Vlaanderen
is wetenschap

Kennisopbouw rond efficiëntie van beheertechnieken voor lichtminnende soorten binnen bos

Voortgangsrapport 2016 : bespreking van een aantal
specifieke veldexperimenten

Luc De Keersmaeker, Arno Thomaes, Beatrijs Van der Aa en Kris Vandekerkhove

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

INBO Geraardsbergen
Gaverstraat 4, 9500 Geraardsbergen
www.inbo.be

e-mail:

luc.dekeersmaeker@inbo.be

Wijze van citeren:

De Keersmaeker L., Thomaes A., Van der Aa B. & Vandekerckhove K. (2017). Kennisopbouw rond efficiëntie van beheertechnieken voor lichtminnende soorten binnen bos : Voortgangsrapport 2016 : bespreking van een aantal specifieke veldexperimenten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (18). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.12819541

D/2017/3241/132

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (18)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Experiment rond middelhoutherstel in het bosreservaat-deelgebied 'De Heide', Meerdaalwoud. Beeld van een houw onmiddellijk na de kap (foto : Kris Vandekerckhove)

Facultatief:

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:
het Agentschap voor Natuur en Bos

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Agentschap Natuur en Bos

AGENTSCHAP
NATUUR & BOS

Kennisopbouw rond efficiëntie van beheertechnieken voor lichtminnende soorten binnen bos

Voortgangsrapport 2016 : bespreking van een aantal specifieke veldexperimenten

Luc De Keersmaecker, Arno Thomaes, Beatrijs Van der Aa en Kris Vandekerkhove

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (18)

Voorwoord

Dit onderzoek maakt deel uit van het vraaggestuurd onderzoek dat door het INBO wordt uitgevoerd in opdracht van stakeholders. In dit concrete geval maakte het deel uit van de enveloppe van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) in 2015 en 2016.

Het onderdeel rond impact van fenologie van bomen en struiken op de ontwikkeling van de kruidlaag werd reeds opgestart als doctoraatsonderzoek door Arno Thomaes (zie Thomaes 2014) en werd verder opgevolgd als onderdeel van deze opdracht rond vraaggestuurd onderzoek. Hierdoor kon de looptijd van het experiment worden verlengd, waardoor reeds interessante resultaten en conclusies konden worden gegenereerd. Deze worden uitgebreid besproken in onderliggend rapport.

Het tweede experiment in dit rapport werd expliciet opgestart in het kader van deze opdracht, en wordt uitgevoerd in het gerichte bosreservaat 'De Heide' (Meerdaalwoud). Daar wordt sinds een aantal jaren een beheerproject uitgevoerd rond herstel van middelhoutbeheer, en dit over een oppervlakte van ca. 20 ha. Om de twee jaar wordt 1/8 van deze oppervlakte terug omgevormd naar een middelhoutstructuur, wat betekent dat het bosbeeld drastisch verandert van een gesloten eikenmengbos naar een ijl bosbeeld. Momenteel zijn reeds vijf van de acht onderdelen gefaseerd gekapt, voor de winter 2017-18 staat de volgende kap op het programma (was normaal voorzien voor 2016-17). Dit betekent dat alle mogelijke stadia in een middelhout nu aanwezig zijn, van pas gekapt over 2, 4, ... jaar gekapt (waarbij de hakhoutlaag zich gradueel weer sluit), en stukken die nog niet zijn gekapt. Hierdoor kunnen de effecten op flora en fauna worden onderzocht via een 'space-for-time' substitutie (chronosequentie).

Voor dit experiment wordt nauw samengewerkt met de vakgroepen biologie van de universiteiten van Gent en Leuven, via masterstudenten. De effecten van het middelhoutherstel op de kruidlaag worden in de loop van 2017 geanalyseerd en verwerkt in een masterthesis aan de Universiteit van Gent (Thomas Rogier, promotor Maurice Hoffmann). Hetzelfde zal gebeuren voor de effecten op de moslaag en wordt opgenomen in een eindwerk aan de Universiteit van Leuven (Sylvette Vanderstraeten – Promotoren : Kasper Vanacker en Olivier Honnay). Er is ook al een proposal ingediend om de belangrijkste resultaten te presenteren (mondelinge presentatie) op het IUFRO 125th Anniversary congress (Freiburg, Duitsland) in september 2017. Een voorstel om hier ook een fauna-luik aan te koppelen (loopkevers, zweefvliegen, spinnen, dagvlinders) is helaas nog niet uitgevoerd. Hiervoor werd voorlopig geen thesisstudent gevonden, en een eigen proefopzet die hierrond door het INBO was geïnitieerd is omwille van praktische problemen noodgedwongen stopgezet.

Om toch enigszins invulling te geven aan het faunistische luik werden eerdere inventarisaties van doodhoutkevers, die deels in het middelhoutexperiment werden uitgevoerd (door Frank Köhler en Luc Crèvecoeur), opnieuw geanalyseerd om de effecten van herstel van middelhout versus nulbeheer te vergelijken in functie van saproxyle keverfauna. De resultaten van deze analyse werden gepubliceerd in een paper in IForest (peer reviewed – A1) en kort besproken in een artikelje in de bosreservatennieuwsbrief. Deze worden in het derde deel van onderliggend rapport besproken.

Wij wensen het Agentschap voor Natuur en Bos (in het bijzonder Martine Waterinckx en Bernard Van Elegem) te bedanken voor de interesse in dit experimenteel onderzoek via opname in de ANB-onderzoeksenveloppe voor het INBO. Dank ook aan Prof. Hoffmann (UGent) en Prof. Honnay (KULeuven) om het masterthesisonderwerp op te nemen in hun proposal-lijs en beide studenten en hun begeleiders voor hun enthousiasme en inzet, en de belangrijke insteken die zij gaven bij de verdere verfijning van de proefopzet. Dank aan Luc Crèvecoeur en Frank Köhler voor het ter beschikking stellen van de ruwe data van hun inventarisaties. Tenslotte willen we expliciet het team van velddeskundigen van het INBO te bedanken (Peter Van de Kerckhove, Stefaan Goessens en Marc Esprit) voor hun onmisbare hulp bij het uitzetten, opvolgen en opmeten van beide experimenten.

Samenvatting en aanbevelingen voor het beheer

Dit rapport brengt verslag uit van een aantal specifieke veldexperimenten die werden opgezet om de effecten van beheer op de ontwikkeling van schaduw- vs. lichtminnende bossoorten te evalueren.

Het eerste experiment is een **beschaduwings-experiment** dat werd opgezet in bebossingen op voormalig bemeste landbouwgronden. Doel van dit experiment was om na te gaan hoe schaduwdruk de ontwikkeling van lichtminnende en schaduwtolerante bosplanten kan beïnvloeden. Daarbij werden zowel mate van schaduwdruk als het tijdstip van het ontstaan van deze druk gesimuleerd via het aanbrengen van schaduwdoeken over 7 verschillende soorten bosplanten, die via zaad werden geïntroduceerd.

De onderzochte factoren, die terug te brengen zijn tot ‘competitie’ en ‘fenologie van het kronendak’ blijken wel degelijk een invloed uit te oefenen op de kieming en bloei van de uitgezaaide bosplanten. Beide factoren zijn ook niet onafhankelijk van elkaar. Door een hoge schaduwdruk in te brengen onder de oorspronkelijk lichtrijke boomlaag, verdwijnt vrij snel de lichtminnende vegetatie die aanwezig was en ontstaat voor de geïntroduceerde bosplanten een competitievrije omgeving. Met een hoge schaduwdruk kan de beheerder dus de competitievrije omgeving creëren die voor bepaalde soorten bosplanten (bosgierstgras, slanke sleutelbloem, gewoon bosviooltje) gunstig lijkt te zijn. Voor bosanemoon en wilde hyacint is een dergelijk effect niet gevonden, wel in tegendeel. Deze soorten blijken even goed te kiemen in omstandigheden met concurrerende vegetatie, meer zelfs, mogelijks biedt de concurrerende vegetatie een ‘shelter’ aan deze uitgesproken schaduwtolerante soorten.

De evaluatie van het tijdstip van beschaduwing (fenologie) is moeilijker te maken. Globaal genomen lijken een intermediaire en latere schaduwopbouw het gunstigst te zijn voor de totale aantallen kiemplanten en bloeiende planten. Kijken we echter naar het aantal soorten dat kiemt en bloeit, dan scoort ook de vroege schaduwopbouw goed. De blanco zonder schaduwnetten blijkt voor bosplanten hoe dan ook steeds de minst gunstige resultaten op te leveren.

Vertalen we dit naar het bosbeheer, dan kunnen we besluiten dat voldoende schaduwdruk nodig is voor de vestiging van bosplanten in beboste landbouwgronden. Indien gewerkt wordt met een boomlaag die veel licht doorlaat (populier, wilg, es,...) is het dan ook wenselijk/noodzakelijk om een struiklaag te voorzien, die de noodzakelijke schaduwdruk kan leveren. De geselecteerde bosplanten hebben echter elk een specifiek profiel en reageren verschillend op tijdstip en mate van schaduwdruk. Om een gevarieerde bosplantenflora te ontwikkelen is het dus aangewezen om voor voldoende variatie te zorgen in de lichtomstandigheden, door bij bosuitbreiding diverse soorten bomen en struiken te gebruiken met een specifiek lichtkarakter, inzake fenologie en schaduwdruk.

Om de effecten van middelhoutherstel op al dan niet lichtminnende flora en fauna te analyseren werd een chronosequentie-onderzoek (‘space for time’) opgezet in het middelhoutexperiment in het gerichte bosreservaat ‘De Heide’ (Meerdaalwoud). Het herstelproject is in volle uitvoering, waardoor zowel recent gekapte houthouwen aanwezig zijn, als houthouwen die reeds 10 jaar geleden werden gekapt, en nog niet gekapte stukken. Dit laat toe om een dergelijk chronosequentie-onderzoek op te zetten : over de verschillende percelen werd een random systematisch grid van 52 steekproefcirkels uitgezet. In elk perceel zijn minstens 5 proefvlakken aanwezig. In elk van deze proefvlakken werd een dendrometrische opname uitgevoerd volgens de methodiek van de bosreservatenmonitoring en de Vlaamse bosinventaris. Er werden ook vegetatie-opnames uitgevoerd en gestandaardiseerde opnames van terrestrische en epifytische mossen.

De resultaten van deze opmetingen worden momenteel nog verwerkt, waardoor nog geen verregaande conclusies kunnen worden getrokken. Er zijn echter aanwijzingen dat de positieve effecten die vaak aan middelhoutbeheer worden gekoppeld zich hier niet lijken voor te doen : de ontwikkeling van een soortenrijke lichtminnende kruidlaag blijft uit, en een dichte vegetatie van bramen en massale boomopslag (o.a. van esdoorn) treedt op. Tegelijk blijken typische bosplanten en veeleisende mossoorten door de beheeringreep en toegenomen concurrentie van verstoringsoorten –al dan niet tijdelijk– achteruit te gaan. Verdere analyse van de data zal moeten uitwijzen of deze indicaties ook significant blijken te zijn.

Vertaald naar de beheerpraktijk lijkt ook dit experiment de stelling te onderbouwen dat men de verwachtingen naar biodiversiteitsontwikkeling bij middelhout- en hakhoutherstel in Vlaanderen wat moet bijstellen. Door een aantal specifieke omstandigheden zullen de positieve effecten op biodiversiteit, die hier vaak in de literatuur aan worden gekoppeld, zich bij middelhoutherstel in Vlaanderen niet altijd manifesteren. Vaak is er een lange periode van ‘verwaarlozing’ voorafgegaan aan het middelhoutherstel, waardoor sommige lichtminnende soorten hun kiemkracht kunnen hebben verloren, of niet

langer over zaadbronnen beschikken. Tegelijk heeft zich, door de langere periode met schaduwdruk, in combinatie met vermestende deposities, een omvangrijk en voedselrijk strooisel- en humuspakket gevormd. Bij de (vrij drastische) kapping die samengaat met middelhoutherstel wordt deze nutriëntenvoorraad snel gemineraliseerd (meer licht en warmte), waardoor een nutriëntenpiek vrijkomt en competitieve soorten zoals bramen massaal optreden. Dit lijkt zich nu ook in het Meerdaalwoud te hebben voorgedaan.

In hoeverre de positieve effecten op lichtminnende en thermofiele insecten zich hier al dan niet manifesteren konden wij helaas nog niet nagaan. Een experiment met kleurvalen en barbervallen dat in functie hiervan werd opgestart moest omwille van praktische problemen worden gestaakt. We hopen dit in de toekomst alsnog te onderzoeken.

In afwachting hiervan werd wel al een eerste verkennende analyse uitgevoerd naar de **effecten van middelhoutherstel vs. nulbeheer op de soortenrijkdom van kevers**. Deze analyse werd uitgevoerd op data van kevers, en meer in het bijzonder doodhoutkevers, die reeds voor het Meerdaalwoud beschikbaar waren. Hier zijn immers in 2010-2011 op acht locaties gestandaardiseerde inventarisaties van kevers uitgevoerd. Zes daarvan bevonden zich in onbeheerde bosreservaten (4 in eikgedomineerde bestanden, 2 in beuk), één vangstlocatie bevond zich in een beukendreef in het open veld, aansluitend bij het bos, en een laatste locatie bevond zich in het middelhoutexperiment, meer bepaald in het blok dat net de winter voordien was gekapt.

De oorspronkelijke bedoeling van deze inventarisatiecampagne was een goed globaal beeld te krijgen van de aanwezige diversiteit aan doodhoutkeversoorten. Door de resultaten onderling met elkaar te vergelijken is het echter ook mogelijk om de verschillende beheeropties (middelhout versus nietsdoen) met elkaar te confronteren. De dataset is weliswaar niet optimaal voor dit soort analyses : daarvoor waren meer herhalingen en een evenwichtige verdeling over beide beheeropties wenselijk geweest. Maar een verkennende analyse was toch al mogelijk.

Hieruit blijkt dat de totale soortenrijkdom (quantitatief en kwalitatief) tussen de verschillende beheeropties zeer vergelijkbaar is, zeker wanneer we ruderaal en weinig bosspecifieke soorten van de analyse uitsluiten. Naar soortensamenstelling daarentegen zijn er wel heel significante verschillen tussen de open boshabitat en de onbeheerde bossen. Deze verschillen waren veel meer uitgesproken dan het effect van verschillende dominante boomsoort. Ook naar zeldzame en bedreigde soorten blijken beide beheertypes een eigen specifieke fauna te herbergen.

Naar de beheerpraktijk toe wijzen deze resultaten er op dat niet één beheeroptie overal alles zaligmakend zal zijn. Beide beheeropties -nietsdoen en middelhoutbeheer- blijken even waardevolle én complementaire opties te zijn voor de ontwikkeling van de doodhoutkeverrijkdom in bossen. Waar er voldoende ruimte en middelen zijn om beide opties volwaardig te ontwikkelen is het dus aan te bevelen om beide ook toe te passen aangezien ze elk een specifiek deel van de kevergemeenschap van geschikt habitat voorzien. In grote multifunctionele boscomplexen zal ook de economische functie nog een belangrijke rol spelen. Hier biedt een gevarieerd beheer de beste kansen voor een hoge biodiversiteit van doodhoutkevers. Een dergelijk bos combineert voldoende grote zones met nietsdoen (minstens enkele tientallen ha groot, bij voorkeur in oude bosbestanden), met gesloten én lichtrijke beheerde bossen waar voldoende aandacht is voor dood hout en oude bomen. Die lichtrijke bosbestanden (middelhout of andere lichtrijke bosvarianten) en open plekken in het bos bevinden zich het best in de periferie van het bos. Zo houden ze het beste contact met andere waardevolle open terreinen buiten het bos en behoudt men een voldoende grote, niet versnipperde gesloten boskern waar het bosklimaat, dat essentieel is voor heel wat soorten (kevers, maar ook nachtvlinders, slakken, ...), niet wordt verstoord.

English abstract

This progress report presents the results of a set of field experiments that focus on the effects of light-related management on the development of both shade-tolerant and light-demanding forest species.

The first experiment has been running from 2011 and has been continued in 2016. It is a **shading experiment** (using shade-nets) to study the effects of deep shade pressure and deep shade fenology on the development of ancient woodland plant species introduced in afforestations on former fertilized arable land. Seven plant species were introduced through sowing in sampling plots with different shade pressure and timing (simulated with shade nets).

High shade pressure resulted in the disappearance of competing light-demanding vegetations (such as bramble and nettle). This had a positive effect on germination success and flowering of some of the species (*Milium effusum*, *Primula elatior* and *Viola riviniana*). However this effect was neutral to negative on other species such as *Anemone nemorosa*, who appear to benefit from the sheltering effect of the original vegetation.

The effects of shade-timing (phenology) are less straightforward. Intermediate to later shading apparently result in the highest overall germination and flowering of all introduced species combined. However, when considering the number of species with successful germination, also the early shading scores well. In all cases, the non-shaded blanks were the most unfavorable option for all forest plant species.

In practice, this means that the development of deep shade is essential for the development of ancient woodland plants in afforestations on former farmland. As the reaction to shade pressure and timing is different for the different plant species, a small-scale diversified approach is preferred in afforestations, including a variety of tree and shrub species with different shade profile.

The second experiment is a **coppice-with-standards restoration experiment** in Meerdaal forest (Leuven). Traditional coppice and coppice-with-standards management is often highly appreciated in nature conservation, as its cyclic alternation of open and dense forest stands promotes both light-demanding and shade-tolerant species. When abandoned, many associated light-demanding species may decline and even disappear. Conservation and restoration of coppice-with-standards management is therefore often advocated and applied in conservation areas.

Like many forests in North-Western Europe, the Meerdaal forest (Central Belgium) was managed for centuries as coppice-with-standards, but over the last 60-70 years, gradually converted to high forest. On an area of 20 ha, an experimental restoration of coppice-with-standards was initiated about 10 years ago. At this moment, the different successional stages of a coppice-with-standards (cut open area, reclosing coppice, and uncut areas) are available

A 'place-for-time substitute – chronosequence experiment was set up, in order to study the effects over time on ground vegetation and bryophytes. First results indicate a peak of light-demanding competitive and ruderal species immediately after the cut. After one decade however a decline of typical shade-tolerant ancient woodland species -especially bryophytes- is still apparent and is not compensated by targeted light-demanding species. Aspects of nutrient accumulation, competition, and dispersal capacity may help to explain these results.

In order to analyse the **effects of non-intervention vs. restoration of coppice-with standards on saproxylic beetles**, an existing dataset from Meerdaal Forest was reanalyzed. A survey of saproxylic beetles was performed on 8 locations in the forest, including one site in the coppice-with-standards restoration, allowing us to make an explorative comparison of the effect on species richness and composition of saproxylic beetles.

The results indicate that the species richness in the coppice-with-standards, both in quantity and quality, is comparable to the sites with non-intervention. The species composition however was clearly different, including more thermophilous and light-demanding species.

We conclude that in semi-natural woodlands that were previously intensively managed, a combined approach of non-intervention and active conservation management aiming for open stands with considerable amounts of sun-exposed deadwood and multifunctional forest management with conservation of dead wood and veteran trees might be the most effective strategy for the conservation and development of saproxylic beetle communities in this type of forests.

Inhoudstafel

Voorwoord	4
Samenvatting en aanbevelingen voor het beheer	5
English abstract.....	7
1 Welke impact heeft de fenologie van bomen en struiken op de kieming en vestiging van bosplanten op voormalige landbouwgronden: een gecontroleerde beschaduwingsproef.....	9
1.1 Inleiding.....	9
1.2 Methodiek.....	10
1.2.1 Locaties van de proefopzet	10
1.2.2 Beschrijving van de proefopzet	12
1.2.2.1 Globaal	12
1.2.2.2 Factor fenologie	12
1.2.2.3 Factor competitie	13
1.2.2.4 Lichtinval / LAI	14
1.2.2.5 Selectie en uitzaaïen van bosplanten	14
1.2.2.6 Tellingen van kiemplanten en bloeiende bosplanten	16
1.3 Resultaten	16
1.3.1 Lichtmetingen	16
1.3.2 Kieming en bloei van bosplanten	17
1.3.2.1 Aantal kiemplanten	17
1.3.2.2 Bloei van bosplanten.....	19
1.3.2.3 Aantal gekiemde en bloeiende soorten per subplot	20
1.4 Conclusies	21
1.5 Bijlage: foto's van kiemplanten	22
2 Is er een herstel van lichtminnende planten en mossen na het herinvoeren van een eerste middelhoutcyclus in het Meerdaalwoud	23
2.1 Inleiding.....	23
2.2 Methodiek.....	23
2.2.1 Onderzoeksgebied	23
2.2.2 Beschrijving van de proefopzet	24
2.3 Resultaten	25
3 Effecten van middelhoutherstel vs. nulbeheer op de saproxyle keverfauna in het Meerdaalwoud.....	26
3.1 Inleiding.....	26
3.2 Proefopzet.....	26
3.3 Resultaten	29
3.4 Conclusies	31
4 Referenties.....	33

1 Welke impact heeft de fenologie van bomen en struiken op de kieming en vestiging van bosplanten op voormalige landbouwgronden: een gecontroleerde beschaduwingsproef

1.1 Inleiding

Met een bosindex van minder dan 11 % is Vlaanderen bijzonder bosarm, ook vergeleken met onze buurregio's en -landen (Van der Aa 2007, Vandekerckhove et al., 2014b). De Vlaamse Overheid stelde daarom een kwantitatieve uitbreiding van het bosareaal in het vooruitzicht in het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen (Vlaamse Overheid, Departement Ruimtelijke Ordening, Woonbeleid en Onroerend Erfgoed 2011). Recenter werden aan deze kwantitatieve doelen ook kwalitatieve doelen gekoppeld: de nieuw aan te leggen bossen zouden moeten kunnen ontwikkelen tot volwaardig boshabitat (Paelinckx et al. 2009).

De ontwikkeling van hoogwaardige bosesystemen op landbouwgrond is niet vanzelfsprekend. De structuurdiversiteit die voor de instandhoudingsdoelen van belang is, kan zich niet op termijn van enkele decennia ontwikkelen omdat bomen traag groeien. De vestiging van de karakteristieke flora en fauna van bossen verloopt doorgaans nog trager en wordt bovendien vaak gehinderd door een ongunstige ligging en door eutrofiëring van de bodem (Baeten et al. 2011).

De beheerder heeft een aantal mogelijkheden om de snelheid van dit proces te beïnvloeden, bij voorbeeld via de keuze van de boomsoort die aangeplant wordt. Bomen oefenen een belangrijke soortspecifieke invloed uit op de ontwikkeling van boshabitat. Deze invloed verloopt voornamelijk via twee wegen: de kwaliteit van het bladstrooisel die de bodemontwikkeling stuurt en het lichtregime dat bomen en struiken opleggen aan soorten uit de kruidlaag (Thomaes 2014).

Eerder onderzoek toonde aan dat boomsoorten met een goed verterend bladstrooisel zeer gunstig zijn voor de vestiging van bosplanten in de kruidlaag van landbouwbebossingen (Thomaes et al. 2011). Boomsoorten oefenen een belangrijke invloed uit via de kwaliteit van het bladstrooisel, maar ook via het lichtregime dat ze opleggen. De ideale lichtomstandigheden voor de kieming van bosplanten in beboste landbouwpercelen zijn nog onvoldoende onderzocht. Een introductieproef in het Mortagnebos toonde alvast aan dat lichtrijke bestanden (met goed strooisel) gunstig zijn voor de initiële vestiging zelfs voor zeer schaduwtolerante soorten als Witte klaverzuring (Thomaes 2014). Een case study in een bebost en aangerijkt landbouwperceel gaf aan dat een tijdelijke lichtrijke fase na een kap, een geschikt vestigingsmoment is voor vele soorten. Een korte lichtrijke periode na een kap gaf bosplanten de gelegenheid zich te vestigen, terwijl lichtminnende concurrenten niet de gelegenheid kregen om langdurig te domineren, omdat opslag van bomen en struiken voor een volledige kroonsluiting zorgden, enkele jaren na de kap (De Keersmaecker et al. 2011).

Vele bosplanten zijn vrij tolerant tegen de stressfactor schaduw (Hermy et al. 1999). Daar staat tegenover dat ze weinig competitief zijn en veel minder groeikracht hebben dan lichtminnende soorten. De vestiging van een voorjaarsflora na bebossing van landbouwgronden verloopt sneller bij een hoge schaduwdruk in de zomer, omdat hierdoor concurrerende, forse soorten zoals bramen (*Rubus spp.*) en grote brandnetel (*Urtica dioica*), onderdrukt worden (De Keersmaecker et al. 2004, De Keersmaecker et al. 2011). De voorjaarsflora ontwikkelt zich immers voordat het kronendak van struiken en bomen zich sluit, terwijl de ontwikkeling van forse concurrerende soorten zich later situeert, als de schaduwdruk reeds hoog is.

Bijgevolg kunnen we er van uitgaan dat het tijdstip van uitlopen van de boom- en struiklaag een invloed zou kunnen hebben op de verhoudingen tussen bosplanten onderling en tussen bosplanten en forse lichtminnende soorten op rijke bodems. Dit effect is echter tot nu toe nog niet onderzocht. Tussen boom- en struiksoorten onderling is er nogal wat variatie inzake fenologie. Zo zijn bij voorbeeld vogelkers (*Prunus padus*), gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) en hazelaar (*Corylus avellana*) vroeg uitlopende soorten terwijl es (*Fraxinus excelsior*) en zomereik (*Quercus robur*) veel later in blad komen (zie bij voorbeeld figuur 1.1). Ook tussen jonge en oude bomen van dezelfde soort zijn er opvallende verschillen.

Figuur 1.1 Vogelkers (*Prunus padus*) loopt zeer vroeg uit, zodat de bladeren grotendeels al ontplooid zijn als bosanemoon (*Anemone nemorosa*) bloeit. Dit heeft een duidelijk effect op de bloei van deze soort. (Boelarebos 1/4/2011)

Met dit onderzoek willen we dan ook meer in detail nagaan welke de invloed is van de bladfenologie van bomen en struiken – die in belangrijke mate soortspecifiek is - op de competitieverhoudingen in de kruidlaag. We verwachten een geleidelijke of scherpe omslag van afwezige tot sterke competitie als de fotoperiode in het voorjaar langer duurt. Dit kan ten nadele van de vestigingskansen voor bosplanten gaan. Door te kiezen voor soorten die vroeg uitlopen, zou de beheerder de competitieverhoudingen tussen diverse soorten uit de kruidlaag kunnen beïnvloeden.

Dit onderzoek zou ook relevant kunnen zijn om de impact van klimaatwijziging in beeld te brengen. Als bomen en struiken vroeger in het jaar beginnen uitlopen door de klimaatopwarming en ook lichtminnende concurrerende soorten vroeger uitgroeien, kan dit de positie van schaduwtolerante bosplanten verzwakken, als de fenologische ontwikkeling meer door licht is gestuurd dan door temperatuur. Het onderzoek kan de autecologische kennis over soorten vergroten, door meer inzicht te geven over de plasticiteit van de bosplanten tegenover de factor 'fenologie van het kronendak': passen bosplanten zich aan als bomen en struiken vroeger uitlopen, of niet?

1.2 Methodiek

1.2.1 Locaties van de proefopzet

De vraagstelling vereist een (half) gecontroleerde opzet, omdat het vrijwel uitgesloten is om bosbestanden te vinden waar de fenologie van bomen en struiken voldoende variatie vertoont op een ruimere schaal om de impact ervan te beoordelen, maar lokaal toch voldoende homogeen is er geen beïnvloeding is door soorten met een verschillende fenologie. Vaak vestigt zich in nieuwe bossen namelijk spontaan verjonging van bomen en struiken van verschillende soorten, met een uiteenlopend lichtkarakter, en volgens een min of meer willekeurig patroon. Bovendien mogen de overige factoren die een rol spelen, zoals bodem en ligging, niet veel verschillen tussen de proefvlakken die een verschillend lichtregime ondergaan.

We gingen daarom op zoek naar locaties die geschikt zijn om een gecontroleerde proefopstelling met schaduwnetten in onder te brengen. Geschikte bestanden zijn te vinden in proefbossen in Grimminge (4 bestanden) en Deinze (2 bestanden), die door de onderzoeksgroep 'genenbronnen bosbouw' van het INBO zijn aangelegd om de groeikenmerken van secundaire lichtboomsoorten te evalueren (Figuur 1.2). Deze proefbestanden bestaan uit diverse cultivars van lichtboomsoorten (één

soort per bestand) en worden jaarlijks gemaaid om de beoordeling mogelijk te maken. Door het maaibeheer was geen struiklaag aanwezig en na de eerste dunningen is er voldoende ruimte tussen de bomen om de constructies met lichtnetten aan te brengen (Tabel 1.1).

Figuur 1.2. Ligging van de 6 proefbestanden, 4 in Grimminge (links) en 2 in Deinze (rechts)

De geselecteerde bestanden zijn homogene aanplanten van lichtboomsoorten met een goed afbreekbaar strooisel: balsempopulier, wilgen, boskers, iepen en gewone es (Tabel 1.1). De bestanden in Grimminge zijn eerste generatie bebossingen op landbouwgrond, met een plantdatum tussen 1974 (Balsempopulier) en 1986 (Boskers). De proefbestanden van Deinze zijn van recentere datum (1996) (tabel 1.1), maar werden aangeplant nadat een eerste generatie populier op landbouwgrond gekapt was.

Tabel 1.1 Kenmerken van de 6 geselecteerde proefbestanden

Locatie	Boomsoort	Plantjaar	Plantafstand
Grimminge	Balsempopulier (<i>P. trichocarpa</i>)	1974	2*2m gedund tot +- 8*8m
Grimminge	Smalbladige wilgen (<i>Salix alba</i> , <i>S. fragilis</i> , <i>S. x rubens</i>)	1997	2*2m gedund tot 4*4m
Grimminge	Boskers (<i>Prunus avium</i>)	1986	4*4m
Grimminge	Iep (<i>Ulmus x hollandica</i> , <i>Ulmus spp.</i>)	>1970	4*4m
Deinze	Es (<i>Fraxinus excelsior</i>)	1996	2*2m gedund tot 4*4m
Deinze	Boskers (<i>Prunus avium</i>)	1996	4*4m

Op beide locaties is de bodem leemhoudend en vochtig tot nat, met een weinig tot niet ontwikkeld bodemprofiel. De proefbestanden in Deinze liggen volgens de bodemkaart op een vochtige, profielloze zandleembodem (Ldp). De bodem in Grimminge is volgens de bodemkaart een vochtige leembodem (kernserie Ada), het proefbestand met de wilgen is natter en ligt langs een bronbeekje op een nat bodemprofiel (Afp). Op gelijkaardige bodem in het nabijgelegen Raspaillebos, zijn de soorten die in het kader van de proef worden onderzocht, talrijk aanwezig.

De bodemanalyses bevestigen dat de proefvlakken, met uitzondering van de wilgen in Grimminge, onderling sterk vergelijkbaar zijn en ook sterke gelijkenis vertonen met de locatie die in het Raspapaillebos werd bemonsterd en waar alle onderzochte soorten bosplanten talrijk voorkomen (tabel 1.2). De pH-H₂O situeert zich in het matig zure bereik (4,8-5,9), met een goede basenvoorziening en de bodem is overal sterk leemhoudend. De totale fosforvoorraad in de voormalige landbouwgronden is enigszins hoger dan in het Raspaillebos, wellicht een gevolg van de vroegere bemesting. Het wilgenproefvlak wijkt echter bodemkundig sterk af van de overige proefvlakken: het is volgens de bodemkaart natter (het kan periodiek overstromen) en als gevolg hiervan zijn de voorraden C en N hoger (tabel 1.2). De pH en de basenvoorziening liggen ook op een hoger niveau, wat wijst op buffering door grondwater. De bodem van het wilgenproefvlak bevat ook veel meer fosfor dan de andere proefvlakken. Het is niet gekend op welke wijze zoveel fosfor in de bodem terecht gekomen is: via bemesting van het grasland, of door overstroming met vervuild beekwater.

Tabel 1.2 Bodemkenmerken van de proefvlakken en van een referentiebestand waar de bestudeerde bosplanten voorkomen. SAP is de procedure die gevolgd werd in het bodemkundig labo van het INBO.

Bepaling	%klei	%leem	%zand	pH-H ₂ O	C	Kj-N	P-tot	Ca	K	Mg
SAP	200B	200B	200B	206A	250A	254B		261B	261B	261B
Eenheden	0,4-2 µm	2-50 µm	>63µm		g/100g	g/100g	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Deinze boskers	7,1	77,5	15,4	4,8	4,2	0,30	442,0	2355	857	1029
Deinze es	6,8	77,4	15,8	5,1	4,1	0,26	451,9	2961	1075	1353
Grimminge boskers	7,9	76,1	16,0	5,9	2,8	0,19	597,6	1795	1770	1563
Grimminge iep	7,1	78,8	14,1	5,6	3,0	0,19	438,5	2110	1317	1606
Grimminge populier	6,6	82,4	10,9	5,6	3,6	0,22	397,0	2113	1108	1466
Grimminge wilg	7,7	87,2	5,1	6,3	7,0	0,54	1317,5	6384	2854	3365
Grimminge Raspaillebos	8,6	82,8	8,5	5,6	4,7	0,29	349,1	2003	1041	1397

1.2.2 Beschrijving van de proefopzet

1.2.2.1 Globaal

In de 6 bestanden werden de effecten onderzocht van de factoren fenologie en competitie van de reeds aanwezige vegetatie, op de kieming en vestiging van 7 soorten bosplanten. De gecontroleerde proefopzet die hiervoor werd toegepast, kan omschreven worden als een blokkenproef met een 'nested design'. De 7 soorten bosplanten werden geselecteerd op basis van lichtbehoefte en als zaad geïntroduceerd in 2011 en 2012. Vervolgens werden kieming en bloei 4-5 jaar lang opgevolgd.

1.2.2.2 Factor fenologie

In elk bestand werden 4 proefvlakken uitgezet met 3,5m*3,5m afmetingen tussen de bomenrijen. Over elke proefvlak werd een houten kader (box) gemonteerd. De zijwanden en bovenkant van deze boxen werden voorzien van kippengaas, zodat vraat door vogels of konijnen niet mogelijk is. Er zijn in elk bestand 3 boxen van 70 cm hoog waarop schaduwnetten worden aangebracht op verschillende tijdstippen in het voorjaar. De schaduwnetten worden aangebracht aan de bovenzijde en langs de zijwanden (50cm schaduwnet, de onderste 20 cm blijven open). Er werd per bestand één controleproefvlak (blanco) zonder schaduwnetten uitgezet. Dit controleproefvlak is ongeveer 200 cm hoog, omdat verwacht werd dat de concurrerende vegetatie bij afwezigheid van schaduwnetten hoger kan worden (zie figuur 1.3).

Figuur 1.3 locatie van de boxen met schaduwnetten in het proefbestand, tussen de wilgen die in een ruim plantverband staan.

Proefvlakken in het wilgenbestand te Grimminge (1/4/2014). Op de 2 boxen achteraan zijn al schaduwnetten aangebracht, de hoge box rechts is de blanco.

Om de uitdoving door kroonsluiting in het voorjaar te simuleren, werd gebruik gemaakt van schaduwnetten met 35% en 81% uitdoving. Deze netten worden met elkaar gecombineerd om een min of meer geleidelijke lichtuitdoving te bekomen. De tijdstippen waarop deze netten werden aangebracht en de theoretische uitdoving die daarmee bekomen worden op basis van de kenmerken van de netten, staan weergegeven in tabel 1.2. Boxen 2,3, en 1 resulteren respectievelijk in een snelle, een intermediaire en een trage schaduwopbouw in het voorjaar. De uitdoving in de zomer is echter gelijk in deze boxen. Box 0 is een controle waarop geen schaduwnetten werden aangebracht (figuur 1.3). De schaduwnetten worden aangebracht vanaf voorjaar 2011, tot en met het najaar van 2016.

Tabel 1.2 Drie niveau's van fenologie (vroeg, midden en laat) werden met behulp van schaduwnetten gesimuleerd. De controle box bleef vrij van schaduwnetten.

Netten	35	35+35	81	81	35+35	35	geen
Uitdoving	35%	58%	81%	92%	58%	35%	0%
2: vroeg	11/03	01/04	22/04	13/05	30/09	21/10	11/11
3: midden	01/04	22/04	13/05	03/06	30/09	21/10	11/11
1: laat	22/04	13/05	03/06	24/06	30/09	21/10	11/11
0: controle	Jaarrond geen netten, wel kippengaas						

1.2.2.3 Factor competitie

De helft van elke box (1,75*3,5m), at random toegewezen, werd vrijgemaakt van vegetatie die in competitie kan gaan met de geïntroduceerde bosplanten. De helft van elke box (1,75*3,5m) werd in het voorjaar van 2011 vrijgemaakt van concurrerende vegetatie door te wieden en wortelstokken uit te trekken of te schoffelen (Figuur 1.4). Daarna werden de

proefvlakken competitievrij gehouden tot de nazomer van 2013 door voorzichtig te wieden, zonder de bodem te verstoren. In de andere helft (met competitie) wordt de vegetatie zoveel mogelijk ongemoeid gelaten.

Figuur 1.4 Layout van de genummerde subplots, waarin bosplanten werden uitgezaaid om de vestiging en bloei op te volgen, in een box met een specifiek lichtregime (voorbeeld: box 3 = midden in het bestand boskers in Grimminge).

1.2.2.4 Lichtinval / LAI

Met behulp van een LAI meter (Li-Cor LAI 2200 Plant Canopy Analyzer) werd om de drie weken de lichtinval gemeten in de boxen, zowel in de boxen waar op dat ogenblik al schaduwnetten op zijn aangebracht, als in de boxen die nog onbedekt zijn. De LAI 2200 meter heeft twee sensoren: één voor de meting op de proeflocatie en één voor een simultane meting in het open veld. Op deze wijze wordt rekening gehouden met wisselingen in de instraling in de loop van de dag.

De lichtmetingen worden omgerekend tot een Leaf Area Index (LAI) zoals bepaald in de handleiding van het toestel, te vinden op: http://download.opensource.licor.com/projects/fv2200/docs/FV2200_2.0_Guide.pdf. De LAI is een getal zonder eenheid, dat weergeeft welke de totale oppervlakte is die bladeren innemen, per vierkante meter. De sensor van dit toestel is opgedeeld in 5 concentrische zones, die elk een eigen gewicht krijgen bij de berekening van een globale LAI. Deze weging zorgt ervoor dat licht dat onder een lage hoek invalt, een lager gewicht krijgt dan licht dat recht op de vegetatie valt.

1.2.2.5 Selectie en uitzaaien van bosplanten

Om een gelijkwaardige Ausgangssituation te creëren bij alle behandelingen werden bosplanten uitgezaaid. We zien dit niet als een introductie of een onderzoek naar het succes van een introductie maar als een onderzoeksmethode om een gelijkwaardige Ausgangssituation te verkrijgen. Het is de bedoeling op basis van de resultaten van dit onderzoek uitspraken te doen over spontane kolonisaties van bosplanten in gelijkwaardige omstandigheden.

We selecteerden 7 soorten kruidachtige bosplanten die staan op de Europese compilatielijst van oudbos soorten (Hermy et al. 1999): bosanemoon (*Anemone nemorosa*), wilde hyacint (*Hyacinthoides non-scripta*), grote muur (*Stellaria holostea*), gewoon bosviooltje (*Viola riviniana*), slanke sleutelbloem (*Primula elatior*), gele dovenetel (*Lamium galeobdolon*) en bosgiertgras (*Milium effusum*). Deze 7 soorten werden geselecteerd om een spreiding te bekomen voor volgende

kenmerken: tijdstip van bloei (Hermy 1985; Lambinon et al. 1998) en lichtbehoeften / schaduwtolerantie (Ellenberg et al. 1992; Hill et al. 1999) (Tabel 1.3).

Het lichtgetal van Hill et al. (1999) is een aanpassing van de indicatorwaarden door Ellenberg et al. (1992) voor licht. Deze waarden geven een ordinale inschatting weer van de lichtbehoefte van plantensoorten. Soorten die een waarde hebben van 3 zijn schaduwtolerant en verkiezen een lichtinval van minder dan 5%. Een waarde van 5 indiceert een voorkeur voor halfschaduw, bij een lichtinval van tenminste 10% maar zelden in de volle zon. Een waarde van 7 indiceert een voorkeur voor goed verlichte plaatsen, maar soms ook op deels beschaduwde plaatsen. De overige waarden voor het lichtgetal wijzen op intermediaire lichtomstandigheden (Hill et al. 1999).

Gewoon bosviooltje en wilde hyacint bloeien in de periode april – mei; de eerste soort heeft volgens de indicatorwaarden een hogere lichtbehoefte dan de tweede. Grote muur en gele dovenetel bloeien van april tot juni, de eerste soort heeft een hogere lichtbehoefte dan de laatste soort. De vroegst bloeiende soorten zijn slanke sleutelbloem en bosanemoon, de lichtbehoefte van slanke sleutelbloem is hoger dan van bosanemoon (Tabel 1.3). Op basis van deze verschillen in fenologie en lichttolerantie, mogen we veronderstellen dat de factoren die we wensen te onderzoeken, een verschillend effect kunnen hebben op de soorten.

Tabel 1.3 Geselecteerde soorten oudbosplanten volgens Hermy et al. (1999), ingedeeld volgens het lichtgetal (tussen haakjes; volgens Hill et al. (1999) en volgens het bloeitijdstip (Lambinon et al. 1998).

Bloeiperiode	Minder schaduwtolerant (L-getal)	Meer schaduwtolerant (L-getal)
Maart – April	Slanke sleutelbloem (<i>Primula elatior</i>) (6)	Bosanemoon (<i>Anemone nemorosa</i>) (5)
April – Mei	Gewoon bosviooltje (<i>Viola riviniana</i>) (6)	Wilde hyacint (<i>Hyacinthoides non-scripta</i>) (5)
April – Juni	Grote muur (<i>Stellaria holostea</i>) (5)	Gele dovenetel (<i>Lamium galeobdolon</i>) (4)
Mei – Juni		Bosgierstgras (<i>Milium effusum</i>) (4)

Deze zeven soorten worden geïntroduceerd door 50 of 100 zaden in elke subplot uit te zaaien (Tabel 1.4) in het voorjaar en de zomer van 2011. Dit gebeurde zo snel mogelijk na het oogsten, omdat bewaren meestal niet lukt bij bosplanten. De zaden worden verzameld in de onmiddellijke omgeving van Geraardsbergen (Raspaillebos, Boelarebos, houtkanten). Deze gecontroleerde proefopzet met zaaien is nodig om een gelijkaardige uitgangssituatie te verkrijgen en het effect van de behandelingen (licht en competitie) te onderzoeken.

In elke box werden hiervoor 24 subplots van 25cm*25cm uitgezet op 4 rijen, volgens de layout weergegeven in figuur 1.4. Dit resulteerde in 96 subplots, waarin elke plantensoort werd uitgezaaid: 6 (bestanden) * 4 (boxen) * 2 (wel/geen competitie) * 2 (subplots per soort). Van gele dovenetel en grote muur werden 50 zaden per subplot uitgezaaid, wat neerkomt op een totaal van 4800 zaden. Van de overige soorten werden 100 zaden per subplot uitgezaaid (totaal: 9600 zaden). De volgorde van planten in de tweede rij, die dezelfde behandeling voor competitie kreeg als rij één, is gespiegeld ten opzichte van de eerste rij (figuur 1.4). Op een gelijkaardige wijze werden de soorten uitgezaaid in rijen drie en vier, die een andere behandeling inzake competitie kregen.

Aangezien het zaadgewicht het kiemingssucces mee kan verklaren, werd het totale gewicht van de 50 of 100 zaden die in elke subplot werd uitgezaaid, gewogen (Tabel 1.4). De resultaten geven aan dat bosanemoon en wilde hyacint relatief zware zaden hebben, terwijl slanke sleutelbloem de lichtste zaden heeft. De zaden van grote muur, gele dovenetel, bosgierstgras en gewoon bosviooltje hebben een intermediair zaadgewicht. Globaal genomen is er tussen de lichtbehandelingen geen significant verschil voor wat betreft het gewicht van de uitgezaaide zaden (tabel 1.4).

Tabel 1.4 Zaadgewichten per 50 of 100 zaden, van de zeven soorten die in 96 subplots per soort werden uitgezaaid, weergegeven als gemiddelde per type box (factor fenologie). De standaardafwijking op dit gewicht is tussen haakjes weergegeven.

Soort	Aantal	Zaadgewicht per 50 of 100 (stdev)							
		Box 0		Box 1		Box 2		Box 3	
Bosanemoon	100	0,578	(0,048)	0,565	(0,038)	0,578	(0,027)	0,570	(0,027)
Wilde hyacint	100	0,515	(0,019)	0,510	(0,013)	0,513	(0,018)	0,513	(0,018)
Gele dovenetel	50	0,085	(0,010)	0,085	(0,009)	0,085	(0,009)	0,086	(0,010)
Bosgierstgras	100	0,125	(0,006)	0,123	(0,006)	0,124	(0,005)	0,123	(0,007)
Slanke sleutelbloem	100	0,054	(0,004)	0,054	(0,003)	0,053	(0,003)	0,053	(0,003)
Grote muur	50	0,089	(0,006)	0,091	(0,006)	0,089	(0,005)	0,089	(0,006)
Gewoon bosviooltje	100	0,132	(0,004)	0,133	(0,003)	0,131	(0,003)	0,132	(0,003)

Met uitzondering van grote muur werden alle soorten uitgezaaid in 2011. Zaden van deze soort konden niet op tijd verzameld worden, waardoor deze soort pas in 2012 werd uitgezaaid. Bosanemoon werd nogmaals uitgezaaid in 2012, omdat in de loop van het voorjaar duidelijk werd dat de kieming van deze soort compleet mislukt was. Zaden van bosanemoon zijn erg gevoelig voor uitdroging; mogelijk werden ze in 2011 te lang bewaard, of speelde de droge lente en zomer een rol in de mislukte kieming. Omdat bosanemoon en grote muur een jaar later werden uitgezaaid, werden de soorten ook een jaar langer opgevolgd dan de rest (tot 2016).

1.2.2.6 Tellingen van kiemplanten en bloeiende bosplanten

Het aantal kiemplanten en het aantal bloeiende planten per subplot werd tenminste éénmaal per jaar geteld tussen 2011 en 2015 (alle soorten m.u.v. bosanemoon en grote muur) en tussen 2012 en 2016 (bosanemoon en grote muur). De herkenning van kiemplanten van de ingezaaide soorten is niet altijd eenvoudig: jonge bosanemonen lijken op kruipende boterbloem, gele dovenetel op grote brandnetel en bosgierstgras en wilde hyacint zijn moeilijk te onderscheiden van grassen. Daarom werd er naar gestreefd om in het voorjaar tenminste tweemaal te tellen, zodat de zaailingen zo vroeg mogelijk onderscheiden konden worden, voordat andere soorten zich ontwikkelen. In geval van twijfel werd een kiemplant niet meegeteld, in de veronderstelling dat deze in de loop van het jaar of van de daarop volgende jaren beter herkend zal kunnen worden. Voor de verwerking werd steeds gebruik gemaakt van het maximaal aantal individuen per plot dat in 2015 geteld werd.

1.3 Resultaten

1.3.1 Lichtmetingen

De combinatie van 3 schaduwnetten en het kronendak van de lichtboomsoorten resulteerde in de zomerperiode in een gemeten uitdoving van 98,4 – 99,2%. Dit stemt overeen met een berekende Leaf Area Index (LAI) van ongeveer 7. Ter vergelijking: in een elzenbroekbos en een essenbos werd op dezelfde wijze een waarde gemeten van 4,5 (Eschenbach & Kappen 1996; Mussche et al. 2001). De waarden liggen meer in de buurt van beukenbestanden, waar een uitdoving van de relatieve instraling van 99,1% gemeten werd (Cutini et al. 1998) en LAI waarden tot 6,9 (Thimonier et al. 2010).

De vier behandelingen zijn duidelijk te onderscheiden tussen maart en begin juni, op basis van de berekende LAI waarden, die stapsgewijze toenemen na het aanbrengen van een volgende net (figuur 5). Bij volledige beschaduwing met drie netten (eind juni) is er geen significant onderscheid meer tussen de behandelingen vroeg, medium en laat. De blanco heeft een berekende LAI waarde tussen 3 en 4, dit is ongeveer de helft van de waarde van de proefvlakken waar schaduwnetten zijn aangebracht.

Figuur 1.5 LAI bepalingen met behulp van de LAI 2200 meter, telkens nadat een bijkomend net werd aangebracht. Op de blanco werden geen schaduwnetten aangebracht en is de geleidelijke uitdoving het resultaat van de natuurlijke schaduwopbouw door de overscherende bomen.

1.3.2 Kieming en bloei van bosplanten

1.3.2.1 Aantal kiemplanten

Wilde hyacint had het hoogste aantal kiemplanten per subplot (figuur 1.6). De laagste aantallen werden geregistreerd voor gele dovenetel en grote muur en voor deze soorten kunnen geen zinnvolle uitspraken gedaan worden. Er valt ook op te merken valt dat van deze soorten slechts 50 zaden werden geïntroduceerd per subplot, terwijl er voor de andere soorten 100 werden uitgezaaid.

Globaal genomen heeft de aan- of afwezigheid van een concurrerende vegetatie meer effect op het aantal zaailingen, dan de verschillen in fenologie. Dit is echter een effect dat enkel speelt in het begin van de proef: na verloop van tijd verdween de concurrerende vegetatie in de proefvlakken met schaduwnetten grotendeels, als gevolg van de diepe schaduw die in de loop van de zomer en het voorjaar werd opgelegd (figuur 1.7). De effecten van concurrerende vegetatie, spelen dus enkel in de eerste jaren maar bepalen wel het resultaat (aantal gekiemde individuen) dat na 5 jaar werd geteld.

Een opmerkelijke vaststelling is dat wilde hyacint en bosanemoon globaal een wat hogere kieming hebben in proefvlakken met concurrerende vegetatie, dan in proefvlakken zonder (figuur 1.6). Mogelijk hebben bosanemoon en wilde hyacint, die als het meest schaduw tolerant te boek staan, baat bij een vegetatie die beschutting biedt, bij voorbeeld tegen uitdroging. Bij de andere soorten werd eerder het omgekeerde vastgesteld, al zijn de verschillen niet altijd duidelijk. De duidelijkste negatieve effecten van een concurrerende vegetatie op de kieming, werden vastgesteld bij bosgiersgras, tevens de soort die zich het laatst ontwikkelt in de loop van het jaaren dus het meest in competitie moet treden met forse lichtminnende soorten, zoals grassen, bramen en grote brandnetel.

Het tijdstip waarop de schaduwnetten zijn opgebracht (fenologie) heeft globaal genomen een minder grote invloed dan het al of niet verwijderen van de vegetatie (figuur 1.6). Voor de meeste soorten lijkt een gemiddelde tot late schaduwopbouw gunstiger dan een zeer vroege schaduwopbouw, mogelijk uitgezonderd bosanemoon. Voor de meeste soorten lijkt de blanco de minst gunstige lichtbehandeling te zijn. De interactie tussen de lichtbehandeling en de factor competitie moet echter statistisch nader onderzocht worden.

Figuur 1.6 Boxplots met het aantal kiemplanten van de 7 uitgezaaide soorten per subplot, geteld in 2015. Er wordt enerzijds een onderscheid gemaakt tussen de drie lichtbehandelingen en de blanco en anderzijds tussen de aan- of afwezigheid van een vegetatie. De punten in de box geven de medianen weer.

Figuur 1.7 Door de hoge lichtuitdoving onder de schaduwnetten verdween op korte tijd de concurrerende vegetatie, ook in proefvlakken waar die bij aanvang van de proef niet was verwijderd (hier:buiten de proefvlakken domineert grote brandnetel in het wilgenbestand te Grimminge, in de boxen zijn de dode stengels herkenbaar. Foto genomen op 31/7/2012)

1.3.2.2 *Bloei van bosplanten*

Bij vier van de zeven soorten werd in 2015 bloei vastgesteld: bosgierstgras, slanke sleutelbloem, gewoon bosviooltje en grote muur (figuur 1.8) en deze soorten zaaiden zich naar het einde toe ook sterk uit. Na 5 jaren wordt de telling van de eerste generatie van kiemplanten stopgezet, omdat het onderscheid met een volgende generatie moeilijker werd. Van sommige soorten, zoals van slanke sleutelbloem, kiemden niet alle zaden in het eerste jaar, waardoor de generaties 'in elkaar schuiven'. Bij andere soorten was dit veel minder of niet het geval (bij voorbeeld bosanemoon).

Er werden meer bloeiende individuen geteld in de proefvlakken zonder competitie, dan in de proefvlakken met competitie (figuur 1.8). Wellicht konden de zaden in een vegetatieloze omgeving sneller kiemen en groeien, zwaardoor deze planten een voorsprong hadden. Van de soorten die beter kiemden in proefvlakken met vegetatie, waren in 2015 nog geen bloeiende planten aanwezig.

Het effect van de lichtbehandelingen is opnieuw zwakker dan het effect van aan- of afwezigheid van competitie. Opnieuw zijn de behandelingen met gemiddelde en late schaduwopbouw wat gunstiger dan de behandelingen zonder schaduwnetten of met een vroege schaduwopbouw (figuur 1.8).

Figuur 1.8 Boxplots met het aantal bloeiende planten per subplot, van 4 van de 7 uitgezaaide soorten, geteld in 2015. Er wordt enerzijds een onderscheid gemaakt tussen de drie lichtbehandelingen en de blanco en anderzijds tussen de aan- of afwezigheid van een vegetatie. De punten in de box geven de medianen weer.

1.3.2.3 Aantal gekiemde en bloeiende soorten per subplot

Kijken we naar het aantal gekiemde en bloeiende soorten per subplot, zonder rekening te houden met het aantal individuen van elke soort, dan krijgen we een aanvullend beeld. Er werden meer soorten geteld in proefvlakken zonder competitie dan met competitie. Omgekeerd was het aantal bloeiende soorten hoger in proefvlakken met competitie dan zonder competitie (figuur 1.9). De effecten van de lichtbehandelingen zijn opnieuw minder duidelijk. Globaal genomen werd het meeste aantal soorten bosplanten geteld in proefvlakken waar de schaduwopbouw al start in het vroege voorjaar, maar de onderlinge verschillen zijn niet groot. Het aantal bloeiende soorten is wat lager in de blanco proefvlakken dan in de proefvlakken waarop schaduwnetten werden aangebracht (figuur 1.9).

Figuur 1.9 Aantal gekiemde soorten per subplot (links) en het aantal bloeiende soorten per subplot (rechts) en dit in functie van de aan-of afwezigheid van competitie (boven) en van de verschillende lichtbehandelingen (onder).

1.4 Conclusies

De onderzochte factoren 'competitie' en 'fenologie van het kronendak' blijken wel degelijk een invloed uit te oefenen op de kieming en bloei van de uitgezaaide bosplanten. Beide factoren zijn ook niet onafhankelijk van elkaar: door een hoge schaduwdruk, zoals opgelegd in de drie behandelingen met schaduwnetten, verdwijnt vrij snel de lichtminnende vegetatie die onder de lichtboomsoorten aanwezig was en ontstaat een competitievrije omgeving. Met een hoge schaduwdruk kan de beheerder dus de competitievrije omgeving creëren die voor bepaalde soorten bosplanten (bosgierstgras, slanke sleutelbloem, gewoon bosviooltje) gunstig lijkt te zijn. Voor bosanemoon en wilde hyacint is een dergelijk effect niet gevonden, wel in tegendeel. Mogelijk biedt een concurrerende vegetatie een 'shelter' aan deze uitgesproken schaduwtolerante soorten.

De evaluatie van de lichtbehandelingen is moeilijker te maken. Globaal genomen lijken de intermediaire en late schaduwopbouw het gunstigst te zijn voor de aantallen kiemplanten en bloeiende planten. Kijken we echter naar het aantal soorten dat kiemt en bloeit, dan scoort ook de vroege schaduwopbouw goed. De blanco zonder schaduwnetten schijnt voor bosplanten steeds de minst gunstige resultaten op te leveren.

Vertalen we dit naar het bosbeheer, dan zou besloten kunnen worden dat een struiklaag steeds gunstig is voor de vestiging van bosplanten in beboste landbouwgronden. De geselecteerde soorten hebben echter een specifiek profiel en stellen dus specifieke eisen. Daarom lijkt het aangewezen om voor voldoende variatie te zorgen in de lichtomstandigheden, door bij bosuitbreiding diverse soorten bomen en struiken te gebruiken met een specifiek lichtkarakter, inzake fenologie en schaduwdruk.

1.5 Bijlage: foto's van kiemplanten

Bosanemooon

Wilde hyacint

Slanke sleutelbloem

Gele dovenetel (l) en Grote brandnetel (r)

Bosgierstgras

Gewoon bosviooltje

Grote muur

2 Is er een herstel van lichtminnende planten en mossen na het herinvoeren van een eerste middelhoutcyclus in het Meerdaalwoud

2.1 Inleiding

Het is bekend dat in het vroegere middelhoutbeheer heel wat lichtminnende bossoorten sterk vertegenwoordigd waren. De aanwezige soorten waren eveneens bestand tegen de regelmatige en vrij intensieve kappingen en de hiermee gepaard gaande variatie in lichtbeschikbaarheid. Het middelhoutbeheer geraakte in het Meerdaalwoud (en ook elders) geleidelijk aan in onbruik door de selectie van een steeds dominanter hooghout. Hierdoor zijn een groot deel van de typische lichtminnende soorten verdwenen of sterk achteruit gegaan.

De vraag is dan ook of deze soorten zich opnieuw kunnen vestigen of herstellen door het opnieuw invoeren van het middelhoutbeheer. Er zijn immers heel wat factoren verandert. Zo is er een veel hogere stikstofdepositie die wellicht aanleiding geeft tot een gewijzigde competitieverhouding tussen de doelsoorten en ruigtekruiden. Verder gebeurt de exploitatie nu machinaal waardoor er meer bodemverstoring optreedt bij het kappen en verwijderen van de bomen. Tenslotte dient er een herstelbeheer ingezet te worden waarbij tijdens de eerste kappingen veel grotere volumes uitgehaald worden (vaak een halvering van het grondvlak) als bij een klassiek middelhoutbeheer. Ook de stooisellaag is wellicht dikker waardoor er na kapping, veel meer voedingsstoffen hieruit vrijkomen. Daarnaast is ook de hakhoutlaag sterk onderdrukt en werd deze al lang niet meer afgezet waardoor ze veel minder vitaal is. Door het trager uitlopen van het hakhout blijft de kapvlakte langer open wat competitieve planten bevoordeelt. Hierdoor veroorzaakt deze eerste kap een zekere vorm van verstoring.

Concrete onderzoeksvragen:

Kapvlaktesoorten:

- Welke vegetatieontwikkeling (Ellenbergwaarden, CRS-strategieën) vindt er plaats ten gevolge van het herinvoeren van het middelhoutbeheer (thesisonderdeel)
- Kunnen doelsoorten (stresstoleranten, rode lijstsoorten, halfschaduwsoorten) zich vestigen in de kruidlaag van de kapvlakte (thesisonderdeel)
- Twee bovenstaande vragen worden ook onderzocht op de mossen (2^e thesisonderdeel)

Herstel na de kapping:

- Hersteld de vegetatie (voornamelijk oud-bosplanten, typische bosplanten) zich terug naar de vegetatie van de ongekapte delen? (thesisonderdeel)
- Treed er bij dit beheer voldoende verjonging op (van zomereik) en is er kans op doorgroei naar de boomlaag?

Impact van toekomstige kappingen:

- Is de stooisellaag in de reeds langer gekapte bestanden dunner dan in de ongekapte stukken?
- Wat is het volume dat in de reeds langer gekapte bestanden dient gekapt te worden bij een nieuwe cyclus in vergelijking met de kappingen die tijdens de eerste kapping gebeuren.

2.2 Methodiek

2.2.1 Onderzoeksgebied

Voor dit onderzoek werd het bosreservaat De Heide geselecteerd, een gebied van 24ha, centraal gelegen in het Meerdaalwoud, wordt het middelhoutbeheer hersteld sinds 2004. Het gebied is onderverdeeld in acht bestanden waarvan er elke twee jaar één gekapt wordt om zodoende een middelhoutbeheer te krijgen met een omloop van 16 jaar. Het herstelbeheer liep achter al enige vertraging op waardoor er sinds 2004 nog maar 5 bestanden werden gekapt.

De geselecteerde bestanden vertoonden een vrij gelijkaardige boomsoortensamenstelling, bestandsstructuur en beheerhistoriek toen ze in 2001 werden geselecteerd (Verloove 2001). Ook de kruidlaag van de bestanden was vrij gelijkaardig en werd als *Stellario-Carpinetum* gekarteerd.

Tabel 2.1. Overzicht van de 8 bestanden van het middelhoutexperiment in het gerichte bosreservaat 'De Heide' in het Meerdaalwoud, op basis van de opmetingen voor het beheerplan in 2001, en recent vlak voor en vlak na de kapping.

Stand	Area (ha)	N (#>8cm/ha) (2001)	living G (m ² /ha) (2001)	G % Q. robur (2001)*	First cut	G before cut (m ² /ha)	G after cut (m ² /ha)
1	2,56	400	25,5	58 (21% P. canescens)	2013	29,1	12,4
2	3,95	410	27,5	87	2017	35,2	21,6**
3	3,32	530	20,3	81	2018	-	-
4	2,76	370	19,2	86	2020	-	-
5	2,43	440	27,1	80	2004	28,5	10,6
6	2,26	420	23,6	41 (31% Carya ovata)	2007	26,6	11,9
7	3,39	500	25,4	67 (25% A. pseudoplatanus)	2009	26,4	14,2
8	1,72	482	20,4	47 (27% A. pseudoplatanus)	2011	27,8	11,8

*resultaten uit Verloove (2001), op basis van heel beperkte steekproef. Zo geeft het resultaat voor perceel 6 een vertekend beeld van de soortensamenstelling : Carya ovata is slechts heel lokaal in het bestand aanwezig, en toevallig opgenomen in het proefvlak.

**Het cijfer voor bestand 2 'after cut' is een virtuele berekening in de veronderstelling dat de dunning zal worden uitgevoerd overeenkomstig de reeds getekende hamering.

Het beheerplan voorziet een dunningsregime dat de formule van Liocourt volgt:

$$\ln(N) = c - 0,01825 \cdot y$$

Met y de omtrek(klasse) in cm en N het aantal bomen in deze omtrekklass, c is een constante die voor De Heide werd vastgelegd op 4,85. Dit komt overeen met een grondvlak van 13,7 m²/ha. Een belangrijke afwijking ten opzichte van deze theoretische curve is dat zeer zware bomen (>1m omtrek) zoveel mogelijk zullen behouden blijven. Dat betekent dat het werkelijke grondvlak dus iets hoger zal komen te liggen. De bomen met dergelijke dimensies nemen 1-2 m²/ha in, wat betekent dat het streefdoel na kapping dus uitkomt op ca. 15 m²/ha. Dit is een gemiddeld cijfer waarvan bewust of onbewust kan worden afgeweken, afhankelijk van de lokale omstandigheden.

2.2.2 Beschrijving van de proefopzet

Algemeen:

We benaderen de verschillende bestanden hier als een chronosequentie: door verschillende bestanden naast elkaar in een verschillende fasen van herstel te vergelijken vormen we een beeld op de evolutie doorheen de tijd. Door deze proefvlakken in de toekomst opnieuw op te meten kan een opvolging doorheen de tijd bekomen worden en het effect van een herhaalde kapping bestudeerd worden.

Over het gehele middelhoutblok werd een grid van 50*50m uitgelegd worden. Het grid werd zo georiënteerd dat er in elk bestand minstens 5 proefvlakken liggen (Figuur 2.1). Het grid zorgt voor een goede ruimtelijke spreiding van de proefvlakken. Dit is belangrijk aangezien de te onderzoeken behandeling (herstel sinds kap) bestandsgevoelig is toegepast zodat bestandseffecten en hersteleffecten moeilijk uit elkaar te halen zijn. We spreken in dat geval van pseudoreplicaties. Om dit te ondervangen is het belangrijk om aan te tonen dat er geen gradiënten voorkomen op het terrein die de resultaten mee beïnvloeden.

Figuur 2.1: Positie van de 52 cirkelplots die werden uitgezet en opgemeten in de verschillende bestanden van de Heide.

Opmetingen:

Op elk gridpunt wordt een klassiek proefvlak voor dendrometrie en vegetatie opgemeten (zelfde methode als bosreservaten en bosinventarisatie). Verder worden er van elk proefvlak bodemstalen genomen van de bovenste 10cm en lichtmetingen uitgevoerd.

2.3 Resultaten

In 2016 werden alle dendrometrische data verzameld door het INBO. Op elk proefvlak werd ook een vegetatie-opname uitgevoerd door het INBO, in samenwerking met de student van Universiteit Gent (Thomas Rogier).

Ook werden door de student van KULeuven (Sylvette Vander Straeten), samen met haar begeleider (Kasper Van Acker) gestandaardiseerde opnames van de mossen uitgevoerd.

In 2017 zullen de resultaten verwerkt worden. De dendrometrische opmetingen zullen worden verwerkt door het INBO. De koppeling en analyse aan kruid- en moslaag zal gebeuren in het kader van beide mastertheses.

3 Effecten van middelhoutherstel vs. nulbeheer op de saproxyle keverfauna in het Meerdaalwoud

3.1 Inleiding

Onder natuurbeschermers, en in het bijzonder onder specialisten van doodhoutkevers, is er nogal wat discussie wat nu eigenlijk de beste beheerkeuze is in bossen, vooral in bossen die vroeger een intensief beheer kenden. Is het nu best om gewoon niets te doen en de natuur zijn gang te laten gaan, of is het net belangrijk om die vroegere beheervormen verder te zetten of in ere te herstellen? De aanhangers van nietsdoen wijzen op de positieve effecten van de opbouw van dood hout en de ontwikkeling van microhabitats in onbeheerde bossen, de verdedigers van het traditionele beheer benadrukken dan weer het belang van het lichtrijke karakter van dit soort bossen voor warmte-minnende kevers, en het feit dat sneller microhabitats ontstaan in hakhout of knobomen.

Ook in de literatuur zijn publicaties beschikbaar die één van beide kampen gelijk geven. Veel van de onderzoeken zijn echter toegespitst op één aspect of een beperkte set aan soorten, waardoor ze niet echt een totaalantwoord geven op de vraag. Bij de onderzoeken beheerd vs. onbeheerd wordt vaak uitsluitend in gesloten bossen gewerkt, die veel of weinig dood hout en oude bomen bevatten. Uiteraard zijn de locaties met nietsdoen, en dus veel dood hout, dan rijker dan de beheerde bossen. De voordelen van een ijler en lichtrijk (beheerd) bostype worden hierbij niet meegenomen. Omgekeerd wordt in studies die de hogere waarde van beheerde lichtrijke bossen aantonen vaak enkel gekeken naar uitgesproken warmteminnende groepen (zoals boktorren, gouden torren, vliegende herten en prachtkevers). Of men kijkt naar een eeuwenoude 'wood pasture' die aan het dichtgroeien is, waar de aanwezige lichtminners het moeilijk krijgen, en de soorten van gesloten bos niet (nog niet, niet meer) aanwezig zijn.

3.2 Proefopzet

Om een antwoord te krijgen op de vraag welke optie nu best is voor het ontwikkelen van de doodhoutkever-biodiversiteit in de specifieke Vlaamse situatie, met zijn sterk versnipperde bossen die vroeger heel intensief beheerd werden, heranalyseerden we een dataset die reeds enkele jaren geleden werd verzameld.

Enkele jaren terug lieten we een doorgedreven inventarisatie van kevers uitvoeren in het Meerdaalwoud in lente en zomer van 2010 en 2011 (Vandekerckhove et al. 2012; 2014). Op 8 locaties in het bos werden daarbij staalnames uitgevoerd. Zes daarvan waren gelegen in onbeheerde reservaten (4 met eik, 2 met beuk). Twee vangstlocaties waren in open terreinen opgesteld: het eerste in een oude beukendreef in het open veld, aansluitend tegen het bos en het tweede in perceel 8 van het middelhoutexperiment in 'De Heide'. Dit perceel was in de winter voordien (winter 2010-2011) geëxploiteerd.

Figuur 3.1. Situering van de 8 vangstlocaties ('stations') in het Meerdaalwoud.

Figuur 3.2. Overzichtsbeeld van alle vaste valopstellingen (venstervallen en lijmrings)

Figuur 3.3. Nog enkele beelden van de valopstellingen in de integrale reservaatdelen Grote konijnenpijp en Everzwijnbad.

Elk station bestaat uit een combinatie van een vensterval en een lijmring (= passive catch) die opgesteld zijn van april tot november. De venstervallen worden tweewekelijks geledigd. Aanvullend wordt op elke locatie ook nog actieve bemonstering uitgevoerd : klopvangsten (met klopnet), en zeven van houtmolm. In functie van vergelijkbaarheid is deze actieve vangstinspanning op elke locatie dezelfde (telkens 5 zeefstalen en een half uur klopvangsten).

Figuur 3.4. Middelhoutblok 8 in bosreservaat De Heide, op het moment van de staalname.

De oorspronkelijke bedoeling van deze inventarisatiecampagne was een goed globaal beeld te krijgen van de aanwezige diversiteit aan doodhoutkeversoorten. Door de resultaten onderling met elkaar te vergelijken is het echter ook mogelijk om de verschillende beheeropties (middelhout versus nietsdoen) met elkaar te confronteren. De dataset is weliswaar niet optimaal voor dit soort analyses : daarvoor waren meer herhalingen en een evenwichtige verdeling over beide beheeropties wenselijk geweest. Maar een verkennende analyse was toch al mogelijk.

3.3 Resultaten

Een eerste belangrijke vaststelling is dat de soortenrijkdom op de middelhoutlocatie heel vergelijkbaar blijkt te zijn met de onbeheerde proefvlakken : 267 keversoorten in het middelhoutblok en 230 tot 281 soorten in de onbeheerde bossen. Enkel de beukendreef in het open veld sprong er uit met 380 soorten. Daar zitten echter heel veel ‘toevallige’ passanten bij die niet aan de dreef gebonden zijn, maar aan het open landbouwlandschap errond. Het betreft vooral algemene ‘ubiquisten’. Dit geeft maar aan dat totale soortenrijkdom niet altijd alles zegt.

Figuur 3.5. Totale soortenrijkdom aan kevers in de verschillende stations (rood = rodelijstsoorten volgens de Rode Lijst van Duitsland). F en Q zijn onbeheerde bossen met resp. beuk en eik als dominante boomsoort. Het middelhout-proefvlak (Q-Mhout) heeft een vergelijkbare soortenrijkdom als de andere bosbestanden – de soortenrijkdom in de beukendreef in open terrein (F-dreef) is opvallend groter, het betreft echter voornamelijk algemene soorten van open terreinen of zonder specifieke biotoopvoorkeur (ubiquisten).

Als we enkel kijken naar saproxyle kevers (=doodhoutgebonden soorten) dan blijken alle locaties, ook de dreef, ongeveer even soortenrijk : van 104 tot 130 soorten. De middelhoutlocatie behoort tot de 'soortenarmere' locaties met 108 soorten. Nog opmerkelijk : de locaties met dominantie van beuk blijken even soortenrijk als de eikgedomineerde plekken, zowel voor doodhoutkevers als voor alle kevers samen. Dit gaat alleszins in tegen de algemene opvatting dat eikenbossen soortenrijker zouden zijn dan beukenbossen. Ook naar zeldzame soorten bleek er weinig verschil te zijn tussen de verschillende locaties : in het middelhoutblok werden 26 soorten gevonden die op de Duitse Rode Lijst staan (waarvan 2 met uitsterven bedreigd), in de onbeheerde bosreservaten tussen 25 en 46 soorten (0 tot 3 MUB). Ook naar verdeling over de verschillende substraattypes zijn geen opvallende verschillen waar te nemen. Wel zijn er in het middelhoutplot relatief minder soorten gevonden die gebonden zijn aan zwammen en molm. Deze soorten worden over het algemeen iets sterker geassocieerd met een donkerder en vochtiger microklimaat.

Figuur 3.6. Soortenrijkdom en –samenstelling voor saproxyle kevers over de 8 stations. Alle stations hebben een vrij vergelijkbare soortenrijkdom, ook wat betreft het aandeel aan rode lijst soorten. De veel gehoorde opvatting dat lichtrijke bossen soortenrijker zouden zijn voor doodhoutkevers klopt dus niet voor Meerdaalwoud. Ook naar verdeling over de verschillende substraattypes (rechts) zijn geen opvallende verschillen waar te nemen.

Wanneer we echter de effectieve soortensamenstelling gaan vergelijken, dan blijken de gevonden gemeenschappen in de dreef en het middelhoutblok duidelijk te verschillen van de onbeheerde stations. Zo is het middelhoutblok duidelijk rijker aan boktorren en prachtkevers, zowel naar aantallen als naar soorten. Kleine kevertjes die in houtzwammen en molm leven komen dan weer meer voor in de onbeheerde proefvlakken. De statistische analyse (PERMANOVA) bevestigde deze vaststelling : de onbeheerde proefvlakken (zowel eik als beuk) clusterden samen, terwijl de dreef en het middelhoutproefvlak duidelijk afsplitsten, zowel van de rest als van mekaar.

Figuur 3.7 : uit deze figuur (Capmod PERMANOVA) blijkt dat de soortensamenstelling in het middelhoutblok (nr 3) duidelijk verschilt van die in de andere proefvlakken en in de dreef (nr 7). Deze analyse werd zowel gemaakt voor alle doodhoutkevervangsten samen (a) als enkel voor de passieve vangsten (venstervangst+lijmring) (b), en in beide gevallen splitsen de dreef en het middelhout duidelijk af van de rest.

We keken ook na hoeveel soorten exclusief waren, dus slechts op één locatie werden waargenomen. Alle keversoorten meegerekend bevatte de beukendreef, met zijn vele soorten van open landbouwgebied, het hoogste aantal exclusieve soorten. Kijken we enkel naar bosgebonden soorten dan komt het middelhoutblok op de voorgrond, met 50 exclusieve soorten. Negentien van die soorten zijn doodhoutkevers, waarvan er 9 op de Duitse Rode Lijst staan. Onder de exclusieve soorten in het middelhoutblok vooral thermofiele kevers zoals boktorren en prachtkevers. Daarbij onder andere bijzondere soorten zoals de grote en de gele wespenboktor (*Plagionotus arcuatus* en *P. detritus*), de prachtkevers *Agrilus biguttatus* en *Agrilus laticornis*, en ook *Cerophytum elateroides*, een zeldzame kever die op de Europese Rode Lijst van doodhoutkevers staat.

Figuur 3.6. Aantal exclusieve soorten per proefvlak : heel veel soorten vinden we enkel in de dreef, maar dat zijn vooral niet-bosgebonden soorten; qua bossoorten, zeker de Rode Lijst doodhoutkevers, bevat de middelhoutplot het grootste aantal exclusieve soorten.

Figuur 3.7. Deze zeldzame lichtminnende soorten (*Plagionotus arcuatus* en *Cerophytum elateroides*) werden enkel gevonden in het proefvlak met middelhoutbeheer (foto's : resp. Bernard Van Elegem en Frank Köhler).

3.4 Conclusies

Uit deze resultaten kunnen we besluiten dat niet één beheeroptie overall alles zaligmakend is. Veel zal afhangen van de voorgeschiedenis van de site waarbij 'continuïteit' heel belangrijk is, vooral voor weinig mobiele soorten. Een bos dat heel lang onbeheerd was blijft best onbeheerd; een eeuwenoude bosweide met oude monumentale bomen laat men best niet spontaan dichtgroeien, want dan krijgen de weinig mobiele licht- en warmteminners het moeilijk. In een bos dat altijd donkere en lichtere fases heeft gecombineerd onder invloed van de mens, kunnen best beide strategieën worden gecombineerd.

Dat is ook het geval in Meerdaalwoud en geldt bij uitbreiding ook voor de rest van Vlaanderen : beide beheeropties - nietsdoen en middelhoutbeheer- blijken even waardevolle én complementaire opties te zijn voor de ontwikkeling van de doodhoutkeverrijkdom in bossen. Waar er voldoende ruimte en middelen zijn om beide opties volwaardig te ontwikkelen is het dus aan te bevelen om beide ook toe te passen aangezien ze elk een specifiek deel van de kevergemeenschap van geschikt habitat voorzien. Bij het middelhoutbeheer moet wel benadrukt worden dat in Meerdaalwoud gekozen werd voor een variant die duidelijk afwijkt van het traditionele middelhout : in dit experiment werd het bos sterk opengekapt, maar werden oude en dode bomen wel grotendeels gespaard. In die zin is het een stuk 'gunstiger' voor doodhoutkevers dan een klassiek middelhoutbeheer dat nauwelijks dood hout en oude bomen bevatte.

In grote multifunctionele boscomplexen zal ook de economische functie nog een belangrijke rol spelen. Hier biedt een gevarieerd beheer de beste kansen voor een hoge biodiversiteit van doodhoutkevers. Een dergelijk bos combineert voldoende grote zones met nietsdoen (minstens enkele tientallen ha groot, bij voorkeur in oude bosbestanden), met gesloten én lichtrijke beheerde bossen waar voldoende aandacht is voor dood hout en oude bomen. Die lichtrijke bosbestanden (middelhout of andere lichtrijke bosvarianten) en open plekken in het bos bevinden zich het best in de periferie van het bos. Zo houden ze het beste contact met andere waardevolle open terreinen buiten het bos en behoudt men een voldoende grote, niet versnipperde gesloten boskern waar het bosklimaat, dat essentieel is voor heel wat soorten (kevers, maar ook nachtvlinders, slakken, ...), niet wordt verstoord.

Dit hoofdstuk is grotendeels gebaseerd op het artikel 'To manage or not to manage' : wat is nu de beste optie voor doodhoutkevers ? verschenen in Bosreservatennieuws 15 (Vandekerkhove et al. 2016) en de peer-reviewed paper verschenen in Iforest (Vandekerkhove et al. 2015).

Vandekerkhove K., Thomaes A ., Crèvecoeur L., De Keersmaecker L., Leyman A. & Köhler F. (2015) Saproxylic beetles in non-intervention and coppice-with-standards restoration management in Meerdaal forest (Belgium): an exploratory analysis. iForest Biogeosciences and Forestry 9, 536-545.

4 Referenties

- Baeten L, De Schrijver A. & De Keersmaeker L (2011) Bosplanten in de tang genomen: landschap en bodem als knelpunten voor de ontwikkeling van soortenrijke jonge bossen. *Bosrevue* 37: 2-5.
- Cutini A, Matteucci G, Mugnozza G S (1998) Estimation of leaf area index with the Li-Cor LAI 2000 in deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 105(1):55-65.
- De Keersmaeker L., Martens L., Verheyen K., Hermy M., De Schrijver A., Lust N. (2004). Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in Muizen Forest (Belgium). *Forest Ecology and Management*, 188 (1-3): 291-304.
- De Keersmaeker L., Vandekerckhove K., Verstraeten A., Baeten L., Verschelde P., Thomaes A., Hermy M., Verheyen K. (2011) Clear-felling effects on colonization rates of shade-tolerant forest herbs into a post-agricultural forest adjacent to ancient forest. *Applied Vegetation Science* 14: 75-83.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner V. & Paulissen D. (1992). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.
- Eschenbach C. & Kappen L. (1996) Leaf area index determination in an alder forest: a comparison of three methods. *Journal Experimental Botany* 47 (9): 1457-1462.
- Hermy M. (1985). *Ecologie en fyto-sociologie van oude en jonge bossen in Binnen-Vlaanderen*. Ph.D. thesis, Ghent University.
- Hermy M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C.J. & Lawesson J.E. (1999). An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91: 9-22.
- Hill M.O., Mountford J.O., Roy D.B. & Bunce R.G.H. (1999). Ellenberg's indicator values for British Plants. *ECOFACT 2a Technical Annex*, ITE Monks Wood, Abbots Ripton, Huntingdon, UK.
- Lambinon J., De Langhe J.E., Delvosalle L. & Duvignaud J. (1998). *Flora van België, het Groothertogdom Luxemburg, Noord-Frankrijk en de aangrenzende gebieden (Pteridofyten en spermatofyten)*. Nationale Plantentuin van België, Meise.
- Mussche S., Samson R., Nachtergale L., DeSchrijver A., Lemeur R. & Lust N. (2001) A comparison of optical and direct methods for monitoring the seasonal dynamics of leaf area index in deciduous forests. *Silva Fennica* 35(4): 373-384.
- Paelinckx D., Sannen K., Goethals V., Louette G., Rutten J. & Hoffmann M. (2009). *Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn voor Vlaanderen*. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2009.6, Brussel, 669 p..
- Thomaes A., De Keersmaeker L, De Schrijver A., Vandekerckhove K, Verheyen K. (2011). Can tree species choice influence recruitment of ancient forest species in post-agricultural forest? *Plant Ecology* 212: 573–584 .
- Thomaes A. (2014) Tree species effects on herb layer development in post-agricultural forests. Doctoraten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014 (INBO.T.2013.11886888). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Thimonier A., Sedivy I., Schleppi P. (2010) Estimating leaf area index in different types of mature forest stands in Switzerland: a comparison of methods. *Eur J Forest Res* 129: 543–562.
- Vandekerckhove K., Crevecoeur L., Köhler F. (2012) Doodhoutkevers in Meerdaal- en Zoniënwoud : een bilan. *Bosreservatennieuws* 12, 19-21.
- Vandekerckhove K., Van der Aa B., Esprit M., De Keersmaeker L., Thomaes A. & Demolder H. (2014b) Houtproductie. IN : Peymen et al (red). *NARA-T : Ecosysteemdiensten*. INBO.M.2014.01
- Vandekerckhove K, Crèvecoeur L, Thomaes A, Köhler F (2014b). Kevers van dood hout. *De Levende Natuur* 114, 182-186.

Vandekerkhove K., Thomaes A., Crèvecoeur L., De Keersmaecker L., Leyman A. & Köhler F. (2015) Saproxylic beetles in non-intervention and coppice-with-standards restoration management in Meerdaal forest (Belgium): an exploratory analysis. *iForest Biogeosciences and Forestry* 9, 536-545.

Vandekerkhove K., Crèvecoeur L., Thomaes A. (2016). 'To manage or not to manage' : wat is nu de beste optie voor doodhoutkevers ? *Bosreservatennieuws* 15, 36-39.

Van der Aa B. (2007) Bosbeheer. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T. en Van Reeth W. (red.) 2007. *Natuurrapport 2007. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid*. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek nr. 4, Brussel. pp. 38 - 55.

Verloove P (2001). *Beheerplan Bosreservaat De Heide (Meerdaalwoud)*. Esher en VBV, Gent en Gontrode.

Vlaamse Overheid, Departement Ruimtelijke Ordening, Woonbeleid en Onroerend Erfgoed (2011) *Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen, Officieus gecoördineerde versie D/2011/3241/163*. Phoenix-gebouw Koning Albert II-laan 19 bus 11 1210 Brussel.