv) het percentage met ectomycorrhiza bezette wortelpunten, en (v) potentiële N mineralisatie. De toediening van steemeel heeft echter wel geleid tot een significante (i) toename van regenwormen (beide locaties) en afname van miljoenpoten (Mastbos), (ii) toename in de hoeveelheid fijne wortels, echter zonder toename van ectomycorrhiza (iii) afname in het percentage NH_4 van de gemineraliseerde N ($\%\text{NH}_4$) en (iv) toename in de potentieel mineraliseerbare N. De toename van mineraliseerbare N wijst op meer gemakkelijk afbreekbare organische stof en betere omstandigheden voor het bodemleven, met name bacteriën en regenwormen. Deze toename kan samenhangen met de toename van de fijne wortels. De toename in de hoeveelheid fijne wortels is gunstig omdat dit de opname bevordert en dus de uitspoeling vermindert, terwijl de potentiële N mineralisatie niet is verhoogt. Of de nitrificatie is verhoogd is nog niet eenduidig vastgesteld. Als dit zo is betekent dit dat er meer risico is op nitraatuitspoeling en daarmee meer uitspoeling van basen en aluminium (verzuring). De mycorrhiza-bezetting was extreem laag op beide locaties. Dat is geen gezonde situatie voor een bosbodem.



Opengeklapte steekbuis met monster voor analyse van de mesofaunasamenstelling (links) en monstername voor de bodemmacrofauna (rechts).

Samenvattend

De steenmeelgiften hebben tot een significante verandering in de basenverzadiging geleid. Uit een vergelijking van de toegevoerde hoeveelheid basen (K, Ca en Mg) met Lurgi en Eifelgold en de toename in de hoeveelheid uitwisselbare basen blijkt dat ca 10-40% van de totale toevoer van deze basen aan het adsorptiecomplex is vastgelegd. Dit wijst op een significante verwerking van steenmeel, wat ook blijkt uit de zeer sterke toename van de siliciumconcentraties. De toename in basenverzadiging is gepaard gegaan met een zeer geringe pH stijging. Verder zijn er duidelijke indicaties voor een positief effect op de gehalten aan K, Ca, en Mg in bladeren die met name in het derde jaar significant toenamen in beide locaties voor beide steenmelen (K), dan wel in de met Lurgi behandelde proefvlakken in de Hoge Veluwe (Ca) of de met Eifelgold behandelde proefvlakken in het Mastbos (Mg). Daarnaast werd een significante afname in het N-gehalte in het blad gemeten in de met Eifelgold behandelde proefvlakken (Mastbos) en met Lurgi behandelde proefvlakken (Mastbos en Hoge Veluwe). De toediening met steenmeel heeft ook geleid tot een significante toename van regenwormen en van de hoeveelheid fijne wortels, wat gunstig is voor de voedingshuishouding. Hoewel dit onderzoek op korte termijn veelal tot positieve resultaten heeft geleid is het nog geen bewezen herstelmaatregel en aanvullend onderzoek is nodig om de effecten op de (middel)lange termijn te meten.

Summary

Background of the investigation

In the Dutch Pleistocene sand landscape, both soil acidification and eutrophication have occurred due to atmospheric deposition of nitrogen (N) and, previously, sulphur (S) compounds. This has led to a strong decrease in the characteristic nutrient-poor and (very) lightly buffered habitat types of the dry and wet sand landscape. The progressive soil acidification (= decrease in buffer capacity) implies that cations such as calcium (Ca), potassium (K) and magnesium (Mg) are being flushed out, and the availability of aluminium (Al) has been increased. Furthermore, the decomposition of organic material and often also nitrification is inhibited. In addition, the excess of nitrogen has disturbed the mineral balance of the vegetation systems on sandy soils. There are currently no remedial measures applied for dry, poor deciduous forests to reduce the acidification. Considering the size of the affected area it is of great importance that research is carried to evaluate such measures.

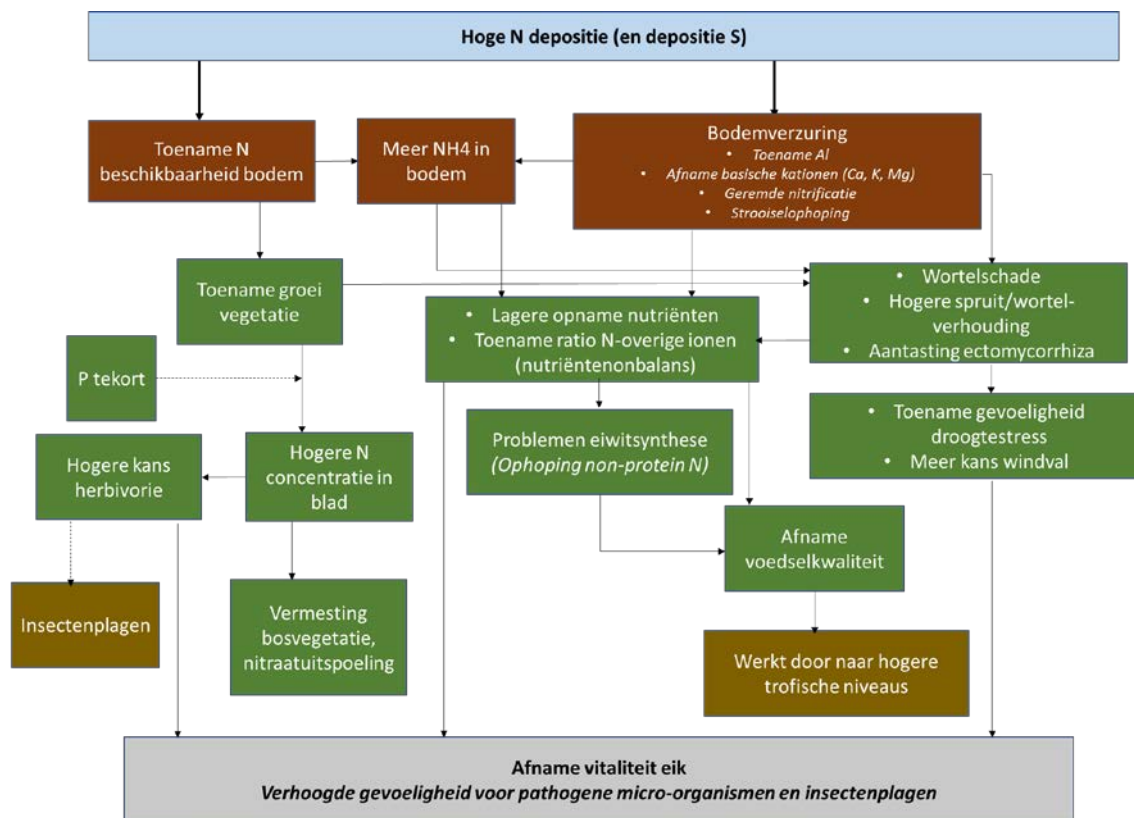
The research described in this report includes: (i) a literature study on the role of soil acidification and N-excess in the degradation of dry deciduous forests (including oak mortality) on poor sandy soil, (ii) a field study of trends in soil acidification in recent decades and (iii) testing of a restorative management practice, namely the addition of rock powder as "slow release fertilizer". This involves an assessment of impacts on tree vitality, forest undergrowth, fungus and insect damage and fauna in connection with soil (solution) chemistry and foliar chemistry. The purpose of the experiments is to determine whether the observed degradation can be reversed, without additional unwanted side effects such as strong vegetation changes.

The role of soil acidification and excess nitrogen in the degradation of dry deciduous forests

The results of the literature study on the factors that play a role in oak mortality indicate a significant role of nitrogen deposition. Increased nitrogen deposition is a major cause of ongoing soil acidification, which leads to a decreasing availability of calcium, magnesium and potassium and an imbalance of those nutrients with respect to nitrogen. In addition, the aluminium concentration increases under very acidic conditions. This then leads to effects on the nutritional status of the forest, the root system and attacks by diseases and pests, which interact and influence the vitality and growth of trees. Climate change almost certainly plays a reinforcing role. It leads to an earlier start of the growing season, implying that late spring frost occurs more frequently and climate extremes, leading to both too dry and too wet circumstances, occur more frequently. In addition, the sharp increase in drainage in the sandy landscape reduced the groundwater levels in many (previously) moist forests in the winter and spring period, resulting in a decrease in water availability. Although ozone peaks, in combination with a high phytotoxic ozone dose (POD), have a negative effect on the growth and vitality of forests, their effect in the field situation in the Netherlands is likely limited.

Trends in soil acidification in the period 1990-2015

The results of a re-sampling of oak stands in 2015, compared to measurements in 1990 and 1995, show that in 2015 the base saturation in the upper 30 cm almost always dropped below 10%, while in 1990 there were still several soils with a significantly higher base saturation. This implies that despite the decreasing acidifying deposition, the base weathering is not able to completely neutralize this input, as a result of which the exchangeable base cation pools still decreased.



Schematic overview of the effects of N-deposition in forests, applied to the vitality of oak.

The current deposition on all soils with relatively low weathering, including all sandy soils and loess soils, will almost certainly lead to a decrease in base saturation to approximately 5-10%, below which no further base mobilization will take place. Considering this acid input, no natural recovery of these forests can be expected.

Research locations and rock powder experiments

To increase the buffer capacity of forest soils, experiments were set up in the period November 2015 - March 2016 in which rock powder was added to soils to check whether the health of forests has recovered. The experiments were carried out at two locations: one in the southern sandy area (Mastbos near Breda) and one in the central sandy area (National Park "de Hoge Veluwe"). The density of the oak is lower at "de Hoge Veluwe" than at Mastbos and the canopy roof is more open, which may (partly) have been caused by a greater mortality of the oak in the recent past. The average thickness growth in the Hoge Veluwe is not substantially different than in Mastbos, despite the somewhat less favourable soil fertility. The open upstand structure of the oaks at the Hoge Veluwe probably plays a role in this.

Test sites of 30 x 30 m were set up at both locations, using the following treatments: untreated (control), rock powder A (Eifelgold) and rock powder B (Lurgi, brand name Soilfeed). The choice was made for Mg and K rich rock powders, which were added to the soil in March 2016. For each treatment, there were three random repetitions ("replicas"), both in Mastbos and de Hoge Veluwe, to allow statistically justified interpretations. Effect measurements were performed in the first three growing seasons after addition, including the vitality and growth of the summer oaks, the foliar chemistry and chemistry of the soil (two depths). In addition, attention was paid to effects on caterpillars and soil ecology.



Mechanical application of rock powder at the Mastbos site

Effects of rock powder addition on forest vitality, growth and butterfly populations

Results of the effects of the rock powder experiments on forest vitality and growth and butterfly populations at the two forest locations (often Hoge Veluwe National Park and Mastbos) show the following:

- Although differences in leaf occupation and diameter growth were observed between treatments, they were not significant. Temporary increases in defoliation have been observed in both forest areas, independent of the rock powder treatments. This was most evident in May 2017 because of the small winter butterfly. In the autumn of 2018, there was an increase in defoliation due to drought, particularly at the Hoge Veluwe.
- Previous research has shown that poor assimilation of proteins (and amino acids) is the main reason why caterpillars of butterflies cannot develop on summer oaks. Chlorophyll measurements and caterpillar feeding data indicate that there are no problems with the amino acid synthesis in Mastbos, but in the Hoge Veluwe national park there are. There are higher levels of chlorophyll that are correlated with a much lower caterpillar score. The treatment with rock powder has not caused major changes during the short duration of the experiment, although the caterpillar score did increase in the Hoge Veluwe national park compared to the untreated control. This is a signal that the nutritional value of the oak leaf has improved in the test areas where rock powder has been applied.



Caterpillar of the small winter butterfly (left), an example of an attack (middle) in May 2017 at the Mastbos site and the same tree as in the middle in August 2017, recovered from defoliation (right).

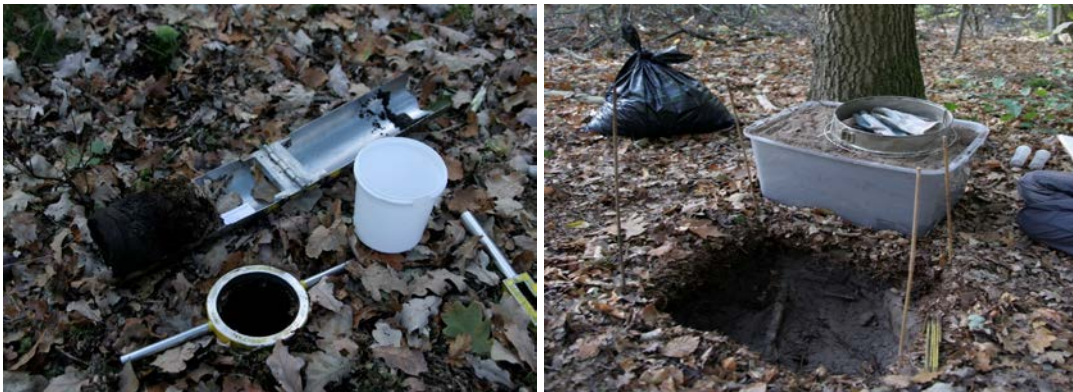
Effects of rock powder addition on soil chemistry and leaf chemistry

- Despite the relatively short duration of rock powder addition experiment, positive effects on soil chemistry were measured, mainly in the upper 20 cm of the soil (litter and mineral

soil). In this layer the adsorption complex was recharged with base cations, leading to a higher base saturation and an increased availability of base cations. These changes were accompanied with a very small pH increase only.

- An increase in base cation concentrations was also measured in the leaves, particularly after 3 years. For example, there was a significant increase in the potassium content in oak leaves at both locations and for both rock powders. Calcium was significantly higher after treatment with Lurgi in the Hoge Veluwe National Park and magnesium after treatment with Eifelgold in the Mastbos. In addition, the N content in the leaf in the plots treated with rock powder decreased! Furthermore, in the Hoge Veluwe, with a severe P deficiency, an increase in P content was observed after addition of Eifelgold. In the plots treated with Lurgi, however, the Mg and P content in the leaves decreased, especially in the Mastbos. There is, however, no Mg or P deficiency in this forest.

Both with respect to soil chemistry and foliar chemistry, the differences between treatments were best visible in the third year. As with experiments in dry and wet heath, it seems to take a few years before the effects of the rock powder were measured. In addition, the rock powder appeared to cause a larger increase in base cation pool, in plots in the Hoge Veluwe compared to those in Mastbos. The weathering of the rock powder may be faster in the Veluwe than in the Mastbos.



Opened sampling tube with sample for the analysis of the mesofauna composition (left) and sampling of the soil macro fauna (right).

Effects of rock powder addition on soil ecology

The addition of rock powder did not yet have a significant effect on the (i) numbers of springtails and piss beds, (ii) fungal and bacterial biomass and on fungal / bacterial ratio, (iii) the amount of ectomycorrhiza fungi, (iv) the percentage of ectomycorrhiza-rooted roots , and (v) potential N mineralization. However, the addition of rock powder has led to a significant (i) increase in earthworms (both at Mastbos and Hoge Veluwe) and a decrease in million legs (Mastbos), (ii) an increase in the amount of fine roots, but without an increase in ectomycorrhiza (iii) a decrease in the percentage NH_4 of the mineralized N (% NH_4) and (iv) increase in the potential mineralizable N. The increase in mineralizable N indicates more readily degradable organic matter and better conditions for soil life, especially bacteria and earthworms. This increase can be related to the increase in fine roots. The increase in the amount of fine roots is favourable because it promotes absorption and therefore reduces leaching, while the potential N mineralization is not increased. Whether nitrification has been increased has not yet been clearly determined. If this is the case, this means that there is more risk of nitrate leaching accompanied with bases and aluminium (acidification). The mycorrhiza occupation was extremely low at both locations. That is not a healthy situation for a forest floor.

In summary

The rock powder additions have led to a significant change in the base saturation. A comparison of the supplied amount of bases (K, Ca and Mg) with Lurgi and Eifelgold and the increase in the amount of exchangeable bases shows that approximately 10-40% of the total

supply of these bases is adsorbed in the soil, causing an increase in base saturation. This indicates a significant weathering of rock powder, which is also apparent from the very sharp increase in silica concentrations. The increase in base saturation has been accompanied by a very slight pH increase. Furthermore, there are clear indications for a positive effect on the levels of K, Ca, and Mg in leaves, which increased significantly in particular in the third year in both locations for both rock powders (K), or in the plots areas treated with Lurgi in the Hoge Veluwe (Ca) or the plots in the Mastbos (Mg) treated with Eifelgold. In addition, a significant decrease in N-content in the leaf was measured in the test surfaces treated with Eifelgold (Mastbos) and with Lurgi treated test surfaces (Mastbos and Hoge Veluwe). The addition of rock powder has also led to a significant increase in earthworms and in the amount of fine roots, which is beneficial for nutritional management. Although this research has mostly led to positive results in the short term, it is not yet a proven recovery measure and additional research is needed to measure the effects in the (medium) long term.

Dankwoord

De auteurs danken Wim Dimmers, Jan Kuper, Arriënne Matser, Juliette van der Schoor, Henk Siepel en Sanne ten Thije voor assistentie bij veldwerk, determinaties van de fauna en analyses. Verder worden Staatsbosbeheer en het Nationale Park de Hoge Veluwe bedankt voor het verlenen van toestemming om het onderzoek in hun terreinen uit te voeren en hun medewerking bij de uitvoering van het steenmeelexperiment. Bovendien danken wij, naast de VBNE, de Provincies Noord-Brabant en Gelderland voor de financiering van dit onderzoek. Tenslotte zijn wij de leden van het OBN-deskundigenteam erkentelijk voor de begeleiding van het project.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doelstelling

In het pleistocene zandlandschap is door atmosferische depositie van stikstof (N) en, voorheen, zwavel (S)-verbindingen zowel bodemverzuring als vermisting opgetreden. Dit heeft geleid tot een sterke kwalitatieve afname van de kenmerkende voedselarme en (zeer) licht gebufferde habitattypen van het droog en nat zandlandschap. Door de voortschrijdende bodemverzuring (= afname buffercapaciteit) zijn kationen zoals calcium (Ca), kalium (K) en magnesium (Mg) steeds meer uitgespoeld, en is de beschikbaarheid van aluminium (Al) verhoogd. Verder wordt de afbraak van organisch materiaal en vaak ook de nitrificatie geremd. Daarnaast is door de overmaat aan stikstof de mineralenbalans van de systemen op zandgronden verstoord geraakt. In bosbovengronden is ammonium nu de dominante N-vorm voor planten, met name doordat gereduceerd N (ammoniak/ammonium) al decennialang meer dan 75% uitmaakt van de N atmosferische depositie, in combinatie met een vaak geremde nitrificatie.

Aan deze problematiek is de laatste jaren veel aandacht besteed in verband met het herstel van de kenmerkende biodiversiteit in heiden en heischrale graslanden. Echter, ook de loofbossen op voedselarme of soms iets rijkere zandbodem – veelal met zomereik – hebben te maken met deze problematiek. Uit vroeger en recent onderzoek is duidelijk naar voren gekomen dat in eikenbossen op arme zandgronden sprake is van een mineralenonbalans die doorwerkt in de voedselketen (Bobbink *et al.*, 2012; Van den Burg *et al.*, 2014). Sterke gevoeligheid voor verminderde groei en zelfs sterfte van zomereik in perioden van droogte en veel insectenvraat op plaatsen met een nutriëntenonbalans zijn recent ook zichtbaar geworden op veel plaatsen (Oosterbaan, 2014, Lucassen *et al.*, 2014 a,b, Van den Burg *et al.*, 2014). In een vergelijkingsstudie van 10 bosgebieden in Nederland, met daarbinnen opstanden met zowel hoge als lage sterfte vonden Oosterbaan *et al.* (2014) niet alleen lage Mg en K gehalten, maar ook zeer lage mangaan (Mn) gehalten in de bodems van de plekken met veel sterfte. Dit onderzoek onderstreept daarmee het belang van zowel macro- als micronutriënten bij bossterfte. Daarmee is dat onderzoek ook een belangrijk aangrijpingspunt voor het ontwikkelen van mogelijk effectieve maatregelen.

Veel bosgebieden zijn vanwege de actuele en potentiële natuurwaarde onderdeel van het N2000 netwerk en vormen een cruciaal onderdeel van een vitaal natuurnetwerk. Met name in bossen met loofhoutsoorten komen veel verschillende soorten voor, terwijl de bossen zelf naast een ecologische ook een grote recreatieve (beleving), milieu (fijn stof, CO₂ vastlegging) en economische (houtoogst, recreatie) functie hebben. Het probleem speelt in een groot deel van het Nederlandse bos op zandgrond.

Kant en klare effectieve herstelmaatregelen zijn er voor droge arme loofbossen op dit moment niet, terwijl het gezien de omvang van het areaal wel van groot belang is dat hier onderzoek naar gedaan wordt. In het verleden zijn er al wel experimenten geweest met bemesting en/of bekalking maar de daaruit ontstane verruiging is –bij de gebruikte hoge dosis -na een groot aantal jaren nog steeds merkbaar (Van Dobben, 2011) en vanuit natuuroogpunt ongewenst. Aanvulling met gemalen silicaatmineralen (steenmeel) kan er in principe voor zorgen dat het verlies van verweerbare mineralen veel geleidelijker gecompenseerd wordt en er op termijn weer verbetering gaat optreden (Weijters *et al.*, 2018). Er bestaan echter nog duidelijke kennislacunes waar het om de mogelijk positieve effecten en geringe bijwerking van lage dosis bekalking en slow release mineralengiften betreft. Naast het doel om de vitaliteit van bossen, in het bijzonder zomereiken, te

verbeteren, hebben de maatregelen ook tot doel de diversiteit van dieren te herstellen. Verder kunnen mineralen die de vitaliteit van bomen limiteren ook de herbivore fauna limiteren. Eerder OBN onderzoek aan zomereiken laat zien dat waar de bomen last hebben van verzuring en mineralengebreken, vlinderrupsen het meest te lijden hebben van een verstoorde stikstofassimilatie in het blad (Van den Burg *et al.*, 2014). Het is dus belangrijk om vast te stellen of slow release mineralengiften ertoe leiden dat de stikstofassimilatie herstelt en de bomen hierdoor weer geschikt worden voor vlinderrupsen.

De doelstelling van het onderzoek is

- het analyseren van de rol van bodemverzuring en hoge N-depositie in de ecologische degradatie van droge loofbossen op arme zandgrond (inclusief zomereiksterfte);
- het uittesten van voor de beheerpraktijk bruikbare herstelmaatregelen om de waargenomen degradatie terug te draaien, zonder bijkomende ongewenste neveneffecten als verzuuring.

In het onderzoek wordt daarbij gekeken naar de relatie tussen N-depositie en bosvitaliteit, ondergroei en schimmel- en insectenaantasting en naar de doorwerking van effecten van N-depositie op de fauna in samenhang met bodem- en bladchemie.

1.2 Aanpak van het onderzoek

Het in deze rapportage beschreven onderzoek beoogt antwoord te geven op de volgende vragen:

1. Wat zijn de oorzaken van de achteruitgang en de herstel mogelijkheden van loofbossen op voedselarme bodem en in welke mate speelt een onbalans, tussen de nutriënten N, P, Ca, Mg en Mn hierbij een rol?
2. In welke mate is de verzuring van voedselarme zandgronden de afgelopen decennia, waarin de S-depositie sterk verminderde, maar de N-depositie relatief hoog bleef, voortgeschreden?
3. Door welke (slow release) mineralengift (en) kan de vitaliteit van zomereiken in sterk aangetaste opstanden met een nutriëntenonbalans op droge zandgronden worden hersteld?
4. Door welke (slow release) mineralengift (en) kan de waargenomen negatieve invloed van de N problematiek in de voedselketen van het boscysteem en op de bodembiodiversiteit worden teruggedraaid?

De beantwoording van deze vragen heeft plaatsgevonden op basis van:

1. Literatuurstudie naar de invloed van stikstofdepositie, weer en ozon op de voedingstoestand, groei en vitaliteit van loofbossen op droge zandgrond.
2. Herbemonstering van eikenopstanden waarvan de mate van bodemverzuring in 1990 is vastgesteld.
3. Experimenteel veld onderzoek naar de effecten van steenmeeltoediening op bodemchemie, bladchemie en bosvitaliteit op twee boslocaties.
4. Extra onderzoeken naar de doorwerking van steenmeeltoediening op de twee boslocaties op fauna (vlinderpopulaties) en bodembioïecologie.

Ad 1 Literatuurstudie

Om tot goede experimentele maatregelen te komen is een analyse uitgevoerd van het probleem, de oorzaken en herstel mogelijkheden van bossen op voedselarme bodem op basis van kennismontage. Aan de hand van nationale en internationale literatuur en eigen onderzoek is een overzicht gemaakt van de variabelen die medebepalend zijn voor de vitaliteit van loofbossen met eik op zandgrond in ons land. Het gaat hierbij om variabelen als bodem, klimaat, insecten en schimmels (zie Hoofdstuk 2).

Ad 2 Veldstudie naar doorgaande verzuring

Om inzicht te krijgen in de voortgang van de bodemverzuring in de laatste decennia is een bodemchemische veldstudie herhaald die ruim 25 jaar geleden is uitgevoerd onder eikenopstanden op zand en leem. Het unieke van dit onderzoek is dat deze herhaling van het onderzoek van begin jaren negentig is uitgevoerd met precies dezelfde methoden en op dezelfde locaties (zie Hoofdstuk 3).

Ad3 Opzet en uitvoering van veldexperimenten

Om de derde en vierde onderzoeksvraag te beantwoorden zijn veldexperiment opgezet in twee aangetaste opstanden met dominantie van zomereik. In beide situaties zijn 3 blokken (randomized block design) van 4 proefvlakken (30 x 30 m) uitgezet. De drie behandelingen (controle, slow release mineralengift 1 & slow release mineralengift 2) zijn per toeval over de proefvlakken verdeeld.

Door herhaalde metingen van de boomvitaliteit, insecten- en schimmelaantasting, blad- en bodemchemie is de effectiviteit van de experimentele maatregelen gekwantificeerd wat hun werkzaamheid betreft om de nutriëntenonbalans in het bossysteem te niet te doen en een gezond eikenbos te verkrijgen. Tevens is de diversiteit van de ondergroei gevolgd om ongewenste nevenverschijnselen (verruiging) te signaleren (zie Hoofdstuk 4). In 2018 zijn ook twee extra onderzoeken uitgevoerd naar de doorwerking van steenmeeltoediening op de twee boslocaties op herbivore fauna (vlinderpopulaties; paragraaf 4.4) en bodemecologie (zie Hoofdstuk 5).

1.3 Opzet van het rapport

In hoofdstuk 2 worden de resultaten gegeven van een literatuurstudie naar de invloed van stikstofdepositie, weer en ozon op de voedingstoestand, groei en vitaliteit van loofbossen op droge zandgrond. De opzet en resultaten van een herbemonstering van de bodem van eikenopstanden in 2015, in vergelijking tot metingen in 1990 zijn gegeven in hoofdstuk 3. In hoofdstuk 4 worden de resultaten gegeven van de effecten van de steenmeelexperimenten op bodemchemie, bladchemie, bosvitaliteit en herbivorie (rupsenvraat) in twee boslocaties (Nationaal Park de Hoge Veluwe en Mastbos). De aanpak en resultaten van het extra onderzoek (gefinancierd door de provincies Noord-Brabant en Gelderland) naar de doorwerking van steenmeeltoediening op de twee boslocaties en bodemecologie worden beschreven hoofdstuk 5). Tenslotte eindigt het rapport met een aantal conclusies en aanbevelingen (hoofdstuk 6).

2 De invloed van stikstofdepositie, weer en ozon op de voedingstoestand, groei en vitaliteit van loofbossen op zandgronden

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de effecten van belangrijke factoren voor de vitaliteit van loofbossen op droge zandgronden. Hierbij ligt de nadruk op zomereik, omdat deze de laatste 30 jaar de grootste vitaliteitsverslechtering heeft getoond. Het overzicht is gemaakt aan de hand van nationale literatuur (waaronder recente studies bij Alterra, B-WARE en Stichting Biosfeer) en internationale literatuur met een focus op vergelijkbare West- en Midden-Europese situaties.

2.1 De vitaliteit van loofbossen in historisch perspectief

De afname van het bosareaal in Nederland is waarschijnlijk vergelijkbaar met die in Denemarken en de Britse Eilanden (Kaplan et al., 2009): rond 1200 AD resteerde nog maar ca. 20% en dit nam verder af tot minder dan 10% in de 18^{de} eeuw, waarna het bosareaal vanaf eind 19^{de} eeuw weer langzaam toenam (tot de huidige 11%) als gevolg van heide- en stuifzandbebossingen met overwegend naaldbomen. In de vroege 19^{de} eeuw lag het resterende loofbos op de hogere zandgronden als eilanden rond of nabij dorpen en buurtschappen. Het bestond voornamelijk uit eikenhakhout dat naast brandhout vanaf de 17^{de} eeuw eek leverde voor leerlooierijen. Tot halverwege de 19^{de} eeuw werd er nieuw eikenhakhout aangelegd en steeds vaker op marginale (zand)gronden (Goutbeek, 2015). Nadat de markt voor brandhout en eek was weggevallen, werd in de eerste helft van de 20^{ste} eeuw het hakhout omgevormd naar opgaand eikenbos (spaartelgenbos) of naaldbos. Pas sinds de jaren 1980 is in de oorspronkelijk geplante, en vanwege historisch bosgebruik door eik gedomineerde, oudere loofbossen sprake van spontane ontwikkeling waarbij enerzijds aanzienlijke sterfte van eik en anderzijds het snel oprukken van beuk en hulst zichtbaar worden. Eikenverjonging in eikenopstanden is tenminste sinds de komst van eikenmeeldauw rond 1900 problematisch ('oak change': Rackham, 2006). Dit alles roept vragen op over de natuurlijke plaats en dynamiek van boomsoorten in NW-Europa. Wat is de optimale groeiplaats van eik en beuk? Wat is de levensverwachting van uit eikenhakhout omgevormde spaartelgen op bodems waar (zo waarschuwde W.C.H. Staring al in 1870) zelfs dennen slecht groeien?

Beschouwingen over de vitaliteit van loofbossen zijn sterk verweven met de vitaliteit van eik en met het fenomeen eikensterfte. Dat fenomeen treedt niet alleen door heel Europa op, inclusief de mediterrane regio (Thomas et al., 2002), maar ook in de Verenigde Staten (Donaubauer, 1989; Haavik et al., 2015). In Midden- en Noordwest-Europa doet eikensterfte zich voor als 'cyclic episodes of rapid mortality in local but widespread centres, followed by decreasing and slower mortality. Such episodes may last for up to 10 years and be sometimes preceded by a predisposing phase of reduced growth' (Thomas et al., 2002). Deze vorm van eikensterfte is de afgelopen eeuw(en) beschreven voor de perioden 1739-1748, 1909-1958, 1980-1990 (Thomas et al., 2002; Thomas, 2008) en doet zich vanaf 2012 opnieuw voor (o.a. Oosterbaan, 2014).

Eikensterfte in de jaren 1980 heeft aanleiding gegeven tot veel onderzoek en reviews (o.a. Führer, 1998; Thomas et al., 2002; Thomas, 2008). Tegelijkertijd werd een algehele afname van de vitaliteit van eikenbossen geconstateerd in relatie tot luchtverontreiniging (verzuring en stikstofdepositie) (o.a. Buijsman et al., 2010). De verminderde vitaliteit uit zich bij de

eiken in verminderde bladbezetting, vraat van het blad, meeldauw, waterlot, taksterfte, aantasting van de stam (schors) in de vorm van gaten en vochtuittreding (zwarte vlekken) vooral door de eikenprachtkever (Figuur 2.1) en loslaten van de schors.



Figuur 2.1 Voorbeelden van een vitale Zomereik (links), een aangetaste zomereik (links, midden) en een dode zomereik (rechts, midden) bij Vught (zomer 2014) en zwarte vlekken door aantasting van de eikenprachtkever (Eerste drie foto's R. Bobbink; laatste foto A. Oosterbaan).

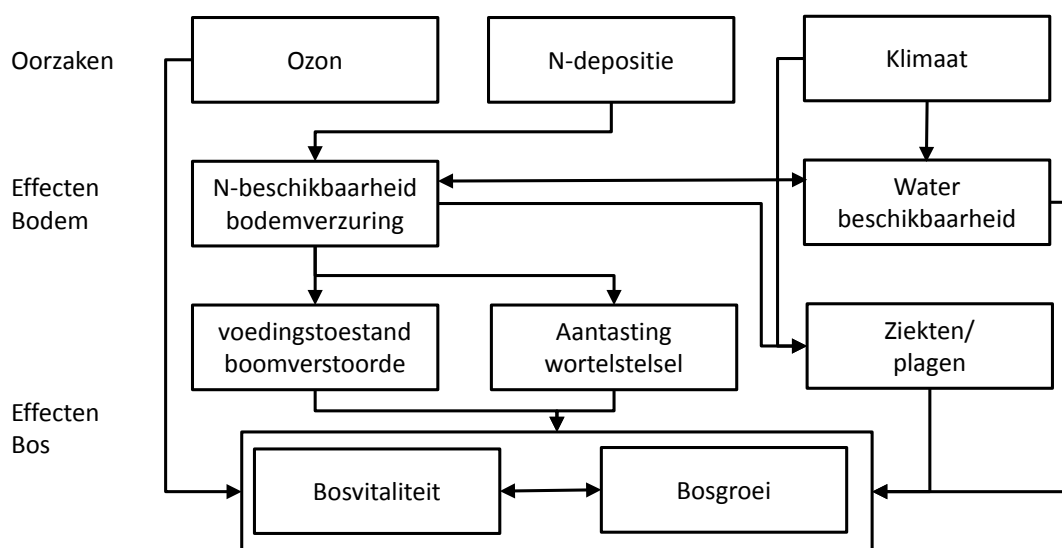
Figure 2.1 Examples of a vital pedunculate oak (left), and affected pedunculate oak (left, center) and a dead pedunculate oak (right, center) near Vught (summer 2014) and black spots due to damage caused by the oak beetle (First three photos R. Bobbink; last photo A. Oosterbaan).

De achteruitgang in vitaliteit leidt tot een verhoogd optreden van ziekten door schimmels en van insectenplagen. Zo is een typische zwakteparasiet als de sombere honingzwam (*Armillaria ostoyae*) sterk uitgebreid en zijn verzwakte eiken tot sterven gebracht. Dit verschijnsel wordt ook in andere landen waargenomen (Haavik et al., 2015). De honingzwam (*Armillaria mellea*), die gezonde eiken kan laten sterven, komt in de bossen op droge zandgronden niet voor. Uit onderzoek in Duitsland en Zweden is gebleken dat *Phytophthora*-soorten betrokken zijn in het verslechtingsproces bij eiken (Jung, 1998; Jönsson, 2004). Dit is vooral het geval op minder zure gronden. Ook aantasting van de bladeren door meeldauw (*Erysiphe alphitoides*) kan bijdragen aan verzwakking van eiken (Marcais & Desprez-Loustau, 2014; Szewczyk et al., 2015). In vrijwel alle Europese landen speelt ook kaalvraat door insecten een rol bij de verslechtering van de vitaliteit die de laatste decennia is opgetreden (Haavik et al., 2015; Hartmann, 1996; Oszako, 2000, Thomas et al., 2002). In ons land gaat het meestal om vraat in het voorjaar door de kleine wintervlinder (*Operophtera brumata*) en de eikenbladroller (*Tortrix viridana*). De aantastingen van de kleine wintervlinder zijn de laatste decennia frequenter en zwaarder geworden (Moraal, 2010; Oosterbaan, 2014). Uit in ons land uitgevoerde experimenten in Drente en N-Brabant bleek dat twee zware vraatjaren van deze insecten de groei van jonge eiken met de helft verminderde (Van den Berg & Oosterbaan, 1989). In bossen die sterk door verzuring en vermessing zijn aangetast neemt de bladkwaliteit voor vlinderrupsen af en treedt er juist minder vraat op (Van den Burg et al., 2014). De eikenprachtkever (*Agrilus biguttatus*) is in de jaren negentig opgekomen in Nederlandse eikenbossen (Moraal, 1997). Hierdoor zijn meerdere oudere eiken in ons land tenslotte doodgegaan (Moraal, 2012). Vergelijkbare aantastingen worden uit Duitsland en Polen gemeld.

Op de Britse eilanden wordt recente episodische eikensterfte aangeduid als 'acute oak decline' (AOD) met als symptomen 1) zwarte vlekken en sporen op de stam ('weeping/bleeding patches'), 2) barsten of scheuren in de schors en 3) afsterving van weefsel onder de schors. Elk van deze symptomen afzonderlijk kan echter door diverse factoren worden veroorzaakt (Denman et al., 2014) en het is nog niet duidelijk hoe AOD zich verhoudt tot episodische eikensterfte op het vasteland. Als belangrijkste oorzaak voor AOD wordt gedacht aan een biotische factor, o.a. doordat deze vorm van eikensterfte zich groepsgewijs voordoet wat onwaarschijnlijk is in het geval van bijv. droogte (Brown et al., 2016).

2.2 Interacties tussen factoren die eikensterfte veroorzaken

Geleidelijke vermindering van de vitaliteit van boomsoorten, soms leidend tot sterfte van bomen en bestanden, wordt meestal veroorzaakt door een complex samenspel van factoren als bodemkwaliteit, hydrologische situatie, beheer, weer (droogte), ziekten (virussen, schimmels) en plagen (insectenvraat) in interactie met de effecten van verhoogde atmosferische depositie van stikstof en soms hoge ozonconcentraties (Thomas et al., 2002; Bobbink & Hettelingh, 2011, De Vries et al., 2014). In Figuur 2.2 is een schematisch overzicht gegeven hoe veranderingen in luchtkwaliteit, en dan met name stikstofdepositie en verhoogde ozon concentraties, in samenhang met veranderingen in klimaat, inwerken op de bosvitaliteit en bosgroei.



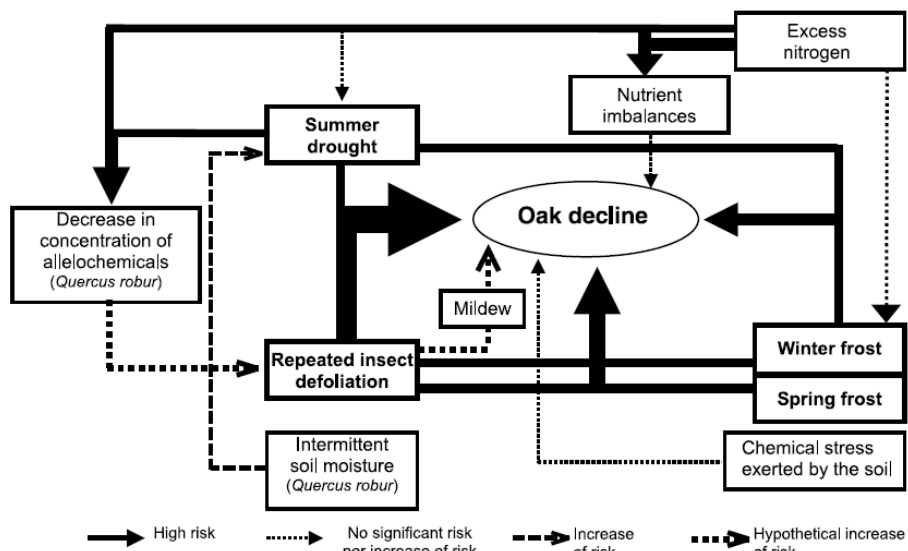
Figuur 2.2 Schematisch overzicht van de interactieve effecten van veranderingen in stikstofdepositie, ozon concentraties en klimaat op water en voedingstoestand, groei en vitaliteit van loofbossen.

Figure 2.2 Schematic overview of the interactive effects of changes in nitrogen deposition, ozone concentrations and climate on water and nutritional status, growth and vitality of deciduous forests.

Dit vindt vooral plaats door effecten op de bodemkwaliteit, met name via de beschikbaarheid van nutriënten en water, die vervolgens effecten hebben op de voedingstoestand van het bos, het wortelstelsel en aantastingen door ziekten en plagen, die op elkaar inwerken en de vitaliteit en groei van bomen beïnvloeden. Daarnaast speelt beheer ook een rol door effecten ervan op o.a. de bodemkwaliteit en de waterbeschikbaarheid. Door al deze interacties is het niet eenvoudig om een éénduidige oorzaak aan te wijzen voor de huidige, geleidelijke afname van zomereik ("chronic oak disease"). Wel kan op basis van bestaande informatie een inschatting worden gemaakt van de meest waarschijnlijke oorzaken voor de achteruitgang van zomereik en de bossen waarin deze soort dominant is.

De rol van klimaat, weer en insectenaantasting

Door Thomas et al. (2002) is een conceptueel model opgesteld voor interacties tussen de belangrijkste factoren die in Midden-Europa eikensterfte veroorzaken (Figuur 2.3).



Figuur 2.3 Conceptueel model voor de interacties tussen significante abiotische en biotische factoren bij het ontstaan van eikensterfte in Midden-Europa op zure groeiplaatsen ($pH(H_2O) \leq 4.2$). De meest significante factoren zijn gegeven met vette lijnen. De grootte van de pijlen symboliseert de betekenis van de interactie (Thomas et al., 2002).

Figure 2.3 Conceptual model for the interactions between significant abiotic and biotic factors in the occurrence of oak mortality in Central Europe at acidic sites ($pH(H_2O) \leq 4.2$). The most significant factors are given by bold lines. The size of the arrows symbolizes the meaning of the interaction (Thomas et al., 2002).

De combinatie van zware insectenaantasting in tenminste twee opeenvolgende jaren met klimaatextremen is hierbij het meest significante complex van factoren. Luchtverontreiniging, bodemchemische stress en een stikstof-geïnduceerde nutriëntenonbalans lijken geen belangrijke oorzakelijke factoren. Hierbij wordt echter voorbijgegaan aan de effecten van stikstof op insectenvraat. Met name vanaf 2012 is in ons land op meerdere plaatsen een geleidelijke, maar vaak sterke daling in de vitaliteit van de zomereik waargenomen, met soms lokaal massale sterfte (Oosterbaan, 2014). In Vlaanderen is via het meetnet Intensieve Monitoring Bosccosystemen na 2009 een verslechtering van de vitaliteit van zomereik geconstateerd (Verstraeten et al., 2012; Cools et al., 2016). Door Oosterbaan (2014) worden kaalvraat en extreme droogte als belangrijkste oorzaken aangemerkt, in lijn met het model in Figuur 2.3. Dit is echter niet in lijn met de sterk gereduceerde vraat die juist wordt gezien als teken van lage vitaliteit van eiken in Van den Burg et al. (2014). Deze discrepantie kan mogelijk verklaard worden doordat een hogere stikstofconcentratie in het blad insectenvraat in eerste instantie faciliteert, maar als de bodemkwaliteit te slecht is en zich nutriëntengebreken voordoen in de eiken, de eiwitassimilatie wordt geremd en de kwaliteit van het blad voor herbivoren afneemt.

Uit recent onderzoek is gebleken dat de groei- en gezondheidsdippen die eik in Nederland de laatste 50 jaar vertoonde, vaak correleerden met perioden van droogte (Oosterbaan, 2014, Oosterbaan et al., 2014). Daarbij speelt beheer ook een rol. Zo zijn door de sterk toegenomen drainage en ruilverkaveling in het zandlandschap de grondwaterstanden in veel (voorheen) vochtige bossen in het winter/voorjaar te laag geworden, waardoor de waterbeschikbaarheid is afgenomen. Hoewel Nederland sinds de zestiger natter is geworden lijken door klimaatverandering meer extremen te gaan optreden (zowel te droog als te nat). Er waren vooral in de negentiger jaar relatief veel droge perioden. In vergelijkbare onderzoeken in andere Europese landen zijn ook verbanden met droogteperioden geconstateerd (Andersson et al., 2011; Haavik et al., 2015; Hartmann, 1996; Oszako, 2000; Thomas et al., 2002). Gieger & Thomas (2005) vonden in een experiment waarbij

ontbladering en droogte werden toegepast op jonge eikjes, dat zomereik meer last heeft van deze combinatie dan wintereik.

Uit het meest recente onderzoek in ons land bleek eiken door lage temperaturen in de lenteperiode, met bijbehorende late voorjaarsvorst, soms schade oplopen waardoor de diktegroei wordt verminderd (Oosterbaan et al., 2014). Misschien heeft dit mede te maken doordat het groeiseizoen door de klimaatverandering steeds eerder begint. De afgelopen decennia lopen eiken steeds eerder uit, wat samenhangt met het feit dat Nederland sinds 1950-60 warmer is geworden (gemiddeld 1,4 graad). In Nederland is het groeizeen gemiddeld in het voorjaar ca. 2,5 week langer geworden¹. Hartmann (1996) en Jung (1998) concluderen dat naast herhaalde zware insectenvraat, zomerdroogte of winter- of lentevorst medeveroorzakers zijn van "oak decline". Het warmer wordende klimaat heeft waarschijnlijk ook invloed gehad op de grote toename van de eikenprachtkever, samen met het grote aantal voorhanden zijnde verzwakte bomen.

De rol van ozon

Onderzoek naar de effecten van ozon op bosvitaliteit en boomgroei heeft in Nederland niet of nauwelijks meer plaatsgevonden sinds 2000. Internationaal is dat wel het geval en een review hierover, samen met de effecten van klimaat (weer) en stikstof (zuur) depositie, is geven in De Vries et al. (2014). Resultaten van experimentele studies onder gecontroleerde omstandigheden hebben voor veel boomsoorten een duidelijke negatieve relatie aangetoond tussen de blootstelling aan ozon (de zogenaamde phytotoxic ozone dose, POD) en de groei, in termen van totale biomassa, waaronder die van eik (Calatayud et al., 2011). Uit alle resultaten blijkt dat beuk en berk het meest gevoelig zijn voor ozon, gevolgd door eik (De Vries et al., 2014). Hierbij gaat het bijna altijd over studies met jonge boompjes, en de betekenis daarvan voor de veldsituatie is minder duidelijk. Door de complexe onderlinge relaties tussen de parameters die boomgroei beïnvloeden over de gehele levensduur van een boom is de relatie tussen blootstelling aan ozon en groei moeilijk vast te stellen in de veldsituatie. Tot nu toe is de mogelijke invloed van ozon op bosgroei ook nauwelijks geëvalueerd in nationale of Europese veldmonitorings- studies. Een uitzondering hierop is Augustaitis & Bytnerowicz (2008), die vonden dat piek concentraties van ozon een significante negatieve invloed hebben op de groei van grove den.

De meeste monitoringresultaten, zowel op nationaal als op Europees niveau, lieten vaak een overtuigende statistische relatie zien tussen bosvitaliteit (bladbezetting) en blootstelling aan ozon (Zierl, 2002; Ferretti et al., 2007a; Bussotti & Ferretti, 2009), maar de effecten lijken meestal beperkt te zijn. Overigens was in al de genoemde studies geen sprake van onderzoek naar ozoneffecten op zomereik of wintereik. Het probleem met resultaten van correlatieve studies op basis van monitoringsresultaten is verder dat responsindicatoren zoals bladbezetting en boomgroei, door veel meer stressoren worden beïnvloed dan ozon alleen (Figuur 2.2). Bovendien is er een correlatie tussen NO_x depositie en ozonblootstelling (NO_x veroorzaakt ozonvorming), terwijl droogtecondities de ozonopname door planten, en daarmee de effecten ervan, beperken (Fischer et al., 2005). Bijgevolg is veldbewijs van ozoneffecten op bossen beperkt en extrapolatie van experimentele resultaten naar de effecten in de veldsituatie is problematisch (Ferretti et al., 2007b).

Samenvattend kan worden gesteld dat ozonpieken, in samenhang met een hoge geadsorbeerde ozondosis (POD), een negatief effect kunnen hebben op de groei en vitaliteit van bossen, maar er is te weinig evidentie dat ozonschade van belang is in het veld. En zeker voor Nederland zijn negatieve effecten van ozon veel minder evidentiewaarschijnlijk dan de negatieve effecten van de (nog steeds hoge) stikstof- (en zuur) depositie, zoals later in dit hoofdstuk beschreven wordt.

¹ bron <https://www.naturetoday.com/intl/nl/observations/natuurkalender/sightings/annual-reports>

De rol van stikstof en verzuring

Uit onderzoek van Lucassen et al. (2014a,b) en Oosterbaan et al. (2014) blijkt naast droogtestress en voorjaarsvorst ook verzuring (lagere gehalten aan uitwisselbaar Ca en/of K en/of Mg) een belangrijke factor op plaatsen met veel eikensterfte. De Nederlandse situatie met overwegend sterk verzuurde humuspodzolgronden en gedegradeerde moderpodzolgronden is in dit opzicht wellicht anders dan in Midden-Europa waar zure bodems mineralogisch veel minder arm zijn dan onze hogere zandgronden (zie ook hoofdstuk 3). Een nutriëntenarme of bodemchemisch gedegradeerde groeiplaats wordt door diverse auteurs sowieso beschouwd als risicofactor ('predisposing factor', 'stress factor') voor eikensterfte (o.a. Führer, 1998; Denman & Webber, 2009).

In het pleistocene zandlandschap zijn door verhoogde atmosferische depositie zowel veranderingen in de N-huishouding van bodem als versnelde bodemverzuring opgetreden. Daarnaast is ook verhoogde uitspoeling van nitraat een vaak waargenomen fenomeen onder bossen. In de volgende paragraaf wordt hier uitgebreider op ingegaan. Daarbij worden eerst algemene kenmerken van de stikstofhuishouding toegelicht in relatie tot effecten van verhoogde N-depositie op de vitaliteit van loofboomsoorten. Vervolgens wordt nader ingegaan op deelaspecten en specifieke factoren.

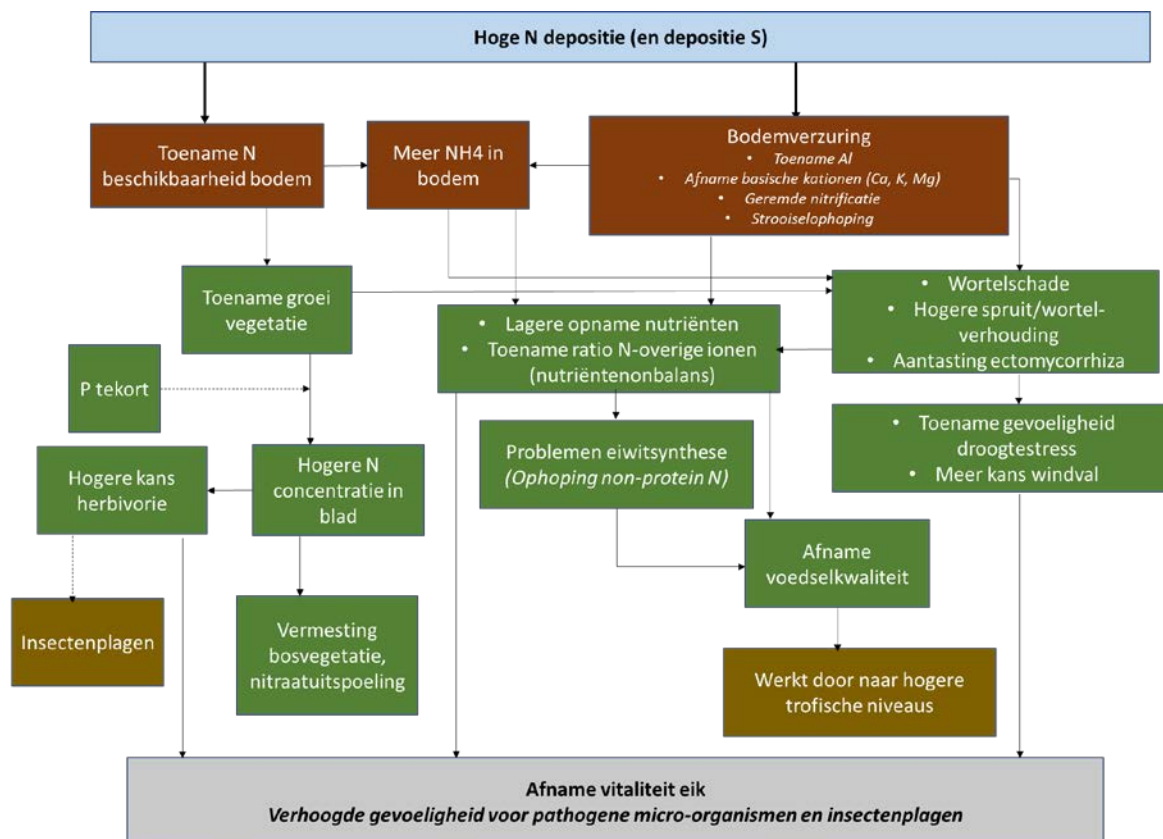
2.3 Effecten van stikstofdepositie op loofbossen van droge bodems

2.3.1 Stikstofbeschikbaarheid en bodemverzuring

Stikstofhuishouding en effecten van verhoogde N-depositie

De beschikbaarheid van nutriënten (=plantenvoedingsstoffen) is een factor die erg belangrijk is voor de samenstelling van de vegetatie. Stikstofverbindingen zijn, of waren, in veel halfnatuurlijke en natuurlijke ecosystemen in de gematigde en boreale zone van Europa beperkend voor de plantengroei (o.a. Bobbink et al., 1998). Nogal wat plantensoorten zijn aangepast aan nutriëntenarme omstandigheden en kunnen alleen succesvol voortbestaan op bodems met lage N-niveaus. De effecten van een excessieve toevoer van stikstofverbindingen op ecosystemen zijn veelzijdig en complex (Bobbink & Lamers, 1999; Kros et al., 2008; Bobbink et al., 2014), zoals aangegeven in Figuur 2.4. De gevolgen die kunnen optreden betreffen: 1) directe toxiciteit van hoge concentraties van gassen op individuele plantensoorten; 2) eutrofiëring door geleidelijke toename van de N-beschikbaarheid; 3) verzuring van bodem of water, waardoor o.a. de beschikbaarheid van elementen als Ca, K en Mg afneemt; 4) negatieve effecten van de verhoogde beschikbaarheid van gereduceerd N (ammonium); 5) toegenomen gevoeligheid voor pathogene micro-organismen en/of voor insectenplagen; en tenslotte 6) verschuivingen in de chemische samenstelling van planten onder invloed van een grotere N-beschikbaarheid. Daardoor verandert de kwaliteit van de planten als voedsel voor herbivoren met allerlei gevolgen hoger in de voedselketen. Voor een overzicht van de doorwerking van N-depositie op de fauna, zie ook Nijssen et al. (2014).

De ernst van de gevolgen van teveel N in de natuur hangt van veel factoren af, waarbij de volgende het belangrijkste zijn: a) duur en dosis van de extra N-toevoer; b) de vorm van N-depositie (gereduceerd of geoxideerd N); c) de intrinsieke gevoeligheid van de aanwezige planten- of diersoorten; d) de abiotische condities in het systeem; e) het oude of huidige landgebruik of beheer. Zuurbufferend vermogen, nutriëntenbeschikbaarheid, en bodemfactoren die de N-huishouding bepalen (o.a. nitrificatiepotentie en N-immobilisatie) zijn daarbij van groot belang (De Vries, 2008). Dit alles betekent dat ook de gevoeligheid van (loof)bossen voor de gevolgen van N-depositie sterk kan verschillen.



Figuur 2.4 Schematisch overzicht van de effecten van N-depositie in bossen, toegepast op de vitaliteit van eik.

Figure 2.4 Schematic overview of the effects of N-deposition in forests, applied to the vitality of oak.

In bossen kan verzuring nog verder toenemen doordat bij houtoogst steeds vaker niet alleen de stam, maar ook het takhout wordt meegenomen. In bossen waar Ca, K en Mg al weinig – of steeds minder - aanwezig zijn, kan dit de voedingstoestand voor de bomen nog meer verslechteren. Dit is het geval wanneer de afvoer door hout en de uitspoeling naar grondwater groter is dan de toevoer middels depositie en verwerking (De Jong et al., 2014; Bonten et al., 2015; De Vries et al., 2016).

Hoewel er in Europese bossen veel boomsoorten voorkomen, is het grootste deel van het verklarend onderzoek naar de effecten van N-depositie uitgevoerd aan naaldhoutsoorten zoals grove & Corsicaanse den, fijnspar en Douglas-spar. Aan loofboomsoorten en -bossen is in Nederland bij dit onderzoek heel weinig aandacht besteed, hoewel elders in Europa (o.a. Zweden, Zwitserland & IPC Forests) wel meer is gekeken naar loofbomen (vooral de beuk) en loofbossen, met name in de laatste 20 jaar.

Stikstofmineralisatie en nitrificatie

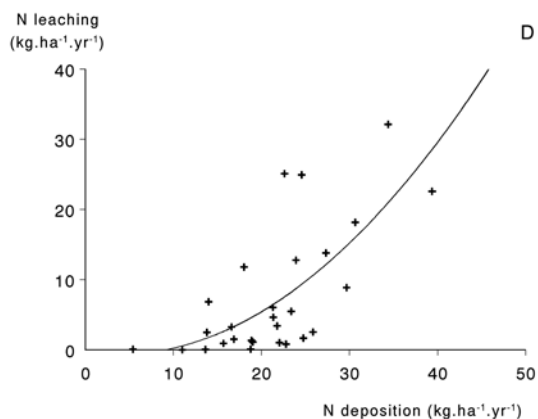
De effecten van toegenomen N-depositie op de N-huishouding van de bodem zijn in zure tot matig zure eikenbossen in Zuid-Zweden onderzocht via studies over een gradiënt in N-depositie of met 'resampling'-onderzoek over een tijdsperiode waarin de N-depositie gestegen was (Falkengren-Grerup, 1995; Borken & Matzner, 2004). Zo werd in deze Zweedse eikenbossen in de regio met relatief hoge N-depositie (15-20 kg N/ha/jaar) in het algemeen hogere waarden van de N-mineralisatie- en de nitrificatiesnelheid gemeten, vergeleken met de waarden in bossen, waar de N-depositie lager was dan 10 kg N/ha/jaar. In de eikenbossen met lage pH waren deze waarden 2x zo hoog als in de laag-N regio. Het nitrificatieproces, of te wel de omzetting van ammonium naar nitraat, werd over de gehele pH-range van deze Zweedse eikenbossen vastgesteld, terwijl deze omzetting van ammonium

naar nitraat vrijwel volledig was bij pH_{KCL} waarden boven de 4,5. De totale hoeveelheid N in de bodem was ook verhoogd, met hogere ammonificatie (vrijkomen van ammonium uit organisch materiaal) in de regio met de hoge N-depositie en een 10-25 % lagere C/N-verhouding in de bodem (Falkengren-Grerup et al., 1998; Falkengren-Grerup & Diekmann, 2003). Ook de kwaliteit van het eikenstrooisel was verschillend tussen de twee regio's met verschillende N-depositie: in de hoog N-gebieden was de C/N-ratio lager dan in het gebied met lage N-depositie, een duidelijke indicatie dat de afbreekbaarheid van het organisch materiaal dat de bodem bereikt was toegenomen (Månsson & Falkengren-Grerup, 2003). De gemeten nitrificatiesnelheid was hoger dan verwacht in de zure condities in deze studie. Waarschijnlijk had dit te maken dat de nitrificerende bacteriën in staat zijn geweest zich aan te passen aan de zure omstandigheden en aan het gegeven dat de beschikbaarheid van ammonium hoog was. De verhoogde beschikbaarheid van N en hogere nitrificatie kwam in deze eikenbossen (met zomereik) ook naar voren na herbemonstering van bosproefvlakken na 10 jaar (Diekmann et al., 1999). Hierbij waren trouwens de genoemde veranderingen in de meest zure bodems het kleinst. Kortom, een verschil van 10 kg N/ha/jaar (gemiddeld 17 kg N vergeleken met gemiddeld 7 kg N/ha/jaar in de schone regio) liet een duidelijke versnelling van de N-cyclus zien, met hogere mineralisatie en dus hogere beschikbaarheid van N en meer omzetting van ammonium naar nitraat. Het nitrificatieproces levert twee protonen per N-molecuul, wat inhoudt dat ook de bodemverzuring er was versneld (zie later). Genoemde processen in de N-huishouding in relatie tot N-depositie zijn tot nu toe niet gekwantificeerd in eikenbossen op droge zandgrond in Nederland, maar er zal wel aandacht aan besteed worden bij het huidige herstelonderzoek (Hoofdstuk 5).

Nitraatuitspoeling

Nitraat is (zeer) mobiel in de bodem, en als het niet meer direct wordt opgenomen door de planten of niet meer geïmmobiliseerd wordt door micro-organismen spoelt het uit onder de wortelzone naar het grondwater, zeker in klimaten waar de neerslag groter is dan de verdamping. Daarnaast kan het ook ontwijken naar de atmosfeer, o.a. als lachgas, maar dit proces treedt nauwelijks op in zure goed ontwaterde bosgronden. Nitraatuitspoeling wordt daarmee in het algemeen als een goede indicator van de N-status van ecosystemen beschouwd, en dat geldt vooral voor bossen (Dise & Wright 1995; Braun & Flückiger, 2012). Bij hoge C/N-verhouding (± 25 zoals in profielen met moderhumus of ruwe humus, zoals veelal aanwezig in naaldbossen), vindt eerst, soms jarenlang, immobilisatie van N plaats door micro-organismen in de bodem, tot dat de C/N-verhouding van het organisch materiaal onder de 25 komt, waarna ook in deze situatie nitraatuitspoeling gaat optreden (Gundersen et al., 2009). Zo is gevonden in een reeks van Europese gradiëntstudies (NITREX, ICP-Forests) dat tot een N-depositie van ca. 10 kg N/ha/jaar er geen nitraatuitspoeling plaatsvond in zowel naald- als loofbossen, maar dat daar boven de uitspoeling van nitraat naar het grondwater positief gecorreleerd is met de N-depositie (o.a. Dise & Wright 1995, Bobbink & Hettelingh, 2011). Er zijn tot nu toe geen aparte studies uitgevoerd naar eikenbossen, maar wel is het ICP-Forest onderzoek uitgesplitst naar naald- en loofbossen (De Vries et al., 2003). Hierbij werd duidelijk een positief verband gevonden tussen de N-depositie op het bos en de gemeten nitraatuitspoeling (Figuur 2.5), waarbij het verband er tussen zelfs steiler was dan voor de naaldbossen. Dit heeft waarschijnlijk te maken met het hogere N-retentievermogen van de bodem onder naaldbomen.

Tenslotte kan nitraatuitspoeling bij verhoogde N-toevoer ook beïnvloed zijn door voormalig landgebruik of beheer. Zo bleek dat – onder naaldbos – de mate van deze uitspoeling sterk verhoogd te zijn als de bodem vroeger bemest was, waardoor er al een lage C/N-ratio was in de bodem (Jussy et al., 2002). Ook kaalkap verhoogde in hoge mate de uitspoeling van nitraat naar het grondwater gedurende enkele jaren (Akselsson et al., 2004).



Figuur 2.5 Verband tussen nitraatuitspoeling en de N-depositie in loofbossen (data van ICP-Forests; De Vries et al., 2003).

Figure 2.5 Relationship between nitrate leaching and N-deposition in deciduous forests (data from ICP Forests; De Vries et al., 2003).

Bodemverzuring

Buffering tegen verzuring

Er bestaat een aantal mechanismen waarmee in bodems de toevoer van verzurende stoffen gebufferd en/of geneutraliseerd wordt. Deze buffering is afhankelijk van het uitgangsmateriaal (het type bodem) en de aanwezigheid van toestromend grondwater. In het droog zandlandschap is het laatste niet van belang, en aangezien de droge binnenlandse zandgronden geen kalk bevatten, zijn de volgende buffermechanismen bepalend voor het verloop van verzuring. Allereerst is dat de kationenuitwisseling door het bodemadsorptiecomplex. Dit complex bestaat uit kleimineralen en/of organische bestanddelen die aan de buitenkant negatief geladen zijn, waardoor basische kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ & Na^+) aan dit complex geadsorbeerd zijn. Wanneer er extra zuur (H^+) in de bodem komt, dan kunnen de H^+ -ionen de kationen van het complex verdringen, die vervolgens in de bodemoplossing terechtkomen. De H^+ -ionen zelf zijn dan aan het complex geadsorbeerd en niet meer in oplossing, waardoor de pH niet verandert (=buffering). Kationenuitwisseling is een snellopend bufferproces, maar de capaciteit is tamelijk beperkt. Men hanteert in relatie hiermee de term 'basenverzadiging' om aan te geven hoeveel procent van het adsorptiecomplex van de bodem bezet is met zogenoemde basische kationen (De Vries, 2008).

Een reactie die op de achtergrond verloopt is de neutralisatie van zuur door de verwerking van silicaatmineralen. Primaire silicaatmineralen worden afgebroken waarbij zich bij een $\text{pH} > 4,5$ kleimineralen vormen. Dit proces wordt versneld door extra toevoer van zuur. Recent onderzoek laat zien dat de voorraad aan verweerbare basen in bodemmineralen is verminderd in de laatste 50 jaar, zodat herstel via verwerking ook verminderd is (Bergsma et al., 2016). Door de lage verweringsnelheid draagt dit mechanisme normaliter maar in geringe mate bij aan de actuele buffering in de bodem, maar is essentieel voor het "opladen" van het adsorptiecomplex met basische kationen en dus herstel van buffercapaciteit via kationuitwisseling. Onder een pH van 4,5 vindt dit proces van vorming van secundaire kleimineralen (met Al) niet meer plaats maar wordt vrij Al^{3+} gevormd. Net als H^+ kan ook Al^{3+} gebonden worden aan het bodemcomplex, maar dit proces kan de toename in Al^{3+} in de bodemoplossing niet verhinderen. Dit Al^{3+} is toxisch voor veel planten- en diersoorten. Bij zeer lage pH-waarden van $< 3,0$ gaan ijzerverbindingen een dominerende rol spelen bij de bodembuffering en kan er (zeer) veel Fe^{3+} - toxisch voor veel planten - in oplossing komen (Bobbink et al., 2017).

Gevolgen bodemverzuring

Kortom, tijdens bodemverzuring vinden allerlei omzettingen in de bodem plaats, waarbij naast afname van de buffercapaciteit en van de pH ook kationen vrij in oplossing kunnen komen. Vanwege het netto neerwaarts transport van water in Nederland, spoelen deze kationen (Ca, K, Mg), samen met mobiele anionen zoals sulfaat, nitraat (zie vorige paragraaf) uit naar diepere lagen of naar het grondwater. Bodemverzuring kan de aard van een ecosysteem ernstig aantasten: de pH kan flink dalen, (ernstige) tekorten aan basische kationen kunnen ontstaan en toxische metalen, vooral Al^{3+} , komen vrij. Tevens kan door pH-daling ($< 4,5$) in oorspronkelijk relatief nutriëntenrijke bodem de nitrificatie steeds meer geremd raken, waardoor ammonium de dominante vorm van stikstof in de bodem wordt, zoals oorspronkelijk al in nutriëntenarme (leemarme, zandige) bodems. Tegelijkertijd zal de afbraaksnelheid van organisch materiaal (decompositie) sterk verminderen waardoor strooiselophoping in oorspronkelijk nutriëntenrijke maar verzuurde ecosystemen zeer algemeen is. Omdat veel planten- en diersoorten de combinatie van lage pH en hoge concentraties aan vrij Al^{3+} en NH_4^+ niet verdragen, leidt bodemverzuring bijna altijd tot een verlies aan kenmerkende biodiversiteit (Bobbink et al., 2014).

Relatie tussen bodemverzuring van eikenbossen en N-depositie

Het is lastig om een oorzakelijk verband te leggen tussen bodemverzuring van eikenbossen op droge zandgronden en verhoogde N-depositie. Langetermijn N-additie experimenten in gebieden waar de N-depositie nog heel weinig verhoogd is, worden algemeen beschouwd als de beste manier om de ecologische gevolgen van die depositie te achterhalen (Bobbink & Hettelingh, 2011). Helaas zijn deze experimenten in eikenbossen NIET uitgevoerd, noch in Nederland, noch in de rest van Europa. Wel worden studies waarbij de reacties binnen een vegetatietype over een gradiënt van N-depositie worden gekwantificeerd, in de laatste 10-15 jaar steeds meer uitgevoerd om negatieve gevolgen te achterhalen. Zeer recent is de relatie tussen bodem-pH en N-depositie uitgezocht in verschillende bostypen in een N-gradiënt van minder dan 5 kg N/ha/jaar tot bijna 25 kg N/ha/jaar. Het betrof bossen in Noord Frankrijk, Vlaanderen, Duitsland, Zuid Zweden en Estland, waarbij zowel oude als recente bossen in het onderzoek zijn betrokken. Voor loofbossen op voedselarme bodems, veelal met zomereik, werd een significante negatieve correlatie gevonden tussen N-depositie en bodem-pH: bij een N-depositie onder de 12,5 kg N/ha per jaar was de pH altijd 4,4 - 5,3 terwijl deze waarde bij N-deposities boven de 20 kg N/ha/jaar duidelijk lager was dan pH 4,0 (Gegevens verzameld door Haben Blondeel, Kris Verheyen, *et al.* in het kader van het ERC Consolidator-Project 'PASTFORWARD' dat uitgevoerd wordt op het Labo Bos & Natuur van de Universiteit Gent). Dit is een duidelijke aanwijzing dat bodemverzuring ook in loofbossen met eik versneld wordt door N-depositie. Het is van belang hierbij te beseffen dat bodemverzuring het meest optreedt als er ook sprake is van toevoer van gereduceerd N (ammonium), zoals juist is gebleken na 7-jaar berekening met verschillende vormen van N-verbindingen in heischrale graslanden in Noorwegen, bij lage achtergrondsdepositie (4-6 kg N/ha/jaar) (Bobbink et al., 2017). Ook in het eerder vermelde onderzoek in Zuid-Zweedse loofbossen met zomereik is gevonden dat relatief hoge N-depositie (15-20 kg N/ha/jaar) correleert met meer bodemverzuring (lagere pH) en uitspoeling van basische kationen (Ca, K en Mg) (o.a. Falkengren-Grerup, 1995). Het is belangrijk hierbij te beseffen dat in de jaren negentig van de vorige eeuw de bijdrage van S-verbindingen bij bodemverzuring nog aanzienlijk hoger was (gemiddeld ca. 50-55 % voor Europa; Tarrason et al., 2001) maar dat door de zeer sterke reductie van de emissies van S het verzurend effect van atmosferische depositie in West-Europa vrijwel alleen bepaald ($> 90\%$) wordt door N-verbindingen. Gereduceerd N is overigens al decennia lang de hoofdcomponent ($> 75\%$) van de N-depositie in Nederland!

In 2015 en '16 is in het Nationaal Park de Hoge Veluwe een uitgebreid bodemchemisch onderzoek gedaan naar de dit gebied voorkomende droge zandecosystemen, waaronder loofbossen met bijna altijd zomereikdominantie. Hierbij zijn de uitwisselbare concentraties van de basische kationen, de basenverzadiging en de hoeveelheid Al^{3+} aan het uitwisselingscomplex van de bodem gemeten. De wat meer gebufferde plaatsen, met een basenverzadiging tussen de 25 – 60 %, zijn niet aangetroffen in het nationale park de Hoge

Veluwe en opneembaar Al is in hoge concentraties aanwezig. De basenverzadiging in de bodem van eikenbossen bleek ook zeer laag te zijn, met alle waarden onder de 20%, en 90% van de waarnemingen tussen de 8-15 % basenverzadiging (Bobbink et al., 2017). Ook de nulmetingen, uitgevoerd in het huidige project (Hoofdstuk 4) laten een lage basenverzadiging in de toplaag zien (10-15 %), en in de diepere laag (20-40 cm) onder de 8 % (Hoofdstuk 4).

In Zwitserland wordt nu al bijna 30 jaar onderzoek gedaan naar de gevolgen van N-depositie in beukenbossen, waarbij onderzoek wordt gedaan in permanente proefvlakken verspreid over Zwitserland en daarmee een relatief brede range van N-depositie over veelal 28 meetjaren. Tevens worden op een beperkt aantal locaties met beukenbos experimenten uitgevoerd met N-additie in het veld. Voor het meest recente overzicht van dit lange-termijn onderzoek, zie Braun & Flückiger (2013), en voor korte overzichten: Braun & Flückiger (2012) en Braun et al. (2012). Zowel uit het langjarige gradiëntonderzoek als de experimenten met N-toediening komt overduidelijk naar voren dat in deze beukenbossen op droge bodem hogere N-depositie waarden hebben geleid tot significante verlaging van uitwisselbare kationen in de bodem, samen met een toename van beschikbaar aluminium. Kortom, hogere, of langere N-depositie heeft bodemverzuring veroorzaakt, en wel het meest in de situaties met in het begin nog hogere basenverzadiging (> 40%). De genoemde veranderingen in de bodem gaan sinds 1998 nog steeds door tot in 2012, als is de snelheid van het verzuringsproces in de laatste 5 jaar wat lager geworden, waarschijnlijk doordat de S-depositie duidelijk verlaagd is en ook veel proefvlakken al in de zogenaamde aluminiumbufferrange terecht zijn gekomen, met zeer lage pH-waarden (Braun & Flückiger, 2012).

Kortom, bodemverzuring gerelateerd aan N-depositie, met zijn afname van basische kationen en meer aluminium, lijkt zeker te kunnen optreden in loofbossen op droge bodem, ook bij de huidige niveau's van N-depositie. Daarnaast zijn er zeer onlangs metingen uitgevoerd, die laten zien dat niet alleen de basenverzadiging van droge zandbodems vermindert is, maar ook de onderliggende voorraad verweerbare mineralen met basische kationen significant is aangetast (Bergsma et al., 2016). Dit betekent dat de bodem zich bij gelijkblijvende zuurlast niet kan herstellen maar juist achteruit blijft gaan.

2.3.2 Bodemleven en wortelstelsel

Wortels

Verhoogde beschikbaarheid van nutriënten zoals N leidt binnen een plant tot een afname van de relatieve investering van biomassa in wortels, en dus tot een toename van de spruit/wortel-verhouding (Bobbink & Hettelingh, 2011). Verder is voor naaldboomsoorten gevonden dat de biomassa van de fijne-wortel fractie en de wortellengte verlaagd was bij verhoogde of hoge N-toevoer en dat er ook minder wortels werden aangetroffen in de diepere lagen van de bodem, vooral als er ook sprake was van bodemverzuring (Matzner & Murach, 1995).

Bij loofboomsoorten is er vrijwel geen onderzoek gedaan naar de gevolgen van N-depositie op de wortelontwikkeling of -groei, en de wel aanwezige informatie is anekdotisch. Wel werd in de potproeven met jonge beukjes en bij jonge beuken in veldadditieproeven met N een significant hogere spruit/wortel-verhouding gevonden bij verhoogde N-beschikbaarheid (Braun et al., 1999; Flückiger & Braun, 1999). De toegenomen spruit-wortel verhouding door N-depositie kan ook de overleving van volwassen beuken beïnvloeden: een kleinere investering in het wortelstelsel met een geringere worteldiepte maakt deze boomsoort meer gevoelig voor omwaaien bij extreme storm. Zo bleek dat omwaaien van beuken door de storm Lothar in 1999 in Zwitserland significant meer te zijn opgetreden in situaties met lage basenverzadiging (< 40%) in de regio's met hoog N. Verder was het percentage omgewaaide beuken positief gecorreleerd met het N-gehalte van de bladeren (Braun et al., 2003). Dit kan

beschouwd worden als een aanwijzing dat ook volwassen loofbomen een relatief lager en minder diepgaand wortelstelsel hebben door verhoogde N-depositie en de daarbij optredende bodemverzuring. Aan zomereik zijn tot nu toe geen wortelmetingen uitgevoerd in N-gradiënten of N-toedieningsexperimenten in het veld. Wel is in 2014 in het Nederlandse zandgebied gevonden dat de biomassa van de fijne wortels (< 2 mm) in de bovenste 25 cm van de bodem in bestanden met hoge eikensterfte licht hoger is dan in de bestanden met lage eikensterfte, maar juist duidelijk lager was in de diepe bodem laag (25-50 cm) (Oosterbaan et al., 2014). Dit betekent dat voor zowel de beuk als de zomereik het aannemelijk is dat de opnamecapaciteit voor nutriënten kleiner is bij verlaagde vitaliteit (of bij hoge N-depositie), en dat de kans op droogtestress door de geringere worteldiepte in aangetaste situaties verhoogd zal zijn.

Ectomycorrhizabezetting van loofboomwortels

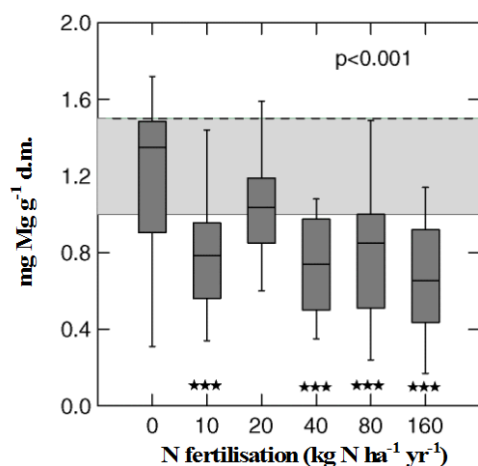
Vrijwel alle boomsoorten van West-Europese loofbossen op zandgrond leven in "symbiose" met ectomycorrhiza. De boomwortels zijn bezet met een netwerk van hyfen van ectomycorrhiza's, die vooral op relatief nutriëntenarme gronden van groot belang zijn voor de opname van fosfaat en andere nutriënten en voor het buitenhouden van aluminium. De effecten van N-depositie en bodemverzuring (aluminium) op het aantal vruchtlichamen van ectomycorrhiza-paddenstoelen en de afname van het aantal specialistische soorten daarbij in Noord-West Europese bossen – met name naaldbossen - is genoegzaam bekend (Arnolds, 1991; Wallenda & Kottke, 1999). Echter, de invloed van hoge N-depositie op het ondergrondse deel van dit gebeuren, namelijk de bezetting van worteltoppen van de boom door ectomycorrhiza is bij loofboomsoorten als eik of beuk niet of nauwelijks onderzocht, hoewel men er algemeen van uitgaat dat de ectomycorrhizabezetting bij bodemverzuring – en soms hoog ammonium – achteruit gaat. In een gradiënt studie in Zuid-Zweden in eikenbossen werd een tendens van verminderde groei van ectomycorrhiza-hyfen gevonden in het hoog-N gebied (20 kg N/ha/jaar), vergeleken met de situatie in de laag-N zone (10 kg N/ha/jaar) (Nilsson et al., 2007). Verder vonden Braun et al. (2010) in een N-additie experiment na 16 jaar toediening van 40 of 80 kg N/ha/jaar aan jonge beuken een significant reductie van het mycelium van de ectomycorrhiza. De mogelijke – en verwachte - negatieve gevolgen van N-depositie op de ectomycorrhizabezetting van loofboomwortels zijn echter nog lang niet voldoende in de praktijk gekwantificeerd en verdienen daarbij zeker extra aandacht in de nabije toekomst (zie Hoofdstuk 6).

2.3.3 Voedingstoestand van bomen

Een toename van N-depositie kan de voedingstoestand van bomen beïnvloeden door verhoogde N-concentraties in het bladerdek. Daarnaast kan de door stikstof mede veroorzaakte verzuring tot afname van de (relatieve) opname van andere nutriënten leiden, zoals basische kationen (Mg, K & Ca) of fosfor (P). Dit betekent dat de verhouding tussen de concentraties van N enerzijds en Mg, K, Ca en P anderzijds in bladeren bij verhoogde N-depositie verhoogd kunnen worden. Dit wordt ook wel "nutriëntenonbalans" genoemd. Deze effecten zijn voor verschillende bostypen zowel in correlatieve veldstudies als in experimenten met N-additie veelvuldig waargenomen (Bobbink & Hettelingh, 2011). De verlaging van de concentratie aan basische kationen of fosfor in het bladerdek kan door verschillende factoren (of hun combinatie) veroorzaakt zijn: a) verminderde opname door de wortels t.g.v. aluminiumtoxiciteit bij verhoogde bodemverzuring; b) competitie tussen ammonium met andere kationen bij de wortelopname (Roelofs et al., 1985); c) een kleiner wortelvolumen of ectomycorrhiza-bezetting van de wortels of d) een verlaagde beschikbaarheid van nutriënten (Ca, K, Mg) door verhoogde uitspoeling of door N-geïnduceerde groeiverhoging, waardoor een ander nutriënt (P) uitgeput wordt. Dit alles betekent dat een combinatie van bodemverzuring en N-eutrofiëring in veel gevallen de voedingstoestand van bomen ernstig kan beïnvloeden.

In Nederland en direct aangrenzende landen is vrijwel geen causaal-analytisch onderzoek naar de rol van N-depositie op de mogelijke "nutriëntenonbalans" bij loofbomen, echter

wederom des te meer in nu al bijna 30 jaar lopende onderzoek in Zwitserse beuken. Het betrof zowel metingen in lange-termijn observatieproefvlakken bij verschillende N-deposities maar ook veldexperimenten met verhoogde N-gift (o.a. Braun & Flückiger, 2013). Met beide methodieken is overduidelijk geworden dat de voedingstoestand van beuken ernstig aangetast kan worden na langjarig, hoge N-depositie of na N-addities: vooral de Mg, K en/of P-gehalten in het bladerdek werden verlaagd, en kwamen regelmatig uit onder de minimaal vereiste concentratie voor de groei van de beuk (Figuur 2.6). Ook kwam heel vaak een nutriëntenonbalans tussen N en Mg, K en/of P aan het licht! Uiteraard kan dit alles negatieve gevolgen hebben voor de vitaliteit van beuken in Zwitserland.



Figuur 2.6 Magnesiumconcentratie in beukenblad in een veldexperiment met N-additie in een relatief zuur beukenbos in Zwitserland, 6 jaar na de start van N-additie (Flückiger & Braun, 1999). In grijs: range in Mg-concentratie voor goede ontwikkeling van beuk.

Figure 2.6 Magnesium concentration in beech leaf in a field experiment with N-addition in a relatively acidic beech forest in Switzerland, 6 years after the start of N-addition (Flückiger & Braun, 1999). In gray: range in Mg concentration for good development of beech.

Onlangs is een Europees overzicht verschenen over de veranderingen in ICP-Forest-proefvlakken van de bladchemie van beuk, zomer- en wintereik over de periode 1992 tot in 2009 (Jonard et al., 2015). Hieruit kwamen verontrustende trends naar voren, zowel voor beuk als wintereik werd er een significante afname van verschillende nutriënten over de onderzoeksperiode gevonden: voor beuk werd de concentratie van magnesium, calcium en fosfor in de bladeren lager, terwijl in de bladeren van wintereik dit het geval was voor kalium, calcium en fosfor. In de bladeren van zomereik was de trend niet duidelijk, mogelijk door het geringe aantal permanente observatieproefvlakken met deze soort. Voor beuk was nog opvallend dat de afname van magnesium het meest opvallend was in situaties die in het begin relatief goede voeding met magnesium hadden (Jonard et al., 2015). Trouwens, recent is ook een update na her-evaluatie verschenen van de door van den Burg in de jaren tachtig van de vorige eeuw opgestelde nutriëntengrenswaarden (ranges) voor de bladchemie van 2 loofboomsoorten (zomer/wintereik en beuk) en 2 naaldboomsoorten (grove den en fijn spar) (Mellert & Göttlein, 2012).

Sinds 2003 is ook een aantal observatieopstanden met zomereik betrokken in het Zwitserse lange-termijnonderzoek (Braun & Flückiger, 2013). In de eerste 7 jaar van de waarnemingen van deze eikenbestanden werd geconstateerd dat het P-gehalte en K-gehalte veelal lager waren dan de ondergrens, en dat het magnesiumgehalte in het bladerdek van de zomereik aan de onderkant van de range voor goede vitaliteit van zomereik lag. Kortom, een duidelijke indicatie dat de voedingstoestand van zomereik onder druk staat. Dit werd ook gevonden in recente studies naar verminderde zomereikvitaliteit in Nederland: in de Maasduinen in Noord-Limburg werd in de zomer van 2014 in de bladeren van minder vitale bomen een significant lage concentratie gemeten van de basische kationen (Mg, K en Ca)

dan in nog vitale zomereiken. Ook het chlorofylgehalte was duidelijk lager in de bladeren van minder vitale eiken (Lucassen et al., 2014a en b). Ook op de Vughtse heide in Noord-Brabant werd de bladchemie van zomereik in zomer 2014 gekwantificeerd in relatie tot de vitaliteit van de boom. In deze studie werd gevonden dat met name het magnesium- en fosforgehalte, en in mindere mate het kaliumgehalte, ook aan de onderkant van de range of juist lager waren dan de ondergrens voor een vitale groei van zomereik. In de Maasduinen was het N-gehalte in de bladeren niet hoog, maar op de Vughtse heide duidelijk aan de hoge kant van de range voor goede ontwikkeling. De eerste analyses van de bladchemie van de twee zomereikbossen die in het huidige onderzoek zijn betrokken (hoofdstuk 4) laten zien dat in beide bossen het gemeten calciumgehalte duidelijk op een tekort wijst, het kaliumgehalte aan de onderkant van de range voor een vitale ontwikkeling ligt en dat het N-gehalte boven de bovengrens voor deze ontwikkeling ligt. Alleen in de onderzoekslocatie op het nationale park de Hoge Veluwe is ook het gemeten fosforgehalte bijna zo laag als de ondergrens voor deze waarde.

2.3.4 Gevoeligheid voor pathogene micro-organismen en insectenplagen

In Nederlandse eikenbossen treden infecties met pathogene micro-organismen (schimmels, bacteriën) of insectenplagen frequenter en heftiger op in de laatste 2-3 decennia (o.a. Moraal, 2010). Er is van verscheidene kanten verondersteld dat dit optreden van ziekte en plagen mogelijk gestimuleerd zou worden in regio's met verhoogde N-deposities (Bobbink & Hettelingh, 2011).

Pathogene micro-organismen

De invloed van N-depositie op de resistentie tegen pathogene micro-organismen is vooral onderzocht bij naaldbomen voor infecties met de pathogene schimmel *Sphaeropsis sapinea* en heeft duidelijk gemaakt dat deze infectie en zijn gevolgen duidelijk groter zijn bij (experimenteel) verhoogde toevoer van N (voor overzicht bij naaldbomen, zie Bobbink et al., 2003). Dit laat zien dat de gevoeligheid voor pathogene micro-organismen bij bomen duidelijk verhoogd kan worden door N-verrijking, maar er is bijna geen verklarend onderzoek uitgevoerd bij loofboomsoorten naar het verband met N-depositie, hoewel het aantal infecties ook bij enkele loofbomen in Nederland lijkt toe te nemen. In de permanente observatieproefvlakken in Zwitserse beukenbossen is significante, positieve correlatie gevonden tussen de N/K-ratio's van de bladeren en het aantal necroses door de beukenkanker (*Nectria ditissima*) (Flückiger et al., 1986; Flückiger & Braun, 1998). Zij inoculeerden *Nectria* verder bij jonge beukenboompjes die bij verschillende N-giften opgroeiden en vonden verhoogd afsterven van jonge bladeren en twijgen door *Nectria* bij hoge N-giften. Verder is gevonden dat laesies in de schors van beuken door een pathogene schimmel (*Nectria coccinea*, var. *Faginata*) meer frequent werd gevonden in loofbossen met de hoogste N-depositie (20-25 kg N/ha/jaar) van Zuid-Zweden, dan in bossen met gemiddeld 10 kg N/ha/jaar lagere depositie (Westling et al., 1992). In twee N-additie experimenten met jonge beuken op zowel kalkrijke als matig zure bodem werd duidelijk meer schade aan de boom door de pathogene schimmel *Apiognomonium errabunda* vastgesteld in de behandelingen met meer dan > 10 kg N/ha/jaar extra (achtergrondsdepositie 15-20 kg N/ha/jaar) (Flückiger & Braun, 1999). De gevonden effecten op de jonge beuken waren gelijk op zowel de meer zure als de kalkrijke bodem. Ook bleek er een sterk positief verband te zijn tussen de N/P- en N/K-verhouding in de bladeren en de mate van necroses van de twijgen. Het moge duidelijk zijn dat er een verband kan zijn tussen infecties van pathogene micro-organismen en N-depositie, maar ook veel andere factoren kunnen deze infecties beïnvloeden. Kortom, voer voor nog veel aanvullend onderzoek.

Insectenvraat

Zoals eerder beschreven, zijn de N-concentraties in boombladeren of naalden (flink) hoger in gebieden met hoge N-toevoer of in experimenten met N-gift, bijvoorbeeld van het N-rijke aminozuur arginine. Het is dus te verwachten dat herbivore insecten hierdoor in eerste

instantie gestimuleerd zouden worden, aangezien bladeren of naalden dan voedzamer (meer eiwitten) en vaak beter verteerbaar worden (bijv. Crawley, 1983; Throop, 2003; Nijssen et al., 2014). Als zomereiken echter te veel worden beperkt door nutriëntengebreken, verloopt de eiwitassimilatie niet goed, waardoor het stikstofgehalte weliswaar hoog is, maar het eiwitgehalte laag (Van den Burg et al., 2014), waardoor de plantkwaliteit voor insect-herbivoren juist weer afneemt.

Veel van de insecten waarvoor enig causaal verband gevonden is tussen N-verrijking en voorkomen, leven via zuigmechanismen van de plant (o.a. Bobbink & Hettelingh, 2011). Zo bleek in een meerjarig N-bemestingsexperiment (Flückiger & Braun, 1998) dat de infectie van beuken met de beukenluis (*Phyllaphis fagi*) beïnvloed werd door de N-behandeling. Bij stijgende N:P-ratio's in het bladerdek, veroorzaakt door extra N-beschikbaarheid, nam het aantal luizen significant toe. Tevens is in de lange-termijn bosobservatieproefvlakken gebleken dat de schade door *Cydia amplana*, een microvlinder, aan de beukennotje significant hoger was in de bomen met verhoogde N/P-verhouding in het bladerdek. Deze situatie kwamen alleen voor in de regio's met hoog N (15-60 kg N/ha/jaar) (Flückiger & Braun, 2004). De weerstand tegen insectenvraat (of zuigen) lijkt door N-depositie verlaagd te kunnen worden, maar het verklarend onderzoek is nog zo anekdotisch dat het trekken van een algemene conclusie over de exacte rol van N-depositie en de vraat van loofbomen, bijvoorbeeld door wintervlinders in het voorjaar, (nog) niet mogelijk is. In Van den Burg et al., 2014 werden locaties met lage vraatscores gekenmerkt door sterker verzuurde bodems en lagere gehalten plantenvoedingsstoffen. In de relatie tussen stikstofdepositie en insectenvraat lijkt de bodemgesteldheid dus ook een belangrijke rol te spelen (welke ook mede wordt beïnvloed door stikstofdepositie, zoals eerder is beschreven).

2.3.5 Boomgroei en bosvitaliteit

Boomgroei

Een aanzienlijk deel van de boomgroei in Europa was vroeger beperkt door N (Tamm, 1991). Er is geschat dat een eeuw geleden in grote delen van Europa de toevoer van N-verbindingen uit de atmosfeer zeker niet hoger was dan enkele kilogrammen N per ha per jaar (Asman, 1987). De houtproductie in bossen werd toen dan ook in veel landen vergroot door bemesting van het bos met N-verbindingen. De depositie van N-verbindingen is sinds de Tweede Wereldoorlog flink echter gestegen en de waargenomen sterke stijging in boomgroei over heel Europa, waaronder ook Nederland (Nabuurs et al., 2003; 2013) is duidelijk ook mede gestimuleerd door de toename van de N-depositie (De Vries et al., 2008; Laubhann et al., 2009; Solberg et al., 2009). Andere oorzaken zijn naast beheer ook een toename van de CO₂ concentratie (het CO₂ bemestingseffect, Norby et al., 2005; 2010) en in Noord Europa (met name Scandinavië) een warmer wordend klimaat (Kauppi et al., 2014).

In een recent literatuuroverzicht, met daarin resultaten van N-additie experimenten en correlatief veldonderzoek blijkt dat boomgroei vrijwel altijd wordt gestimuleerd tot een N-depositie van 15 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ maar dat daarboven de groeitoename stagneert en boven de 20-30 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ veelal weer afneemt (De Vries et al., 2014b). Zo vonden Kint et al. (2012) over de periode 1901–2008 een positieve relatie tussen N-depositie en groei voor 180 eiken en beuken proefvlakken in Vlaanderen tot 20–30 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ en een afnemende groei boven die depositieniveaus. Etzold et al. (2014) vonden in Zwitserland een positieve relatie met productiviteit tot 20 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Nellemann & Thomsen (2001) vonden voor naaldbomen in Scandinavië dat in eerste instantie de groei – en houtproductie – van naaldboomsoorten toenam met de N-depositie. Bij langdurig hoge N-depositie (15-20 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) nam na 25-35 jaar de houtgroei echter juist weer af, en werd deze zelfs vaak lager dan in nog schone gebieden van Scandinavië (zie ook Bobbink & Hettelingh, 2011). De afname in groei bij hogere N depositie is in de genoemde studies waarschijnlijk veroorzaakt door verzuring, met een gerelateerd gebrek aan basen, maar beperking door P kan ook een rol hebben gespeeld (zie Braun & Fluckiger, 2013).

Tot nu toe is vrijwel geen verklarend onderzoek gedaan naar de effecten van N-overmaat op de groei van (zomer)eiken. Voor de groeireactie van loofbomen in relatie tot N-depositie moeten we weer uitwijken naar het eerder genoemde, lange-termijnonderzoek in Zwitserse beukenbossen. Verhoogde N-toevoer had in eerste instantie een stimulerend effect op de stamgroei van beuken, zowel in de bestudeerde N-gradiënten als in containerproeven en op de veldlocaties met N-berekening van jonge bomen. Deze groeistimulering van de beuk trad trouwens alleen op indien er geen andere beperking was, dus indien de verhouding tussen N en P of N en basische kationen in de bladeren niet te hoog was (Braun et al., 1999 & 2010). In andere gevallen bleef groeistimulatie uit, of was de groei van beuk zelfs verminderd bij hoge N-toevoer.

Samengevat, een toename van de N-depositie en N beschikbaarheid kan de boomgroei bevorderen, met name tot ca 15-20 kg N ha⁻¹ jr⁻¹, maar met toename van de geaccumuleerde N-doses zijn negatieve effecten op de groei te verwachten, als gevolg van verzuring, verstoorde nutriëntenverhoudingen en het versterkt optreden van ziekten en plagen (Bobbink & Hettelingh, 2011; De Vries et al., 2014a; Van den Burg et al., 2014).). In het algemeen zit Nederland rond of boven dit depositieniveau. Effecten van verhoogde depositie op boomgroei zijn echter beduidend minder dan op het optreden van ziekten en plagen (zie eerder) en op bosvitaliteit, zoals hieronder beschreven.

Bosvitaliteit

De afnemende vitaliteit van eikenbossen in Nederland blijkt zeer duidelijk gecorreleerd te zijn met bodemverzuring. Het is daarbij zeer opvallend dat zomereiken met verlaagde vitaliteit of percelen met verhoogde sterftepercentages van zomereik significant meer werden aangetroffen in bodems met lagere concentraties van uitwisselbare, basische kationen (Ca, K en/of Mg), vergeleken met bodems onder meer vitale eiken of in percelen met laag sterftcijfer (Lucassen et al., 2014a en b; Oosterbaan et al., 2014). Ook het mangaangehalte was vaak lager in de aangetaste bestanden (Tabel 2.1).

Tabel 2.1 Overzicht van uitwisselbaar calcium (Ca-z), kalium (K-z), magnesium (Mg-z) en mangaan (Mn-z) (0-20 cm) in 9 hoog-sterfte bestanden op Pleistocene zandgronden, vergeleken met de waarde in de laag-sterfte situatie in het zelfde gebied. -: lager +: hoger =: gelijk. Twee symbolen betekent dat de waarde minstens 100% lager of 100% hoger is dan in de bijbehorende laag-sterfte situatie (naar Oosterbaan et al., 2014).

Table 2.1 Overview of exchangeable calcium (Ca-z), potassium (K-z), magnesium (Mg-z) and manganese (Mn-z) (0-20 cm) in 9 high-mortality forest stands on Pleistocene sandy soils, compared to the value in the low-mortality situation in the same area. -: lower +: higher =: equal. Two symbols means that the value is at least 100% lower or 100% higher than in the corresponding low-mortality situation (after Oosterbaan et al., 2014).

	Ca-z	K-z	Mg-z	Mn-z	Opmerking
Aarnink	--	--	--	--	8x meer Fe in bestand met hoog sterftcijfer
Amerongen	--	-	--	--	
Hardenberg	-	--	=	=	
Hoenderloo	-	+	++	--	Mn 10x lager in bestand met hoog sterftcijfer dan in bestand met laagsterfte cijfer
Liesbos	--	--	--	--	
Maasduinen	-	--	--	--	
Oostereng	-	=	-	-	Al/Ca van 2,1 naar 5,0 in bestand met hoog sterftcijfer
Slangenburg	++	--	++	++	
Vught	=	--	=	=	

Verder blijkt dat de verminderde vitaliteit van zomereiken, maar ook enkele andere loofboomsoorten (wintereik & beuk), vaak samengaat met een verminderde voedingstoestand en nutriëntenonbalans van de boom, vooral wat basische kationen en P betreft. Soms, maar zeker niet altijd zijn ook de N-concentraties erg hoog. Wat het laatste betreft is ook gevonden dat de N-concentraties in een zomereikenbos op de ZW- Veluwe net

na het uitlopen van het blad zeer hoog zijn (50-70 mg N/g droog blad), en daarna langzaam afvlakken naar een concentratie van ca. 30 mg N/g droog blad in augustus, de gebruikelijke periode waarop de bladchemie in vergelijkend onderzoek wordt gemeten (Van den Burg et al., 2014).

2.3.6 Doorwerking van nutriëntenonbalans in de voedselketen

Bomen hebben stikstof nodig, omdat het een onderdeel vormt van de verschillende soorten aminozuren, die op hun beurt de bouwstenen zijn van alle eiwitten. Eiwitten zijn belangrijk als bouwstof en ook enzymen zijn eiwitten. Om van stikstof aminozuren te maken en om verschillende vormen aminozuren in elkaar om te zetten zijn ook enzymen nodig, die op hun beurt alleen maar werken als ook de juiste ionen aanwezig zijn, zoals bijvoorbeeld mangaan (zie ook Tabel 2.1). Als de stikstofbeschikbaarheid hoog is en het aanbod van andere nutriënten (Ca, K, Mg en/of P) laag, zoals nu in veel bossen het geval is, stagneert de productie van eiwitten en nemen de concentraties van enkele vrije aminozuren -relatief rijk aan N – toe. Omdat de aminozuren niet meer tot eiwitten omgewerkt kunnen worden, worden er dan andere stikstofhoudende verbindingen geproduceerd, waardoor het stikstofoverschot wordt weggewerkt. In het jonge blad, waar de opbouw van eiwitten het belangrijkste is, treden deze effecten het meest op (Van den Burg et al., 2014). De verschijnselen zijn niet uniek voor bossen, want behalve in eikenbomen is het ook al vastgesteld in struikheide en diverse grassoorten van stuifzand- en heidegebieden (Vogels et al., 2011). Het vrije aminozuur arginine dat bij hoge beschikbaarheid van stikstof wordt opgeslagen in bladeren en naalden is al enkele tientallen jaren in gebruik als indicator voor verhoogde N-depositie. De stapeling van vrije aminozuren en het inbouwen van stikstof in andere verbindingen heeft belangrijke gevolgen voor dieren die van de bomen eten. Het is echter niet zo dat insecten zondermeer profiteren van de veranderde chemische samenstelling van het boomblad. Als de stikstof- en nutriëntenvoorziening niet te ver uit de pas lopen en de eiwitproductie niet teveel in het gedrang komt, kunnen allerlei insecten massaal voorkomen, omdat het voor de insecten gemakkelijker wordt om in hun stikstofbehoefte te voorzien. Voorbeelden hiervan zijn waarschijnlijk de rupsenplagen van kleine en grote wintervlinder op de zomereik, die sinds de jaren 1980 sterk zijn toegenomen in frequentie en omvang (databank Insectenplagen Alterra). Wanneer de onbalans tussen stikstof en overige nutriënten echter groter wordt, hebben vlinderrupsen te kampen met schadelijke effecten van zowel de onbalans in hun aminozuurvoorziening als de stikstofhoudende moleculen die de boom heeft gemaakt om het stikstofoverschot weg te werken (Van den Burg et al., 2014). Er werd dan ook een heel lage stand van rupsenpopulaties gevonden op eikenbomen die moeite hadden met de eiwitproductie in vergelijking met bomen die wel een goede eiwitsynthese lieten zien. Onderzoek aan rupsenvraat bij zomereiken heeft laten zien dat de ionenvoorziening van de rupsen hierbij niet de beperkende factor is en het hier dus gaat om indirecte effecten (Van den Burg et al., 2014). Alleen insecten die de stikstof, die niet in eiwitvorm beschikbaar is, toch kunnen benutten (bijvoorbeeld met behulp van darmmicroben), hebben de mogelijkheid zich massaal in eikenbomen te ontwikkelen. Bijvoorbeeld de eikenprachtkever maakt waarschijnlijk op deze manier gebruik van het verhoogde stikstofgehalte in het hout.

Het zal duidelijk zijn dat bij het wegvallen van herbivore insectenpopulaties ook insecteneters hiervan last ondervinden. Het gaat hierbij onder andere om insecten en zangvogels, maar ook voor vleermuizen is het aannemelijk dat de voedselbasis is versmald. Als gevolg van bodemverzuring en een lage calciumbeschikbaarheid zijn ook soorten met een hoge calciumbehoefte veelal verdwenen, zoals de huisjesslakken. Dit heeft nadelige gevolgen voor dieren die slakken als hoofdvoedsel hebben of de huisjes eten in tijden van hoge calciumbehoefte. Hiernaast zien we ook problemen in de voedselketen door een veranderde aminozuursamenstelling van het voedsel. Veel diersoorten hebben ongeveer 10 verschillende aminozuren nodig in hun voedsel, omdat ze niet in staat zijn deze essentiële aminozuren zelf te produceren. Als één of meerdere van deze aminozuren schaars worden, heeft dat direct gevolgen voor de opbouw van eiwitten in dieren en de functies die deze eiwitten in het

lichaam hebben. Zo zien we dat insecten minder goed in staat zijn plantaardige vitamines met eiwitten te binden, vogels eieren leggen waarin de embryo's doodgaan als gevolg van aminozuurgebrek en roofvogels als sperwer een groot deel van hun borstspier opsouperen om de juiste aminozuursamenstelling voor hun eieren te verkrijgen. Het is nog de vraag welke van de waargenomen veranderingen in de bomen het sterkst in de voedselketen worden doorgegeven: die van een veranderde balans in de vrije aminozuren of de stapeling van stikstofhoudende verbindingen die niet voor de eiwitsynthese gebruikt kunnen worden. Deze laatste kunnen bijvoorbeeld aminozuurachtige verbindingen zijn die abusievelijk in eiwitten worden ingebouwd, waardoor het eiwit defect raakt. Dergelijke verbindingen kunnen accumuleren in de voedselketen en tot ziekten leiden bij top-predatoren. De effecten in de voedselketen gaan ook gepaard met veranderingen in de populatiegrootte van de verschillende diersoorten. Voor een overzicht van de doorwerking in voedselketen in bossen, zie Van den Burg et al. (2014).

2.4 Conclusies

Veranderingen in stikstofdepositie, in samenhang met veranderingen in klimaat, hebben effecten op de bodemkwaliteit, met name via de beschikbaarheid van nutriënten en water. Die hebben vervolgens effect hebben op de voedingstoestand van het bos en het wortelstelsel en ze kunnen leiden aantastingen door ziekten en plagen, die op elkaar inwerken en de vitaliteit en groei van bomen beïnvloeden.

Effecten van weer, klimaat en waterbeheer

De eikensterfte in Midden-Europa lijkt met name het gevolg van zware insectenaantasting in opeenvolgende jaren met klimaatextremen. In Nederland begint het groeiseizoen eerder door het warmer wordende klimaat en komt late voorjaarsvorst relatief vaker voor, waardoor de diktegroei van eiken soms wordt verminderd. Verder heeft de temperatuurverhoging vrijwel zeker invloed gehad op de toename van de eikenprachtkever. Verder blijken schommelingen in groei en vitaliteit in de eik in de laatste 50 jaar vaak gecorreleerd met perioden van droogte, die mogelijk vaker (gaan) voorkomen door klimaatverandering (meer klimaatextremen). Daarnaast zijn door de sterk toegenomen drainage en ruilverkaveling in het zandlandschap de grondwaterstanden in veel (voorheen) vochtige bossen in het winter/voorjaar te laag geworden, waardoor de waterbeschikbaarheid is afgenomen.

Effecten van ozon

Hoewel ozonpieken, in samenhang met een hoge geadsorbeerde ozondosis (POD) een negatief effect kunnen hebben op de groei en vitaliteit van bossen, is er weinig bewijs dat ozonschade van evident belang is in het Nederlandse bos.

Effecten van stikstofdepositie

Een toename van de N-depositie en N beschikbaarheid kan de boomgroei bevorderen, met name tot ca 15-20 kg N ha⁻¹ jr⁻¹, maar met een verdere toename zijn negatieve effecten op de groei te verwachten, als gevolg van verzuring, verstoorde nutriëntenverhoudingen en het versterkt optreden van ziekten en plagen. In het algemeen zit Nederland rond of boven dit depositieniveau. Effecten van verhoogde depositie op bosgroei zijn echter beduidend minder dan op het optreden van ziekten en plagen en op bosvitaliteit.

De onbalans tussen stikstof en overige nutriënten kan zo groot worden dat vlinderrupsen te kampen krijgen met schadelijke effecten van zowel de onbalans in hun aminozuurvoorziening als de stikstofhoudende moleculen die de boom maakt om het stikstofoverschot weg te werken. In dit geval wordt een heel lage stand van rupsenpopulaties gevonden op eikenbomen met een moeizame eiwitproductie in vergelijking met bomen die wel een goede eiwitsynthese laten zien.

De toegenomen N-depositie heeft geleid tot een sterk toegenomen uitspoeling van nitraat met bijbehorende uitspoeling van basische kationen (Ca, Mg en K), waardoor de verweerbare

basen zijn afgenomen, de bodemverzuring is versneld, de pH is afgenomen en de aluminiumconcentratie sterk is verhoogd. Dit afname van de gehalten aan Ca, Mg en K in de bodem heeft op zijn beurt geleid tot een afname van de gehalten van die elementen in het blad, en daarmee tot een onbalans van nutriënten.

Er zijn aanwijzingen dat ook loofbomen een minder diepgaand wortelstelsel hebben door verhoogde N-depositie en de daarbij optredende bodemverzuring, waardoor ze gevoeliger zijn voor droogtestress. Daarnaast leidt N-depositie en bodemverzuring tot een afname van de vruchtlichamen van ectomycorrhiza-paddenstoelen maar de invloed op de bezetting van worteltoppen van de boom door ectomycorrhiza is bij loofboomsoorten als eik of beuk niet of nauwelijks onderzocht.

Een toename van de N-depositie en N beschikbaarheid leidt tot een toename van pathogene micro-organismen, met name boven depositieniveaus van ca 10-15 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Verder is er een sterk positief verband zijn tussen de N/P verhouding in de bladeren en het optreden van insectenvraat.

Er is de afgelopen jaren nog steeds sprake geweest van doorgaande bodemverzuring waardoor de meer gebufferde locaties vrijwel overal zijn verdwenen en vrijwel overal op droge zandgronden de basenverzadiging onder de 5-10 % ligt. Bodemverzuring en een nutriëntenonbalans in bladeren blijken duidelijk gecorreleerd te zijn met een afnemende vitaliteit van de eik. Zo werden zomereiken met verlaagde vitaliteit of verhoogde sterftepercentages significant meer werden aangetroffen in bodems met lagere concentraties van uitwisselbare basische kationen, dan wel een verhoogde nutriëntenonbalans van N ten op zichte van Ca, K en/of Mg.

3 Doorgaande bodemverzuring onder eikenopstanden tussen 1990 en 2015

3.1 Inleiding

Effecten van afnemende S- en in mindere mate N-depositie op bosgronden, zoals dat de afgelopen decennia het geval is geweest leiden mogelijk tot verbetering als gronden in het aluminium (Al) buffertraject zitten en de basenverzadiging (som van Ca, Mg, K en Na als percentage van de CEC) lager is dan ca. 20-25% (De Vries, 2008). Door daling van sulfaat (SO₄)- en nitraat (NO₃)-concentraties daalt dan namelijk ook de Al-concentratie in het bodemwater. Een doorgaande verslechtering is echter te verwachten als gronden nog een basenverzadiging hebben boven de ca. 20-25%. Dan neemt de basenverzadiging waarschijnlijk nog steeds verder af, aangezien de zuurbelasting hoger is dan de verwerkingssnelheid, en komt de grond dus waarschijnlijk in de Al-bufferrange. Bij Alterra zijn in de periode 1990-1995 onderzoeken uitgevoerd naar o.a. de basenverzadiging van respectievelijk 150 (1990) en 200 zandgronden (1995), en van 100 löss, klei en veengronden. Hieruit blijkt dat mediaan waarden voor zand en lössgronden onder respectievelijk de 10 en 15% liggen maar 95% waarden komen boven de 25% uit (De Vries & Leeters, 2001; Leeters & de Vries, 2001; Klap *et al.*, 1999).

Het onderzoek wat in dit hoofdstuk is beschreven betreft een herhaling van de bodemchemische veldstudies, die ca. 25 jaar geleden zijn uitgevoerd in 16 eikenopstanden op zand en leem met precies dezelfde methoden. Doel hierbij is: (i) te achterhalen of bovengenoemde hypothese klopt en de bodemverzuring inderdaad is voortgeschreden in de laatste 25 jaar, waarin de S-depositie sterk verminderde, maar er nog wel relatief hoge N-depositie optrad en (ii) zo ja, hoe snel dit is gegaan.

3.2 Methode

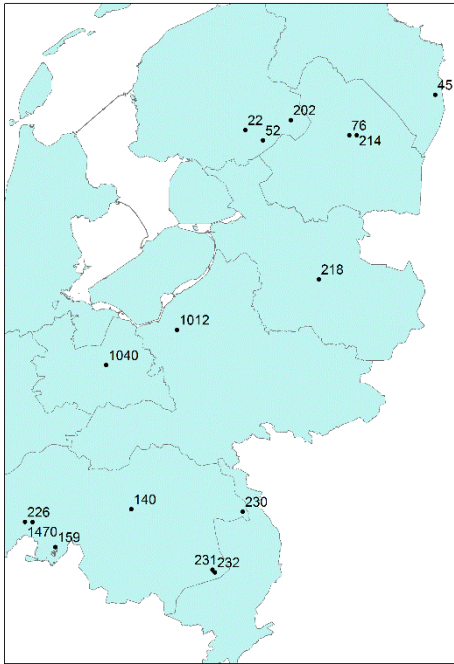
3.2.1 Selectie locaties

Een overzicht van de herbemonsterde locaties met de ligging is gegeven in Tabel 3.1 en Figuur 3.1.

Tabel 3.1 Herbemonsterde eikenbossen in 2015 die eerder zijn bemonsterd in 1990 en 1995

Table 3.1 Re-sampled oak forests in 2015 that were previously sampled in 1990 and 1995

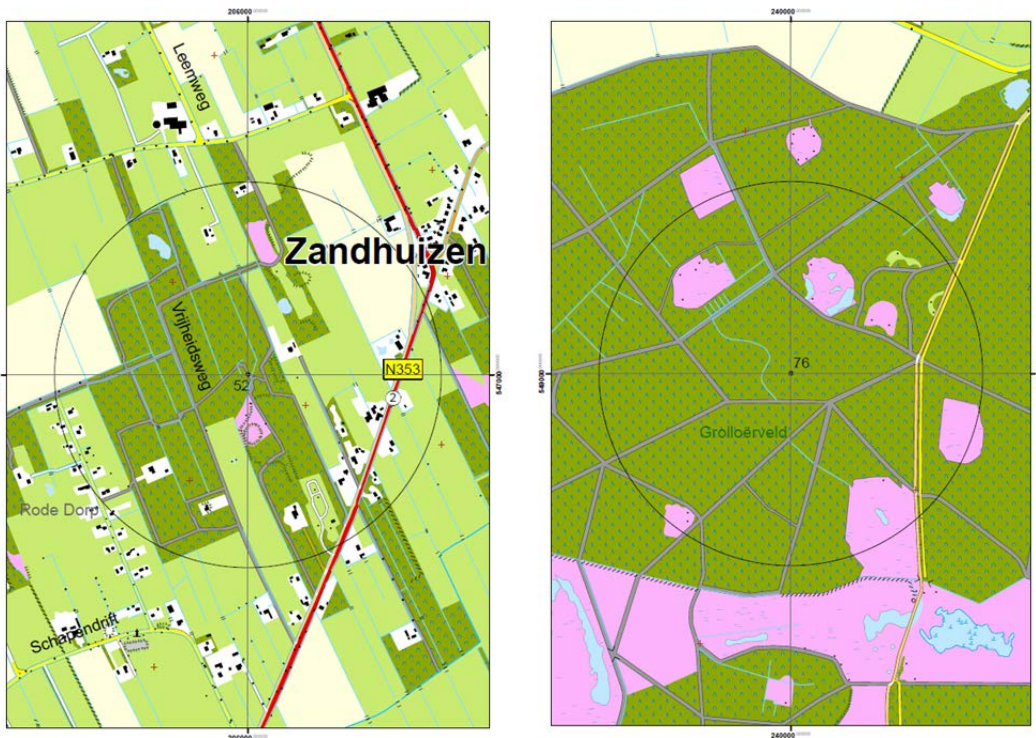
Boslocatie	Coördinaten	Type bos op topografische kaart	Naam bos
218	227979 491974	Naaldhout	Schuilenberg/Elen
45	273998 564987	Loofhout	nabij Veelerveen
1012	172002 472013	gemengd loof en naaldhout	Kleine Ark
1040	144014 457960	Loofhout	Panbos
140	154016 401013	Loofhout	De Geelders
1470	114973 396041	Onverharde weg Loof- En Naaldhout	Ulvenhoutse Bosch
159	123973 386014	Gemengd loof- en Naaldhout	Boshoven
202	217034 555014	Loofhout	Venekoten/naam Houtwal
214	243074 549028	Loofhout	nabij Wilddobbe
22	199041 550983	Onverharde Weg Loofhout	Nieuwehorne
226	112011 395989	Gemengd Loof- En Naaldhout	Mastbos
230	197991 400003	Loofhout	Vierlingsbeek
231	185990 377040	Loofhout	Gruttoweg
232	187014 375969	Loofhout	Kleine Heitak
52	205985 546980	Gemengd Loof- En Naaldhout	Zandhuizen
76	240030 548984	Gemengd Loof- En Naaldhout	Grolloerveld



Figuur 3.1 Ligging van de herbemonsterde eikenbossen in 2015.

Figure 3.1 Location of the re-sampled oak forests in 2015.

De locaties zijn allemaal bemonsterd op het snijpunt van 1 km x 1 km coördinaten, zoals aangegeven in Figuur 3.2 voor twee van de locaties, te weten Zandhuizen (locatie 52 in Friesland) en Grolloerveld (locatie 76 in Drenthe).



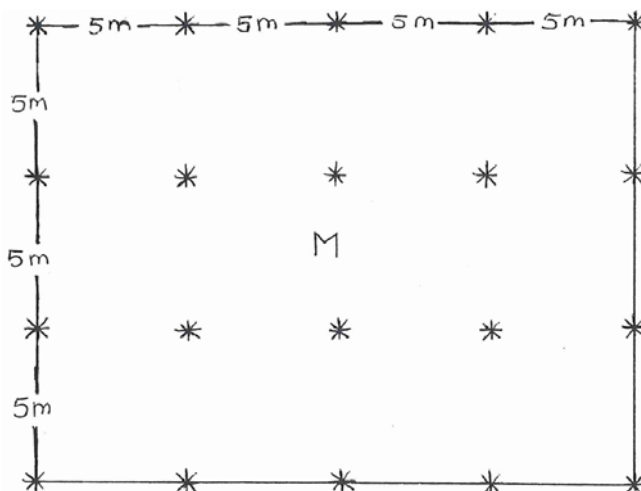
Figuur 3.2 Voorbeeld van coördinaten waarop is (her) bemonsterd voor twee eikenbossen in 2015.

Figure 3.2 Example of coordinates on which (re) sampling was carried out for two oak forests in 2015.

3.2.2 Monsternamen en analyse bodem

Monsternamen

Alle opstanden zijn bemonsterd op basis van een mengmonster van 20 monsters die genomen is in een vierkant van 20 meter maal 20 meter, conform de methode zoals aangegeven in Figuur 3.3. Vanuit het midden van de opstand (aangegeven met M in Figuur 3.3) is bemonsterd in een 20 m x 20 m vierkant. De strooisellaag is bemonsterd met een humus boor en de minerale lagen (onderscheiden in 0-10 cm en 10-30cm) zijn bemonsterd met een Edelmanboor. De 20 monsters zijn gemengd in een zak en vervolgens is in het mengmonster de CEC en de kationenbezetting bepaald.



Figuur 3.3 De bemonsteringsmethode voor de mengmonsters van de drie bodemlagen (de strooisellaag en de bodemlagen 0-10 cm en 10-30 cm) in 1990, 1995 als 2015.

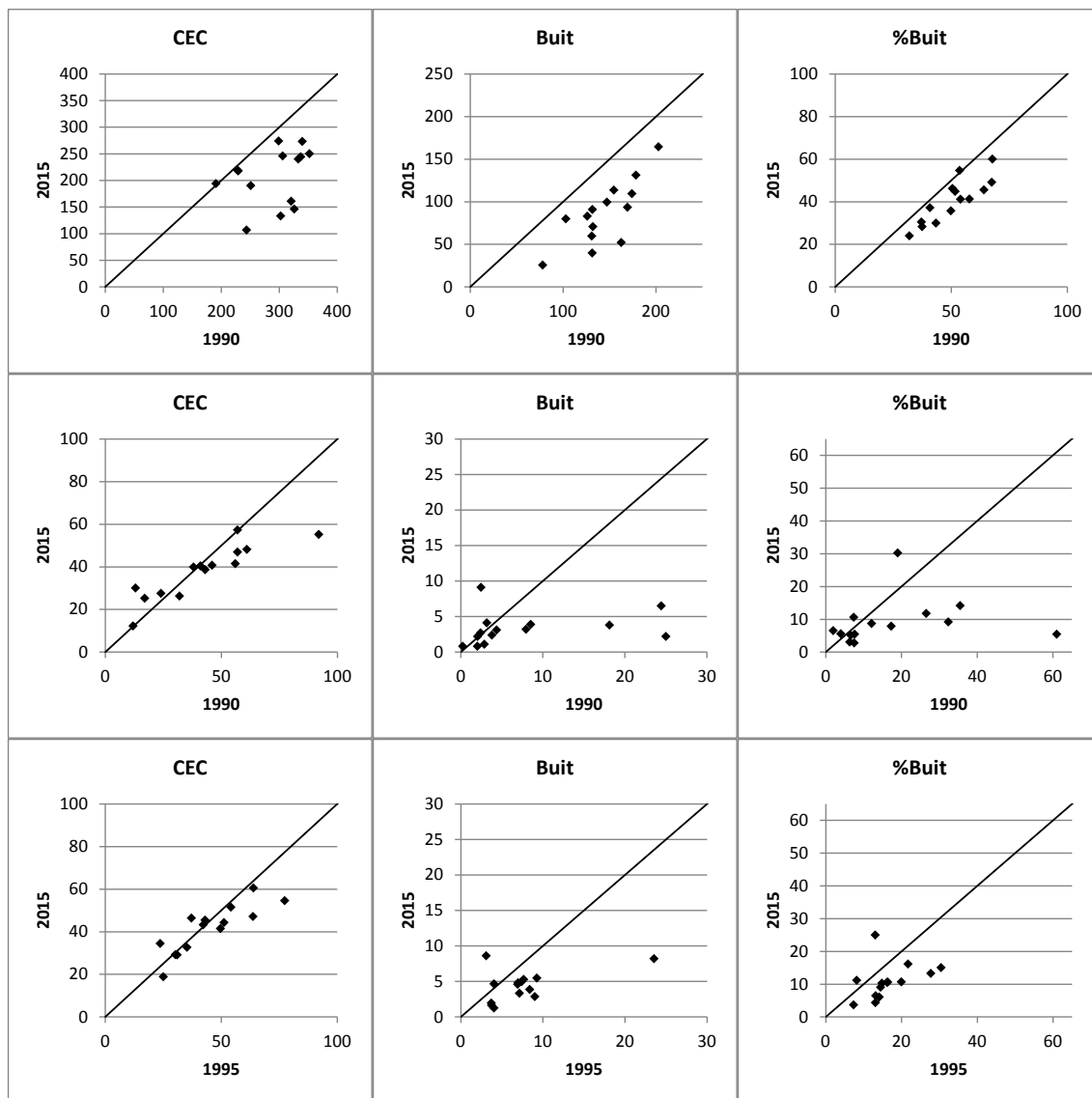
Figure 3.3 The sampling method for the mixed samples of the three soil layers (the litter layer and the soil layers 0-10 cm and 10-30 cm) in 1990, 1995 and 2015.

Analyse bodem monsters

De uitwisselbare gehalten aan Al, Fe, Ca, Mg, K en Na werden gemeten door extractie met een 0,01 M oplossing van zilverthioureum gedurende vier uur (Chabra et al., 1975) gevolgd door analyses van de genoemde kationen met ICP. De is kationenuitwisselingscap of CEC (cation exchange capacity) werd bepaald uit de afname in Ag-concentratie vóór en na de extractie (Ag wordt gemeten door ICP) en het uitwisselbare H-gehalte werd berekend uit het verschil in CEC en uitwisselbare kationgehalten. In 1990 en 1995 zijn de uitwisselbare NH_4 gehalten gemeten middels een extractie met 1,0 M KCl, maar deze analyse is niet nogmaals gedaan, omdat de nadruk lag op een analyses van de uitwisselbare gehalten aan basen (som van Ca, Mg, K en Na). Vervolgens is de is daaruit de basenverzadiging (som van Ca, Mg, K en Na als percentage van de CEC) berekend en vergeleken met de CEC, uitwisselbare gehalten en basenverzadiging in 1990 (strooisellaag en laag 0-30 cm) en 1995 (strooisellaag en laag 0-10 cm).

3.2.3 Resultaten

Resultaten voor de CEC en uitwisselbare kationen in de strooisellaag (1990, 2015), de bodemlagen 0-10 cm (1995, 2015) en 0-30 cm (1990, 2015) zijn gegeven in de Tabellen 3.2-3.7. Een vergelijking van de CEC en de uitwisselbare basen fractie in de verschillende jaren is gegeven in Figuur 3.4. Uit de resultaten blijkt dat met name in de strooisellaag de actuele CEC is afgenomen wat wijst op verzuring want de CEC neemt af met een afnemende pH, met name in de organische laag. Verder is in alle lagen op veruit de meeste locaties de basenbezetting afgenomen wat wijst op doorgaande verzuring (Figuur 3.4).



Figuur 3.4 Relatie tussen de CEC (meq/kg), uitwisselbare basenconcentraties (Buit) en basenverzadiging ($\%Buit = Buit/CEC \times 100$) in de strooisellaag en de bodemlaag 0-30 cm tussen 1990 en 2015 en in de bodemlaag 0-10 cm tussen 1995 en 2015 (een kalkrijke grond is weggelaten in de figuur).

Figure 3.4 Relationship between the CEC (meq/kg), exchangeable base cation concentrations (Buit) and base saturation ($\%Buit = Buit/CEC \times 100$) in the litter layer and the soil layer 0-30 cm between 1990 and 2015 and in the soil layer 0-10 cm between 1995 and 2015 (a calcareous soil is omitted in the figure).

Waar in 1990 nog sprake was van een variatie van ca 5-40% in basenverzadiging in de bovenste 30 cm, is die in 2015 vrijwel altijd beneden de 15% is gezakt. Slechts op 1 locatie (nr 1470: vergelijk de tabellen) is sprake van een sterke toename in CEC en basen (met name Ca en Mg) bezetting, nl van ca 15 naar 25% in de laag 0-10 cm en ca 20-30% in de laag 0-30 cm. Dit wijst erop dat die locatie in de tussenliggende periode is bekalkt. Hoewel de variatie in CEC en basenverzadiging deels zal zijn veroorzaakt door kleine verschillen in de bemonsterde plekken is er een duidelijke trend van een afnemende basenverzadiging.

Tabel 3.2 Data voor de CEC en uitwisselbare kationen in de strooisellaag in 1990

Table 3.2 Data for the CEC and exchangeable cations in the litter layer in 1990

Opstand	CEC	Uitwisselbare kationen (meq/kg)									
	meq/kg	H	AL	FE	Mn	Ca	Mg	Na	K	NH ₄	Basen
218	340	166.9	20.4	15.5	3.5	80.4	27.5	5.3	13.1	7.5	126
45	227	59.4	12.0	5.1	4.6	89.5	25.3	6.1	10.8	14.6	132
1012	244	106.6	10.4	25.6	14.7	48.3	17.6	2.0	10.2	8.3	78
1040	303	131.1	11.7	12.7	4.3	86.6	25.4	4.8	14.7	11.4	131
140	326	120.1	14.6	11.8	7.2	128.3	23.8	1.2	9.2	9.8	163
1470	349	90.7	9.7	8.7	3.8	174.7	24.1	8.8	16.2	12.4	224
159	321	142.5	12.8	10.3	3.8	90.5	20.3	4.5	15.5	20.4	131
202	299	59.4	4.5	8.4	15.3	147.0	30.7	8.9	16.2	9.0	203
214	333	109.3	17.9	9.8	3.3	122.5	36.0	5.8	14.2	14.0	178
22	191	57.1	8.3	4.9	8.1	75.6	16.2	2.7	8.7	9.4	103
226	306	118.2	6.4	11.4	3.7	109.2	26.1	5.5	14.0	11.7	155
230	352	125.3	52.4	24.2	4.7	89.2	21.0	3.2	18.8	13.5	132
231	251	32.5	5.0	11.6	18.5	115.2	27.5	7.6	19.1	14.1	169
232	323	22.1	5.8	6.4	16.5	191.0	39.2	6.1	20.0	15.6	256
52	230	34.7	14.2	13.1	13.5	111.1	24.3	3.0	8.8	6.8	147
76	337	132.0	10.8	5.5	2.6	116.6	38.9	6.1	12.5	12.1	174

Tabel 3.3 Data voor de CEC en uitwisselbare kationen in de strooisellaag in 2015

Table 3.3 Data for the CEC and exchangeable cations in the litter layer in 2015

Opstand	CEC	Uitwisselbare kationen (meq/kg)									
	meq/kg	H	AL	FE	Mn	Ca	Mg	Na	K	NH ₄	Basen
218	273	*	9.9	4.5	2.7	59.4	17.1	1.1	5.5	*	83.1
45	220	*	12.3	1.5	1.9	65.3	19	1.5	5	*	90.8
1012	107	*	13.1	2.9	1.9	16.6	6	0.4	2.7	*	25.7
1040	133	*	15.3	2.8	1.1	21.9	13.4	1.1	3.4	*	39.8
140	146	*	17	3.9	1.3	40.9	6.9	1	3.4	*	52.2
1470	595	*	2.5	3	2.2	530	39.3	6.5	11.3	*	587.1
159	161	*	11.5	3.3	2.8	41.9	12.1	0.7	5.1	*	59.8
202	274	*	4.2	1.4	25.2	112	37.7	3.2	11.6	*	164.5
214	240	*	4.7	0.6	3	92.5	28.8	1.8	8	*	131.1
22	194	*	7.3	1.6	4.7	60.5	14.4	1.1	3.8	*	79.8
226	246	*	10.1	1.4	1.8	80.8	21.6	2.7	8.6	*	113.7
230	250	*	37.1	7.4	2.7	46.2	16.9	0.3	7.2	*	70.6
231	190	*	15.1	1.4	8	74.8	13	0.3	5.3	*	93.4
232	176	*	13.3	1.5	5.8	98.7	17.7	0.6	6.1	*	123.1
52	218	*	24.5	1.8	11.4	74.2	16	1.6	7.6	*	99.4
76	244	*	8.4	1.6	2	70.2	28.4	2.7	8	*	109.3

Tabel 3.4 Data voor de CEC en uitwisselbare kationen in de bodemlaag 0-10 cm in 1995

Table 3.4 Data for the CEC and exchangeable cations in the soil layer 0-10 cm in 1995

Opstand	CEC	Uitwisselbare kationen (meq/kg)									
	meq/kg	H	AL	FE	Mn	Ca	Mg	Na	K	NH ₄	Basen
218	50	22.9	12.3	9.6	0.1	2.1	0.9	0.0	1.1	0.7	4.1
45	77	28.8	20.4	3.6	0.5	15.9	4.7	1.0	2.0	0.6	23.6
1012	25	4.4	13.3	2.4	0.8	1.9	1.0	0.1	0.8	0.4	3.7
1040	31	4.5	18.8	3.0	0.1	2.2	0.9	0.2	0.8	0.6	4.1
140	43	8.3	20.8	6.4	0.1	4.8	0.9	0.2	1.2	0.5	7.0
1470	30	11.2	10.4	4.1	0.1	2.0	0.7	0.0	1.2	0.3	3.8
159	30	6.2	11.3	3.4	0.3	6.3	1.0	0.2	0.9	0.7	8.4
202	35	15.0	8.8	3.3	0.2	5.4	0.9	0.5	0.9	0.3	7.7
214	64	13.3	38.0	2.6	0.1	5.5	1.9	0.4	1.2	0.7	9.0
22	42	15.0	17.0	2.9	0.2	3.8	1.0	0.2	2.0	0.3	6.9
226	64	20.8	29.6	3.4	0.1	5.9	1.7	0.3	1.4	0.8	9.3
230	51	15.5	25.4	4.4	1.8	2.4	1.2	0.0	0.1	0.4	3.8
231	24	8.7	10.2	1.0	0.1	2.0	0.4	0.0	0.7	0.7	3.1
232	25	5.4	9.8	0.6	0.4	6.4	0.6	0.2	1.0	0.5	8.2
52	37	5.1	21.3	2.0	1.0	4.3	0.9	0.2	2.0	0.4	7.4
76	54	15.8	28.7	2.0	0.0	3.3	1.8	0.5	1.7	0.6	7.2

Tabel 3.5 Data voor de CEC en uitwisselbare kationen in de bodemlaag 0-10 cm in 2015

Table 3.5 Data for the CEC and exchangeable cations in the soil layer 0-10 cm in 2015

Opstand	CEC		Uitwisselbare kationen (meq/kg)								
	meq/kg	H	AL	FE	Mn	Ca	Mg	Na	K	NH ₄	Basen
218	47.1	*	11.2	5.9	0.1	3.3	1.4	0.2	0.8	*	5.7
45	53.4	*	18.2	0.9	0.2	7.5	2.9	0.4	0.8	*	11.6
1012	32	*	13.7	2	0.3	2.4	1.1	0.1	0.6	*	4.2
1040	34.6	*	18.8	2.1	0	0.9	0.7	0.1	0.5	*	2.2
140	53.3	*	25.5	4.4	0.1	5.1	1	0.2	0.5	*	6.8
1470	130	*	0.1	0.1	0.2	120	11.7	1.7	1.1	*	134.5
159	37.2	*	11.9	1.9	0.2	4.7	1.3	0.1	1.1	*	7.2
202	43	*	14.2	4.8	1	5	1.7	0.4	0.9	*	8
214	47.5	*	35.9	1	0	1.9	1	0.3	0.6	*	3.8
22	48.3	*	19.7	2.2	0.3	4.9	1.3	0.2	1	*	7.4
226	66.9	*	24	2.7	0.1	6.2	2.6	0.3	1.1	*	10.2
230	53.2	*	38.4	2.2	0.1	1	0.7	0.1	0.9	*	2.7
231	43	*	21.7	1.4	0.5	5.7	0.9	0.1	0.9	*	7.6
232	53.5	*	22.1	1.6	1.3	15.1	1.7	0.2	1.2	*	18.2
52	58.4	*	36	2	0.7	7.1	2	0.3	1.1	*	10.5
76	58.2	*	39.3	2.9	0.1	2.5	1.1	0.4	0.6	*	4.6

Tabel 3.6 Data voor de CEC en uitwisselbare kationen in de bodemlaag 0-30 cm in 1990

Table 3.6 Data for the CEC and exchangeable cations in the soil layer 0-30 cm in 1990

Opstand	CEC		Uitwisselbare kationen (meq/kg)								
	meq/kg	H	AL	FE	Mn	Ca	Mg	Na	K	NH ₄	Basen
218	43	17.4	14.5	7.4	0.1	1.8	0.7	0.0	0.7	0.5	3.2
45	92	35.2	28.4	3.3	0.3	17.9	3.8	1.2	1.6	0.7	24.5
1012	12	1.0	8.8	0.7	0.3	0.2	0.2	0.1	0.5	0.2	1.0
1040	32	5.0	23.2	0.9	0.0	1.0	0.3	0.1	0.7	0.7	2.0
140	56	8.8	23.5	3.8	1.2	16.2	1.2	0.3	0.5	0.4	18.1
1470	56	0.4	11.9	0.9	0.6	38.6	1.9	0.5	0.8	0.4	41.8
159	17	4.7	8.5	1.8	0.0	1.2	0.3	0.0	0.5	0.4	2.1
202	24	3.7	8.5	2.6	0.3	6.7	0.6	0.3	0.9	0.4	8.5
214	57	6.6	45.3	1.4	0.0	2.3	0.8	0.2	0.6	0.4	3.8
22	46	17.0	17.0	3.2	0.2	5.8	0.9	0.2	1.1	0.4	8.0
226	57	22.6	27.5	2.2	0.0	2.4	0.7	0.4	0.9	0.4	4.4
230	38	7.9	23.7	3.0	0.1	1.1	0.5	0.2	1.0	0.3	2.9
231	13	1.1	8.9	0.2	0.3	1.3	0.2	0.1	0.8	0.2	2.5
232	43	0.0	7.4	0.3	0.8	31.0	1.3	0.2	1.6	0.3	34.1
52	41	0.0	13.8	0.4	1.3	22.6	1.3	0.4	0.7	0.6	25.0
76	61	13.5	43.6	1.6	0.0	1.0	0.6	0.3	0.5	0.3	2.4

Tabel 3.7 Data voor de CEC en uitwisselbare kationen in de bodemlaag 0-30 cm in 2015

Table 3.7 Data for the CEC and exchangeable cations in the soil layer 0-30 cm in 2015

Opstand	CEC		Uitwisselbare kationen (meq/kg)								
	meq/kg	H	AL	FE	Mn	Ca	Mg	Na	K	NH ₄	Basen
218	41.4	*	14.1	5.6	0.1	2.8	1.1	0.2	0.6	*	4.6
45	54.6	*	25.1	0.8	0.1	4.9	2.0	0.6	0.7	*	8.2
1012	18.8	*	10.9	0.9	0.2	0.9	0.6	0.1	0.3	*	1.9
1040	29.1	*	20.4	0.8	0.0	0.6	0.2	0.1	0.3	*	1.3
140	45.4	*	29.2	2.4	0.2	3.8	0.5	0.2	0.3	*	4.8
1470	129.3	*	0.0	0.0	0.1	119.3	11.6	1.4	0.7	*	133.0
159	29.2	*	14.9	1.0	0.1	2.2	0.8	0.1	0.8	*	3.9
202	32.7	*	14.5	2.9	0.6	3.5	0.8	0.3	0.6	*	5.3
214	47.1	*	36.6	0.9	0.0	1.4	0.8	0.2	0.5	*	2.9
22	43.2	*	22.2	1.8	0.2	2.7	1.0	0.2	0.7	*	4.6
226	60.5	*	31.3	2.2	0.0	2.9	1.3	0.3	1.0	*	5.5
230	44.3	*	32.4	1.3	0.0	0.1	0.6	0.2	0.7	*	1.6
231	34.4	*	19.1	0.7	0.6	7.3	0.7	0.1	0.5	*	8.6
232	51.4	*	12.6	0.6	2.0	29.6	2.3	0.4	0.7	*	33.0
52	46.4	*	35.0	1.3	0.3	3.2	0.9	0.2	0.6	*	5.0
76	51.5	*	35.2	2.5	0.0	1.5	1.0	0.4	0.4	*	3.3

3.2.4 Conclusies

De resultaten van de herbemonstering na 20-25 jaar laten zien dat in 2015 de basenverzadiging in de bovenste 30 cm vrijwel altijd beneden 10% is gezakt, terwijl in het verleden nog meerder gronden voorkwamen met een beduidend hogere basenverzadiging. Dit wijst erop dat ondanks de afnemende zure depositie, de basenverwerking niet in staat is deze volledig te neutraliseren, waardoor de uitwisselbare basenvoorraad afneemt. Dit is overeenkomstig modelberekeningen die tot dezelfde uitkomsten leiden. Wel is het zo dat de lagere depositie, ten opzichte van de tachtiger jaren, tot een minder sterkere mobilisatie van aluminium zal leiden op het moment dat de basen voorraad vrijwel is uitgeput. Maar de huidige depositie zal op alle gronden met een relatief lage verwerking, waaronder alle zangronden en lössgronden, vrijwel zeker tot een afnemende basen bezetting leiden tot het niveau van ca 5-10% waaronder geen verdere mobilisatie plaatsheeft.

4 Effecten van steenmeelexperimenten op bosvitaliteit, bodem, blad en vlinderrupsen

4.1 Inleiding

In het verleden zijn er meerdere experimenten geweest met bemesting en/of bekalking om de verzuring van gronden tegen te gaan en de nutriëntenonbalans te herstellen. De daaruit ontstane verzuuring is –bij de gebruikte hoge dosis -na een groot aantal jaren echter nog steeds merkbaar en vanuit natuuroogpunt ongewenst. Het opbrengen van (de juiste soort) steenmeel is een kansrijk alternatief voor bekalking met Dolokal aangezien door deze toepassing de pH van de bodem veel minder en heel geleidelijk stijgt. Ook heeft steenmeel de potentie om tot een bufferherstel te komen dat meer “systeem eigen” is. Door de juiste soort steenmeel op te brengen, d.w.z. steenmeel dat mineralogisch en chemisch zo veel mogelijk aansluit op het moedermateriaal van het terrein, wordt zo veel mogelijk geprobeerd om de oorspronkelijke mineralenvoorraad – met basische kationen - te herstellen, met een geleidelijke en kleinere pH-stijging van de bodem.

Er bestaan echter nog duidelijke kennislacunes waar het gaat om de mogelijk positieve effecten van slow release mineralengiften op de bodemchemie, bladchemie, bodemecologie en uiteindelijk de vitaliteit van droge loofbossen. Daarbij gaat het om inzicht in het herstel van het mineralogische, bodemchemische en bodemecologische systeem, en niet zozeer om productieverhoging. Uit eerder onderzoek, voornamelijk in productiebos en op landbouwgronden, blijkt dat het zeer belangrijk is om de juiste soort steenmeel toe te dienen aan de bodem (Bakken et al., 2000; Aarnio et al., 2003; Ramezani et al., 2012). Welke steenmeel-soort het meest effectief is, hangt namelijk sterk af van het bodemsubstraat, de mineralogische samenstelling van het steenmeel zelf en de manier waarop het steenmeel in de bodem chemisch en biologisch verweert. Verwerking van steenmeel gaat sneller als het de nutriënten bevat waar een ecosysteem te kort aan heeft, waarschijnlijk door biologische processen (Bennett, 2001, Uroz, 2012). Meer informatie over het toedienen van steenmeel in een natuurherstel context is te lezen in o.a. Weijters et al. (2018). Meer informatie over de problematiek van bodemverzuring en aantasting van de mineralogie is te lezen in o.a. Bergsma et al., 2016 en Bobbink et al., 2017.

Voordat het toedienen van steenmeel op praktijkschaal kan worden toegepast is het dan ook essentieel meer inzicht te verkrijgen in de wisselwerking tussen bodemsubstraat en verschillende steenmeelsoorten op bosgronden en de effecten hiervan op de vegetatiesamenstelling en boomvitaliteit, zowel positief als mogelijk negatief. Daarnaast is er nog weinig bekend over de effecten van het toedienen van steenmeel/verzuringsbestrijding op de fauna-ontwikkeling en hoe dit in de praktijk gekwantificeerd kan worden.

4.2 Methode

4.2.1 Selectie proefvelden

Selectiecriteria

De twee loofboslocaties met een hoog aandeel aan zomereik voor de steenmeelexperimenten zijn gekozen op basis van sterfte, homogeniteit, basenverzadiging, grondwaterinvloed en medewerking van beheerders. Meer specifiek waren dit de volgende criteria:

- Er moet sprake zijn van afnemende vitaliteit, maar er mag niet te veel boomsterfte zijn opgetreden (maximaal 10-20% van het stamtal).
- De opstand moet minimaal 1.5 ha groot zijn en daarbinnen homogeen zijn om te zorgen dat de verschillende proefvelden (3 replica's maal 3 behandelingen, te weten een controleproefvlak en 2 proefvlakken met verschillende steenmelen; zie 4.2.2) onder vergelijkbare omstandigheden plaats vinden
- Niet door grondwater beïnvloed (droge zandgronden).
- Medewerking van beheerders

Een aanvullende wens was dat er sprake is van een locatie op de Veluwe/Utrechtse heuvelrug/Sallandse heuvelrug en een locatie in Noord-Brabant.

Selectie

Bij de keuze is gebruik gemaakt van (i) twintig eerder onderzochte eiken opstanden met informatie over groeiplaats (waaronder nutriëntgehalten in bodem en bladeren) en vitaliteit van B-WARE en Alterra, (ii) zestien bemonsterde eikenopstanden die eerder in 1990 en 1995 bemonsterd zijn en in het kader van dit project zijn her-bemonsterd (zie hoofdstuk 3). Van de 20 eerder onderzochte eikenopstanden met informatie over groeiplaats bleken er slechts vier te zijn die niet door grondwater beïnvloed waren en in elk van die opstanden was of de sterfte te hoog, dan wel afwezig en veelal de opstand te klein. Van de 16 herbemonsterde eikenopstanden die eerder in 1990 en 1995 bemonsterd waren, waren er slechts twee geschikt. De rest was of te klein of te nat of alle bomen waren ofwel gekapt (1 opstand) dan wel vrijwel dood (1 opstand).

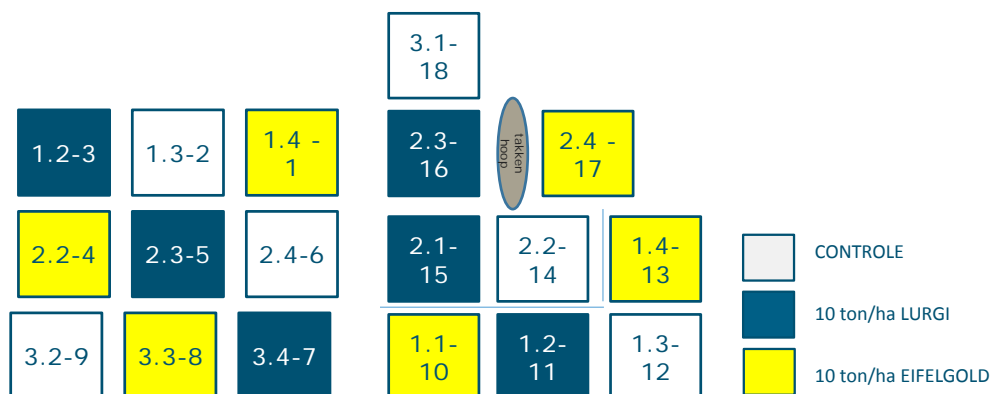
Op grond van de bovengenoemde criteria is de keuze gevallen op een opstand op de Veluwe, te weten in het Nationaal Park de Hoge Veluwe (uit de 20 eerder onderzochte eikenopstanden), en in Noord-Brabant, te weten het Mastbos bij Breda (uit de 16 herbemonsterde eikenopstanden). Beide locaties voldoen aan alle criteria met uitzondering van het feit dat beide opstanden minder dan 25% basenverzadiging hebben, maar er is wel een duidelijk verschil in basenverzadiging (Nationaal Park de Hoge Veluwe < Mastbos). Bij de keuze moest worden afgezien van de expliciete eis van meer dan 25% omdat die niet aanwezig was, m.u.v. een kalkrijke opstand van de eerder onderzochte eikenopstanden die echter door grondwater beïnvloed was. Het nationale park de Hoge Veluwe betreft een in vitaliteit verminderde opstand met dan 10% sterfte, niet door grondwater beïnvloed, homogene opstand van meer dan 1.5 ha en ook nog eens goed bereikbaar. Het Mastbos betreft een 68-jarig eikenbos op een fijnzandige, lemige veldpodzol met diep grondwater.

4.2.2 Aanleg proefvelden

Er is gekozen voor een controle proefvlak en twee deelexperimenten met ieder drie replica's per behandeling om de resultaten statistisch te kunnen onderbouwen en geschikt te maken voor wetenschappelijke publicatie en "evidence-based" interpretatie van de effectiviteit. Dit betekent dat in beide deelexperimenten 9 proefvlakken zijn uitgezet met de volgende behandelingen:

1. Controle-behandeling waarin wordt bepaald hoe de mineralen- en nutriëntenbalans van de boom en bodem er uit ziet zonder toevoeging van mineralen.
2. Slow release mineralengift 1: Herstel van de mineralen- en nutriëntenbalans met 10 ton per hectare 'Lurgi', huidige merknaam "Soilfeed".
3. Slow release mineralengift 2: Herstel van de mineralen- en nutriëntenbalans met 10 ton per hectare 'Eifgold'.

In Figuur 4.1 zijn de proefvlakken met behandelingen weergegeven voor respectievelijk het Mastbos en de Hoge Veluwe. De toedieningen hebben plaatsgevonden in Maart 2016. Het steenmeel is op de bodem en aanwezige strooisellaag aangebracht en niet in gewerkt.



Figuur 4.1 Proefvlakken en behandelingen in het Mastbos (links) en het nationale park de Hoge Veluwe (rechts).

Figure 4.1. Experimental design at the Mastbos site (left) and the National Park “de Hoge Veluwe” (right)

4.2.3 Hoeveelheid, samenstelling en toediening van de steenmelen

Gebruikte steenmelen en opgebrachte hoeveelheid

De oorspronkelijk gedachte bij de veldproef was om het gebruik van een snelwerkende bekalking, te weten Dolokal, te vergelijken met een langzaam werkend steenmeel (gemalen silikaatmineraal). Reacties op de zogenaamde “beheerdersdag” in 2015, waarin het voorstel werd gepresenteerd, hebben geleid tot bijstelling. Men was kritisch was over het gebruik van Dolokal omdat er al veel informatie bekend is over de negatieve bijwerking van snelwerkende kalkmeststoffen. Daarom is gekozen voor twee verschillende steenmelen en wel voor Lurgi en Eifelgold. Gedurende de looptijd van dit project is het steenmeel Lurgi onder de merknaam “Soilfeed” op de markt gebracht en ook onder deze naam verkrijgbaar. In deze rapportage wordt echter de oorspronkelijke naam “Lurgi” gebruikt.

Het verwerken van mineralen gaat over het algemeen (zeer) langzaam en van het opgebrachte steenmeel is het overgrote deel van de kationen in minerale langzaam beschikbare vorm aanwezig. Het opgebrachte steenmeel is geselecteerd omdat het relatief veel mineralen bevat met veel kalium en magnesium, naast het in kalkstoffen gebruikelijke calcium (Tabel 4.1). De resultaten van heideproeven (Weijters et al., 2018) laten zien dat het toedienen van Lurgi tot een toename in beschikbaarheid van kalium leidt (eerste trends zichtbaar) en een afname in de concentratie uitwisselbaar aluminium gemeten in de bodem. Lurgi blijkt echter in de heidebodems tot relatief kleine veranderingen in de bodem te leiden, twee en een half jaar na toediening. Toch is voor deze proeven gekozen voor Lurgi omdat het wat samenstelling betreft een goede aanvulling is voor de Nederlandse zandgronden, het relatief goedkoop is (in vergelijking met een product als Eifelgold) en een restproduct uit de industrie en daarmee relatief duurzaam. Daarnaast is voor deze bosproeven gekozen om Eifelgold toe te dienen. Eifelgold is commercieel makkelijk verkrijgbaar, is relatief rijk aan K, Mg, Ca en P en is wat fijner gemalen dan Lurgi. Verwacht werd dan ook dat het toedienen van Eifelgold sneller tot veranderingen in de bodemchemie zullen leiden. Daarnaast worden er gelijktijdig door de Unie van Bosgroepen experimenten met Eifelgold in verschillende doseringen uitgevoerd in loofbossen. Door ook in dit experiment voor Eifelgold te kiezen kunnen de gevonden resultaten van de verschillende proeven gekoppeld worden.

De hoeveelheid steenmeel die is toegediend, te weten 10 ton per hectare voor beide steenmelen, is gebaseerd op zowel expert judgment als op een indicatieve modelberekening met het verzuringsmodel VSD+. Het idee achter de experimenten is dat de hoeveelheid basische kationen die worden toegediend op termijn slechts tot een beperkte pH stijging en toename in basenverzadiging (hooguit ca 40-50%) leiden. Dit om te voorkomen dat een zeer sterke toename in basenverzadiging en pH tot negatieve effecten op o.a. de vegetatie leidt

door een verhoogde mineralisatie. Voorlopige resultaten van berekeningen lieten zien dat bij toevoeging van 10 ton steenmeel de uiteindelijke basenverzadiging rond de 50% ligt (met gegevens van het Mastbos), maar bij 20 ton steenmeel rond de 100%, wat, zoals gezegd, tot een te hoge pH stijging leidt met bijbehorende verzuuring.

Samenstelling van de opgebrachte steenmelen

Van beide opgebrachte steenmelen, Lurgi en Eifelgold, zijn monsters verzameld die zijn gedestruerd (voor methode zie Bijlage 1) en de samenstelling is gemeten door middel van een XRF (Tabel 4.1). De magnetrondestructie geeft een maat voor de relatief snel verweerbare fractie aan mineralen, de XRF-meting geeft een totaal-gehalte. Op basis van deze metingen bevat Soilfeed/Lurgi hogere totaal K-gehaltes dan Eifelgold, maar bevat Eifelgold juist meer Ca, Mg en P in vergelijking met Lurgi/Soilfeed. Wanneer gekeken wordt naar de gehalten gemeten in de magnetrondestructie blijkt Eifelgold juist meer K te bevatten dan Lurgi/Soilfeed. Mogelijk bevat het Eifelgold een fractie K die moeilijk te meten is door middel van XRF.

Tabel 4.1 Samenstelling van het steenmeel op basis van destructie-analyse in mmol/kg droog materiaal en op basis van XRF-bepaling.

Table 4.1. Composition of the used rock powder measured with a microwave-destruction in mmol/kg dry material.

	Samenstelling steenmeel			Magnetron destructie				Toevoer bij 10 ton/ha			Magnetron destructie		
	XRF Ca mmol/kg	XRF K mmol/kg	XRF Mg mmol/kg	Ca mmol/kg	K mmol/kg	Mg mmol/kg	P mmol/kg	XRF Ca keq/ha	XRF K keq/ha	XRF Mg keq/ha	Ca keq/ha	K keq/ha	Mg keq/ha
Eifelgold	845	250	1613	358	632	756	64	16,8	2,5	32,2	7,1	6,3	15,1
Lurgi/Soilfeed	556	334	727	249	347	154	20	11,2	3,3	14,6	5	3,4	3,1

Uitstrooien van het steenmeel

Het steenmeel is op twee verschillende manieren uitgestrooid. In het Mastbos is gebruik gemaakt van een kleine trekker met een pendelstrooier met een stroobreedte van ca. 4 m (Figuur 4.2). Een afgemeten hoeveelheid steenmeel werd in enkele rondgangen over de proefvlakken uitgestrooid. Deze methode had tot gevolg dat enige, maar plaatselijk soms duidelijke, insporing ontstond door het berijden. Op het nationale park de Hoge Veluwe is handmatig gestrooid. De proefvelden werden in gelijke stroken verdeeld en per strook werd een afgemeten hoeveelheid steenmeel uitgestrooid (met zaaibakken en handschepjes). Met beide methoden werd het steenmeel gelijkmatig over de proefvlakken verdeeld (zie Figuur 4.3).



Figuur 4.2 Uitstrooien steenmeel met trekker en pendelstrooier in het Mastbos

Figure 4.2. Mechanical application of rock powder at the Mastbos site



Figuur 4.3 Uitstrooien van het steenmeel met de hand op de Hoge Veluwe

Figure 4.3. Manual addition of the rock powder at the Hoge Veluwe-site

4.2.4 Metingen

De uitgevoerde metingen in het onderzoek zijn gegeven in Tabel 4.2.

Tabel 4.2 Uitgevoerde metingen in het onderzoek.

Table 4.2. Conducted measurements in the experiment

Opname	2016	2017	2018
Stamtal, hoogte en diameter (DBH)	Mei ¹	Mei	Mei
Vitaliteit en insecten- en schimmel aantasting	Mei	Mei/ September	Mei/ September
Humusprofiel en ondergroei	September		September
Bodemchemie	Februari (0) ²	Januari (1)	Januari (2)/December (3)
Bladchemie	Augustus (1)	Augustus (2)	September (3)
Bodemecologie			Oktober/November ³
Bladgroenmeting			Mei

¹ hoogte is alleen in Mei 2016 gemeten, omdat hoogtegroeï niet nauwkeurig genoeg is vast te stellen vanaf de grond

² Voor het uitstrooien van het steenmeel in Maart 2016. De waarde 0 ziet op het begrip 0-meting. De waarden 1, 2 en 3 achter blad en bodemchemie zijn de aangegeven meetjaren bij de resultaten

³ In april 2018 zijn metalen pinnen in de grond geplaatst om de ingroeï van mycorrhiza schimmels te meten. Deze zijn opgehaald rond eind Oktober/begin November.

Omdat veranderingen in de bodem in het algemeen en verwerking van steenmeel in het bijzonder langzame processen zijn, worden effecten in bodemecologie waarschijnlijk pas na 3-5 jaar meetbaar. Daarom zijn de effecten op (mycorrhiza)schimmels, bacteriën, bodemmesofauna, regenwormen, pissebedden, miljoenpoten en stikstofmineralisatie pas onderzocht na een looptijd van drie groeiseizoenen. Het langzame effect van steenmeel maakt het van cruciaal belang om dit langetermijnexperiment in stand te houden.

Stamtal, hoogte en diameter

Om de beginsituatie vast te leggen is per proefvlak van iedere boom de diameter gemeten op 1,3 meter boven maaiveld (DBH, diameter borsthoogte) met een PI-band. Dit is gedaan op 1 mei (Hoge Veluwe) en 3 mei (Mastbos) 2016. Van twee dominante bomen zijn per proefvlak de hoogtes gemeten met een SUUNTO hoogtemeter. Per proefvlak zijn 10 dominante bomen aangewezen. Dit zijn de meetbomen en deze worden in de vervolgjaren opnieuw gemeten om effecten van de behandelingen op de groei te kunnen meten. Er is voor gekozen om te werken met tien dominante bomen om effecten van de sociale positie op de groei zo veel mogelijk te beperken. De meetbomen zijn aangewezen in de bladloze periode (begin mei). In enkele gevallen bleken meetbomen bij de opname van de vitaliteit (bijna) dood te zijn of in een geval sterk aangetast. In die gevallen is alsnog een andere boom als meetboom aangewezen. De tien meetbomen zijn ingetekend op een kaartje per proefvlak. In 2017 zijn van de tien meetbomen per proefvlak wederom de DBH's gemeten.

Vitaliteit, insectenvraat en schimmelaantasting

Van de tien hierboven beschreven meetbomen is de vitaliteit vastgelegd door de bladbezetting in te schatten op 20 mei 2016 (Mastbos) en 30 mei 2016 (Hoge Veluwe). De meetbomen zijn ook afzonderlijk gefotografeerd. In juli heeft nog een extra controle van de bladbezetting plaatsgehad, maar daarbij zijn geen wezenlijke verschillen geconstateerd. De bladbezetting is bepaald in 4 klassen (zie tabel hieronder).

Bladklasse	Bladbezetting
1	> 90%
2	70% - 90%
3	20% - 70%
4	< 20%

Bij het bepalen van de bladbezetting is tevens visueel gecontroleerd op aantastingen door insecten en schimmels. Daarnaast is er op 20 oktober (Hoge Veluwe) en 28 oktober (Mastbos) een extra controle uitgevoerd voor schimmelaantastingen waarbij iedere boom visueel is gecontroleerd op vruchtlichamen van schimmels. In Mei en September 2017 en 2018 zijn die metingen herhaald.

Bodem en humusprofielen en ondergroei

Op elke proefplek zijn een bodemprofiel en drie humusprofielen beschreven. De bodemprofielen zijn beschreven volgens de richtlijnen uit de Handleiding bodemgeografisch onderzoek (Ten Cate et al., 1995) en geïnclassificeerd met behulp van de Nederlandse bodemclassificatie van De Bakker en Schelling (1966). Er is geboord, indien mogelijk, tot 1,5 meter beneden maaiveld, met behulp van een edelmanboor. Voor de humusprofielen is gebruik gemaakt van een wortelsampler waarmee een ongestoord profiel tot 35 cm diepte gestoken kan worden.

De bovengrond van het minerale bodemprofiel en daarop liggende humuslagen zijn beschreven en geïnclassificeerd volgens de principes beschreven in Van Delft et al. (2006). Omdat de humusclassificatie nog niet geheel is uit ontwikkeld zijn in de nomenclatuur van de humushorizonten enkele aanpassingen doorgevoerd. Zo is de er een Faz-horizont toegevoegd als decompositie fase tussen Fa en Hr-horizont. Deze horizont komt min of meer overeen met de F2-laag in Van Delft et al. (2006). Een Hr horizont met een verhoogd gehalte aan moderdeeltjes is als Hr_z aangegeven. Er zijn drie humusprofielen beschreven om de lokale variatie van de humusvormen in beeld te krijgen. Hierdoor komen uitbijters in beeld (bijv. plekken waar strooisel ontbreekt door graafactiviteiten van de macrofauna). De humusprofielen zijn overigens na toediening van steenmeel beschreven zodat er enige verstoring is opgetreden in de behandelde proefvlakken. De controleproefvlakken geven de ongestoorde situatie (wat betreft bewerking met steenmeel) weer. De vegetatie is per proefvlak opgenomen volgens Braun-Blanquet (1964). Er is onderscheid gemaakt tussen boomlaag, eventueel aanwezige struiklaag, kruidlaag en moslaag bij het schatten van de bedekking. Voor de boom en struiklaag zijn bovendien de abundanties geschat.

Monsternamen en bepaling bodemchemie

Na het inmeten van de proefvlakken werd de bodemchemische startsituatie gemeten. Hierbij werd in ieder proefvlak een mengmonster gemaakt van drie boringen met een Edelmanboor, waarbij de 0-20 cm bodemlaag en 20-40 cm bodemlaag apart werden verzameld. Het 0-20 cm bodemmonster bestond uit het strooisel en de minerale bodemlaag daaronder (figuur 4.4). Bladmateriaal werd verwijderd voor monsternamen. In januari 2017 en 2018 zijn opnieuw bodemmonsters genomen na respectievelijk bijna één en twee jaar ("effectjaar 1 en 2"). De derde en laatste meting vond plaats in december 2018. Vervolgens zijn de verzamelde bodemmonsters verwerkt in het laboratorium van B-WARE. In Hoofdstuk 5 zijn ook aparte metingen voor de strooisellaag en de bovenste bodemlaag (0-5 cm en 5-10 cm) gegeven.



Figuur 4.4 Voorbeeld van een monstername voor de bodemchemische metingen, De bodemlaag 0-20cm (het gemarkeerde groene vak) werd bemonsterd, gemengd en geanalyseerd.

Figure 4.4. Example of a soil sample for the soil-chemistry measurements. The 0-20 cm top-soil (marked green) was sampled, mixed and analysed.

In Tabel 4.3 zijn de uitgevoerde bodemchemische bepalingen weergegeven. Er is gekozen voor bemonstering in de winter, omdat de bodem dan het meest stabiel is. Vlak na bladval kunnen grote hoeveelheden nutriënten vrijkomen en de bodemchemie op die manier tijdelijk sterk beïnvloeden.

Tabel 4.3 Bodemchemische bepalingen

Table 4.3. Measurements of soil chemistry

Meting	Analyses
Nulmeting (24-2-2016)	Organische stof (Loss on ignition: LOI) Zoutextractie (0,2M NaCl): Al, Ca, K, Mg, NO ₃ , NH ₄ , pH Demiwaterextractie: PO ₄ en pH Strontiumextractie ter bepaling CEC en uitwisselbare kationen NH ₄ , Al, Ca, K, Mg, H (basenverzadiging)
Effectmeting 1 (jan 2017) en 3 (dec 2018)	Organische stof (Loss on ignition: LOI) Zoutextractie (0,2M NaCl): Al, Ca, K, Mg, NO ₃ , NH ₄ , pH Demiwaterextractie: PO ₄ en pH Strontiumextractie ter bepaling CEC en uitwisselbare kationen NH ₄ , Al, Ca, K, Mg, H (basenverzadiging)
Effectmeting 2 (jan 2018)	Organische stof (Loss on ignition: LOI) Zoutextractie (0,2M NaCl): Al, Ca, K, Mg, NO ₃ , NH ₄ , pH Demiwaterextractie: PO ₄ en pH

In Tabel 4.4 zijn de Cation Exchange Capacity (CEC), de concentratie aan uitwisselbare basische kationen (Ca, K en Mg) en Al, en de daaruit berekende Basenverzadiging (BV), bij aanvang van het experiment gegeven (de nulmeting). Daarnaast is ook het gehalte aan organische stof gegeven, die vrijwel volledig de CEC van zandgronden bepaalt, en de pH, die samen met de basenverzadiging een belangrijke verzuringsindicator is.

De nulmeting levert informatie op over de variatie en situatie van de proeflocaties voor aanvang van het experiment. Dit is van belang om vast te stellen in hoeverre gevonden verschillen al bij aanvang van de proef aanwezig waren dan wel veroorzaakt zijn door de experimentele behandelingen. De bodem in het Mastbos is wat rijker aan organisch materiaal vergeleken met de Veluwe (0-20 cm bodemlaag 9,89 % in het Mastbos tegen 7,46 % in de Veluwe). Dit is ook terug te zien in de CEC, die in het Mastbos wat hoger is dan in de Veluwe.

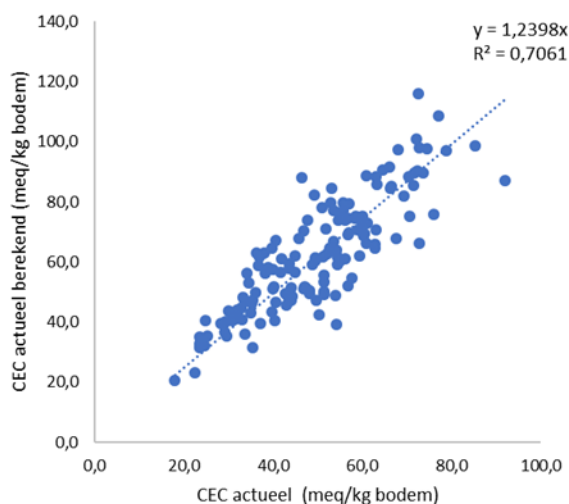
Tabel 4.4 Gemiddelde organische stofgehalte, Cation Exchange Capacity (CEC), de concentratie uitwisselbare basische kationen (Ca, K en Mg), Basenverzadiging, pH-NaCl en beschikbare aluminiumconcentratie (gemeten in het 0.2 M NaCl-extract) bij aanvang van het experiment. Tussen haakjes is de standaard fout weergegeven.

Table 4.4. Mean organic matter content, Cation Exchange Capacity (CEC), concentrations of exchangeable base cations (Ca, K and Mg), base saturation, pH-NaCl and concentration of available aluminium (measured with 0,2M NaCl-extraction) at the start of the experiment (pre-treatment). Standard error between brackets.

Locatie	Organische stof (%)	CEC meq/kg	Uitwisselbare basen meq/kg	Uitwisselbaar Al meq/kg	Basen-Verzadiging ¹ (%)	pH-NaCl
Mastbos 0-20 cm	9,89 (0,57)	55,9 (2,3)	9,0 (0,6)	25,5 (2,7)	19,9 (0,8)	2,94 (0,015)
Mastbos 20-40 cm	7,99 (0,65)	47,2 (2,0)	4,6 (0,1)	33,2 (2,7)	10,2 (0,3)	3,13 (0,023)
Veluwe 0-20 cm	7,46 (0,65)	43,5 (1,8)	7,8 (0,4)	19,0 (1,6)	22,7 (0,8)	3,21 (0,037)
Veluwe 20-40 cm	5,46 (0,40)	33,0 (1,0)	4,0 (0,1)	25,7 (1,7)	11,6 (0,3)	3,76 (0,049)

¹ De basenverzadiging is berekend als (uitwisselbare basen/CEC) x 100

Dat organische stof bepalend is voor de CEC is te zien in Figuur 4.5 waarin de berekende CEC is gegeven op basis van een door Helling et al. (1964) afgeleide relatie volgens: $CEC = (2.55 * Org. stof (\%) - 2.95) * pH-H_2O$.



Figuur 4.5 Relatie tussen de berekende CEC op basis van het organische stofgehalte (y-as) en de bodem-pH, en de CEC gemeten op basis van een strontiumextractie (x-as).

Figure 4.5. Relation between the calculated CEC based upon the organic matter content and soil pH (y-axis) and CEC measured after a 0,2M SrCl-extraction (x-axis).

Beide locaties zijn zuur, met een bodem pH-NaCl in het Mastbos onder de 3 en in de Veluwe van 3,2. De basenverzadiging was bij aanvang van de proef 20% in het Mastbos en 23% op de Veluwe gemeten in de 0-20 cm bodemlaag, inclusief strooisel (in de minerale bodemlaag zonder strooisel lag de basenverzadiging tussen de 10% en 13%). In de 20-40 cm laag is de basenverzadiging lager, 10% in het Mastbos en 12% op de Veluwe. De bovenste 20 cm van beide proeflocaties bevat zo'n 8 tot 9 meq basische kationen per kg bodem. Op zowel de Veluwe als het Mastbos bevatte de bodem bij aanvang van de proef gemiddeld 1,6 meq/kg bodem uitwisselbaar magnesium en 0,7 meq/kg bodem uitwisselbaar kalium. De proeflocatie in het Mastbos bevatte bij aanvang van de proef iets meer uitwisselbaar calcium vergeleken met de Veluwe, 6,7 meq/kg bodem tegen 5,5 meq/kg bodem in de Veluwe.

Monsternamen en bepaling plantchemie

In augustus 2016, 2017 en september 2018 (effectmeting 1, 2 en 3) werd in ieder proefvlak van vijf eikenbomen blad verzameld. De bladeren werden door middel van een telescoopstok met snoeischaar geknipt, waarbij getracht is de bladeren zo hoog mogelijk en in de kroon van de boom te verzamelen. Deze bladeren werden gemengd tot één mengmonster per proefvlak. In Tabel 4.5 zijn de aan de bladeren uitgevoerde analyses weergegeven.

Tabel 4.5 Uitgevoerde bepalingen aan de verzamelde bladeren

Table 4.5. Measurements of oak leaf chemistry

Meting	Analyses
1, 2 en 3	C/N analyse ter bepaling van de hoeveelheid C en N in de plant Destructie van het bladmateriaal ter bepaling van de totale gehalten van o.a. Al, Ca, K, Mg, P

Verwerking van de gegevens

De verzamelde gegevens zijn verwerkt met Microsoft Office 365, statistische toetsen zijn uitgevoerd met IBM SPSS statistics versie 24. Aangezien de data niet (altijd) normaal verdeeld waren werden de behandelingseffecten op de bodemchemie en bladchemie statistisch getoetst door middel van een "Generalized Linear Model" (GLMM). De data van de bodemchemie en bladchemie werden gefit door middel van een gamma verdeling met log link en bevatte de volgende factoren: Gegevens van de effectmetingen met model-factoren tijd, behandeling (Controle, Lurgi en Eifelgold) en de interactie tussen tijdstip en behandeling (t*treatment).

Verschillen tussen behandelingen werden getoetst door middel van de "Least Significant Difference" (LSD) test. LSD berekent de kleinste waarde voor een significant verschil tussen twee gemiddelden van groepen. Elk verschil dat groter is dan de LSD betekent een significant verschil tussen die groepen (in ons geval behandelingen).

4.3 Effecten op bosvitaliteit, bodemchemie en bladchemie

4.3.1 Boomgroei: stamtal, hoogte en diameter

De uitgangssituaties van de bomen van de twee bosgebieden verschillen duidelijk van elkaar. Het aantal bomen is in het Mastbos duidelijk hoger dan bij de Hoge Veluwe, terwijl de gemiddelde diameters van de bomen juist duidelijk lager zijn (Tabel 4.6). Het grondvlak (de som van de oppervlaktes van de doorsnedes per boom op 1,3 m hoogte) is in beide bosgebieden vergelijkbaar, terwijl de bomen bij het nationale park de Hoge Veluwe iets hoger zijn. Tussen de behandeling binnen een locatie zijn de verschillen betrekkelijk klein.

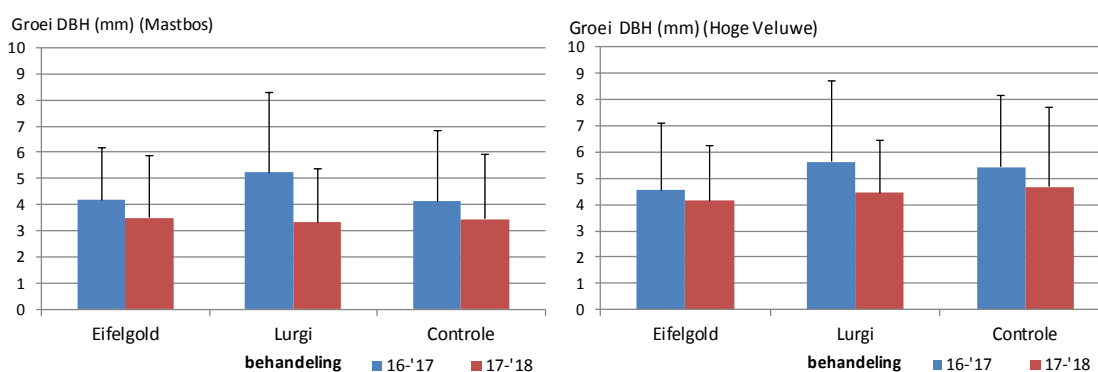
De gemiddelde diametergroei in het Mastbos was 4,5 mm in 2016-2017 en 3,5 mm in 2017-2018 en op het nationale park de Hoge Veluwe was dit respectievelijk 5,3 mm en 4,4 mm. Dit is opvallend omdat bijvoorbeeld de voorraad P bij het nationale park de Hoge Veluwe duidelijk lager is (paragraaf 4.3.4) en ook de ondergroei op het nationale park de Hoge Veluwe wijst op een armere groeiplaats dan in het Mastbos (voornamelijk Bochtige Smele resp. Adelaarsvaren, paragraaf 4.3.3.1).

De verschillen tussen de behandelingen zijn beperkt. Gemiddeld is de groei bij zowel het Mastbos als het nationale park de Hoge Veluwe het grootst bij Lurgi en het kleinst bij Eifelgold (Figuur 4.6). Binnen de behandelingen zijn de verschillen tussen de proefvlakken en ook de individuele bomen, echter groter dan tussen de behandelingen. De verschillen in groei tussen de behandelingen zijn met een variantieanalyse getoetst en bleken niet significant. Een deel van de bomen laat maar een zeer beperkte groei (< 5 mm in twee jaar) zien in 2016 - 2018 (Figuur 4.7).

Tabel 4.6 Uitgangssituatie per locatie en behandeling, voorjaar 2016. Totaal aantal bomen in de proefvlakken, de gewogen gemiddelde diameter op 1,3 m hoogte (DBH), de gemiddelde hoogte, het grondvlak (de som van de oppervlaktes van de doorsnedes per boom op 1,3 m hoogte) en het aantal bomen per hectare.

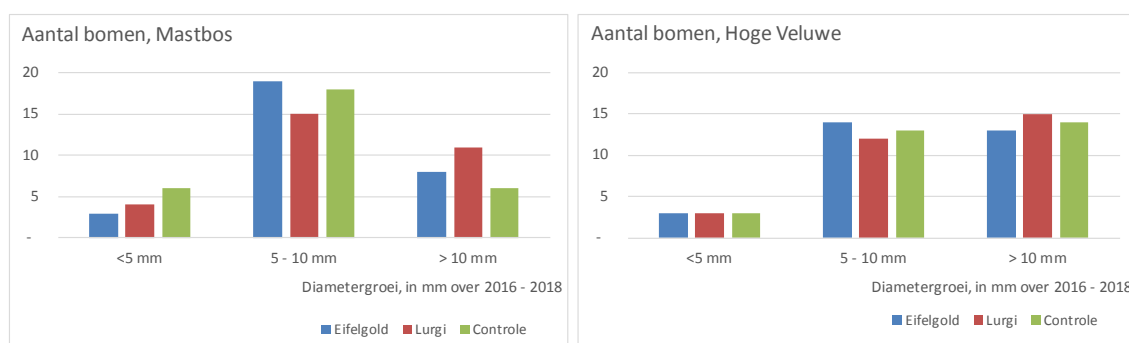
Table 4.6 Initial situation per location and treatment in spring 2016. Total number of trees in the plots, weighted average diameter at 1.3 m height (DBH), average height, ground surface (the sum of the areas of the surfaces tree at 1.3 m height) and number of trees per hectare.

Locatie en Behandeling	aantal bomen	DBH gem. (m)	H (m)	G (m ² /ha)	stamtal (n/ha)
Mastbos					
Eifelgold	140	0,21	17,3	18,0	519
Lurgi	136	0,20	16,8	16,6	504
Controle	136	0,21	17,3	17,7	504
Hoge Veluwe					
Eifelgold	66	0,29	17,8	16,3	244
Lurgi	88	0,27	18,3	19,0	326
Controle	82	0,27	18,8	17,6	304



Figuur 4.6 Gemiddelden en standaardafwijkingen van de diametergroei per behandeling in de periode 2016 - 2018 in het Mastbos (links) en het nationale park de Hoge Veluwe (rechts).

Figure 4.6 Averages and standard deviations of the diameter growth per treatment in the period 2016 - 2018 at the Mastbos (left) and the Hoge Veluwe sites (right).

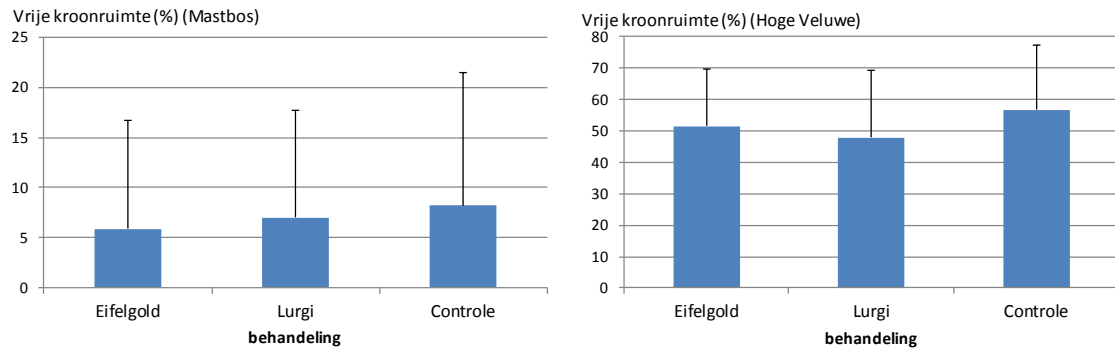


Figuur 4.7 Aantal bomen per behandeling per klasse voor diametergroei in de periode 2016 - 2018 in het Mastbos (links) en het nationale park de Hoge Veluwe (rechts).

Figure 4.7 Number of trees per treatment per class for diameter growth in the period 2016 - 2018 in the Mastbos (left) and the Hoge Veluwe (right).

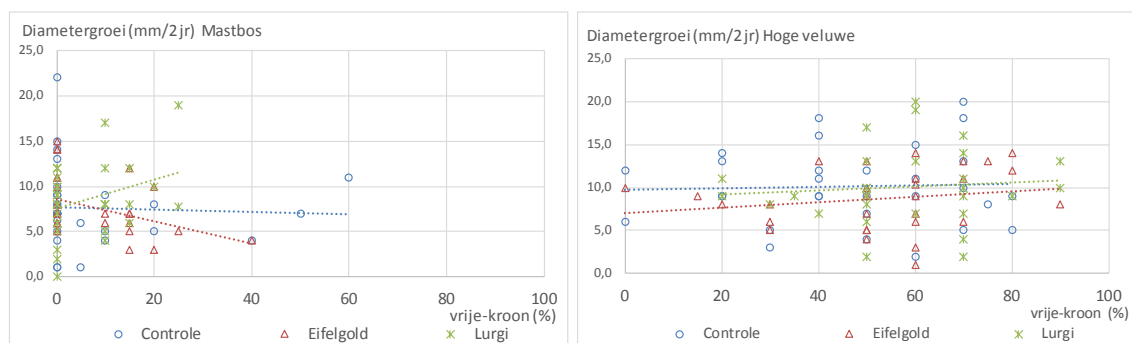
In het voorjaar van 2018 is voor iedere meetboom de mate van vrije stand van de boomkronen (vrije kroonruimte) ingeschat. In figuur 4.8 zijn de resultaten weergegeven. Het blijkt dat de vrije-kroonruimte bij het nationale park de Hoge Veluwe aanzienlijk hoger is dan bij het Mastbos met 7% in de Veluwe tegen 52% in het Mastbos. Dit verklaart waarschijnlijk waarom de diametergroei bij het nationale park de Hoge Veluwe gemiddeld hoger is dan bij het Mastbos (een vrijere kroon resulteert doorgaans in een grotere

diktegroei). Uit een analyse naar het verband tussen de vrije-kroonruimte per boom en de groei per boom blijkt de vrije-kroonruimte per individuele boom geen duidelijk verband te hebben met de diametergroei over 2016-2018 (Figuur 4.9).



Figuur 4.8 Gemiddelden en standaardafwijkingen van de vrije-kroonruimte (% van omtrek) per behandeling in 2018 in het Mastbos (links) en het nationale park de Hoge Veluwe (rechts).

Figure 4.8 Averages and standard deviations of the free crown space (% of circumference) per treatment in 2018 in the Mastbos (left) and the Hoge Veluwe (right).



Figuur 4.9 Relatie tussen de vrije-kroonruimte (% van omtrek) per boom en de groei in 2016-2018 (mm) per behandeling in 2018 in het Mastbos (links) en het nationale park de Hoge Veluwe (rechts).

Figure 4.9 Relationship between the free crown space (% of circumference) per tree and the growth in 2016-2018 (mm) per treatment in 2018 at the Mastbos (left) and the Hoge Veluwe sites (right).

Voor het Mastbos komt dit voor een groot deel doordat er sowieso maar weinig vrije-kroonruimte is. Bij het nationale park de Hoge Veluwe is er een aanzienlijke variatie in vrije-kroonruimte, maar een verband met de diametergroei ontbreekt.

4.3.2 Vitaliteit, insectenvraat en schimmelaantasting

Op het nationale park de Hoge Veluwe zijn in 2016 op zeven bomen lichte aantastingen (leksporen) waargenomen en een ervan is een meetboom. In het Mastbos zijn in 2016 op vier bomen aantastingen aangetroffen en daar betreft het drie meetbomen. Deze aantastingen hebben zich in 2017 en 2018 niet doorgezet en hebben niet tot sterfte geleid. In mei 2017 werden onder de bomen wel aangevreten bladeren en rupsen van de kleine wintervlinder aangetroffen (Zie Figuur 4.10). Vruchtlichamen van schimmels (m.n. Sombere Honingzwam, wat zou duiden op sterke aantasting) zijn niet op de meetbomen aangetroffen.



Figuur 4.10 Rups van de kleine wintervlinder (links), een voorbeeld van aantasting (midden) in mei 2017 in het Mastbos en dezelfde boom als in het midden in augustus 2017, hersteld van vraat (rechts).

Figure 4.10 Caterpillar of the small winter butterfly (left), an example of an attack (middle) in May 2017 at the Mastbos site and the same tree as in the middle in August 2017, recovered from defoliation (right).

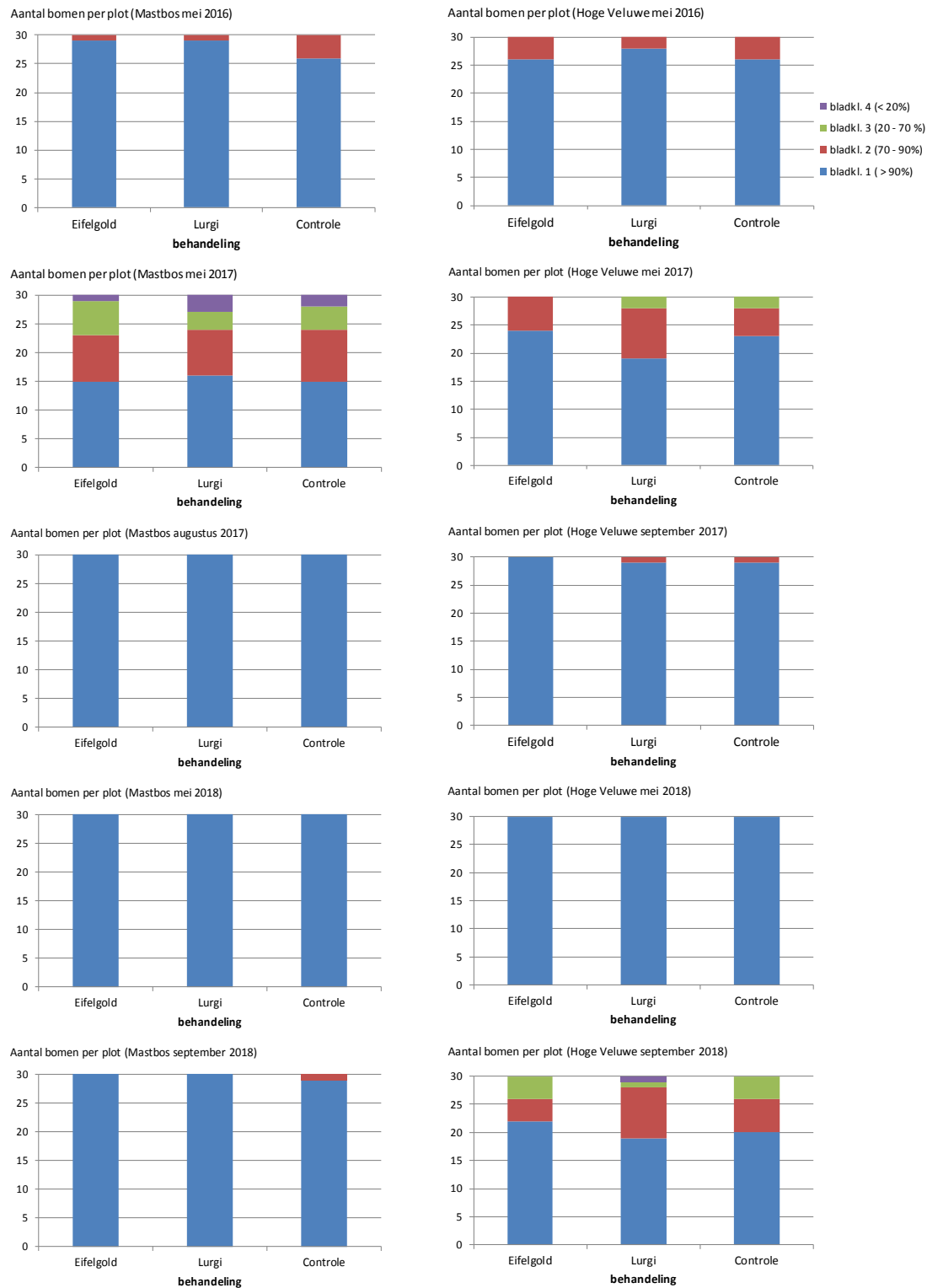
In juni 2016 (3 maanden na de steenmeeltoediening in maart 2016) was de bladbezetting vrijwel volledig en was er beperkt sprake van vraat. Tussen de behandelingen waren de verschillen klein (Figuur 4.11 bovenste rij figuren).

In mei 2017 was het beeld geheel anders. Een groot deel van de bomen (ca. de helft) was in het Mastbos duidelijk tot sterk aangevreten (Figuur 4.11 tweede rij figuren) en daarbij was er geen duidelijk verschil tussen de behandelingen. Tussen de proefvlakken zijn er echter wel soms duidelijke verschillen. Zo was er bij proefvlak 3.3-8 duidelijk meer vraat dan bij bijvoorbeeld proefvlak 2.2-4, beide behandeld met Eifelgold. Ook in het nationale park de Hoge Veluwe was een groot deel van de bomen in mei 2017 duidelijk tot sterk aangevreten, maar de vraat was duidelijk minder dan in het Mastbos. In de behandeling met Lurgi was iets meer vraat dan bij de andere twee behandelingen, maar de verschillen binnen de behandelingen waren groter. Zo was het bij proefvlak 1.1-10 nauwelijks vraat, terwijl bij proefvlak 2.4-13 de helft van de bomen duidelijk was aangevreten (beide Eifelgold).

In Augustus 2017 was de bladbezetting bij alle meetbomen in het Mastbos goed (> 90%). Bij het nationale park de Hoge Veluwe was in september 2017 de bladbezetting bij slechts twee bomen nog onder de 90% (Figuur 4.11 derde rij figuren).

In mei 2018 hadden de bomen een vrijwel volledige bladbezetting (>90%; Figuur 4.11 vierde rij figuren). Ook in mei 2018 was de bladbezetting bij vrijwel alle bomen >90%. Wel werd er in dat jaar lichte vraat waargenomen, maar niet in een mate dat dit tot een lage bladbezetting leidde.

In september 2018 was bij het nationale park de Hoge Veluwe de bladbezetting duidelijk verminderd door de droogte in de zomer van dat jaar (figuur 4.11 vijfde rij figuren).



Figuur 4.11 Bladbezetting (aantal bomen per bladbezettingsklasse) per behandeling in het Mastbos (links) en het nationale park de Hoge Veluwe (rechts) in mei 2016 (bovenste rij Figuren), mei 2017 (tweede rij Figuren), augustus/september 2017 (derde rij Figuren), mei 2018 (vierde rij Figuren) en september 2018 (onderste rij Figuren).

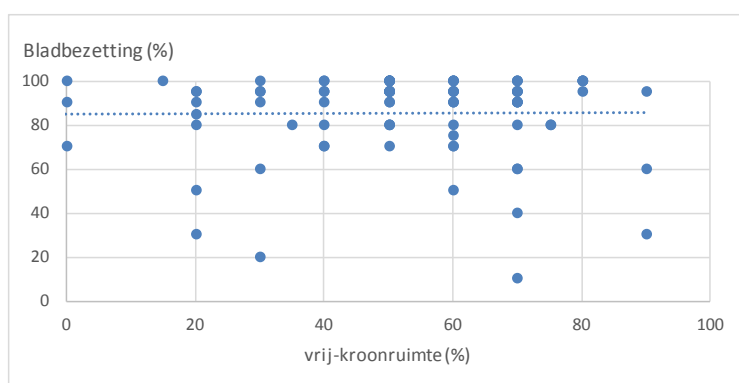
Figure 4.11 Leaf occupation (number of trees per leaf occupation class) per treatment at the Mastbos (left) and the Hoge Veluwe sites (right) in May 2016 (top row of Figures), May 2017 (second row of Figures), August/September 2017 (third row of Figures), May 2018 (fourth row of Figures) and September 2018 (bottom row of Figures).

Een voorbeeld van het droogte effect is gegeven in figuur 4.12. Evenals in mei van 2017 was er wel een klein verschil tussen de behandelingen maar ook nu was het verschil tussen de proefvlakken binnen de behandelingen veel groter. De bomen van het Mastbos hadden duidelijk minder last van de droogte en hadden op een boom na nog een bladbezetting van > 90%. Het verschil tussen beide bosgebieden kan wellicht komen door een betere vochtvoorziening in het Mastbos en meer open bos op het nationale park de Hoge Veluwe waardoor zon en wind meer vat krijgen op de bomen. Figuur 4.13 laat zien dat er geen relatie is tussen de vrije-kroonruimte per boom en het effect van de droogte op de bladbezetting op individueel niveau (Figuur 4.13), maar op het niveau van de opstand kan dit wel een rol gespeeld hebben.



Figuur 4.12 Verschil in bladbezetting in één van de meetbomen in mei 2018 (links) en september 2018 (rechts) bij de Hoge Veluwe.

Figure 4.12 Difference in leaf occupation in one of the measuring trees in May 2018 (left) and September 2018 (right) at the Hoge Veluwe site.



Figuur 4.13 Relatie tussen de vrije-kroonruimte en de bladbezetting per boom bij het nationale park de Hoge Veluwe in september 2018.

Figure 4.13 Relationship between the free crown space and the leaf occupation per tree at the Hoge Veluwe site in September 2018.

4.3.3 Ondergroei, bodem en humusprofielen

Hieronder volgt een korte beschrijving van de ondergroei, bodem en humusprofielen van de twee onderzoekslocaties, zoals opgenomen in 2016. Detailinformatie over de structuur en

abundantie van de vegetatie en van de opgenomen Humus en bodemprofielen zijn gegeven in de voortgangsrapportage van 2017.

4.3.3.1 De uitgangssituatie

Hoge Veluwe

Vegetatie

De boomlaag bestaat op een enkele Berk en Grove den na uit Zomereik. De struiklaag ontbreekt vrijwel geheel. In de Hoge Veluwe bestaat de ondergroei voornamelijk uit Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) met een geringe bijmenging van Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*). De Brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*) komt hier regelmatig voor; Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*) ontbreekt. Bosbes, Struikhei en Rankende helmbloem worden ook regelmatig aangetroffen. Opvallend is het regelmatig voorkomen van zaailingen en jonge exemplaren van Eik, Berk, Spar, Den, Lariks, Krentenboompje en Lijsterbes in de kruidlaag. Volgens de Vegetatie van Nederland behoren de proefvlakken tot het Betulo-Quercetum (Stortelder et al. 1999), rompgemeenschap Gewoon klauwtjesmos en Gewoon gaffeltandmos van het Zomereiken verbond (Schaminée et al. 2015).

Bodem: De bodems van deze proefvlakken zijn op een enkele uitzondering matig tot sterk grindig (fijn, tot matig grof grind). Een enkel profiel kon daardoor niet tot de volledige diepte van 1,5 m beschreven worden. Sommige profielen zijn tot een diepte variërend van 20 tot 60 cm verstoord. In alle profielen is een humusinspoelingshorizont ontwikkeld (BC, AB, Bh, Bhir), die echter niet overal aan de criteria van de humuspodzol-B voldoet. Zeven van de negen proefvlakken behoren tot de haarpodzolen met grind binnen 40 cm (gHd). Daarvan zijn er vier matig grofzandig (Hd30) en drie matig fijnzandig (Hd21). Binnen de proefvlakken kan de zandkorrelgrootte van de bovengrond overigens van plek tot plek verschillen. Twee van de negen profielen hebben weliswaar een gebleekte uitspoelingshorizont maar hebben een zwak ontwikkelde B-horizont (BC) of ontbreekt de duidelijk Bh door verstoring (vergraving, diepspitten). Feitelijk horen ze dan tot de duinvaaggronden; ecologisch gezien functioneren ze wel duidelijk als humuspodzolen. Ze zijn daarom aangeduid als gHd21*. Het zijn profielen zonder enige invloed van grondwater (Gt VIII). Ze zijn op een na allemaal leemarm.

Humusprofielen: De humusvormen horen tot de Humusmormoder of de Bosmormoder. Zij zijn opgebouwd uit een slechts gedeeltelijk afgebroken strooisellaag (F-laag), een sterk afgebroken laag met een matig gehalte aan nog herkenbaar plantaardig materiaal (Hr of Hrz) en een meestal dunne amorfe zwarte humuslaag (Hh). Plaatselijk ontbreekt de laag oude en relatieve stabiele humus (de Hh-laag). In het verleden is de amorfe laag gemengd met minerale deeltjes en jonger halfverteerde strooisel. Verstoring van het oppervlak in het verleden is daarvan de oorzaak. Soms ontbreekt een deel van het humusprofiel (Vaagmormoder) of ontbreekt deze zelfs (zure Vaagmull). In een enkel humusprofiel heeft de toevoeging van steenmeel een zichtbaar effect op het gehalte minerale delen van de F-laag (F/AE-laag).

Mastbos

Vegetatie: Evenals de proefvlakken op het nationale park de Hoge Veluwe bestaat de boomlaag in het Mastbos vrijwel uitsluitend uit Zomereik met spaarzaam wat Berk. Ook hier ontbreekt de struiklaag vrijwel geheel. In de kruidlaag is Adelaarsvaren de algemene soort. Pijpenstrootje en Stekelvaren worden regelmatig aangetroffen; Bochtige smele ontbreekt. Braam en in mindere mate bosbes beperken zich tot de langs het pad gelegen proefvlakken. Zaailingen en jonge exemplaren van diverse boom- en struiksoorten komen minder frequent voor dan in de proefvlakken van de Hoge Veluwe. Opvallend is hier de hoge abundantie van zaailingen van Zomereik. Vuilboom is hier een opvallend element in de kruidlaag (deze ontbreekt grotendeels in de proefvlakken van de Hoge Veluwe). Lijsterbes, Lariks, Spar en Den ontbreken hier geheel of grotendeels. Ook de moslaag is minder soortenrijk en heeft een

geringere bedekking in vergelijking met de proefvlakken van de Veluwe. Struikhei ontbreekt in het Mastbos. De proefvlakken behoren tot de subassociatie Adelaarsvaren van het Beuken-Eikenbos (Stortelder et al., 1999).

Bodem: De bodemprofielen van de proefvlakken in het Mastbos behoren tot sterk verdroogde veldpodzolen. In vier van de negen profielen komt hydromorfe vlekking (ijzervlekking) in de ondergrond voor, een indicatie dat we hier te maken hebben met onder nattere omstandigheden ontstane (hydro)podzolen met een ontijzering tot onder de B-horizont. De huidige grondwatertrap varieert van VII tot VIII en geeft aan dat de veldpodzolen in de loop der tijd sterk verdroogd zijn. Of de actuele GHG overeenkomt met deze ijzervlekking is de vraag. IJzervlekking kan soms een fossiel karakter hebben. Grind ontbreekt in de profielen van de Mastbos-proefvlakken. Evenals bij de Hoge Veluwe-proefvlakken ontbreekt in sommige profielen een duidelijk podzol-B-horizont. Dit wordt in het Mastbos vooral veroorzaakt door de vrijwel overal aanwezige verstoring van het bodemprofiel tot een diepte van 30 tot 55 cm diepte (waarschijnlijk diepspitten). Resten van de B-horizont zijn door de verstoring deels gemengd met bovenliggende horizonten (AE/B ed.). Naast het ontbreken van grind en hun ontstaanswijze onder hydromorfe omstandigheden onderscheiden de profielen van Mastbos zich door een iets hogere leem inhoud (zwak lemig). Slechts drie profielen zijn leemarm, zes zijn zwak lemig. Bovendien komen in sommige profielen dunne leembandjes in de ondergrond voor.

Humusprofielen: De humusvormen in het Mastbos bestaan voornamelijk uit Humusmormoders (Van Delft et al. 2006). Bosmormoder met een dikkere H ontbreken grotendeels. In het algemeen is de totale dikte en de dikte van de amorfe Hh-lagen hier wat minder dan in de proefvlakken van de Hoge Veluwe. Ook hier zijn een deel van de profielen verstoord.

4.3.3.2 Heropname in 2018

Begin oktober 2018 is in beide proefvelden opnieuw de vegetatie opgenomen en zijn humusprofielen opnieuw beschreven. In Bijlage 2 zijn de vegetatieopnamen weergegeven, de humusprofielen zijn weergegeven in Bijlage 3 (Figuur B3.1 en B3.2). In Tabel 4.7 is een samenvatting gegeven van de humusvormen per behandeling en per gebied. Voor de humusprofielen is alleen het ectorganische deel opnieuw beschreven omdat bij de endorganische horizonten weinig veranderingen verwacht worden, deze zijn onder de verzamelnaam 'Endo' opgenomen. Per proefvlak zijn drie profielen beschreven en is de humusvorm beoordeeld. Daarnaast is de spreiding van de profielen bepaald door per proefvlak de gemiddelde waarde te bepalen van de humushorizonten.

Tabel 4.7 *Verdeling van de humusvormen in de beschreven humusprofielen, verdeeld over de behandelingen en de gebieden. Per proefvlak zijn drie profielen beschreven, dus 27 per gebied. RDXb = Bosmormoder, RDXt = Holtmormoder, RDXu = Humusmormoder.*

Table 4.7 Distribution of the humus forms in the described humus profiles, divided over the treatments and the areas. Three profiles were described for each test area, i.e. 27 per area. RDXb = Bosmormoder, RDXt = Holtmormoder, RDXu = Humusmormoder.

Proefvlak	RDXb	RDXt	RDXu	Eindtotaal
Hoge Veluwe	18	2	7	27
Controle	6	1	2	9
Eifelgold	5	1	3	9
Lurgj	7		2	9
Mastbos	20		7	27
Controle	7		2	9
Eifelgold	6		3	9
Lurgj	7		2	9
Eindtotaal	38	2	14	54

Hoge Veluwe

Vegetatie

Het lijkt erop dat aan de westrand, bij de proefvlakken HV1.1, HV2.1, HV2.3 en HV3.1 de bedekking van de struiklaag wat aan het toenemen is door zaailingen uit naburige opstanden die inmiddels ruim een meter hoog zijn. Het gaat vooral om Westelijke hemlockspar, Ruwe berk en Japanse lariks. Effect van de behandeling op de ondergroei vegetatie is (nog) niet heel duidelijk. Alleen voor Rankende helmbloem en Drienerfmuur lijkt er wel een verschil te zijn. Beide soorten lijken vaker en met een iets grotere bedekking voor te komen binnen de met steenmeel behandelde proefvlakken, in vergelijking met de controleproefvlakken. Drienerfmuur ontbreekt zelfs binnen de controleproefvlakken. Voor Rankende helmbloem lijkt het effect nog iets groter met Lurgi dan met Eifelgold.

Humusprofielen

De spreiding in de diktes van de onderscheiden lagen: Lv, Fa, Faz, Hr en Hh is zowel binnen als tussen de proefvlakken vrij groot. Een verschil tussen de behandelingen is hierbij (nog) niet aan te geven. Dat geldt ook voor de onderscheiden humusvormen. Het grootste aantal profielen (18) is geassocieerd als Bosmormoder (RDXb), een kleiner aantal (7) als Humusmormoder (RDXu) en twee keer als Holtmormoder (RDXt).

Mastbos

Vegetatie

Door de sterke dominantie van Adelaarsvaren is het voorkomen en de bedekking van andere soorten veel geringer en is het ook niet goed mogelijk iets te zeggen over verschillen tussen behandelingen. Wel valt op dat in MB2.1 een veel opener vegetatie wordt aangetroffen dan in de andere proefvlakken. Vanwege de veel lagere bedekking van Adelaarsvaren komen andere soorten hier vaker en met een hogere bedekking voor. Dat is echter niet toe te schrijven aan de behandeling.

Humusprofielen

De spreiding in de diktes van de onderscheiden lagen: Lv, Fa, Faz en Hr is zowel binnen als tussen de proefvlakken vrij groot. Hh-horizonten zijn niet aangetroffen. Een verschil tussen de behandelingen is hierbij (nog) niet aan te geven. Dat geldt ook voor de onderscheiden humusvormen. Het grootste aantal profielen (20) is geassocieerd als Bosmormoder (RDXb), een kleiner aantal (7) als Humusmormoder.

4.3.4 Bodemchemie

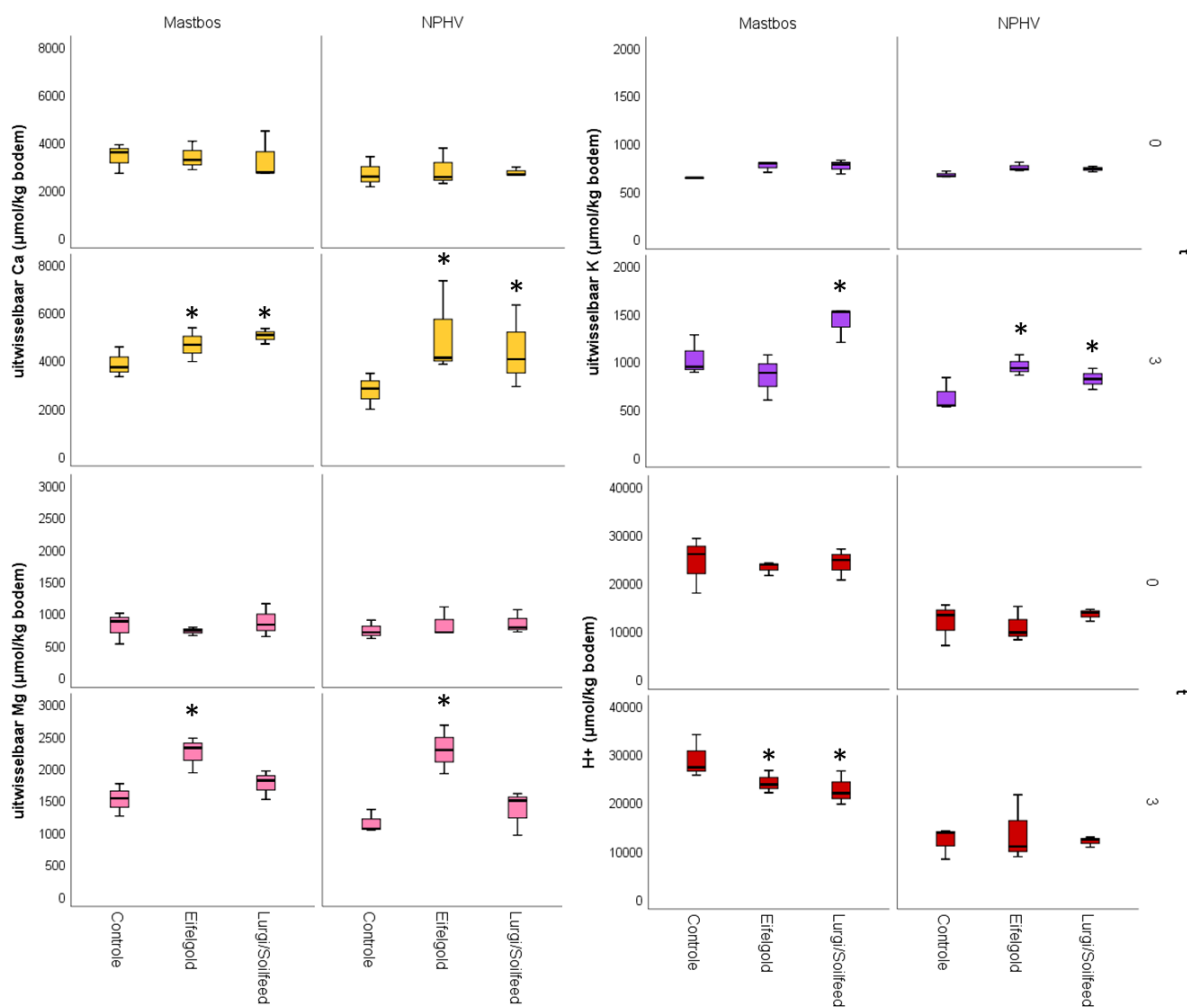
Effecten van de steenmeeltoevoegingen op de bodemchemie zijn bepaald voor: (i) de actuele grootte van het adsorptiecomplex (cation exchange capacity of CEC bij de pH van de bodem), en de uitwisselbare gehalten aan (basische) kationen aan het bodemadsorptiecomplex (met name bepaald door organische stof) met behulp van een strontiumextractie gemeten in jaar 0 en 3 en (ii) beschikbare concentraties aan kationen en stikstof in een zoutextractie (0,2M NaCl; inclusief pH-zout van de bodem) naast de concentratie PO_4 en pH-H₂O die werden bepaald met een demiwaterextractie in jaar 0, 1, 2 en 3. Resultaten zijn zodanig gepresenteerd dat eventuele verschillen tussen de behandelingen naar voren komen. Er was natuurlijk sprake van variatie tussen de meetjaren (o.a. door weersverschillen tussen de meetjaren, condities op het tijdstip van monsternamen en variatie binnen de proefvlakken). Daarom is er voor gekozen om verschillen steeds binnen hetzelfde meetjaar statistisch te toetsen. De volledige bodemchemische dataset is bijgevoegd als Bijlage 4.

Veranderingen in gehalten aan uitwisselbare basen en protonen

Eén van de hoofddoelstellingen van het opbrengen van steenmeel is het opladen van het adsorptiecomplex met basen (Ca, K en Mg). In deze paragraaf zijn de resultaten van het laatste meetjaar (t=3) opgenomen naast de meting op t=0, voordat de behandelingen werden opgebracht. De waarden voor Eifelgold en Lurgi op t=0 zeggen dus alleen iets over de variabiliteit tussen de proefvlakken bij aanvang van de proef.

CEC: In 2018 was de CEC in de controle-proefvelden in de 0-20 cm bodemlaag gemiddeld 62.9 meq/kg in het Mastbos en gemiddeld 43.3 meq/kg het nationaal part het nationale park de Hoge Veluwe (NPHV). Door pH verhoging als gevolg van steenmeeladditie kan de actuele CEC, die pH afhankelijk is, toenemen. Die effecten van steenmeeladdities werden wel gemeten op de CEC, met name voor NPHV, maar de effecten waren niet significant (Tabel 4.9).

Uitwisselbaar Ca: In zowel de proefvlakken in het Mastbos als de proefvlakken in het NPHV waar steenmeel was opgebracht werd een significant hogere uitwisselbare calciumconcentratie gemeten in de 0-20 cm bodemlaag (Figuur 4.15 en Tabel 4.9).



Figuur 4.14 Boxplots met de concentratie uitwisselbaar Ca, K, Mg en H⁺ (in $\mu\text{mol/kg}$ bodem) in de 0-20 cm bodemlaag in Februari 2016 (jaar 0, 0 meting voordat de behandelingen werden opgebracht; bovenste deel van elk deelfiguur) en in december 2018 (jaar 3; onderste deel van elk deelfiguur) gemeten in het strontiumextract (0,2M) in het Mastbos en het Nationaal Park het nationale park de Hoge Veluwe (NPHV). * = significant verschil t.o.v. de controle in hetzelfde meetjaar ($p < 0,05$).

Figure 4.14. Boxplots of the concentrations of exchangeable Ca, K, Mg and H⁺ ($\mu\text{mol/kg}$ soil) in the 0-20 cm topsoil in February 2016 (pre-treatment, t₀) and in December 2018 (t₃) (measured in 0,2M SrCl₂-extraction) in Mastbos and Veluwe (NPHV). * = significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$)

Tabel 4.8 Modeluitkomsten (GLMM) van het effect van de steenmeelbehandeling op de CEC, basenverzadiging en uitwisselbare kationconcentraties gebaseerd op de metingen van t = 3

(december 2018). *W.C.I* = Wald confidence interval. ***= significant verschil t.o.v. de controlebehandeling op $t=3$ $p<0.01$; ** $0,01<p<0,02$; * $0,02 <P < 0.05$; (*)= trend, $p=0,05$.

Table 4.8. Results (GLMM-model) on soil parameters at $t=3$ (December 2018). *W.C.I* = Wald confidence interval. ***= significant difference between control and addition at $t=3$ $p<0.01$; ** $0,01<p<0,02$; * $0,02 <P < 0.05$; (*)= trend, $p=0,05$.

		Type III			Estimates				
		Wald Chi-Square	df	Sig.	behandeling	Mean	Std. Error	95% W.C.I	
								Lower	Upper
BV Mastbos 0-20 cm	behandeling	130,89	2	0	Controle	19	0	18	19
					Eifelgold***	23	0	22	24
					Lurgi/Soilfeed***	24	0	23	25
Veluwe 0-20 cm	behandeling	24,26	2	0	Controle	19	1	17	22
					Eifelgold***	29	2	26	33
					Lurgi/Soilfeed***	27	2	24	30
CEC Mastbos 0-20 cm	behandeling	0,02	2	0,991	Controle	62930	3828	55856	70899
					Eifelgold	62900	3827	55830	70865
					Lurgi/Soilfeed	62297	3790	55294	70186
Veluwe 0-20 cm	behandeling	1,84	2	0,398	Controle	43301	5000	34531	54298
					Eifelgold	53561	6185	42714	67164
					Lurgi/Soilfeed	45631	5269	36390	57220
NH4-Str Mastbos 0-20 cm	behandeling	7,25	2	0,027	Controle	798	253	429	1485
					Eifelgold(*)	280	89	150	521
					Lurgi/Soilfeed	796	252	427	1481
Veluwe 0-20 cm	behandeling	4,40	2	0,111	Controle	475	109	303	745
					Eifelgold	642	147	410	1007
					Lurgi/Soilfeed	326	75	208	511
Al-Str Mastbos 0-20 cm	behandeling	1,21	2	0,546	Controle	7069	577	6024	8295
					Eifelgold	7909	646	6740	9281
					Lurgi/Soilfeed	7872	643	6708	9238
Veluwe 0-20 cm	behandeling	0,39	2	0,823	Controle	7334	1005	5606	9593
					Eifelgold	7729	1059	5909	10110
					Lurgi/Soilfeed	6851	939	5238	8962
Ca-Str Mastbos 0-20 cm	behandeling	9,20	2	0,01	Controle	3847	244	3398	4355
					Eifelgold *	4636	294	4095	5249
					Lurgi/Soilfeed **	5010	317	4425	5672
Veluwe 0-20 cm	behandeling	7,58	2	0,02	Controle	2726	448	1975	3762
					Eifelgold**	5075	834	3677	7004
					Lurgi/Soilfeed*	4404	724	3191	6079
K-Str Mastbos 0-20 cm	behandeling	12,66	2	0,002	Controle	1032	106	843	1263
					Eifelgold	844	87	690	1033
					Lurgi/Soilfeed*	1412	145	1154	1727
Veluwe 0-20 cm	behandeling	11,57	2	0,003	Controle	628	54	530	744
					Eifelgold***	948	82	800	1123
					Lurgi/Soilfeed*	813	70	686	963
Mg-Str Mastbos 0-20 cm	behandeling	17,02	2	0	Controle	1508	102	1320	1723
					Eifelgold***	2234	152	1955	2552
					Lurgi/Soilfeed	1755	119	1536	2004
Veluwe 0-20 cm	behandeling	41,43	2	0	Controle	1138	91	973	1333
					Eifelgold***	2286	184	1953	2676
					Lurgi/Soilfeed	1333	107	1139	1560
H+ Str Mastbos 0-20 cm	behandeling	7,95	2	0,019	Controle	28945	1858	25523	32825
					Eifelgold*	24059	1544	21215	27284
					Lurgi/Soilfeed**	22641	1453	19965	25677
Veluwe 0-20 cm	behandeling	0,53	2	0,768	Controle	11981	1869	8825	16266
					Eifelgold	13664	2131	10065	18550
					Lurgi/Soilfeed	11815	1843	8703	16040

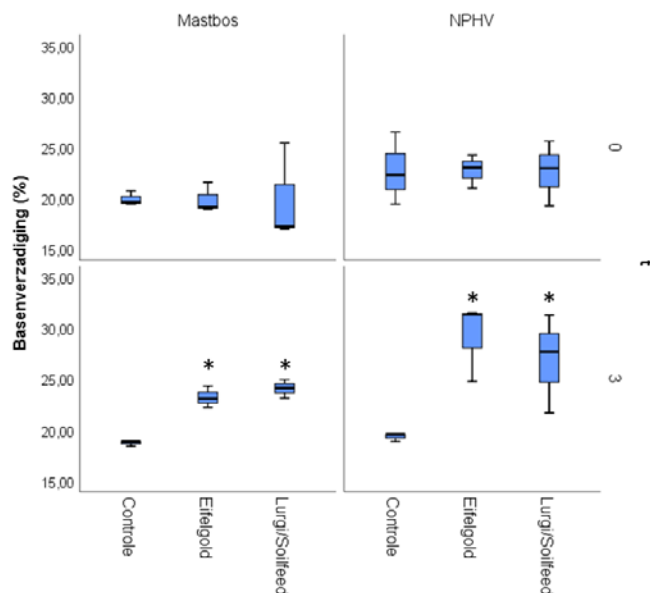
In het Mastbos werd in de onbehandelde controle in jaar 3 gemiddeld 3847 μmol uitwisselbaar Ca/kg bodem gemeten tegen 4636 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ bodem in de Eifelgoldbehandeling en 5010 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ bodem in de Lurgi-behandeling. In de proefvlakken in het nationale park de Hoge Veluwe waren de effecten nog groter, hier werd in jaar 3 in de onbehandelde controle gemiddeld 2726 μmol Ca/kg bodem gemeten tegen 5075 μmol uitwisselbaar Ca/kg bodem in de Eifelgoldbehandeling (een toename van maar liefst 86%) en 4404 μmol Ca/kg bodem in de Lurgi behandeling. Ook werd in de proefvelden behandeld met Lurgi in zowel het Mastbos als de Veluwe een significant hogere uitwisselbare kaliumconcentratie gemeten.

Uitwisselbaar K: In de proefvlakken in het Mastbos werd in jaar 3 in de met Lurgi behandelde proefvlakken gemiddeld 1412 $\mu\text{mol K/kg}$ bodem gemeten tegen 1032 $\mu\text{mol K/kg}$ bodem in de onbehandelde controle, een toename van 37%. In de met Lurgi behandelde proefvlakken in het NP het nationale park de Hoge Veluwe werd gemiddeld 813 $\mu\text{mol uitwisselbaar K/kg}$ bodem gemeten tegen 629 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in de onbehandelde controle, een toename van 30%. In de met Eifelgold behandelde proefvlakken werd alleen in de proef op de Veluwe een significant effect op de concentratie uitwisselbaar K gemeten. Hier werd in de met Eifelgold behandelde proefvlakken gemiddeld 948 $\mu\text{mol K/kg}$ bodem gemeten, een toename van maar liefst 51%.

Uitwisselbaar Mg: Alleen in de met Eifelgold behandelde proefvlakken werd een significant effect op de uitwisselbare Mg-concentratie gemeten in de 0-20 cm bodemlaag, zowel in het Mastbos als de Veluwe (Figuur 4.14). Zo werd in het Mastbos in jaar 3 in de met Eifelgold behandelde proefvlakken gemiddeld 2234 $\mu\text{mol uitwisselbaar Mg/kg}$ bodem gemeten tegen 1508 $\mu\text{mol/kg}$ in de onbehandelde controle (toename van 48 %), terwijl in het nationale park de Hoge Veluwe in de met Eifelgold behandelde proefvlakken gemiddeld 2286 $\mu\text{mol uitwisselbaar Mg/kg}$ bodem werd gemeten tegen 1138 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in de onbehandelde controle, een verdubbeling.

Uitwisselbaar H en NH₄: Daarnaast werd in het Mastbos een duidelijke afname in de uitwisselbare H⁺-concentratie gemeten in de bodem op 0-20 cm in de met steenmeel behandelde proefvlakken in jaar 3 (Figuur 4.14). In de Veluwe was dit effect niet zichtbaar. Opvallend was de afname in NH₄ gebonden aan het adsorptiecomplex gemeten in de Eifelgoldbehandeling in het Mastbos (Tabel 4.8; zie ook box 5.1), hier werd in de met Eifelgold behandelde proefvlakken gemiddeld 280 $\mu\text{mol uitwisselbaar NH}_4/\text{kg}$ bodem gemeten tegen 798 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in de onbehandelde controle, een afname van 65%.

Basenverzadiging: De veranderingen in de concentratie uitwisselbare basen komen terug in de basenverzadiging, die logischerwijs ook toenam (Figuur 4.15 en Tabel 4.8).



Figuur 4.15 Boxplots van de basenverzadiging gemeten in de 0-20 cm bodemlaag in februari 2016 (jaar 0 voordat de behandelingen werden opgebracht; bovenste deel van de figuur) en in december 2018 (jaar 3; onderste deel van de figuur). *=significant verschil t.o.v. de controle in datzelfde meetjaar ($p < 0,05$).

Figure 4.15. Boxplots of the base saturation (%) in the 0-20 cm topsoil in February 2016 (pre-treatment, t0) and in December 2018 (t3) measured in 0,2M strontium-extract at the Mastbos and Veluwe (NPHV) sites. *=significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$)

De basenverzadiging gemeten in de 0-20 cm bodemlaag van de onbehandelde controleproefvlakken in het Mastbos en Nationaal Park de Hoge Veluwe (NPHV) was gemiddeld 19% in december 2018 in jaar 3. In de proefvlakken behandeld met Eifelgold werd in de 0-20 cm bodemlaag een gemiddelde basenverzadiging van 23% gemeten in het Mastbos. In de proefvlakken in het NPHV werd in de proefvlakken behandeld met Eifelgold een hogere basenverzadiging gemeten van 29%, een verschil van maar liefst 10% t.o.v. de onbehandelde controle (Figuur 4.15 en Tabel 4.8). In de met Lurgi behandelde proefvlakken werd in het Mastbos een basenverzadiging gemeten van gemiddeld 24%, en in de proefvlakken in de het NPHV 27% (Figuur 4.15 en Tabel 4.8).

Veranderingen in voorraden aan uitwisselbare basen

Het effect van de steenmeelgiften (SE) op de uitwisselbare basenvoorraad (Ca+Mg+K als keq basen ha⁻¹) kan worden geschat door de toename in basenverzadiging ($BV_{\text{eind}} - BV_{\text{start}}$) te vermenigvuldigen met de CEC in (meq/kg), bulkdichtheid (ρ in kg/m³) en laagdikte van de bodem (D in meter) volgens: $SE = ((BV_{\text{eind}} - BV_{\text{start}}) \times CEC \times \rho \times D)/100$. De deling door 100 is nodig voor de omrekening van meq m⁻² (Want meq kg⁻¹ x kg m⁻³ x m geeft meq m⁻²) naar keq ha⁻¹ te komen.

Een voorbeeldberekening met afgeronde gemiddelde waarden voor het Mastbos en de Veluwe is:

- $BV_{\text{start}} = 0.20$ (Mastbos) en 0.23 (Veluwe)
- $CEC = 50$ meq/kg
- $\rho = 1250$ kg/m³
- $D = 0.2$ m (de verandering in de bovenste 20 cm)
- $BV_{\text{eind}} = 0.22$ (Mastbos) en 0.25 (NP de Hoge Veluwe)

De gemiddelde startvoorraad aan uitwisselbare basen is dan te berekenen als $(0.20-0.23 \times 50 \times 1250 \times 0.2)/100 = 25.0$ keq/ha (Mastbos) en 28.8 keq/ha (NP de Hoge Veluwe) en de gemiddelde toename in uitwisselbare basenvoorraad als $(0.02 \times 50 \times 1250 \times 0.2)/100 = 2.5$ keq/ha.

De meer in detail berekende toenames in uitwisselbare basenvoorraad zijn:

- 5 keq/ha in 3 jaar – gemiddeld 1.5 keq/ha/jaar (Mastbos) en 14 keq/ha – gemiddeld 4.7 keq/ha/jaar (NP de Hoge Veluwe) met Eifelgold.
- 5 keq/ha in 3 jaar - gemiddeld 1.7 keq/ha/jaar (Mastbos) en 8 keq/ -gemiddeld 2.6 keq/ha/jaar (NP de Hoge Veluwe) met Lurgi.

Uit deze berekening blijkt dat ondanks dat er een gelijke hoeveelheid steenmeel van dezelfde samenstelling in zowel het Mastbos als de Veluwe is opgebracht, er een aanzienlijk verschil in de hoeveelheid terug gemeten basische kationen bestaat tussen de beide terreinen. Dit kan komen door een verschil in verwerkingssnelheid tussen de beide terreinen (sneller in NP HV) of door een verschil in uitspoeling van de vrijgekomen kationen.

Veranderingen in zuurgraad (pH-NaCl en pH-H₂O)

De bodem pH (0-20 cm) gemeten in het Mastbos was laag met een gemiddelde pH-NaCl over de jaren t=1, 2 en 3 van 2,8 en een gemiddelde pH-H₂O van 3,7 (Tabel 4.9). In de proefvlakken in het nationale park de Hoge Veluwe was de bodem-pH in de onbehandelde proefvlakken in deze laag wat hoger met een pH-NaCl van gemiddeld 3,2 en een pH-H₂O van 4,0. In de proefvlakken waar Eifelgold was opgebracht, werd in de 0-20 cm bodemlaag een gemiddeld hogere pH-NaCl gemeten, zowel in het Mastbos als in het NP de Hoge Veluwe. De toenames waren echter klein, met zowel en de Veluwe als in het Mastbos een toename van gemiddeld 0,1 pH-eenheden gemiddeld over de jaren 1, 2 en 3 (Tabel 4.9).

Tabel 4.9 Modeluitkomsten (GLMM model) van het effect van de steenmeelbehandeling op de pH-NaCl en pH-H₂O op basis van de resultaten van de meetjaren 1, 2, 3 samen. W.C.I = Wald confidence interval. ***= significant verschil t.o.v. de controlebehandeling $p < 0.01$; (*)= trend, $p = 0,05$.

Table 4.9. Results (GLMM-model) of the effect of rock powder application on soil pH-NaCl and pH-H₂O between t=1, 2 and 3. W.C.I = Wald confidence interval. ***= significant difference between control and addition at t=3 $p < 0.01$; ** 0,01 < $p < 0,02$; * 0,02 < $p < 0.05$; (*) = trend, $p = 0,05$.

		Type III			Estimates				
		Wald Chi-Square	df	Sig.	Treatmentcode	Mean	Std. Error	95% W.C.I	
								Lower	Upper
pH-NaCl Mastbos 0-20 cm	Treatmentcode	15,06	2	0,00	Controle	2,83	0,02	2,79	2,87
	t	2,12	2	0,35	Eifelgold***	2,90	0,02	2,86	2,95
	Treatmentcode * t	2,84	4	0,59	Lurgi/Soilfeed***	2,94	0,02	2,90	2,99
Veluwe 0-20 cm	Treatmentcode	4,82	2	0,09	Controle	3,16	0,04	3,08	3,23
	t	1,29	2	0,52	Eifelgold (*)	3,26	0,04	3,19	3,34
	Treatmentcode * t	6,10	4	0,19	Lurgi/Soilfeed	3,16	0,04	3,09	3,24
pH-H₂O Mastbos 0-20 cm	Treatmentcode	38,37	2	0,00	Controle	3,72	0,03	3,66	3,78
	t	30,51	2	0,00	Eifelgold	3,87	0,03	3,81	3,93
	Treatmentcode * t	9,31	4	0,05	Lurgi/Soilfeed	3,99	0,03	3,92	4,05
Veluwe 0-20 cm	Treatmentcode	26,06	2	0,00	Controle	4,01	0,04	3,93	4,09
	t	13,10	2	0,00	Eifelgold***	4,31	0,04	4,22	4,40
	Treatmentcode * t	3,10	4	0,54	Lurgi/Soilfeed***	4,23	0,04	4,15	4,32

In de pH gemeten in het demiwaterextract werd in de proef in het Mastbos een interactie met het meetjaar gevonden. Daarom werden de behandel-effecten van ieder meetjaar afzonderlijk getoetst. In het Mastbos werd in de proefvlakken waar Eifelgold werd opgebracht geen pH-effect gemeten in het eerste meetjaar (2017), in het tweede meetjaar (januari 2018) werd een toename in de pH-H₂O gemeten van 0,3 eenheden vergeleken met de controle van dat jaar, maar in het derde meetjaar (december 2018) was dit effect niet significant.

In het experiment in de Veluwe werd geen interactie met het meetjaar gevonden waarna de gegevens van de meetjaren 1, 2 en 3 samen werden genomen in het model, en werd in de proefvlakken waar Eifelgold was opgebracht een pH-toename van gemiddeld 0,3 eenheden gemeten in de 0-20 cm bodemlaag vergeleken met de onbehandelde controle. In de proefvlakken waar Lurgi/Soilfeed was opgebracht, werd ook een pH-effect gemeten in de 0-20 cm bodemlaag. In het Mastbos werd in de met Lurgi/Soilfeed behandelde proefvlakken een pH-toename van gemiddeld 0,1 eenheid gemeten in het zoutextract.

In de proefvlakken in het nationale park de Hoge Veluwe werd geen verschil in de pH-NaCl gemeten in de met Lurgi behandelde proefvlakken. Wel werd in zowel het Mastbos als de Veluwe een toename in de pH gemeten in het demiwaterextract. In de Veluwe stond dit effect los van het meetmoment waarna de gegevens van jaar 1, 2 en 3 samen werden genomen, en werd er een gemiddelde pH-H₂O gemeten van 4,2 in de met Lurgi behandelde proefvlakken tegen 4,0 in de onbehandelde controle. In de proefvlakken in het Mastbos was er wel sprake van interactie tussen meetjaar en behandeling waardoor de gegevens per meetjaar apart werden getoetst. Hier werd zowel in het tweede meetjaar (januari 2018) als derde meetjaar (december 2018) een hogere pH-H₂O gemeten in de met Lurgi behandelde proefvlakken vergeleken met de controle van dat jaar, waarbij de toename gemiddeld 0,3 pH-eenheden was. In de 20-40 cm bodemlaag werden geen behandel-effecten gemeten op de bodem pH gemeten in het zout- of demi-waterextract (Bijlage 4).

Veranderingen in de concentraties aan beschikbare elementen in zout- en demiwaterextract

Resultaten van de veranderingen in beschikbare elementen in zoutextract zijn onderverdeeld in effecten op basen (Ca, Mg, K) en aluminium (Tabel 4.10 en Figuur 4.16), Nitraat, ammonium en fosfaat (Tabel 4.11 en Figuur 4.17) en silica (Tabel 4.12 en Figuur 4.18).

Tabel 4.10 Modeluitkomsten GLMM van het effect van de steenmeelbehandeling op de Al-NaCl, Ca-NaCl, K-NaCl en Mg-NaCl concentraties op basis van de resultaten van de meetjaren 1, 2, 3 samen. W.C.I = Wald confidence interval. ***= significant verschil t.o.v. de controlebehandeling $p < 0,01$; ** $0,01 < p < 0,02$; * $0,02 < p < 0,05$.

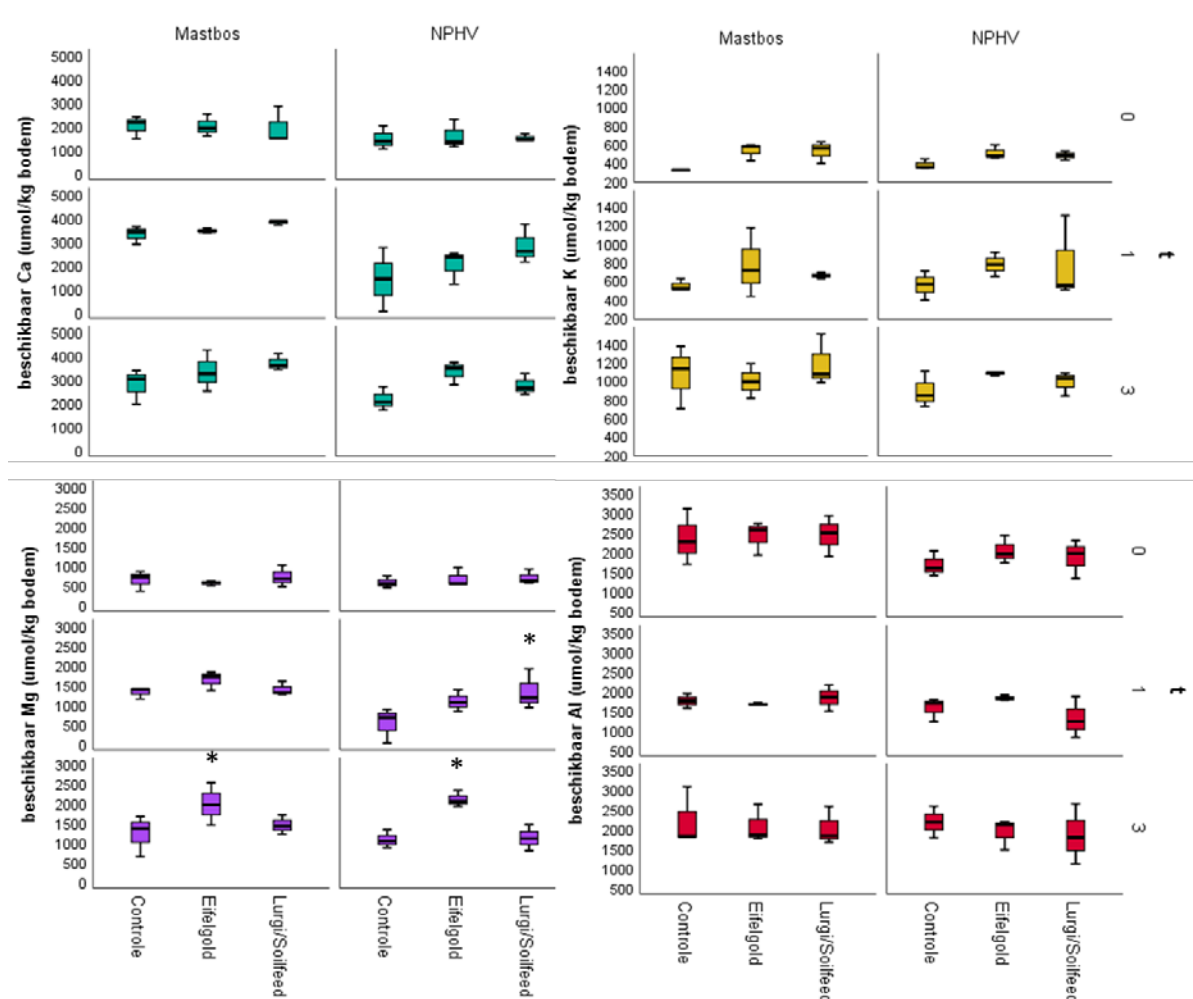
Table 4.10. Results GLMM-model on soil parameters with data from t=1, t=2 and t=3 . W.C.I = Wald confidence interval. ***= significant difference between control and addition at t=3 $p < 0,01$; ** $0,01 < p < 0,02$; * $0,02 < P < 0,05$; (*)= trend, $p = 0,05$.

		Type III			Estimates				
		Wald Chi-Square	df	Sig.	Treatmentcode	Mean	Std. Error	95% W.C.I	
								Lower	Upper
Al-NaCl									
Mastbos 0-20 cm	Treatmentcode	0,62	2	0,732	Controle	2045	132	1803	2320
	t	5,73	2	0,057	Eifelgold	1929	124	1700	2188
	Treatmentcode * t	0,95	4	0,917	Lurgi/Soilfeed	1915	123	1688	2172
Veluwe 0-20 cm	Treatmentcode	4,95	2	0,084	Controle	1975	168	1671	2334
	t	4,92	2	0,085	Eifelgold	1871	159	1583	2211
	Treatmentcode * t	2,32	4	0,677	Lurgi/Soilfeed	1531	130	1296	1810
Ca-NaCl									
Mastbos 0-20 cm	Treatmentcode	7,31	2	0,026	Controle	3120	131	2874	3387
	t	2,41	2	0,299	Eifelgold**	3559	149	3279	3864
	Treatmentcode * t	6,30	4	0,178	Lurgi/Soilfeed**	3607	151	3322	3915
Veluwe 0-20 cm	Treatmentcode	5,30	2	0,071	Controle	2070	207	1701	2519
	t	1,92	2	0,382	Eifelgold	2448	227	2041	2936
	Treatmentcode * t	3,80	4	0,434	Lurgi/Soilfeed	2834	263	2363	3399
K-NaCl									
Mastbos 0-20 cm	Treatmentcode	0,96	2	0,62	Controle	917	69	792	1063
	t	48,22	2	0	Eifelgold	1016	76	877	1176
	Treatmentcode * t	3,98	4	0,409	Lurgi/Soilfeed	982	74	848	1138
Veluwe 0-20 cm	Treatmentcode	8,36	2	0,015	Controle	710	48	623	810
	t	13,20	2	0,001	Eifelgold**	892	60	782	1018
	Treatmentcode * t	1,99	4	0,738	Lurgi/Soilfeed*	909	61	797	1037
Mg-NaCl									
Mastbos 0-20 cm	Treatmentcode	21,45	2	0	Controle	1353	85	1196	1531
	t	1,90	2	0,388	Eifelgold***	1919	121	1696	2171
	Treatmentcode * t	6,98	4	0,137	Lurgi/Soilfeed	1332	84	1177	1507
Veluwe 0-20 cm	Treatmentcode	22,11	2	0	Controle	887	71	758	1037
	t	6,79	2	0,034	Eifelgold	1467	109	1268	1696
	Treatmentcode * t	11,85	4	0,019	Lurgi/Soilfeed	1265	94	1094	1462

In het statistische model werden de resultaten van de drie effectjaren samen getoetst om zo het aantal replica's te vergroten. Indien er geen significante interactie met het meetjaar werd berekend, is het effect per meetjaar los niet getoetst. Wanneer er wel sprake was van interactie tussen meetjaar en behandeling werden de jaren wel los getoetst. Dit was alleen het geval bij de concentratie beschikbaar magnesium.

Basen en aluminium

Calcium: De beschikbare calciumconcentraties gemeten in de onbehandelde controle verschilden aanzienlijk tussen het Mastbos met gemiddeld 3120 $\mu\text{mol Ca/kg}$ bodem in de 0-20 cm laag en de Veluwe met gemiddeld 2070 $\mu\text{mol Ca/kg}$ bodem in de 0-20 cm laag gemiddeld over de drie effectjaren.



Figuur 4.16 Boxplots met de concentraties beschikbaar Ca, K, Mg en Al gemeten in februari 2016 (jaar 0, bovenste deel van elk deelfiguur), januari 2017 (jaar 1, middelste deel van elk deelfiguur) en december 2018 (jaar 3 onderste deel van elk deelfiguur) in de 0-20cm bodemlaag. * = significant verschil t.o.v. de controle behandeling. NPHV=Nationaal Park De Hoge Veluwe.

Figure 4.16. Boxplots of the concentration available Ca, K, Mg and H⁺ ($\mu\text{mol/kg}$ soil) in the 0-20 cm topsoil in February 2016 (pre-treatment, t₀), January 2017 (t₁) and December 2018 (t₃) measured in 0,2M NaCl-extract in Mastbos and Veluwe (NPHV). * =significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$).

In het Mastbos werd in de 0-20 cm bodemlaag een gemiddelde toename in beschikbaar calcium gemeten in de proefvlakken waar Eifelgold was opgebracht (toename van 439 $\mu\text{mol/kg}$ bodem) en waar Lurgi was opgebracht (toename van 486 $\mu\text{mol/kg}$ bodem), een toename van ruim 14% voor beide steenmeelsoorten ($p < 0,05$; Tabel 4.10) op basis van de drie effectjaren samen. De toename in beschikbaar Ca was met name in het derde effectjaar het duidelijkste (Figuur 4.16).

In de proefvlakken in het nationale park de Hoge Veluwe werden gemiddeld hogere beschikbare calciumconcentraties gemeten in de met steenmeel behandelde vlakken wanneer de meetjaren 1, 2 en 3 samen werden genomen, maar deze verschillen waren niet significant (Tabel 4.10 en Figuur 4.16). Wel werden in de proefvlakken in het nationale park de Hoge Veluwe in de 20-40 cm bodemlaag effecten van de behandelingen gemeten, maar die verschilden per jaar, waarbij in het eerste meetjaar een significant lagere Ca-concentratie werd gemeten in de met Eifelgold behandelde proefvlakken (afname van 148 $\mu\text{mol/kg}$ bodem t.o.v. de controle), maar in het tweede meetjaar werd in dezelfde proefvlakken een gemiddelde toename van 454 μmol beschikbaar Ca gemeten t.o.v. de controle. In het derde meetjaar werden geen significante verschillen meer gemeten in de 20-40 cm bodemlaag.

Ook wat beschikbaar kalium betreft (Tabel 4.10 en figuur 4.16) waren de proefvlakken in het Mastbos iets rijker met gemiddeld 917 $\mu\text{mol K/kg}$ bodem in de controle-proefvlakken tegen 710 $\mu\text{mol K/kg}$ bodem in het NPHV gemeten in de 0-20 cm bodemlaag wanneer de resultaten van de meetjaren 1, 2 en 3 samen werden genomen in het model. In het Mastbos werden geen significante effecten van de steenmeeladdities op de beschikbare kaliumconcentraties gemeten.

In het NPHV werd in de proefvlakken behandeld met Eifelgold gemiddeld 182 μmol meer beschikbaar K gemeten vergeleken met de controle, en in de proefvlakken behandeld met Lurgi werd gemiddeld een toename van 199 $\mu\text{mol K/kg}$ bodem gemeten, toenames van meer dan 25 % in de meetjaren 1, 2 en 3 samen genomen. In de 20-40 cm bodemlaag werden zowel in het Mastbos als in het NPHV geen significante behandel-effecten gemeten op de beschikbare kaliumconcentraties.

Ook wat beschikbaar magnesium betreft waren de controle proefvlakken in het Mastbos gemiddeld iets rijker dan die in het NPHV, met in de 0-20 cm bodemlaag gemiddeld 1353 $\mu\text{mol Mg/kg}$ bodem tegen 887 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in het NPHV wanneer de meetjaren 1, 2 en 3 samen werden genomen (Figuur 4.17). In de proefvlakken behandeld met Eifelgold werd in het Mastbos een gemiddeld hogere beschikbare magnesiumconcentratie gemeten van 580 $\mu\text{mol/kg}$ bodem, een toename van 42% ($p < 0,05$). In het NPHV werd een vergelijkbaar effect van het opgebrachte Eifelgold gemeten, maar was er ook sprake van een tijd-interactie. Pas in het derde meetjaar (december 2018) werd een hogere beschikbare magnesiumconcentratie gemeten, gemiddeld 1024 $\mu\text{mol/kg}$ bodem meer vergeleken met de controle van datzelfde jaar. In de met Lurgi behandelde proefvlakken werd in de Veluwe alleen in het eerste effectjaar een significant hogere beschikbare Mg-concentratie gemeten. De toenames in beschikbaar Mg gemeten in de 0-20 cm bodemlaag werkten ook door in de 20-40 cm bodemlaag, waar in het Mastbos in de met Eifelgold behandelde proefvlakken een hogere Mg-concentratie werd gemeten (toename van 80 $\mu\text{mol/kg}$ bodem oftewel 31%, $p = 0,051$, trend) (Bijlage 4).

In het nationale park de Hoge Veluwe werd geen significant verschil in de beschikbare magnesium-concentratie gemeten in de 20-40 cm bodemlaag van de onbehandelde controle vergeleken met de met steenmeel behandelde proefvlakken. In de proefvlakken behandeld met Lurgi werden in het Mastbos geen verschillen t.o.v. de controle gemeten, ook in het NPHV werd geen effect van het opgebrachte Lurgi gemeten op de beschikbare Mg-concentratie. Er werden geen effecten op de beschikbare aluminiumconcentraties gemeten in de steenmeel-behandelingen (zowel 0-20 als 20-40 cm). Zowel in het Mastbos als in de proefvlakken in de Veluwe was de gemiddelde Al-concentratie in de toplaag gemiddeld zo'n 2000 $\mu\text{mol/kg}$ bodem.

Nitraat, ammonium en fosfaat

In het statistische model werden ook de resultaten van de NO_3 , NH_4 en PO_4 concentraties in de bodem voor drie effectjaren samen getoetst aangezien het herhaalde metingen ("repeated measurements") zijn (Tabel 4.11 en Figuur 4.17).

Indien er geen significante interactie met het meetjaar werd vastgesteld, is het effect per meetjaar niet verder afzonderlijk getoetst. In het Mastbos werden gemiddelde NO_3 -concentraties rond de 300 $\mu\text{mol/kg}$ bodem gemeten in de 0-20 cm bodemlaag. In de proefvlakken in het nationale park de Hoge Veluwe was dit aanzienlijk lager met concentraties onder de 100 $\mu\text{mol/kg}$ bodem. De toevoeging van steenmeel heeft geen effect gehad op de NO_3 -concentraties gemeten in de bodem (Tabel 4.11), in geen van de terreinen en op geen van de bemonsterde dieptes.

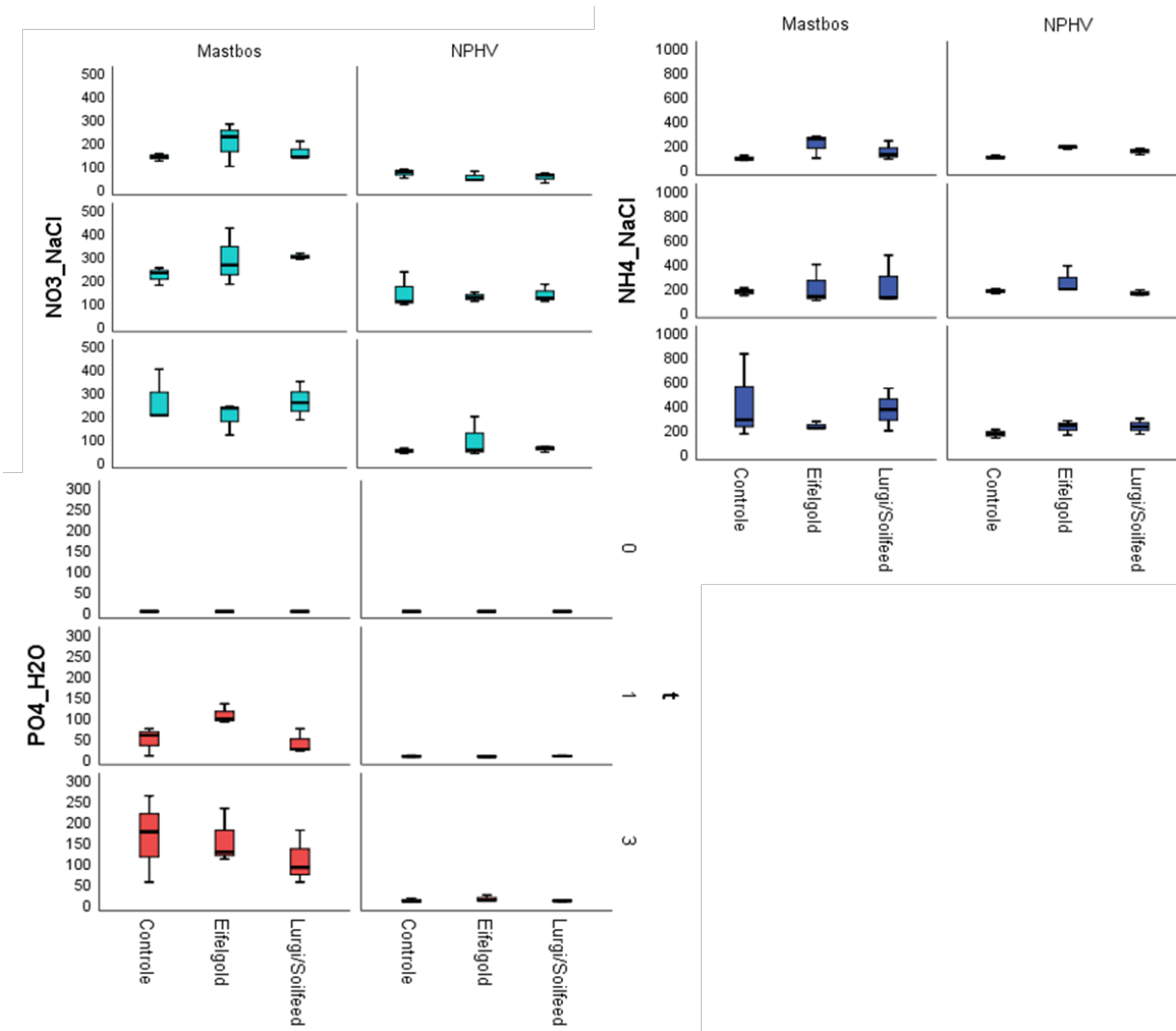
Tabel 4.11 Modeluitkomsten (GLMM) van het effect van de steenmeelbehandeling op de plantbeschikbare concentraties (NaCl extract van NO_3 en NH_4 en water extract van PO_4) op basis van de resultaten van de meetjaren 1, 2, 3 samen. W.C.I = Wald confidence interval.

Table 4.11. Model outcomes (GLMM) of the effect of rock powder application on plant-available NO_3 , NH_4 and PO_4 concentrations with data from t=1, t=2 and t=3 . W.C.I = Wald confidence interval.

		Type III			Estimates				
		Wald Chi-Square	df	Sig.	Treatmentcode	Mean	Std. Error	95% W.C.I	
								Lower	Upper
NO3-NaCl									
Mastbos 0-20 cm	Treatmentcode	0,67	2	0,714	Controle	304	26	257	360
	t	28,50	2	0	Eifelgold	284	24	240	336
	Treatmentcode * t	6,16	4	0,187	Lurgi/Soilfeed	313	27	264	370
Veluwe 0-20 cm	Treatmentcode	0,78	2	0,677	Controle	79	10	61	102
	t	16,77	2	0	Eifelgold	93	12	71	120
	Treatmentcode * t	5,21	4	0,266	Lurgi/Soilfeed	88	12	68	114
NH4-NaCl									
Mastbos 0-20 cm	Treatmentcode	2,49	2	0,287	Controle	292	55	203	421
	t	5,11	2	0,078	Eifelgold	196	34	140	275
	Treatmentcode * t	4,80	4	0,309	Lurgi/Soilfeed	235	41	167	329
Veluwe 0-20 cm	Treatmentcode	1,13	2	0,568	Controle	154	16	126	188
	t	15,32	2	0	Eifelgold	176	18	144	215
	Treatmentcode * t	6,89	4	0,142	Lurgi/Soilfeed	154	16	126	188
PO4-H2O									
Mastbos 0-20 cm	Treatmentcode	9,54	2	0,008	Controle	82	16	56	122
	t	11,19	2	0,004	Eifelgold	133	27	90	196
	Treatmentcode * t	2,55	4	0,636	Lurgi/Soilfeed	55	11	37	82
Veluwe 0-20 cm	Treatmentcode	1,75	2	0,417	Controle	3,9	0,5	3,0	5,1
	t	39,46	2	0	Eifelgold	4,9	0,7	3,7	6,4
	Treatmentcode * t	4,35	4	0,361	Lurgi/Soilfeed	4,9	0,7	3,8	6,4

Ook de NH_4 -concentraties gemeten in het Mastbos op 0-20 cm diepte waren hoger dan in de Veluwe, met een gemiddelde concentratie van 292 $\mu\text{mol/kg}$ bodem gemeten in de controle in het Mastbos tegen 154 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in de Veluwe met de meetjaren 1 t/m .3 samen genomen (Figuur 4.18). Er werden geen effecten van het steenmeel op de NH_4 -concentraties in de 0-20 cm bodemlaag gemeten. In de proefvlakken behandeld met Eifelgold werd in het Mastbos echter wel een lagere NH_4 -concentratie gemeten in de 20-40 cm bodemlaag (bijna significant, $p=0,055$) vergeleken met de controle, waarbij de NH_4 -concentratie afnam van gemiddeld 231 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in de controle tot 110 $\mu\text{mol/kg}$ bodem in de met Eifelgold behandelde proefvlakken. In de proefvlakken in de Veluwe werd geen verschil gemeten in NH_4 -concentratie in de 20-40 cm bodemlaag tussen de behandelingen (Bijlage 4).

Vergeleken met de proefvlakken in de Veluwe waren de proefvlakken in het Mastbos niet alleen rijker in beschikbaar stikstof, maar vooral ook aan fosfor. In het Mastbos werd gemiddeld 82 $\mu\text{mol PO}_4/\text{kg}$ bodem gemeten in het waterextract in de 0-20 cm bodemlaag wanneer de gegevens van jaar 1 tm 3 samen werden genomen, terwijl dit in de Veluwe slechts 3,9 $\mu\text{mol/kg}$ bodem was. De additie van Eifelgold, dat wat fosfor bevat, zorgde voor een iets hogere PO_4 -concentratie gemeten in de 0-20 cm bodemlaag in het Mastbos met een gemiddelde concentratie van 133 $\mu\text{mol/kg}$ bodem (niet significant t.o.v. de controle) en ook in de 20-40cm bodemlaag werd een kleine, niet significante, toename gemeten (Bijlage 4). Wel lijkt de PO_4 -concentraties in het derde meetjaar in het mastbos iets af te nemen in de met steenmeel behandelde proefvlakken t.o.v. de controle in datzelfde jaar. Deze verschillen waren echter niet significant. In het nationale park de Hoge Veluwe werden geen effecten van de steenmeeltoevoegingen op de fosfaatconcentraties in de bodem gemeten.



Figuur 4.17 Boxplots met de concentraties NO_3 , NH_4 en PO_4 in $\mu\text{mol/kg}$ bodem gemeten in februari 2016 (bovenste deel van elk deelfiguur), januari 2018 (middelste deel van elk deelfiguur) en december 2018 (onderste deel van elk deelfiguur) in de 0-20cm bodemlaag.

Figure 4.17. Boxplots of the available NO_3 , NH_4 and PO_4 concentration ($\mu\text{mol/kg}$ soil) in the 0-20 cm topsoil in February 2016 (pre-treatment, t 0), January 2017 (t 1) and December 2018 (t 3) in Mastbos and Veluwe (NPHV). * = significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$)

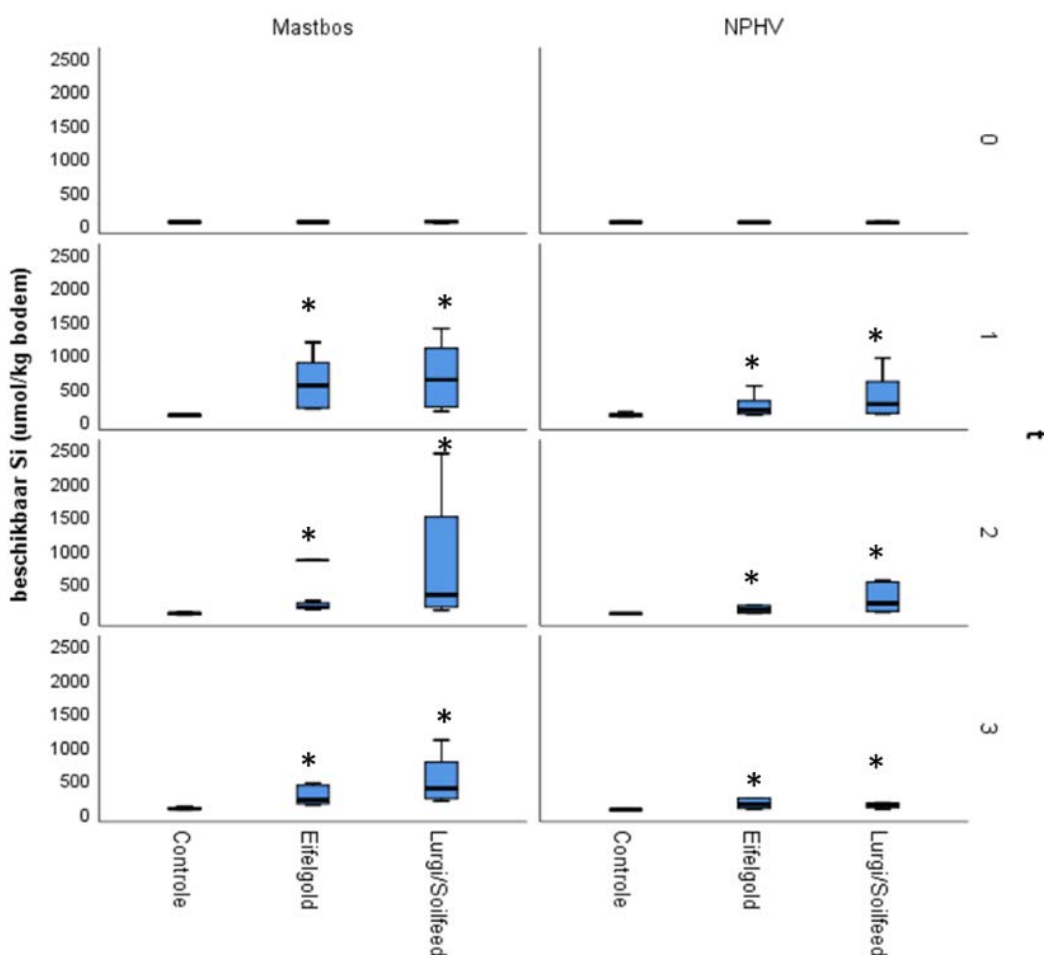
Silicium

Het steenmeel dat is opgebracht in dit experiment bestond grotendeels uit silicaat-mineralen. Bij de verwerking van deze mineralen wordt H^+ geneutraliseerd en komt silicium vrij. De concentratie silicium die beschikbaar is, geeft dan ook een duidelijke indicatie voor de verwerking van het steenmeel. Met het opbrengen van beide steenmeel-producten werd de beschikbaarheid van silicium gemeten in het zoutextract in beide terreinen sterk verhoogd, zowel in de 0-20 cm bodemlaag (Tabel 4.12 en Figuur 4.18) als in de 20-40 cm bodemlaag (Bijlage 4).

Tabel 4.12 Modeluitkomsten (GLMM) van het effect van de steenmeelbehandeling op de concentratie (NaCl extract) Si op basis van de meetjaren 1, 2, 3 samen in het model. W.C.I = Wald confidence interval. ***= significant verschil t.o.v. de controlebehandeling $p < 0.01$; ** $0,01 < p < 0,02$, * $0,02 < p < 0,05$ ^= trend, $p = 0,05$.

Table 4.12. Results GLMM-model on soil parameters with data from t=1, t=2 and t=3 . W.C.I = Wald confidence interval. ***= significant difference between control and addition at t=3 $p < 0.01$; ** $0,01 < p < 0,02$; * $0,02 < p < 0,05$; (*)= trend, $p = 0,05$.

					Estimates				
					Treatmentcode	Mean	Std. Error	95% W.C.I	
								Lower	Upper
Si-NaCl									
Mastbos 0-20 cm	Treatmentcode	264,84	2	0	Controle	64	8	50	82
	t	9,43	2	0,009	Eifelgold***	516	65	402	661
	Treatmentcode * t	10,47	4	0,033	Lurgi/Soilfeed***	1059	134	826	1357
Veluwe 0-20 cm									
Veluwe 0-20 cm	Treatmentcode	85,67	2	0	Controle	60	9	44	81
	t	9,73	2	0,008	Eifelgold***	267	41	197	362
	Treatmentcode * t	4,82	4	0,307	Lurgi/Soilfeed***	414	64	306	561



Figuur 4.18 Boxplots met de concentratie Si (in $\mu\text{mol/kg}$ bodem) gemeten in de 0-20 cm bodemlaag voor de start van het experiment ($t=0$), aan het eind van eerste ($t=1$), tweede ($t=2$) en derde ($t=3$) groeiseizoen gemeten in het zoutextract (0,2M NaCl). *=significant verschil t.o.v. de controle ($p < 0,05$).

Figure 4.18. Boxplots of the available Si concentration ($\mu\text{mol/kg}$ soil) in the 0-20 cm topsoil in February 2016 (pre-treatment, t 0), January 2017 (t 1) and December 2018 (t 3) in Mastbos and Veluwe (NPHV). *=significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$)

In Tabel 4.13 is een samenvattend overzicht gegeven van de verschillende opgebrachte steenmelen (Eifelgold en Lurgi) op de twee onderzoeksterreinen (Mastbos en Nationaal Park De Hoge Veluwe). Daaruit blijkt dat Eifelgold en Lurgi niet altijd gelijk reageerden en daarbij waren er ook nog eens verschillen tussen de twee onderzoeksterreinen in hun reactie op de behandelingen (Tabel 4.13). Wat opvalt zijn de significante veranderingen in concentraties aan uitwisselbaar Ca en K en van de basenverzadiging op beide locaties bij toediening van zowel Eifelgold als Lurgi, terwijl uitwisselbaar Mg alleen toenam in de met Eifelgold behandelde proefvlakken. Significante toenames in plantbeschikbare concentraties werden alleen gemeten voor K, Ca, en Mg variërend voor locatie en type steenmeel (Tabel 4.13).

Tabel 4.13 Effect van de steenmeelbehandelingen op de verschillende bodemchemische parameters. += significante toename t.o.v. de controle, - = significante afname t.o.v. de controle. Daarnaast is de effectgrootte aangegeven door de volgende berekening: (gemiddelde waarde in controle-gemiddelde waarde behandeling)/100. (N.B. het percentage bij Basenverzadiging is de relatieve toename t.o.v. de controle en niet de absolute toename in Basenverzadiging).

Table 4.13. Effect of the addition of rock powder on the different soil chemical parameters measured in the experiment. += significant increase compared to the untreated control, -= significant decrease compared to the untreated control. In addition, the effect size is given, calculated as: (average value control-average value treatment)/100. (Note: the percentage given at Base saturation is the relative increase in the treatment compared to the control and not the absolute increase in base saturation).

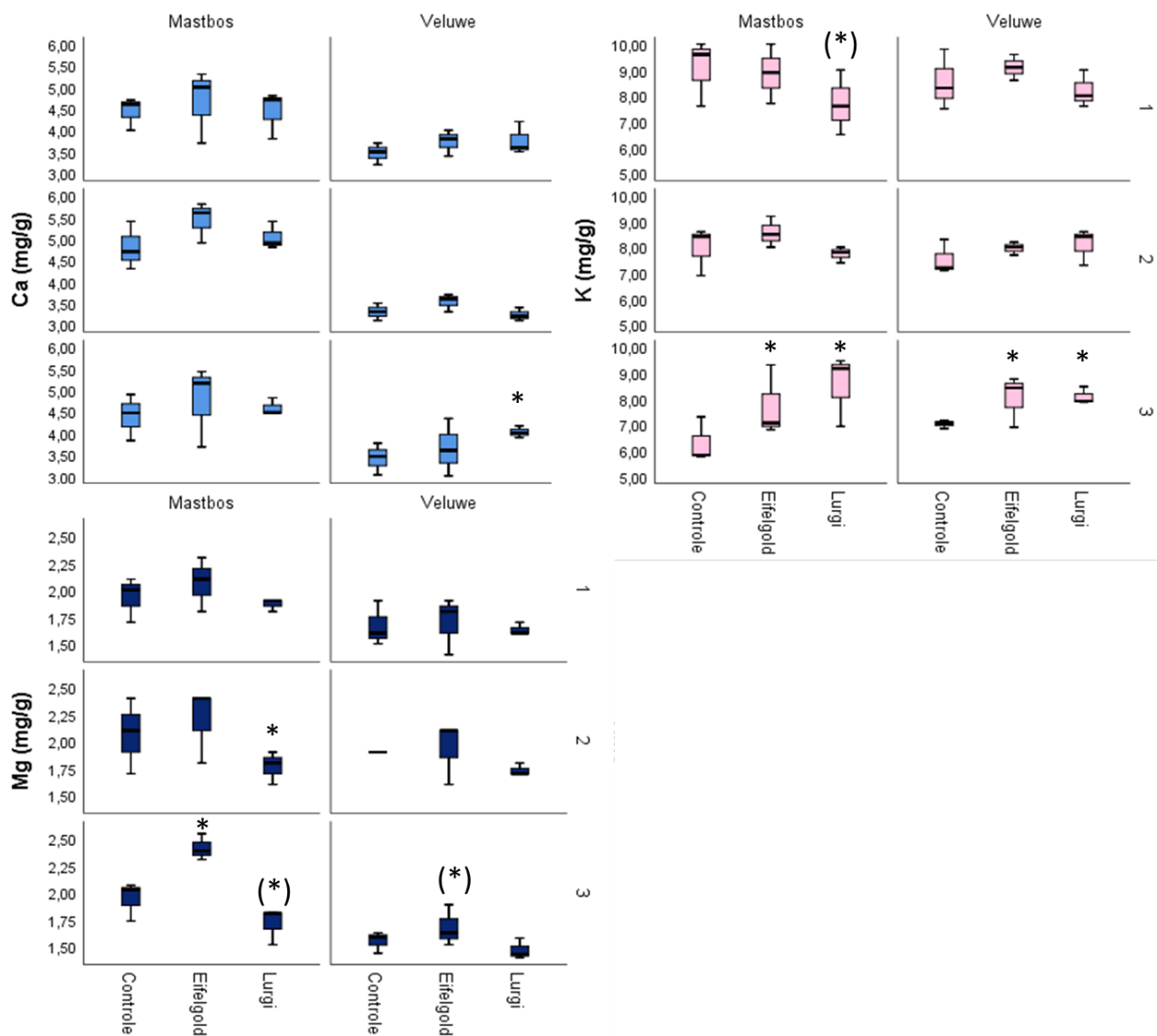
Parameter	Terrein	Eifelgold	Lurgi
pH (NaCl en/of H ₂ O)	Mastbos	+ 2,6 %	+ 4 %
	NPHV	+ 7,4 %	+ 5,4 %
<i>Plantbeschikbaar</i>			
Al	Mastbos	n.s.	n.s.
	NPHV	n.s.	n.s.
Ca	Mastbos	+ 14 %	+ 16 %
	NPHV	n.s.	n.s.
K	Mastbos	n.s.	n.s.
	NPHV	+ 26 %	+ 28 %
Mg	Mastbos	+ 42 %	n.s.
	NPHV	+ 65 %	n.s.
NO ₃	Mastbos	n.s.	n.s.
	NPHV	n.s.	n.s.
NH ₄	Mastbos	n.s.	n.s.
	NPHV	n.s.	n.s.
PO ₄ (demiwater)	Mastbos	n.s.	n.s.
	NPHV	n.s.	n.s.
<i>Uitwisselbaar</i>			
CEC	Mastbos	n.s.	n.s.
	NPHV	n.s.	n.s.
Basenverzadiging	Mastbos	+ 24 %	+ 29 %
	NPHV	+ 51 %	+ 39 %
Ca	Mastbos	+ 21 %	+ 30 %
	NPHV	+ 86 %	+ 62 %
K	Mastbos	n.s.	+ 37 %
	NPHV	+ 51 %	+ 30 %
Mg	Mastbos	+ 48 %	n.s.
	NPHV	+ 100 %	n.s.
H ⁺	Mastbos	- 17 %	- 22 %
	NPHV	n.s.	n.s.

4.3.5 Bladchemie

Basische kationen en aluminium

Uit de bodemchemische metingen bleek dat de beschikbaarheid van Ca, K en Mg veranderde in de met steenmeel behandelde proefvlakken (Paragraaf 4.3.4). Ook in de bladeren van de zomereik werden significante veranderingen gemeten (Figuur 4.19 en Bijlage 5). Resultaten van de statistische modellen voor de bladchemie van de zomereik zijn gegeven in Bijlage 6.

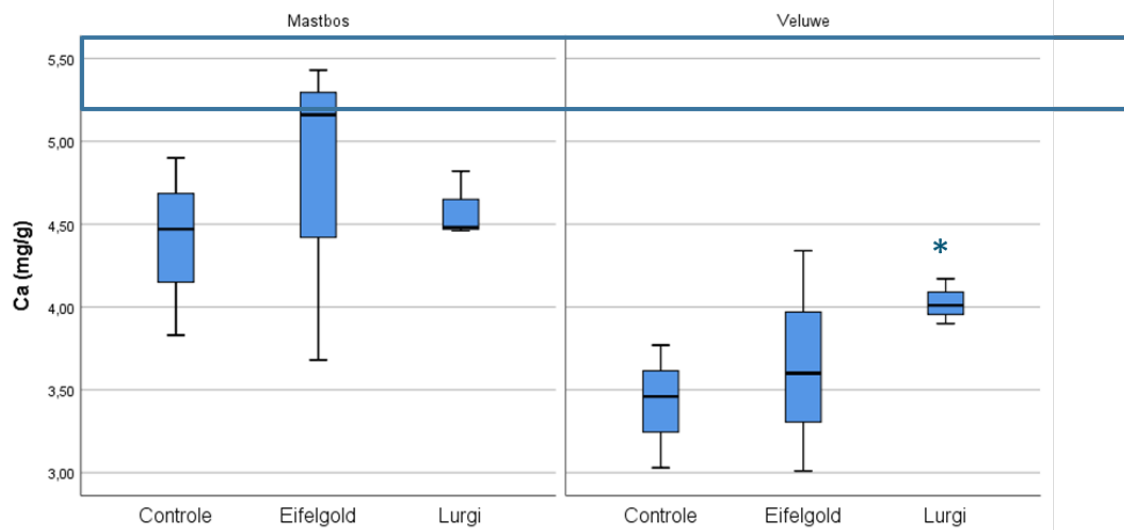
Om het effect van steenmeel op de bladgehalten aan basen beter te illustreren zijn in de figuren 4.20-4.22 de effecten Ca, Mg en K in het derde jaar gegeven, mede in relatie tot criteria van Mellert & Gottlein (2012) voor een mogelijk optredend tekort - of surplus – van dat element voor de ontwikkeling van de zomereik.



Figuur 4.19 Boxplots bladchemie van de zomereik gemeten in het Mastbos en de Veluwe in de drie effectmetingen. Een * = significant verschillend t.o.v. de controle in het betreffende meetjaar, (*) = bijna significant ($0,05 < p < 0,10$).

Figure 4.19 Boxplots of the leaf chemistry of *Quercus robur* (year 1, 2 and 3) in Mastbos and Veluwe (NPHV). * = significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$), (*) = almost significant ($0,05 < p < 0,10$)

Calcium: Het Ca-gehalte gemeten in de bladeren was aanzienlijk hoger in het Mastbos vergeleken met de Veluwe. In het Mastbos werd gemiddeld tussen de 4,5 en 5 mg Ca/g drooggewicht gemeten tegen gehalten variërend tussen de 3,4 en 4 mg/g drooggewicht in de Veluwe (Figuur 4.20). De opgebrachte steenmelen hadden (nog) nauwelijks effect op het gemeten Ca-gehalte in de verzamelde bladeren van de proef in het Mastbos.



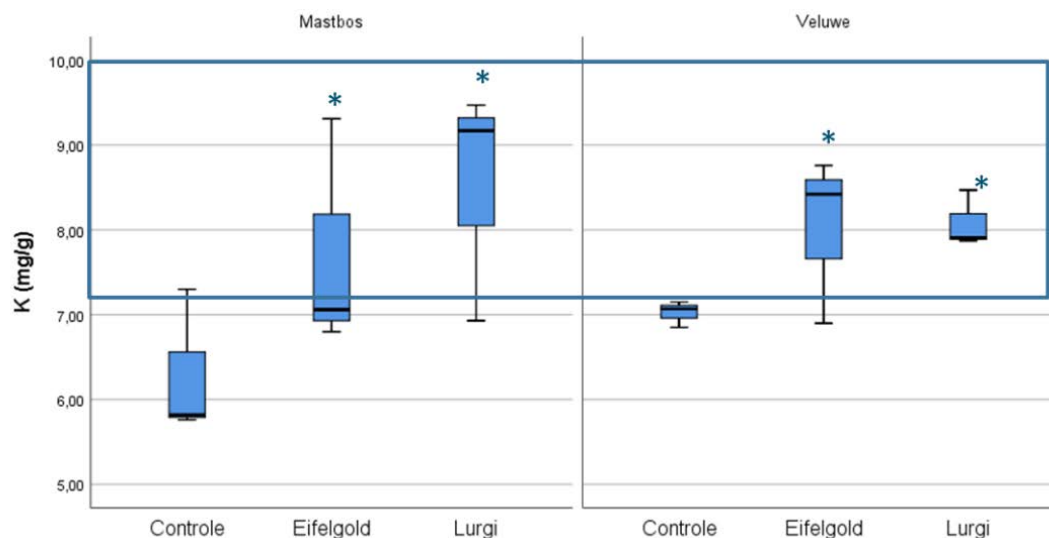
Figuur 4.20 Boxplots van Ca gehalten in blad in het Mastbos en de Veluwe in jaar 3. Een * = significant verschillend t.o.v. de controle in het betreffende meetjaar. De balk geeft een deel van de range van Mellert & Gottlein (2012). De gehele range voor een normale gehalte is 5,3-10,2 mg g⁻¹.

Figure 4.20. Boxplots of the Ca-concentration in the leafs sampled in 2018 in Mastbos and Veluwe. * = significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$). Box is the range in Ca-concentration measured in healthy Oaks by Mellert & Gottlein (2012) ranging from 5.3-10.3 mg/g Ca/kg dried leaf.

Wel werd er in het derde meetjaar een significant hoger Ca-gehalte gemeten in de bladeren verzameld in de met Lurgi behandelde proefvlakken in de Veluwe. Hier was het Ca-gehalte in de bladeren significant hoger (4 mg Ca/g drooggewicht) dan in de controle (3,5 mg Ca/g drooggewicht). In Mellert & Gottlein (2012) is een Ca-gehalte van minder dan 5,3 mg Ca/g droog blad een indicatie voor tekort. Er is in de bomen in de Veluwe dan ook nog steeds sprake van Ca-deficiëntie in de bemonsterde eiken, ondanks de toename in Ca-gehaltenes in het blad. Ook in het Mastbos was sprake van Ca-gebrek.

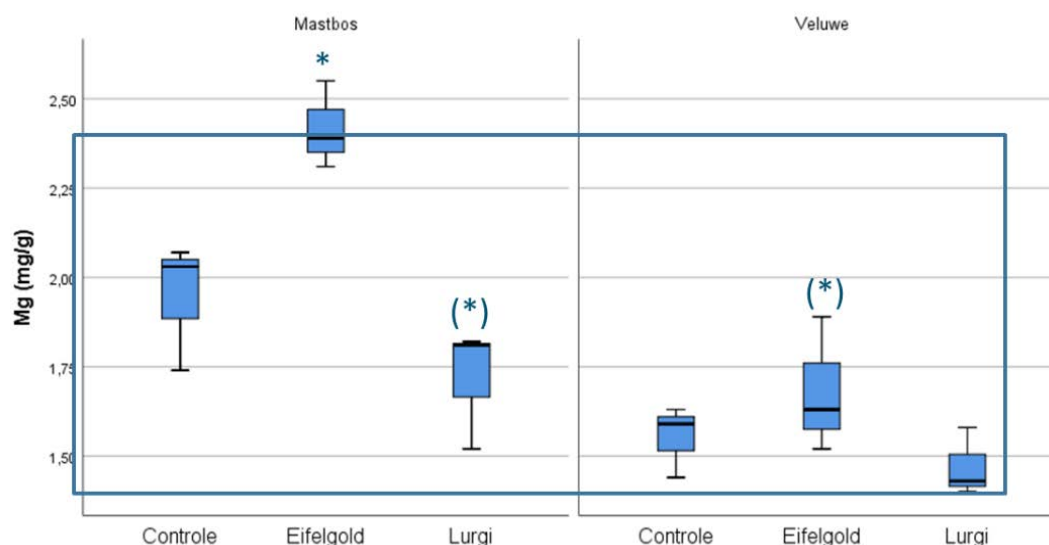
Kalium: De opgebrachte steenmelen zijn geselecteerd omdat ze onder meer hoge kaliumgehaltenes bevatten. Met name in de Veluwe werd in de met steenmeel behandelde proefvlakken een hogere kaliumbeschikbaarheid in de bodem gemeten (par. 4.3.4). In de bladeren werd in zowel de Veluwe als het Mastbos een significante toename in K-gehalte gemeten in 2018 (derde effectmeting) vergeleken met de onbehandelde controle, zowel in de Lurgi- als Eifelgoldbehandeling (Figuur 4.21). In het Mastbos werd in het derde meetjaar gemiddeld rond de 7 mg K /g drooggewicht gemeten in de met Eifelgold behandelde proefvlakken, rond de 9 mg/g drooggewicht in de met Lurgi behandelde proefvlakken en rond de 6 mg/g drooggewicht in de onbehandelde controle. In de Veluwe werd zowel in de bladeren uit de met Eifelgold behandelde vlakken als de met Lurgi behandelde proefvlakken rond de 9 mg K/g drooggewicht gemeten tegen 7 mg/g drooggewicht in de onbehandelde controle. In Mellert & Göttlein (2012) vallen K-gehaltenes van 7,2 tot 8,2 mg/g drooggewicht in het lage bereik van normale waarden gemeten in zomereik. Hier is door steenmeeltoediening het K-gebrek in de zomereiken zoals gemeten in de onbehandelde controle opgeheven.

Magnesium: In de met Eifelgold-behandelde proefvlakken werden in het tweede en derde meetjaar hogere Mg-gehaltenes gemeten in het blad (jaar 3 significant, rond de 2,5 mg Mg/g drooggewicht in de Eifelgold behandeling tegen 2 mg/g drooggewicht in de controle), terwijl de magnesiumgehaltenes gemeten in de bladeren uit de Lurgi-proefvlakken in het tweede en derde jaar lagere Mg-gehaltenes bevatten dan blad uit de onbehandelde controle (1,75 mg/g drooggewicht in het Mastbos en 1,5 mg/g drooggewicht in de Veluwe) (Figuur 4.22).



Figuur 4.21 Boxplots van K gehalten in blad in het Mastbos en de Veluwe in de jaar 3. Een *= significant verschillend t.o.v. de controle in het betreffende meetjaar. De balk geeft een deel van de range van Mellert & Gottlein (2012). De gehele range voor een normale gehalte is 7,2-11,4 mg/g.

Figure 4.21. Boxplots of the K-concentration in the leafs sampled in 2018 in Mastbos and Veluwe. *=significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$). Box is the range in K-concentration measured in healthy Oaks by Mellert & Gottlein (2012) ranging from 7.2 tot 11.4 mg/g dried leaf.



Figuur 4.22 Boxplots van Mg gehalten in blad in het Mastbos en de Veluwe in de jaar 3. Een *= significant verschillend t.o.v. de controle in het betreffende meetjaar. De balk geeft de range van Mellert & Gottlein (2012), te weten 1,2-2,4 mg/g.

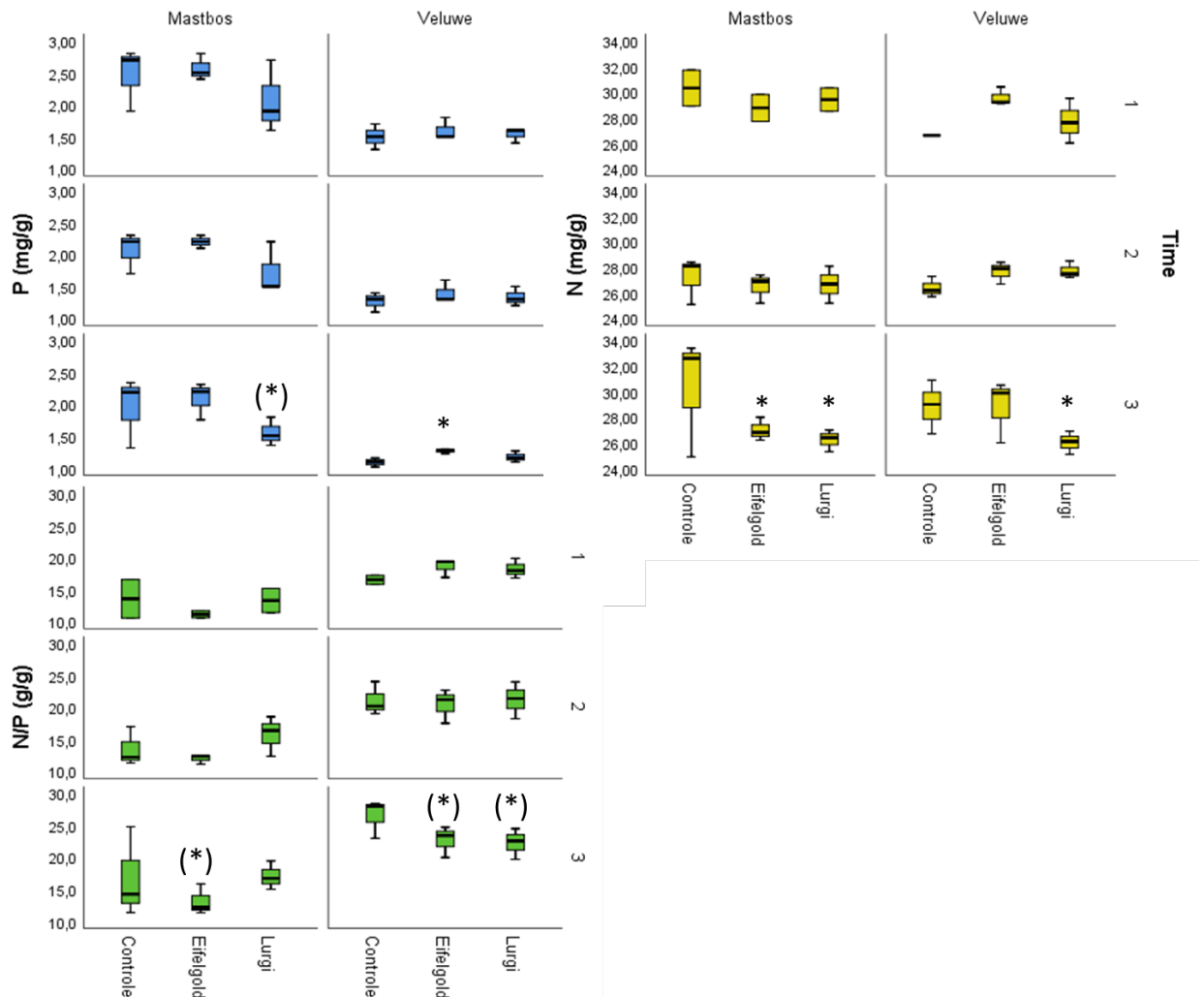
Figure 4.22. Boxplots of the Mg-concentration in the leafs sampled in 2018 in Mastbos and Veluwe. *=significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$), (*)= near significant difference ($0,05 < p < 0,1$). Box is the range of Mg-concentration measured in healthy Oaks by Mellert & Gottlein (2012) ranging from 1.2-2.4 mg/g dried leaf.

In Mellert & Göttlein (2012) wordt van een magnesiumgebrek in zomereik gesproken bij gehaltenes lager dan 1,2 mg/g drooggewicht. De bladeren uit de met Lurgi-behandelde proefvlakken vallen in het lage bereik van normale waarden. In de met Eifelgold behandelde proefvlakken vallen de gemeten Mg-gehaltenes in het bovenste deel van het normale bereik. In

de onbehandelde controle vallen de Mg-gehaltenes in het middendeel van het normale bereik. De steenmeelbehandelingen hadden in het tweede en derde effectjaar geen effect op het Al-gehalte van de zomereikbladeren (Bijlage 5).

Fosfaat, stikstof en stikstof/fosfaat ratio

In de bodem werd een lichte toename in de fosfaatbeschikbaarheid gemeten in de met Eifelgold behandelde proefvlakken in het Mastbos (Figuur 4.23).



Figuur 4.23 Boxplots bladchemie gemeten in het Mastbos en de Veluwe in de drie effectmetingen. Een * = significant verschillend t.o.v. de controle in datzelfde meetjaar, (*) = trend ($0,05 < p < 0,1$).

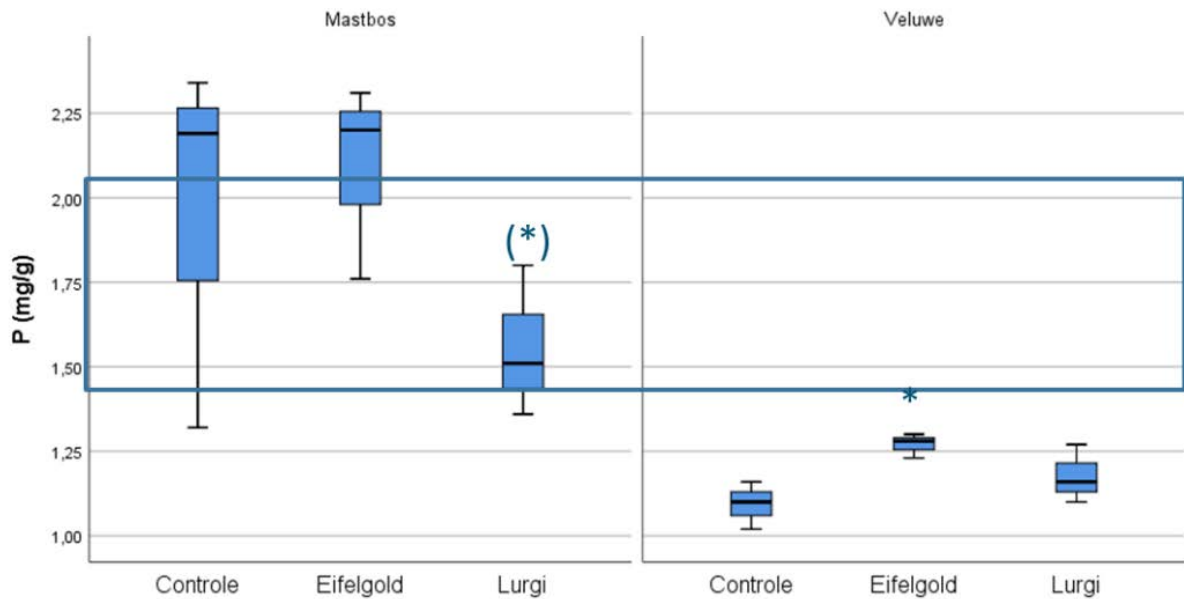
Figure 4.23 Boxplots of the chemistry of the sampled leaves (t 1, 2 and 3) in Mastbos and Veluwe (NPHV). * = significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$), (*) = near significant difference ($0,05 < p < 0,1$)

Om het effect van steenmeel op de bladgehalten aan N en P beter te illustreren zijn in de figuren 4.24 en 4.25 de effecten N en P ook alleen voor het derde jaar gegeven, mede in relatie tot criteria van Mellert & Gottlein (2012) voor een mogelijk optredend tekort (P) of overschot (N).

Fosfor: Eifelgold is een steenmeel dat ook wat fosfor bevat. Na toediening van Eifelgold werd er gedurende de looptijd van het experiment in het P-gehalte van de bladeren in het Mastbos geen veranderingen gevonden, vergeleken met het gehalte in de bladeren uit de onbehandelde controle (Figuur 4.24). Dit was voor het nationale park de Hoge Veluwe ook het geval in de eerste twee jaar, maar in het derde jaar leidde Eifelgoldgift tot een significante stijging in het P-gehalte van de zomereik. Behandeling van de proefvlakken met

Lurgi – met heel weinig P – leidde niet tot veranderingen in P-gehalte in de bladeren in de proef op NP de Hoge Veluwe, maar veroorzaakte een – bijna significante – daling in P-gehalte in het Mastbos in het derde effect jaar, namelijk rond de 1,5 mg P/g drooggewicht tegen 2,2 mg P/g drooggewicht in de controle.

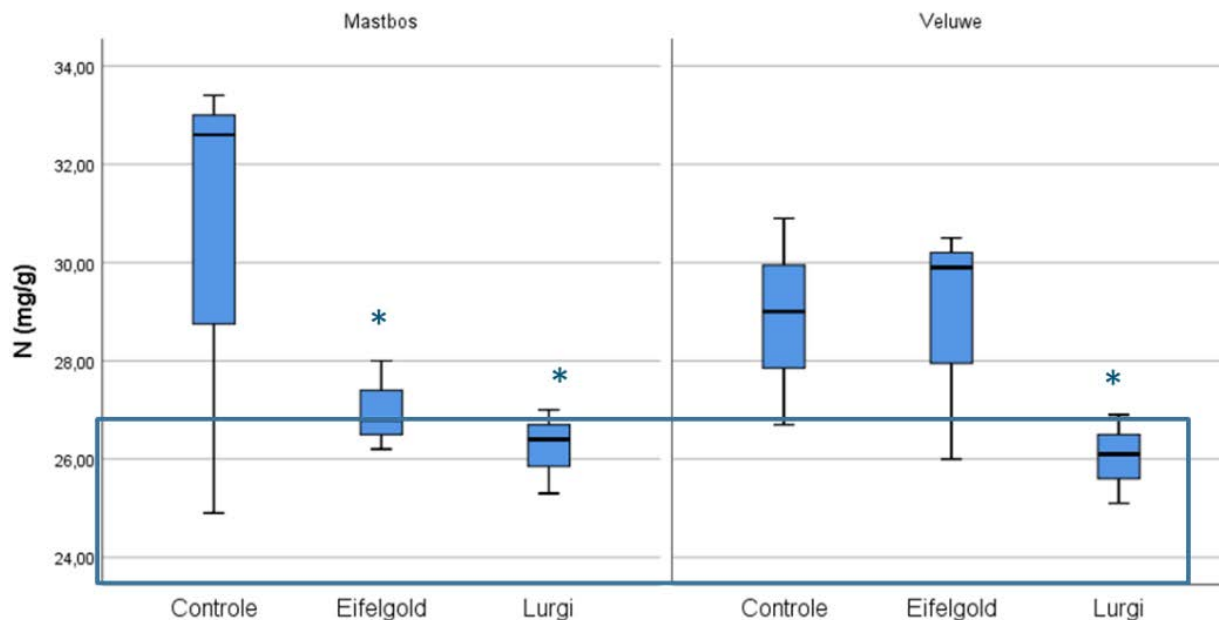
Wat de P-concentraties van de bladeren betreft, zijn de verschillen tussen de twee onderzoeksterreinen groot: in het nationale park de Hoge Veluwe is duidelijk sprake van een tekort aan P in de bladeren, terwijl de bladgehalten aan P in de zomereiken in het Mastbos juist hoog of te hoog is, behalve na toediening van Lurgi in het derde jaar. Toediening van Eifelgold deed in het nationale park de Hoge Veluwe het P-gehalte toenemen in het derde jaar, maar ook deze waarde was nog wel onder de minimale waarde voor normale ontwikkeling van de zomereik (Figuur 4.24)



Figuur 4.24 Boxplots van P-gehalten in blad in het Mastbos en de Veluwe in de jaar 3. Een * = significant verschillend t.o.v. de controle in het betreffende meetjaar ($p < 0.05$), (*) = trend ($0.05 < p < 0.1$). De balk geeft de range van Mellert & Gottlein (2012), te weten 1,4-2,1 mg/g¹.

Figure 4.24. Box plots of the P-concentration in the leaves sampled in 2018 in Mastbos and Veluwe. * = significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$), (*) = near significant difference ($0.05 < p < 0.1$). Box is the range of P-concentration measured in healthy Oaks by Mellert & Gottlein (2012) ranging from 1.4-2.1 mg/g dried leaf.

Stikstof: In de eerste twee jaar van het experiment werden geen verschillen gevonden in N-gehalte van de bladeren na steenmeelbehandeling of de onbehandelde controle (Figuur 4.25). In het derde effect jaar werden daarentegen significant lagere N-gehalten gemeten in de bladeren verzameld in de met steenmeel behandelde proefvlakken in het Mastbos (Figuur 4.25). Namelijk tussen de 26 en 28 mg N/g blad in de steenmeel-behandelingen tegen gemiddeld 32 mg N/g in de controle. In Mellert & Göttlein (2012) worden N-gehalten boven de 26,8 g/g drooggewicht als ernstige overmaat gezien. In het NP de Veluwe werd alleen in de bladeren verzameld in de met Lurgi behandelde proefvlakken een significante afname in N-gehalte gemeten vergeleken met de onbehandelde controle: hier werd in de met Lurgi behandelde vlakken gemiddeld rond de 27 mg N/g blad gemeten tegen gehalten rond de 30 mg/g in de controle. Deze verschuivingen in N en P-gehalten werden ook weerspiegeld in de N/P-ratio gemeten in de bladeren, waarbij met name in het derde effectjaar in de bladeren verzameld in de proef op de Veluwe een trend richting lagere N/P-ratio's zichtbaar werd.



Figuur 4.25 Boxplots van N-gehalten in blad in het Mastbos en de Veluwe in de jaar 3. Een * = significant verschillend t.o.v. de controle in het betreffende meetjaar. De balk geeft een deel van de range van Mellert & Gottlein (2012). De gehele range voor een normale gehalte is 19,8-26,8 mg /g¹.

Figure 4.25. Box plots of the N-concentration in the leaves sampled in 2018 in Mastbos and Veluwe. * = significant difference between control and treatment in the same year ($p < 0.05$). Box is part of the range of N-concentration measured in healthy Oaks by Mellert & Gottlein (2012) ranging from 19.8-26.8 mg/g dried leaf.

4.4 Effecten op rupsenvraat

4.4.1 Achtergrond en doel van het onderzoek

Naast het doel om de vitaliteit van bossen, in het bijzonder zomereiken, te verbeteren, hebben de maatregelen ook tot doel de biodiversiteit, in bijzonder die van nachtvlindersoorten die van nature met een grote soortenrijkdom op het voorjaarsblad van eikenbomen voorkomen, te herstellen. Er bestaan echter nog duidelijke kennislacunes waar het gaat om de mogelijk positieve effecten en bijwerking van lage dosis bekalking en mineralengiften op vlinderrupsen. Binnen dit praktijkexperiment naar de effecten van toediening van steenmeel is daarom ook onderzoek verricht naar de doorwerking op de herbivore fauna (vlinderpopulaties).

Het is bekend dat zomereiken op zure, en mineralen- en nutriëntenarme bodems een gebrekkige assimilatie van eiwitten (en aminozuren) laten zien. In het OBN-onderzoek dat in 2014 is afgerond (Van den Burg *et al.*, 2014) komt dit, samen met de vorming van niet nader bepaalde *niet-eiwit stikstof* (afgerond als npn oftewel non-protein nitrogen) verbindingen, naar voren als belangrijkste reden waarom populaties van vlinderrupsen zich niet op zomereiken kunnen ontwikkelen. Slechte bladkwaliteit is daarbij gedefinieerd als een combinatie van lage eiwitconcentraties en hoge npn concentratie, die is gecorreleerd met lage rupsenaantallen in het veld en hoge rupsensterfte in bioassays. Deze aspecten van de bladkwaliteit voor herbivoren zijn geen onderdeel van chemische analyses die gebruikt worden om de experimenten te evalueren.

Ondanks dat we geen kostbare organisch-chemische evaluatie van de experimenten konden uitvoeren, wilden we toch uitspraken kunnen doen over effecten van de toediening van steenmeel op vlinderrupsen. De verwachting is dat bomen die moeite hebben hun eiwitten te assimileren – wat nadelige gevolgen heeft voor rupsen – ook moeite hebben hun chlorofyl op

te bouwen op het moment dat de bladeren uitlopen. Dit is onderzocht met *in vivo* chlorofylmetingen voor een fractie van de kosten van organisch-chemische bepalingen.

4.4.2 Onderzoeksaanpak

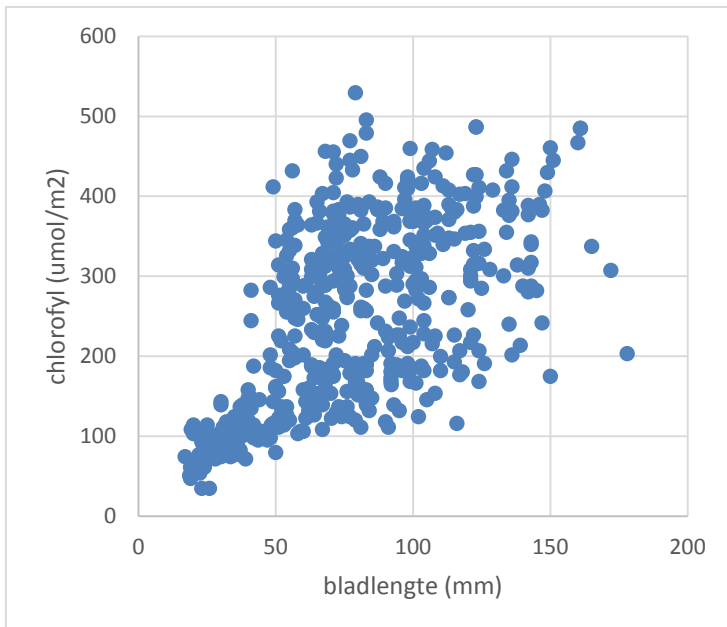
De assimilatie van aminozuren en eiwitten is vastgesteld op basis van de snelheid van de bladgroenontwikkeling. Verwacht wordt dat op locaties waar de aminozuurassimilatie hapert en de bladkwaliteit voor insecten te laag is, ook de opbouw van bladgroen trager verloopt. Hiertoe is in 2016 gestart met de aanschaf van een *in vivo* veld-bladgroenmeter, waarmee op plekken met bekende plant chemie en –fysiologie en insectenvraatpatronen (uit het OBN-onderzoek in Van den Burg *et al.* 2014) de samenhang is bepaald met de snelheid van bladgroenontwikkeling. Op basis van de resultaten die in 2017 op voormalige OBN locaties op de Zuidwest-Veluwe zijn verzameld, is deze techniek in 2018 voor de evaluatie van de huidige OBN-experimenten toegepast.

De metingen zijn *in vivo* uitgevoerd, zodat bij herhaling exact hetzelfde blad gebruikt kan worden (om een snelheid te meten zijn tenminste twee metingen per blad nodig, met een bepaalde periode daartussen). Het jaar 2018 was een tamelijk goed rupsenjaar, dus zijn hier ook twee metingen aan gedaan. Bij de tweede meetreeks is bijgehouden 1) hoeveel rupsen ‘toevallig’ werden aangetroffen en 2) welke bladeren rupsenvraat lieten zien (ja/nee zonder onderscheid tussen vraat door vlinderrupsen (Lepidoptera) dan wel bastaardrupsen (Hymenoptera Symphyta). Dit laatste is van belang om er zeker van te zijn dat niet alleen een deelprobleem wordt opgelost door de maatregelen, maar dat het blad als geheel daadwerkelijk weer geschikt gemaakt is voor de ontwikkeling van vlinderpopulaties. Per proefvlak zijn in 2018 zes bomen geselecteerd, waar per boom aan drie bladeren is gemeten. Er is in 3 perioden gemeten: net nadat het blad is uitgelopen (26/4 Mastbos, 1/5 Hoge Veluwe), op de top van de rupsenactiviteit (15/5 Mastbos, 16/5 Hoge Veluwe) en bij volledig gestrekt blad (31/5 Hoge Veluwe, 2/6 Mastbos).

4.4.3 Resultaten

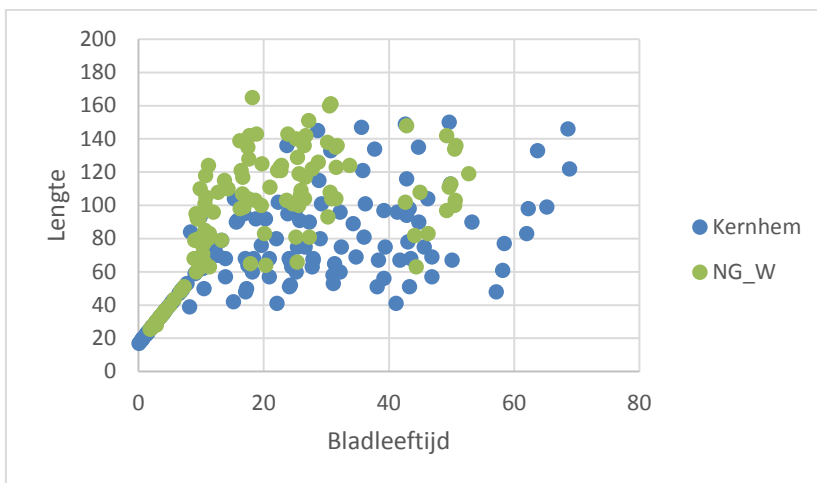
Het onderzoek richtte zich op de kwaliteit van het eikenblad in het voorjaar, omdat dit de periode is dat de meeste insecten van het blad eten en de meeste insecten gevoerd worden aan jonge vogels. De doorwerking van de kwaliteit van het eikenblad is dus het grootst in het voorjaar. Dit brengt echter de moeilijkheid met zich mee dat het blad in ontwikkeling is en de gehalten veranderen naarmate het blad ouder wordt. Als het blad ouder wordt, neemt ook de lengte toe en bladlengte biedt misschien de mogelijkheid om de leeftijd van het blad in te schatten. Als dit het geval is, verwachten we een positieve relatie tussen bladlengte en chlorofylconcentratie. Dit is echter niet wat er in 2017 op voormalige OBN locaties werd gevonden (Figuur 4.26). Als de bladeren nog klein zijn (onder 5 cm in lengte) is er een lineair verband tussen bladlengte en chlorofyl, maar bij grotere bladlengten verdwijnt dit verband en neemt de variatie sterk toe. Alleen bij kleine blaadjes (< 5 cm) kan de bladlengte dus als indicatie van de leeftijd worden gebruikt.

Om deze variatie te onderzoeken is bij bladeren kleiner dan 5 cm de ontwikkelings- bladleeftijd bepaald, op basis van lineaire regressie tussen bladlengte en tijd van individueel gemerkte blaadjes. Vervolgens is op basis van datum doorgeteld om de leeftijd van het blad vast te stellen. Als we deze procedure op de gegevens toepassen, begint zich variatie tussen locaties af te tekenen (Figuur 4.27). We zien (als resultaat van de berekening) een volledig strakke regressie voor de jonge blaadjes en vervolgens een puntenwolk, waarin opvalt dat op locatie NG_W met een slechte bladkwaliteit voor insecten (zie Van den Burg *et al.* 2014) de bladeren sneller groter worden en gemiddeld groter blijven in vergelijking met Kernhem met een goede bladkwaliteit.



Figuur 4.26 Overzicht van alle metingen op voormalige OBN locaties in 2017 om het verband tussen chlorofylconcentratie en bladlengte te onderzoeken. Bij jonge, nog kleine blaadjes (onder 50 mm) is er een positieve correlatie, maar als het blad groter wordt, valt de correlatie weg.

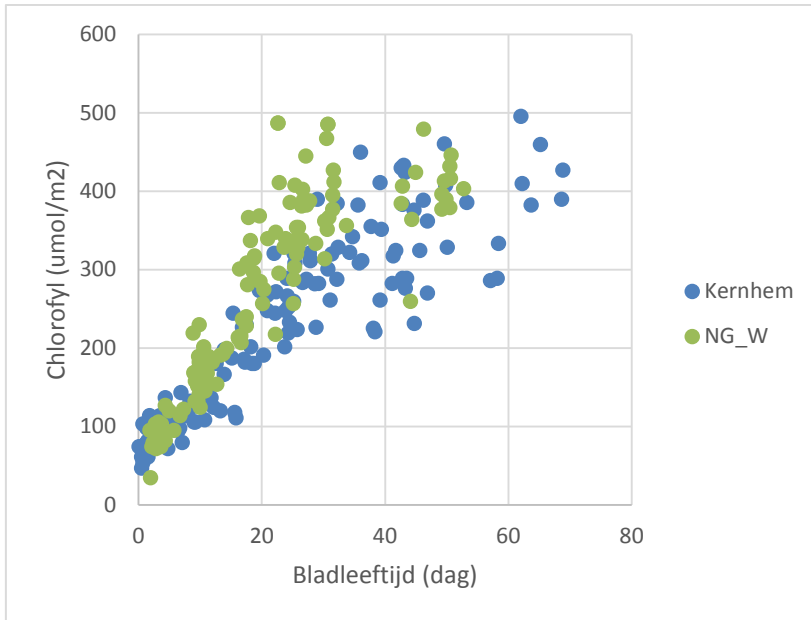
Figure 4.26 Overview of all measurements at former OBN locations in 2017 to investigate the relationship between chlorophyll concentration and leaf length. There is a positive correlation with young, still small leaves (under 50 mm), but as the leaf gets larger, the correlation disappears.



Figuur 4.27 Relatie tussen bladlengte (in mm) en bladleeftijd (in dagen) in twee gebieden met slechte (NG_W) en goede bladkwaliteit (Kernhem). Er lijkt zich een verschil in gemiddelde bladlengte (grootte) tussen beide gebieden af te tekenen.

Figure 4.27 Relationship between leaf length (in mm) and leaf age (in days) in two areas with poor (NG_W) and good leaf quality (Kernhem). There appears to be a difference in average leaf length (size) between the two areas.

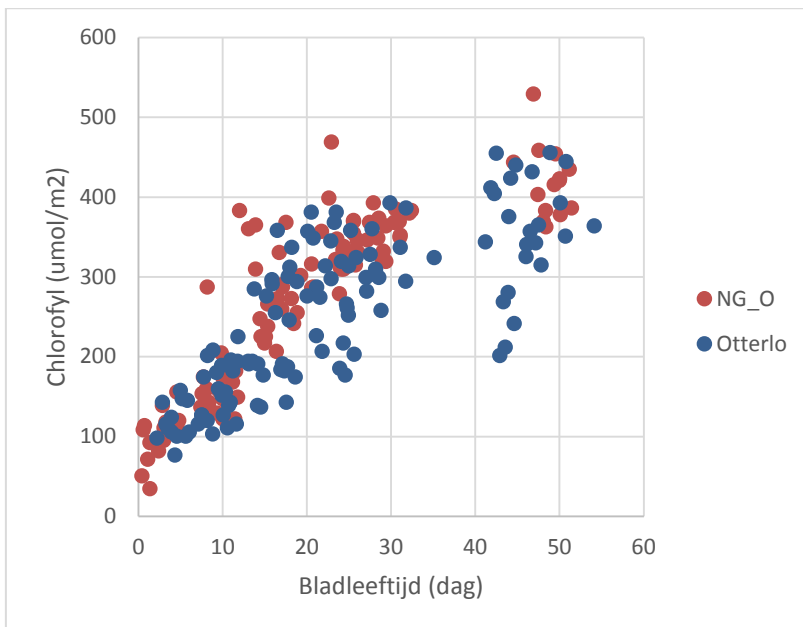
Nu we de bladleeftijd hebben gedefinieerd kunnen we onderzoeken hoe de chlorofylconcentraties zich ontwikkelen (Figuur 4.28). In het gebied waar de rupsenpopulaties laag zijn, stellen we hogere chlorofylconcentraties vast dan in Kernhem met hoge rupsendichtheden. Dit is dus omgekeerd met de hypothese die we aanvankelijk hadden gesteld. Het blijkt dat mineralengebreken zowel chlorose (lichte verkleuring) als juist donkerder bladeren kunnen geven (bijv. HacsKaylo et al. 1969) en dat in dit opzicht het gemiddeld blad (niet rekenkundig gezien) een goede kwaliteit weerspiegelt.



Figuur 4.28 Relatie tussen de chlorofylconcentratie en de ontwikkelingsleeftijd van het blad) in twee gebieden met slechte (NG_W) en goede bladkwaliteit (Kernhem).

Figure 4.28 Relationship between chlorophyll concentration and leaf development age in two areas with poor (NG_W) and good leaf quality (Kernhem).

Naast de locaties uit Van den Burg et al. 2014 zijn nog twee locaties onderzocht: één met grootschalige eikensterfte (NG_O) en één in een grondwaterfluctuatietoneel aan de rand van de Veluwe (Otterlo), waar met het grondwater basische kationen worden aangevoerd (hoewel de toplaag van de bodem wel verzuurd), de eiken er nog goed bijstaan en er (voor zover de waarnemingen reiken) geen excessieve insectenvraat optreedt (Figuur 4.29).



Figuur 4.29 Relatie tussen de chlorofylconcentratie en de ontwikkelingsleeftijd van het blad op twee aanvullende locaties, namelijk een gebied met eikensterfte (NG_O) en een opstand bij Otterlo zonder eikensterfte.

Figure 4.29 Relationship between chlorophyll concentration and leaf development age at two additional locations, namely an area with oak mortality (NG_O) and a forest plot at Otterlo without oak mortality.

We zien dat in het gebied met eikensterfte de chlorofylconcentraties hoog liggen en dat de eiken van locatie Otterlo een intermediair beeld laten zien tussen Kernhem en de slechte locaties NG_W en NG_O. Het effect van bladgrootte werd hier niet gevonden.

Als we de chlorofyl metingen van het Mastbos en het nationale park de Hoge Veluwe uit 2018 onderling vergelijken, valt op dat dat de bladeren op de Hoge Veluwe meer chlorofyl bevatten dan het blad in het Mastbos (Figuur 4.30; significant bij de tweede en derde bladmeting met toets van Smirnov, $p < 0.001$). In vergelijking met de eerdere meetreeksen van de Zuidwest-Veluwe komt het nationale park de Hoge Veluwe min of meer overeen met de opstanden waar we problemen zien in de eiwitsynthese en eikensterfte en het Mastbos met opstanden waar deze problemen niet zijn waargenomen (Figuur 4.30). Tussen de behandelingen werden zowel op het nationale park de Hoge Veluwe als in het Mastbos geen verschillen gevonden met betrekking tot de chlorofylconcentraties (Figuur 4.31). De aantallen waargenomen vlinderrupsen waren veel hoger in het Mastbos dan op het nationale park de Hoge Veluwe (Tabel 4.14), hetgeen overeenkwam met de waargenomen vraatschade aan bladeren (Tabel 4.15). Tussen de behandelingen was er op het nationale park de Hoge Veluwe een positief effect van Eifelgold op de vraatscores ten opzichte van de controle (Tabel 4.15; Chi-kwadraat in 2x2 tabel, $p = 0.019$). Het effect op de bladgroenconcentratie had hier een overschrijdingskans van 0.78 (toets van Wilcoxon).

Tabel 4.14 Waargenomen rupsen tijdens het uitvoeren van chlorofylmetingen. De spanners (*Geometridae*), waaronder de kleine wintervlinder zijn apart genoteerd. Omdat op het nationale park de Hoge Veluwe weinig vlinderrupsen werden aangetroffen, zijn hier ook bastaardrupsen geteld.

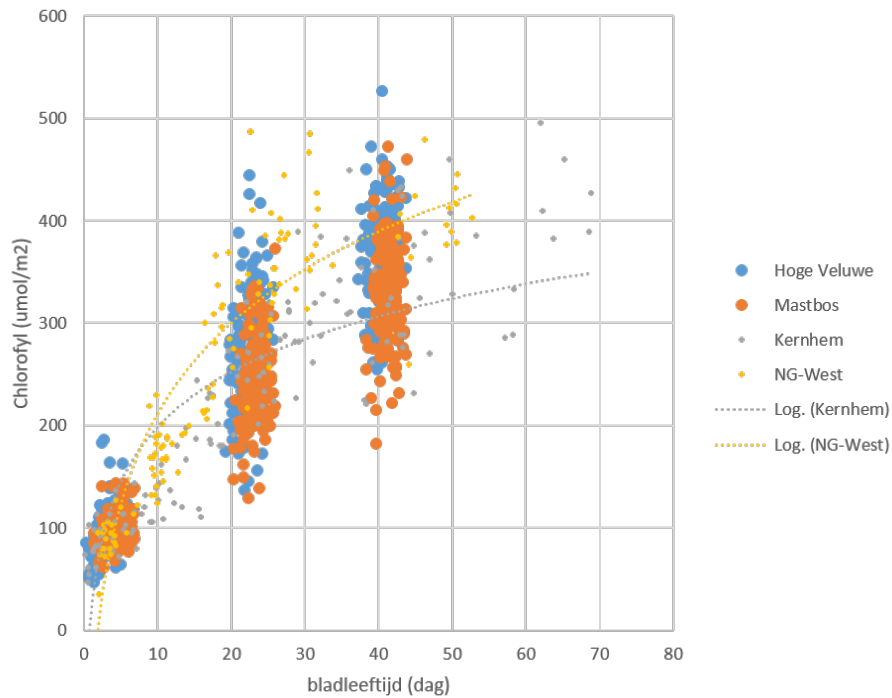
Table 4.14 Observed caterpillars while performing chlorophyll measurements. The spanners (*Geometridae*), including the small winter butterfly, were recorded separately. Because few butterfly caterpillars were found in the Hoge Veluwe, mongrel caterpillars were also counted here.

Gebied	rups_telling	spanner_telling	bastaardrups
MB	16	5	niet geteld
HV	1	0	6

Tabel 4.15 Rupsenvraatscores aan bladeren in beide proefgebieden en opgedeeld naar behandeling. De rupsenvraatfrequenties zijn gecorrigeerd op het nationale park de Hoge Veluwe voor bladeren met hertenvraat, omdat deze niet volledig te beoordelen waren.

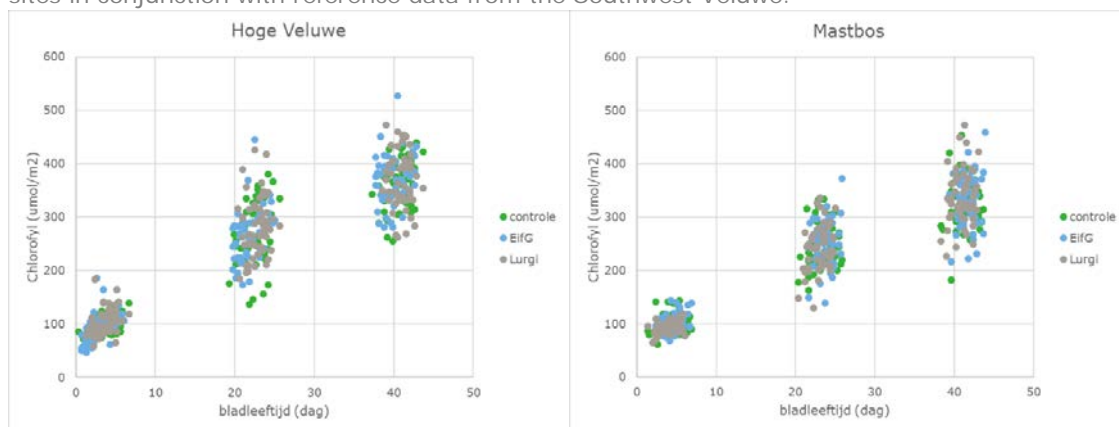
Table 4.15 Caterpillar graft scores on leaves in both test areas, separated by treatment. The caterpillar eating frequencies have been corrected on the Hoge Veluwe for leaves with deer eating, because they could not be fully assessed.

Gebied-behandeling	N	n-rups	n-hert	n	% rups
NPHV-controle	54	6	12	42	14.3
NPHV-Lurgi	54	10	17	37	27.0
NPHV-Eifelgold	54	16	10	44	36.4
Mastbos -controle	54	45		54	83.3
Mastbos-Lurgi	54	44		54	81.5
Mastbos -Eifelgold	54	39		54	72.2



Figuur 4.30 Vergelijkingen van de chlorofylmetingen in het Mastbos en het nationale park de Hoge Veluwe onderling en in samenhang met referentiegegevens van de Zuidwest-Veluwe.

Figure 4.30 Comparisons of the chlorophyll measurements at the Mastbos and the Hoge Veluwe sites in conjunction with reference data from the Southwest Veluwe.



Figuur 4.31 Vergelijking van chlorofylmetingen tussen de behandelingen op het nationale park de Hoge Veluwe (links) en het Mastbos (rechts). Er werden geen verschillen vastgesteld.

Figure 4.31 Comparison of chlorophyll measurements between the treatments at the Hoge Veluwe (left) and Mastbos sites (right). No differences were found.

4.5 Conclusies

Groei

De groeimetingen laten het volgende zien:

- Gemiddeld was de groei over twee jaar in het Mastbos bij behandeling met Lurgi hoger dan bij Eifelgold of de controlebehandeling, maar bij het nationale park de Hoge Veluwe waren de groei van de controle- behandeling en de behandeling met Lurgi hoger dan bij

Eifelgold. De verschillen zijn echter erg klein: in orde van grootte van 1 mm over 2 jaar en niet significant.

- Binnen de behandelingen zijn de verschillen tussen de proefvlakken en ook de individuele bomen, echter groter dan tussen de behandelingen: er is dan ook geen significant verschil tussen de behandelingen gevonden.

Vitaliteit

Uit de vitaliteitsmetingen volgt:

- De bladbezetting was zowel in het Mastbos als het nationale park de Hoge Veluwe goed in mei 2016 en september 2017, maar veel minder in mei 2017 door vraat. In mei 2018 was de bladbezetting wederom goed, maar in september 2018 was de bladbezetting op het nationale park de Hoge Veluwe duidelijk verlaagd door de droge zomer van dat jaar.
- Er zijn geen aantastingen of vruchtlichamen van schimmels op de bomen waargenomen.
- Er waren geen significante verschillen tussen controle en behandelde proefvlakken.

Bodemchemie

Met het opbrengen van Lurgi of Eifelgold werden binnen drie jaar na toediening duidelijke verbeteringen in de uitwisselbare en plantbeschikbare basenconcentraties in de 0-20 cm bodemlaag gemeten. De verschillende opgebrachte steenmelen (Eifelgold en Lurgi) reageerden niet gelijk. Ook de twee onderzoeksterreinen (Mastbos en Nationaal Park De Hoge Veluwe) reageerden niet altijd hetzelfde op de behandelingen.

Significante veranderingen in concentraties aan uitwisselbare kationen werden gemeten voor

- Ca en K: die namen toe bij toediening van zowel Eifelgold als Lurgi; dat gold daardoor ook voor de basenverzadiging.
- Mg: die nam alleen toe in de met Eifelgold behandelde proefvlakken.
- H⁺ : die nam af in de met Eifelgold en Lurgi behandelde proefvlakken in het Mastbos.

Deze veranderingen leiden ook tot een significant hogere basenvoorraad na 3 jaar.

Significante toenames in plant beschikbare concentraties werden gemeten voor:

- Ca in de met steenmeel behandelde proefvlakken in het Mastbos maar niet in de Hoge Veluwe, terwijl voor K het omgekeerde het geval was.
- Mg in de met Eifelgold behandelde proefvlakken.

De hierboven beschreven toename in kation-beschikbaarheid en het opladen van het adsorptiecomplex gingen gepaard met een significante pH-toename, maar zonder significante effecten op

- Aluminiumconcentraties na zoutextractie. Gegeven de hoge basenverzadiging na steenmeeltoediening is de opgeloste Al-concentratie waarschijnlijk echter heel laag.
- Beschikbare Ammonium- en nitraatconcentraties, wat er op wijst dat er geen sprake is van versnelde mineralisatie van organisch materiaal, die bij een verhoogde pH zou kunnen optreden.

Bladchemie

Basen en aluminiumconcentraties

- Een significante toename in het Ca-gehalte trad alleen op in de met Lurgi behandelde proefvlakken in de Veluwe in het derde effectjaar.
- Een significante toename in het K-gehalte trad op in alle met steenmeel behandelde proefvlakken (zowel Mastbos als Veluwe) in het derde effectjaar.
- Een significante toename in het Mg-gehalte trad alleen op in de proefvlakken behandeld met Eifelgold (jaar 3) in zowel het Mastbos als de Veluwe; er werd echter een afname in

het Mg-gehalte gevonden in proefvlakken behandeld met Lurgi (jaar 2 en 3) vooral in het Mastbos.

- Er werden geen effecten gevonden van steenmeel op het Al-gehalte van de bladeren, alleen geringe toename in de met Lurgi behandelde proefvlakken in de Veluwe in het eerste effectjaar.

Fosfaat en stikstofconcentraties

- In de met Eifelgold behandelde proefvlakken in de Veluwe werd een kleine toename in het P-gehalte gemeten (alleen jaar 3). In de met Lurgi behandelde proefvlakken in het Mastbos lijkt het P-gehalte echter juist af te nemen.
- In de met steenmeel behandelde proefvlakken in het Mastbos nam het N-gehalte in het blad significant af, in de Veluwe was dit alleen in de met Lurgi behandelde proefvlakken het geval.
- Deze veranderingen werden ook zichtbaar in de N/P-ratio's gemeten in het blad, die afnamen in de met Eifelgold behandelde proefvlakken in het Mastbos en in de met Eifelgold en Lurgi behandelde proefvlakken in de Veluwe (jaar 3).

Vlinderrupsen

Uit de vitaliteitmetingen blijkt het volgende:

- De verwachting dat chlorofylconcentraties lager zijn als de vlinderrupsenpopulaties lager zijn, bleek precies omgekeerd. Dit kan worden verklaard uit het feit dat mineralengebreken zowel chlorose (lichte verkleuring) als juist donkerder bladeren kunnen geven en dat in dit opzicht een gemiddeld groene kleur een goede kwaliteit weerspiegelt.
- De chlorofylmetingen en rupsenvraatgegevens duiden erop dat er zich in het Mastbos geen problemen voordoen met betrekking tot de aminozuurproblematiek, zowel in de controle, als de behandelde plots. De eikensterfte in dit proefvlak heeft vooral betrekking op onderstandige bomen, waardoor er sprake lijkt te zijn van natuurlijke dunning. Op het nationale park de Hoge Veluwe sterven ook op grote schaal de eiken af die in het kronendak zitten. De chlorofylmetingen en rupsenvraatgegevens laten hier ook problemen zien.
- De behandeling met steenmeel heeft op de korte looptijd van het experiment hierin nog geen grote veranderingen kunnen bewerkstelligen, hoewel er bij de rupsenvraatscores wel een positief effect is gevonden. Naarmate de inwerkingsduur van het steenmeel langer wordt, versterkt dit positieve effect zich mogelijk nog. Dat het bladgroen nog niet meebeweegt met deze trend wijst er op dat zowel voor de boom als de rupsen de sleutelfactor(-en) nog niet op orde is (zijn).

5 Doorwerking van herstelmaatregelen op bodemecologie

Naast het doel om de vitaliteit van bossen, in het bijzonder zomereiken, te verbeteren, hebben de steenmeel-addities ook tot doel het functioneren van de bosbodem te optimaliseren. Er bestaan namelijk nog duidelijke kennislacunes waar het gaat om de mogelijk positieve effecten en geringe bijwerking van lage dosis bekalking en mineralengiften op fauna en bodemleven. Binnen dit praktijkexperiment naar de effecten van toediening van steenmeel werd daarom ook onderzoek verricht naar de doorwerking op het functioneren van het bodemecosysteem, middels een tweetal additionele projecten naar de gevolgen voor bodemecologische parameters. Dit aanvullende onderzoek is gefinancierd door de provincies Noord-Brabant en Gelderland.

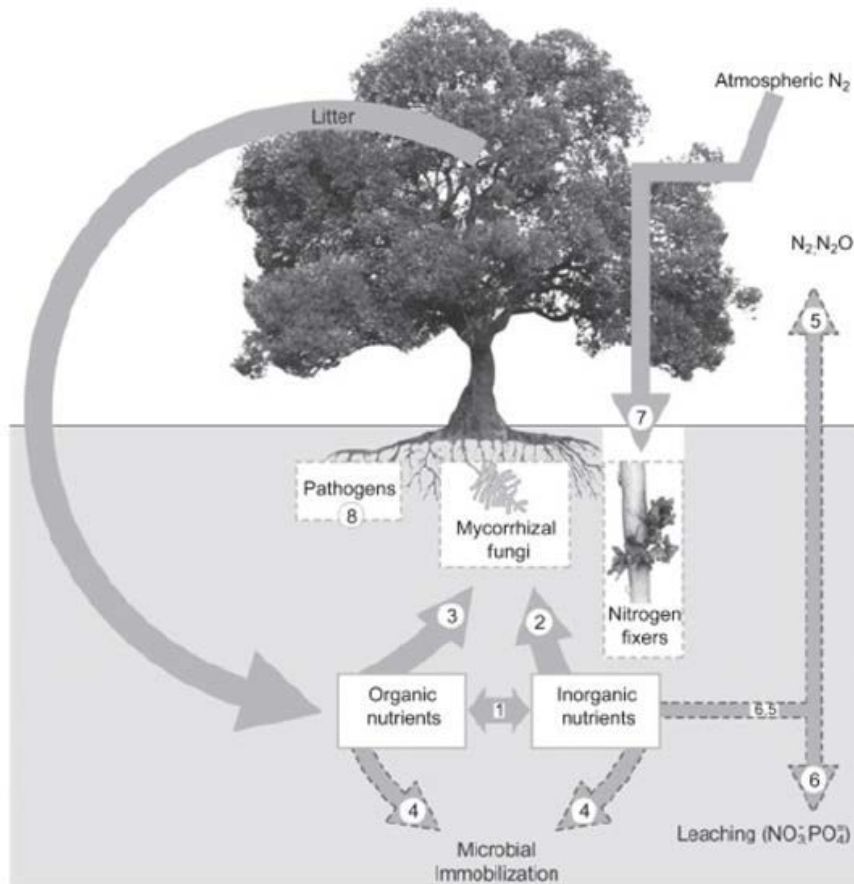
5.1 Achtergrond en doel van het onderzoek

Het bodemleven heeft een grote invloed op de plantengroei (Figuur 5.1). Direct door micro-organismen die in symbiose met de wortels leven, en indirect door vrijlevende organismen die via mineralisatie de nutriëntenkringlopen in stand houden (De Jong et al., 2015). In bossen op arme zandgrond zijn met name ectomycorrhiza onmisbaar voor de productiviteit van de planten. In deze ecosystemen is de beschikbaarheid van nutriënten gewoonlijk laag, en de meeste nutriënten zijn vastgelegd in organische verbindingen in strooisel en humus. Ectomycorrhiza kunnen nutriënten (zoals N, P, koper, ijzer en zink) uit strooisel halen via uitgebreide netwerken van schimmeldraden die nutriënten opzoeken en allerlei extracellulaire enzymen uitscheiden die organische stof afbreken. Er wordt geschat dat in nutriëntenarme systemen tot 90% van de N en P kan worden geleverd door mycorrhiza schimmels en stikstof fixerende bacteriën (Van der Heijden et al., 2008). Mycorrhiza voorzien bomen van water en nutriënten in ruil voor suikers. Ze kunnen dit veelal efficiënter dan de wortels van de bomen doordat ze in poriën kunnen dringen die voor haarwortels onbereikbaar zijn. Het totale contactoppervlak met grond van mycorrhiza kan dan ook vele malen groter zijn dan dat van de bomen zelf. Het effect is voor de bomen dan ook doorgaans gunstig. Voor de plant bestaat het voordeel uit een verhoogde opname van nutriënten, een verhoogde wateropname en een zekere bescherming tegen abiotische en biotische stress, zoals zware metalen, aluminium en pathogenen. Mycorrhiza nemen af bij toenemende beschikbaarheid van stikstof (Pennanen et al., 1999).

De indirecte effecten van het bodemleven lopen via het voedselweb van de afbrekers van organische stof (saprotrofen). Deze decomposers kunnen de plantengroei stimuleren door de afbraak van organische stof waarbij nutriënten vrijkomen (mineralisatie), maar ze kunnen de plantengroei ook remmen als de micro-organismen met de wortels concurreren en zelf de nutriënten gebruiken om te groeien, met name als er relatief veel koolstof beschikbaar is. Dan worden de nutriënten vastgelegd (geïmmobiliseerd) in de biomassa van het bodemleven, en in dode resten daarvan. Geïmmobiliseerde nutriënten worden weer gemineraliseerd wanneer de micro-organismen worden begraasd door bodemfauna, zoals protozoën, nematoden en micro-arthropoden (mijten en springstaarten). Dan komt het in de vorm van ammonium beschikbaar in de bodemoplossing. Ammonium kan door nitrificerende bacteriën worden omgezet in het veel mobilere nitraat. Dit kan door planten worden opgenomen, maar ook gemakkelijk verloren gaan door uitspoeling of door denitrificatie.

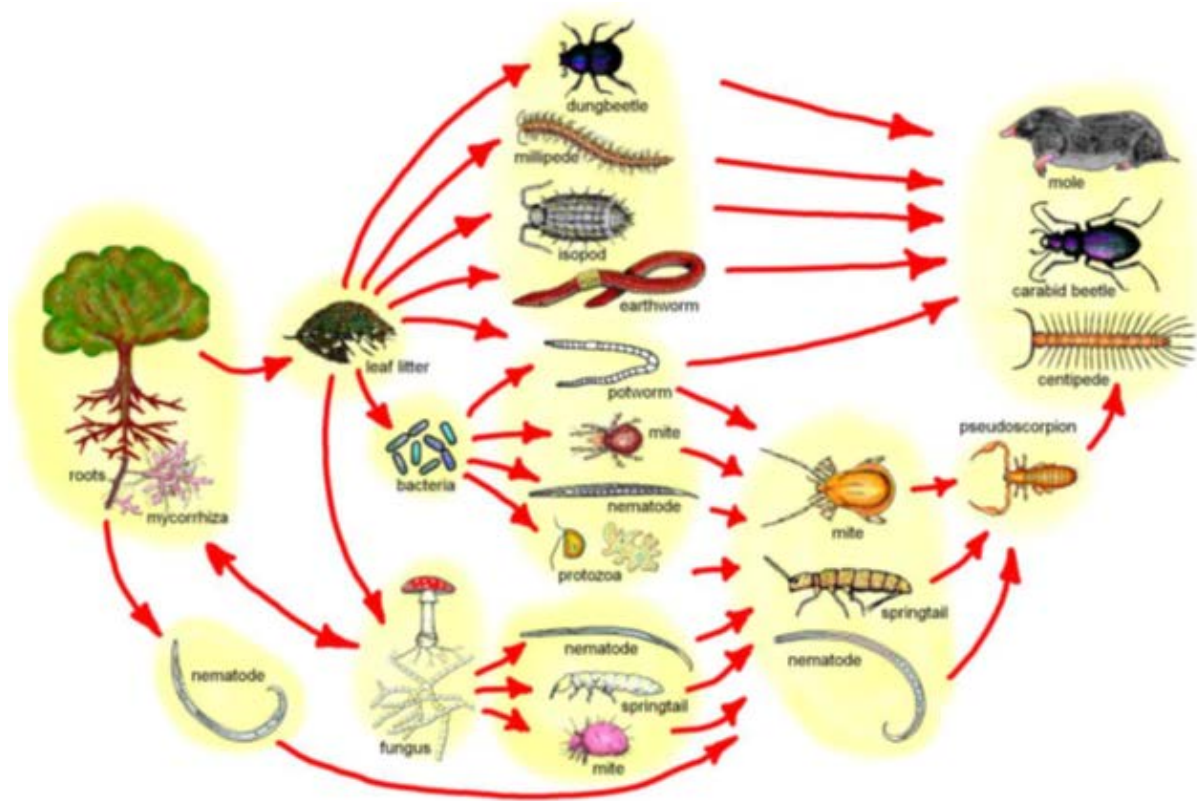
Andere routes waardoor microben de beschikbaarheid van nutriënten kunnen beïnvloeden omvatten de verwerking van minerale bodems via de uitscheiding van organische zuren, en het oplossen van verschillende vormen van neergeslagen P. Met name plantenwortels en

mycorrhiza schimmels kunnen de diepere bodemlagen exploiteren omdat ze hun koolstof (energie) van boven aangeleverd krijgen. Als deze eenmaal gevestigd zijn zullen ook de bacteriën en het bijbehorende voedselweb volgen.



Figuur 5.1 Schema van de invloed van bodemmicro-organismen op de nutriëntenvoorziening en plantengroei in natuurlijke ecosystemen. Strooisel wordt afgebroken door bacteriën en schimmels (1), die op hun beurt weer worden begrasd door bodemfauna in het voedselweb (Figuur 5.2). Hierdoor komen nutriënten beschikbaar voor opname door mycorrhiza-schimmels (2) en plantenwortels, of voor immobilisatie (vastlegging) in microbiële biomassa en recalcitrante (moeilijk afbreekbare) organische stof (4). Mycorrhiza-schimmels kunnen ook organische nutriënten opnemen en deze leveren aan hun waardplant (3). Nutriënten kunnen ook verloren gaan uit de bodem door omzetting van ammonium in gasvormige stikstof door denitrificerende bacteriën (5) of door omzetting van ammonium in nitraat door nitrificerende bacteriën (6). Nitraat is veel mobieler in de bodem en spoelt gemakkelijk uit. Stikstof-fixerende bacteriën zetten stikstof uit de lucht om in ammonium (7) en maken het beschikbaar voor plantengroei. Tenslotte zijn er de ziekteverwekkende micro-organismen die de plantengroei kunnen remmen (Van der Heijden et al., 2008).

Figure 5.1 Schematic representation showing the impact of soil microbes on nutrient acquisition and plant productivity in natural ecosystems. Plant litter is decomposed by a wide range of bacteria and fungi (1) making nutrients available for uptake by mycorrhizal fungi (2) and plant roots or immobilizing nutrients into microbial biomass and recalcitrant organic matter (4). Mycorrhizal fungi have also access to organic nutrients and deliver these nutrients to their host plants (3). Nutrients can also be lost from soil caused by denitrification of ammonium into di-nitrogen gas or nitrogen oxides by denitrifying bacteria (5) or when nitrifying bacteria facilitate nitrogen leaching by transforming ammonium into nitrate (6), which is much more mobile in soil. Nitrogen fixing bacteria transform nitrogen gas into ammonium (7), thereby making it available to plants, enhancing plant productivity. Finally, microbial pathogens attack plants and can reduce plant productivity (Van der Heijden et al., 2008).



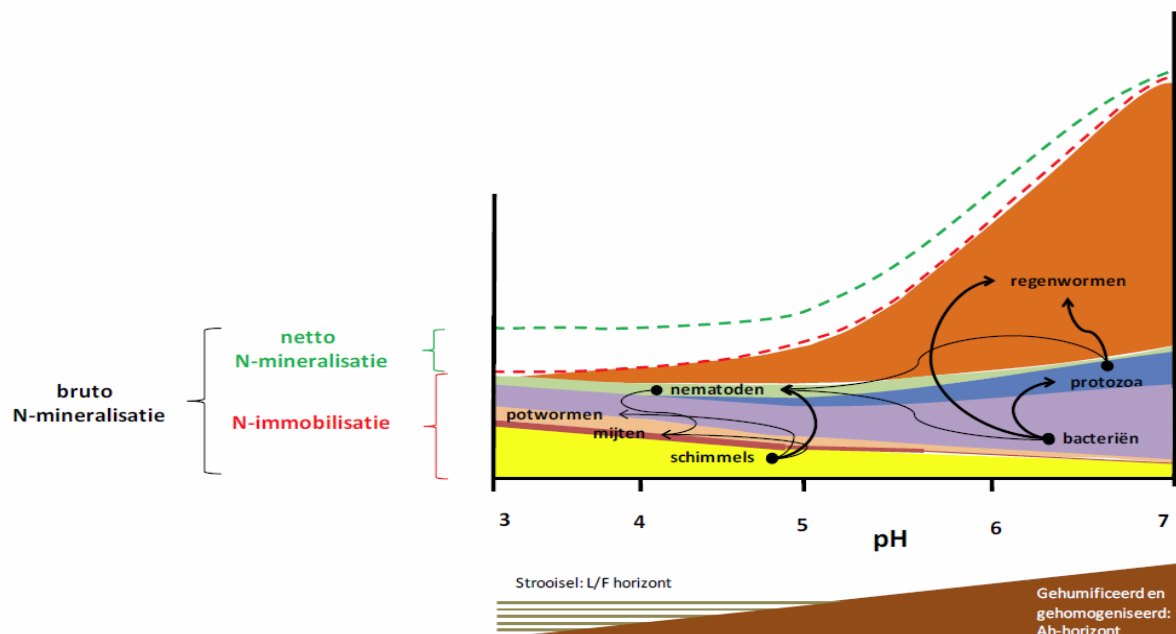
Figuur 5.2 Bodemvoedselweb (Ron de Goede, WUR, uit Rutgers et al., 2018).

Figure 5.2 Soil Food Web (Ron de Goede, WUR, from Rutgers et al., 2018).

Het bodemvoedselweb (Figuur 5.2) speelt een essentiële rol in de afbraak van organisch materiaal en het beschikbaar maken van nutriënten. De kleinste en meest talrijke organismen zijn de bacteriën met een omvang van ongeveer een micrometer (1/1000 mm). Ze komen praktisch overal voor. Door hun kleine afmetingen kunnen ze heel efficiënt nutriënten opnemen. Bacteriën nemen samen met schimmels het leeuwendeel van alle omzettingen voor hun rekening. Omdat de bodem zeer heterogeen is zijn er onnoemelijk veel gradiënten en microniches, en kan de biodiversiteit enorme proporties aannemen. Sommige bacteriën kunnen snel groeien en daardoor snel reageren op veranderingen in omstandigheden en beschikbaarheid van voedsel. De meeste bacteriën breken vooral gemakkelijk afbreekbare organische stof af. Bacteriën groeien minder snel in zure en voedselarme bodems. Schimmels vormen draden (hyfen) met een dikte van slechts enkele micrometers en een lengte van wel enkele meters. Door hun draden kunnen schimmels voedsel en water van verschillende plekken halen. Daardoor kunnen ze beter tegen drogere en voedselarme omstandigheden. Ook kunnen ze beter tegen zure bodems dan bacteriën. De groei van bacteriën neemt af bij dalende pH. Rousk et al. (2009) vonden, daarentegen, een sterke toename van de groeisnelheid van schimmels met afname van de pH van 7 naar 4. Echter, beneden de pH 4 werd ook de groei van schimmels sterk geremd. Of dit alleen aan de pH ligt is niet vast te stellen, omdat die ook altijd gepaard gaat met veranderingen in beschikbaarheid van toxische metalen, zoals aluminium, en de beschikbaarheid van organische stof. Schimmels zijn belangrijk bij de afbraak van moeilijk afbreekbare organische stof, zoals lignine. Zowel mycorrhiza schimmels als vrijlevende schimmels zijn een belangrijke voedselbron voor bodemdieren.

In het bodemvoedselweb worden twee routes onderscheiden voor de koolstof- en nutriëntenstromen, één via schimmels, fungivoren en predatoren, en één via bacteriën, bacterivoren en predatoren. Omdat fungivore nematoden, micro-arthropoden en in mindere mate potwormen kwantitatief van ondergeschikt belang zijn, lijken in zure systemen bacteriën en vooral schimmels in het bodemvoedselweb de belangrijkste N sink te vormen (Kemmers, 2012). Naarmate de omstandigheden minder zuur zijn, neemt de

schimmelinvoel af en wordt de decompositie en N mineralisatie overgenomen door bacteriën. Bacteriën worden begraasd door protozoa en nematoden. Bacteriën en protozoa worden tijdens graafactiviteit van regenwormen via het maag-darmkanaal geïnoculeerd in microhabitats van de bodem, waardoor deze microben zich kunnen uitbreiden en meer stikstof in hun biomassa zal worden vastgelegd. Onder basenrijkere omstandigheden lijkt de N transfer dus meer te verlopen via bacteriën, protozoa en wormen, waarbij regenwormen een belangrijke N sink vormen en de strooiselafbraak relatief snel verloopt bij een hoge (bruto) mineralisatie. Kemmers (2012) vond dat verzuring leidt tot een verschuiving in de stikstofbalans naar meer netto N-mineralisatie ten koste van N-immobilisatie (Figuur 5.3) en veronderstelde dat stimulering van zowel schimmels als bacteriën zal leiden tot een grotere vastlegging van N door het bodemleven.



Figuur 5.3 Schematische weergave van de N-voorraden in groepen bodemorganismen en de verschillende stikstofstromen in afhankelijkheid van de zuurgraad (pH). Verhoudingen zijn niet op schaal! De bruto N mineralisatie verbeeldt de omvang van de stikstofstroom die door afbraakprocessen deels wordt geïmmobiliseerd en deels vrijkomt. De N-immobilisatie verbeeldt de stikstof die, na vrijgekomen te zijn, weer onmiddellijk door bodemorganismen in biomassa wordt vastgelegd. De netto N mineralisatie verbeeldt de stikstofstroom die niet wordt vastgelegd door bodemorganismen en beschikbaar is voor plantaardige biomassa productie. De pijlen verbeelden de belangrijkste N stromen tussen bodemorganismen, die ontstaan door eten en gegeten worden in het bodemvoedselweb. De bron van alle omzetting is strooisel. Naarmate de pH hoger is, wordt strooisel sneller en vollediger afgebroken en blijven verteerde uitscheidingsproducten als gehumificeerde stabiele organische stof verbindingen achter die o.a. door regenwormen met minerale delen vermengd worden tot een homogene Ah horizont (Kemmers, 2012).

Figure 5.3 Schematic representation of N stocks in groups of soil organisms and the different nitrogen flows in dependence on acidity (pH). Ratios are not drawn to scale! Gross N mineralization represents the size of the nitrogen flow by decomposition processes which is partly immobilized and partly released. Nett N mineralization represents the nitrogen which is not immobilized by microorganisms and is available for plant biomass production. The arrows represent the main N flows between soil organisms caused by trophic interactions (who eats who) in the soil food web. The source of all conversions is plant litter. With increasing pH litter is decomposed faster and to a greater extent, and excreted substances remain as humified stable organic compounds which are mixed with mineral particles by earthworms into a homogeneous Ah horizon (Kemmers, 2012).

Het toedienen van steenmeel kan zowel direct (door verandering van de bodemchemische omstandigheden), als indirect (via verandering strooiselkwaliteit) de samenstelling en activiteit van het bodemleven beïnvloeden. Als de grond minder zuur wordt door toediening van steenmeel en de kwaliteit (afbreekbaarheid) van het strooisel en van de organische stof in de bodem toeneemt, dan neemt de schimmel/bacterie verhouding af en spelen bacteriën en regenwormen een grotere rol. We veronderstellen (hypothese) dat daarmee de strooiselafbraak en mineralisatie wordt versneld en de beschikbaarheid van nutriënten voor bomen en ondergroei toeneemt. Ook de omzetting van ammonium naar nitraat (nitrificatie) wordt uitgevoerd door bacteriën en wordt gestimuleerd door verhoging van de pH na bodemverzuring. Dit is van groot belang voor de vorm waarin stikstof (ammonium of nitraat) beschikbaar is voor de bomen en ondergroei, en ook voor de zuurproductie in de bodem (Bobbink et al., 2012).

In twee aanvullende onderzoeksprojecten, gefinancierd door de provincies Noord-Brabant en Gelderland, zijn de gevolgen van steenmeeltoediening in droge bossen met zomereik ook bodemecologisch gekwantificeerd, om vast te stellen welke processen of sturende factoren in de bodem beïnvloed worden door de uitgevoerde maatregel.

5.2 Onderzoeksaanpak

In 2018 zijn de volgende bodemecologische aspecten in de experimenten in het Mastbos en het nationale park de Hoge Veluwe gemeten, waarbij zowel is gekeken naar sturende factoren als sleutelprocessen:

- Ectomycorrhizabezetting van boomwortels (zomereik) en hoeveelheid fijne wortels – deze zijn van groot belang voor de opnamecapaciteit voor nutriënten (en water) door de bomen en heel gevoelig voor bodemverzuring (en de beschikbaarheid van nutriënten);
- Stikstofmineralisatiesnelheid en nitrificatiesnelheid – deze 2 processen bepalen in hoge mate de hoeveelheid stikstof die beschikbaar komt, en in welke vorm de stikstof aanwezig is;
- Verhouding schimmels/bacteriën – verwacht wordt dat deze verhouding door steenmeeltoepassing gaat veranderen in de richting van de bacteriën, deze verhouding is zeer indicatief voor de verzuringsstatus van de bodem;
- Abundantie functionele groepen mesofauna (mijten en springstaarten), de belangrijkste strooiselversnipperaars (pissebedden, miljoenpoten) en bewerkers van strooisel en belangrijkste verplaatsers van organisch materiaal in de bodem (regenwormen).

Vanaf tweede helft oktober 2018 zijn alle metingen uitgevoerd. In Tabel 5.1 zijn de metingen weergegeven en de bodemlagen waarin deze plaatsvonden. De metingen zijn uitgevoerd in de 9 proefvlakken (controle en behandelingen) in het Mastbos en de Hoge Veluwe.

Bodemfauna

De samenstelling en dichtheid van ongewervelde bodemfauna is vastgesteld voor de belangrijkste groepen, die een rol spelen in de omzetting van strooisel en humus en de vermenging van organische stof met de minerale bodem. Op de twee onderzoekslocaties waren dit regenwormen, pissebedden, miljoenpoten, springstaarten en bodemmijten. Potwormen en nematoden werden nauwelijks aangetroffen. Van de regenwormen is het totale versgewicht per monster vastgesteld. Van de groepen die een groot aandeel in de biomassa hebben en dus relatief veel bijdragen in het verloop van de nutriëntenkringloop, is de soortensamenstelling vastgesteld en een indeling in functionele groepen gemaakt. Dit betreffen de springstaarten binnen de mesofauna en de regenwormen binnen de macrofauna. Binnen de groep van de regenwormen worden bewoners van de strooisellaag (epigeïsch), ondiepe bodembewoners (endogeïsch) en diepgravende soorten (anekisch) onderscheiden, terwijl binnen de groep van de springstaarten een indeling is gemaakt van oppervlakte bewoners, strooiselbewoners en echte bodembewoners (tabel 5.4) en schimmeleeters, bacterieëters en herbivoren kunnen worden onderscheiden. Deze gegevens bieden - in combinatie met metingen aan bodemchemie, strooiselkwaliteit en de aanwezige

bacterie- en schimmelpopulatie - inzicht in het functioneren van de strooiselvertering in de bosbodem en daarmee in de veranderingen die hierin door het toedienen van steenmeel plaatsvinden.

Tabel 5.1 Metingen van bodemecologische parameters in verschillende bodemlagen in de beide steenmeel experimenten.

Table 5.1 Soil ecological parameters measured in different soil layers in both rock powder experiments.

Meting	Methode	Bodemlaag	Aantal monsters per locatie
Mesofauna	Tullgren-extractie	Strooisel, humus en bovenste deel minerale bodem	27 (negen proefvlakken, drie monsters per proefvlak)
Macrofauna	Doorzoeken bodem	Strooisel, humus en bovenste deel minerale bodem	81 (drie bodemlagen, negen proefvlakken, drie monsters per proefvlak)
Schimmel/bacterie verhouding	PLFA-techniek	Strooisel en bodem	18 (twee dieptes, negen proefvlakken)
Hoeveelheid ectomycorrhiza	Mesh bags	Bodem	9 (negen proefvlakken)
Ectomycorrhiza bezetting van de wortels	Lijn intersectiemethode	Bodem	9 (negen proefvlakken)
Hoeveelheid fijne wortels	Spoelen	Bodem	9 (negen proefvlakken)
Potentiële N mineralisatie	Aerobe incubatie	Strooisel en bodem	18 (twee dieptes, negen proefvlakken)
Nitrificatie-activiteit	Potentiële ammonium-oxiderende activiteit	Strooisel en bodem	18 (twee dieptes, negen proefvlakken)



Figuur 5.4 Opengeklapte steekbuis met monster voor analyse van de mesofaunasamenstelling.
Figure 5.4 Opened sampling tube with sample for the analysis of the mesofauna composition.

De monsters voor extractie van de bodem-mesofauna zijn verzameld met behulp van een steekbuis (zie Figuur 5.4) op 18 (Mastbos) en 22 oktober 2018 (Hoge Veluwe) en zijn op 22 oktober geplaatst in de Tullgren (of Berlese) opstelling van de Vrije Universiteit te Amsterdam. De bodemmonsters worden in deze opstelling geplaatst op een zeef boven een trechter. De monsters worden aan de bovenzijde verwarmd, terwijl de onderzijde koel is. Hierdoor bewegen de organismen zich naar beneden en komen via de trechter onder het

monster in de opvangpot terecht, waarin zij worden geconserveerd. Van de aldus verzamelde fauna zijn van alle monsters de springstaarten (Collembola) geteld en gedetermineerd, zoveel mogelijk tot soortniveau. Soorten zijn ingedeeld conform de classificatie in tabel 5.2. De aantallen mosmijten (Oribatida) zijn geteld in een (Mastbos) of twee (Hoge Veluwe) monsters per plot. Een subset van de mosmijten van het Mastbos werd tot soort gedetermineerd om een indruk te krijgen van de aanwezige soorten.

Tabel 5.2 Kenmerken van soorten en soortgroepen van springstaarten, geclassificeerd op basis van de eerst door Gisin (1943) voorgestelde onderverdeling in levensvormen.

Table 5.2 Characteristics of species and species groups of springtails, classified based on Gisin (1943).

Kenmerken Groep	Atmobios (of epedaphon)	Hemiedaphon	Euedaphon
Habitat	Hele levenscyclus op of boven de bodem (in vegetatie)	Deel van de levenscyclus op de bodem en/of hele levenscyclus in de bovenste strooisel- en humuslaag	Hele levenscyclus in de bodem; onder de strooisellaag, in donkere bodemporiën en gangen
Kleur	Gepigmenteerd, het pigment vaak onregelmatig verdeeld, zodat de dieren een tekening vertonen.	Gepigmenteerd	Vaak pigmentloos
Voedsel	Overwegend herbivore soorten, met algen, en (kost)mossen als belangrijkste voedselbron	Zowel herbivore als fungivore soorten; bij de primaire strooiselafbraak betrokken (fijner maken van humusdeeltjes, waarbij ze de fungi en bacteriën verteren)	Fungivore soorten; bij de secundaire decompositie betrokken (eten kleinere bodempartikels en leven van andere soorten schimmels dan hemiedaphon)
Grootte	Grote dieren	Gemiddelde grootte	Kleine soorten
Furca ('springstaart')	Furca sterkst ontwikkeld	Furca aanwezig	Sterk gereduceerde of ontbrekende furca
Ogen	8+8 goed ontwikkelde ogen	8+8 ogen	Gereduceerd aantal of ontbrekend
Post-antennaal orgaan (afweermecanisme tegen predators)	Ontbreekt	Aanwezig, maar vrij eenvoudig van bouw	Aanwezig en vaak complex van bouw

Voor de bodemmacrofauna zijn de monsters genomen tussen 18 oktober en 4 december 2018. Daarbij is in elk proefvak at random in triplo een kwart vierkante meter (50x50cm; Figuur 5.5) bemonsterd. De laag met los strooisel en grof organisch materiaal (OL- en OF-horizont, samen met de soms aanwezige mossen of grassen) is meegenomen naar het laboratorium. De daaronder liggende humuslaag (OH) is over dezelfde oppervlakte tot een diepte van 20 cm op locatie gesorteerd met behulp van een zeef. De monsters van de OL- en OF-horizont werden bewaard in de koeling en in het laboratorium met de hand gesorteerd in een witte bak. De wormen, miljoenpoten, pissebedden en overige macro-arthropoden zijn geconserveerd. Van de wormen is per monster het versgewicht vastgesteld met behulp van een precisiebalans.

Microbiologie en fijne wortels

De monsters voor bepaling van schimmels, bacteriën, ectomycorrhiza, fijne wortels en N mineralisatie zijn genomen op 21 en 27 november 2018 in respectievelijk het nationale park de Hoge Veluwe en het Mastbos. De monsters werden in elk proefvlak gestoken rond 6 meetbomen (A,B,C,D,E en F), bij elke boom op drie plekken op 1,3 meter van de stam, in totaal 18 steken per veldje. Met een gutsboor (2.5 cm diameter) werd gestoken tot 10 cm diepte onder de strooisellaag in de minerale bodem. De steken werden in de guts gesplitst op de overgang van organische (F) laag naar minerale bodem.



Figuur 5.5 Monsternamen voor de bodemmacrofauna.

Figure 5.5 Sampling of the soil macro fauna

Op deze wijze werden per veldje twee mengmonsters verzameld, één van de strooisellaag met variabele dikte en één van de 10 cm minerale bodem onder de organische laag. In het lab werden de monsters gezeefd over 4mm maaswijdte. De wortelmonsters werden op dezelfde wijze gestoken maar niet gesplitst en niet gezeefd.

Schimmel/bacterie verhouding

De samenstelling van de microbiële gemeenschap is gemeten d.m.v. analyse van een 25-tal PhosphoLipid Fatty Acid (PLFA) biomarkers uit de membranen van levende cellen (Frostegård et al., 1993; Heijboer et al., 2016). Dit geeft een fingerprint waarmee verschillen in microbiële gemeenschap zichtbaar worden gemaakt. De biomarkers weerspiegelen relatieve hoeveelheden schimmels en verschillende groepen bacteriën. De verhouding tussen 1 specifieke schimmel-biomarker en 10 specifieke bacterie-biomarkers (fungal/bacterial PLFA ratio) geeft een indicatie van de schimmel/bacterie verhouding. In bossen bestaat een aanzienlijk deel van de schimmels uit ectomycorrhiza, maar het onderscheid tussen ectomycorrhiza en saprotrofe schimmels kan niet eenvoudig worden gemaakt omdat ze dezelfde biomarker delen. Daarom is de hoeveelheid ectomycorrhiza met een aparte techniek gemeten.

Hoeveelheid ectomycorrhiza

Ectomycorrhiza werden gemeten met behulp van mycorrhiza ingroei gaaszakjes (ingrowth mesh bags) (Wallander et al., 2001; Weemstra et al., 2017). Hiervoor zijn aan het begin van het groeiseizoen, (4 April in Mastbos en 10 April in Hoge Veluwe), zakjes (5x2 cm) van nylon gaas (Sefar) met een maaswijdte van 37 µm in het veld geplaatst, verticaal van 7.5 tot 12.5 cm diepte, op 1.3 meter van de stam van 6 meetbomen (A,B,C,D,E en F) per proefvlak (Fig. 5.6).



Figuur 5.6 Metalen pin met vlag verbonden met mycorrhiza ingroei zakje op 1.3 meter afstand van een meetboom.

Figure 5.6 Metal pin with flag connected to mycorrhizal ingrowth mesh bags at 1.3 meter from a monitored tree.

Op deze diepte rond -10 cm lag de overgang van de strooisellaag en de minerale laag. In deze laag worden de grootste hoeveelheden mycorrhiza gevonden. De zakjes zijn gevuld met 25 gram wit zand, met de volgende korrelgrootte-verdeling op basis van gewicht: < 0.25 mm 10%, 0.25-1 mm 85%, 1-2 mm diameter 5%. Het zand is gewassen in 10% zoutzuur en gespoeld met water. Dit schone zand wordt gekoloniseerd door de hyfen (schimmeldraden) van ectomycorrhiza die vanuit de wortels de zakjes in groeien op zoek naar mineralen. Wortels passen er niet door, en saprotrofe schimmels groeien er niet of nauwelijks in omdat er geen organische stof in zit. Na ruim een half jaar werden eind november de zakjes opgegraven en werd 1 mengmonster per proefvlak samengesteld. Hierin werden de hoeveelheden schimmel-PLFA gemeten als maat voor de hoeveelheid ectomycorrhiza. Verdeeld over 18 veldjes werden in totaal 108 mycorrhiza ingroeizakjes geplaatst, via een nylon touwtje verbonden met een metalen pin om ze terug te kunnen vinden. We vonden 102 terug, 6 waren verloren gegaan. Dit verlies was voorzien, op 1 veldje vonden we 4 zakjes terug, op 5 veldjes 5 en op de rest alle 6.

In het najaar van 2018 zijn de zakjes weer opgegraven (21 november Hoge Veluwe en 27 november Mastbos) voor de bepaling van de ectomycorrhiza bezetting en zijn de bodemonsters verzameld voor de bepaling van de overige parameters.

Ectomycorrhiza bezetting van de wortels.

Hierbij werden wortels uit grondmonsters schoongespoeld en onder een stereomicroscop gelegd. Vervolgens is de aan- of afwezigheid van schimmeldraden op 100 wortelpunten geteld. Dit geeft het percentage wortels die geïnfecteerd zijn met ectomycorrhiza. Naast deze relatieve bezetting werd ook het aantal infecties per gram wortelmateriaal bepaald.

Hoeveelheid fijne wortels.

Dit is bepaald via het drooggewicht van de wortels die uit een bekend aantal stekken (18 per proefvlak) met de gutsboor (2.5 cm diameter) zijn uitgespoeld. Dit geeft de wortelmasa in kg per m². Tijdens het spoelen werden wortels >5mm diameter verwijderd.

Potentiële N mineralisatie en potentieel mineraliseerbare N

De potentiële N mineralisatie is gemeten op basis van de toename in minerale N gedurende 6 weken aerobe incubatie bij 20°C (Bloem et al., 1994). Dit is een maat voor de netto mineralisatie, die beschikbaar kan komen voor de plant. Daarnaast is de potentieel mineraliseerbare N gemeten (1 week anaerobe incubatie bij 40°C) als maat voor de voorraad labiele N in gemakkelijk afbreekbare organische stof (Keeny and Nelson, 1982; Canali and Benedetti, 2006). Een deel daarvan kan beschikbaar komen voor de plant, maar bovendien bevat deze pool stikstof die is vastgelegd (geïmmobiliseerd) in microbiële biomassa en organische resten. Mineraliseerbare N wordt veel gebruikt als maat voor bodemvruchtbaarheid en laat veranderingen veel sneller zien dan de veel grotere en tragere hoeveelheid totaal N in de bodem. Mineraliseerbare N wordt ook wel gezien als de bruto mineralisatie, en de verhouding N mineralisatie/mineraliseerbare N is een maat voor N-immobilisatie en de beschikbaarheid voor planten (Kemmers et al., 2013). Bij een hogere verhouding wordt minder vastgelegd en komt meer beschikbaar voor de planten.

Nitrificatie-activiteit

De potentiële ammonium-oxiderende activiteit (PAA) is een methode die een schatting geeft van de activiteit van ammonium-oxiderende organismen in de bodem. In november 2018 werd in ieder proefvlak een monster verzameld van de F-laag en de bodem op 0-10 cm diepte, waarbij een monster bestaat uit een mengmonster gemaakt van vijf boringen. De bodem werd in het laboratorium gemengd met een gebufferd medium ($C_8H_5KO_4$), werd stikstof in de vorm van ammonium toegevoegd en werd het medium tot de pH in de veldsituatie gebracht. Deze bodemslurries werden continue geschud en in een donkere ruimte bewaard bij een temperatuur van 27 graden Celsius. Vervolgens werd op $t=0, 2, 4, 6, 8, 24, 30$ en 52 uur een monster verzameld waaraan de concentratie nitraat (NO_3) + nitriet (NO_2) werd gemeten op een auto-analyzer. Na iedere monsternamen werd de pH weer tot veldsituatie gebracht. De potentiële ammonium-oxiderende activiteit werd berekend door de verandering in de concentratie NO_3+NO_2 in de tijd, door middel van een lineaire regressie. De richtingscoëfficiënt van de regressielijn is een maat voor de potentiële ammonium-oxiderende activiteit van de bodem, als indicatie voor de nitrificatie-activiteit. In het kader van de PAA-metingen werd ook bodemchemische metingen verricht aan de F-laag, 0-5 en 5-10 cm minerale bodemlaag (Box 1).

5.3 Resultaten

Mesofauna: Springstaarten en mosmijten

De gemiddelde aantallen mosmijten en springstaarten verschilden niet significant tussen de behandelingen en beide onderzoeksgebieden (Figuur 5.7). Wel is opmerkelijk dat in beide gebieden het gemiddelde aantal mosmijten het hoogst was in de controle plots en het laagst in de plots met toevoeging van Eifelgold, terwijl bij de springstaarten het gemiddelde aantal het hoogst was in de plots die behandeld zijn met Eifelgold.

De springstaarten vormden in de monsters in biomassa de belangrijkste groep binnen de mesofauna. Aaltjes werden vrijwel niet aangetroffen. De springstaarten zijn zo veel mogelijk tot soort gedetermineerd, waarna de soortensamenstelling verder is geanalyseerd. Totaal werden tenminste 36 soorten springstaarten vastgesteld, waarvan 28 in het Mastbos en 34 op de Hoge Veluwe. In de steekproef van 9 monsters van het Mastbos werden tenminste 23 soorten mosmijten gezien. Het aantal soorten springstaarten per monster was in het Mastbos met gemiddeld 7,6 tot 9,1 iets lager dan in de plots van het nationale park de Hoge Veluwe (10,9 tot 12,0); een verschil van 3 soorten, maar dit verschilde niet tussen de steenmeelbehandelingen. Het aantal soorten en ook de aantallen individuen van springstaarten ligt in de range van wat in andere bosvakken met Zomereik in 2016 is gevonden in het project 'Biodiversiteit Brabantse Bossen' (Van den Berg et al. 2018).

Box 1. Steenmeeleffecten in verschillende bodemlagen

Het opladen van het adsorptiecomplex met basen (Ca, K en Mg) is één van de hoofddoelstellingen van het opbrengen van steenmeel. Het steenmeel werd begin 2016 aangebracht op de strooisellaag. Deze strooisellaag wordt maar langzaam afgebroken en nauwelijks door de bodem gemengd. Daarnaast bevindt een groot deel van het bodemleven zich in de organische F-laag en ondiepe minerale bodem. Daarom werd in februari 2018 en 2019 ook de bodemchemie in ieder proefvlak (mengmonster) gemeten in verschillende bodemlagen (F-laag en de minerale bodem op 0-5 en 5-10 cm diepte).

In Tabel Box 1 en 2 zijn de resultaten van de belangrijkste parameters weergegeven, waarbij de twee jaren samengenomen werden. De concentraties werden met behulp van de bodemdichtheid en de dikte van de betreffende laag omgerekend naar mol of equivalenten per ha.

F-laag

In de F-laag werd een hogere basenverzadiging gemeten in de behandeling met Eifelgold van circa 57% in NPHV ten opzichte van 47% in de controle. De bodem-pH (NaCl) nam in beide onderzoeklocaties significant toe in de behandeling met Eifelgold en Lurgi/Soilfeed van 2,9 naar 3,3-3,6 eenheden. In NPHV werd een hogere uitwisselbare K-concentratie gemeten in de behandeling met Eifelgold van 463 mol/ha ten opzichte van 337 mol/ha in de controle. Ook de beschikbare kaliumconcentratie nam hier toe in de met Eifelgold behandelde proefvlakken. In de proefvlakken in het Mastbos werd geen duidelijk effect gevonden van de steenmeeltoedieningen op het kaliumgehalte in de F-laag. De concentratie uitwisselbaar Mg nam significant toe na toediening van Eifelgold in beide onderzoeklocaties, net als de concentratie beschikbaar Mg. Opvallend was de afname in de concentratie Mg (uitwisselbaar en beschikbaar) in de met Lurgi/Soilfeed behandelde proefvlakken. Dit was echter alleen in de proefvlakken in het NPHV het geval, in het Mastbos werd deze afname niet gemeten. Er werd geen significante toename van uitwisselbaar Ca gemeten na steenmeeltoediening.

De concentratie uitwisselbaar aluminium nam op beide onderzoeklocaties significant toe in de F-laag in de behandelingen met Eifelgold en Lurgi/Soilfeed van 97-320 tot 897-1289 mol/ha. Beide steenmelen bevatten veel aluminium (Tabel 4.1). Ook de beschikbare aluminiumconcentratie in de bodem was significant hoger in de behandelingen met steenmeel. Echter, deze concentraties zijn veel lager (<100 mmol/ha) dan de beschikbare calciumconcentraties in de bodem (>1400 mol/ha).

De concentratie $\text{PO}_4\text{-H}_2\text{O}$ in de F-laag was significant hoger in de behandeling met Eifelgold in beide onderzoeklocaties vergeleken met de onbehandelde controle. Zowel in de behandeling met Eifelgold als Lurgi/Soilfeed werden lagere concentraties NH_4 gemeten (significant in Mastbos) dan in de controle. Er werd in de F-laag geen toename van de $\text{NO}_3\text{-}$ concentratie gemeten, mogelijk is een deel opgenomen of uitgespoeld naar diepere bodemlagen (>10 cm).

Tabel Box 1. Bodem-pH en uitwisselbare concentraties in mol/ha, CEC in keq/ha en basenverzadiging in % per bodemlaag, behandeling en locatie (gemiddelde van 2018 en 2019). Dik gedrukt is significant ($p < 0,05$) verschillend t.o.v. de controle, onderstreept geeft een trend ($0,05 < p < 0,1$) weer.

Table Box 1. Soil-pH and exchangeable concentrations in mol/ha, CEC in keq/ha and base saturation in % per layer, treatment and location (average of 2018 and 2019). Bold means significantly ($p < 0,05$) different from control, underscore means a trend ($0,05 < p < 0,1$).

		Mastbos			Veluwe		
		Controle	Eifelgold	Lurgi	Controle	Eifelgold	Lurgi
F-laag	CEC (keq/ha)	17,6	16,1	16,9	15,0	15,1	12,5
	BV (%)	56	<u>63</u>	61	47	57	48
	Bodem-pH (NaCl)	2,9	3,4	3,3	2,9	3,6	3,4
	Uitwisselbaar Ca (mol/ha)	3490	3139	3814	2503	2566	2176
	Uitwisselbaar K (mol/ha)	449	462	602	337	<u>463</u>	380
	Uitwisselbaar Mg (mol/ha)	1201	1735	1013	865	1539	<u>679</u>
	Uitwisselbaar Al (mol/ha)	97	897	904	320	1289	1178
0-5 cm	CEC (keq/ha)	25,0	23,5	26,9	21,7	23,4	21,5
	BV (%)	18	19	21	20	27	23
	Bodem-pH (NaCl)	2,8	2,8	2,8	3,0	3,0	3,0
	Uitwisselbaar Ca (mol/ha)	1636	1498	2086	1559	1921	1689
	Uitwisselbaar K (mol/ha)	212	129	334	370	<u>692</u>	502
	Uitwisselbaar Mg (mol/ha)	545	631	599	536	<u>929</u>	622
	Uitwisselbaar Al (mol/ha)	1902	2104	2173	1828	1949	1792
5-10 cm	CEC (keq/ha)	26,1	24,3	26,9	17,1	18,8	16,0
	BV (%)	9	10	10	10	<u>12</u>	11
	Bodem-pH (NaCl)	2,9	2,9	2,9	3,3	3,2	3,3
	Uitwisselbaar Ca (mol/ha)	793	838	906	497	623	479
	Uitwisselbaar K (mol/ha)	102	72	101	322	400	381
	Uitwisselbaar Mg (mol/ha)	291	342	306	199	270	216
	Uitwisselbaar Al (mol/ha)	3888	3468	4169	3109	3366	2798

0-5 cm bodemlaag

Ook in de 0-5 cm bodemlaag was de basenverzadiging significant hoger in de behandeling met Eifelgold maar alleen in het in NPHV met 27% ten opzichte van 20% in de controle. Er werd in beide terreinen (nog) geen effect op de bodem-pH gemeten in deze bodemlaag. De concentratie uitwisselbaar en beschikbaar Ca was significant hoger in de met Lurgi/Soilfeed behandelde proefvlakken in het Mastbos, maar niet in de proefvlakken in het NPHV. Er werden geen effecten op de uitwisselbare K-concentratie gemeten in deze bodemlaag, wel was de beschikbare K-concentratie in het Mastbos lager in de behandeling met Eifelgold. In het NPHV werd zowel in de uitwisselbare als plantbeschikbare Mg-concentratie een toename gemeten in de behandeling met Eifelgold, dit patroon was niet zichtbaar in de proefvlakken in het Mastbos. Er werden geen effecten van Eifelgold of Lurgi/Soilfeed gemeten op de PO_4 - en stikstofconcentraties in de 0-5 cm bodemlaag.

5-10 cm bodemlaag

In de 5-10 cm bodemlaag werden bijna nauwelijks effecten van Eifelgold of Lurgi/Soilfeed gemeten. Wel was de basenverzadiging in de met Eifelgold behandelde proefvlakken in het NPHV hoger dan de controle (12% tegen 10%). Ook de beschikbare Mg-concentratie was in deze proefvlakken hoger dan gemeten in de controle. In het Mastbos werd in de met Eifelgold behandelde proefvlakken een lagere NO_3 -concentratie gemeten in de 5-10 cm bodemlaag vergeleken met de onbehandelde controle.

Tabel Box 2. Beschikbare concentraties in mol/ha, per bodemlaag, behandeling en locatie (gemiddelde van 2018 en 2019). Dik gedrukt is significant ($p < 0,05$) verschillend t.o.v. de controle, onderstreept geeft een trend ($0,05 < p < 0,1$) weer.

Table Box 2. Available concentrations in mol/ha, per layer, treatment and location (average of 2018 and 2019). Bold means significantly ($p < 0,05$) different from control, underscore means a trend ($0,05 < p < 0,1$).

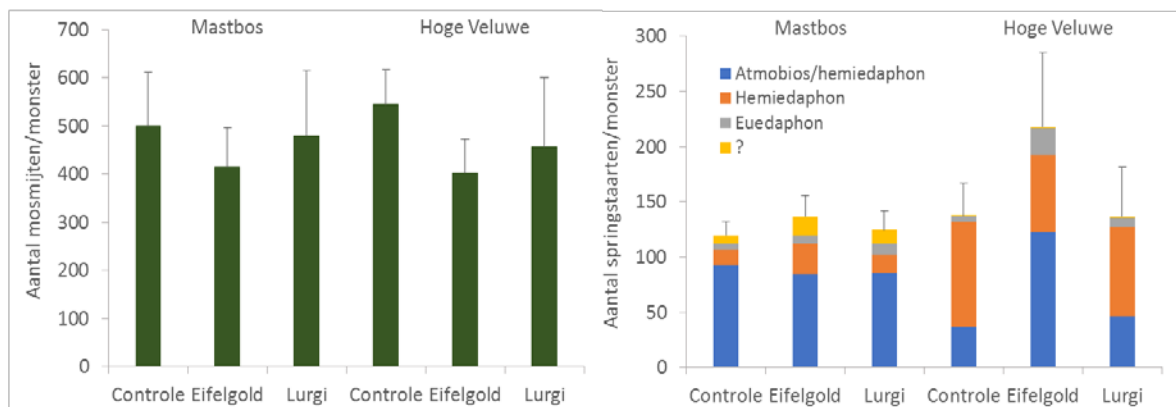
		Mastbos			Veluwe		
		Controle	Eifelgold	Lurgi	Controle	Eifelgold	Lurgi
F-laag	Beschikbaar Ca (mol/ha)	2193	1665	2427	1685	1475	1401
	Beschikbaar K (mol/ha)	556	524	615	426	620	462
	Beschikbaar Mg (mol/ha)	1213	1583	1030	833	1523	<u>681</u>
	Beschikbaar Al (mol/ha)	13	84	79	42	100	124
	PO ₄ -H ₂ O (mol/ha)*	35	<u>69</u>	45	7,6	21,7	5,7
	NO ₃ -NaCl (mol/ha)	44	40	61	31	24	30
	NH ₄ -NaCl (mol/ha)	321	200	179	341	270	216
0-5 cm	Beschikbaar Ca (mol/ha)	1330	1238	1645	1123	1542	1221
	Beschikbaar K (mol/ha)	475	<u>392</u>	544	487	631	571
	Beschikbaar Mg (mol/ha)	520	634	570	493	966	551
	Beschikbaar Al (mol/ha)	710	669	688	685	550	566
	PO ₄ -H ₂ O (mol/ha)*	26	15	20	5,8	6,8	3,8
	NO ₃ -NaCl (mol/ha)	133	<u>97</u>	132	40	30	27
	NH ₄ -NaCl (mol/ha)	78	54	70	235	265	231
5-10 cm	Beschikbaar Ca (mol/ha)	591	591	699	336	423	309
	Beschikbaar K (mol/ha)	376	362	390	378	445	445
	Beschikbaar Mg (mol/ha)	218	260	221	146	<u>222</u>	162
	Beschikbaar Al (mol/ha)	1496	1277	1434	1182	1202	1051
	PO ₄ -H ₂ O (mol/ha)*	34	23	19	0,5	1,7	0,9
	NO ₃ -NaCl (mol/ha)	110	82	98	25	17	20
	NH ₄ -NaCl (mol/ha)	81	47	63	159	166	136

* alleen in 2019 gemeten

Conclusies

De gevonden patronen en effecten van de steenmeeltoedieningen komen in grote mate overeen met die gevonden in de "basis" metingen zoals beschreven in H4. Wel blijkt dat de grootste verschillen werden gemeten in de organische toplaag (F-laag) en de effecten van de opgebrachte steenmelen (nog) in mindere mate in de minerale bodemlagen meetbaar zijn. Voor het bodemleven is met name de toename in het beschikbare P-gehalte gemeten in de F-laag relevant in de met Eifelgold behandelde proefvlakken in het NPHV en de afname in de NH₄-concentratie in F-laag in de met Eifelgold en Lurgi/Soilfeed behandelde proefvlakken in het Mastbos.

De bemonstering van de steenmeelexperimenten in het Mastbos en het nationale park de Hoge Veluwe vond plaats na de bijzonder droge zomer van 2018. Extreme condities kunnen de soortensamenstelling sterk beïnvloeden (Siepel 1996). Vergelijking van de soortensamenstelling en aantallen springstaarten in dezelfde bosvakken in het bomenpark te Heesch tussen najaar 2016 en najaar 2018 geeft de indicatie dat de bijzonder droge zomer van 2018 hier in elk geval geen dominante invloed heeft gehad (gegevens Stichting Bargerveen). Ook de aantallen en soorten mosmijten in het Mastbos en het nationale park de Hoge Veluwe vertonen behoorlijke overeenkomst met in 2016 onderzochte bosvakken met Zomereik. Hierbij kan opgemerkt worden dat het hier gaat om droge bossen, waar in de strooisellaag en ondiepe bodem jaarlijks droogte optreedt, ook in niet extreme jaren. Bij de springstaarten zijn in het Mastbos en het nationale park de Hoge Veluwe nauwelijks echte bodembewoners (euedaphon; Figuur 5.7) aangetroffen in de monsters van vooral de strooisel- en humuslaag. Verreweg de meeste individuen zijn soorten die in de vegetatie of aan de oppervlakte leven (atmobios en hemiedaphon) en veelal beter kunnen omgaan met droge perioden dan dieper in de bodem levende soorten.



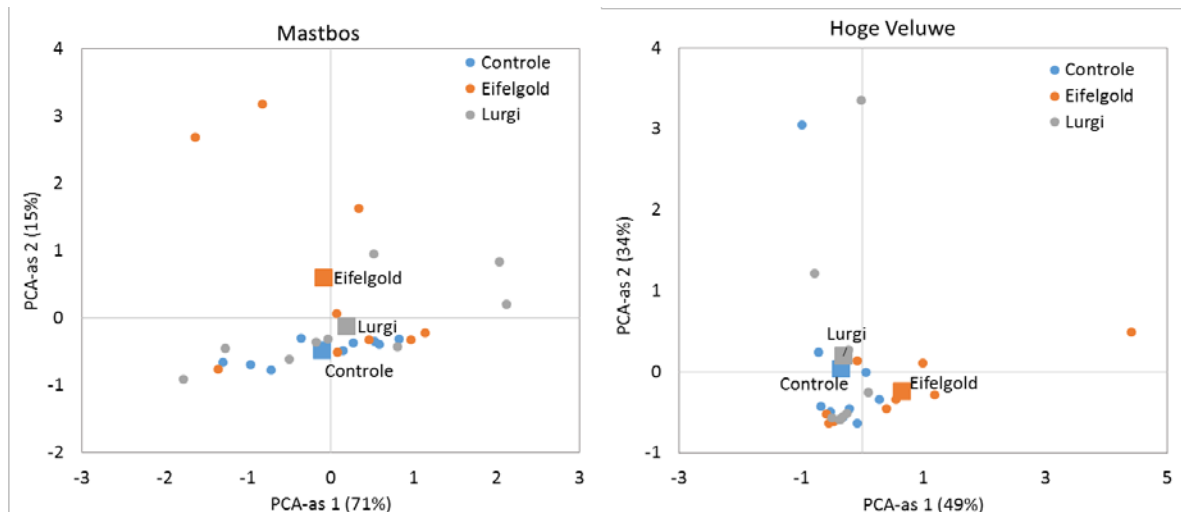
Figuur 5.7 Gemiddeld (+SE) aantal mosmijten (links) en springstaarten (rechts) in de plots van het steenmeelexperiment in het Mastbos en de Hoge Veluwe. De springstaarten zijn onderverdeeld in de groepen zoals vermeld in Tabel 5.2.

Figure 5.7 Average number (+SE) of moss mites (left) and springtails (right) and number of springtail species (right) in the experimental plots in Mastbos and Hoge Veluwe. The springtails are classified in the groups presented in Table 5.2.

De soortensamenstelling en aantallen springstaarten verschilden op het nationale park de Hoge Veluwe veel sterker tussen de monsters, ook binnen de proefvlakken met eenzelfde behandeling, dan in het Mastbos. De terreinsituatie in het Mastbos oogt inderdaad meer eenvormig vanwege de vrij homogene bedekking met Adelaarsvaren. Wel indiceerden de aantallen mosmijten -en ook de regenwormen- het bestaan van een gradiënt van noord naar zuid. De dominantie van Adelaarsvaren kan een oorzaak zijn voor het relatief lage aantal soorten en de dominantie van één soort springstaart (*Lepidocyrtus lanuginosus*). Het zeer talrijk zijn van *Lepidocyrtus lanuginosus* in meerdere monsters van de Eifelgold-behandeling zorgde ook in belangrijke mate voor het relatief hoge gemiddelde voor Eifelgold op de Hoge Veluwe. De soort *Pseudisotoma sensibilis* was daarentegen talrijker in enkele monsters van de controle en Lurgi-behandeling. Dit was echter geen duidelijke trend die als een mogelijke respons op de steenmeelbehandeling kan worden geduid. Binnen elk proefvlak van het nationale park de Hoge Veluwe zijn strooisel, polletjes gras en moskussens aanwezig. Bij de monsternamen is binnen elke proefvlak steeds een monster gestoken in een polletje gras, een moskussen en een plek met strooisel. Met behulp van een principale componentenanalyse (PCA) is nagegaan welk aandeel van de variatie in de soortensamenstelling van de springstaarten verklaard kan worden door de steenmeelbehandelingen. Vanwege de duidelijke verschillen in soortensamenstelling tussen de beide onderzoeksgebieden, zijn de PCA's uitgevoerd voor de gebieden afzonderlijk (Figuur 5.8). In het geval van het nationale park de Hoge Veluwe kan de binaire variabele "Eifelgold" significant ($p=0,02$) 11,7% van de variatie in soortensamenstelling verklaren; dit is een kwart van de variatie die de eerste

PCA-as kan verklaren. De binaire variabelen voor de twee andere behandelingen (lurgi, controle), maar ook de variabelen voor type bodembedekking (mos, gras, strooisel) dragen minder dan 5% en niet significant bij aan het verklaren van de variatie in soortensamenstelling. In het geval van het Mastbos verklaren de behandelingen minder dan 5% en niet significant de variatie in de soortensamenstelling.

De classificatie van de waargenomen soorten springstaarten (naar Tabel 5.2; Figuur 5.7) en mosmijten (naar Siepel & De Ruiter-Dijkman 1993 en pers. med. H. Siepel) in functionele groepen en voedselstrategieën toont geen verschillen tussen de behandelingen. Bij de mosmijten domineren de (herbo)fungivore grazers of secundaire decomposers in alle behandelingen, evenals eerder in andere bosvakken met Zomereik werd vastgesteld. Overall zien we bij de mesofauna tot nu toe dus geen duidelijke veranderingen in de samenstelling optreden als gevolg van het toedienen van steenmeel.



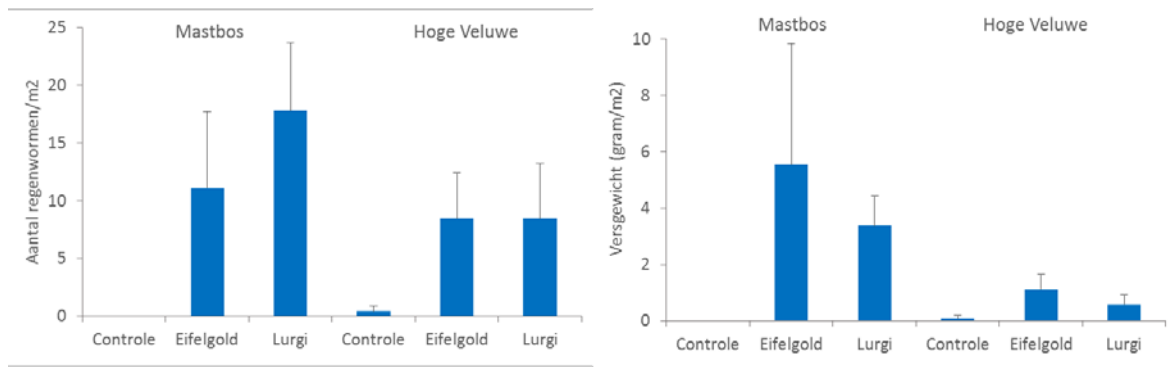
Figuur 5.8. Plots van de principale componentenanalyse van de soortensamenstelling van de springstaarten in het Mastbos (links) en het nationale park de Hoge Veluwe (rechts). De vierkanten geven de centroiden weer van de behandelingen. De verklaarde variatie is vermeld bij de assen.

Figure 5.8 Plots of the principal components analysis of the species composition of springtails in the Mastbos (left) and the Hoge Veluwe (right). The squares represent the centroids of the treatments. The explained variation is mentioned at the axes.

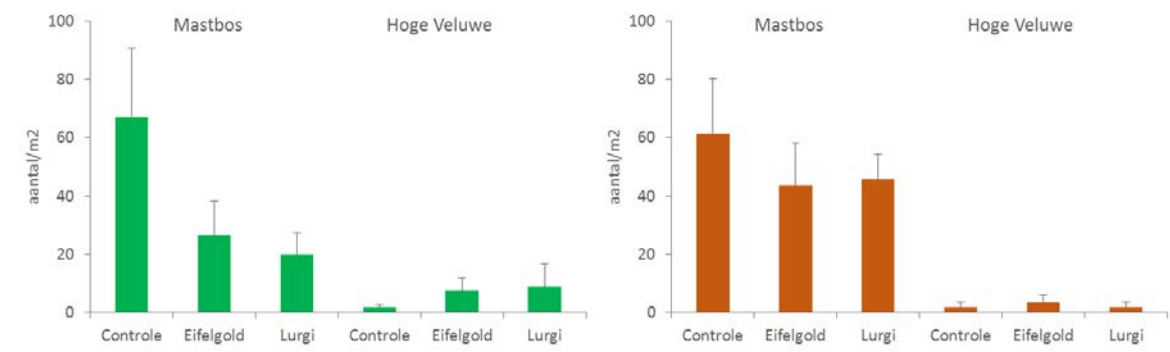
Macrofauna: Regenwormen, pissebedden, miljoenpoten

De regenwormen zijn in het Mastbos en het nationale park de Hoge Veluwe significant ($p < 0,05$) talrijker in de proefvlakken die met steenmeel zijn behandeld dan in de controle (Figuur 5.9). Daarbij is er geen verschil tussen Eifelgold en Lurgi. Het versgewicht van de regenwormen in het Mastbos is hoger dan op de Veluwe, maar dit is alleen statistisch significant voor Lurgi (Figuur 5.9). Er is na drie groeiseizoenen nog geen significante toename van bacteriën en schimmels in het strooisel of de bodem vastgesteld (zie vervolg van dit hoofdstuk), maar de stijging van de pH en basenbezetting in het strooisel en de F-laag lijken binnen drie groeiseizoenen na het toedienen van steenmeel al gunstig uit te pakken voor de regenwormen.

Op beide locaties zijn 3 soorten regenwormen gevonden: de meeste exemplaren behoren tot de aan de oppervlakte levende soort *Lumbricus rubellus* en daarnaast enkele exemplaren van *Bimastos rubidus* en één *Dendrobaena octaedra*. De niet op soort te determineren juvenielen behoren tot dezelfde drie geslachten. Er zijn geen diepgravende (anekische) regenwormen gevonden.



Figuur 5.9. Gemiddelde aantal regenwormen (links) en versgewicht (rechts) per m² in het Mastbos en op de Hoge Veluwe. Foutbalken geven de standaardfout weer.



Figuur 5.10. Gemiddelde aantal miljoenpoten (links) en pissebedden (rechts) per m² in het Mastbos en op de Hoge Veluwe. Foutbalken geven de standaardfout weer.

De miljoenpoten zijn in het Mastbos significant minder talrijk in de met steenmeel behandelde proefvakken. De aantallen pissebedden vertonen geen significante verschillen, al komt de trend overeen met die van de miljoenpoten. Miljoenpoten en mogelijk ook pissebedden lijken dus negatief te reageren op het toedienen van steenmeel. Of het hierbij gaat om een direct of indirect effect van steenmeel op deze dieren, is niet bekend en verdient nader onderzoek. Het is niet uit te sluiten dat het toegediende steenmeel na opname door deze bodemfauna negatief werkt in het spijsverteringsstelsel. In de proefvlakken op het nationale park de Hoge Veluwe zijn de aantallen pissebedden en miljoenpoten significant lager dan in het Mastbos ($p < 0,05$; Figuur 5.10) en hier zijn ook geen significante verschillen te constateren tussen de behandelingen. Het patroon in de aantallen miljoenpoten en pissebedden komt overeen met het (weliswaar niet significante) patroon in de hoeveelheid PLFA van schimmels in de strooisellaag (Figuur 5.11). Het voedsel van miljoenpoten en pissebedden bestaat voornamelijk uit schimmels, afbrekend blad (met daarop levende schimmels en bacteriën) en afgestorven wortels. De toename van fijne wortels bij de Eifelgold-behandeling (Figuur 5.13) is in elk geval op korte termijn nog niet gunstig voor deze detritivoren; het gaat hier immers nog om levende wortels. Pas na verloop van een aantal jaren, wanneer mogelijk een hogere biomassa afgestorven wortels en calcium-rijker blad voor deze dieren beschikbaar komt, zou steenmeel een positief effect kunnen gaan sorteren.

Schimmels, bacteriën en de schimmel/bacterie verhouding

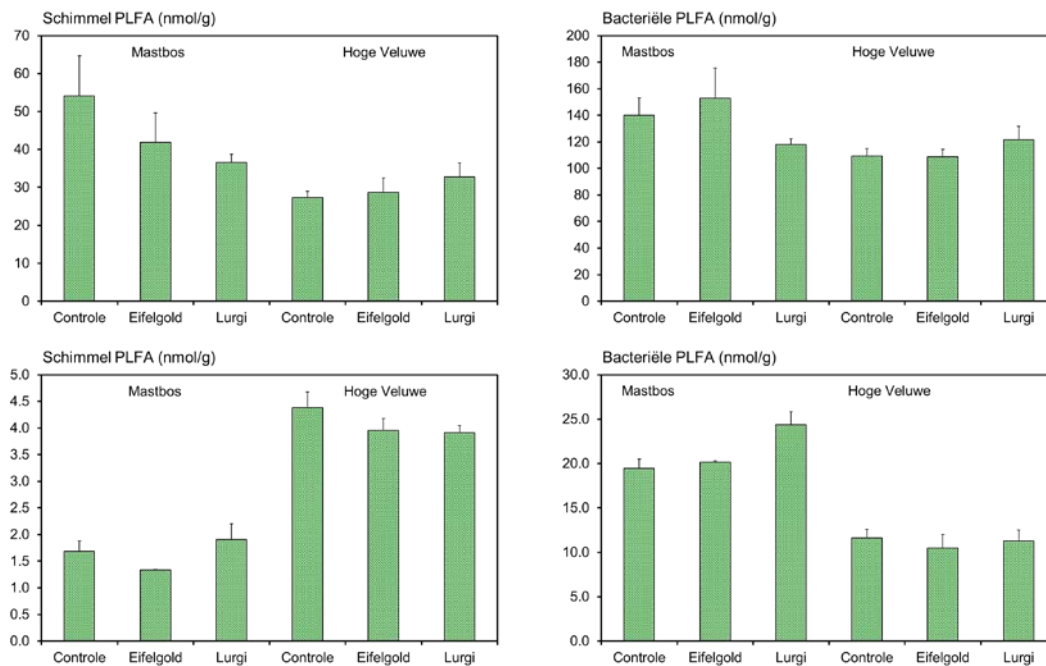
De hoeveelheden schimmels en bacteriën in de strooisellaag van het Mastbos en het nationale park de Hoge Veluwe verschilden niet significant. Daaronder echter in de minerale bodem (0-10 cm) was de hoeveelheid schimmels in het nationale park de Hoge Veluwe meer dan twee keer groter dan in het Mastbos ($P < 0.001$) (Figuur 5.11).

De bacteriebiomassa vertoonde het omgekeerde beeld en was twee keer zo hoog in het Mastbos als in het nationale park de Hoge Veluwe ($P < 0.001$). Daardoor was de

schimmel/bacterie PLFA verhouding in de bodem van het nationale park de Hoge Veluwe ruim 4 maal zo hoog als in het Mastbos (0.38 vs. 0.09). Het steenmeel had drie groeiseizoenen na toediening geen significant effect op de biomassa's van zowel schimmels als bacteriën en de schimmel/bacterieverhouding. Dit geldt zowel de strooisellaag als de minerale bodem op beide locaties. In het algemeen zijn de hoeveelheden schimmels en bacteriën ongeveer 10x hoger in de strooisellaag dan in de minerale bodem (Figuren 5.14 en 5.17).

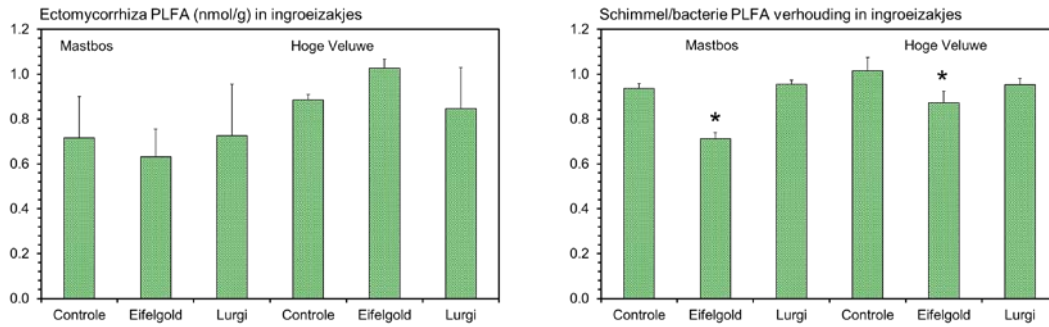
In de bodem- en strooisel monsters kan geen onderscheid worden gemaakt tussen saprotrofe schimmels die leven van dood organisch materiaal en ectomycorrhiza schimmels die in symbiose leven met de boomwortels. In de ingroeizakjes die werden geplaatst op de overgang van strooisellaag naar minerale bodem zit schoon zand zonder organische stof. Hierin groeien vrijwel uitsluitend ectomycorrhiza schimmeldraden naar binnen, en er komen ook bacteriën in.

In de zakjes was de schimmel/bacterie verhouding rond de 1 (Figuur 5.12). Dit is aanzienlijk hoger dan in strooisel (0.35) en bodem (0.08-0.38). Na 7 maanden (begin april-eind november 2018) vonden we geen verschillen tussen de locaties maar wel een effect van steenmeel op de schimmel/bacterie verhouding in de ingroeizakjes. Deze was lager met Eifelgold ($P=0.032$) (Figuur 5.12). Dit kan een aanwijzing zijn voor een bemestingseffect. Maar nog niet overtuigend, want er was geen effect op de hoeveelheden ectomycorrhiza schimmels (Figuur 5.12) en bacteriën.



Figuur 5.11 Hoeveelheden schimmels (links) en bacteriën (rechts) in de strooisellaag (boven) en 0-10 cm minerale bodem (onder) van het Mastbos en de Hoge Veluwe. Gemiddelden met foutbalken, $n=3$.

Figure 5.11 Amounts of fungi (left) and bacteria (right) in the litter layer (above) and 0-10 cm mineral soil (below) at Mastbos and Hoge Veluwe. Bars indicate standard error, $n=3$.

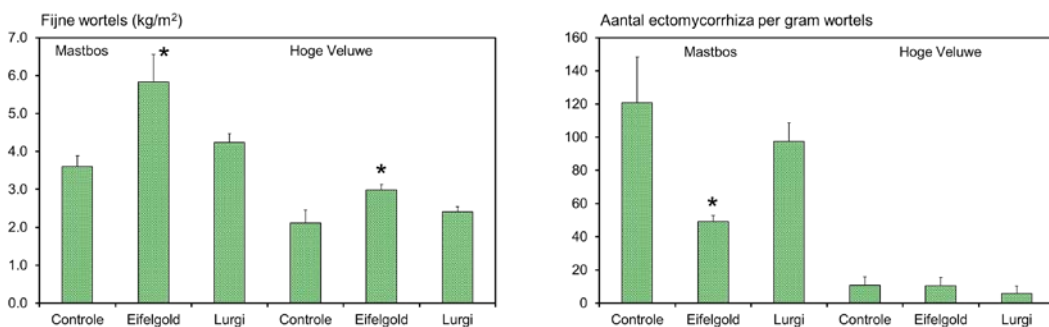


Figuur 5.12 Hoeveelheid ectomycorrhiza schimmels (links) en de schimmel/bacterie verhouding (rechts) in de ingroeizakjes. Gemiddelden met foutbalken, $n=3$. Significante effecten van steenmeel ($P<0.05$) ten opzichte van de controle zijn aangegeven met *.

Figure 5.12 Amount of ectomycorrhizal fungi (left) and fungal/bacterial ratio (right) in ingrowth mesh bags. Bars indicate standard error, $n=3$. Significant differences ($P<0.05$) from control are denoted by *.

Hoeveelheid fijne wortels en ectomycorrhiza bezetting.

De hoeveelheid fijne wortels was in het Mastbos bijna twee keer zo groot als in het nationale park de Hoge Veluwe ($P<0.001$). De steenmeelbehandeling met Eifelgold had een significant effect op de hoeveelheid fijne wortels ($P=0.003$). Met Eifelgold waren er 54% meer wortels dan in de controle en 33% meer dan met Lurgi. Lurgi verschilde niet van de controle (Figuur 5.13).



Figuur 5.13 Hoeveelheid fijne wortels (<5mm diameter) per vierkante meter bodem (links) en het aantal met ectomycorrhiza bezette wortelpunten per gram wortels (rechts) in de strooisellaag+10 cm minerale bodem. Gemiddelden met foutbalken, $n=3$. Significante effecten van steenmeel ($P<0.05$) ten opzichte van de controle zijn aangegeven met *.

Figure 5.13 Amount of fine roots (<5 mm diameter) per square meter of soil (left) and the number of ectomycorrhiza infected root tips per gram of roots (right) in the litter layer+10 cm mineral soil. Bars indicate standard error, $n=3$. Significant differences ($P<0.05$) from control are denoted by *.

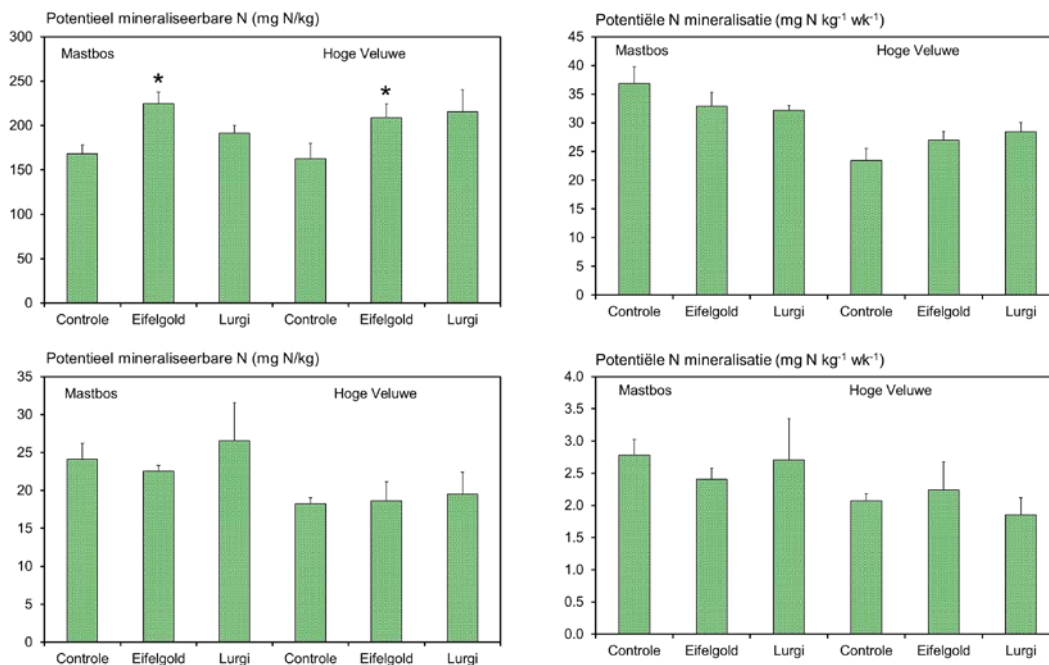
Steenmeel had geen effect op het percentage met ectomycorrhiza bezette wortelpunten, dat op beide locaties extreem laag was. De ectomycorrhiza bezetting was veel lager in het nationale park de Hoge Veluwe dan in het Mastbos (1% versus 7.9%; $P=0.001$). Waarden onder de 20% worden als laag beschouwd (Kuyper et al., 1990; De Witte et al., 2017). Een lagere bezetting kan wijzen op een zuurdere bodem. Het zou ook kunnen samenhangen met de extreem droge zomer en najaar van 2018, hoewel er aanwijzingen zijn dat mycorrhiza minder gevoelig zijn voor droogte dan wortels (Cudlin et al., 2007). Naast het percentage hebben we ook aantal met ectomycorrhiza bezette wortelpunten per gram wortels geteld. Daarbij werden in het Mastbos de helft lagere waarden gevonden met Eifelgold dan met Lurgi en in de controle ($P=0.003$, Figuur 5.13). Dit kan wijzen op een (P) bemestingseffect van

Eifelgold. Bij een hogere beschikbaarheid van nutriënten verliezen mycorrhiza hun functie voor de bomen.

Mineraliseerbare N en N mineralisatie

De hoeveelheid potentieel mineraliseerbare N (PMN), gemeten als toename in NH_4 na 1 week anaerobe incubatie onder water bij 40°C , was in de minerale bodem van het Mastbos hoger dan in het nationale park de Hoge Veluwe ($p=0.027$), terwijl het in de strooisellaag vergelijkbaar was op beide locaties. In de strooisellaag was er wel een steenmeleeffect. Met Eifelgold was de mineraliseerbare N 31% hoger dan in de controle ($P=0.019$, Figuur 5.14). Dit wijst op meer gemakkelijk afbreekbare organische stof en betere omstandigheden voor het bodemleven.

In het algemeen is de N mineralisatie (per gram) ongeveer 10x hoger in de strooisellaag dan in de minerale bodem (Figuur 5.14). Het drooggewicht van de organische laag (droge stofgehalte ca. 50%) bedroeg gemiddeld 13% van die van (10 cm) minerale bodem (droge stofgehalte ca. 85%) en strooisellaag samen. Dit betekent dat ongeveer 60% van de N mineralisatie plaats vindt in de strooisellaag.



Figuur 5.14 Potentieel mineraliseerbare N (links) en potentiële N mineralisatie (rechts) in strooisel (boven) en minerale bodem (0-10 cm) (onder). Gemiddelden met foutbalken, $n=3$. Significante effecten van steenmeel ($P < 0.05$) zijn aangegeven met *.

Figure 5.14 Potentially mineralizable N (left) and potential N mineralization (right) in litter (above) and mineral soil (0-10 cm) (below). Bars indicate standard error, $n=3$. Significant differences ($P < 0.05$) from control are denoted by *.

De steenmeelbehandeling heeft geen significant effect gehad op de potentiële N mineralisatie (toename minerale N na 6 weken aerobe incubatie van grond) maar wel op de fractie NH_4 van de gemineraliseerde N die afneemt na steenmeeltoediening (Figuur 5.15).

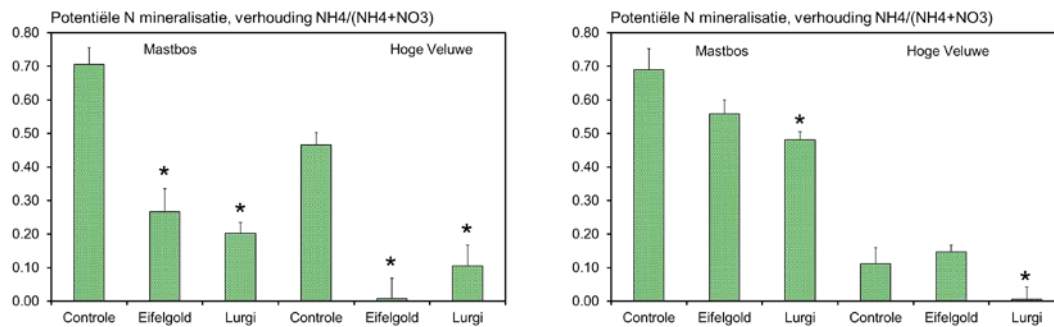
Meer in detail zijn de resultaten als volgt.

- Strooisel: in het Mastbos was er een significant hogere N mineralisatie en grotere fractie NH_4 dan in het nationale park de Hoge Veluwe ($p=0.001$), wat wijst op minder nitrificatie. Er was geen effect van steenmeel op de N mineralisatie, maar op de behandelde veldjes was er met zowel Eifelgold als Lurgi een veel lagere fractie NH_4 dan in

de controle ($P < 0.001$). Het gemiddelde percentage NH_4 was 59% in de controle en 15% met steenmeel. Dit wijst op een hogere nitrificatie als gevolg van de steenmeeltoediening.

- Bodem: Ook in de minerale bodem in het Mastbos was er een trend van hogere N mineralisatie (niet significant; $p = 0.073$), en een significant hogere fractie NH_4 ($p < 0.001$) dan in de Hoge Veluwe, wat ook daar wijst op minder nitrificatie. Net als in de strooisellaag heeft de steenmeelbehandeling geen effect op de N mineralisatie, maar wel op de fractie NH_4 ($p = 0.007$). Met Lurgi wordt minder NH_4 aangetroffen, wat opnieuw wijst op een hogere nitrificatie.

We zien dus meer mineraliseerbare N in strooisel, maar geen hogere potentiële N mineralisatie. De extra N blijft dus in organische vorm, geïmmobiliseerd in biomassa of dode resten. De (tijdens 6 weken incubatie) gemineraliseerde N bestaat zowel in strooisel als bodem voor een kleiner deel uit NH_4 (15 vs. 60%) en een groter deel uit NO_3 . Dit wijst op een hogere potentiële nitrificatie, en zou een pH effect kunnen zijn.

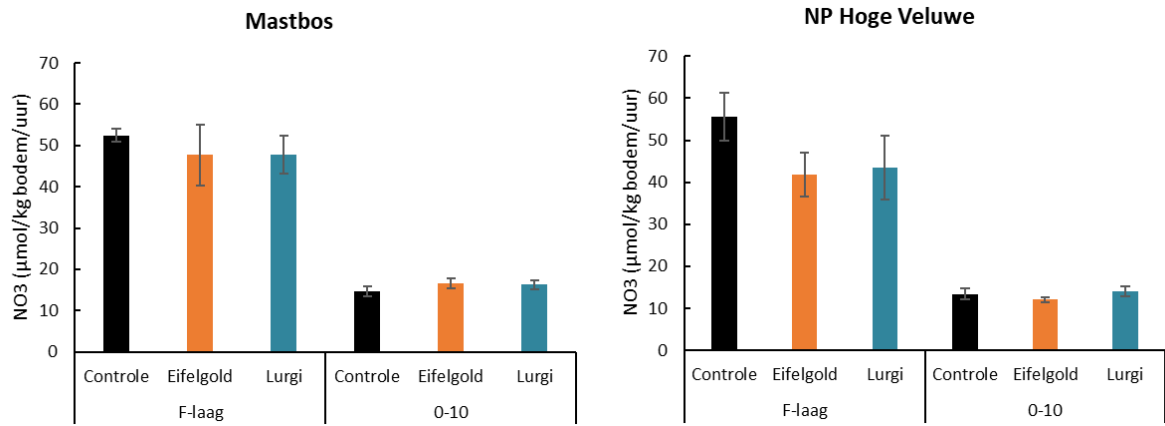


Figuur 5.15. De verhouding tussen NH_4 en totaal gemineraliseerde NH_4+NO_3 in strooisel (links) en minerale bodem (0-10 cm) (rechts). Gemiddelden met foutbalken, $n=3$. Significante effecten van steenmeel ($P < 0.05$) zijn aangegeven met *.

Figure 5.15. The ratio between NH_4 and total NH_4+NO_3 mineralized in litter (left) and mineral soil (0-10 cm) (right). Bars indicate standard error, $n=3$. Significant differences ($P < 0.05$) from control are denoted by *.

Nitrificatie-activiteit

Door de potentiële ammonia-oxiderende activiteit van de bodem te bepalen kon een indicatie gegeven worden voor de nitrificatie-activiteit van de bodem. De nitrificatie-activiteit was in beide gebieden hoger in de organische F-laag dan in de minerale bovengrond. Dit verschil van een factor 2 is aanzienlijk kleiner dan de factor 10 in de potentiële N mineralisatie. Er werden geen significante effecten van steenmeeladditie op de nitrificatie-activiteit van de bodem gemeten (Figuur 5.16).



Figuur 5.16 Potentiele ammonia-oxiderende activiteit (PAA) van de bodem weergegeven als de productie van nitraat in $\mu\text{mol/l}$ bodem per uur in het Mastbos (links) en het nationale park de Hoge Veluwe (rechts) in de F-laag en de 0-10 cm laag. Gemiddelde van $n=3$, foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 5.16 Potential ammonia oxidizing activity (PAA) of the soil represented as nitrate production ($\mu\text{mol/l}$ soil per hour) at Hoge Veluwe (left) and Mastbos (right) in the F-layer and the 0-10 cm mineral soil layer. Bars indicate standard error, $n=3$. Significant differences ($P<0.05$) from control are denoted by *.

In het nationale park de Hoge Veluwe leek de nitrificatie-activiteit in de behandeling met Eifelgold zowel in de F-laag als 0-10 cm bodemlaag lager te zijn dan in de controle. In het Mastbos leek de nitrificatie-activiteit in de minerale bodem hoger te zijn in de behandelingen met Eifelgold en Lurgi dan in de controle. De looptijd van het experiment is waarschijnlijk nog te kort om mogelijke verschillen in nitrificatie-activiteit te meten.

De afwezigheid van een effect van steenmeel op de ammonia-oxiderende (nitrificatie) activiteit is niet in overeenstemming met de verlaagde percentages NH_4 van de gemineraliseerde N, wat wel wijst op een hogere nitrificatie. De incubatie voor de potentiele N mineralisatiemetingen duurde wel langer dan die van de nitrificatieactiviteit (42 vs. 2 dagen), maar de duur van de incubatie lijkt geen grote rol te spelen, want het effect is al na 1 week al zichtbaar. Een mogelijke verklaring zou kunnen zijn dat in de gebufferde suspensie voor de potentiele ammonium oxidatie metingen de omstandigheden homogener zijn dan bij de mineralisatie meting. De bodem is erg heterogeen met verschillende omstandigheden binnen millimeters en zelfs micrometers afstand. Nitrificerende bacteriën binden zich aan oppervlakken en hullen zich in biofilms van extracellulair slijm waarin zuur moeilijk kan doordringen (Standing & Killham, 2007). Mogelijk wordt deze bescherming opgeheven in een bij lage pH gebufferde en gehomogeniseerde suspensie. Dit zou in vervolgonderzoek kunnen worden getoetst door de potentiele ammonia-oxiderende activiteit (ook) te meten in een buffer met optimale pH (7.5) zodat alle aanwezige nitrificeerders worden gemeten in afwezigheid van stress.

5.4 Conclusies

De toediening van steenmeel heeft geen significant effect gehad op de

- aantallen en soortensamenstelling van springstaarten, mosmijten en pissebedden
- biomassa van schimmels en bacteriën en op de schimmel/bacterieverhouding.
- hoeveelheid ectomycorrhiza schimmels.
- het percentage met ectomycorrhiza bezette wortelpunten.
- potentiële N-mineralisatie.

De toediening van steenmeel heeft wel geleid tot een significante

- toename van regenwormen (beide locaties) en afname van miljoenpoten (Mastbos).
- toename (54%) van de hoeveelheid fijne wortels met Eifelgold.
- afname van het aantal ectomycorrhiza per gram wortels.
- afname in het percentage NH_4 van de gemineraliseerde N ($\%\text{NH}_4$) wat wijst op een hogere nitrificatie.
- toename in de potentieel mineraliseerbare N: 31% hoger in met Eifelgold behandelde proefvlakken dan in de controlevlakken.

De bodems van het Mastbos en het nationale park de Hoge Veluwe waren duidelijk verschillend. Veel eigenschappen vertoonden aanzienlijk lagere waarden in de Hoge Veluwe, met (o.a.) veel minder fijne wortels, bacteriën, regenwormen en mineraliseerbare N. Er waren meer schimmels en de schimmel/bacterie verhouding was 4x zo hoog als in het Mastbos. De zuurgraad was niet significant verschillend maar blijktbaar was er minder voedsel beschikbaar voor het bodemleven in de Hoge Veluwe. Zo is de beschikbare hoeveelheid fosfaat veel lager.

De bodemecologische metingen zijn uitgevoerd in het najaar van 2018, drie groeiseizoenen na toediening van de steenmelen. Dat is minder dan drie jaar. Dat is erg kort omdat veranderingen in de bodem langzaam gaan. Het is aan te bevelen de waarnemingen na vijf jaar (over twee jaar) te herhalen. Ondanks de korte tijd vonden we significante effecten, met name in de strooisellaag (F-laag) terwijl in de minerale bodem de effecten geringer waren. Het is logisch dat effecten het eerst bovenin het bodemprofiel optreden omdat de steenmelen oppervlakkig moeten worden toegediend. Steenmeel door de bodem werken geeft te veel verstoring. De toediening van steenmeel heeft geleid tot meer basische kationen en een geringe maar significante stijging van de pH in het strooisel van 3 naar 3.5. Dat is nog steeds erg laag, maar gezien de logaritmische schaal wel een aanzienlijke verbetering voor het bodemleven. Dit ging gepaard met een significante toename van regenwormen (alleen oppervlakte bewoners), fijne wortels en potentieel mineraliseerbare N. Dit komt overeen met de verwachtingen zoals geschetst in Figuur 5.3 en wijst op een beginnende verschuiving naar een actiever bodemleven in het strooisel. De grotere hoeveelheid mineraliseerbare N (bruto mineralisatie) zonder toename van de netto N mineralisatie wijst op meer vastlegging van N door het bodemleven in de vorm van levende biomassa of dode residuen zoals minder verteerbare celwanden. De toename in de hoeveelheid fijne wortels is gunstig omdat dit de opname van water en nutriënten bevordert en de kans op uitspoeling vermindert.

De stijging van de pH is gunstig voor het bodemleven. Met name regenwormen zijn gevoelig voor zuur en komen nauwelijks voor beneden pH 4, maar ook miljoenpoten en pissebedden zijn talrijker in basenrijkere omstandigheden. De afname van de miljoenpoten –en mogelijk ook pissebedden- door steenmeel is niet gunstig. Weliswaar leggen de regenwormen in de omzetting van strooisel en nutriëntenkringloop meer gewicht in de schaal omdat ze als enige bodemdieren vergelijkbare hoeveelheden biomassa kunnen bereiken als bacteriën en schimmels. Dit komt omdat wormen alles eten, strooisel en grond met alle organisch materiaal en (micro)leven dat daarin zit. Anderzijds blijven miljoenpoten, pissebedden en de mesofauna belangrijke onderdelen van het bodemleven en spelen ze een belangrijke rol in de nutriëntencycli van de zure (eiken)bossen, ook in de beoogde situatie waarin de zuurgraad, voedingstoestand en vitaliteit van het bos verbeterd is. Ook nitrificerende bacteriën zijn relatief gevoelig voor zuur en lijken te hebben geprofiteerd van de pH stijging in het strooisel. Toename van nitrificatie wijst op minder stress. De vorming van minder ammonium en meer nitraat betekent dat de stikstof mobieler wordt en makkelijker uit de bodem kan verdwijnen door uitspoeling en denitrificatie (Figuur 5.1). De lagere ammonium concentraties met steenmeel in de strooisellaag van het Mastbos kan een aanwijzing zijn voor het verdwijnen van minerale N.

De ectomycorrhizabezetting was extreem laag op beide locaties en werd niet verbeterd door steenmeeltoediening. Er was geen toename van mycorrhiza maar wel van de hoeveelheid

fijne wortels. Daardoor was het aantal mycorrhiza per gram wortel significant lager. Zowel de zuurgraad (<4) als de nog steeds hoge beschikbaarheid van minerale N kunnen een rol spelen bij de onderdrukking van ectomycorrhiza, die in een gezond bos op arme zandgrond een grote rol spelen bij de voeding van de bomen met nutriënten en water. Beneden pH 4 komt aluminium voor in toxische vorm (Al^{3+}). Ook de wat verhoogde fosfaatconcentraties met Eifelgold zijn mogelijk niet bevorderlijk voor ectomycorrhiza.

De omstandigheden voor ectomycorrhiza lijken nog verre van gunstig en mogelijke lange-termijnrisico's van steenmeeltoediening moeten niet uit het oog worden verloren. Het (nog) niet optreden van sterke veranderingen in de bodem-mesofauna geeft aan dat het toedienen van de gehanteerde doses steenmeel geen schoksgewijze veranderingen in de bodem-mesofauna teweeg brengt. Ondanks de korte looptijd van de proeven lijken de effecten van steenmeeltoediening veelbelovend en overwegend gunstig voor zowel de activiteit van het bodemleven als voor de voeding van de bomen.

6 Conclusies en implicaties voor de praktijk

6.1 Conclusies

De conclusies zijn gerelateerd aan de resultaten van het uitgevoerde steenmeelexperiment op de twee boslocaties (Hoge Veluwe en Mastbos) op (i) bosvitaliteit en ondergroei, (ii) humusvormen en ondergroei, (iii) bodem- en bladchemie, (iv) herbivore fauna (vlinderpopulaties) en (v) bodemecologie.

Bosvitaliteit en groei

Het karakter van de zomereikenopstanden verschilt tussen beide locaties. De dichtheid van de zomereiken is op het nationale park de Hoge Veluwe lager dan in het Mastbos, en het kronendak is meer open, wat (deels) kan zijn veroorzaakt door een grotere sterfte in de zomereiken in het recente verleden.

- In beide bosgebieden zijn tijdelijke afnamen van de bladbezetting waargenomen. Het meest duidelijk was dit in mei 2017 door vraat van de kleine wintervlinder. In het najaar van 2018 was er vooral in het nationale park de Hoge Veluwe verminderde bladbezetting door droogte.
- Schimmelaantastingen of -vruchtlichamen zijn niet bij de zomereiken waargenomen.
- De gemiddelde diktegroei is in het nationale park de Hoge Veluwe niet wezenlijk anders dan in het Mastbos, ondanks de minder gunstige groeiplaats. De open stand van de zomereiken in het nationale park de Hoge Veluwe speelt hierbij waarschijnlijk een rol.

Resultaten van het steenmeelexperiment op bosvitaliteit en boomgroei laten zien dat:

- Hoewel er wel verschillen in bladbezetting tussen de behandelingen zijn waargenomen, waren deze niet significant.
- Hoewel er wel verschillen in diktegroei tussen de behandelingen zijn waargenomen, waren deze niet significant.

Humusvormen en ondergroei

De humusvormen op beide locaties betreffen Humusmormoders en Bosmormoder. Daarnaast werd op het nationale park de Hoge Veluwe ook Holtmormoder aangetroffen. Op betrekkelijk kleine oppervlakten, zowel binnen als tussen de proefvlakken, zijn er verschillen in dikte van humuslagen en typen humus. De vegetatie van de ondergroei verschilt tussen de locaties. In het Mastbos wordt de vegetatie grotendeels gedomineerd door adelaarsvaren, terwijl bij het nationale park de Hoge Veluwe bochtige smele veel voorkomt.

Resultaten van het steenmeelexperiment op humusvormen en ondergroei laten het volgende zien:

- Er is nog geen effect waargenomen van de behandelingen op de dikte van de humuslagen of de humusvormen.
- In het Mastbos zijn geen effecten van de behandelingen op de ondergroei waargenomen. In het nationale park de Hoge Veluwe is dat wel het geval. Daar lijken rankende helmbloem en drienerfmuur iets meer voor te komen binnen de met steenmeel behandelde proefvlakken, in vergelijking met de controleproefvlakken.

Bodemchemie en bladchemie

Ondanks de relatief korte looptijd werden duidelijke positieve effecten op de bodemchemie gemeten. In de met steenmeel behandelde proefvlakken werd het adsorptiecomplex opgeladen met basische kationen (hogere basenverzadiging), en nam de beschikbaarheid voor planten van deze kationen toe. Dit alles met een zeer kleine pH-toename.

Ook in het blad werd een toename in nutriëntengehalten gemeten, met name in het gehalte K en Mg. Daarnaast nam het – zeer hoge - N-gehalte in het zomereikenblad in de met steenmeel behandelde proefvlakken af. In de met Lurgi behandelde proefvlakken nam met name in het Mastbos het Mg-gehalte gemeten in het blad af en ook het P-gehalte lijkt in deze behandeling lager te zijn dan in de controle.

Zowel in de bodem- als in de bladchemie waren de verschillen tussen de behandelingen het meest zichtbaar in het derde meetjaar. Net als in de proeven in de droge- en natte heide blijkt het enkele jaren te duren voordat de effecten van het steenmeel duidelijk terug gemeten worden. Daarnaast blijkt het steenmeel meer basische kationen te leveren in de proefvelden in het nationale park de Hoge Veluwe vergeleken met die in het Mastbos. Mogelijk gaat de verwerking van het steenmeel sneller op het nationale park de Hoge Veluwe dan in het Mastbos, of wordt er meer van de vrijgekomen kationen opgenomen in het Mastbos waardoor we deze niet terug meten in de bodem.

Herbivore fauna (vlinderpopulaties)

- De chlorofylmetingen en rupsenvraatgegevens duiden erop dat er zich in de zomereiken in het Mastbos geen problemen voordoen met betrekking tot de aminozuurproblematiek, dus ook niet in de controle.
- De chlorofylmetingen en rupsenvraatgegevens laten in het nationale park de Hoge Veluwe wel problemen zien.
- De behandeling met steenmeel heeft gedurende de korte looptijd van het experiment hierin nog geen grote veranderingen kunnen bewerkstelligen, hoewel er bij de rupsenvraatscores wel een positief effect is gevonden.
- Dat het bladgroen nog niet meebeweegt met deze trend wijst er op dat zowel voor de boom als de rupsen de sleutelfactor(-en) nog niet op orde is (zijn).

Bodemecologie

De toediening met steenmeel heeft geleid tot een significante (i) toename van regenwormen (beide locaties) en afname van miljoenpoten (Mastbos), (ii) toename in de hoeveelheid fijne wortels, (iii) afname in het percentage ammonium van de gemineraliseerde N (%NH₄) en (iv) toename in de potentieel mineraliseerbare N. De afname in %NH₄ wijst op een hogere nitrificatie, maar er is geen significant effect gevonden van steenmeeltoevoeging op de potentiële nitrificatie (ammonia-oxiderende) activiteit van de bodem. De toediening met steenmeel heeft echter geen significant effect gehad op de (i) aantallen springstaarten, mosmijten en pissebedden, (ii) biomassa aan schimmels en bacteriën en de schimmel/bacterieverhouding, (iii) hoeveelheid ectomycorrhiza schimmels, (iv) ectomycorrhiza bezetting van de wortels en (v) potentiële N mineralisatie.

De toename in de hoeveelheid fijne wortels is gunstig omdat dit de opname bevordert en dus de uitspoeling vermindert, terwijl de potentiële N-mineralisatie niet is verhoogd. Of de nitrificatiesnelheid is verhoogd is nog niet eenduidig vastgesteld. Als dit wel zo is, betekent dit dat er meer risico is op nitraatuitspoeling en daarmee meer uitspoeling van basen en aluminium (verzuring). Wel betekent dit ook dat er op deze wijze geaccumuleerde N uit het bossysteem kan gaan verdwijnen.

6.2 Implicaties voor de praktijk

Kernvraag van het onderzoek was of door toediening van een “slow release” mineraal (steenmeel) in aangetaste zomereikopstanden de nutriëntenonbalans en vitaliteit worden hersteld en de negatieve invloed op de voedselketen (vlinderrupsen) en bodembiodiversiteit kan worden geremd. De voorlopige resultaten zijn vooralsnog grotendeels positief, zoals hieronder nog eens samengevat.

De resultaten van steenmeeltoediening zijn overwegend positief

Herstel van de nutriëntenonbalans: Uit de resultaten blijkt dat steenmeel de nutriëntenonbalans op droge zandgronden reeds binnen een periode van 3 jaar deels kan herstellen. De steenmeelgiften hebben tot een significante toename in de uitwisselbare gehalten aan Ca, K en Mg daarmee in basenverzadiging geleid. Die toename is gepaard gegaan met een significante toename in plant beschikbare concentraties aan Ca (Mastbos), K (nationale park de Hoge Veluwe) en Mg (de met Eifelgold behandelde proefvlakken). Verder zijn er duidelijke indicaties voor een positief effect op de gehalten aan Ca, K en Mg in bladeren, die met name significant toenamen in het derde jaar. Dat gold op beide locaties voor beide steenmelen (K), dan wel in de met Lurgi behandelde proefvlakken in het nationale park de Hoge Veluwe (Ca) of de met Eifelgold behandelde proefvlakken in het Mastbos (Mg). Daarnaast is er sprake van een significante afname van het N-gehalte in het blad. Dit alles heeft geleid tot vermindering van het aanwezige Ca en P-tekort en herstel van het K-tekort. Daarnaast is de onbalans ten opzichte van stikstof duidelijk verbeterd. Het enige negatieve effect is de significante afname van Mg door Lurgi wat ook bij heidevelden is geconstateerd. Daarnaast is er nog geen significant effect op de vitaliteit waargenomen.

Herstel van bodembiodiversiteit: De toediening met steenmeel heeft ook geleid tot een significante toename van regenwormen en van de hoeveelheid fijne wortels, wat gunstig is voor de voedingshuishouding. Daarnaast is geen toename waargenomen aan potentiële N-mineralisatie en aan plantbeschikbare concentraties aan ammonium en nitraat, wat hiermee overeenstemt en wat ook een gunstig effect is. Dit is waarschijnlijk mede het gevolg van slechts een zeer geringe pH-stijging. Wel lijkt de nitrificatie in de strooisellaag toe te nemen, wat mogelijk een verklaring vormt voor de lagere N-gehalten in het blad. Daarnaast heeft de behandeling met steenmeel, met name van Lurgi, een toename in rupsenvraatscores bewerkstelligd op de Hoge Veluwe.

Mogelijk herstel van vitaliteit: De baten van het toedienen van steenmeel zijn in eerste instantie een toename in basenvoorraad en een toename in de hoeveelheid fijne wortels die helpen met opname van nutriënten en vocht en beschermen tegen infecties, betere strooiselomzetting en betere beschikbaarheid van nutriënten. Dit kan leiden tot een betere groei en vitaliteit en verminderde sterfte. In welke mate dit kan en zal optreden is nog moeilijk in te schatten.

Plan van aanpak bij mogelijke steenmeeltoediening

Ondanks de veelal positieve effecten van steenmeel is het nu nog geen praktijkrijpe maatregel. Wanneer een beheerder er toch toe over wil gaan, dan is het van belang de toediening te beperken tot een opstand (nog niet gehele boswachterijen) en het effecten ervan te monitoren. Maar voor toediening moet allereerst antwoord worden gegeven op een drietal vragen:

- 1 Is er een aanleiding om steenmeel toe te dienen?.
- 2 Zo ja, welke soort steenmeel zou dan de beste zijn?.
- 3 Hoeveel zou daarvan dan het beste gegeven kunnen worden?.

Ad 1 Is er een aanleiding om steenmeel toe te dienen?

Toedienen van steenmeel is een optie bij een vastgesteld gebrek aan belangrijke voedingsstoffen, met name calcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K) en/of fosfor (P) en zou mogelijk ook een overschot aan N in bladeren/naalden terug kunnen dringen. Om dit vast te stellen is het van belang om de totaal gehalten van die stoffen in bladeren of naalden te bepalen (metingen van de bladchemie) en resultaten ervan te vergelijken met de criteria van Mellert and Göttlein (2012) voor het optreden van gebrek (Tabel 6.1). Daarmee kan worden vastgesteld of er tekorten zijn aan Ca, Mg, K en/of P en zo ja bij welke elementen dat het geval is.

Tabel 6.1 Criteria voor N, P, K, Ca en Mg gehalten in bladeren waarboven sprake is van overschot (N) en waaronder gebreksverschijnselen kunnen optreden (P, K, Ca en Mg) voor vier boomsoorten (Bron: Mellert and Göttlein, 2012)

Table 6.1 Criteria for N, P, K, Ca and Mg concentrations in leaves above which there is surplus (N) and under which deficiency symptoms can occur (P, K, Ca and Mg) for four tree species (Source: Mellert and Göttlein, 2012)

Boomsoort	Kritische concentratie (g.kg ⁻¹) ¹				
	N	P	K	Ca	Mg
Fijnspar (Picea abies)	>17,5	<1,0-1,5	<3,5-5,2	<1,3-3,5	<0,5-0,8
Grove den (Pinus sylvestris)	>18,3	<0,9-1,3	<3,7-4,6	<0,9-2,0	<0,6-0,8
Eik (Quercus robur/Quercus petraea)	>26,8	<1,0-1,4	<4,5-7,2	<5,3	<1,2
Beuk (Fagus sylvatica)	>23,2	<1,1-1,2	<3,2-6,1	<6,7	<1,1

¹ Bij P, K, Ca en Mg is de eerste waarde een indicatie voor duidelijk gebrek en de tweede waarde zit beneden de normale range (latent gebrek).

Opties na bladanalyse zijn dan:

- Bij geen tekorten: geen steenmeeltoedieningen.
- Bij alleen een P-tekort kun je denken aan P-bemesting. Dit is effectiever dan toediening van steenmeel en niet risicovol omdat P sterk aan de bodem wordt geadsorbeerd. De hoeveelheid kan worden bepaald op basis van een bodemanalyse van beschikbaar P. Punt van aandacht is wel in hoeverre mycorrhiza worden onderdrukt door bemesting met minerale P.
- Bij een tekort aan Ca, Mg en of K al dan niet in combinatie met een P-tekort kun je denken aan steenmeeltoediening.

Ad 2 Zo ja, welke keuze steenmeel is de beste?

De beste steenmeel is de soort die rijk is aan elementen waar het bosesysteem een gebrek aan heeft. Daarom is het van belang een overzicht te hebben van de chemische samenstelling van de steenmelen die een al bewezen positief effect hebben (dat is minder dan alle steenmelen die commercieel leverbaar zijn). Feitelijk gaat het hier dan op dit moment vooral om Eifelgold en Lurgi (Soilfeed) of vergelijkbare producten die mogelijk onder een andere merknaam beschikbaar zijn. De samenstelling daarvan, in termen van Ca-, K-, Mg- en P-gehalten, is in Tabel 6.2 gegeven.

Tabel 6.2 Totale en beschikbare gehalten aan Ca, K, Mg en P in Eifelgold en Lurgi (soilfeed)

Table 6.2 Total and available concentrations of Ca, K, Mg and P in Eifelgold and Lurgi (soil feed)

Type steenmeel	Type gehalte	Element gehalten (mmol/kg)			
		Ca	K	Mg	P
Eifelgold	Totaal ¹	845	2501	1613	-1
	Snel beschikbaar ²	358	632	756	64
Lurgi	Totaal ¹	556	3341	727	-1
	Snel beschikbaar ²	249	347	154	20

¹ XRF meting, waarden voor K zijn lager dan magnetrondestructie en dus zeker niet totaal. Waarden voor P zijn onbetrouwbaar

² Magnetron destructie

Ad 3 Hoeveel van het gewenste steenmeel moet dan gegeven worden?

Uitgaande van de samenstelling Eifelgold en Lurgi zoals gegeven in tabel 6.2 wordt bij een gift van 10 ton steenmeel per ha in totaal ca. 28 tot 52 keq/ha (Eifelgold) en 12 tot 29 keq/ha (Lurgi) aan Ca+K+Mg toegevoerd, waarbij het eerste getal het relatief snel beschikbare deel weergeeft en het tweede getal de totale hoeveelheid. Bij die giften zijn toenames in uitwisselbare basenvoorraad in 3 jaar berekend van (zie paragraaf 4.3.4):

- 5 keq/ha (Mastbos) en 14 keq/ha (NP de Hoge Veluwe) met Eifelgold.
- 5 keq/ha (Mastbos) en 8 keq/ha (NP de Hoge Veluwe) met Lurgi.

Dit komt neer op toenames die variëren van 2-3 keq/ha/jaar. Uit die toename in de hoeveelheid uitwisselbare basen blijkt dat ca 10-30% van de totale toevoer aan deze basen aan het adsorptiecomplex is vastgelegd. Dit wijst op een significante verwerking van steenmeel, wat ook blijkt uit de zeer sterke toename van de siliciumconcentraties.

De vereiste steenmeelgiften voor Ca, Mg en of K zouden kunnen worden gebaseerd op een gewenste verandering in basenverzadiging op basis van de gemeten CEC en basengehalten van de betrokken bosbodem volgens (zie ook paragraaf 4.3.4):

$$\text{Gift Basen (Ca,Mg,K)} = (\text{CEC} \times (\text{BV}_{\text{gewenst}} - \text{BV}_{\text{start}}) \times \rho \times D) / 100$$

Met Gift Basen is toevoer aan Ca, Mg en K in steenmeel (keq ha^{-1}), CEC is kation omwisselcapaciteit (meq/kg), BV is basenverzadiging, uitgedrukt als fractie van de CEC ($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K} / \text{CEC}$), ρ is bulkdichtheid (kg m^{-3}) en D is laagdikte (m). Je kunt denken aan een gewenste basenverzadiging van 25% voor de minerale grond omdat dan (i) aluminium in oplossing verwaarloosbaar is (geen toxiciteitseffecten) en (ii) de pH-verhoging dan beperkt is zodat er een verwachte sterke verhoging van de strooiselafbraak plaats vinden met bijbehorende verzuuring. Voor dikte zou je de laag 0-30 cm kunnen gebruiken waar de meeste fijne wortels en bodemleven zich in bevinden.

Voorbeeldberekening: Voor dichtheid kun je een vertaalfunctie met organische stof gebruiken. De meest simpele is die van Hoekstra and Poelman (1982): $\rho = 1000 / (0,625 + 0,025 \times \text{OM})$ met ρ in kg m^{-3} en het organische stof gehalte (OM) in %. Bij een variatie van 5-10% OM kom je op een dichtheid rond 1350 kg m^{-3} . Uitgaande van een laagdikte van 0,3 m is dat 500 kg m^{-2} . Uitgaande van een CEC van 50 meq kg^{-1} (rond de gemiddelde waarde in Mastbos en Hoge Veluwe) en een gewenste toename in basenverzadiging van 20% (bv van 0,05 naar 0,25) is de vereiste gift: $(50 \times 0,2 \times 500) / 100$ is 50 keq/ha . Dat komt neer op 10 ton aan Eifelgold en 20 ton Lurgi.

6.3 Kennislacunes

Hoewel de getoetste steenmelen al binnen drie jaren hoopvolle resultaten laten zien, blijven er op basis van deze eerste drie onderzoeksjaren nog enkele kennislacunes en daarom kan ook nog worden afgezien van praktijktoepassing.

Verwerkingssnelheid

In de eerste (bijna) drie meetjaren blijkt dat de opgebrachte mineralen verwerken, en dat er basische kationen vrijkomen. Ook lijkt deze verwerking niet lineair te zijn, maar werden in het derde effectjaar de grootste verschillen gemeten, net als in het OBN heide-project. Ook lijkt het vrijkomen van basische kationen in het OBN loofbos experiment sneller te gaan dan in de droge- en vochtige heide het geval was. Daarnaast blijkt er een groot verschil te bestaan in de verwerkingssnelheid tussen het Mastbos en het nationale park de Hoge Veluwe en tussen beide opgebrachte steenmelen. Om tot een goede dosering te komen, die gedurende 10 tot 20 jaar effectief is, is het noodzakelijk om meer inzicht te verkrijgen in de snelheid van verwerking gedurende een langere meetperiode dan de nu gemeten 2,8 jaar. Daarnaast zal het voor een goed doseringsadvies noodzakelijk zijn om beter inzicht te verkrijgen in de oorzaak van de verschillen in de gemeten effectgrootte tussen de onderzochte gebieden, oftewel de factoren die de verwerkingssnelheid bepalen in de veldsituatie (bodemleven, zuurlast, vochtgehalte etc.). Ook is nog onbekend in welke mate de verwerkingssnelheid van het opgebrachte steenmeel afneemt in de tijd. Onbekend is ook welke "maximale" herstelwaarde met deze doseringen zal worden gehaald, oftewel tot welk niveau kan het adsorptiecomplex worden opgeladen en hoe lang duurt het voordat de effecten van het steenmeel weer gaan afnemen.

Ontwikkeling ondergroei, boomvitaliteit en bladchemie

Eén van de grote nadelen die genoemd worden bij Dolokal-toediening is het risico op verzuuring van de ondergroei. In de steenmeelproeven lijken de eerste effecten op de ondergroei daarentegen positief. Vraag is of er bij een toenemende bodembuffering, ook al gaat dit geleidelijk, op termijn toch verzuuring zal optreden.

Er werden nog nauwelijks effecten op de boomvitaliteit gemeten in termen van groei en vraat. Wel zijn er al duidelijke verbeteringen in bladchemie gemeten en zijn tekorten en excessen verminderd, resulterend in bladchemie die beter in balans is. Wel werd er een mogelijk negatief effect gevonden van Lurgi op het Mg-gehalte in het blad. Het is daarom belangrijk om verder te onderzoeken of dit slechts een tijdelijk effect is of een mogelijk structureel negatief effect van Lurgi-toediening. Indien er sprake is van een structurele verlaging, kan Lurgi niet gebruikt worden in terreinen met magnesiumtekort, of alleen in combinatie met een magnesium-rijk product.

De verlaging in het N-gehalte in het blad is spectaculair, en biedt een mogelijke (deel)-oplossing voor de zeer hoge concentraties geaccumuleerd N in Nederlandse bosbodems en vegetatie (met vaak negatieve gevolgen voor de fauna). Het is daarom van groot belang om te onderzoeken of deze verlaging structureel is, en om te kunnen verklaren wat het achterliggende mechanisme is. Mogelijke verklaringen zijn verlaging van de beschikbaarheid in de bodem of herstel van het bodemleven.

“Ondergrondse ontwikkelingen”

In 2018 werden metingen uitgevoerd in de proefvlakken naar “ondergrondse” ontwikkelingen. Hierbij werden, ondanks de zeer droge zomer van 2018, positieve effecten gemeten op de fijne wortel fractie, de omzetting van ammonium naar nitraat en het voorkomen van regenwormen. Dit zijn zeer positieve effecten en het is dan ook van belang om deze ontwikkelingen ook in de toekomst te blijven volgen. Daarnaast werd duidelijk dat de bezetting van ectomyccorrhiza's nog dramatisch slecht was, dat de bodem-mesofauna nog geen duidelijke respons vertoonde en dat er een negatief korte-termijneffect voor miljoenpoten lijkt op te treden. Voor (meer)duurzaam herstel van het bossysteem zullen ook deze componenten moeten herstellen. Het is daarom belangrijk om de ontwikkelingen van deze groepen mee te blijven nemen in vervolgmonitoring, gecombineerd met resultaten die uit het net opgestarte OBN-project “Strooiselafbraak” en uit het nog lopende onderzoek in de Noord-Brabantse bossen op de arme zandgronden zullen komen.

7 Referenties

Hoofdstuk 1

- Bobbink, R., D. Bal, H.F. van Dobben, A.J.M. Jansen, M. Nijssen, H. Siepel, J.H.J. Schaminée, N.A.C. Smits & W. de Vries, 2012. De effecten van stikstofdepositie op de structuur en het functioneren van ecosystemen. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel I: Algemene inleiding op herstelstrategieën: beleid, kennis en maatregelen. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag, pp.41-82.
- Lucassen, E., R. Aben, A. Smolders, R. Bobbink, J. van Diggelen, M. van Roosmalen, D. Boxman, L. van den Berg & J. Roelofs, 2014a. Bodemverzuring als aanjager van eikensterfte: gevolgen voor herstelmaatregelen. Vakblad Bos, Natuur en Landschap, maart 2014, 23-27.
- Lucassen, E., L. van den Berg, R. Aben, F. Smolders, J. Roelofs en R. Bobbink, 2014b. Bodemverzuring en achteruitgang zomereik. Landschap 31 (4): 185-193.
- Oosterbaan, A., 2014. Eikensterfte: ernst, oorzaken en beheer. Vakblad Bos, Natuur en Landschap, januari 2014, 22-25.
- Oosterbaan, A., R. Bobbink en M. Decuyper, 2014. Onderzoek naar de relatie van eikensterfte met droogte en bodemchemie; Alterra-rapport nr. 2575, Wageningen. 29 pp.
- Van den Burg, A., A. Dees, T. Huigens, R-J. Bijlsma & R. de Waal, 2014. Voedselkwaliteit en biodiversiteit in bossen van de hoge zandgronden. Rapport O+BN nr. 2014/OBN186-DZ.
- Van Dobben, H.F., 2011. Lange-termijn effecten van bekalking op bosvegetatie: bruikbaarheid van oude experimenten; Alterra-rapport nr. 2098, Wageningen. 36 pp.
- Weijters, M., R. Bobbink, E. Bohnen-Verbaarschot, B. Van de Riet, J. Vogels, H. Bergsma & H. Siepel (2018). Herstel van heide door middel van slow release mineralengift. Resultaten van 3 jaar steenmeelonderzoek. VBNE, Driebergen, 216 pag.

Hoofdstuk 2

- Akselsson, C., Westling, O. and Örlander, G., 2004. Regional mapping of nitrogen leaching from clearcuts in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 202, 235-243.
- Andersson, M., Milberg, P., & Bergman, K. O., 2011. Low pre-death growth rates of oak (*Quercus robur* L.) Is oak death a long-term process induced by dry years? *Annals of Forest Science*, 68(1), 159–168.
- Arnolds, E., 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 35, 209-244.
- Asman, W.A.H., 1987. Atmospheric behaviour of ammonia and ammonium. PhD thesis, Agricultural University of Wageningen, Wageningen.
- Augustaitis A, Bytnerowicz A., 2008. Contribution of ambient ozone to Scots pine defoliation and reduced growth in the Central European forests: A Lithuanian case study. *Environ. Pollution*: 155: 436-445.
- Bergsma, H., J. Vogels, M. Weijters, R. Bobbink, A. Jansen & L. Krul, 2016. Tandrot in de bodem. Bodem nummer 1, februari 2016.
- Bobbink R. & J.P. Hettelingh (eds.) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), RIVM report 680359002/2011. 244 pp.
- Bobbink, R. & Lamers, L.P.M., 1999. Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties - een overzicht. Rapport R13 Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag, 77 pp.
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M., 1998. Essay review: The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural vegetation. *Journal of Ecology* 86, pp. 17-738.

- Bobbink, R., Ashmore, M., Braun, S., Flückiger, W., & Van den Wyngaert, I. J. J., 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.) Empirical critical loads for nitrogen. Environmental Documentation No. 164 Air, pp. 43-170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne.
- Bobbink, R., D. Bal, H.F. van Dobben, A.J.M. Jansen, M. Nijssen, H. Siepel, J.H.J. Schaminée, N.A.C. Smits & W. de Vries, 2014. De effecten van stikstofdepositie op de structuur en het functioneren van ecosystemen. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel I: Algemene inleiding op herstelstrategieën: beleid, kennis en maatregelen. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag, pp.41-82.
- Bobbink, R., H. Bergsma, J. den Ouden, M. Weijters, 2017. Bodemverzuring in het droog zandlandschap. Na het zuur geen zoet?. Landschap, 2017/2, 61-70.
- Bonten, L.T.C., R.J. Bijlsma, S.P.J. van Delft, J.J. de Jong, J.H. Spijker en W. de Vries, 2015. Houtoogst en bodemvruchtbaarheid. Een modelstudie naar duurzaamheid van houtoogst op Nederlandse bosgroeiplaatsen. Wageningen, Alterra Wageningen UR, Rapport 2618, 69 blz.
- Borken, W. and Matzner, E., 2004. Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde 167, 277-283.
- Braun, S. and Flückiger, W., 2012. Soil acidification in permanent observation proefvlaks. Schweiz Z Forestwes 163. 9:374-382.
- Braun, S. and Flückiger, W., 2013. Wie geht es unserem Wald? 29 Jahre Walddauerbeobachtung. Interkantonaal Walddauerbeobachtungsprogramm der Kantone AG, BE, BL, BS, FR, SO, TG, ZG, ZH und des BAFU. Ergebnisse von 1984 bis 2012, bericht 4.
- Braun, S., Rihm, B., Schindler, C. and Flückiger, W., 1999. Growth of mature beech in relation to ozone and nitrogen deposition: An epidemiological approach. Water Air and Soil Pollution 116, 357-364.
- Braun, S., Schindler, C., Volz, R. and Flückiger, W., 2003. Forest damages by the storm 'Lothar' in permanent observation proefvlaks in Switzerland: The significance of soil acidification and nitrogen deposition. Water Air and Soil Pollution 142, 327-340.
- Braun, S., Thomas, V.F.D., Quiring, R. and Flückiger, W., 2010. Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. Environmental pollution 158, 6:2043-2052.
- Braun, S., Rihm, B. and Flückiger, W., 2012. Inputs of nitrogen to Swiss forests: extent and effects. Schweiz Z Forestwes 163. 9:355-362.
- Brown, N., M. Jeger, S. Kirk, X. Xiangming and S. Denman, 2016. Spatial and temporal patterns in symptom expression within eight woodlands affected by Acute Oak Decline. Forest Ecology and Management 360: 97-109.
- Buijsman, E., J.M.M. Aben, J.-P. Hettelingh, A. van Hinsberg, R.B.A. Koelemeijer & R.J.M. Maas, 2010. Zure regen – een analyse van dertig jaar verzuringsproblematiek in Nederland. Den Haag/Bilthoven. PBL.
- Bussotti F. and M. Ferretti, 2009. Visible injury, crown condition, and growth responses of selected Italian forests in relation to ozone exposure. Environ. Pollution: 157: 1427-1437.
- Calatayud V, Cerveró J, Calvo E, Garcia-Breijo F-J, Reig-Armiñana J and Sanz MJ., 2011. Responses of evergreen and deciduous Quercus species to enhanced ozone levels. Environ. Pollution: 159: 55-63.
- Cools, N., Verstraeten, A., Sioen, G., Neiryck, J., Roskams, P., Louette, G. en Hoffmann, M., 2016. LTER-Belgium – Results of long-term, large-scale and intensive monitoring at the Flemish forest condition monitoring sites within the LTER-Belgium network. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2016 (INBO.R.2016.114339003). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel
- Crawley, M.J., 1983. Herbivory - the dynamics of animal/plant interactions. Blackwell, Oxford.
- De Jong, J.J. de, J.J van den Briel, W. de Vries en J.H. Spijker, 2014. Aanzet voor een adviesstelsel voor oogst uit het bos. Voor een evenwichtige nutriëntenbalans en een goede functievervulling van het bos. Wageningen, Alterra Wageningen UR, Rapport 2494, 52 blz.

- De Vries, W. (2008) Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid. Alterra-rapport 1699. Alterra Wageningen Universiteit en Research Centrum, Wageningen.
- De Vries, W., Reinds, G.J., Van der Salm, C., Van Dobben, H., Erisman, J.W., De Zwart, D., Bleeker, A., Draaijers, G.-P.J., Gundersen, P., Vel, E.M. and Hausmann, T., 2003. Results on nitrogen impacts in the EC and UN/ECE ICP Forests programme. Environmental Documentation 164, 199–208. Berne, BUWAL.
- De Vries W, Solberg S, Dobbertin M, Sterba H, Laubhann D, Reinds GJ, Nabuurs GJ, Gundersen P, Sutton MA (2008) Ecologically implausible carbon response? *Nature* 451: E1–E3. doi: 10.1038/nature06579
- De Vries, W., M.H. Dobbertin, S. Solberg, H. van Dobben and M. Schaub, 2014a. Impacts of acid deposition, ozone exposure and weather conditions on forest ecosystems in Europe: an overview. *Plant and Soil* 380 (1): 1-45.
- De Vries, W, E. Du and K. Butterbach-Bahl, 2014b. Short and long-term impacts of nitrogen deposition on carbon sequestration by forest ecosystems. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9–10: 90–104.
- De Vries, W., L.T.C. Bonten, J.J. de Jong, J. van den Briel, R.J. Bijlsma, S.P.J. van Delft & J.H. Spijker, 2016. Development of forest biomass harvesting guidelines based on assessing changes in soil nutrient status. 24th EU biomassa conference, 6-9 June, Amsterdam.
- Denman, S. and J. Webber, 2009. Oak declines. New definitions and new episodes in Britain. *Quarterly Journal of Forestry* 103(4), 285–290.
- Denman, S., N. Brown, S. Kirk, M. Jeger and J. Webber, 2014. A description of the symptoms of Acute Oak Decline in Britain and a comparative review on causes of similar disorders on oak in Europe. *Forestry* 87: 535–551.
- Diekmann, M., Brunet, J., Rühling, A. and Falkengren-Grerup, U., 1999. Effects of nitrogen deposition: results of a temporal-spatial analysis of deciduous forests in south Sweden. *Plant Biology* 1, 471-481.
- Dise, N.B. and Wright, R.F., 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 71, 153-161.
- Donaubauer, E., 1998. Die Bedeutung von Krankheitserregern beim gegenwärtigen Eichensterben in Europa - eine Literaturübersicht. *Eur.J.For.Path.* 28: 91-98.
- Etzold S, Waldner P, Thimonier A, Schmitt M, Dobbertin M, 2014. Tree growth in Swiss forests between 1995 and 2010 in relation to climate and stand conditions: Recent disturbances matter. *Forest Ecology and Management*, 311: 41-55.
- Falkengren-Grerup, U., 1995. Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. *Ecological Bulletins* 44, 215-226.
- Falkengren-Grerup, U. and Diekmann, M., 2003. Use of a gradient of N-deposition to calculate effect-related soil and vegetation measures in deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 180, 113-124.
- Falkengren-Grerup, U., Brunet, J. and Diekmann, M., 1998. Nitrogen mineralisation in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition. *Environmental Pollution* 102, 415-420.
- Ferretti M, Bussotti F, Calderesi M., 2007a. Ozone exposure, defoliation of beech (*Fagus sylvatica* L.) and visible foliar symptoms on native plants in selected proofplots of South-Western Europe. *Environ. Pollution*: 145: 644-651.
- Ferretti M, Fagnano M, Amoriello T, Badiani M, Ballarin-Denti A, Buffoni A, Bussotti F, Castagna A, Cieslik S, Costantini A, De Marco A, Gerosa G, Lorenzini G, Manes F, Merola G, Nali C, Paoletti E, Petriccione B, Racalbutto S, Rana G, Ranieri A, Tagliaferri A, Vialetto G, Vitale M. 2007b. Measuring, modelling and testing ozone exposure, flux and effects on vegetation in southern European conditions--What does not work? A review from Italy. *Environ. Pollution* 146: 648-658.
- Fischer R, Bastrup-Birk A, Becker R, Calatayud V, Dise N, Dobbertin M, Graf-Pannatier E, Gundersen P, Haußman T, Hildingsson A, Lorenz M, Müller J, Mues V, Pavlenda P, Petriccione B, Raspe S, Sanchez-Peña G, Sanz MJ, Ulrich E, Volz R, Wijk S., 2005. The Condition of Forests in Europe. UNECE, Geneva. Executive Report, 2005.

- Flückiger, W. and Braun, S., 1998. Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification. *Environmental Pollution* 120S, 69-76.
- Flückiger, W. and Braun, S., 1999. Nitrogen and its effect on growth, nutrient status and parasite attacks in beech and Norway spruce. *Water Air and Soil Pollution* 116, 99-110.
- Flückiger, W. and Braun, S., 2004. Wie geht es unserem Wald? Ergebnisse aus Dauerbeobachtungsflächen von 1984 bis 2004, Bericht 2. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch, 67 pp.
- Flückiger, W., Braun, S., Flückiger-Keller, H., Leonardi, S., Asche, N., Bühler, U. and Lier, M., 1986. Untersuchungen über Waldschäden in festen Buchenbeobachtungsflächen der Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug. *Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen* 137, 917-1010.
- Führer, E., 1998. Oak decline in Central Europe: a synopsis of hypotheses. In: McManus, M.L. & Liebhold, A.M., editors. *Proceedings: Population dynamics, impacts and integrated management of forest defoliating insects*. USDA Forest Service General Technical Report NE-274, 7 – 24.
- Gieger T., Thomas F.M. (2005) Differential response of two Central-European oak species to single and combined stress factors. *Trees-Structure and Function*, 19, 607–618.
- Goutbeek, A. (m.m.v. R.J. Bijlsma & Th. Spek). 2015. Eikenhakhout langs de Vecht. Ambacht rond Dalfsen in de negentiende eeuw. Matrijs, Utrecht.
- Gundersen, P., Sevel, L., Christiansen, J.R., Vesterdal, L., Hansen, K. and Bastrup-Birk, A., 2009. Do indicators of nitrogen retention and leaching differ between coniferous and broadleaved forests in Denmark? *Forest Ecology and Management* 258. 7: 1137-1146.
- Haavik, L.J., S.A. Billings, J.M. Guldin, F.M. Stephen 2015. Emergent insects, pathogens and drought shape changing patterns in oak decline in North America and Europe. *Forest Ecology and Management*. Volume 354, 190–205.
- Hartmann, G. 1996. Ursachenanalyse des Eichensterbens in Deutschland – Versuch einer Synthese bisheriger Befunde. – *Mitteilungen Aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem* 318: 125–151.
- Jonard, M., Fürst, A., Verstraeten, A., Thimonier, A., Timmerman, V., Potocic, N., Waldner, P., Benham, S., Hansen, K., Merila, P., Ponette, Q., de la Cruz, A., Roskams, P., Nicolas, M., Croisé, L., Ingerslev, M., Matteucci, G., Decinti, B., Bascietto, M. and Rautio, P., 2015. Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. *Global Change Biology* 21, 418-430.
- Jönsson, U. 2004. *Phytophthora and Oak Decline – Impact on Seedlings and Mature Trees in Forest Soils*. Dissertation. Lund.
- Jung, T. 1998. Die Phytophthora-Erkrankung der europäischen Eichenarten, wurzelzerstörende Pilze als Ursache des Eichensterbens. *Diss. Forstw. Fak. LMU-München; LINCUM Studien zur Forstwissenschaft* 02, 138 S.
- Jussy, J.H., Koerner, W., Dambrine, E., Dupouey, J.L. and Benoit, M., 2002. Influence of former agricultural land use on net nitrate production in forest soils. *European Journal of Soil Science* 53, 367-374.
- Kaplan, J.O., K.M. Krumhardt and N. Zimmermann, 2009. The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews* 28: 3016–3034.
- Kauppi PK, Posch M, Pirinen P. Large impacts of climatic warming on growth of boreal forests since 1960. *Plos One* 2014; 9: e111340. DOI: 10.1371/journal.pone.0111340.
- Kint, V., W. Aertsen, M. Campioli, D. Vansteenkiste, A. Delcloo and B. Muys, 2012. Radial growth change of temperate tree species in response to altered regional climate and air quality in the period 1901–2008. *Climatic Change* 115:343–363.
- Kros, J., B.J. de Haan, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & W. de Vries, 2008. *Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur*. Wageningen. Alterra.
- Laubhann D, Sterba H, Reinds GJ, de Vries W (2009) The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring proefvlaks: An individual tree growth model. *Forest Ecol Manage* 258 (8):1751-1761.
- Lucassen, E., R. Aben, A. Smolders, R. Bobbink, J. van Diggelen, M. van Roosmalen, D. Boxman, L. van den Berg & J. Roelofs, 2014a. Bodemverzuring als aanjager van eikensterfte: gevolgen voor herstelmaatregelen. *Vakblad Bos, Natuur en Landschap*, maart 2014, 23-27.

- Lucassen, E., L. van den Berg, R. Aben, F. Smolders, J. Roelofs en R. Bobbink, 2014b. Bodemverzuring en achteruitgang zomereik. *Landschap* 31 (4): 185-193.
- Månsson, K.F. and Falkengren-Grerup, U., 2003. The effect of nitrogen deposition on nitrification, carbon and nitrogen mineralisation and litter C : N ratios in oak (*Quercus robur* L.) forests. *Forest Ecology and Management* 179, 455-467.
- Marçais, B. and M.L. Desprez-Loustau 2014. European oak powdery mildew: impact on trees, effects of environmental factors, and potential effects of climate change. *Annals of Forest Science*, Springer Verlag (Germany), 2014, 71 (6), pp.633-642.
- Matzner, E. and Murach, D., 1995. Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in Central Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 63-76.
- Mellert, K.H. and Göttlein, A., 2012. Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. *European Journal of Forest Research* 131:1461-1472.
- Moraal, L.G., 1997. Eikenprachtkever *Agrilus biguttatus* en eikensterfte: een literatuurstudie over aantastingen, levenswijze en verspreiding. IBN-Rapport 320. 24 p.
- Moraal, L.G., 2010. Landelijke inventarisatie insectenplagen 2009: Eiken hebben het zwaar te verduren. *Tuin en Landschap* 32 (18): 36-39.
- Moraal, L.G., 2012. Insectenplagen op bomen en struiken in bos en landelijk gebied in 2011. *Vakblad Natuur Bos Landschap*.
- Nabuurs GJ, Schelhaas MJ, Mohren GMJ, Field CB., 2003. Temporal evolution of the European forest sector carbon sink from 1950 to 1999. *Global Change Biology* 2003; 9: 152-160.
- Nabuurs GJ, Lindner M, Verkerk PJ, Gunia K, Deda P, Michalak R, et al., 2013. First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nature Climate Change*; 3: 792-796.
- Nellemann, C. and Thomsen, M.G., 2001. Long-term changes in forest growth: Potential effects of nitrogen deposition and acidification. *Water Air and Soil Pollution* 128, 197-205.
- Nijssen, M., Bouwman, J. en Siepel, H., 2014. Hoe zijn negatieve effecten van stikstofdepositie op diersoorten te mitigeren? *De Levende Natuur – juli 2014*, 167-171.
- Nilsson, L.O., Bååth, E., Falkengren-Grerup, U. and Wallander, H., 2007. Growth of ectomycorrhizal mycelia and composition of soil microbial communities in oak forest soils along a nitrogen deposition gradient. *Oecologia* 153, 375-384.
- Norby RJ, DeLucia EH, Gielen B, Calfapietra C, Giardina CP, King JS, et al., 2005. Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*; 102: 18052-18056.
- Norby RJ, Warren JM, Iversen CM, Medlyn BE, McMurtrie RE. CO₂ enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2010; 107: 19368-19373.
- Oosterbaan, A., 2014. Eikensterfte: ernst, oorzaken en beheer. *Vakblad Bos, Natuur en Landschap*, januari 2014, 22-25.
- Oosterbaan, A., R. Bobbink en M. Decuyper, 2014. Onderzoek naar de relatie van eikensterfte met droogte en bodemchemie; *Alterra-rapport nr. 2575*, Wageningen.29 pp.
- Oszako, T. 2000. Oak declines in Europe's forest – history, causes and hypothesis. – In: Oszako, T. and Delatour, C. (eds), *Recent advances on oak health in Europe*. Forest Research Inst., Warsaw, pp. 11–40.
- Rackham, O., 2006. *Woodlands*. The New Naturalist Library. HarperCollins, London.
- Roelofs, J.G.M., Kempers, A.J., Houdijk, A.F.L.M. and Jansen, J., 1985. The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in The Netherlands. *Plant and Soil* 84, 45-56.
- Solberg S, Dobbertin M, Reinds GJ, Lange H, Andreassen K, Fernandez PG, Hildingsson A, de Vries W (2009) Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring proefvlak: A stand growth approach. *Forest Ecol Manage* 258 (8):1735-1750.
- Szewczyk W., R. Kuźmiński, M. Mańka, H. Kwaśna, P. Łakomy, M. Baranowska-Wasilewska, J. Behnke-Borowczyk, 2015. Occurrence of *Erysiphe alphitoides* in oak stands affected by flood disaster. *Forest Research Papers*. Volume 76, Issue 1, Pages 73–77
- Tamm, C.O., 1991. *Nitrogen in Terrestrial Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, Germany
- Tarrason et al., 2001. EMEP/MS-CW Report, 1/01.

- Thomas, F.M., R. Blank & G.Hartmann, 2002. Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *Forest Pathology* 32: 277-342.
- Thomas, F.M., 2008. Recent advances in cause–effect research on oak decline in Europe. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2008 3, No. 037.
- Throop, H.L., 2005. Nitrogen deposition and herbivory affect biomass production and allocation in an annual plant. *Oikos* 111: 91-100.
- Van den Berg, C.A. en Oosterbaan, A. 1989. Insektenbestrijding in zomereik : de invloed op de vitaliteit. *Nederlands Bosbouwtijdschrift* 61 (11/12): 316-323.
- Van den Burg, A., A. Dees, T. Huigens, R-J. Bijlsma & R. de Waal, 2014. Voedselkwaliteit en biodiversiteit in bossen van de hoge zandgronden. Rapport O+BN nr. 2014/OBN186-DZ.
- Verstraeten, A., G. Sioen, J. Neiryck, P. Roskams & M. Hens, 2012. Bosgezondheid in Vlaanderen bosvitaliteitsinventaris, meetnet Intensieve Monitoring Bosccosystemen en meetstation luchtverontreiniging. Resultaten 2010-2011. Brussel. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
- Vogels, J., A. Van den Burg, E. Remke & H. Siepel. (2011). Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen - Evaluatie en ontwerp van bestaande en nieuwe herstelmaatregelen (2006-2010). *DKI-EL&I*, Den Haag, 238 pag.
- Wallenda, T. and Kottke, I., 1998. Nitrogen deposition and ectomycorrhizas. *New Phytologist* 139, 169-187.
- Westling, O., Hallgren, L. and Sjöblad, K., 1992. Deposition och effekter av luftföroreningar i södra och mellersta Sverige. *IVL rapport B 0283-877x1079*:
- Zierl B. Relations between crown condition and ozone and its dependence on environmental factors. *Environ. Pollut.* 2002; 119: 55-68.

Hoofdstuk 3

- Chabra, R., J. Pleysier and A. Cremers, 1975. The measurement of the cation exchange capacity and exchangeable cations in soil: a new method. *Proc. Int. Clay Conference. Applied Publishing Ltd., Wilmette, Illinois, USA: 439-449.*
- De Vries, W. (2008) Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid. *Alterra-rapport 1699. Alterra Wageningen Universiteit en Research Centrum, Wageningen.*
- De Vries, W. and E.E.J.M. Leeters, 2001. Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 150 forest stands in the Netherlands in 1990. *Wageningen, Alterra Green World Research. Report 424.1. 113 pp.*
- Klap, J.M., W. de Vries & E.E.J.M. Leeters: Effects of acid atmospheric deposition on the chemical composition of loess, clay and peat soils under forest in the Netherlands. *Wageningen, SC-DLO, 1999. Report 97, 181 pp.*
- Leeters, E.E.J.M. and W. de Vries, 2001. Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 200 forest stands in the Netherlands in 1995. *Wageningen, Alterra Green World Research. Report 424.2. 108 pp.*

Hoofdstuk 4

- Aarnio, T., M. Rätty & P.J. Martikainen 2003 Long-term availability of nutrients in forest soil derived from fast- and slow-release fertilizers *Plant and Soil* 252: 227–239, 2003. *Kluwer Academic Publishers.*
- Bakken, A.K. H. Gautneb, T. Sveistrup & K. Myhr 2000 Crushed rocks and mine tailings applied as K fertilizers on grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56: 53–57.
- Bennett, P. C., J. R. Rogers, W. J. Choi 2001 Silicates, Silicate Weathering, and Microbial Ecology
- Bergsma, H., J. Vogels, M. Weijters, R. Bobbink, A. Jansen & L. Krul, 2016. Tandrot in de bodem. *Bodem nummer 1, februari 2016.*
- Bobbink, R., H. Bergsma, J. den Ouden, M. Weijters, 2017. Bodemverzuring in het droog zandlandschap. Na het zuur geen zoet?. *Landschap: tijdschrift voor landschapsecologie en milieukunde* (2017)2: 60 - 69.
- Braun-Blanquet, Josias (1964): *Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde.* (3. Auflage). Springer Verlag, Wien, 865 pages.

- De Bakker, H en J. Schelling (1966). *Systeem van bodemclassificatie voor Nederland : de hogere niveaus*, Uitgeverij PUDOC.
- Helling, C.S., G. Chesters and R.B. Corey, 1964. Contribution of organic matter and clay to soil cation exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 28: 517-520.
- Mellert, K.H. and A. Göttlein, 2012. Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. *Eur J Forest Res* 131:1461–1472
- Ramezani A., A. S. Dahlin, C. D. Campbell, S. Hillier, B. Mannerstedt-Fogelfors, I. Öborn: Addition of a volcanic rockdust to soils has no observable effects on plant yield and nutrient status or on soil microbial activity. *Plant Soil* Oktober 2012 Springer verlag
- Schaminée, Joop, John Janssen, Eddy Weeda, Patrick Hommel, Rense Haveman, Piet Schipper & Dick Bal, 2015. *Veldgids Romgemeenschappen*. Staatsbosbeheer, Alterra Wageningen. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel, 1999. *De Vegetatie van Nederland*. Deel 5. *Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen*. Opulus press, Upsala, Leiden.
- Ten Cate, J. A. M., A. F. van Holst, H. Kleijer & J. Stolp, 1995. *Handleiding bodemgeografisch onderzoek; Richtlijnen en voorschriften; Deel A: Bodem*. Wageningen, SC-DLO. Technisch document 19A.
- Uroz, S., M. P. Turpault, C. Delaruelle, L. Mareschal, J.-C. Pierrat & P. Frey-Klett 2012. Minerals Affect the Specific Diversity of Forest Soil Bacterial Communities *Geomicrobiology Journal*, 29:88–98
- Van Delft, B., R. de Waal, R. Kemmers, P. Mekink & J. Sevink, 2006. *Field guide Humus Forms; Description and classification of humus forms for ecological applications*. Wageningen, Alterra.
- Weijters, M., R. Bobbink, E. Bohnen-Verbaarschot, B. Van de Riet, J. Vogels, H. Bergsma & H. Siepel (2018). *Herstel van heide door middel van slow release mineralengift. Resultaten van 3 jaar steenmeelonderzoek*. VBNE, Driebergen, 216 pag.

Hoofdstuk 5

- Bobbink, R., D. Bal, H.F. van Dobben, A.J.M. Jansen, M. Nijssen, H. Siepel, J.H.J. Schaminée, N.A.C. Smits & W. de Vries, 2012. De effecten van stikstofdepositie op de structuur en het functioneren van ecosystemen. In: *Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS)*. Deel I: Algemene inleiding op herstelstrategieën: beleid, kennis en maatregelen. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag, pp.41-82.
- Gisin, H., 1943. *Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im Schweizerischen Exkursionsgebiet Basels*. *Revue suisse de zoologie* 50: 131-224.
- Hacskaylo, J., Finn, R. F., Vimmerstedt J. P. 1969. Deficiency symptoms of some forest trees. *Research Bulletin 1015*, Ohio Agricultural Research and Development Center, Wooster, Ohio.
- Kemmers, R., 2012. Zijn bodemorganismen van belang voor herstel van verzuurde bossen? *De Levende Natuur* 113, 24-28.
- Siepel, H., De Ruiter-Dijkman, E. M. 1993. Feeding guilds of oribatid mites based on their carbohydrase activities. *Soil Biology Biochemistry* 25: 1491-1497.
- Siepel, H. 1996. The importance of unpredictable and short-term environmental extremes for biodiversity in oribatid mites. *Biodiversity letters* 3: 26-34.
- Van den Berg, L., B. Nyssen, E. Desie, G. van Duinen, E. Al, M. Weijters, E. Verbaarschot, R. Bobbink & A. van den Burg, 2018. *Correlatief onderzoek Rijk-strooiselsoorten in natuurgericht bosbeheer - Fase 1. Rapport Bosgroep Zuid-Nederland*.
- Van den Burg, A., A. Dees, T. Huigens, R.-J. Bijlsma & R. de Waal, 2014. *Voedselkwaliteit en biodiversiteit in bossen van de hoge zandgronden*. Rapport O+BN nr. 2014/OBN186-DZ.
- Wertz, S., A.K.K. Leigh & S.J. Grayston (2011). Effects of long-term fertilization of forest soils on potential nitrification and on the abundance and community structure of ammonia oxidizers and nitrite oxidizers. *FEMS Microbiology Ecology* 79:142–154.

Bijlage 1: Gebruikte methodieken voor de chemische analyses van bodem en plant

Bewerking van de bodem en plantmonsters

Drooggewicht en organisch stofgehalte

Om het vochtgehalte van het verse bodemmateriaal te bepalen werd het vochtverlies gemeten door bodemmateriaal in duplo af te wegen in aluminiumbakjes. De bakjes werden precies tot aan de rand afgevuld (volume = 40,5 ml), zodat de soortelijke massa van de bodem kan worden bepaald. De bodems werden gedurende minimaal 48 uur gedroogd in een stoof bij 60°C. Vervolgens werd het bakje met bodemmateriaal opnieuw gewogen en werd het vochtverlies berekend. De fractie organisch stof in de bodem werd berekend door via het gloeiverlies bepaald. Hiertoe werd gedroogd bodemmateriaal gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Na het uitgloeien werd het bakje met bodemmateriaal weer gewogen en werd het gloeiverlies berekend. Het gloeiverlies komt bij benadering overeen met het gehalte aan organisch materiaal in de bodem.

Destructie

Door de bodem en plantmateriaal te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bijna alle elementen in het materiaal te bepalen. Hiervoor werd 200 mg fijngemalen bodemmateriaal afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het bodemmateriaal werd 5 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO₃, 65%) en 2 ml waterstofperoxide (H₂O₂ 30%) toegevoegd, waarna de vaatjes in een destructie-magnetron (Milerock microwave type mls 1200 mega) werden geplaatst. De monsters werden vervolgens gedestruëerd in gesloten teflon vaatjes. Na destructie werd het destruaat overgebracht in 100 ml maatcilinders en aangevuld tot 100 ml met demiwater. De destruaat werd bewaard bij 4 °C tot verdere analyse op de ICP-OES.

Water- en zoutextractie

Met een water- en zoutextractie kunnen de vrij in de bodem aanwezige ionen of de zoutuitwisselbare ionen bepaald worden. Hiervoor werd 17,5 gram verse bodem met 50 ml zoutextract (0,2 mol l⁻¹ NaCl) of 50 ml demiwater gedurende 2 uur geschud op een schudmachine bij 105 rpm. De pH werd gemeten met een HQD pH-electrode. De extracten werden gefilterd met behulp van rhizons. Voor analyse op de ICP-OES werd een deel van het filtraat aangezuurd met salpeterzuur (eindconcentratie 1%) en bewaard bij 4 °C tot verdere analyse. Voor analyse op de auto-analyzers werd niet-aangezuurd filtraat bewaard bij -18 °C tot verdere analyse.

Strontiumextractie

Met een strontiumextractie kan de concentratie strontium-uitwisselbare ionen bepaald worden. Hiervoor werd vers materiaal ingewogen overeenkomstig met 5 gram droog materiaal (minerale bodems) of 2,5 gram droog materiaal (veenbodems) en met 200 ml strontiumchloride (0,2 mol l⁻¹), geschud op een schudmachine bij 105 rpm. De pH werd gemeten met HQD pH-electrode. De extracten werden gefilterd met behulp van rhizons. Voor analyse op de ICP-OES werd een deel van het filtraat aangezuurd met salpeterzuur (eindconcentratie 1%) en bewaard en bij 4 °C tot verdere analyse. Voor analyse op de auto-analyzers werd niet-aangezuurd filtraat bewaard bij -18 °C tot verdere analyse.

C/N-analyse bodem- en plantmateriaal

Voor de analyse van de totale hoeveelheid koolstof en stikstof werd een deel van het verzamelde bodem- of plantmateriaal fijngemalen in een kogelmaler. Afhankelijk van het soortelijk gewicht van het materiaal en de verwachte concentraties, werd een kleine hoeveelheid (3-40 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container afgewogen, waarna het in een CNS-elementenalyzer (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd geanalyseerd.

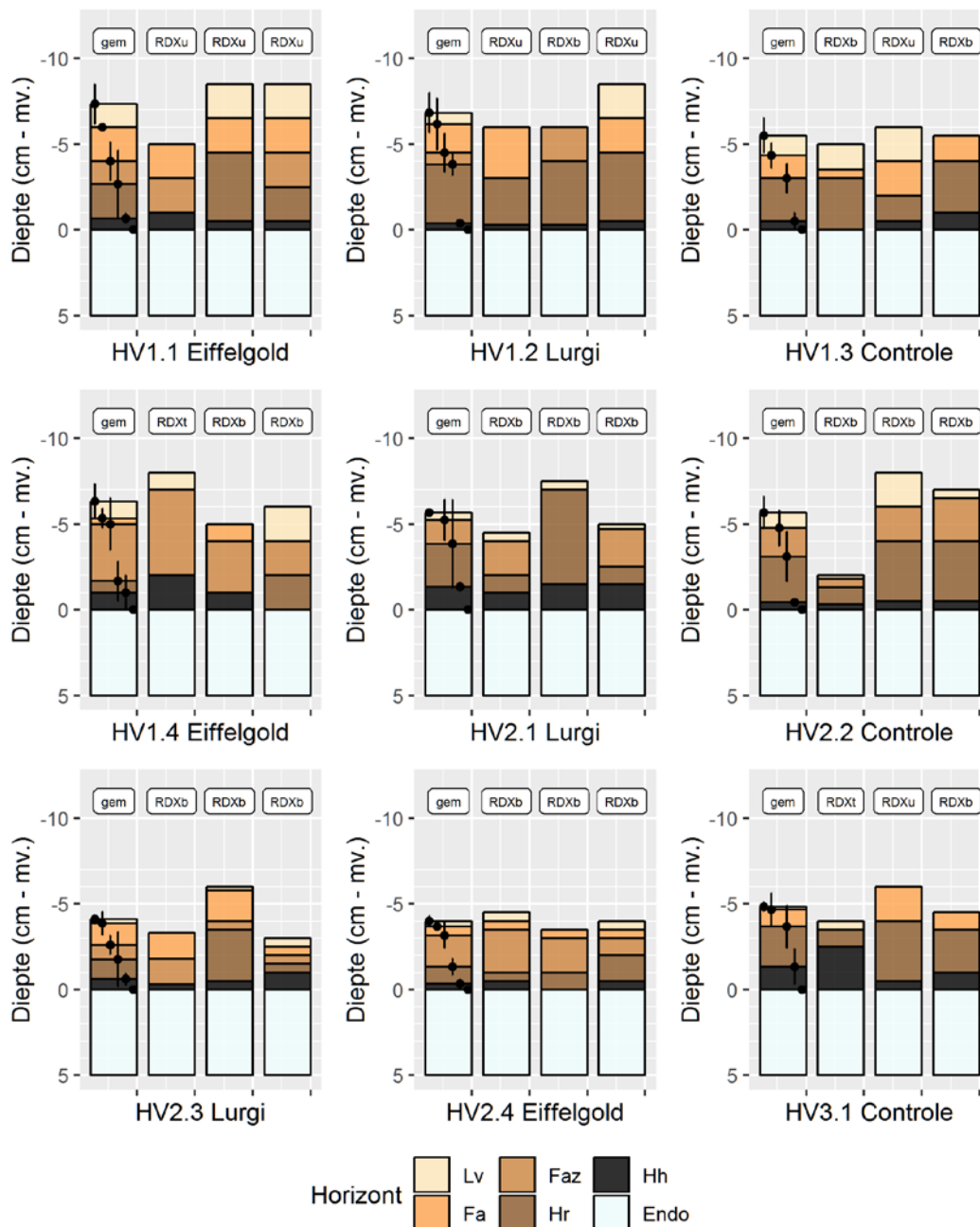
Elementenanalyse (ICP en auto-analysers)

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

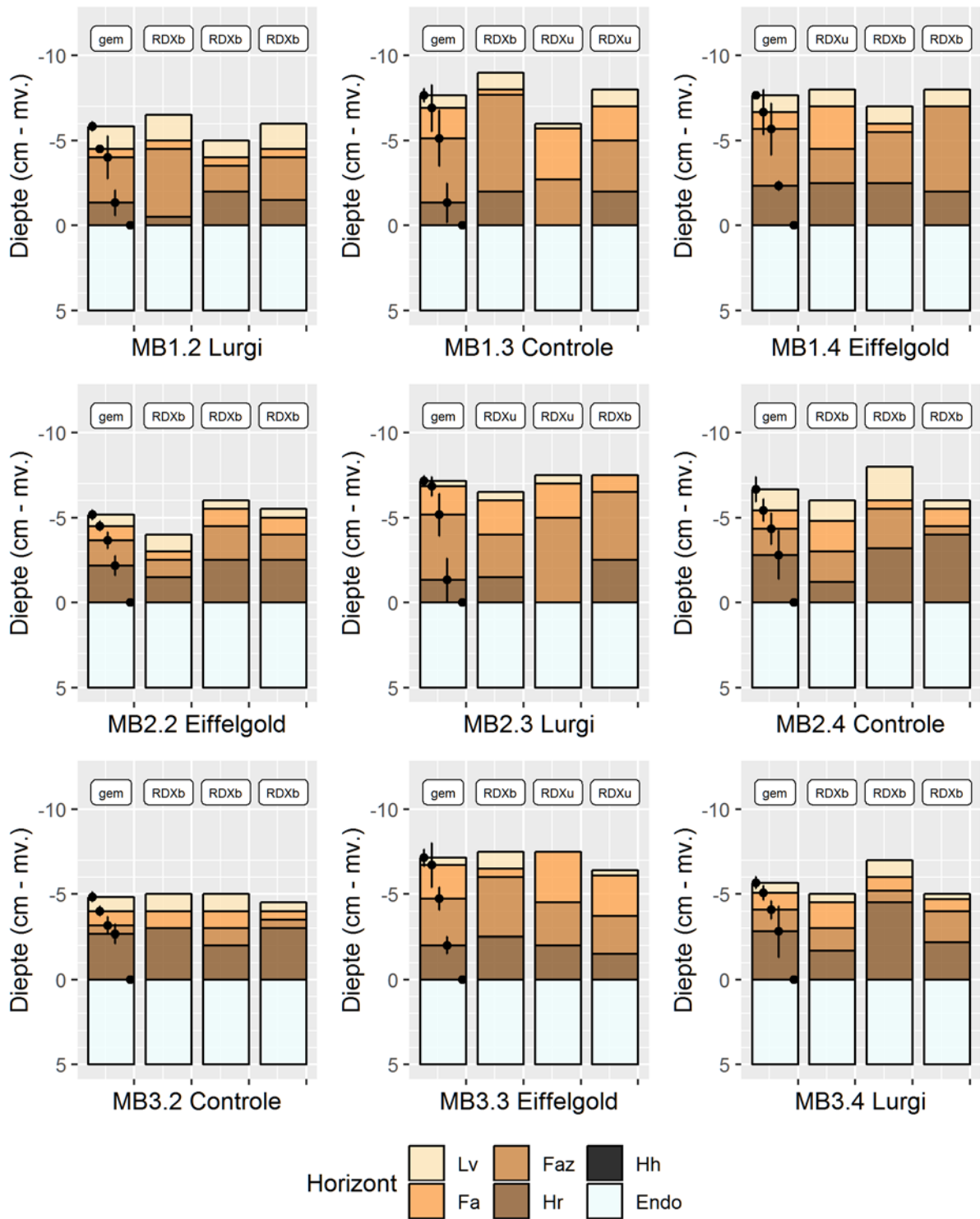
Tabelnummer ¹	3	2	1	6	4	5	8	7	9	16	15	10	17	14	11	18	13	12	
Bedekking boomlaag (%)	35	30	30	45	30	50	30	30	70	70	70	70	75	75	75	75	75	70	
Bedekking struiklaag (%)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	0	1	0	0	0	0	0	
Bedekking kruidlaag (%)	50	6	40	65	40	55	50	60	65	25	70	70	45	60	65	70	70	65	
Bedekking moslaag (%)	6	10	3	4	5	2	2	3	2	35	1	1	3	1	1	1	1	1	
Hoogte (hoge) boomlaag (m)	22	20	20	20	22	22	20	20	22	18	18	18	18	18	18	18	18	18	
Hoogte lage struiklaag (m)	0.9	0.0	90.0	1.0	1.0	0.8	1.2	1.0	1.1	4.0	5.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Gem. hoogte (hoge) kruidl. (cm)	65	60	70	70	65	60	70	70	65	90	80	110	80	80	100	100	90	100	
Gem. hoogte lage kruidl. (cm)	10	10	10	10	10	10	10	10	10	20	15	5	10	5	5	15	5	5	
Opname	HV1.1	HV1.2	HV1.3	HV1.4	HV2.1	HV2.2	HV2.3	HV2.4	HV3.1	MB1.2	MB1.3	MB1.4	MB2.2	MB2.3	MB2.4	MB3.2	MB3.3	MB3.4	
Amelanchier lamarckii	kl	r	r				+												Amerikaans krentenboompje
Rhamnus frangula	kl	r	r					r	r	+	+		+	r		r			Sporkehout
Ilex aquifolium	kl	r	r						r	+	+		r	r					Hulst
Prunus serotina	kl	+	+	r	r				r	+									Amerikaanse vogelkers
Sorbus aucuparia	kl	+	+	+	+	+	+	+	+		r								Wilde lijsterbes
Dryopteris dilatata	kl	1	+	+	+	+		+	+										Brede stekelvaren
Pteridium aquilinum	kl		+	+	+	+		+	+										Adelaarsvaren
Molinia caerulea	kl	2m	1	+	2a	1	1	1	+	2m	+	1		4	4	4	4	4	Pijpenstrootje
Deschampsia flexuosa	kl	3	3	4	3	3	3	4	4	2m									Bochtige smele
Agrostis capillaris	kl	r	r	r	r	r		+	+										Gewoon struisgras
Carex pilulifera	kl	1	1	1	1	1	1	1	+	r									Pilzegge
Vaccinium myrtillus	kl	+	1	1	1	1	1	+	2m	2a	2m								Blauwe bosbes
Calluna vulgaris	kl		r	r	r	+	+	r	+										Struikhei
Rubus sec. Rubus	kl	+							r	2m									Zwarte braam
Ceratopogon claviculata	kl	1	2m	1	2m	r	+	1	r										Rankende helmbloem
Rumex acetosella	kl	1	+				1												Schapenzuring
Moehringia trinervia	kl	+	1	1	+		2m	2m											Drienerfmuur
Galium saxatile	kl	1	2m	+	+	+	+	+	1										Liggend walstro
Hedera helix	kl			r	r														Klimop
Digitalis purpurea	kl			r															Gewoon vingerhoedskruid
Moslaag																			
Polytrichum formosum	ml	2m	2m	2m	2a	2m	2m	2m	2m	3	1	2m	2m	1	+	+	+	+	Fraai haarmos
Eurhynchium praelongum	ml									+	r	1	+	1	1	+	2m	2m	Fijn laddermos
Leucobryum glaucum	ml	+	2m	2m	1	1	1	+	1										Kussentjesmos
Hypnum jutlandicum	ml	2m	2m	2m	2m	2m	2m	2m	1	1	2m	1	2m	+	2m	1	2m	2m	Heideklauwtjesmos
Dicranum scoparium	ml	1	r	+	1			1			+								Gewoon gaffeltandmos
Cladonia species	ml	+	2m	2m	+	1			+			+							Heidestaartje & Bekermos (G)
Calliergonella cuspidata	ml	1	1			1		1											Gewoon puntmos
Brachythecium rutabulum	ml											1	1	1	1	+	+	+	Gewoon dikkopmos
Polytrichum piliferum	ml												+						Ruig haarmos

¹ Per opname is met kleur de behandeling weergegeven: Geel = Eifelgold, Grijs = Lurgi, Wit = controle.

Bijlage 3: Humusprofielen in proefvlakken op het NP park de Hoge Veluwe en het Mastbos.



Figuur B3.1 Schematische weergave van de humusprofielen in de proefvlakken op de Hoge Veluwe. Per proefvlak geeft de linker kolom een 'gemiddeld' profiel weer, op basis van de gemiddelde dikte van de horizonten in de drie beschreven profielen, de zwarte bolletjes en streepjes geven de variatie aan, gebaseerd op de standaarddeviatie. Bij de code voor het proefvlak is de behandeling opgenomen. Alleen de ectorganische humushorizonten zijn beschreven omdat bij de endorganische horizonten weinig veranderingen verwacht worden, deze zijn onder de verzamelnaam 'Endo' opgenomen. Boven de beschreven profielen is de code voor de humusvorm weergegeven.



Figuur B3.2 Schematische weergave van de humusprofielen in de proefvlakken in het Mastbos. Per proefvlak geeft de linker kolom een 'gemiddeld' profiel weer, op basis van de gemiddelde dikte van de horizonten in de drie beschreven profielen, de zwarte bolletjes en streepjes geven de variatie aan, gebaseerd op de standaarddeviatie. Bij de code voor het proefvlak is de behandeling opgenomen. Alleen de ecto-organische humushorizonten zijn beschreven omdat bij de endo-organische horizonten weinig veranderingen verwacht worden, deze zijn onder de verzamelnaam 'Endo' opgenomen. Boven de beschreven profielen is de code voor de humusvorm weergegeven.

Bijlage 4: Bodemchemische dataset

Mastbos 0-20 cm Controle	t=0			t=1			t=2			t=3		
	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error
Organisch stof (%)	6,5	12,6	1,8	12,6	15,0	0,7	10,1	15,1	1,5	9,8	14,8	1,5
Vochtgehalte (%)	23,6	34,8	3,3	31,9	36,2	1,4	30,3	36,8	2,2	24,8	29,8	1,4
Massavolume (kg droog/liter vers)	1,0	1,1	0,05	0,8	0,8	0,01	0,6	0,8	0,05	0,6	0,8	0,05
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	335	641	98	-	-	-	-	-	-	421	1417	312
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	5504	13709	2500	-	-	-	-	-	-	6103	8481	722
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	1374	4367	873	-	-	-	-	-	-	5500	7572	611
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	367	395	9	-	-	-	-	-	-	1471	2123	203
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	375	1167	229	-	-	-	-	-	-	1248	1753	146
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	17195	30735	3922	-	-	-	-	-	-	25603	34013	2577
CEC (ueq/kg bodem)	38557	84704	13538	-	-	-	-	-	-	60342	80436	6014
Basenverzadiging (%)	19,4	20,7	0,41	-	-	-	-	-	-	25,1	25,9	0,22
pH-NaCl	-	-	-	2,8	2,9	0,04	2,8	3,0	0,06	2,8	3,0	0,06
pH-H2O	-	-	-	3,7	3,9	0,05	3,6	4,0	0,11	3,5	3,6	0,02
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	1548	1915	106	1146	3081	569	1787	3075	426
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	2854	3599	221	3262	3484	72	1941	3383	432
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	498	617	38	984	1874	269	692	1361	196
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	1128	1376	82	1532	1623	27	636	1659	304
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	71	97	7	41	60	6	51	89	12
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	172	246	22	400	582	53	198	399	67
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	127	190	18	0	625	191	161	822	204
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	5	70	20	12	118	34	53	262	61
Eiffelgold	t=0			t=1			t=2			t=3		
	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error
Organisch stof (%)	8,9	10,0	0,4	12,5	13,5	0,3	12,6	15,0	0,7	11,1	14,4	1,1
Vochtgehalte (%)	29,4	31,3	0,6	30,9	34,5	1,1	33,7	39,0	1,5	25,1	29,3	1,3
Massavolume (kg droog/liter vers)	1,0	1,1	0,02	0,8	0,8	0,01	0,7	0,7	0,02	0,6	0,7	0,01
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	180	1415	359	-	-	-	-	-	-	256	297	12
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	5591	10886	1584	-	-	-	-	-	-	6664	9537	851
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	1928	2119	62	-	-	-	-	-	-	6552	8905	679
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	471	1853	449	-	-	-	-	-	-	987	1774	229
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	566	672	31	-	-	-	-	-	-	1923	2465	161
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	21227	23185	568	-	-	-	-	-	-	21948	26578	1352
CEC (ueq/kg bodem)	46754	61937	4649	-	-	-	-	-	-	62602	80311	5399
Basenverzadiging (%)	18,9	21,6	0,86	-	-	-	-	-	-	29,4	31,8	0,69
pH-NaCl	-	-	-	2,9	2,9	0,02	2,8	3,0	0,05	2,9	3,0	0,02
pH-H2O	-	-	-	4,0	4,1	0,04	3,8	4,0	0,06	3,6	3,8	0,05
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	1636	1684	15	2048	2131	24	1753	2634	280
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	3354	3530	53	3334	4264	308	2497	4250	508
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	427	1163	214	1000	1900	267	803	1175	107
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	1335	1814	145	1575	2827	361	1442	2532	315
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	847	1165	104	200	836	207	176	438	82
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	176	418	71	227	519	94	115	238	40
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	86	384	95	121	219	28	206	262	19
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	87	130	14	96	173	25	109	231	38
Lurgi	t=0			t=1			t=2			t=3		
	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error
Organisch stof (%)	8,9	11,1	0,7	11,6	16,4	1,4	9,5	11,6	0,6	11,5	13,8	0,7
Vochtgehalte (%)	27,3	33,0	1,8	30,7	36,5	1,7	28,3	31,3	0,9	26,4	27,9	0,4
Massavolume (kg droog/liter vers)	1,0	1,0	0,02	0,7	0,8	0,04	0,8	0,9	0,03	0,7	0,8	0,04
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	312	408	30	-	-	-	-	-	-	163	1412	361
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	6364	9266	858	-	-	-	-	-	-	6476	8864	719
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	1918	3190	409	-	-	-	-	-	-	7786	8857	310
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	488	659	50	-	-	-	-	-	-	1993	2539	180
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	562	983	125	-	-	-	-	-	-	1508	1953	131
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	21469	26686	1517	-	-	-	-	-	-	19588	26479	2028
CEC (ueq/kg bodem)	52978	59469	1879	-	-	-	-	-	-	62994	76093	3810
Basenverzadiging (%)	16,9	25,4	2,78	-	-	-	-	-	-	31,0	33,5	0,72
pH-NaCl	-	-	-	2,8	3,0	0,04	2,9	3,1	0,06	2,9	3,0	0,03
pH-H2O	-	-	-	3,9	4,1	0,05	3,9	4,2	0,11	3,9	3,9	0,02
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	1470	2138	193	1729	2090	105	1655	2573	282
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	3679	3851	55	2878	3723	248	3412	4097	205
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	617	685	20	1197	1299	31	970	1493	161
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	1250	1580	105	1121	1306	57	1213	1702	142
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	772	1368	172	442	2428	574	461	1077	178
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	285	309	7	347	446	28	180	346	48
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	101	461	119	66	268	59	186	537	101
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	17	70	17	19	83	20	53	178	37

Mastbos 20-40 cm	t=0			t=1			t=2			t=3		
	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error
Controle												
Organisch stof (%)	5,2	10,7	1,6	6,2	9,7	1,1	6,3	10,4	1,3	7,4	8,8	0,4
Vochtgehalte (%)	18,1	34,4	4,7	18,4	25,3	2,0	20,3	29,8	3,1	20,1	22,0	0,6
Massavolume (kg droog/liter vers)	1,0	1,2	0,07	1,0	1,1	0,05	1,0	1,0	0,01	0,8	0,9	0,03
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	260	424	50	-	-	-	-	-	-	529	1999	434
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	7395	13415	1751	-	-	-	-	-	-	8251	11434	920
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	581	1727	339	-	-	-	-	-	-	2077	2583	147
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	293	329	10	-	-	-	-	-	-	674	3831	977
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	134	393	75	-	-	-	-	-	-	649	735	25
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	9542	19299	2892	-	-	-	-	-	-	12283	16264	1288
CEC (ueq/kg bodem)	34394	65215	8966	-	-	-	-	-	-	46421	61284	4293
Basenverzadiging (%)	9,8	11,2	0,43	-	-	-	-	-	-	11,7	16,8	1,55
pH-NaCl	-	-	-	2,9	3,2	0,09	3,0	3,2	0,05	3,0	3,1	0,04
pH-H2O	-	-	-	3,9	4,1	0,06	3,7	4,0	0,09	3,5	3,7	0,05
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	2451	2985	162	2789	3922	351	2498	3792	404
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	493	759	85	425	882	139	658	898	70
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	209	345	40	522	777	77	632	706	22
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	136	271	39	161	332	50	326	384	18
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	52	83	9	21	53	10	39	71	9
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	125	265	42	162	209	14	119	312	63
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	186	518	106	21	393	117	147	320	53
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	1,5	82	23	3	70	19	11	71	19
Eiffelgold												
Organisch stof (%)	6,5	10,6	1,3	7,0	9,4	0,7	7,8	9,7	0,6	8,0	9,8	0,6
Vochtgehalte (%)	23,4	28,3	1,6	19,1	24,1	1,6	23,2	27,9	1,5	19,8	22,2	0,7
Massavolume (kg droog/liter vers)	1,0	1,2	0,04	1,0	1,1	0,03	0,9	0,9	0,01	0,7	0,8	0,03
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	277	332	16	-	-	-	-	-	-	135	2492	784
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	8142	14260	1777	-	-	-	-	-	-	8848	10923	632
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	702	1044	112	-	-	-	-	-	-	1967	3216	372
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	264	293	9	-	-	-	-	-	-	877	1819	272
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	174	227	15	-	-	-	-	-	-	712	1034	93
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	14086	16491	695	-	-	-	-	-	-	15453	17424	649
CEC (ueq/kg bodem)	43418	63044	5852	-	-	-	-	-	-	49504	58804	2741
Basenverzadiging (%)	8,6	10,8	0,69	-	-	-	-	-	-	14,2	17,6	1,10
pH-NaCl	-	-	-	3,0	3,1	0,04	3,0	3,0	0,01	3,0	3,0	0,01
pH-H2O	-	-	-	3,9	4,2	0,07	3,8	3,8	0,01	3,7	3,8	0,03
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	2527	2939	122	3296	3670	123	2704	3463	232
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	472	883	125	580	981	131	611	1226	186
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	131	271	46	579	658	23	544	723	53
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	143	301	50	233	470	78	350	583	75
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	171	194	7	100	136	10	112	198	26
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	82	227	42	81	193	35	159	245	26
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	43	331	95	47	60	4	131	266	43
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	20	48	9	25	57	10	23	89	19
Lurgi												
Organisch stof (%)	6,8	9,8	1,0	7,7	10,7	0,9	5,7	9,6	1,2	7,2	9,5	0,7
Vochtgehalte (%)	22,1	28,1	1,8	21,3	26,8	1,6	18,9	24,3	1,6	19,4	23,8	1,3
Massavolume (kg droog/liter vers)	1,0	1,1	0,04	0,9	1,1	0,05	0,9	0,9	0,01	0,8	0,9	0,02
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	216	548	102	-	-	-	-	-	-	187	462	85
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	7984	13489	1795	-	-	-	-	-	-	8178	11150	902
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	856	997	45	-	-	-	-	-	-	2087	3052	280
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	272	456	53	-	-	-	-	-	-	791	1047	84
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	199	264	21	-	-	-	-	-	-	727	763	11
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	15632	18758	937	-	-	-	-	-	-	14499	17531	955
CEC (ueq/kg bodem)	43406	62989	6044	-	-	-	-	-	-	46395	57281	3529
Basenverzadiging (%)	9,4	12,0	0,85	-	-	-	-	-	-	12,8	15,1	0,68
pH-NaCl	-	-	-	3,0	3,1	0,03	3,0	3,2	0,04	3,0	3,1	0,03
pH-H2O	-	-	-	3,9	4,0	0,03	3,8	4,1	0,09	3,7	3,8	0,03
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	2690	3018	98	2809	4082	384	2521	3492	284
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	558	1063	150	521	592	22	735	1146	120
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	182	667	142	519	726	60	609	729	38
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	179	332	44	194	247	16	298	445	44
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	135	437	92	90	200	32	171	255	24
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	128	299	54	114	247	38	127	300	54
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	41	760	233	44	487	143	146	248	30
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	5	18	4	6	17	3	13	55	13

Veluwe 0-20 cm	t=0			t=1			t=2			t=3		
	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error
Controle												
Organisch stof (%)	4,0	7,8	1,1	6,3	11,3	1,5	5,3	9,0	1,1	6,5	11,9	1,6
Vochtgehalte (%)	13,8	24,9	3,3	19,3	28,8	2,8	15,7	25,0	2,9	17,0	22,9	1,8
Massavolume (kg droog/liter vers)	1,1	1,2	0,04	0,9	1,2	0,08	0,8	1,1	0,07	0,8	1,0	0,05
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	270	564	96	-	-	-	-	-	-	335	712	119
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	4375	8180	1216	-	-	-	-	-	-	5846	8513	785
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	586	3059	742	-	-	-	-	-	-	3232	5253	648
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	277	569	91	-	-	-	-	-	-	892	1263	116
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	233	920	199	-	-	-	-	-	-	1032	1239	60
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	4312	17329	4336	-	-	-	-	-	-	8145	14927	2008
CEC (ueq/kg bodem)	21344	49735	8332	-	-	-	-	-	-	36167	53524	5575
Basenverzadiging (%)	19,4	26,5	2,06	-	-	-	-	-	-	25,7	26,6	0,26
pH-NaCl	-	-	-	3,0	3,2	0,05	3,0	3,4	0,14	3,1	3,3	0,05
pH-H2O	-	-	-	3,9	4,1	0,05	4,1	4,1	0,03	3,9	4,0	0,04
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	1202	1766	175	2071	2663	186	1768	2578	234
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	901	2721	786	901	2585	561	1694	2680	288
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	388	700	90	664	889	73	712	1095	113
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	429	864	260	540	1045	160	868	1323	133
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	69	131	18	39	83	13	33	45	3
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	89	229	45	61	84	7	36	58	6
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	142	185	12	64	232	50	125	195	20
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	2	6	1,2	1	3	0,7	5	14	3
Eiffelgold												
Organisch stof (%)	5,6	10,1	1,4	6,5	9,1	0,8	4,2	10,3	1,9	6,9	11,7	1,5
Vochtgehalte (%)	17,7	28,0	3,2	16,5	23,0	2,1	15,1	27,1	3,5	19,1	24,6	1,7
Massavolume (kg droog/liter vers)	0,9	1,2	0,09	1,0	1,2	0,06	0,8	1,0	0,07	0,8	0,9	0,04
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	269	371	30	-	-	-	-	-	-	362	1156	257
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	5885	8555	773	-	-	-	-	-	-	5650	9854	1214
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	1384	2607	390	-	-	-	-	-	-	6366	12185	1868
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	463	581	35	-	-	-	-	-	-	1421	1775	104
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	485	837	111	-	-	-	-	-	-	1910	2668	219
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	8057	14927	2125	-	-	-	-	-	-	8671	21531	3981
CEC (ueq/kg bodem)	32473	49175	5236	-	-	-	-	-	-	47472	76733	8505
Basenverzadiging (%)	21,0	24,2	0,95	-	-	-	-	-	-	32,5	40,7	2,54
pH-NaCl	-	-	-	3,2	3,4	0,07	3,1	3,5	0,13	3,0	3,3	0,08
pH-H2O	-	-	-	4,3	4,6	0,08	4,3	4,5	0,08	4,0	4,4	0,11
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	1753	1878	37	1172	2603	413	1463	2178	227
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	1155	2461	413	1223	3225	578	2764	3723	288
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	639	899	75	742	1026	85	1046	1084	12
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	813	1357	158	1018	1840	238	1923	2323	118
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	210	515	91	94	377	93	81	593	154
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	103	142	11	22	114	27	35	194	51
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	179	373	65	62	164	31	150	268	35
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	2	5	0,9	2	5	1,2	7	21	5
Lurgi												
Organisch stof (%)	8,3	9,7	0,4	8,5	9,6	0,3	7,8	11,7	1,1	7,6	9,8	0,7
Vochtgehalte (%)	24,3	25,7	0,4	21,1	23,0	0,5	24,8	29,7	1,5	20,6	21,9	0,4
Massavolume (kg droog/liter vers)	1,0	1,1	0,01	1,0	1,1	0,03	0,8	0,9	0,03	0,8	0,9	0,02
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	208	611	129	-	-	-	-	-	-	235	456	67
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	4100	7229	1004	-	-	-	-	-	-	4400	9449	1460
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	1686	4095	709	-	-	-	-	-	-	5089	9920	1419
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	543	674	41	-	-	-	-	-	-	1239	1454	62
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	794	1305	168	-	-	-	-	-	-	1003	1509	165
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	13418	24875	3606	-	-	-	-	-	-	11251	12170	285
CEC (ueq/kg bodem)	32312	58531	7570	-	-	-	-	-	-	43983	65676	6984
Basenverzadiging (%)	19,2	25,6	1,84	-	-	-	-	-	-	29,5	40,4	3,23
pH-NaCl	-	-	-	3,0	3,3	0,09	3,1	3,2	0,05	3,1	3,2	0,02
pH-H2O	-	-	-	4,0	4,7	0,19	4,1	4,4	0,09	3,9	4,2	0,07
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	799	1844	304	864	2303	420	1107	2640	444
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	2101	3706	477	2770	3305	168	2364	3254	264
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	497	1297	259	873	1118	71	828	1074	74
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	910	1894	296	1119	1775	203	793	1454	191
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	378	930	161	309	540	73	114	490	121
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	103	176	22	58	130	21	41	63	7
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	129	174	13	66	141	23	158	287	37
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	3	6	0,9	3	4	0,4	6	9	1,0

Veluwe 20-40 cm	t=0			t=1			t=2			t=3		
	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error	Minimum	Maximum	St. Error
Controle												
Organisch stof (%)	3,9	6,9	0,9	2,3	5,7	1,1	6,0	7,0	0,3	4,9	7,3	0,7
Vochtgehalte (%)	13,0	18,9	1,7	7,4	14,6	2,3	16,5	17,0	0,2	11,9	16,8	1,5
Massavolume (kg droog/liter vers)	1,0	1,3	0,07	1,2	1,4	0,05	1,0	1,1	0,02	0,9	1,1	0,05
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	248	448	58	-	-	-	-	-	-	203	339	41
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	6293	11083	1453	-	-	-	-	-	-	7435	9049	516
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	634	946	90	-	-	-	-	-	-	1368	1715	101
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	261	358	28	-	-	-	-	-	-	668	1163	158
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	196	258	18	-	-	-	-	-	-	461	594	38
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	2099	5223	902	-	-	-	-	-	-	2539	4194	497
CEC (ueq/kg bodem)	23847	40565	4851	-	-	-	-	-	-	29710	37684	2382
Basenverzadiging (%)	11,5	12,7	0,35	-	-	-	-	-	-	13,0	15,3	0,76
pH-NaCl	-	-	-	3,6	3,8	0,06	3,4	3,7	0,11	3,5	3,8	0,07
pH-H2O	-	-	-	4,4	4,6	0,07	4,2	4,5	0,09	4,2	4,3	0,03
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	1063	2453	437	2126	2814	209	2225	2770	165
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	213	447	68	376	1048	198	384	678	86
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	154	261	31	527	718	55	580	738	51
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	105	202	29	176	480	93	237	299	19
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	51	83	10	29	46	5	37	46	3
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	32	117	28	8	92	24	33	47	4
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	73	121	15	94	145	16	78	131	17
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	0,4	1,5	0,4	0,5	1,2	0,2	2,6	2,9	0,1
Eiffelgold												
Organisch stof (%)	4,4	7,5	0,9	4,0	5,1	0,3	3,5	9,3	1,7	4,2	8,1	1,2
Vochtgehalte (%)	13,5	18,6	1,5	10,4	13,8	1,0	10,5	21,1	3,1	10,8	19,3	2,5
Massavolume (kg droog/liter vers)	1,1	1,1	0,02	1,3	1,3	0,02	0,9	1,2	0,09	1,0	1,2	0,06
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	194	487	88	-	-	-	-	-	-	206	303	31
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	6868	10256	981	-	-	-	-	-	-	5890	11996	1772
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	563	624	18	-	-	-	-	-	-	1276	2528	364
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	248	492	74	-	-	-	-	-	-	741	2578	603
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	159	183	7	-	-	-	-	-	-	500	671	55
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	1928	4111	632	-	-	-	-	-	-	2416	7219	1408
CEC (ueq/kg bodem)	25289	37813	3620	-	-	-	-	-	-	24856	52612	8013
Basenverzadiging (%)	11,0	12,5	0,46	-	-	-	-	-	-	14,6	17,5	0,90
pH-NaCl	-	-	-	3,6	3,9	0,09	3,4	3,9	0,16	3,3	3,7	0,12
pH-H2O	-	-	-	4,5	4,8	0,07	4,4	4,7	0,10	4,1	4,4	0,10
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	1624	2124	156	1501	3623	618	1825	3088	367
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	151	220	20	408	807	132	436	1322	272
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	182	243	18	506	708	60	638	668	10
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	86	128	12	244	415	55	323	622	90
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	77	97	7	45	161	38	49	159	35
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	38	47	3	11	49	11	17	165	47
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	51	86	10	25	112	26	72	151	26
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	0,1	2,9	0,9	0,5	1,3	0,3	2,0	4,2	0,6
Lurgi												
Organisch stof (%)	4,5	6,0	0,4	3,6	5,2	0,5	2,6	5,4	0,9	3,9	7,2	1,0
Vochtgehalte (%)	12,6	17,3	1,4	9,4	13,9	1,3	9,4	14,5	1,6	10,8	16,7	1,7
Massavolume (kg droog/liter vers)	1,2	1,2	0,02	1,3	1,4	0,04	1,0	1,2	0,05	0,9	1,2	0,07
Uitwisselbaar NH4 (umol/kg bodem)	308	608	91	-	-	-	-	-	-	147	562	126
Uitwisselbaar Al (umol/kg bodem)	7685	10292	766	-	-	-	-	-	-	6013	9215	989
Uitwisselbaar Ca (umol/kg bodem)	419	982	163	-	-	-	-	-	-	1225	2739	464
Uitwisselbaar K (umol/kg bodem)	290	358	22	-	-	-	-	-	-	491	950	147
Uitwisselbaar Mg (umol/kg bodem)	168	363	57	-	-	-	-	-	-	371	686	91
Uitwisselbaar H+ (umol/kg bodem)	2772	6206	1043	-	-	-	-	-	-	2730	4877	666
CEC (ueq/kg bodem)	28242	41366	3861	-	-	-	-	-	-	26181	41171	4333
Basenverzadiging (%)	9,9	11,7	0,61	-	-	-	-	-	-	11,2	19,0	2,61
pH-NaCl	-	-	-	3,7	3,8	0,04	3,6	3,7	0,02	3,5	3,7	0,04
pH-H2O	-	-	-	4,4	4,7	0,09	4,5	4,6	0,02	4,3	4,4	0,04
Plantbeschikbaar Al (umol/kg bodem)	-	-	-	1734	2308	189	1408	2141	237	2021	2720	204
Plantbeschikbaar Ca (umol/kg bodem)	-	-	-	226	663	144	405	654	76	392	779	112
Plantbeschikbaar K (umol/kg bodem)	-	-	-	170	500	101	493	613	35	617	689	21
Plantbeschikbaar Mg (umol/kg bodem)	-	-	-	90	305	67	168	267	32	185	306	37
Plantbeschikbaar Si (umol/kg bodem)	-	-	-	97	106	3	66	77	3	52	138	26
NO3-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	24	88	19	0,5	60	17	31	61	9
NH4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	48	106	17	42	117	24	73	157	24
PO4-concentratie (µmol/kg bodem)	-	-	-	0,4	3,7	1,0	0,5	0,7	0,04	2,8	3,4	0,2

Bijlage 5 Plant chemische dataset

Mastbos	t=1			t=2			t=3		
	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error
Controle									
Al (mg/g)	0,10	0,10	0,00	0,10	0,10	0,00	0,06	0,08	0,01
Ca (mg/g)	4,00	4,70	0,22	4,30	5,40	0,32	3,83	4,90	0,31
Fe (mg/g)	0,10	0,10	0,00	0,10	0,20	0,03	0,12	0,16	0,01
K (mg/g)	7,60	10,00	0,74	6,90	8,60	0,54	5,76	7,30	0,50
Mg (mg/g)	1,70	2,10	0,12	1,70	2,40	0,20	1,74	2,07	0,10
Mn (mg/g)	0,10	0,20	0,03	0,20	0,30	0,03	0,17	0,27	0,03
Na (mg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,13	0,00
P (mg/g)	1,90	2,80	0,28	1,70	2,30	0,19	1,32	2,34	0,32
S (mg/g)	1,60	1,80	0,07	1,60	1,70	0,03	1,21	1,32	0,04
Si (mg/g)	0,20	0,30	0,03	0,70	0,80	0,03	0,31	0,36	0,02
Zn (mg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00
N (mg/g)	28,9	31,7	1,4	25,1	28,4	1,1	24,9	33,4	2,7
C (mg/g)	491,3	498,9	3,8	476,7	492,0	4,4	488,4	500,6	3,7
N/P (g/g)	10,5	16,6	3,0	11,3	17,0	1,8	11,4	24,8	4,1
	t=1			t=2			t=3		
Eiffelgold	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error
Al (mg/g)	0,10	0,10	0,00	0,10	0,10	0,00	0,06	0,08	0,01
Ca (mg/g)	3,70	5,30	0,49	4,90	5,80	0,27	3,68	5,43	0,54
Fe (mg/g)	0,10	0,10	0,00	0,10	0,20	0,03	0,10	0,14	0,01
K (mg/g)	7,70	10,00	0,66	8,00	9,20	0,35	6,80	9,31	0,80
Mg (mg/g)	1,80	2,30	0,15	1,80	2,40	0,20	2,31	2,55	0,07
Mn (mg/g)	0,10	0,20	0,03	0,10	0,20	0,03	0,12	0,20	0,02
Na (mg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,15	0,02
P (mg/g)	2,40	2,80	0,12	2,10	2,30	0,06	1,76	2,31	0,17
S (mg/g)	1,70	1,80	0,03	1,40	1,60	0,06	1,24	1,29	0,02
Si (mg/g)	0,40	0,40	0,00	0,80	0,80	0,00	0,32	0,42	0,03
Zn (mg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00
N (mg/g)	27,7	29,8	1,1	25,2	27,4	0,7	26,2	28,0	0,5
C (mg/g)	486,4	492,8	3,2	473,9	481,4	2,2	487,9	500,2	3,6
N/P (g/g)	10,6	11,7	0,6	11,1	12,6	0,5	11,4	15,9	1,4
	t=1			t=2			t=3		
Lurgi	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error
Al (mg/g)	0,00	0,10	0,03	0,10	0,10	0,00	0,06	0,08	0,01
Ca (mg/g)	3,80	4,80	0,32	4,80	5,40	0,19	4,46	4,82	0,12
Fe (mg/g)	0,10	0,10	0,00	0,10	0,20	0,03	0,11	0,13	0,01
K (mg/g)	6,50	9,00	0,72	7,40	8,00	0,18	6,93	9,47	0,80
Mg (mg/g)	1,80	1,90	0,03	1,60	1,90	0,09	1,52	1,82	0,10
Mn (mg/g)	0,10	0,20	0,03	0,20	0,20	0,00	0,13	0,15	0,01
Na (mg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,16	0,02
P (mg/g)	1,60	2,70	0,33	1,50	2,20	0,23	1,36	1,80	0,13
S (mg/g)	1,40	1,70	0,10	1,50	1,60	0,03	1,15	1,35	0,06
Si (mg/g)	0,20	0,40	0,06	0,80	0,80	0,00	0,36	0,40	0,01
Zn (mg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,03	0,00
N (mg/g)	28,5	30,3	0,9	25,2	28,1	0,8	25,3	27,0	0,5
C (mg/g)	494,5	500,1	2,8	475,6	479,5	1,2	486,7	495,5	2,6
N/P (g/g)	11,4	15,2	1,9	12,4	18,5	1,8	15,0	19,5	1,3

Veluwe Controle	t=1			t=2			t=3		
	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error
Al (mg/g)	0,10	0,10	0,00	0,00	0,10	0,03	0,06	0,07	0,00
Ca (mg/g)	3,20	3,70	0,15	3,10	3,50	0,12	3,03	3,77	0,21
Fe (mg/g)	0,10	0,20	0,03	0,10	0,10	0,00	0,11	0,12	0,00
K (mg/g)	7,50	9,80	0,67	7,10	8,30	0,38	6,85	7,15	0,09
Mg (mg/g)	1,50	1,90	0,12	1,90	1,90	0,00	1,44	1,63	0,06
Mn (mg/g)	0,40	0,50	0,03	0,30	0,50	0,06	0,43	0,55	0,04
Na (mg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,12	0,01
P (mg/g)	1,30	1,70	0,12	1,10	1,40	0,09	1,02	1,16	0,04
S (mg/g)	1,70	1,70	0,00	1,60	1,60	0,00	1,32	1,49	0,06
Si (mg/g)	0,20	0,30	0,03	0,60	0,70	0,03	0,29	0,31	0,01
Zn (mg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00
N (mg/g)	26,6	26,6	0,0	25,7	27,3	0,5	26,7	30,9	1,2
C (mg/g)	494,4	497,0	1,3	484,4	487,5	1,0	487,4	501,0	4,3
N/P (g/g)	15,8	17,2	0,7	19,0	24,0	1,5	23,0	28,4	1,8
Eiffelgold	t=1			t=2			t=3		
	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error
Al (mg/g)	0,10	0,10	0,00	0,00	0,10	0,03	0,06	0,08	0,01
Ca (mg/g)	3,40	4,00	0,18	3,30	3,70	0,12	3,01	4,34	0,38
Fe (mg/g)	0,10	0,10	0,00	0,10	0,20	0,03	0,12	0,14	0,01
K (mg/g)	8,60	9,60	0,29	7,70	8,20	0,15	6,90	8,76	0,57
Mg (mg/g)	1,40	1,90	0,15	1,60	2,10	0,17	1,52	1,89	0,11
Mn (mg/g)	0,20	0,60	0,12	0,20	0,50	0,09	0,18	0,52	0,10
Na (mg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,12	0,02
P (mg/g)	1,50	1,80	0,10	1,30	1,60	0,10	1,23	1,30	0,02
S (mg/g)	1,60	1,90	0,09	1,60	1,80	0,07	1,26	1,51	0,08
Si (mg/g)	0,40	0,40	0,00	0,60	0,90	0,09	0,30	0,35	0,01
Zn (mg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00
N (mg/g)	29,1	30,4	0,4	26,7	28,4	0,5	26,0	30,5	1,4
C (mg/g)	489,6	496,9	2,1	481,9	483,9	0,6	486,0	493,2	2,2
N/P (g/g)	16,9	19,4	0,8	17,5	22,7	1,5	20,0	24,7	1,4
Lurgi	t=1			t=2			t=3		
	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error	Minimum	Maximum	Std. Error
Al (mg/g)	0,10	0,10	0,00	0,00	0,10	0,03	0,06	0,08	0,01
Ca (mg/g)	3,50	4,20	0,22	3,10	3,40	0,09	3,90	4,17	0,08
Fe (mg/g)	0,10	0,10	0,00	0,10	0,10	0,00	0,11	0,13	0,01
K (mg/g)	7,60	9,00	0,42	7,30	8,60	0,40	7,87	8,47	0,19
Mg (mg/g)	1,60	1,70	0,03	1,70	1,80	0,03	1,40	1,58	0,06
Mn (mg/g)	0,40	0,40	0,00	0,30	0,40	0,03	0,34	0,49	0,04
Na (mg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,14	0,02
P (mg/g)	1,40	1,60	0,07	1,20	1,50	0,09	1,10	1,27	0,05
S (mg/g)	1,60	1,70	0,03	1,60	1,70	0,03	1,36	1,65	0,09
Si (mg/g)	0,30	0,40	0,03	0,70	0,80	0,03	0,37	0,43	0,02
Zn (mg/g)	0,00	0,10	0,03	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00
N (mg/g)	26,0	29,5	1,0	27,2	28,5	0,4	25,1	26,9	0,5
C (mg/g)	491,2	495,4	1,3	477,8	485,4	2,4	492,0	497,4	1,6
N/P (g/g)	16,8	19,9	0,9	18,2	24,0	1,7	19,7	24,5	1,4

Bijlage 6: Resultaten Model Plantchemie

		Type III			Pairwise Comparisons							
		Wald	Chi-Squ	df	Sig.	(I)	(J)	Vershil (I-J)	Std. Error	Sig.	95% W.C.I	
											Lower	Upper
Al	steenmeel	0	2	1,00								
	Mastbos tijd	156,53	2	0,00								
	steenmeel*tijd	0	4	1,00								
Veluwe	steenmeel	0,302	2	0,86								
	tijd	176,324	2	0,00								
	steenmeel*tijd	0,687	4	0,95								
Ca	steenmeel	3,08	2	0,21								
	Mastbos tijd	7,11	2	0,03								
	steenmeel*tijd	0,45	4	0,98								
Veluwe	steenmeel	5,455	2	0,07	(I) Treatmentcode	(J) Treatmentcode	Difference	Std. Error	Sig.	5% W.C.I		
	tijd	8,65	2	0,01						Lower	Upper	
	steenmeel*tijd	5,978	4	0,20								
					Controle	Eifelgold	-0,24	0,13	0,05	-0,49	0,00	
						Lurgi	-0,27	0,13	0,04	-0,51	-0,02	
K	steenmeel	2,72	2	0,26	Controle* tijd 1	Eifelgold*tijd 1	0,20	0,80	0,80	-1,37	1,7741	
	Mastbos tijd	6,80	2	0,03		Lurgi*tijd 1	1,37	0,75	0,07	-0,11	2,8432	
	steenmeel*tijd	14,51	4	0,01	Controle* tijd 2	Eifelgold*tijd 2	-0,60	0,74	0,42	-2,05	0,8521	
						Lurgi*tijd 2	0,23	0,70	0,74	-1,14	1,6115	
					Controle* tijd 3	Eifelgold*tijd 3	-1,43	0,63	0,02	-2,67	-0,1934	
						Lurgi*tijd 3	-2,23	0,67	0,00	-3,55	-0,9149	
Veluwe	steenmeel	7,16	2	0,03	(I) Treatmentcode	(J) Treatmentcode	Difference	Std. Error	Sig.	5% W.C.I		
	tijd	13,41	2	0,00						Lower	Upper	
	steenmeel*tijd	6,22	4	0,18								
					Controle	Eifelgold	-0,6771	0,26	0,01	-1,18	-0,17	
						Lurgi	-0,4561	0,26	0,07	-0,96	0,04	
Mg	steenmeel	26,11	2	0,00	(I) Treatmentcode	(J) Treatmentcode	Difference	Std. Error	Sig.	95% W.C.I		
	Mastbos tijd	0,47	2	0,79						Lower	Upper	
	steenmeel*tijd	6,19	4	0,19	Controle	Eifelgold	-0,2418b	0,09	0,01	-0,42	-0,06	
						Lurgi	0,1991b	0,08	0,02	0,04	0,36	
Veluwe	steenmeel	6,20	2	0,05	Estimates	Mean	Std. Error	95% W.C.I				
	tijd	20,13	2	0,00	Treatmentcode			Lower	Upper			
	steenmeel*tijd	1,48	4	0,83	Controle	1,7007	0,05	1,61	1,79			
				Eifelgold	1,7675	0,05	1,68	1,86				
				Lurgi	1,6085	0,04	1,53	1,70				

					(I) Treatmentcode	J) Treatmentcode	Difference	Std. Error	Sig.	95% W.C.I		
										Lower	Upper	
N	steenmeel	6,168	2	0,05								
	Mastbos	tijd	9,455	2	0,01							
	steenmeel*tijd	4,129	4	0,39								
					Controle	Eifelgold	1,8294b	0,85	0,03	0,16	3,4987	
						Lurgi	1,8310b	0,85	0,03	0,16	3,5003	
Veluwe	steenmeel	10,0	2	0,01	Controle* tijd 1	Eifelgold*tijd 1	-2,9667b	1,02	0,00	-4,97	-0,96	
	tijd	1,9	2	0,38		Lurgi*tijd 1	-1,10	1,00	0,27	-3,05	0,85	
	steenmeel*tijd	15,2	4	0,00	Controle* tijd 2	Eifelgold*tijd 2	-1,27	0,89	0,16	-3,01	0,48	
						Lurgi*tijd 2	-1,33	0,89	0,14	-3,08	0,41	
					Controle* tijd 3	Eifelgold*tijd 3	0,07	0,95	0,94	-1,79	1,93	
						Lurgi*tijd 3	2,8333b	0,90	0,00	1,06	4,61	
P	steenmeel	12,5	2,0	0,00	(I) Treatmentcode	J) Treatmentcode	Difference	Std. Error	Sig.	95% W.C.I		
	Mastbos	tijd	11,2	2,0	0,00					Lower	Upper	
	steenmeel*tijd	0,2	4,0	1,00								
					Controle	Eifelgold	-0,13	0,16	0,44	-0,45	0,1947	
						Lurgi	,3769b	0,15	0,01	0,09	0,6628	
Veluwe	steenmeel	7,605	2	0,02	(I) Treatmentcode	J) Treatmentcode	Difference	Std. Error	Sig.	5% W.C.I		
	tijd	50,782	2	0,00						Lower	Upper	
	steenmeel*tijd	0,867	4	0,93								
					Controle	Eifelgold	-,1410b	0,05	0,01	-0,24	-0,04	
						Lurgi	-0,06	0,05	0,20	-0,16	0,03	
N/P	steenmeel	7,564	2	0,02	Pairwise Comparisonsa							
	Mastbos	tijd	5,41	2	0,07	(I) Treatmentcode	J) Treatmentcode	Difference	Std. Error	Sig.	95% W.C.I	
	steenmeel*tijd	0,875	4	0,93						Lower	Upper	
					Controle	Eifelgold	2,48	1,21	0,04	0,11	4,86	
						Lurgi	-0,73	1,35	0,59	-3,39	1,92	
Veluwe	steenmeel	0,361	2	0,84	Controle* tijd 1	Eifelgold*tijd 1	-2,03	1,42	0,15	-4,81	0,75	
	tijd	44,176	2	0,00		Lurgi*tijd 1	-1,68	1,41	0,23	-4,44	1,08	
	steenmeel*tijd	8,376	4	0,08	Controle* tijd 2	Eifelgold*tijd 2	0,61	1,52	0,69	-2,37	3,59	
						Lurgi*tijd 2	-0,12	1,55	0,94	-3,15	2,91	
					Controle* tijd 3	Eifelgold*tijd 3	3,78	1,80	0,04	0,24	7,32	
						Lurgi*tijd 3	4,22	1,79	0,02	0,72	7,73	
Si	steenmeel	13,485	2	0,00	Pairwise Comparisonsa							
	Mastbos	tijd	274,418	2	0,00	(I) Treatmentcode	J) Treatmentcode	Difference	Std. Error	Sig.	95% W.C.I	
	steenmeel*tijd	7,184	4	0,13						Lower	Upper	
					Controle	Eifelgold	-0,10	0,03	0,00	-0,15	-0,04	
						Lurgi	-0,05	0,02	0,06	-0,10	0,00	
Veluwe	steenmeel	29,276	2	0,00	Controle* tijd 1	Eifelgold*tijd 1	-0,13	0,03	0,00	-0,19	-0,08	
	tijd	312,366	2	0,00		Lurgi*tijd 1	-0,10	0,03	0,00	-0,15	-0,05	
	steenmeel*tijd	12,226	4	0,02	Controle* tijd 2	Eifelgold*tijd 2	-0,07	0,06	0,27	-0,18	0,05	
						Lurgi*tijd 2	-0,10	0,06	0,10	-0,22	0,02	
					Controle* tijd 3	Eifelgold*tijd 3	-0,03	0,03	0,32	-0,08	0,03	
						Lurgi*tijd 3	-0,11	0,03	0,00	-0,17	-0,05	

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

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

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

Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren (VBNE)

Princenhof Park 7
3972 NG Driebergen
0343-745250

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

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