

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Kennisnetwerk OBN

**Mogelijkheden voor herstelbeheer in
hellingbossen** op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg

*Resultaten praktijkproeven: omvorming van voormalig
middenbos naar gevarieerd opgaand bos*



Mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg

*Resultaten praktijkproeven: omvorming van
voormalig middenbos naar gevarieerd
opgaand bos*



© 2016 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2016/OBN206-HE
Driebergen, 2016

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Economische Zaken.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de VBNE onder vermelding van code 2016/OBN206-HE en het aantal exemplaren.

Foto voorkant Slanke sleutelbloem, Wijlrebos. Fotograaf Rein de Waal

Oplage 60 exemplaren

Samenstelling P.W.F.M. Hommel (Alterra, Wageningen UR)
R.J. Bijlsma (Alterra, Wageningen UR)
K.A.O. Eichhorn (Eichhorn Ecologie)
J. den Ouden (Leerstoelgroep Bosecologie en Bosbeheer,
Wageningen UR)
R.W. de Waal (Alterra, Wageningen UR)
M.F. Wallis de Vries (De Vlinderstichting)

m.m.v.

L.S. Eichhorn (Eichhorn Ecologie)
L. Goudzwaard (Leerstoelgroep Bosecologie en Bosbeheer,
Wageningen UR)
Th. Heijerman (EIS-Kenniscentrum Insecten)
R.H. Kemmers (Alterra, Wageningen UR)
M. Prick (Natuurhistorisch Genootschap in Limburg)
F. Smeets (Leerstoelgroep Bosecologie en Bosbeheer,
Wageningen UR)

Druk KNNV Uitgeverij/Publishing

Productie Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres : Princenhof Park 9, 3972 NG Driebergen
Telefoon : 0343-745250
E-mail : info@vbne.nl

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	2
Samenvatting	8
1 Inleiding	14
1.1 Achtergrond	14
1.2 Kader en doelstelling van het onderzoek	16
1.3 Inperking tot ondiepe kalkbodems	20
1.4 Opbouw van het rapport	22
2 Proefopzet	23
2.1 Bosbouwkundig systeem	23
2.2 Selectie proefgebieden	28
2.3 Historische typering proefgebieden	28
2.4 Voorbereiding en uitvoering kapwerkzaamheden	32
2.5 Verwijdering ruigtesoorten op kapvlakten	36
2.6 Aanplant op kapvlakten	39
3 Monitoring	41
3.1 Bodem	41
3.1.1 Veldonderzoek	41
3.1.2 Bodemchemie	41
3.1.3 Stikstof-mineralisatie	41
3.2 Vegetatie	42
3.2.1 Vaatplanten	42
3.2.2 Mossen	42
3.2.3 Ruigte-ontwikkeling	43
3.3 Fauna	45
3.3.1 Dagvlinders	46
3.3.2 Nachtvlinders	46
4 Resultaten bodemonderzoek	48
4.1 Hellingzones	48
4.1.1 Eyserbos	48
4.1.2 Wijlrebos	53
4.1.3 Vergelijking van de twee proefgebieden	55
4.2 Bodemchemie	57
4.2.1 Bodemchemische parameters	57
4.2.2 Stikstof-mineralisatie	59
5 Resultaten vegetatie-onderzoek	63

5.1	Vaatplanten	63
5.1.1	Totaal soortenaantal	63
5.1.2	Bossoorten	67
5.1.3	Soorten van kapvlakten en bosranden	70
5.1.4	Ruigtevormende woekersoorten	74
5.1.5	Experimenten met verwijdering ruigtesoorten	80
5.2	Mossen	85
5.2.1	Uitgangssituatie (2011)	85
5.2.2	Veranderingen na de kap (2011-2014)	87
6	Resultaten fauna-onderzoek	95
6.1	Dagvlinders	95
6.2	Nachtvlinders	98
6.2.1	Aantal soorten	98
6.2.2	Onderscheid naar biotoop	100
6.2.3	Onderscheid naar waardplanten	102
7	Discussie	104
7.1	Vaatplanten	104
7.1.1	Bossoorten	104
7.1.2	Soorten van kapvlakten en bosranden	107
7.2	Mossen	108
7.2.1	Diversiteit van ecologische groepen	108
7.2.2	Wijlrebos en Eyserbos nader vergeleken	111
7.3	Dagvlinders	112
7.4	Nachtvlinders	114
7.5	Overige arthropoden	116
8	Conclusies	117
9	Literatuur	121
	Bijlagen	
Bijlage A	Bodemchemie vóór en na ingreep (0-10 cm -mv)	
Bijlage B	N-mineralisatie vóór en na ingreep (0-10 cm -mv)	
Bijlage C	Synoptische tabel ontwikkeling kruidlaag Eyserbos (2011-2014)	
Bijlage D	Synoptische tabel ontwikkeling kruidlaag Wijlrebos (2011-2014)	
Bijlage E	Veranderingen in de soortensamenstelling van de kruidlaag in het tweede jaar na kap (beide gebieden gecombineerd)	
Bijlage F	Soortenlijst dagvlinders	
Bijlage G	Soortenlijst nachtvlinders	
Bijlage H	Status van de aandachtsoorten bij dagvlinders en macro-nachtvlinders in Zuid-Limburgse hellingbossen	
Bijlage I	Veranderingen in de loopkeverfauna van het Eyserbos (door Th. Heijerman)	

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 staat het habitatype 'H9160B: Eikenhaagbeukenbossen' centraal. In de opgestelde Herstelstrategie van dit habitatype wordt als een van de maatregelen genoemd het omvormen van hellingbossen. Dit moet leiden tot een toename van de soortenrijkdom in de ondergroei. Deze maatregel is in dit OBN onderzoek in een veldexperiment onderzocht.

De Zuid-Limburgse hellingbossen zijn van oudsher rijk aan bijzondere planten- en diersoorten. Het gaat daarbij zowel om schaduwtolerante bossoorten als om lichtminnende soorten van bosranden en kapvlakten. Het meest bijzonder zijn de bossen op ondiepe kalkrijke bodems die - vooral in de struweelfase na kap - een aantal zeldzame orchideeënsoorten kunnen herbergen. De soortenrijkdom van de Zuid-Limburgse hellingbossen is in de tweede helft van de vorige eeuw sterk achteruitgegaan. De belangrijkste oorzaak van de achteruitgang was het staken van het traditionele beheer als hakhout met overstaanders (middenbos). Het gevolg was dat het kronendak zich sloot, minder licht de bosbodem kon bereiken en de ondergroei steeds ijler en minder soortenrijk werd.

Gekozen is voor een beheerexperiment met daarin omvorming naar een "ongelijkvormig hooghout", met meerdere generaties (diameterklassen) bomen in één perceel en een cyclus van periodieke kap. Door de periodieke lichtstelling, kap van de ondergroei en verstoring van de bosbodem sluit het systeem in ecologisch opzicht nauw aan bij het historisch middenbosbeheer.

De beheerexperimenten in het Eyser- en Wijlrebos hebben aangetoond dat een omvorming van een (voormalig) middenbosbeheer naar een beheer als ongelijkvormig hooghout ook in de Zuid-Limburgse context (steile hellingen; meerdere decennia geen ingrepen) bosbouwtechnisch goed mogelijk is. Enerzijds mogen wij concluderen dat de proeven in technisch, bedrijfseconomisch en ecologisch opzicht een duidelijk succes waren. Anderzijds staan wij nog maar aan het begin van een lang leerproces.

Ik wens u veel leesplezier

Drs. T.J. Wams

Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Dankwoord

Graag willen wij de beheerders van het Eyser- en Wijlrebos en met name Carlo van Seggelen, Arjan Ovaa en Nicole Cordewener (Stichting het Limburgs Landschap), en Patrick Kloet, Freek van Westreenen en Ingrid van Westerlaak (Staatsbosbeheer) bedanken voor de toestemming om in hun terreinen onderzoek te doen en voor alle hulp bij het voorbereiden en begeleiden van de kapwerkzaamheden en het inrichten van de proefvelden. Verder danken wij de leden van het Deskundigen-Team Heuvelland voor hun betrokkenheid en adviezen en Roland Bobbink (B-WARE) voor zijn waardevolle commentaar bij een eerdere versie van dit rapport.

Samenvatting

De Zuid-Limburgse hellingbossen zijn van oudsher rijk aan bijzondere planten- en diersoorten. Het gaat daarbij zowel om schaduwtolerante bossoorten als om lichtminnende soorten van bosranden en kapvlakten. Het meest bijzonder zijn de bossen op ondiepe kalkrijke bodems die - vooral in de struweelfase na kap - een aantal zeldzame orchideeënsoorten kunnen herbergen. Ondiepe kalkbodems komen alleen in het zuidelijk deel van het Zuid-Limburgse heuvelland voor (het "Mergelland") en zijn daar karakteristiek voor het centrale deel van de hellinggradiënt. Naar schatting behoort ongeveer 20 à 25% van de bosbodems in het Mergelland tot de ondiepe kalkbodems.

De soortenrijkdom van de Zuid-Limburgse hellingbossen is in de tweede helft van de vorige eeuw sterk achteruitgegaan. De belangrijkste oorzaak van de achteruitgang was het staken van het traditionele beheer als hakhout met overstaanders (middenbos). Het gevolg was dat het kronendak zich sloot, minder licht de bosbodem kon bereiken en de ondergroei steeds ijler en minder soortenrijk werd. Het hervatten van het traditionele hakhoutbeheer goede resultaten opgeleverd. Vooral de lichtminnende kapvlaktesoorten lijken geprofiteerd te hebben, de effecten op de bosflora zijn minder eenduidig. Bijkomend probleem is dat het hakhoutbeheer erg arbeidsintensief en kostbaar is.

Daarom is een vorm van (herstel)beheer gewenst dat zowel effectief als duurzaam is. Herstel van de oorspronkelijk aanwezige diversiteit aan soorten van bosmilieu's, bosranden en kapvlakten moet daarbij gecombineerd worden met een rendabeler exploitatie. Met dit doel zijn twee praktijkproeven opgestart waarvan de eerste resultaten in dit rapport worden beschreven. De proeven werden uitgevoerd in twee bosgebieden met een ondiepe kalkbodem: het Eyserbos en het Wijlrebos.

Gekozen is voor omvorming naar een "ongelijkvormig hooghout", met meerdere generaties (diametereklassen) bomen in één perceel en een cyclus van periodieke kap. Bij elke kap wordt uit elke generatie een vast percentage bomen gekapt en alle ondergroei verwijderd met uitzondering van enkele jonge bomen. Dit systeem is bedrijfseconomisch minder rendabel dan een gelijkjarig productiebos maar gunstiger dan een beheer als hakhout-met-overstaanders: de kapcyclus is globaal tweemaal zo lang, de ingreep is minder arbeidsintensief en de opbrengst beter te vermarkten. Door de periodieke lichtstelling, kap van de ondergroei en verstoring van de bosbodem sluit het systeem in ecologisch opzicht nauw aan bij het historisch middenbosbeheer. In het Eyser- en Wijlrebos is gekozen voor een systeem met zes diameterklassen (generaties). Voor wat betreft de sluitingsgraad werden drie varianten onderzocht: 35%, 55% en 100% (referentie). De verwachte kapcyclus is 15 à 20 jaar. Het systeem is uitgebreid met de selectie van enkele oude bomen die op termijn op stam mogen sterven. Ook werden bij de kap enkele bomen van met duidelijk ontwikkelde holtes in de stam gespaard.

In de praktijkproeven werd de effecten van de ingreep op een aantal soortgroepen bestudeerd: vaatplanten, mossen, dagvlinders en nachtvinders. Binnen de groep van de vaatplanten lag de focus op (1) "echte" bossoorten, (2) soorten van bosranden en kapvlakten en (3) woekersoorten die door vorming van persistente ruigten de gewenste ontwikkeling kunnen frustreren (en braam). In het Eyser- en Wijlrebos werd voor bovengenoemde soortgroepen en een aantal bodemkenmerken de uitgangssituatie (vóór de kap) beschreven. Tevens werden elders (in het Oombos en het Schaelsbergerbos) de effecten van verwijdering van braam en bosrank uit jonge kapvlakten onderzocht. De kap vond in het Eyserbos plaats in februari 2012, in het Wijlrebos in maart 2013. Na de ingreep werd in het Eyserbos de ontwikkeling van de vaatplanten drie groeiseizoenen gevolgd, in het Wijlrebos twee groeiseizoenen. Dag- en nachtvinders werden na de ingreep in het Wijlrebos geïnventariseerd in het eerste en het tweede jaar na de kap, in het Eyserbos in het tweede en het derde jaar. Het bodemkundig onderzoek en de inventarisatie van de mosflora werden

in beide gebieden eenmalig, ruim één jaar na de ingreep herhaald. Het veldwerk werd afgesloten in 2014.

De lichtstelling van de bosbodem heeft in beide proefgebieden geleid tot een zeer sterke toename van het aantal vaatplanten. Deze toename bereikte zijn piek in het tweede jaar na de ingreep, in het derde jaar nam de soortendiversiteit weer af. De toename van het soortenaantal was het grootst bij de laagste kroonsluiting (35%). Een aanzienlijk deel van de toename kwam voor rekening van soorten die karakteristiek zijn voor graslanden en ruigtevegetaties. De botanische meerwaarde van deze soorten is in het algemeen gering. Verschillende ruigtesoorten zijn wel van waarde als nectar- of waardplant voor insecten. De vanuit botanisch oogpunt waardevollere (oud)-bossoorten en soorten van bosranden en kapvlakten namen eveneens toe, respectievelijk in bescheiden en zeer sterke mate. In beide gevallen was de toename het grootst bij de sterkste lichtstelling, hield stand tot in het derde jaar en leed (nog) niet onder de geleidelijke toename van braamstruwelen. Deze conclusie komt overeen met de resultaten van de experimenten met braamverwijdering: er werd geen significant verschil in de ontwikkeling van de kruidlaag gevonden tussen de behandelde en niet-behandelde proefvlakken.

Vanaf het tweede jaar na de kap trad plaatselijk een sterke uitbreiding op van Zwarte braam. Ontwikkeling van braamstruwelen lijkt bevorderd te worden door een geringe kroonsluiting, een lage pH van de bovengrond en een zuidexpositie. Woekering van bosrank is in de proefvakken in het Eyser- en Wijlrebos niet opgetreden en had dus ook geen effect op de kapvlatkeflora daar. De experimenten met bosrankverwijdering in het Oombos en Schaelsbergerbos leverden op hoofdlijnen dezelfde resultaten op als de experimenten met braamverwijdering. Er was echter één belangrijk verschil: bosrankverwijdering bleek wel een significant (positief) effect te hebben op de bedekking van het Donkersporig bosviooltje. Dit is de belangrijkste waardplant van de Keizersmantel, een doelsoort van het hellingbosherstel.

Voor wat betreft de ontwikkeling van de mosflora werd zowel in het Eyser- als in het Wijlrebos globaal een verdubbeling van het aantal soorten waargenomen. De toename was het grootst in de proefvlakken met een geringe kroonsluiting (35%). De aantallen in het Wijlrebos waren echter zowel vóór als na de ingreep veel hoger dan in het Eyserbos. Ook werden in het Wijlrebos na de ingreep, anders dan bij Eys, meerdere (zeer) zeldzame soorten gevonden. Deze resultaten duiden op voor de mosflora extreme condities in het Eyserbos: een ongunstig microklimaat als gevolg van de zuidexpositie, de geringe vochtnalevering vanuit de gruisige bodem, en waarschijnlijk ook de zeer dunne maar persistente strooisellaag.

De kapingreep heeft, voor wat betreft de dagvlinders, in beide bossen tot hogere aantallen soorten en individuen geleid. Tussen de twee kapregimes was geen duidelijk verschil aan te wijzen. In het Eyserbos was het aantal soorten in het derde jaar na de ingreep weer wat gedaald ten opzichte van het tweede jaar, terwijl in het Wijlrebos de soortenrijkdom in het tweede jaar hoger was dan in het eerste jaar na kap. In tegenstelling tot de dagvlinders was er bij de nachtvlinders in de opengekapte proefvlakken sprake van een forse afname van zowel het aantal soorten als het aantal individuen, zowel in het Eyser- als het Wijlrebos. In het Wijlrebos werd in het tweede jaar na kap in het proefvak met een sluitingsgraad van 55% al een duidelijk herstel waargenomen, maar niet in het proefvak met een sluitingsgraad van 35%. In het Eyserbos was in beide behandelde proefvakken in het derde jaar nog geen sprake van herstel.

De beheerexperimenten in het Eyser- en Wijlrebos hebben aangetoond dat een omvorming van een (voormalig) middenbosbeheer naar een beheer als ongelijkvormig hooghout ook in de Zuid-Limburgse context (steile hellingen; meerdere decennia geen ingrepen) bosbouwtechnisch goed mogelijk is. Op dit moment ontbreken echter vooral de kleinere diameterklassen. De aanplant van eiken en kersen, en natuurlijke verjonging van es, zal een

volgende generatie jonge bomen aan de reserve kunnen toevoegen. Toch zal het meerdere kapcycli vergen voor de gewenste diameterklasse-verdeling van een "lopend" systeem is gerealiseerd. Bedrijfseconomische aspecten van de ingreep vormden geen onderwerp van het onderzoek. Het is echter opvallend dat de ingrepen min of meer budget-neutraal konden worden uitgevoerd.

Bij de beoordeling van ecologische effecten van de ingreep moeten wij in het oog houden dat de effecten van de ingreep in de eerste kapcyclus sterk kunnen afwijken van die in latere kapcycli. Het is te verwachten dat bij meerdere kapcycli het aantal doelsoorten geleidelijk toe en de mate van verruiging door bosrank en/of braam iets af zal nemen. De conclusie dat in de proeven in het Eyser- en Wijlrebos de eerste ingreep in ecologisch opzicht al overwegend (zeer) positief uitpakte, biedt duidelijk hoop voor de toekomst.

Ook is van belang dat winst van natuurwaarden die in de eerste jaren na de ingreep is gerealiseerd deels weer zal verdwijnen; achteruitgang in natuurwaarden (zoals bijvoorbeeld geconstateerd voor de nachtvlinders) zal daarentegen na kroonsluiting deels weer hersteld worden. In beide gevallen moet de "hersteltijd" worden afgezet tegen de tijdsduur van één kapcyclus (15 à 20 jaar). Soorten die zich niet binnen die tijd weten te herstellen lopen het risico voorgoed te verdwijnen uit het systeem. Soorten die na een kortstondige opleving bij kroonsluiting weer verdwijnen zijn voor hun overleven afhankelijk van de diasporenbank, van "sluimerende" wortelstokken of van andere geschikte habitats in de omgeving. Dit laatste aspect is met name van belang voor de vlinderfauna. Alleen een goede spreiding (in ruimte en tijd) van vergelijkbare ingrepen in het heuvelland zal hier de ecologische winst van de ingrepen kunnen bestendigen en het verlies aan waarden teniet kunnen doen.

Tenslotte moet gewaarschuwd worden voor een te gemakkelijke extrapolatie van de onderzoeksresultaten naar andere delen van het heuvelland en binnen het Mergelland naar andere hellingzones. De praktijkproeven in het Eyser- en Wijlrebos hebben laten zien hoe onverwacht sterk de ontwikkelingen gestuurd bleken te worden door de expositie. Andere nog niet onderzochte factoren als type moedermateriaal, hellingshoek, voormalig grondgebruik en aanwezigheid van soortenpools in de omgeving zullen ongetwijfeld nog voor onverwachte variatie in effecten zorgen.

Eenzijds mogen wij concluderen dat de proeven in technisch, bedrijfseconomisch en ecologisch opzicht een duidelijk succes waren. Anderzijds staan wij nog maar aan het begin van een lang leerproces.

Summary

From way back, the slope forests of South Limburg are abundant in rare species of plants and animals, including both shade tolerant forest species and light demanding species of forest edges and clearings. Most special are the forests on shallow calcareous soils which may contain a number of rare orchid species, most notably in the scrub phase after cutting. Shallow calcareous soils are in South Limburg only present in the southern most part (the 'Mergelland'). There, they can be found in the central part of the slope gradient taking up an estimated 20 to 25 % of the forest soils.

Species diversity of the slope forests in South Limburg has declined strongly during the second half of the 20th century. The main reason was the abandonment of the traditional coppice-with-standards management system. Consequently, the canopy closed, less light reached the forest floor and the undergrowth gradually became sparse and less diverse. Resumption of the traditional management has been quite successful. In particular light demanding species of clearings took advantage, the effects on the forest species are more ambiguous. In addition the coppice management is very labour-intensive and costly.

Therefore, an form of restoration management is sought, that is both effective and sustainable. Restoration of the original diversity of forest species, and species of forest edges and clearings, should be combined with a more cost-effective exploitation. To that purpose two experiments were started of which the first results are listed in this report. The experiments were carried out in two forest areas with shallow calcareous soils: the Eyserbos and the Wijlrebos.

We opted for transformation into an irregular high forest, with several generations of trees (diameter classes) in one and the same stand, and a cycle of periodical cutting. At the end of each cycle a fixed percentage of trees of each generation is cut and all undergrowth is removed, except for a selection of young trees. From the economic point of view, this system is less profitable than an even-aged production forest but more profitable than a coppice-with-standards: the cutting cycle is twice as long, the exploitation is less labour-intensive, and the wood is easier to market. From the ecological point of view, the system resembles the traditional coppice management in the frequent opening of the canopy, clearance of the undergrowth, and disturbance of the forest floor. In the Eyserbos and the Wijlrebos we opted for a system with six diameter classes. As for the canopy cover three variants were studied: 35%, 55% and 100% (control). The expected duration of the cutting cycle is 15 to 20 years. In addition to the six generations some old trees were selected which may eventually die standing up, and some trees with hollows were saved .

In the experiments the effects of the silvicultural management on various species groups were studied: vascular plants, mosses, butterflies, and moths. Within the group of vascular plants the focus was on (1) 'true' forest species, (2) species of forest edges and clearings, and (3) species which may develop persistent rank vegetation, frustrating further development (Blackberry and Old man's beard). For all these species groups and a selection of soil characteristics, the initial situation in the Eyserbos and the Wijlrebos before cutting was described. In addition, the effects of removal of Blackberry and Old man's beard from young clearings was studied (in two other forest areas: Oombos en Schaelsbergerbos). In the Eyserbos cutting was done in February 2012, in the Wijlrebos in March 2013. After cutting, in the Eyserbos the vascular plants were inventoried during three years, in the Wijlrebos during two years. Butterflies and moths were inventoried in the first and second year after cutting in the Wijlrebos, and in the second and third year after cutting in the Eyserbos. The study of soil characteristics and the inventory of mosses were repeated only once, over a year after the cutting. Fieldwork was concluded in 2014.

The increase of light availability on the forest floor led in both study areas to a pronounced increase of the number of vascular plant species. This increase peaked in the second year after cutting, in the third year species diversity decreased again. The increase was most pronounced in the plots with a low canopy cover (35%). A substantial part of the increase related to species which are characteristic for grasslands and rough vegetation. In general, the botanical plus of these species is small. However, several ruderal species are of importance as nectar or host plant for insects. The botanically more highly valued (ancient) forest species, and species of forest edges and clearings increased as well, respectively slightly and very strongly. In both cases the increase was strongest at the lowest canopy cover, persisted into the third year, and did not suffer (yet) from the increasing cover of Blackberry shrubs. This conclusion matches the results of the experiments with Blackberry removal: the development of the herb layer did not differ significantly between the treated and not-treated plots.

From the second year onwards, locally a rapid increase of Blackberry was observed. Development of Blackberry thickets appear to be favoured by a low canopy cover, a relatively acid topsoil (low pH), and a south exposition. Rapid proliferation of Old man's beard did not occur neither in the Eyserbos nor in the Wijlrebos and thus did not influence the plant species composition of the clearings. The experiments with removal of Old man's beard in the Oombos en the Schaelsbergerbos roughly led to the same conclusions as the experiments with removal of Blackberry. There is however one important difference: removal of Old man's beard had a significant positive effect on the cover of the Woodland violet. This is the most important host plant of the Silver-washed fritillary, a target species of slope forest restoration.

As for the bryophyte flora, species numbers in both study areas were found to have doubled after cutting. The increase was most pronounced in the plots with the lowest canopy cover (35%). However, species numbers in the Wijlrebos were much higher than in the Eyserbos, both before and after the cutting. The number of (very) rare species found after the cutting was also higher in the Wijlrebos. These results indicate that the conditions for bryophytes are quite extreme in the Eyserbos: an unfavourable microclimate due to the south exposition, drought stress due to the gravelly top soil, and probably the very shallow but persistent litter layer.

As for the butterflies, cutting resulted in both study areas in higher numbers of both species and individuals. Between the two levels of canopy cover no distinct differences were found. In the third year after cutting the number of species in the Eyserbos had slightly declined as compared to the second year; in the Wijlrebos the number of species had increased as compared to the first year after cutting. Unlike the butterflies, the moths did not benefit from the cutting. The numbers of both species and individuals decreased strongly in both study areas. In the second year after cutting, the moths in the Wijlrebos had in the section with a canopy cover of 55% clearly started to recover, but not so in the section with a 35% canopy cover. In the Eyserbos there was no significant recovery found in neither of the treated sections, not even in the third year after cutting.

The experiments in the Eyserbos and the Wijlrebos have shown that transformation of a (former) coppice-with-standards into an irregular high forest technically spoken is well possible, even in South Limburg i.e. on steep slopes and after several decades without any silvicultural management. However, at present above all the smaller diameter classes are lacking. Planting of oak and wild cherry, and natural rejuvenation of ash will add a next generation of young trees to the system. Still, it will several cycles before the diameterclass distribution of a 'running system' is reached. Economic aspects of the newly implemented management system were not investigated. However, it is notable that the cutting was done without significant costst or revenues.

When reviewing the ecological effects of the experiments, we should keep in mind that effects of the first exploitation cycle may differ strongly from those later cycles. It is expected that, the number of target species will increase and the vigor of the thickets of Blackberry and Old man's beard will decrease in the cycles to come. The conclusion that the ecological effects after the first cycle were on the average already (very) positive clearly gives hope for the future.

We should also realize that some of the ecological revenues of the exploitation will be lost rapidly in the years to come. On the other hand, part of the decline (as e.g. described for the moths) will be temporary as well. In both cases, the period of time needed for 'recovery' should be compared to duration of a management cycle (15 to 20 years). Species which are after a decline are unable to recover within that period of time are at risk of disappearing from the system. On the other hand, species benefit only temporarily of the cutting and tend to diasappera again shortly after depend for their survival on the stock of diaspores in the soil, the presence of 'sleeping' rhizomes or suitable habitats in the surroundings. The latter is of special importance for the butterflies and moths. Only an appropriate distribution (in space and time) of similar projects in the region will be able to consolidate the ecological revenues of our experiments and to mitigate the loss of values.

Finally, we would like to point at the risks of full extrapolation of the results of our experiments to other parts of the region, and within the limestone area to other zones of the slope gradient. Many factors and site characteristics may prove to be more important than realized at forehand (e.g. exposition of the slope in our experiments). Other factors, not included in our studies, will undoubtedly cause more unexpected variation in the results of future experiments (e.g. parent material, slope angle, former land use and presence of species pools in the vicinity).

On the one side we may conclude that the experiments were succesful from a technical, economic and ecological point of view, on the other it is obvious that we have just started the learning process.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

De Zuid-Limburgse hellingbossen zijn van oudsher opvallend rijk aan bijzondere planten- en diersoorten, en bij velen bekend om hun uitbundige voorjaarsflora. Het gaat hierbij zowel om bossoorten als om soorten van bosranden en kapvlakten. Het meest befaamd zijn de bossen op ondiepe kalkrijke bodem, waarin – vooral in de struweelfase na periodieke kap – een aantal in ons land zeer zeldzame soorten voorkomt, waaronder diverse orchideeënsoorten. Dergelijke situaties zijn, gegeven de geologie, slechts in een deel van het Zuid-Limburgse heuvelland aanwezig, waarbij ze deel uitmaken van een gecompliceerde hellinggradiënt (zie § 1.2). Veel bijzondere soorten zijn echter niet beperkt tot ondiepe kalkbodems, maar komen in het Heuvelland ook voor in bossen waar de kalkondergrond door dikke pakketten andersoortig materiaal wordt bedekt. Het gaat daarbij vooral om zandig terrasmateriaal, lössleem, lössachtig hellingmateriaal, (veelal kleiige) tertiaire afzettingen of combinaties hiervan. Verschillende (bos)soorten hebben een duidelijke voorkeur voor ondiepe kalkbodems, andere juist voor diepe lössbodems of ondiepe lössbodems op zandig terrasmateriaal. De kleiige tertiaire afzettingen vormen de ecologische basis van de befaamde bronbossen in het noordelijk deel van het Heuvelland. De landschappelijke variatie vormt dus de basis van de botanische rijkdom van de hellingbossen.

De flora en fauna van de Zuid-Limburgse hellingbossen zijn in de tweede helft van de vorige eeuw sterk achteruitgegaan. Dit geldt voor de bossen op ondiepe kalkbodems, maar ook voor die op de meeste andere bodemtypen. Deze achteruitgang is uiteraard al eerder opgemerkt (voor een overzicht, zie o.a. Bobbink et al., 2008) en – voor wat betreft de vaatplanten – recent gekwantificeerd door Hommel et al. (2010a).

De belangrijkste oorzaak van de achteruitgang was het staken van het traditionele hakhoutbeheer, waarmee ook een eind kwam aan een verstoringsregime waarbij regelmatig biomassa werd afgevoerd en de bovengrond geroerd. Het gevolg was dat soorten van open kalkrijke bodems (bovengronds) verdwenen en een klein aantal plantensoorten tot dominantie kon komen. Op veel plaatsen zijn – ten gevolge van de steeds geringere lichtinval op de bosbodem – zelfs deze “nieuwe” dominanten weer in bedekking teruggelopen en is de ondergroei als geheel steeds ijler geworden. Het hervatten van het traditionele hakhoutbeheer heeft – zeker op de meest kalkrijke groeiplaatsen – goede resultaten opgeleverd. De indruk bestaat wel dat vooral de lichtminnende kapvlaktesoorten van deze aanpak lijken te profiteren; de effecten op de bosflora zijn minder eenduidig (met name op ondiepe kalkbodems). Bijkomend probleem is dat het hakhoutbeheer, met zijn korte rotatieperioden, erg arbeidsintensief en daardoor kostbaar is.

In de afgelopen decennia hebben zich daarnaast ook veranderingen in het bosmilieu voorgedaan die een terugkeer naar de vooroorlogse situatie bemoeilijken. Een belangrijke verandering is de reeds genoemde toename van bovengrondse biomassa en de daaraan gekoppelde veranderingen in de nutriënten- en zuurhuishouding. In de tweede plaats heeft het niets-doen-beheer van ruim een halve eeuw niet alleen geleid tot een geringere lichtinval op de bosbodem maar ook tot andere boomsoortensamenstelling, waarbij es en esdoorn sterk op de voorgrond zijn getreden. Deze ontwikkeling is niet per definitie negatief, maar de lange-termijneffecten zijn nog onduidelijk. In de derde plaats heeft toevoer van nutriënten via atmosferische depositie en vanuit aangrenzende landbouwgronden geleid tot een zekere eutrofiëring van het bosmilieu. Ook hiervan zijn de gevolgen op langere termijn onbekend.



Foto 1a. Het staken van het traditionele middenbos-beheer in de Zuid-Limburgse hellingbossen na de Tweede Wereldoorlog heeft geleid tot een afname van het lichtaanbod op het bosbodemstrooisel en daarmee tot een dramatische achteruitgang van de ondergroei. Deze foto uit het Kloosterbos laat zien dat ook strooiselophoping hierbij een rol speelt. Onder de eik (met slecht afbreekbaar strooisel) op de voorgrond is de kruidlaag duidelijk minder ontwikkeld dan onder de berken en esdoorns (met beter afbreekbaar strooisel) op de achtergrond (foto: Jan den Ouden).

Photo 1a. The cessation of the traditional coppice-with-standards management in the slope forests of South-Limburg after the Second World War resulted in a decline of the light availability on the forest floor and thereby in a dramatic decline of the undergrowth. This picture taken in the Kloosterbos illustrates that accumulation of litter played a part as well. Underneath the oak (with poorly decomposable litter) in the foreground the herb layer is clearly less developed than underneath the birches and sycamore maples (both having more easily decomposable litter) in the background (photograph: Jan den Ouden).

1.2 Kader en doelstelling van het onderzoek

In Zuid-Limburg zijn de meeste (helling)bossen klein. Aangezien binnen de hellingcomplexen heel verschillende – door de geologie bepaalde – bostypen aanwezig zijn is de beschikbare oppervlakte per hellingzone c.q. bostype nog beperkter. Daarbij geldt dat het agrarisch beheer van omringend cultuurlandschap in de afgelopen decennia steeds intensiever is geworden waarbij de landschappelijke variatie en soortendiversiteit sterk zijn afgenomen. Uitwisseling van soorten tussen de verschillende bosfragmenten onderling is steeds moeizamer gaan verlopen. In de praktijk moet de beheerder – voor wat betreft de botanische waarden – bij herstelbeheer vooral vertrouwen op de zaadbank en eventueel nog aanwezige “slapende” wortelstokken etc. Uiteraard raakt dit “geheugen van het bos” op termijn uitgeput, hetgeen aan herstelbeheer van de voorheen zeer soortenrijke hellingbossen op ondiepe kalk een extra prioriteit verleent.

In het overgrote deel van het Zuid-Limburgse hellingbossen areaal is sinds de Tweede Wereldoorlog nauwelijks beheer uitgevoerd. Het gevolg hiervan is zoals hierboven (§ 1.1) al werd geschetst een sterke achteruitgang in soortendiversiteit van onder andere vaatplanten en vlinders. Om de negatieve trend te doorbreken wordt vanaf de jaren '70 van de vorige eeuw op lokale schaal geëxperimenteerd met herstelbeheer waarbij wordt teruggegrepen op het historisch gebruik van de hellingbossen als middenbos, dat wil zeggen hakhout met overstaanders (zie o.a. Van Westreenen, 1989). De oudste en best gedocumenteerde experimenten bevinden zich in het Oombos en het Schaelsbergerbos bij Oud-Valkenburg (Eichhorn & Eichhorn, 2007). Zij zijn met name gericht op herstel van de bos-, bosrand- en kapvlakteflora op kalkhellingen, de zone waarin van oudsher de grootste variatie aan (voor ons land) bijzondere soorten kan worden aangetroffen. De opnieuw als middenbos beheerde bospercelen strekken zich echter ook uit tot op de bovenliggende (veel) minder kalkrijke hellingzones.



Foto 1b. Hakhout met overstaanders (middenbos) in het Oombos (Gerendal). Duidelijk zichtbaar zijn de verschillende stadia van hergroei en de plekken waar het dunnere takhout werd verbrand (foto: Rolf Kemmers).

Photo 1b. Coppice with standards in the Oombos (Gerendal). Clearly visible are the various stages of regrowth and the spots where smaller twigs were burned (photograph: Rolf Kemmers).



Foto 1c. Winterbeeld van een recente kapvlakte in het Oombos. Op de voorgrond hergroei van Rode kornoelje (Cornus sanguinea), op de achtergrond hergroei van Gewone es (Fraxinus excelsior) (foto: Rolf Kemmers).

Photo 1c. A recent clearing in the Oombos in winter. In the foreground regrowth of Common dogwood (Cornus sanguinea), in the background regrowth of Common ash (Fraxinus excelsior) (photograph: Rolf Kemmers).



Foto 1d. Kapvlakte met Purperorchis (Orchis purpurea) in het Oombos (foto: Rolf Kemmers).

Photo 1d. Clearing with Lady orchid (Orchis purpurea) in the Oombos) (photograph: Rolf Kemmers).

In het algemeen kan geconcludeerd worden dat de experimenten in het Oombos en het Schaelsbergerbos, na een wat teleurstellende start – de eerste kapcyclus leidde vooral tot een enorme ruigte-ontwikkeling – een groot succes waren, met name voor wat betreft het herstel van de orchideeënrijke kapvlakte-flora op zeer ondiepe kalkbodems (Eichhorn & Eichhorn, 2007). De gekozen benadering blijkt echter ook een aantal nadelen te hebben:

- het beheer is bijzonder duur en daardoor slechts over een zeer beperkt areaal uitvoerbaar en zelfs daar is continuïteit op langere termijn onzeker;
- plaatselijk en met name op ondiepe, op het zuiden geëxponeerde plekken kan de ruigtefase zeer persistent zijn (door woekering van Bosrank);
- op ondiepe kalkbodems lijkt de hoge mate van dynamiek in lichtstelling, bodemroering en bodemtemperatuur ongunstig te zijn voor soorten die hun optimum hebben in een meer schaduwrijk bosmilieu (dit in tegenstelling tot de ontwikkeling op diepere leembodems, en met name plekken met een goed ontwikkelde struiklaag van Hazelaar).

Er is geen twijfel aan nut en noodzaak van het voortzetten van het herstelbeheer in het Oombos en het Schaelsbergerbos. Bovengenoemde nadelen van dit herstelbeheer vragen echter wel om het zoeken naar en – indien nodig - ontwikkelen van alternatieve beheerstrategieën. In het kader van het OBN-onderzoek is daarom gezocht naar mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen gericht op een duurzame vorm van bosbeheer waarbij herstel van de oorspronkelijk aanwezige natuurwaarden (soorten van bosmilieu's, bosranden en kapvlakten) waar mogelijk gecombineerd wordt met een economisch rendabeler exploitatie. Herstel van natuurwaarden staat hierbij voorop en levert het kader waarbinnen de bosbouwkundige maatregelen worden uitgevoerd. Voor meer details, zie § 2.1. Hiertoe zijn een tweetal in opzet identieke praktijkproeven opgestart waarvan de eerste resultaten in dit rapport worden beschreven. Deze praktijkproeven, gelegen in het Eyserbos (SLL) en het Wijlrebos (SBB), zijn primair gericht op herstel van de hellingboszone met ondiepe kalk maar beslaan, net als de experimenten in het Oombos en het Schaelsbergerbos, ook delen van de aangrenzende (veel) minder kalkrijke hellingzones.

Diverse studies (o.a. Van Calster *et al.*, 2008; Baeten *et al.*, 2009) geven aan dat bij omvorming van (voormalig) middenbos naar gelijkjarig, opgaand bos ("éénvormig hooghout") de diversiteit aan vaatplanten sterk afneemt. De achterliggende oorzaken komen in hoge mate overeen met de hierboven genoemde oorzaken van achteruitgang bij langdurig niets-doenbeheer: langdurige perioden zonder lichtstelling, bodemroering en afvoer van biomassa, en een geringe variatie in vegetatiestructuur en groeiplaats.

Bij omvorming naar een "ongelijkvormig hooghout" (Bruciamacchie & de Turckheim 2005) met meerdere generaties bomen in één perceel en een cyclus van periodieke kap (vergelijkbaar met die in een middenbosstelsel, maar minder frequent) spelen deze nadelen veel minder. Daarbij geldt dat het systeem bedrijfseconomisch weliswaar veel minder rendabel is dan een gelijkjarig productiebos (arbeidsintensief; opbrengst moeilijker te vermarkten) maar naar verwachting veel gunstiger dan een hakhout-met-overstaandersbeheer (globaal tweemaal zo lange cyclus; minder arbeidsintensief; opbrengst beter te vermarkten). Het ongelijkvormig hooghout-systeem sluit daarbij – zowel ecologisch als bedrijfsmatig – nauw aan bij het historisch middenbosbeheer, en is daar in het buitenland ook – al dan niet geleidelijk – uit ontstaan (De Cocq, mond. med.). Daarbij geldt dat - net als het geval is bij een middenbosbeheer (Van Westreenen, 1989) - er niet één recept is voor een ongelijkvormig hooghout. De belangrijkste variabelen zijn de sluitingsgraad na kap en de tijdsduur van de kapcyclus. In de praktijkproeven in het Eyser- en Wijlrebos die in het kader van dit OBN-onderzoek zijn opgestart is gekozen voor een systeem met zeven

diameterklassen (generaties). Voor wat betreft de sluitingsgraad werden twee varianten onderzocht: een relatief lichte en een relatief zware ingreep, resulterend in een sluitingsgraad van respectievelijk 55% en 35% (voor meer details, zie § 2.1). Al naar gelang de effecten op korte én middellange termijn kan het systeem echter bij de volgende kapcyclus worden aangepast en geoptimaliseerd.

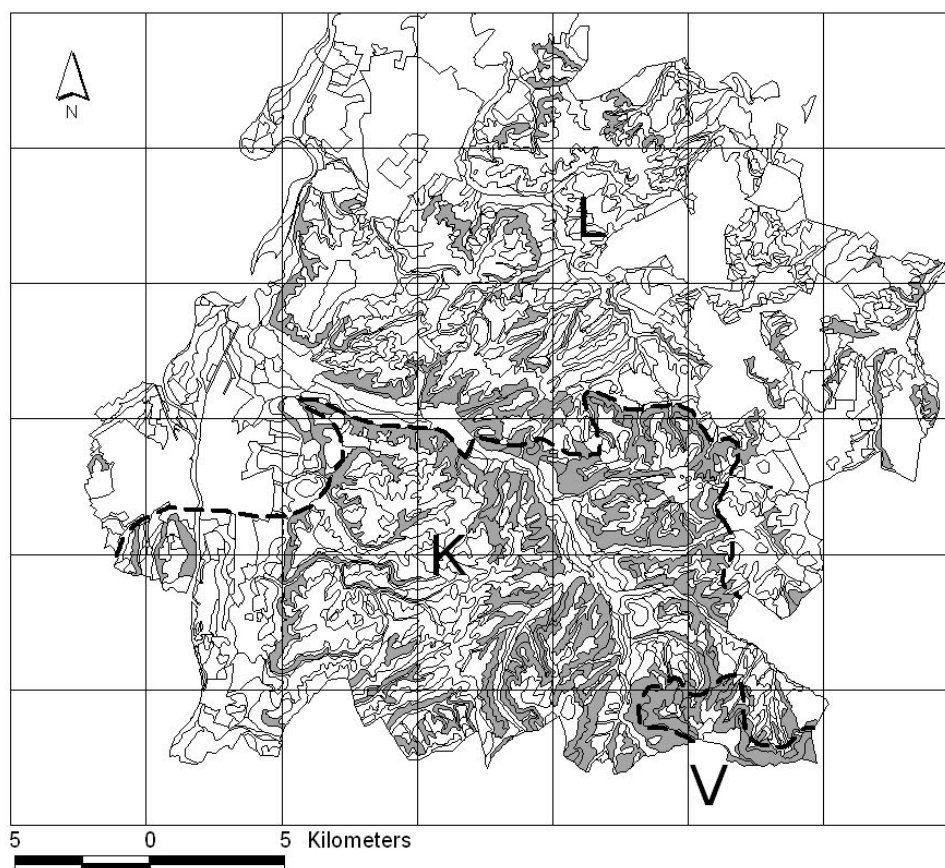
De praktijkproeven in het Eyser- en Wijlrebos zijn uitgevoerd om de effecten van de twee verschillende kapregimes op een aantal soortgroepen te bepalen: vaatplanten, mossen, dagvlinders en nachtvlinders. Binnen de groep van de vaatplanten lag de focus op (1) "echte" bossoorten, (2) soorten van bosranden en kapvlakten en (3) woekersoorten die door vorming van persistente ruigten de gewenste ontwikkeling kunnen frustreren. Deze ruigten zijn een algemeen probleem bij het beheer van hellingbossen, nu en in het verleden: verruiging van jonge kapvlakten kan positieve tendensen in de ontwikkeling van de ondergroei in de kiem smoren. Met name de explosieve ontwikkeling van Bosrank- en Bramenvegetaties spelen hierbij een rol. Daarom is in het kader van dit onderzoek tevens geëxperimenteerd met verwijdering van deze soorten uit de jonge kapvlakten. Om de in het Eyser- en Wijlrebos praktijkproeven niet te verstoren zijn de experimenten met Bosrank- en Bramenverwijdering elders uitgevoerd (in het Oombos en het Schaelsbergerbos). Voor meer details, zie § 2.4.

De doelstellingen van het onderzoek kunnen daarmee als volgt worden samengevat:

- omvormen van gesloten, opgaand hellingbos (voormalig hakhout/middenbos) op kalkrijke bodem naar een ecologisch en bedrijfseconomisch duurzaam beheersysteem gericht op herstel en behoud van karakteristieke soorten en leefgebieden;
- bepalen en evalueren van de effecten van de intensiteit (mate van lichting) van omvormingsingrepen op vaatplanten, mossen, dagvlinders en nachtvlinders.

Tenslotte willen wij benadrukken dat de praktijkproeven in het Eyser- en het Wijlrebos slechts een eerste stap zijn in de geleidelijke omvorming van een doorgesloten middenbos-systeem naar een nieuw beheersysteem, samengevat onder de noemer "ongelijkvormig hooghout". De volledige omvorming zal meerdere kapcycli en daarmee tenminste meerdere decennia vergen, waarbij de verschillen met de ontwikkelingen in traditioneel beheerd middenbos geleidelijk groter zullen worden. In de tweede plaats konden wij in onze studie ook van de eerste kapcyclus alleen de eerste, directe gevolgen in kaart brengen. Extrapolatie van de conclusies naar de toekomst blijven even lastig als extrapolatie naar andere hellingtypen in het heuvelland.

1.3 Inperking tot ondiepe kalkbodems



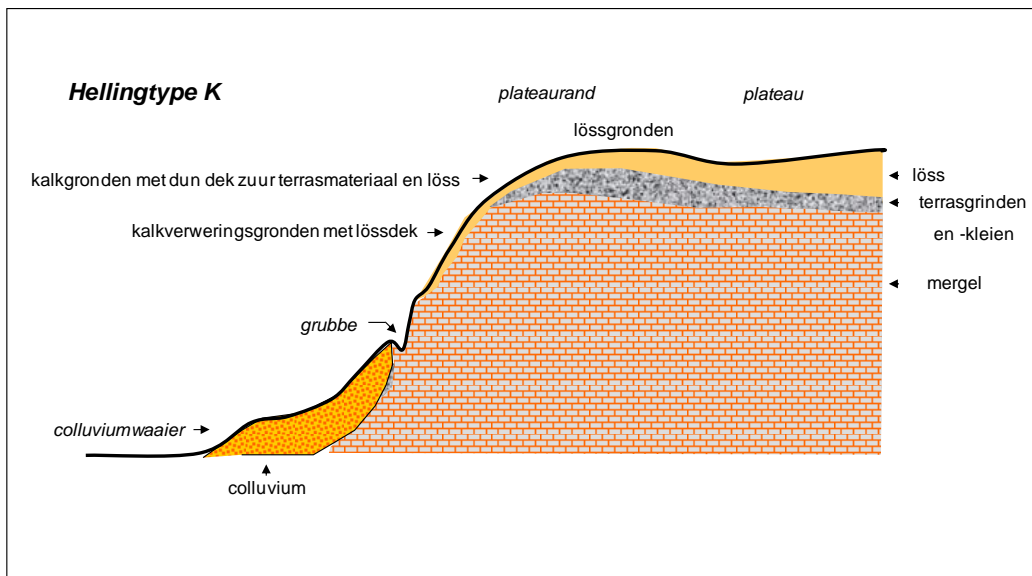
Figuur 1a. Hoofdlandschappen in het Zuid-Limburgse heuvelland. In grijs aangegeven: hellingcomplexen. Deze bestaan in deelgebied L uit löss en terrasafzettingen, in deelgebied K uit kalksteen, löss, terrasmateriaal en zeer plaatselijk vuursteeneluvium, in deelgebied V uit vuursteeneluvium, löss en glauconietklei (bron: Bobbink et al., 2008).

Figure 1a. Major landscape types in the hills of South-Limburg. Slopes are marked in grey. In sector L the slopes consist of a complex of loess and terrace sediments, in sector K of a complex of limestone, loess, terrace sediments and (very locally) flint eluvium, in sector V of a complex of flint eluvium, limestone and glauconite clay (after: Bobbink et al., 2008).

Hoewel de achteruitgang van flora en fauna in de Zuid-Limburgse hellingbossen een vrijwel gebiedsdekkend verschijnsel is en beheerders in verschillende delen van het heuvelland met een vergelijkbare problematiek te maken hebben, richt dit rapport zich specifiek op de bossen op ondiepe kalkbodems. Het bostype dat karakteristiek is voor deze groeiplaats is het orchideeënrijke Eiken-Haagbeukenbos (*Stellario-Carpinetum orchietosum*; Stortelder et al., 1999), in de systematiek van Van der Werf (1991) geclassificeerd als Kalk-Beukenbos (*Carici-Fagetum*). Ondiepe kalkbodems komen uitsluitend voor in het zuidelijk deel van het Heuvelland, globaal ten zuiden van de lijn Meerssen – Benzenrade (ten zuiden van Heerlen: Figuur 1a: K-landschap). Voor de maximale kalkdiepte van het bijbehorend bostype worden in de literatuur verschillende grenswaarden gegeven. Wij volgen hier de Vegetatie van Nederland (Stortelder et al., 1999) waarin wordt uitgegaan van een maximale diepte van 60 cm. Van der Werf (1991) en Pott (1995), die beiden geen grenswaarde noemen, benadrukken dat het bostype optimaal ontwikkeld voorkomt op hellingen met een zuidexpositie.

Binnen het kalklandschap (K) komen (bos)bodems met kalksteen binnen de 60 cm voor in een specifieke hellingzone. Het aandeel ondiepe kalkbodems binnen de verschillende

boscomplexen varieert echter sterk, afhankelijk van het type kalksteen, de hellingshoek (op steile hellingen meer ondiepe kalk) en uiteraard het deel van de helling dat onder bos ligt. Van den Broek en Diemont (1966) schatten in het noordelijk deel van het Savelsbos het aandeel van de ondiepe kalkbodems op 14%, uitgaande van een grenswaarde voor de kalkdiepte van 40 cm -mv. Als wij het areaal kalkbodems in het Savelsbos en de verdeling van bodemdiepten in de onderzoeksgebieden Eyser- en Wijlrebos (§ 2.2) als representatief voor het gehele kalklandschap in Zuid-Limburg mogen beschouwen, kan het aandeel bodems met kalksteen binnen de 60 cm globaal op 20 à 25% van het bosareaal in het kalklandschap worden geschat. Het gaat daarbij om evenwijdig aan de hoogtelijnen gelegen banen (Van den Broek & Diemont, 1966), in het centrale deel van de hellingzoning en met geleidelijke overgangen naar de boven- en benedenliggende zones (Figuur 1b).



Figuur 1b. Schematische weergave van de geologische opbouw van een helling in het K-landschap (zie Figuur 1a; aangepast naar Bobbink et al., 2008).

Figure 1b. Schematic outline of the geological stratification of a slope in the limestone landscape (Figure 1a, section K; modified after Bobbink et al., 2008). The main strata consist of loess (löss), terrace sediments (terrasgronden en -kleien), limestone (mergel) and colluvium.

De orchideeënrijke kornoeljestruwelen (*Orchio-Cornetum*) op ondiepe kalkbodems hebben waarschijnlijk een smallere ecologische amplitude dan de kalkhellingbossen (*Stellario-Carpinetum orchietosum*) waaruit zij bij hakhoutbeheer kunnen ontstaan. Met andere woorden: niet elk kalkhellingbos kan worden omgevormd tot een goed ontwikkeld orchideeënrijke kornoeljestruweel. Eichhorn & Eichhorn (ongepubl. data) vonden voor verschillende kenmerkende orchideeënsoorten van ondiepe kalkbodems een beduidend hogere drempelwaarde voor de pH-water (7 à 7.5) dan voor de meeste andere karakteristieke bos- en zoomplanten. Dit duidt op een beduidend lagere drempelwaarde voor de kalkdiepte. De Vegetatie van Nederland noemt voor de orchideeënrijke kornoeljestruwelen een grenswaarde van 40 cm -mv (Haveman et al., 1999). Daarbij wordt opgemerkt dat het bijbehorend bodemtype een krijtverweringsbodems is van het rendzina-type: ondiepe, sterk kleiige (dus niet lössachtige) bodems met een zeer humus- en kalkrijke, kruimige bovengrond. Van den Broek en Diemont (1966) merken echter op dat "echte" rendzina's in het Savelsbos beperkt zijn tot zeer ondiepe kalkbodems (kalkdiepte < 20 cm). Deze zijn uiterst zeldzaam en beslaan slechts 1% van het totale oppervlak, een fractie van het potentieel areaal kalkbos.

Ondanks de hierboven vermelde onzekerheid met betrekking tot de exacte afgrenzing van het (potentieel) areaal van zowel het orchideeënrijke hakhout als het kalkhellingbos is

duidelijk dat het in beide gevallen om - op landelijke schaal bezien - (zeer) geringe oppervlakten gaat. Uitgangspunt voor dit onderzoek is dat vanwege het kleine Nederlandse areaal en de (voormalige) hoge soortenrijkdom van hellingbossen op ondiepe kalk een relatief intensieve beheervorm ecologisch wenselijk is lijkt. Voor hellingbossen zonder dominante invloed van een kalkrijke ondergrond zijn wellicht ook andere beheerstrategieën aan de orde die hier echter buiten beschouwing blijven.

1.4 Opbouw van het rapport

In het hierna volgende hoofdstuk (Hfst. 2) wordt de proefopzet beschreven. Achtereenvolgens worden het beoogde bosbouwkundig systeem ("ongelijkvormig hooghout"), de proefgebieden en de verschillende uitgevoerde beheermaatregelen (voorbereiding en kap, verwijdering ruigtesoorten, aanplant op kapvlakten) beschreven. Hierbij moet worden aangetekend dat bosbouwtechnische en bedrijfseconomische aspecten *geen* onderdeel van het onderzoek vormden. Zij worden in dit rapport dus niet geëvalueerd.

In hoofdstuk 3 wordt vervolgens beschreven hoe de monitoring van bodem, vegetatie en fauna werd verricht, waarbij onder de noemer van het vegetatieonderzoek ook de methode van onderzoek bij de experimenten naar Bosrank- en Bramenverwijdering aan de orde komen (§ 3.2.3).

In de volgende drie hoofdstukken worden de resultaten van het onderzoek aan de bodem (Hst. 4), de vegetatie (Hfst. 5) en de fauna (Hfst. 6) beschreven. Deze hoofdstukken zijn met opzet beknopt gehouden. Waar mogelijk wordt verwezen naar de bijlagen.

In het volgende hoofdstuk (Discussie; Hfst. 7) wordt het effect van de verschillende kapregimes op de verschillende soortgroepen samengevat en geëvalueerd. Tevens wordt aandacht besteed aan de verwachte duurzaamheid van de positieve effecten en de verwachte hersteltijd na door de ingrepen veroorzaakt verlies in waarde.

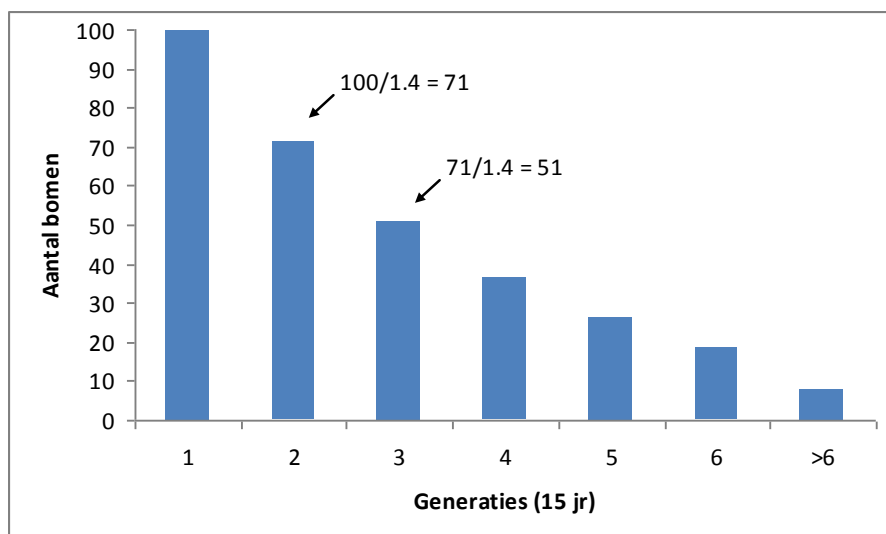
In een afsluitend hoofdstuk (hfst. 8) worden de belangrijkste conclusies die uit het onderzoek getrokken worden op een rijtje gezet. Centraal hierbij staat de betekenis van de onderzoeksresultaten voor de beheerpraktijk.

2 Proefopzet

2.1 Bosbouwkundig systeem

Het geplande beheersysteem wordt "ongelijkvormig hooghout" genoemd (Mohren et al., 2010). Het is gebaseerd op het Futaie irrégulière (letterlijk: "onregelmatig hooghout"), dat in Frankrijk is ontwikkeld. Voor een uitgebreide beschrijving en achtergronden, zie Bruciamacchie & de Turckheim (2005). Het systeem kan het best worden gekarakteriseerd als een uitkapbos met lichtbehoevende soorten. In de uitwerking lijkt het systeem op het middelhout, maar verschilt daarvan ook op enkele essentiële punten.

Het beheersysteem richt zich op het creëren van een bosstructuur met een bovenetage (reserve) van opgaande bomen en daaronder een struiklaag waarin de bomen groeien die na selectie een nieuwe generatie aan de reserve kunnen toevoegen. De reserve bestaat uit verschillende generaties bomen, met een vaste verhouding in stamtallen tussen de verschillende generaties (Figuur 2a). De kapcyclus en de aantallen aan te houden bomen binnen de verschillende generaties zijn afhankelijk van de groeisnelheid van de bomen. In de praktijk wordt een kapcyclus aangehouden van 15 à 20 jaar, afhankelijk van de groeiplaats. Bij elke ingreep wordt uit elke generatie van de reserve een vast percentage bomen gekapt en de gehele onderetage wordt afgezet. In de onderetage wordt een vast aantal individuen gespaard, die daarmee als jongste generatie aan de reserve worden toegevoegd.



Figuur 2a. De opbouw van de reserve in een ongelijkvormig hooghout. In dit voorbeeld wordt uitgegaan van 100 bomen in de eerste generatie. De opeenvolgende generaties bevatten steeds minder bomen volgens een vaste verhouding (in dit voorbeeld: aantal bomen in vorige generatie gedeeld door 1.4).

Figure 2a. The composition of the 'reserve' in an irregular high forest. This example departs from a number of 100 trees in the first generation. The next generations contain constantly less trees according to a fixed ratio (in this example: number of trees in preceding generation divided by 1.4).

Het beheer in het ongelijkvormig hooghout is gericht op de groei van kwalitatief hoogwaardig hout in de reserve. Dit in tegenstelling tot het traditionele middelhout, dat vooral gericht was op de hakhoutlaag (middelhout is het beheersysteem, middenbos het bos dat volgens dit systeem beheerd wordt; zie Den Ouden *et al.*, 2010). De overstaanders in een middelhout-

systeem werden over het algemeen niet planmatig aangehouden en beheerd. De diameterverdeling van de verschillende generaties in de reserve van een ongelijkvormig hooghout (Figuur 2a) is qua vorm identiek aan de diameterverdeling van het klassieke uitkapbos zoals we dat kennen uit Midden Europa (o.a. Voagezen, Jura, Zwarte Woud, Zwitserland). Grote verschil is dat in het ongelijkvormig hooghout minder frequent, maar wel veel intensiever wordt ingegrepen in de bosstructuur, teneinde voldoende licht in de ondergroei te brengen voor het laten opgroeien van een nieuwe generatie bomen. Er wordt immers gewerkt met lichtbehoevende soorten als Eik (*Quercus robur* en *Q. petraea*), Kers (*Prunus avium*) en Es (*Fraxinus excelsior*) die veel licht nodig hebben, dit is in tegenstelling tot het klassieke uitkapbos waarin gewerkt wordt met schaduwverdragende soorten als Beuk (*Fagus sylvatica*), Fijnspar (*Picea abies*) en Zilverspar (*Abies alba*). Omdat voor een voldoende lichtstelling veel ruimte nodig is, is het aantal bomen in de reserve aanzienlijk lager dan in het klassieke uitkapbos.



Foto 2a. Ongelijkvormig hooghout met meerdere generaties bomen (diameterklassen) bij Le Nouvion-en-Thiérache in Noord-Frankrijk (foto: Jan den Ouden).

Photo 2a. Irregular high forest, with several generations of trees (diameter classes) near Le Nouvion-en-Thiérache in the north of France (photograph: Jan den Ouden).

De keuze voor het aan te houden aantal bomen in de reserve is afhankelijk van de dichtheid van het kronendak die wordt nagestreefd direct na elke ingreep. Deze dichtheid (kroonbedekking of sluitingsgraad) moet voor een toepassing binnen de Zuid-Limburgse context laag genoeg zijn om voldoende licht op de bodem te laten vallen voor de ontwikkeling van de bodemvegetatie, inclusief de daarin verjongende bomen en struiken. De kroonbedekking mag echter niet te laag worden, omdat dit naar verwachting ongunstig is voor het handhaven van typische bosplanten die enige mate van beschaduwing nodig hebben. Bovendien zal naar verwachting de verruiging sterker zijn naarmate het kronendak opener wordt gemaakt. Ten slotte moeten ook voldoende grote bomen aanwezig blijven om inkomsten te genereren die de kosten van de ingreep kunnen drukken.

De boomsoorten die in de reserve worden aangehouden moeten kwalitatief hoogwaardig hout kunnen leveren en tevens transparante kronen hebben om voldoende licht door te kunnen laten voor de onderetage en de bodemflora. Meest geschikt zijn daarvoor eik, kers en es. Voor de es is het echter onzeker in hoeverre deze als boomsoort een belangrijke rol kan blijven spelen gezien de recente komst van *Chalara fraxinea*, de schimmel die essentaksterfte veroorzaakt. Bij het selecteren van de bomen die na de ingreep in de reserve aangehouden werden zijn daarom een aantal essen extra aangewezen om voldoende zaadbronnen te handhaven, in de hoop dat er in de regeneratie voldoende resistente individuen aanwezig zijn om de verwachte *Chalara*-epidemie te doorstaan.

Voor het experiment is – in overleg met de beheerders – gekozen voor een kroonbedekking na ingreep van 35%, 55% en 100% (controle). Het aan te houden aantal stammen per diameterklasse (of per generatie) is afhankelijk van de hoeveelheid totale kroonbedekking die nagestreefd wordt na ingreep (Tabel 2a). Iedere individuele boom levert een bijdrage aan de totale kroonbedekking. Door al deze individuele bijdragen bij elkaar op te tellen kan de totale bedekking worden geschat voor elke willekeurige diameterverdeling. Bij onvoldoende vulling van de reserve kunnen voor ontbrekende bomen in een generatie of diameterklasse individuen uit andere diameterklassen worden 'geleend' (bijvoorbeeld twee bomen van 20-30 cm gelden qua kroonbedekking als één boom van 40-50 cm). Onvoldoende vulling van de reserve is vooral te verwachten bij omvormingsbeheer, zoals in onze proeven in het Eyser- en Wijlrebos. In een lopend systeem speelt het een minder prominente rol.

Voor toepassing in natuurgebieden kan het systeem van het ongelijkvormig hooghout worden uitgebreid met een extra generatie van zeer oude bomen die op termijn op stam mogen sterven. Daarbij kunnen ook bomen van gemiddelde ouderdom met duidelijk ontwikkelde holtes in de stam in de reserve worden opgenomen. Dergelijke bomen zijn houtteeltkundig minder interessant (en drukken dus op termijn de opbrengst van de houtoogst) maar kunnen van grote betekenis zijn voor vleermuizen, holenbroeders et cetera. Beide maatregelen werden ook in de praktijkproeven in het Eyser- en Wijlrebos toegepast, waarbij de selectie van de meest waardevolle holte-bomen werd uitgevoerd door een vleermuizendeskundige.

Zoals eerder opgemerkt vormen de ingrepen die in het kader van onze praktijkproeven in het Eyser- en het Wijlrebos zijn uitgevoerd slechts een eerste stap in de geleidelijke omvorming van een doorgesloten middelhout-systeem naar een nieuw beheersysteem (ongelijkvormig hooghout). De volledige omvorming zal meerdere kapcycli en daarmee tenminste meerdere decennia vergen.

Tabel 2a. Aantal aan te houden bomen per hectare per diameterklasse (generatie) bij verschillende kroonbedekking (sluitingsgraad). In deze berekening is uitgegaan van een rotatie van 15 jaar, een constante gemiddelde diameter-bijgroei van 7 mm per jaar, en een individuele kroonbedekking in m² van een boom van $17+210*dbh^2$ (dbh in m; gebaseerd op metingen in de twee proefgebieden). Er worden in dit voorbeeld altijd acht dikke bomen per hectare gespaard ('veteranen'), ongeacht de beoogde sluitingsgraad.

Table 2a. Number of trees to be kept per hectare per diameter class (generation) at varying percentages of total tree canopy cover ('sluitingsgraad'). The calculation is based on a rotation period of 15 years, a constant average diameter growth of 7 mm a year, and an individual tree canopy cover in m² of $17+210*dbh^2$ (dbh in m; founded on measurements in the two study areas). In this example eight stout trees are kept as 'veterans', irrespective of the intended tree canopy cover.

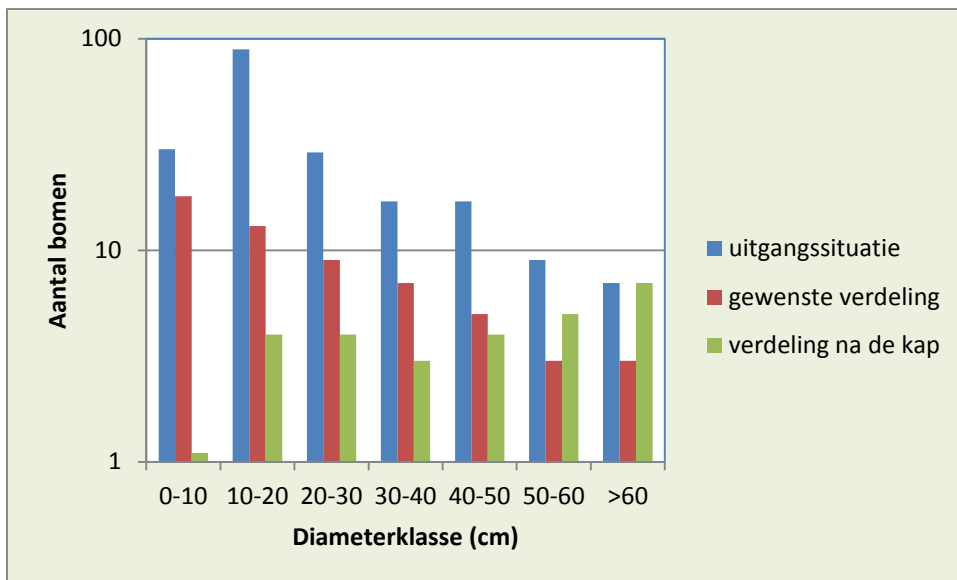
Sluitingsgraad (%)		30	35	40	45	50	55
Generatie in reserve	Diameter-klasse (cm)						
1	0-10	21	27	32	38	42	48
2	10-20	15	19	23	27	30	34
3	20-30	11	14	16	19	21	24
4	30-40	8	10	12	14	15	17
5	40-50	5	7	8	10	11	12
6	50-60	4	5	6	7	8	9
veteranen	> 60	8	8	8	8	8	8
Totaal		72	90	105	123	135	154

Na de eerste kapcyclus (dus in de periode die door ons onderzoek wordt beschreven) zijn de verschillen met een eerste kapronde in het kader van een hernieuwd middenbosbeheer echter nog vrij subtiel. Van direct ecologisch belang zijn evenwel de volgende verschillen:

- een hogere sluitingsgraad dan bij middenbosbeheer gebruikelijk en - in verband met de hergroei van het hakhout - mogelijk is (zeker bij de lichte ingreep: sluitingsgraad 55%);
- een grotere variatie in diameterklassen in de reserve;
- minder verstoring van de kruidlaag, struiklaag en lage boomlaag (voor zover niet met stammen dikker dan 10 cm);
dunner takhout wordt niet bijeengeharkt en ter plekke verbrand maar blijft liggen.

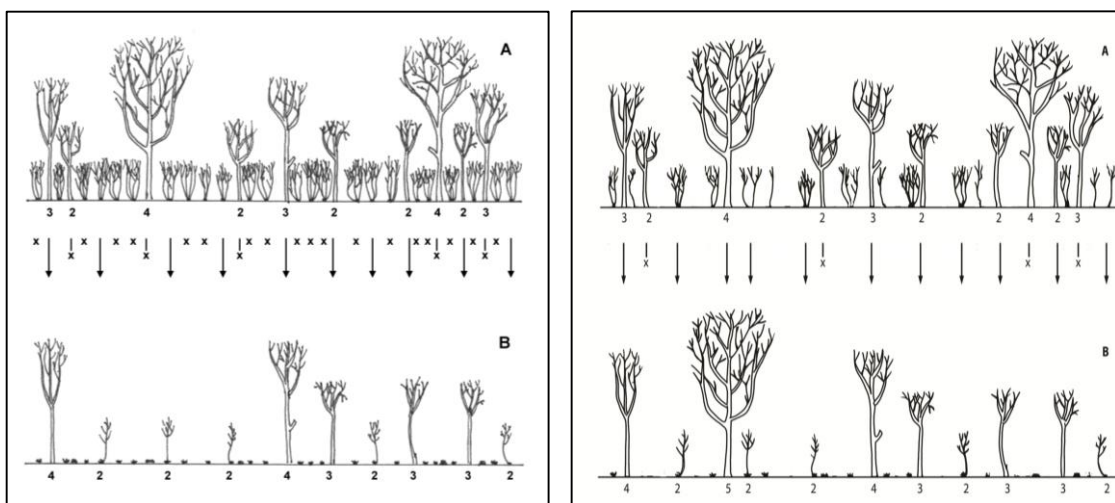
Over langere tijd bezien zijn de volgende verschillen van belang:

- langere kapcycli, dus langere herstelperioden: 15 (tot maximaal circa 20) jaar tegenover 8 (tot maximaal 12 jaar) bij middenbosbeheer;
- grotere variatie in boomsoorten mogelijk door aanplant.



Figuur 2b. Gewenste verdeling van het aantal bomen over de verschillende diameterklassen (generaties) in vergelijking tot de verdeling in de uitgangssituatie en de gerealiseerde verdeling na de eerste kapcyclus in het Eyserbos.

Figure 2b. Intended distribution of tree numbers over the diameter classes (generations; in red), compared to the distribution before and after the first silvicultural intervention (respectively in blue and green).



Figuur 2c. Schematische weergave van kapregime in lopend systeem van hakhout met overstaanders (middenbos; links) en ongelijkvormig hooghout (rechts). Boven: vóór de kap; onder: na de kap.

Figure 2c. Outline of the rotation scheme in two silvicultural systems: coppice with standards (left) and irregular high forest (right). Above: before cutting; below after cutting.

De verschillen tussen middelhout en ongelijkvormig hooghout zijn echter niet absoluut. Beide beheersystemen zijn flexibel en onderdelen van het ene systeem kunnen in het andere worden ingebouwd. Zo zal een beheer als ongelijkvormig hooghout met een zeer lage sluitingsgraad en een zeer korte kapcyclus vanzelf meer op een middenbosstelsel gaan lijken. Ook is het verbranden van takhout uiteraard wel een mogelijkheid bij een hooghoutbeheer. Dit zou plaatselijk wellicht zelfs nagestreefd kunnen worden om

vestigingsmogelijkheden te creëren voor doelsoorten als Grote keverorchis (*Neottia ovata*) en Purperorchis (*Orchis purpurea*) (Eichhorn & Eichhorn, ongepubl.). Omgekeerd zijn er bij een middenbosbeheer geen overwegende bezwaren tegen aanplant, zorg voor variatie in diameterklassen en het niet verzamelen en verbranden van takhout. Het is ook aannemelijk dat in het verleden er grote temporele en regionale verschillen in het middenbosbeheer hebben bestaan (Van Westreenen, 1989).

2.2 Selectie proefgebieden

In 2010 werden met behulp van de drie belangrijkste terreinbeherende instanties in Zuid-Limburg (Natuurmonumenten, Stichting het Limburgs Landschap en Staatsbosbeheer) twee proefgebieden geselecteerd. Hierbij werden de volgende criteria gehanteerd:

- Ondiepe kalkbodem: vrije kalk (bruisend met verdunde HCl) tenminste binnen 50 cm, liefst binnen 25 cm – mv;
- Grootte proefgebied tenminste 3 ha;
- Binnen proefgebied minimale variatie in bodemopbouw, expositie, hellingshoek en bosstructuur;
- Oud bos met een zichtbaar verleden als hakhout of middelhout;
- Geen recente beheermaatregelen uitgevoerd (m.u.v. randenbeheer).

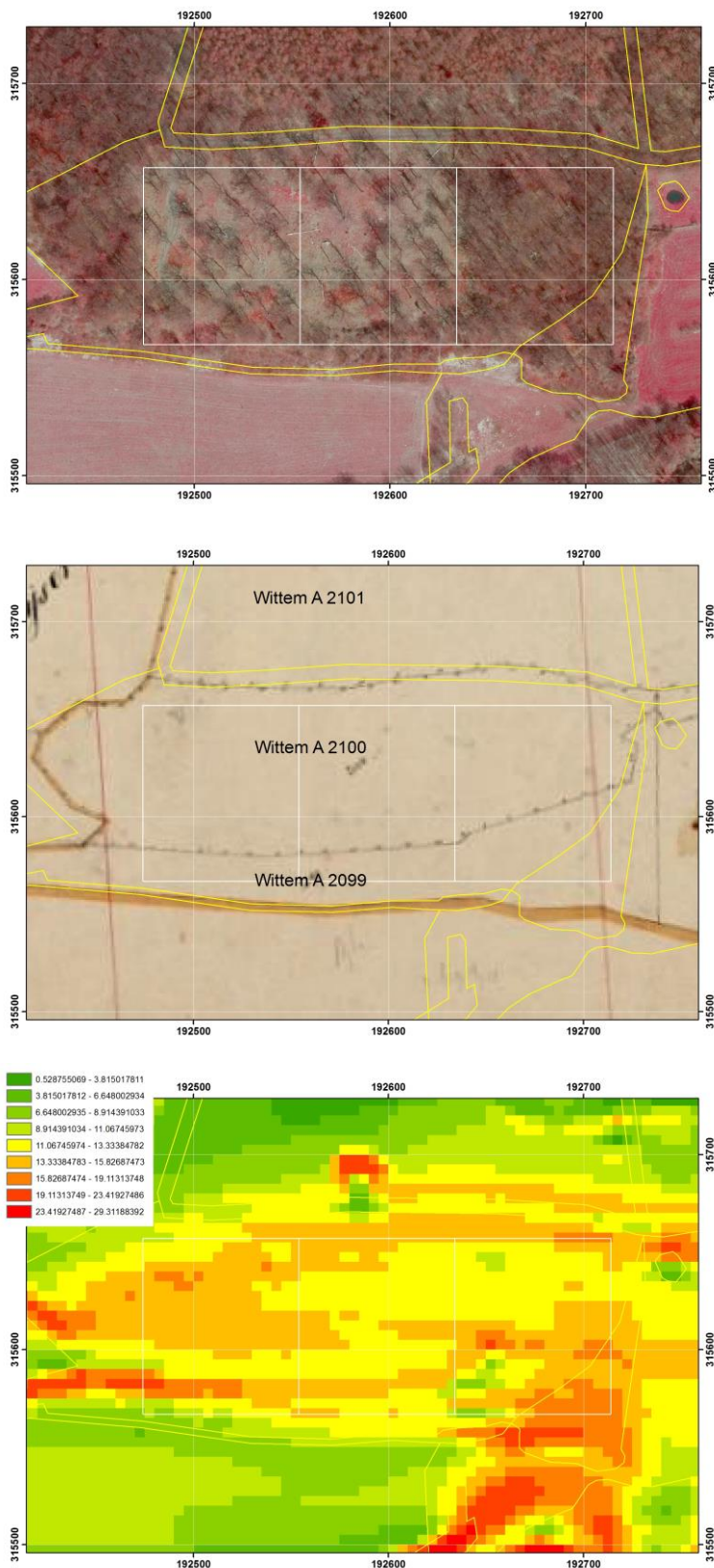
Op grond van deze criteria werden de volgende bosgebieden beoordeeld:

- Bergse hei en Bergse bos (Geulhem; SLL);
- Biebos (Oud-Valkenburg; SBB);
- Wijlrebos (bij de Wijlre-akkers; Stokhem; SBB);
- Eyserbos (Overeys; SLL);
- Imstenraderbos (Benzenrade, Heerlen; NM);
- Koelebos (Bemelen; SLL);
- Schiepersberg (Cadier en Keer; SLL);
- St. Pietersberg (Maastricht; NM).

De Koeleberg en St. Pietersberg vielen af op grond van kaartstudie en nadere informatie van de beheerders. De geschiktheid van de overige gebieden werd in het veld beoordeeld. Als meest geschikte gebieden werden het Wijlrebos (SBB) en het Eyserbos (SLL) geselecteerd.

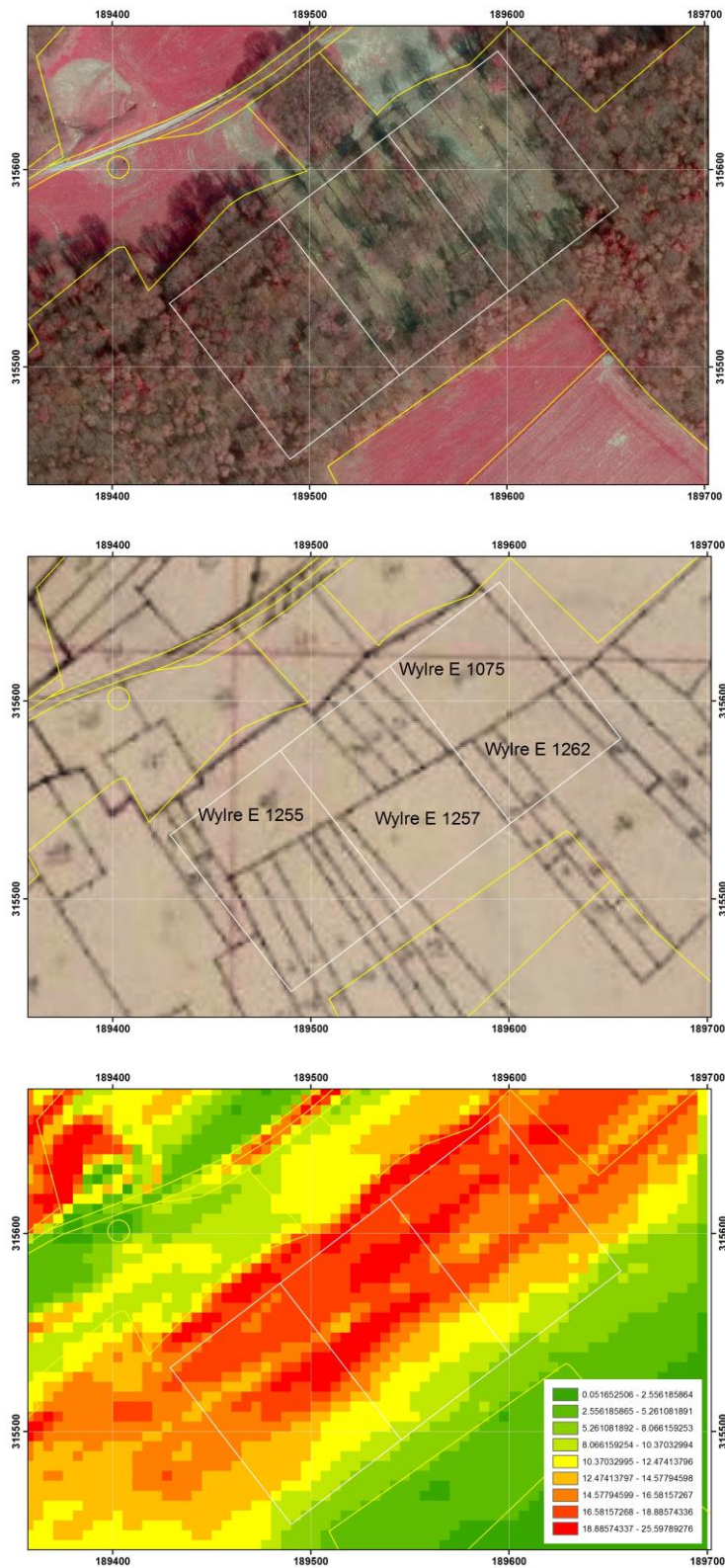
2.3 Historische typering proefgebieden

Figuur 2d (boven) geeft de ligging van de proefvlakken (behandelingen) in het Eyserbos als overlay op een luchtfoto uit 2013. De proefvlakken B en C zijn duidelijk herkenbaar ten opzichte van het niet-behandelde vlak A (zie § 2.4). De onderzoekslocatie Eyserbos bestond in 1832 volgens de kadastrale kaart uit twee percelen, gelegen in de kadastrale gemeente Wittem (Figuur 2d midden). Het grootste deel van het hellingbos valt in perceel A2100, hakhout klasse 2 (tarief fl. 12,= per ha). De huidige steilrand in de onderste hellingzone van het proefgebied markeert de grens met perceel A2099, in 1832 schaapsweide. Beide percelen waren eigendom van Marie Demassen, rentenierster te Maastricht. Het plateaubos, perceel A2101, was hakhout, gelijkelijk verdeeld over klasse 1 (tarief fl. 18,= per ha) en klasse 2. Het was in eigendom van het dorp Eys.



Figuur 2d. De onderzoekslocatie Eyserbos. Boven: false colour luchtfoto 2013; midden: georeferencerde kadastrale kaart 1832 (zie tekst); onder: hellingsklassen (in graden). In overlay de topografie volgens de top10vector 2013 en de ligging van de proefvlakken.

Figure 2d. Study area in the Eyserbos. Above: false colour image 2013; central: georeferenced cadastral map 1832 (see text); below: slope classes (in degrees). In overlay the topography according to the top10vector 2013 and the layout of the study sites.



Figuur 2e. De onderzoekslocatie Wijlrebos. Boven: false colour luchtfoto 2013; midden: georeferereerde kadastrale kaart 1832 (zie tekst); onder: hellingsklassen (in graden). In overlay de topografie volgens de top10vector 2013 en de ligging van de proefvlakken.

Figure 2e. Study area in the Wijlrebos. Above: false colour image 2013; central: georeferenced cadastral map 1832 (see text); below: slope classes (in degrees). In overlay the topography according to the top10vector 2013 and the layout of the study sites.

Figuur 2e (boven) geeft een overzicht van de onderzoekslocatie Wijlrebos in 2013 met de ligging van de proefvlakken. In tegenstelling tot het Eyserbos bestond het Wijlrebos in 1832 uit veel percelen met verschillende eigenaren. Zowel het hellingbos als het plateau waar nu een akkercomplex ligt, bestond in 1832 uit hakhout (klasse 2; tarief f 12,= per ha). De grote percelen E1075 en E1255 in de onderste hellingzone waren in 1832 eigendom van G.Th. Schrammen, rentenier te Maastricht. De lange en rechte grens van zijn percelen met de percelen in de bovenste hellingzone en het plateau werd gevormd door een zadelvormige strook in de helling (vergelijk Figuur 2e onder). Hier zijn in het bos nog steeds vierkante, zandstenen markeringen te vinden voorzien van de letter S. Het grote perceel A1257 in de bovenste hellingzone, doorlopend op het plateau, was in 1832 eigendom van Jhr. F.X. Kerens de Wijlre van kasteel Wijlre. De vele kleinere percelen zijn van landbouwers o.a. uit Wijlre, Ingber, Mechelen en Etenaken.



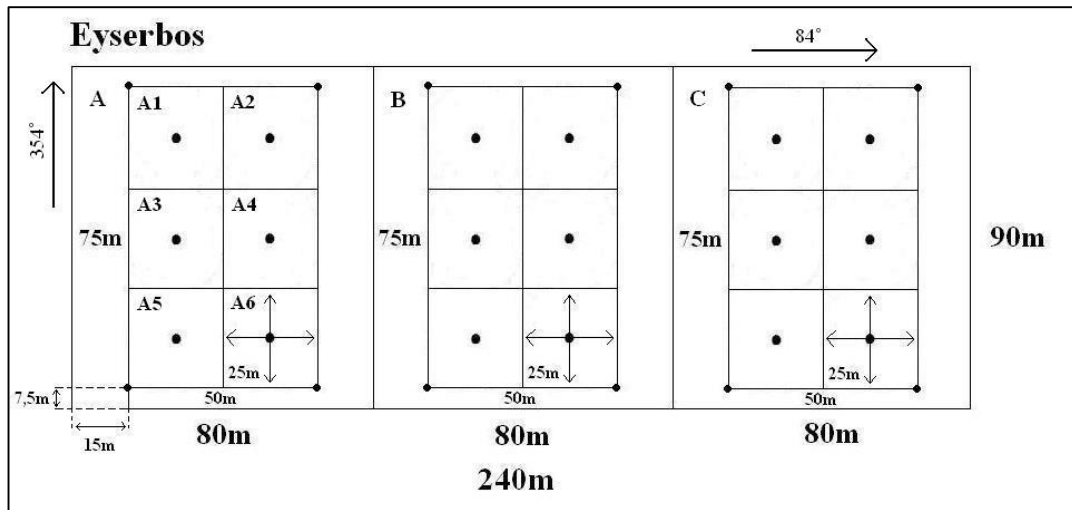
Foto 2b. Aantasting van uitlopende essenstoven door essentaksterfte, veroorzaakt door de schimmel Chalara fraxinea, in een kapvlakte in het Eyserbos (foto: Rein de Waal).

Photo 2b. Ash dieback, caused by the fungus Chalara fraxinea, affecting sprouting ash stools in a clearing in the Eyserbos (photograph: Rein de Waal).

2.4 Voorbereiding en uitvoering kapwerkzaamheden

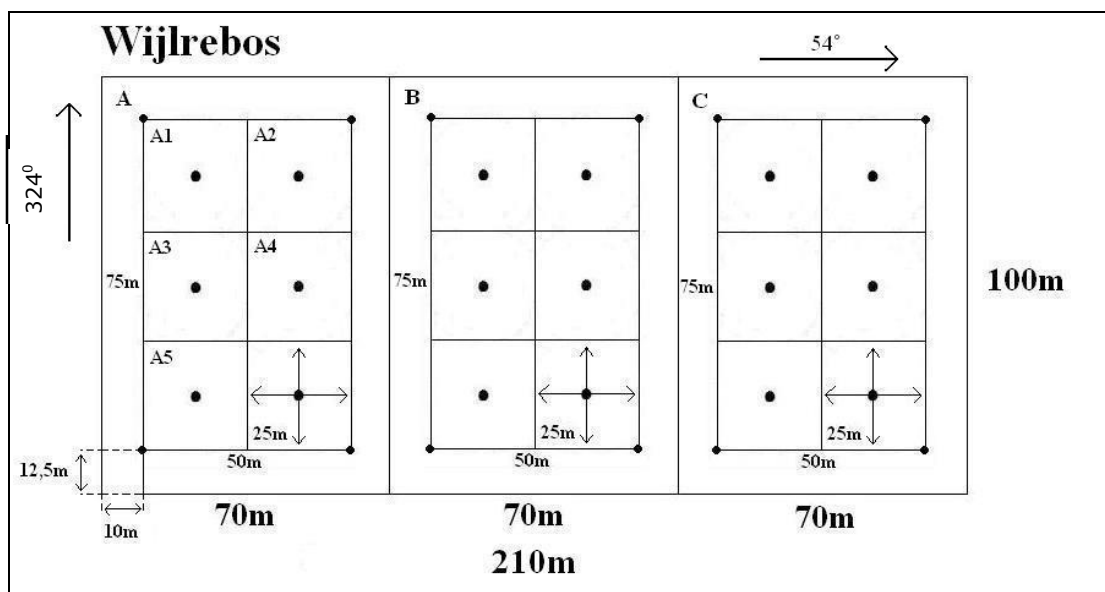
Voorafgaande aan de eigenlijke ingreep werd een aantal voorbereidende werkzaamheden verricht:

- In beide proefgebieden werden drie meetvakken van circa 75 bij 50 meter uitgezet, corresponderend met de drie behandelingen (beoogde kroonbedekking na ingreep van 35%, 55% en 100%; zie Figuur 2d en 2e). De hoekpunten van de meetvlakken werden gemarkeerd met pvc-pijpjes.
- De drie meetvlakken werden opgedeeld in zes proefvlakken van 25 x 25 m, waarvan het centrum werd gemarkeerd met een pvc pijp. Deze markering dient tevens als centrum van de permanente kwadraten (PQ's) van 10 x 10 m voor het bodem- en vegetatieonderzoek (Figuur 2f en 2g). De begrenzing van de PQ's (tijdelijk uitgezet tijdens de monitoring; zie § 3.1) is evenwijdig aan de begrenzing van de meetvakken, globaal evenwijdig aan en haaks op de hoogtelijnen.
- Voor de inventarisatie van de bomen zijn in beide studiegebieden de drie meetvlakken opgedeeld in zes proefvlakken van 25 x 25 m, waarvan het centrum is gemarkeerd met een pvc-pijp. Ook de hoekpunten van de meetvlakken zijn vastgelegd met pvc-pijpjes. Centraal in elk proefvlak is een permanent kwadraat (PQ) van 10 x 10 m uitgezet voor opname van de vegetatie.
- Binnen elk meetvlak is een volledige inventarisatie gedaan van bomen met een diameter op borsthoogte (dbh) groter dan 10 cm diameter. Van iedere boom is de soort bepaald, dbh en hoogte gemeten, en is de positie ingemeten ten opzichte van de centra van de plots. Elke boom is genummerd aan de onderkant van de stam.
- Er is verder nog een aantal andere variabelen gemeten aan de bomen, zoals vitaliteit, positie in het kronendak en stamkwaliteit. Een volledig overzicht wordt gegeven door Smeets (2011).
- Van een groot aantal bomen is tevens de kroonbedekking geschat door de breedte van de kroon te meten in de vier windrichtingen. De kroonbedekking kan vervolgens worden gerelateerd aan het grondvlak waarbij via lineaire regressie het verband wordt uitgedrukt in een formule.
- Voor de percelen met een beoogde kroonbedekking (sluitingsgraad) na ingreep van 35% en 55% werd het aantal aan te houden stammen per diameterklasse ("generatie") berekend. Hierbij werd gebruik gemaakt van de gevonden relatie tussen kroonbedekking en boomgrondvlak. Iedere individuele boom levert namelijk een bijdrage aan de totale kroonbedekking. Door al deze individuele bijdragen bij elkaar op te tellen kan de totale bedekking worden geschat voor elke willekeurige diameterverdeling.



Figuur 2f. Inrichting van het proefgebied Eyserbos. Weergegeven zijn de behandelde vakken (A, B, C), de meetvlakken waarin de bomen werden geïnventariseerd (A1, A2 et cetera) en de centra van de 10 x 10 m proefvlakken voor het bodem- en vegetatie-onderzoek (in A1, A2 et cetera). De expositie is zuid (174°): A1, A2, B1, B2, C1 en C2 liggen bovenaan de helling. De beoogde kroonbedekking is: 35% (A), 55% (B) en 100% (C).

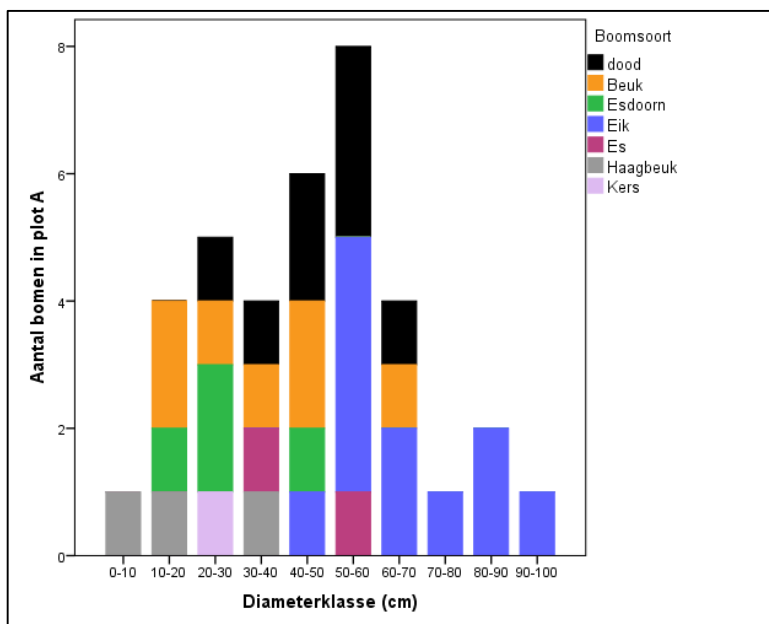
Figure 2f. Lay-out of the study site Eyserbos. Shown are the treated areas (A, B, C), the areas in which an inventory of trees was made (A1, A2 etcetera), and the centra of the 10 x 10 m plots for soil and vegetation research (within A1, A2 etcetera). The slope is south-facing (174°): A1, A2, B1, B2, C1 and C2 are situated upslope. The intended total tree canopy cover is: 35% (A), 55% (B) en 100% (C).



Figuur 2g. Inrichting van het proefgebied Wijlrebos. Weergegeven zijn de behandelde vakken (A, B, C), de meetvlakken waarin de bomen werden geïnventariseerd (A1, A2 et cetera) en de centra van de 10 x 10 m proefvlakken voor het bodem- en vegetatie-onderzoek (in A1, A2 et cetera). De expositie is noordwest (324°): A1, A2, B1, B2, C1 en C2 liggen onderaan de helling. De beoogde kroonbedekking is: 100% (A), 55% (B) en 35% (C).

Figure 2g. Lay-out of the study site Wijlrebos. Shown are the treated areas (A, B, C), the areas in which an inventory of trees was made (A1, A2 etcetera), and the centra of the 10 x 10 m plots for soil and vegetation research (within A1, A2 etcetera). The slope is northwest-facing (324°): A1, A2, B1, B2, C1 and C2 are situated downslope. The intended total tree canopy cover is: 35% (A), 55% (B) en 100% (C).

- Uitgangspunt voor de berekeningen was het handhaven van 8 bomen per ha van meer dan 60 cm dik die nooit gekapt zullen worden. Deze bomen kunnen tot hoge ouderdom doorgroeien.
- Verder werd uitgegaan van een gemiddelde jaarlijkse diametertoename van ongeveer 7 mm. Met een kapcyclus van 15 jaar betekent dit dat een diameterklasse van 10 cm breed bij benadering overeenkomt met de groei binnen een generatie (in een lopend systeem).
- In beide gebieden werden de te sparen bomen (de 'reserve') in het veld gemarkeerd waarbij de verdeling over de verschillende boomsoorten, de bosbouwkundige waarde (toekomstige kwaliteit van het zaaghout) en de ecologische betekenis (voldoende bomen met holten; zie § 2.1.1) een rol speelden. Na inspectie door een vleermuisdeskundige moest een aantal bomen die aangemerkt waren voor kap alsnog worden gespaard vanwege aanwezige holten. Hierdoor is de kwaliteit van de bomen in de gerealiseerde reserve van Wijlrebos aanzienlijk lager dan aanvankelijk gepland. Verder is in Eyserbos langs de onderrand een aantal beuken gespaard ten gunste van de aanwezige populatie van Bleek bosvogeltje (*Cephalanthera damasonium*), ondanks het feit dat de Beuk vanwege het schaduwwerpend vermogen een ongewenste soort is om in de reserve aan te houden.
- Aangezien de verdeling in de uitgangssituatie sterk afweek van die in een bos dat al langer als ongelijkvormig hooghout wordt beheerd, waren niet van alle diameterklassen voldoende (geschikte) bomen aanwezig. Daarom werd aan de hand van bovengenoemde meetresultaten bepaald hoeveel bomen uit andere klassen "geleend" (dat wil zeggen extra gespaard) moesten worden om toch op de gewenste kroonsluiting uit te komen (zie Figuur 2b en Figuur 2h).



Figuur 2h. Diameterklassenverdeling in het Eyserbos (vak A) na de ingreep.

Figure 2h. Distribution of tree numbers over the diameter classes (generations) in the Eyserbos study area (section A). Colours represent tree species: beuk = beech; esdoorn = maple; eik = oak; es = ash; haagbeuk = hornbeam, kers = wild cherry; dood = dead tree.

De kapwerkzaamheden in het Eyserbos vonden plaats in februari 2012, het laatste hout werd uitgereden in augustus 2012 (buiten de 10x10 m proefvlakken); in het Wijlrebos werd in maart 2013 gekapt, de werkzaamheden werden afgesloten in april 2013. In het Wijlrebos gebeurde de kap "met gesloten beurzen", dus kosteloos, in het Eyserbos met behoud van het zaaghout dat door de beheerder SLL gebruikt werd voor de restauratie van twee historische

monumenten in eigen bezit. De bosbouwtechnische en bedrijfseconomische aspecten van de kap vormen echter expliciet *geen* onderdeel van dit onderzoek (zie § 1.2). Zij worden in dit rapport dus verder niet geëvalueerd.



Foto 2c. Referentievak in het Wijlrebos, representatief voor de situatie vóór de ingreep. De stoven op de voorgrond zijn Hazelaar (Corylus avellana), de bomen op de achtergrond vooral Wintereik (Quercus petraea) (foto: Rein de Waal).

Photo 2c. Control section in the Wijlrebos, typical of the situation before cutting (photograph: Rein de Waal). The stools in the foreground are Common hazel (Corylus avellana), the trees in the background mainly Sessile oak (Quercus petraea) (photograph: Rein de Waal).



*Foto 2d. Beeld van het Eyserbos vóór de ingreep. De grote boom op de voorgrond is een Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), op de achtergrond is een Zomereik (*Quercus robur*) herkenbaar (foto: Rein de Waal).*

*Photo 2d. Picture of the Eyserbos before cutting. The large tree in the foreground is a Sycamore maple (*Acer pseudoplatanus*), in the background an English oak (*Quercus robur*) is recognizable (photograph: Rein de Waal).*

2.5 Verwijdering ruigtesoorten op kapvlakten

Woekering van Bosrank en Braam op kapvlakten in hellingbossen is een natuurlijk fenomeen dat ook in het verleden op grote schaal optrad. Ook in de hakhoutpercelen die vanaf de jaren '70 van de vorige eeuw in het Oombos en het Schaelsbergerbos zijn hersteld, is het een veelvuldig voorkomend verschijnsel, met name in de eerste kapcycli (De Kroon, 1986). Tijdelijke dominantie van Bosrank en Braam lijkt hier niet te leiden tot het verdwijnen van de karakteristieke bos- en zoomplanten van deze hellingbossen (Eichhorn & Eichhorn, 2007). Dit betekent echter nog niet dat er geen negatieve invloed uitgaat van hun sterke dominantie. Het verwijderen van deze soorten zou daarom als aanvullende beheermaatregel wel degelijk kunnen leiden tot een verder herstel van de karakteristieke flora. Door Bosrank en Braam eenmalig te verwijderen in het eerste jaar na een kapbeurt, zal het veel langer

duren voordat zij tot dominantie komen. Voor kruidachtige planten zou daarmee de voorreproductie gunstige periode flink kunnen worden verlengd.

Middels een tweetal experimenten is nagegaan in hoeverre verwijdering van Braam en Bosrank als aanvullende beheermaatregel na periodieke kap kan bijdragen aan het verhogen van de diversiteit in kruidachtige bos- en zoomplanten in de hellingbossen in Zuid-Limburg. Om de spontane vegetatieontwikkeling na de kap in het Eyser- en Wijlrebos zo min mogelijk te verstoren werden deze experimenten elders uitgevoerd. De onderzoekslocaties zijn gelegen in de twee hellingbossen van Natuurmonumenten waar het middenbosbeheer sinds 1976 is uitgevoerd: het Oombos en het Schaelsbergerbos. Het experiment met verwijdering van Bosrank vond plaats in de periode 2009-2011, het experiment met Braamverwijdering in de periode 2011-2013. In beide gevallen werden aan het begin van het groeiseizoen alle bovengrondse delen (van braam dan wel bosrank) verwijderd uit de proefvlakken (incl. een bufferzone van 1 meter breed) en afgevoerd. Verwijdering is gedaan zoals het als praktijkmaatregel het beste zou kunnen worden uitgevoerd: voor zover doenlijk door uit te trekken, verder door af te knippen met een snoeischaar. Bosrank kon voor het grootste deel worden uitgetrokken, omdat het vooral na de kapbeurt uit zaad opgekomen jonge planten betrof. Braam moest voor veruit het grootste deel worden afgeknipt, omdat het (vrijwel) uitsluitend hergroeit van tijdens de kapbeurt afgezette exemplaren. Voor een goede vergelijkbaarheid van de resultaten zijn beide experimenten verder op identieke wijze uitgevoerd en uitgewerkt. De experimenten zijn zodanig uitgevoerd dat het verwijderen van bosrank en braam ook als beheermaatregel realistisch blijft om toe te passen.



Foto 2e. Kapwerkzaamheden in het Eyserbos in februari 2012 (foto: Etiënne Thomassen).

Photo 2e. Exploitation activities in the Eyserbos in February 2012 (photograph: Etiënne Thomassen).



Foto 2f. Uitslepen van hout in het Eyserbos in augustus 2012 (foto: Carlo van Seggelen).

Photo 2f. Extraction of timber from the Eyserbos in August 2012 (photograph: Carlo van Seggelen).



Foto 2g. Beeld van de kapvlakte in het Eyserbos direct na de kap in februari 2012 (foto: Etiënne Thomassen).

Photo 2g. View of the clearing in the Eyserbos directly after the cutting in February 2012 (photograph: Etiënne Thomassen).



Foto 2h. Overzicht van het proefgebied in het Eyserbos in het vroege voorjaar na de kap. Op de voorgrond het vak met een beoogde kroonsluiting van 35%, daarachter het vak met een beoogde kroonsluiting van 55% en op de achtergrond het niet-behandelde referentievak met een kroonsluiting van 100% (foto: Jan den Ouden).

Photo 2h. An overview of the study area in the Eyserbos. In the foreground the section with an intended canopy cover of 35%, behind that the section with an intended canopy cover of 55%, and in the background the undisturbed control section with a canopy cover of 100% (photograph: Jan den Ouden).

2.6 Aanplant op kapvlakten

Bij de selectie van de te kappen bomen werd zo goed mogelijk rekening gehouden met de gewenste boomsoortverdeling (zie § 2.3). Vanoudsher ligt zowel in een middenbos-systeem als in een ongelijkvormig hooghout de nadruk op drie boomsoorten: es, zoete kers en eik. De natuurlijke verjonging in de Zuid-Limburgse hellingbossen wordt echter doorgaans – ook in het Eyser- en Wijlrebos – gedomineerd door es en esdoorn. Zoete kers verjongt wel op grote schaal maar komt slechts zeer sporadisch voorbij het zaailingenstadium, voor eik verloopt de verjonging nog moeizamer. Zonder aanplant zouden de eiken (in het Eyserbos vooral Zomereik, in het Wijlrebos vooral Wintereik) waarschijnlijk zelfs geleidelijk uit het systeem verdwijnen.

Om de historische boomsoortverdeling van de hellingbossen min of meer te bewaren (en met de eik ook in de toekomst een rendabele houtoogst te verkrijgen) moet dus aangeplant worden. Idealiter gebeurt dit zo snel mogelijk na de kap om de aanplant zoveel mogelijk voorsprong te geven op de te verwachten concurrentie van braam en/of bosrank. In onze proefvlakken vond aanplant in het Eyserbos plaats in de winter van 2012-2013, in het

Wijlrebos in de winter van 2014-2015. In beide gevallen werd uitgegaan van dezelfde procedure (zie kader).

Richtlijnen bij aanplant van jonge bomen na kap

Het beheersysteem gaat uit van 20 tot 50 bomen per hectare in de eerste generatie van de reserve (zie Tabel 2a). Om voldoende selectiemogelijkheden te hebben, en rekening houdend met enige uitval, wordt een plantdichtheid van rond de 100-150 boompjes per hectare aanbevolen. De gewenste verhouding eik : kers daarin is ongeveer 3:1. Over het gehele oppervlak kunnen per proefgebied dan 150 eiken en 50 kersen worden geplant, liever niet minder (meer is geen probleem). Planten kan "voor de voet" worden gedaan, waarbij langs de hoogtelijnen wordt geplant, met gemiddeld ongeveer 6-7 meter afstand in de rij, en ongeveer 10 m tussen de rijen. Het is beter niet te planten onder de kroon van, of vlak naast, een grotere boom, of op andere ongunstige plekken. In de onderzoeksplots mag gewoon geplant worden. Eik en kers kunnen willekeurig afgewisseld worden. Het beste kan wat ouder plantsoen gebruikt worden (3-4 jaar). Als er nog planten overschieten kunnen die willekeurig verspreid worden tussengeplant.

3 Monitoring

3.1 Bodem

3.1.1 Veldonderzoek

In 2011 werd in beide proefgebieden voor elk van de proefvlakken (PQ's) de uitgangssituatie beschreven. De procedure was als volgt. Centraal in elk proefvlak werd met behulp van een grondboor de profielopbouw beschreven tot op een diepte van maximaal 120 cm. Veelal werd deze diepte echter niet gehaald vanwege de ondiepe ligging van het vaste gesteente. Per horizont werden humusgehalte en textuur geschat, de kleur beschreven en met behulp van HCl de eventuele aanwezigheid van vrije kalk vastgesteld. Tevens werd op vaste diepte (5 en 20 cm -mv) de pH-veld vastgesteld (met Merck pH-indicator-strips). Tevens werd op circa vijf plekken per PQ het humusprofiel onderzocht met behulp van een humushapper. De beschrijving werd gemaakt op één representatief geachte plek.

3.1.2 Bodemchemie

In beide gebieden werd de bodem vóór de kap bemonsterd (12-14 oktober 2011) en in het begin van het tweede groeiseizoen na de kap (Eyserbos: 24 april 2013; Wijlrebos; 10 april 2014). Voor de bemonstering werd gebruik gemaakt van de PQ's die zijn uitgezet voor het vegetatie-onderzoek ; zie § 2.3 en § 3.2). Per PQ werden tevens vier monsters van de minerale bovengrond genomen (vast volume, tot een diepte van 10 cm). Hiervoor werd het PQ verdeeld in vier kwadranten. Elk kwadrant werd random bemonsterd. De vier (deel)monsters werden vervolgens samengevoegd tot één bulkmonster per PQ.

Deze bulkmonsters werden vervolgens geanalyseerd op:

- pH-KCl (met pH-meter bij $20 \pm 1^\circ\text{C}$)
- organisch stofgehalte (gloeiverlies in moffeloven bij $105\text{-}550^\circ\text{C}$)
- N-totaalgehalte (destructie $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}_2\text{-Se}$)
- Potentiële N mineralisatie (aeroob, netto mineralisatie)
- Mineraliseerbare N (anaeroob, labiele N)

De laatste drie parameters zijn bepaald in het kader van het onderzoek naar de (potentiële) stikstofmineralisatie en -immobilisatie. Hiermee wordt beoogd om verschillen tussen de proefgebieden en de behandelingen voor wat betreft de beschikbaarheid van stikstof en de eventueel optredende verrijking te kunnen duiden.

3.1.3 Stikstof-mineralisatie

Standaard wordt de netto N-mineralisatie gemeten door incubatie van een bodemmonster in het lab gedurende een periode van vijf weken bij 20°C (Canali & Benedetti, 2006). Het verschil tussen de minerale N-gehalten aan het begin en het einde van de incubatieperiode is een maat voor de netto N-mineralisatie. De minerale N is afkomstig van mineralisatie door een scala aan bodemorganismen zoals schimmels, bacteriën, protozoa, nematoden, potwormen en mijten. Na ammonificatie en nitrificatie wordt een deel van de mineralen weer opgenomen door de bodemorganismen zelf, zoals bacteriën en schimmels die op hun beurt weer worden begraasd door protozoa, nematoden potwormen etc. Ook kan het gevormde nitraat worden gedenitrificeerd en als N_2 gas naar de atmosfeer ontwijken. Tijdens de incubatieperiode verdwijnt dus een groot deel van het gemineraliseerde N door hernieuwde

opname (N-immobilisatie). Bij meting van de bruto N-mineralisatie wordt deze immobilisatie en denitrificatie uitgeschakeld. Bruto N-mineralisatie wordt gemeten door uitschakeling van de (niet-bacteriële) bodemorganismen via anaerobie. Daarbij wordt N-mineralisatie gedurende 1 week bij 40° C gemeten onder anaerobe omstandigheden. Het verschil tussen netto en bruto N-mineralisatie is een benadering voor de N-immobilisatie (Keeny & Nelson, 1982, Bloem *et al.*, 1988, Bloem *et al.*, 1989, Canali & Benedetti, 2006, Kemmers *et al.*, 2007). Voor een uitgebreid overzicht van de gevolgde methode, zie de rapportage van de eerste onderzoeksfase van het OBN-project Hellingbossen (Hommel *et al.*, 2010a).

3.2 Vegetatie

3.2.1 Vaatplanten

In beide bossen zijn 3 aangrenzende vakken met verschillende behandelingen uitgezet (A, B, C) met elk 6 herhalingen (PQ's). Elk PQ is vierkant en heeft een oppervlakte van 10 x 10 m; de grenzen lopen evenwijdig aan de basislijnen van de proefvakken (zie Figuur 2f en 2g), dat wil zeggen globaal evenwijdig aan en haaks op de hoogtelijnen. In het centrum van elk PQ staat een PVC-buis met het betreffende vlaknummer, bijv. A6 (voor meer details, zie § 2.3).

In alle PQ's van 10 x 10 meter werden in de periode 21 april - 12 mei 2011 vegetatieopnamen gemaakt. Deze opnamen beschrijven de uitgangssituatie in het bos vóór de kap. In de jaren na de kap (Eyserbos: 24-25 april 2012, 15 mei 2013 en 7 mei 2014; Wijlrebos: 16 mei 2013 en in de periode 10 april - 8 mei 2014) werden de opnamen herhaald. De opnamen werden gemaakt met behulp van de 14-delige opnameschaal van Doing Kraft (1954; zie kader). Gezien het belang van het voorjaarsaspect met veel geofyten, waarvan de bovengrondse delen vroeg in de zomer kunnen beginnen met afsterven, is gekozen voor het maken van opnamen in het voorjaar (april/mei). Incidentele waarnemingen bij veldbezoeken later in het seizoen werden aan de opnamen toegevoegd. In de referentievakken (Eyserbos: vak C; Wijlrebos: vak A) werden boom- en struiklaag alleen in de uitgangssituatie beschreven, in de overige vakken alleen in de uitgangssituatie en in het eerste jaar na de kap.

Opnameschaal van Doing-Kraft (1954)

r:	bedekking < 5% sporadisch (hier gedefinieerd als: 1-5 exemplaren)	
p:	bedekking < 5% weinig talrijk (hier gedefinieerd als: 6-25 exemplaren)	
a:	bedekking < 5% tamelijk talrijk (hier gedefinieerd als: 26-100 exemplaren)	
m:	bedekking < 5% tamelijk talrijk (hier gedefinieerd als: >100 exemplaren)	
1:	bedekking 5-15%	6: bedekking 55-65%
2:	bedekking 15-25%	7: bedekking 65-75%
3:	bedekking 25-35%	8: bedekking 75-85%
4:	bedekking 35-45%	9: bedekking 85-95%
5:	bedekking 45-55%	10: bedekking 95-100%

3.2.2 Mossen

Bij de inventarisatie van mossen werd uitgegaan van dezelfde PQ's van 10x10 m als voor de monitoring van vaatplanten en voor het bodemonderzoek gebruikt zijn. Aangezien het schatten van de mosbedekking in 10x10 m plots onoverzichtelijk is en in de betreffende bossen vrijwel altijd bedekkingen <1% betreft, is gekozen voor het inventariseren van subplots (kwadranten). Vanuit het met een PVC-buis gemarkeerde centrum zijn met behulp

van elkaar kruisende meetlinten evenwijdig aan de grenzen van het meetvlak vier subplots uitgezet van elk 5x5 m. Deze worden aangeduid als K1 (rechtsboven), K2 (linksboven), K3 (linksonder), K4 (rechtsonder). Vanwege de lay-out van de meetvlakken liggen K1 en K2 in het Eyserbos hoger op de helling dan K3 en K4 en in het Wijlrebos juist lager.

De moslaag is het beste op te nemen buiten het groeiseizoen van de vaatplanten. De nawinter of het vroege voorjaar zijn optimaal omdat veel pioniersoorten dan sporenkapsels vormen en de kans op landurige uitdroging gering is. De nulmeting (voor de ingreep) heeft plaatsgevonden in de winter, de metingen na de ingrepen in het vroege voorjaar.

bos	nulmeting (vóór ingreep)	ingreep	meting na ingreep
Wijlrebos	11-1-2012 24-1-2012	maart (april) 2013	20-3-2014 28-3-2014 4-4-2014
Eyserbos	11-1-2012	februari 2012 (augustus 2012 laatste hout uitgereden)	24-4-2013

Er is bij de inventarisaties onderscheid gemaakt tussen bodemmossen, mossen van stamvoeten en mossen van dood hout.

- Van bodemmossen (substraatcode B) wordt de bedekking geschat in hele percentages (1% = 50x50 cm)
- Voor mossen van stamvoeten (substraatcode S) wordt het aantal stamvoeten geteld per boomsoort.
- Voor mossen van dood hout (substraatcode D) wordt het aantal doodhoutelementen geteld waarop de soort voorkomt (liggend en staand) ongeacht of een element in meerdere kwadranten ligt.

Na de ingreep bleek zich plaatselijk een soortenrijke moslaag te ontwikkelen, ook met soorten die alleen met zekerheid met een binoculair en/of microscoop zijn te herkennen. Daarom zijn in totaal 130 moscollecties verzameld van kritische soorten (meestal in mengsel); deze collecties zijn gedocumenteerd en worden bewaard in het herbarium van R.J. Bijlsma.

De gegevens zijn ingevoerd in MS Access. De statistische analyses zijn uitgevoerd in IBM SPSS 20.

3.2.3 Ruigte-ontwikkeling

Na afloop van een kapbeurt in de winter van 2008-2009 zijn op recente kapvlakten vier paren van twee proefvlakken uitgezet waar op dat moment al relatief veel Bosrank op de bosbodem aanwezig was: twee paar in het Oombos en twee paar in het Schaelsbergerbos. Deze proefvlakken zijn op exact dezelfde manier uitgezet als de proefvlakken van de eerdere onderzoeksprojecten die in deze bossen zijn uitgevoerd (Eichhorn & Eichhorn, 2007; Hommel et al., 2010a): binnen de proefvlakken van 4 x 4 m zijn steeds negen opname-eenheden uitgezet van 40 x 40 cm. Begin juni 2009 is voor elk van de 72 opname-eenheden een opname van de vegetatie gemaakt, waarbij van alle soorten vaatplanten de bedekking afzonderlijk is geschat in tientallen procenten. Direct na deze vegetatieopnamen is alle

Bosrank verwijderd in één van beide proefvlakken van elk paar, waarbij door loting bepaald is in welk proefvlak wel verwijderd zou worden en in welk proefvlak niet (als controle-proefvlak). Vervolgens is begin juni van 2010 en 2011 opnieuw de bedekking van deze soorten geschat in de 72 opname-eenheden, op dezelfde manier zoals dat in 2009 ook was gedaan.



Foto 3a. De uitzonderlijk sterke woekering van bosrank (Clematis vitalba) in een kapvlakte in het Schaelsbergbos belemmert het opgroeien van een nieuwe generatie bomen (foto: Jan den Ouden).

Photo 3a. The extraordinary rampant growth of Old man's beard (Clematis vitalba) in a clearing in the Schaelsbergbos hampers the growth of a next generation of trees (photograph: Jan den Ouden).

Het experiment met braamverwijdering werd in dezelfde bosgebieden ingezet na afloop van de kapbeurt van winter 2010-2011 op kapvlakten waar op dat moment al relatief veel Braam op de bosbodem aanwezig was. De inrichting van het experiment komt overeen met het hierboven beschreven experiment met bosrankverwijdering. Begin juni 2011 werd voor elk van de 72 opname-eenheden de uitgangssituatie beschreven. Direct na deze vegetatieopnamen is alle Braam verwijderd in één van beide proefvlakken van elk paar. Monitoring van de vegetatieontwikkeling in de 72 opname-eenheden vond plaats begin juni 2012 en 2013.

De hergroei van Bosrank en Braam was voor het overgrote deel afkomstig van in de proefvlakken afgeknipte planten, maar ondanks een bufferzone van 1 m rondom elk proefvlak was er ook wel wat kolonisatie van buiten de bufferzone.



Foto 3b. Vestiging van braam (Rubus fruticosus s.l.) in voorheen gesloten begroeiing van Lievevrouwebedstro (Galium odoratum) in een kapvlakte in het Eyserbos. De lange-termijn gevolgen voor bosplanten van braamdominantie na kap zijn nog onzeker (foto: Rein de Waal).

Photo 3b. Invasion of Blackberry (Rubus fruticosus s.l.) in a formerly closed vegetation of Sweetscented bedstraw (Galium odoratum) in a clearing in the Eyserbos. The long term effects on forest species of Blackberry dominance after cutting are still uncertain (photograph: Rein de Waal).

3.3 Fauna

In 2013 en 2014 is voor de vlinderfauna, na een nulmeting vóór de kap in 2011, een effectmeting uitgevoerd op de twee locaties waar het bosbeheer-experiment plaatsvond. De inventarisaties in 2013 en 2014 geven voor Wijlrebos een beeld van de vlinderstand in het eerste en tweede groeiseizoen na de kap, voor het Eyserbos van de situatie in het tweede en derde groeiseizoen. De inventarisaties van de dagvlinders werden verricht met zichttellingen van vaste duur en die van de nachtvlinders (*Macrolepidoptera*) met vangsten in lichtvallen. Vanwege de herhaling van het experiment over slechts twee locaties en de tot één proefvlak beperkte nulmeting was een statistische analyse van de resultaten niet zinvol. De verschillen worden daarom alleen in kwalitatieve zin besproken (zie Hoofdstuk 6 en 7).

Naast de vlinderfauna is de bodembewonende insectenfauna van met name loopkevers, snuitkevers en hooiwagens bemonsterd door het plaatsen van potvalseries. Deze bemonstering vond plaats buiten het geplande onderzoek om en de volledige bespreking van de resultaten valt daarom buiten het bestek van deze rapportage. Toch kon een eerste deel van de gegevens wel al in dit rapport worden opgenomen. Voor een beknopte beschrijving van de gevolgde methode en een overzicht van de resultaten met betrekking tot de loopkeverfauna in het Eyserbos, zie Bijlage G.

3.3.1 Dagvlinders

Voor de inventarisatie van dagvlinders zijn de proefvlakken jaarlijks op 4 dagen onder goede weersomstandigheden bezocht, waarbij de vlinders in elk proefvak (behandeling) gedurende een kwartier werden geteld. In 2011 en 2014 begonnen de vlinders door een vroeg voorjaar veel eerder te vliegen dan in het late voorjaar van 2013. Daarom werd de eerste inventarisatieronde in 2013 later gepland dan in 2011 (en 2014). De waarnemingen werden op de volgende data verricht:

- 2011: 13 april, 23 mei, 8 juni, 7 juli
- 2013: 27 mei, 10 juli, 18 juli, 21 augustus
- 2014: 18 mei, 18 juni, 11 juli, 23 juli

Vooraf in de omgeving van de locatie Eys konden na uitvoering van de maatregelen interessante bos(rand)soorten worden verwacht. Uit de NDFF waren van de twee onderzoekslocaties de volgende soorten uit de periode 2000-2010 bekend:

- Eys: 37 soorten dagvlinders, waaronder de aandachtsoorten Boswitje (*Leptidea sinapis*), Geelsprietdikkopje (*Thymelicus sylvestris*), Groentje (*Callophrys rubi*), Groot geaderd witje (*Aporia crataegi*), Grote vos (*Nymphalis polychloros*), Keizersmantel (*Argynnis paphia*) en Sleedoornpage (*Thecla betulae*). Daarnaast is ook een 'viooltjessoort' als Grote parelmoervlinder *Argynnis aglaja* recent langs de bosrand waargenomen. Het betreft hier deels zwervers, maar geeft aan dat de soorten het gebied incidenteel wel weten te bereiken.
- Wijlre: 22 soorten dagvlinders, waaronder geen Rode Lijst-soorten behalve Groot dikkopje (*Ochlodes sylvanus*, een bosrandsoort) en van de aandachtsoorten alleen het Geelsprietdikkopje.

3.3.2 Nachtvlinders

Op beide locaties werd tegelijkertijd bemonsterd. Dit gebeurde op beide locaties met draagbare kistvallen met een 12 V / 6 W actinic lamp. De ervaring is dat deze alleen vlinders aantrekt op afstanden van hooguit enkele tientallen meters (Merckx & Slade, 2014; R. van Grunsven & T. Huigens, eigen waarn.). De bemonstering mag dus representatief voor de proefvakken zelf worden geacht.

In 2011 werd bij wijze van verkennende nulmeting vóór de kap één val in het centrum van de onderzoekslocaties geplaatst (beide locaties in vak B). De vangsten geven dus alleen een indicatie van een deel van de – toen nog min of meer homogene - proefvakken. Tijd en middelen ontbraken voor een intensievere bemonstering. Er zijn in 2011 zeven vangstronden uitgevoerd op 29 mei, 15 juni, 11 juli, 1 augustus, 11 augustus, 23 augustus en 10 september.

In 2013 en 2014 werd voor de effectmeting intensiever bemonsterd. Per gebied werd in elk van de drie proefvakken (A, B en C) voor een betrouwbaarder steekproef twee vallen geplaatst: op 25 m van elkaar en op 25 m van respectievelijk boven- en onderrand van de proefvakken. De vangsten geven daarmee een betrouwbare effectmeting voor 2013 en 2014, maar bieden slechts een indicatieve vergelijking ten opzichte van de nulsituatie.

In 2013 was er in tegenstelling tot 2011 en 2014 sprake van een laat voorjaar, met bovendien veel regen in mei en koel weer in juni. Daardoor is in het voorjaar één vangstronde minder uitgevoerd en zijn de typische voorjaarssoorten in 2013 onderbemonsterd. Er zijn in 2013 zes vangstronden uitgevoerd op 6 juni, 16 juli, 24 juli,

9 augustus, 16 augustus en 30 augustus. In 2014 zijn vier vangstronden verricht op 6 april, 6 juni, 17 juli en 15 september; in mei en augustus was het lange tijd te koel en/of te regenachtig voor een goede bemonstering.

Uit verspreidingsgegevens van het Landelijk Bestand Nachtvinders (NOCTUA), in beheer bij de Werkgroep Vlinderfaunistiek van EIS-Nederland en De vlinderstichting, waren uit het km-hok rond de locatie Eys 161 soorten Macro-nachtvinders bekend en rond de locatie Wijlre 100 soorten (vanaf 2000, inclusief bovenstaande waarnemingen). Er zijn diverse aandachtsoorten van hellingbossen waargenomen, de meeste in het Eyserbos: Bosrankdwergspanner (Wijlre), Bosrankvlinder (Eys), Donkergroene korstmosuil (Eys), Egale bosrankspanner (beide locaties), Eiken-orvlinder (Eys), Kleine Sint-Jansvlinder (Eys), Klaverwesplinder (Eys), Spaanse vlag (alleen Wijlre, maar wel bekend van Eyserbos) en Witvlekbosrankspanner (beide locaties).

4 Resultaten bodemonderzoek

4.1 Hellingzones

4.1.1 Eyserbos

Het onderzoeksgebied in het Eyserbos beslaat slechts een deel van de totale, langgerekte hellinggradiënt. Hoger op de helling ligt een wat de vegetatie betreft duidelijk afwijkend bostype (zonder kalkindicatoren) dat doorloopt tot de plateaurand. Lager op de helling ligt – van ons onderzoek gescheiden door een duidelijke steilrand – nog een smalle bosstrook gevolgd door de hellinggraslanden van De Piepert. Het hellinggedeelte dat binnen het onderzoeksgebied valt heeft ondiepe, kleirijke bodems die bestaan uit kalksteenverweringskleien met in de bovengrond een geringe bijmenging van lössleem. De invloed vanuit de hoger gelegen, armere en zuurdere hellingzone, waar de bodem bestaat uit met lössleem gemengde terrasmateriaal, is gering. Binnen het onderzoeksgebied is het oorspronkelijk aanwezige lössdek weggeërodeerd. Door het kleirijke karakter van de verweringsbodems zijn de hellingen binnen het onderzoeksgebied relatief ongevoelig voor afspoeling, althans in de uitgangssituatie onder een gesloten bosdek. Binnen het onderzoeksgebied is geen goed ontwikkelde colluviale zone aanwezig, lager op helling – buiten het onderzoeksgebied – is dit wel het geval.

Binnen het onderzochte deel van de hellinggradiënt zijn drie hellingzones te onderscheiden die overeenkomen met de drie rijen van zes permanente proefvlakken (zie Figuur 2e en 2f): de bovenste hellingzone (A1 t/m C2), de overgangszone (A3 t/m C4) en de onderste zone (A5 t/m C6). De belangrijkste kenmerken worden samengevat in Tabel 4a. Een overzicht van de humusprofielen per proefvlak wordt gegeven in Figuur 4a.

Tabel 4a. Verdeling van humusvormen, kalksteen- en ontkalkingsdiepte en pH in de bovengrond over de drie hellingzones van het Eyserbos (uitgangssituatie).

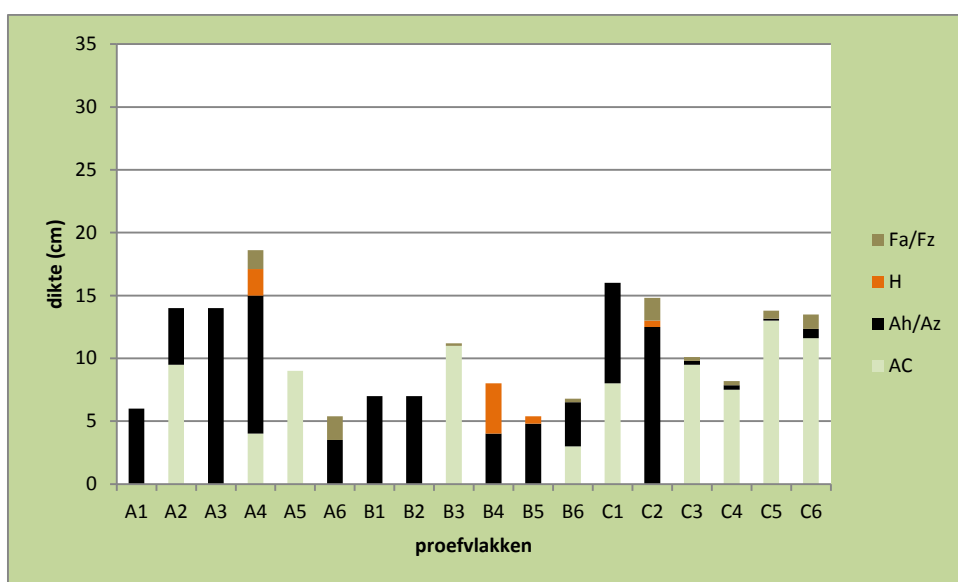
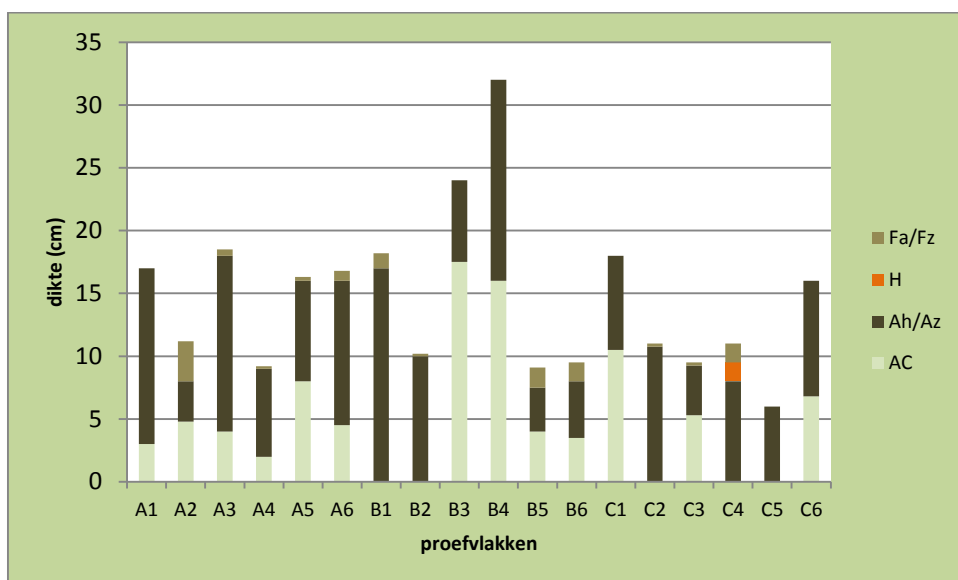
Table 4a. Distribution of humus forms, limestone depth, depth of decalcification, and pH in the topsoil over the three slope zones in the Eyserbos (before cutting).

	Humusvormen (%) Humusforms (%)			diepte kalksteen depth limestone (cm -mv)		ontkalking decalcific. (cm-mv)*	pH(KCl) (0-10cm -mv)	
	kalkrijk calcar.	overgang transition	zure mull acid mull	gem.	stdfout		gem.	stdfout
bovenste zone upper zone	66	33	0	28.3	7.0	0-15	7.1	0.4
centrale zone central zone	17	33	50	36.2	4.9	0-25	6.3	0.4
laagste zone lower zone	0	50	50	29.8	7.0	0-35	6.1	0.4

*) geïndiceerd door een veld-pH van 6,5 (indicated by a field-pH of 6.5).

Gem. (gemiddelde): average; stdfout (standaardfout): standard error; -mv: below surface level.

Kalksteendiepte en pH verschillen niet significant voor de factor hellingzone (ANOVA) doordat sommige plots ook kenmerken van onder- of bovenliggende zones hebben. De gemiddelde waarden voor deze kenmerken verschillen wel duidelijk tussen de verschillende zones.



Figuur 4a. Humusprofielen van de monsterpunten (PQ' s) in het Eyserbos (boven) en het Wijlrebos (onder).

Figure 4a. Humus profiles of the permanent quadrats in the Eyserbos (above) and the Wijlrebos (below).

F-horizonten bestaan uit gedeeltelijk afgebroken plantaardig materiaal; Fz: afbraak vooral door mesofauna, Fa: afbraak vooral door mesofauna en schimmels. H-horizonten vormen het deel van het ectorganisch humusprofiel waarin de organische stof het sterkst is afgebroken; het bestaat grotendeels uit kleine deeltjes organische stof (> 70%). A-horizonten zijn minerale lagen waarin de organische stof grotendeels of volledig is afgebroken; Ah/Az: menging organische stof en minerale delen door biologische activiteit. AC: overgang tussen Ah/Az en C- horizont (onveranderd moedermateriaal).

F-horizons consist of partially decomposed litter; Fz: decomposition mainly by mesofauna, Fa: decomposition by both mesofauna and fungi. H-horizons represent that part of the ectorganic humus form in which the decomposition is most strongly decomposed; it largely consists of fine organic matter (> 70%). A-horizons are mineral horizons in which the organic matter is largely or completely decomposed; Ah/Az: the organic matter has been mixed with the mineral material through biological homogenisation. AC: transition horizon between Ah/Az and C (unchanged parent material).

In de bovenste hellingzone is de verweringsbodem ondiep en niet of nauwelijks ontkalkt, en heeft dien ten gevolge een hoge pH. De meest ondiepe bodems lijken hier sterk op de voor kalkverweringshellingen typische "rendzina's" (deels overeenkomend met Krijteerdgronden: De Bakker & Schelling, 1966). De bijbehorende humusvorm is de Krijtmull (Van Delft et al., 2006). Karakteristiek voor zowel de bodem als de humusvorm in deze zone is de kalkrijke, dikke kruimige organische stofrijke bovengrond met een hoge activiteit van de bodemfauna.



Foto 4a. Humusprofiel kenmerkend voor de zone met een kalkrijke bovengrond (pH-KCl > 6.5; hier > 7.0). Kenmerkend zijn de snelle doormenging van bladstrooisel (door regenwormen), de aanwezigheid van kalkbrokjes tot hoog in het profiel en de kruimige structuur. Er treedt geen bovengrondse stapeling van half-afgebroken strooisel op. De minerale bovengrond heeft een hoog kleigehalte (> 40%; typisch voor een kalkverweringsbodem). Het organisch stof-gehalte is hoog (>6 %) en vertoont over de bovenste 25 à 30 cm nauwelijks verloop. De humusvorm is krijtmull (foto: Rein de Waal).

Photo 4a. Humus profile characteristic for the zone with a calcareous topsoil (pH-KCl > 6.5; here > 7.0). Typical are the rapid mixing of litter (by earthworms), the presence of pieces of limestone high in the profile, and the crumbly structure. There is no aboveground accumulation of partly decomposed litter. The mineral topsoil has a clay content (> 40%; typical for calcareous soils, i.e. soils originated from weathering of limestone). The organic matter content is high (> 6%) and hardly shows a decline over the uppermost 25 to 30 cm. The humus form according to the Dutch classification system (Van Delft et al., 2006) is 'krijtmull' (photograph: Rein de Waal).

Het middendeel van de helling wordt gevormd door een overgangszone van de kalkrijke bovenste hellingzone naar de minder kalkrijke onderhelling. De overgangszone heeft gemiddeld een iets lagere pH; de bovenkant van het kalksteen en de ontkalkingsgrens liggen iets dieper. De overgang verloopt echter vlekkelig, d.w.z. pleksgewijs vinden wij plekken die sterk lijken op de bovenste zone (met een enkele rendzina-achtige standplaats) en zuurdere bodems die sterk lijken op die van de lagere zone.



Foto 4b. Humusprofiel kenmerkend voor een groot deel van de zone met een "neutrale" bovengrond (pH-KCl 4.5-6.5; hier circa 5.0). Het profiel is ontwikkeld in en op (verspoelde) löss, het kleigehalte is relatief laag (20 à 25 %). Er treedt bovengrondse stapeling van half verteerd bladstrooisel op en er is weinig doormenging in het minerale deel van het profiel. Afbraak vindt voornamelijk plaats door de activiteit van mesofauna. Binnen het minerale deel is er een geleidelijk verloop van het organisch stofgehalte zichtbaar. De humusvorm is leemmulmoder. In dit profiel zijn geen kalkbrokjes aanwezig. Dit kan in deze zone plaatselijk wel het geval zijn, voornamelijk door bodemverstoring. De pH-KCl is dan duidelijk hoger (circa 6.0 of meer) en de humusvorm een ectowormmull (foto: Rein de Waal).

Photo 4b. Humus profile characteristic for a large part of the zone with a 'neutral' topsoil (pH-KCl 4.5 - 6.5; here about 5.0). The profile has developed in and on eroded loess, the clay content is relatively low (20 to 25 %). There is aboveground accumulation of partly decomposed litter, and mixing of litter and mineral soil is limited. Decomposition is mainly done by mesofauna. Within the mineral soil a gradual decline in organic matter content is visible. The humus form according to the Dutch classification system (Van Delft et al., 2006) is 'leemmulmoder'. In this profile no pieces of limestone are present. However, elsewhere in this zone they may be present, mainly due to disturbance of the soil. In that case pH-KCl is higher (about 6.0 or more) and the humus form a 'ectowormmull' (photograph: Rein de Waal).

De onderste zone van de helling verschilt vooral wat betreft pH, kalksteendiepte en ontkalkingdiepte duidelijk van de bovenzone. De verschillen met de overgangszone zijn uiteraard minder duidelijk. Er komen hier geen rendzina-achtige bodems meer voor. De bijmenging van löss of lössachtig hellingmateriaal in en op de kalkverweringsgronden is echter gering en verschilt daarmee niet van de ander de twee hoger gelegen hellingzones binnen het onderzoeksgebied.



Foto 4c. Humusprofiel kenmerkend voor de zones met een relatief zure bovengrond (pH-KCl < 4.5). Het profiel is ontwikkeld in en op (verspoelde) löss, het kleigehalte is laag (< 20%) en er zijn geen kalkbrokjes aanwezig. Kenmerkend is het dikke pakket gedeeltelijk afgebroken bladstrooisel. Net als in het profiel in Figuur 4b, wordt het strooisel voornamelijk door de mesofauna afgebroken. Ook hier treedt nauwelijks menging op van afgebroken strooisel en minerale bodem, en is binnen het minerale deel een geleidelijk verloop van het organisch stofgehalte zichtbaar. De humusvorm is humusmoder (foto: Rein de Waal).

Photo 4c. Humus profile characteristic for the zones with a relatively acid topsoil (pH < 4.5). The profile has developed in and on eroded loess, the clay content is low (< 20), and no pieces of limestone are present. Typical is the thick layer of partly decomposed litter. Like in the profile shown in Figure 4b, decomposition is done mainly by mesofauna. Again, there is hardly any mixing of decomposed litter and mineral soil, and within the mineral soil a gradual decline in organic matter content is visible. The humus form according to the Dutch classification system (Van Delft et al., 2006) is 'humusmoder' (photograph: Rein de Waal).

Haaks op deze hellinggradiënt is er overigens een duidelijk verschil in de diepte van de kalksteen tussen het westelijke deel (proefvak A) enerzijds en de centrale en oostelijke delen (proefvakken B en C) anderzijds. De gemiddelde diepte van de kalksteen in proefvak A bedraagt 48.3 cm (stdfout 1.6) tegenover 22.3 cm (stdfout 4.1) in B en 23.7 (stdfout 3.4) in C. In de bovenste hellingzone lijkt dit zich niet te vertalen in verschillen in pH tussen de monsterpunten, lager op de helling wel.

4.1.2 Wijlrebos

Ook het onderzoeksgebied in Wijlrebos beslaat slechts een deel van de totale hellinggradiënt. De bovengrens ligt net onder de plateaurand, het bos loopt hier iets door tot op het plateau. De onderrand ligt net boven de bosgrens; het daaronder gelegen deel van de hellinggradiënt is grasland. Binnen het onderzoek vinden wij twee geologische formaties: kalkarme pleistocene terrasafzettingen en een kalksteenformatie. Deze zijn op veel plekken bedekt met al dan niet verspoelde of waterverzadigd afgeschoven lössleem. Net als in het Eyserbos worden in het onderzoeksgebied drie hellingzones onderscheiden die overeenkomen met de drie rijen van zes permanente proefvlakken (zie Figuur 2e en 2f): de bovenste hellingzone (C6 t/m A5), de overgangszone (C4 t/m A3) en de onderste zone (C2 t/m A1). De belangrijkste kenmerken worden samengevat in Tabel 4b. Een overzicht van de humusprofielen per proefvlak wordt gegeven in Figuur 4a.

De kalksteendiepte verschilt niet significant voor de factor hellingzone (ANOVA, $p=0.092$). Voor de pH is er wel een significant effect ($p=0.026$) dat op rekening komt van een significant verschil tussen onderste en bovenste zone (ANOVA met Tukey post hoc test, $p<0.05$; Fig. 4b). In deze analyses is plot A1 buiten beschouwing gelaten (zie hieronder). In grote lijnen zijn de volgende verschillen tussen de zones zichtbaar.

Tabel 4b. Verdeling van humusvormen, kalksteen- en ontkalkingsdiepte en pH in de bovengrond over de verschillende hellingzones van het Wijlrebos (uitgangssituatie).

Table 4b. Distribution of humus forms, limestone depth, depth of decalcification, and pH in the topsoil over the three slope zones in the Wijlrebos (before cutting).

	Humusvormen (%) Humusforms (%)			diepte kalksteen depth limestone (cm -mv) ***)		ontkalking decalcific. (cm- mv)** / ***)	pH(KCl) (0-10cm -mv) ***)	
	kalkrijk*) calcareous	zure mull acid mull	zure moder acid moder	gem.	stdfout		gem	stdfout
bovenste zone upper zone	0	33	67	56.3	7.4	0-15	3.4	0.07
centrale zone central zone	0	67	33	66.7	8.9	0-25	4.7	0.61
laagste zone lower zone	33	50	17	40.0	6.3	0-35	5.6	0.62

*) incl. kalkhoudende overgangen (including calcareous transitions);

***) geïndiceerd door een veld-pH van 6,5 5 (indicated by a field-pH of 6.5).

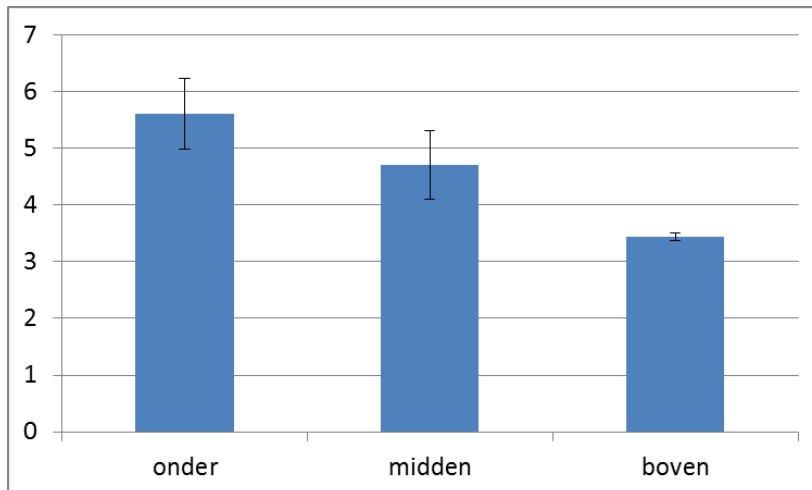
***) PQ A1 (Solifluctie-lob; zie tekst) is hier niet meegerekend (PQ A1 which is situated on a solifluction lobe is not included here).

Gem. (gemiddelde): average: stdfout (standaardfout): standard error; -mv: below surface level.

Het karakter van de bovenste, convexe hellingzone (feitelijk onderdeel van de plateaurand) wordt grotendeels bepaald door de terrasafzettingen (kalkarme grinden, zanden en lemen) en/of een dek van veelal verspoelde lössleem of solifluctiemateriaal (dat bestaat uit een mengsel van lössleem en terrasgrind). Plaatselijk komt de onderliggende kalksteen binnen een meter voor, op andere plekken ligt de kalksteen dieper onder de terras- en hellingafzettingen. De bovengronden in dit hellinggedeelte zijn zonder uitzondering zuur (Figuur 4b). Neutraal tot basische omstandigheden beginnen dieper dan 50 cm. De zure standplaatsen worden gekenmerkt door armere humusvormen (in de uitgangssituatie).

In de middelste hellingzone is de kalksteendiepte gemiddeld iets groter dan in de bovenste zone (wat deels te maken heeft met het voorkomen van opgevulde depressies in dit hellinggedeelte). Op veel plekken is de pH van de bovengrond duidelijk minder zuur dan in de bovenste hellingzone. Andere plekken vertonen echter grote overeenkomst met die delen van de bovenste zone waar op iets meer dan een halve meter kalksteen in de ondergrond is aangeboord. De middelste zone van het onderzoeksgebied vormt zo, net als in het Eyserbos, een vlekkerige overgang naar de onderste hellingzone. Nergens is in deze overgangszone een echt basische standplaats aangetroffen.

Het onderste deel van het onderzoeksgebied in het Wijlrebos ligt - gezien het geringe aandeel van verspoelde löss in de bovengrond - nog boven de colluviale hellingvoet. Gemiddeld heeft deze zone de hoogste pH en de geringste kalksteen- en ontkalkingsdiepte. Maar ook hier geldt dat het patroon van zuurdere en meer basisch plekken vlekkerig verloopt. Daarbij speelt zeker een rol dat in en net boven dit deel van de helling vrij veel depressies zijn aangetroffen. Deze zijn deels ontstaan door het omwaaien van bomen, deels kunnen zij met kalksteenwinning te maken hebben; mogelijk is er zelfs sprake van doline-achtige vormen. Twee monsterpunten wijken af van het hierboven geschetste patroon. In PQ A1 (in het referentievlak) werd - ondanks de positie in de onderste hellingzone - de kalksteen pas op een diepte van ongeveer een meter aangeboord. De bodem bestaat hier uit een mengsel van grind en lössleem die resulteert in een zure standplaats met duidelijke overeenkomsten met de bovenste hellingzone. Een tweede zure standplaats (C2) wijkt minder af van wat men gezien de ligging (in de onderste zone) zou verwachten. Hoewel de bovengrond hier zuur is, is de kalksteen binnen de halve meter onder maaiveld aangeboord. De verklaring schuilt hoogstwaarschijnlijk in de invloed van het strooisel van een zeer grote oude beuk die hier voor de kap stond. Als tegenhanger van deze afwijkende zure monsterpunten werd op een enkele plek in deze zone een Rendzina-achtige kalkrijke bodem met sterk humeuze bovengrond (humusvorm: Krijtmull) aangetroffen.



Figuur 4b. Gemiddelde pH-waarden met standaardfout voor plots in hellingzones van het Wijlrebos (onder, midden en boven). Onder en boven verschillen significant.

Figure 4b. Average pH-values with standard error in the zonation of the Wijlrebos (onder: lower zone, midden: central zone; boven: upper zone). The difference between upper and lower zone are significant.

4.1.3 Vergelijking van de twee proefgebieden

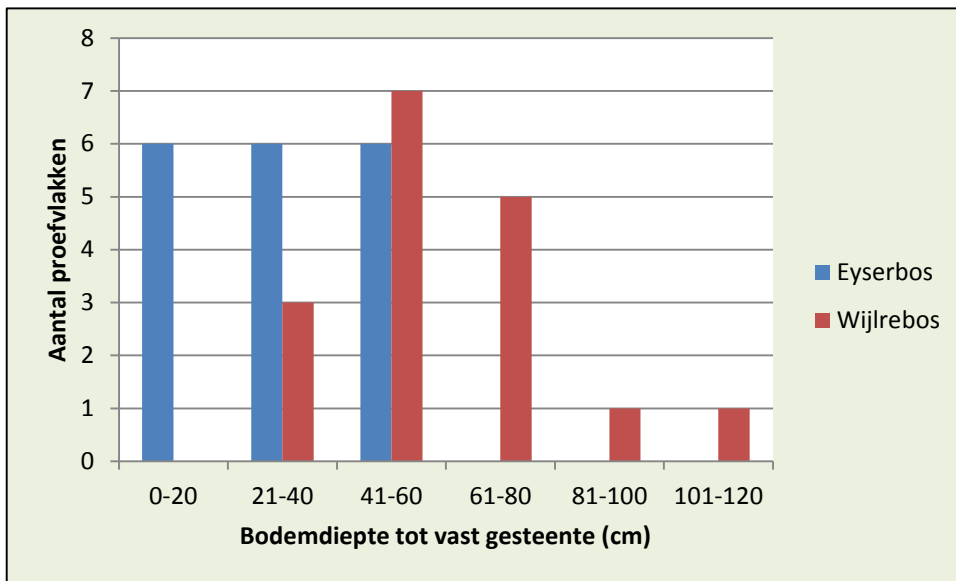
Uit de profielbeschrijvingen van de monsterpunten blijkt dat in vrijwel alle gevallen de bovengrens van de kalksteen binnen één meter onder maaiveld ligt. De verschillen tussen het Eyser- en het Wijlrebos zijn in dit opzicht echter aanzienlijk (Figuur 4c).

De verschillen in kalkdiepte, invloed van zuurdere terrasafzettingen (kalkarme grinden, zanden en lemen), verspoelde lössleem of solifluctiemateriaal, en incidenteel ook van zuur bladstrooisel leiden tot aanzienlijke verschillen in de zuurgraad van de bovengronden. Het resultaat van dit alles is dat de bovengronden van de monsterpunten in het Wijlrebos beduidend zuurder zijn dan in het Eyserbos (Figuur 4d).

Op basis van de verschillen in zuurgraad kunnen drie groeiplaatstypen worden onderverdeeld:

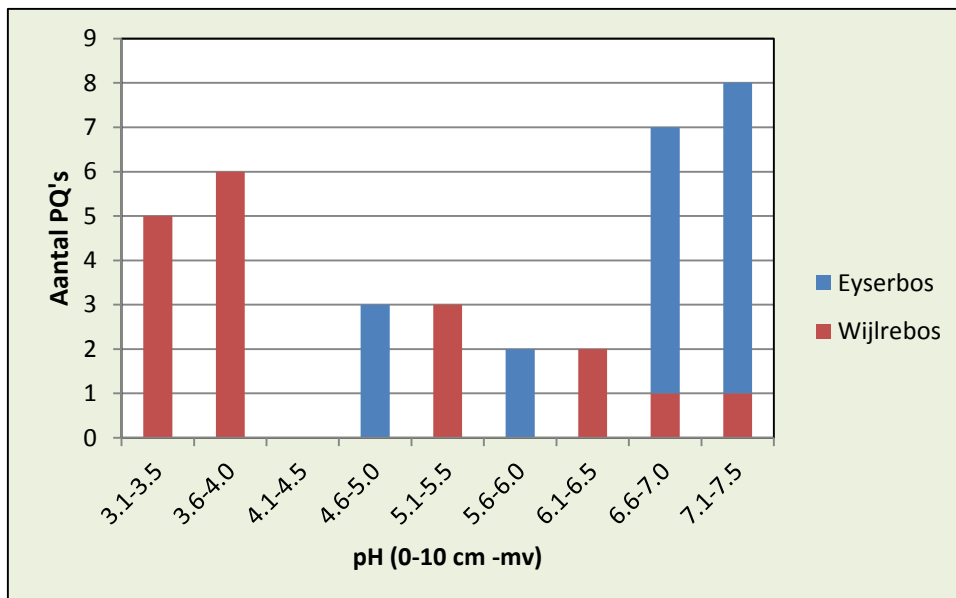
- * pH-KCl 3.1 – 4.5 (zuur)
- * pH-KCl 4.6 – 6.5 (neutraal)
- * pH-KCl 6.6 – 7.5 (kalkrijk)

Deze indeling is gebaseerd op globale verschillen in buffermechanisme (zuur: ijzer / aluminium; neutraal: kationen; kalkrijk: carbonaten), waarbij het belangrijk is ons te realiseren dat de verschillen in buffermechanisme gradueel, niet abrupt zijn (Smolders et al., 2011).



Figuur 4c. Verdeling van de monsterpunten (PQ's) in het Eyser- en Wijlrebos over bodemdiepteklassen (bodemdiepte is gedefinieerd als de afstand tot het vaste kalkgesteente).

Figure 4c. Distribution of the permanent quadrats in the Euyserbso and the Wijlrebos over the soil depth classes (soil depth is here defined as the distance to the bedrock).



Figuur 4d. Verdeling van de monsterpunten (PQ's) in het Eyser- en Wijlrebos over pH- klassen (op basis van de pH-KCl van de bovengrond).

Figure 4d. Distribution of the permanent quadrats in teh Eyserbos and the Wylerbos over the pH classes (based on the pH-KCl of the topsoil).

Eyserbos					
A1	A2	B1	B2	C1	C2
A3	A4	B3	B4	C3	C4
A5	A6	B5	B6	C5	C6

Wijlrebos					
C6	C5	B6	B5	A6	A5
C4	C3	B4	B3	A4	A3
C2	C1	B2	B1	A2	A1

Figuur 4e. Ligging van de groeiplaatstypen ingedeeld naar de pH-KCl van de bovengrond (0-10 cm –mv).

Figure 4e. Distribution of site classes (defined by the pH-KCl of the topsoil; 0-10 cm below surface level).

Arcering: rood: zuur (pH-KCl 3.1 – 4.5), blanco: neutraal (pH-KCl 4.6 – 6.5) en groen: kalkrijk (pH-KCl 6.6 – 7.5). De bovenzijde van de deelfiguren komt overeen met de bovenzijde van de hellingen.

Shading: red: acid (pH-KCl 3.1 – 4.5), blank: neutral (pH-KCl 4.6 – 6.5) and green: calcareous (pH-KCl 6.6 – 7.5). The upper part of the diagrams corresponds with the upper side of the slopes.

De ligging van de verschillende groeiplaatsen in de twee proefgebieden wordt in hoge mate bepaald door kalkdiepte die op zijn beurt samenhangt met de hellinggradient (zie § 4.1.1 en 4.1.2), maar op detailschaal wordt beïnvloed door een aantal andere factoren (zie hierboven: terrasafzettingen et cetera). Een opvallend verschil tussen beide gebieden is dat in het Wijlrebos zure standplaatsen het meest algemeen zijn terwijl deze in het overwegend kalkrijke Eyserbos ontbreken. Een ander opvallend verschil is dat globaal gesproken in het Wijlrebos de hoger gelegen groeiplaatsen zuurder zijn dan die daaronder, terwijl in het Eyserbos de hoger gelegen groeiplaatsen juist kalkrijker zijn.

In de volgende hoofdstukken wordt de indeling in groeiplaatstypen zoals weergegeven in Figuur 4e gebruikt om de zonering van beide proefgebieden onder één noemer te brengen en de ontwikkeling in de verschillende proefvlakken vanuit bodemkundig oogpunt te kunnen duiden.

4.2 Bodemchemie

4.2.1 Bodemchemische parameters

Een volledig overzicht van de analyseresultaten wordt gegeven in Bijlage A. Tabel 4c geeft de gemiddelden per vak (behandeling) per gebied. De tabel laat zien dat in het Eyserbos er na de kap significante verschillen zijn opgetreden in het N-totaalgehalte (gemiddelde daalt), het organische stofgehalte (gemiddelde daalt) en de C/N-ratio (gemiddelde stijgt). Opmerkelijk is echter dat wij dezelfde trend ook zien in het referentievak C. Hiervoor is geen aannemelijke verklaring voorhanden (ook niet de verschillende periode waarin bemonsterd werd). Echter, in de behandelde proefvakken zijn de verschillen groter dan in het referentievak en binnen de behandelde proefvakken groter na de zware ingreep dan na lichte ingreep.

Tabel 4c. Bodemchemische parameters in de proefvakken vóór en na de ingreep. Bemonstering vóór de ingreep vond plaats in het najaar, bemonstering na de ingreep in het vroege voorjaar van het tweede jaar.

Table 4c. Chemical characteristics of the soil in the permanent quadrats before and after the cutting. Soil sampling before cutting was done in autumn, after cutting in early spring of the second year.

Gebied	Vak	SG	Gemiddelde voor ingreep Average before cutting				Gemiddelde na ingreep Average after cutting			
area	section	CC	Nt	OS	C/N	pH	Nt	OS	C/N	pH
Eyserbos	A	35	4.48	13.8	15.4	5.9	2.93	10.2	17.3	5.88
Eyserbos	B	55	5.58	17.1	15.3	6.8	3.80	12.5	16.5	6.82
Eyserbos	C	100	5.40	16.7	15.4	7.0	3.93	12.5	15.9	6.71
Wijlrebos	C	35	3.08	9.3	15.1	4.9	2.57	8.4	16.3	4.4
Wijlrebos	B	55	2.92	9.9	16.9	4.8	2.53	8.9	17.6	4.9
Wijlrebos	A	100	2.37	8.1	17.1	3.8	2.00	6.9	17.3	4.2

SG: beoogde sluitingsgraad na ingreep; Nt: N-totaal-gehalte (g/kg); OS: organische stofgehalte (%). Donkere arcering: zeer significant verschil (P-waarde < 0.01); lichte arcering: significant (P-waarde < 0.05; Student's t-test, tweezijdig, gepaard).

SG: intended canopy cover after cutting; Nt: total nitrogen content (g/kg); OS: organic mater content (%). Dark shading: very significant diference (P-value < 0.01); light shading: significant diference (P-value < 0.05; Student's t-test, two-tailed, paired).

In het Wijlrebos blijken geen significante verschillen in de onderzochte bodemparameters te zijn opgetreden. De verschillen in N-totaal- en organische stofgehalte zijn zeer gering. De veranderingen van de C/N-ratio zijn weliswaar niet significant, maar vertonen wel een zelfde trend als in het Eyserbos: de grootste stijging van de ratio werd gevonden na de zwaarste ingreep, de kleinste stijging in het referentievak. De verschillen tussen beide gebieden met betrekking tot de veranderingen in N-huishouding en organische stofgehalte vóór en na de kap worden waarschijnlijk grotendeels verklaard door de verschillen in expositie. Het is aannemelijk dat op de zuid-geëxponeerde hellingen van het Eyserbos de versnelde mineralisatie na kap groter is dan op de relatief koele, op het noordwesten geëxponeerde hellingen van het Wijlrebos. Ook verschillen in zuurgraad kunnen een rol spelen.

Een vergelijking van de pH-waarden van de bovengrond voor en na de ingreep leert dat er in beide gebieden over het geheel genomen geen significante veranderingen in pH-classes zijn opgetreden. De pH-classes (zie § 4.1.2) blijven ook in meeste PQ's (86%) gelijk. Dit maakt dat wij voor het duiden van de ontwikkelingen in de proefvlakken de bovengenoemde indeling in pH-classes als een vast gegeven mogen hanteren. Hierbij moet echter worden aangetekend dat de grenzen tussen de – op verschillen in buffermechanisme gebaseerde – pH-classes gradueel zijn (Smolders et al., 2011) en dat een zekere instabiliteit van de bovengronden door toedoen van hellingprocessen inherent is aan het hellingbossensysteem. Deze instabiliteit zal tijdens en door de kapwerkzaamheden tijdelijk sterk vergroot zijn, hetgeen met name aan de onderrand van de hellingen in een toegenomen toevoer van hellingmateriaal kan resulteren (zonder dat dit noodzakelijkerwijs in de pH-klasse van de bovengrond tot uitdrukking hoeft te komen).

4.2.2 Stikstof-mineralisatie

Een overzicht van alle bepalingen met betrekking tot stikstof-mineralisatie per proefvlak (PQ) vóór en na de kap wordt gegeven in Bijlage B. Figuur 4f geeft een overzicht van de gemiddelde bruto-mineralisatie per behandeling. De getallen zijn uitgesplitst in het deel dat na mineralisatie weer direct wordt opgenomen door het bodemleven (immobilisatie) en het deel dat voor de plantengroei beschikbaar komt (netto-mineralisatie). In de uitgangssituatie (vóór de ingreep) was de gemiddelde bruto mineralisatie in het Eyser- en Wijlrebos zeer verschillend (resp. 93.5 en 38.2 gN/m²/jr).

Om deze waarden te duiden is in Tabel 4d een vergelijking gemaakt met enkele andere eveneens in OBN-verband onderzochte boscomplexen (Hommel et al., 2010a en b). Hieruit blijkt dat de in het Eyserbos gevonden waarde voor de bruto-mineralisatie relatief hoog is: bijna 60% hoger dan in het referentiebos Savelsbos (Bertenberg) dat eveneens op ondiepe kalkbodem is gelegen. Een mogelijke verklaring is het verschil in expositie tussen beide bosgebieden (Eyserbos zuid; Savelsbos west). De bruto-mineralisatie in het Wijlrebos is beduidend lager en ligt in de zelfde orde van grootte als in het referentiebos op een diepe lössbodem (Kloosterbos).

Tabel 4d. Netto N-mineralisatie en N-immobilisatie in de onderzoeksgebieden (vóór de kap) en enkele andere bosgebieden in Zuid-Limburg.

Table 4d. Net mineralization and immobilization of nitrogen in the study areas (befor the cutting) and some other forest areas in South Limburg.

	Onderzoeks-gebieden (study areas)				Referenties op kalkhellingen (reference areas on limestone slopes)					Referenties op lösshellingen (reference areas on loess slopes)		
	OB	KV	OB	KV	OB	JB	KV	KV	KV	OB	JB	KV
succ. stadium	OB	KV	OB	KV	OB	JB	KV	KV	KV	OB	JB	KV
cyclus	0	1	0	1	0	4	4	1	1	0	4	4
	Eyserbos	Eyserbos	Wijlrebos	Wijlrebos	Savelsbos (Bertenberg)	Oombos	Oombos	Savelsbos (Riezenberg)	Savelsbos (Riezenberg)	Kloosterbos	Schaelsberg	Schaelsberg
Expositie	Z	Z	NW	NW	W	W	W	W	Z	ZO	ZW	ZW
pH (0-10)	6.5	6.4	4.5	4.6	7	7	6.9	7.2	7.0	3	3.5	3.5
Netto N-mineralisatie (gN/m ² /jr)	11.7	9.6	10.7	13.0	15.7	6.3	4.2	23.7	12.7	18.1	38.2	35.8
N-immob. (gN/m ² /jr)	81.8	69.6	27.5	26.7	43.5	72.7	58.4	71.4	64.4	16.9	21.6	25.8
Bruto N-mineralisatie (gN/m ² /jr)	93.5	79.2	38.2	39.7	59.2	79	62.6	95.1	77.1	35	59.8	61.6
N-imm. (% van bruto N-mineralisatie)	87.5	87.9	72.0	67.2	73.5	92.0	93.3	75.1	83.5	48.3	36.1	41.9

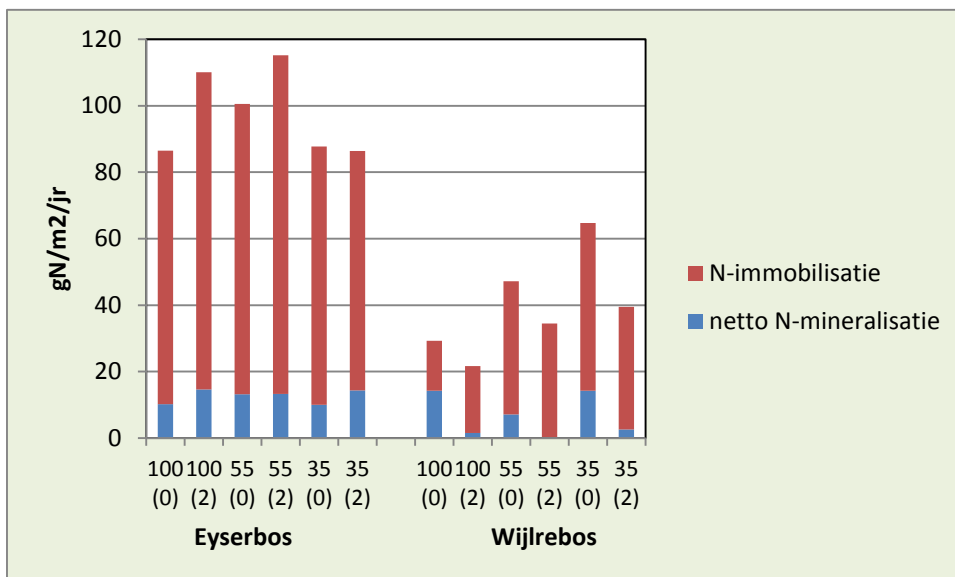
OB: oud bos, onbeheerd; JB: jong bos, hergroei in middenbosstelsel; KV: kapvlakte

OB: ancient forest, unmanaged; JB: young forest, regrowth in coppice-with-standards-system; KV: clearing
Bruto N-mineralisatie: gross nitrogen mineralization.

Kijken wij naar de verhouding tussen immobilisatie en bruto-mineralisatie van stikstof (de efficiëntie van de immobilisatie door het bodemleven), dan zijn de gevonden waarden voor beide onderzoeksgebieden meer conform de verwachting. De waarde voor het Eyserbos verschilt niet sterk van die in het Savelsbos (eveneens met kalkrijke bovengrond); in het Wijlrebos (met een beduidend diepere kalkbodem) werd een waarde gevonden die

intermediair is tussen het Savelsbos en het Kloosterbos. De resultaten passen hiermee in een algemene trend: in zure bovengronden is de N-immobilisatie aanzienlijk minder efficiënt dan in kalkrijk milieu (Hommel *et al.*, 2010a; zie ook Tabel 4d).

Vergelijken wij de gemiddelde mineralisatie-waarden vóór en na de ingreep dan zien wij dat beide gebieden een tegengestelde tendens vertonen (Figuur 4f). Deze zijn het duidelijkst voor de bruto mineralisatie: in het Eyserbos zien wij gemiddeld een (geringe) toename. In het Wijlrebos is daarentegen sprake van een zeer sterke afname die merkwaardigerwijs het grootst is in het niet gekapte referentievlak. De meest aannemelijk verklaring is dat het bodemleven tijdens de winterperiode sterk gereduceerd wordt en dat tijdens de monsternamen in het vroege voorjaar in het Wijlrebos de invloed van de "winter-shock" nog voelbaar was (door ongunstiger noordwest-expositie en een mindere warmtecapaciteit van de relatief diepe bodem), terwijl de bovengronden van het Eyserbos (zuidexpositie en ondiepere kalksteenbodems) al voldoende opgewarmd waren. Verschillen in opwarming van de bovengronden zouden ook kunnen verklaren waarom juist in het ongekapte referentievlak in het Wijlrebos de bruto mineralisatie het verst achterbleef. Dit effect werd waarschijnlijk nog versterkt doordat de bemonstering in het Wijlrebos 14 dagen eerder plaatsvond dan in het Eyserbos. Achteraf gezien is het dus een ongelukkige keuze geweest de bemonstering ten behoeve van de stikstof-mineralisatie en -immobilisatie in verschillende seizoenen uit te voeren. Toch is het mogelijk in de uitkomsten van het onderzoek enkele trends aan te geven.



Figuur 4f. Gemiddelde bruto mineralisatie van stikstof in de proefvlakken, uitgesplitst naar netto mineralisatie en het door het bodemleven geïmmobiliseerde, vóór en na de ingreep (niet gecorrigeerd).

Figure 4f. Average gross nitrogen mineralization in the plots, split up into net mineralization and the part immobilized by soil organisms, before and after cutting (not corrected).

100, 55 en 35: beoogde sluitingsgraad na de ingreep; (0) uitgangssituatie (najaar; vóór de ingreep); (2) vroege voorjaar van tweede groeiseizoen na de ingreep.

100, 55 and 35: intended canopy cover after cutting; (0) autumn, before cutting; (2) early spring, second year after cutting.

Om de mogelijke invloed van seizoenseffecten op de resultaten te verminderen kunnen wij de mineralisatiewaarden in het tweede voorjaar na de kap relateren aan de tegelijkertijd bepaalde waarden in het referentievak (in plaats van een relatie te leggen met de situatie vóór de kap). In Tabel 4e wordt dit nader uitgewerkt.

Tabel 4e. Berekening gecorrigeerde waarden voor netto N-mineralisatie en N-immobilisatie in het tweede jaar na de kap.

Gebied	SG	netto N-min (jaar 2)			N-immobilisatie (jaar 2)		
		ongecorr. gN/m²/jr	correctiefactor *)	gecorrigeerd gN/m².jr	ongecorr. gN/m²/jr	correctiefactor *)	gecorrigeerd gN/m².jr
Eys	35	14.4	0.69	10.0	72.0	0.80	57.6
	55	13.3	0.69	9.2	101.9	0.80	81.6
	100	14.7	0.69	10.2	95.4	0.80	76.3
Wijlre	35	2.6	9.10	23.9	36.8	0.75	27.6
	55	0.2	9.10	2.1	34.3	0.75	25.7
	100	1.6	9.10	14.3	20.1	0.75	15.0

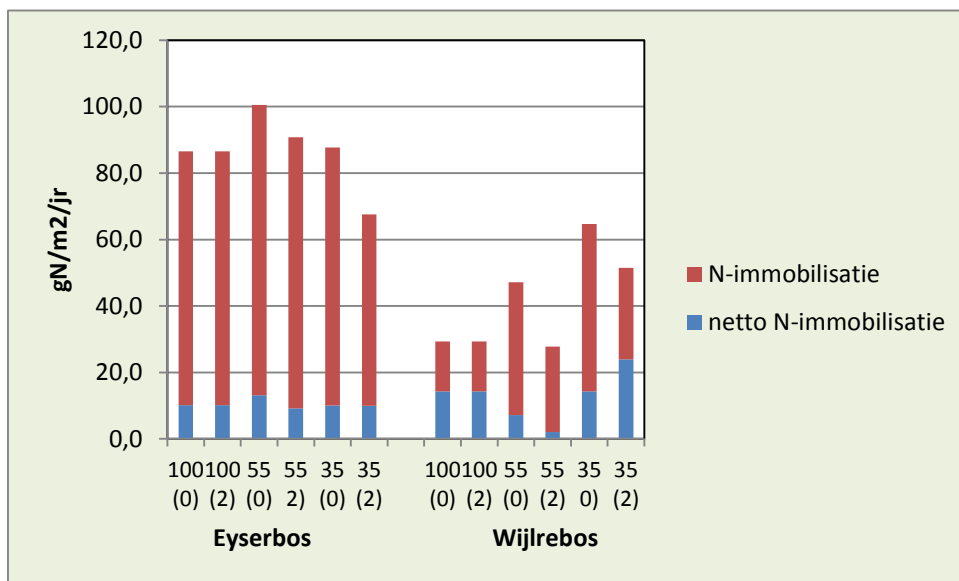
*) waarde referentievak (SG 100%) in uitgangssituatie gedeeld door waarde in tweede jaar na ingreep.

*) value in control section (SG 100%) before cutting divided by value in second year after cutting.

SG (sluitingsgraad): intended canopy cover after cutting; ongecorr.: not corrected; correctiefactor: correction factor; gecorrigeerd: corrected.

De resultaten van de correctie worden weergegeven in Figuur 4g. Het beeld verschilt sterk van dat in Figuur 4f en de trends in beide onderzoeksgebieden zijn nu beter vergelijkbaar. In het Eyserbos neemt de bruto-mineralisatie na de kap af, vooral bij een lagere sluitingsgraad. De verschillen in netto-mineralisatie vóór en na de kap zijn gering, de immobilisatie neemt dus af. Vergelijken wij de waarden voor bruto- en netto-mineralisatie op de kapvlakten in het Eyserbos met die in het Savelsbos (Riezenberg; eveneens eerste generatie) dan liggen de waarden in dezelfde orde van grootte (Tabel 4d). In een vierde generatie kapvlakte in het Oombos (eveneens op ondiepe kalk) blijkt met name de netto-mineralisatie op een veel lager peil te liggen. Dit duidt erop dat in een lopend systeem de stikstofbeschikbaarheid geleidelijk zal teruglopen.

De ontwikkelingen in het Wijlrebos zijn lastiger te duiden. De gemiddelde waarden van bruto- en netto-mineralisatie in de kapvlakten zijn vrijwel identiek aan die in het gehele onderzoeksgebied (alle percelen) vóór de kap (Tabel 4d). Daarentegen lijkt de bruto-mineralisatie in beide behandelde percelen wel iets te zijn afgenomen, terwijl het verloop van de netto-mineralisatie (ook na correctie) hier geen eenduidig beeld te zien geeft (Figuur 4d). De combinatie van heterogeniteit in de uitgangssituatie en de ruis veroorzaakt door de seizoenseffecten (zie hierboven) maakt het lastig om een duidelijke trend aan te geven. De gegevens uit de referentiegebieden (Tabel 4d) suggereren echter dat op minder kalkrijke bodems ook in een lopend systeem, dat wil zeggen na herhaalde kap, het stikstof-aanbod hoog kan blijven: de bruto-mineralisatie in vierde jaars kapvlakten is vergelijkbaar met die op ondiepe kalkbodems, maar de efficiëntie van de immobilisatie veel geringer.



Figuur 4g. Gemiddelde bruto mineralisatie van stikstof in de proefvlakken, uitgesplitst naar netto mineralisatie en het door het bodemleven geïmmobiliseerde deel, vóór en na de ingreep (gecorrigeerd voor seizoensverschillen).

Figure 4g. Average gross nitrogen mineralization in the plots, split up into net mineralization and the part immobilized by soil organisms, before and after cutting (corrected for seasonal influences).

100, 55 en 35: beoogde sluitingsgraad na de ingreep; (0) uitgangssituatie (najaar; vóór de ingreep); (2) vroege voorjaar van tweede groeiseizoen na de ingreep. Voor berekening correctiefactoren, zie Tabel 4d.

100, 55 and 35: intended canopy cover after cutting; (0) autumn, before cutting; (2) early spring, second year after cutting. For the calculation of the correction factors, see Table 4d.

5 Resultaten vegetatie-onderzoek

5.1 Vaatplanten

5.1.1 Totaal soortenaantal

Uitgangssituatie (2011)

In beide gebieden tezamen werden in 2011 binnen de permanente proefvlakken 57 soorten vaatplanten aangetroffen, waarvan 42 in het Eyserbos en 39 in het Wijlrebos. De overlap is relatief gering: slechts 24 soorten werden in beide gebieden gevonden, respectievelijk 57% en 62% van het totaal (Tabel 5a).

Soorten die een kalkrijke bodem indiceren (o.a. Bosrank, Grote keverorchis en Heelkruid) zijn vrijwel beperkt zijn tot het Eyserbos, terwijl soorten van relatief zure omstandigheden vooral in het Wijlrebos werden aangetroffen (o.a. Mispel, Ruige veldbies, Bosgierstgras en Witte klaverzuring). De grote uitzondering op deze trend is het voorkomen van een grote groeiplaats van Dalkruid in het Eyserbos (op kalkrijke bodem!). Tenslotte kan gewezen worden op de abundantie van varens in het Wijlrebos, hetgeen waarschijnlijk verklaard kan worden door de zuurdere bodem in combinatie met de noordwestelijke expositie (varenrijke subassociatie van het Eiken-Haagbeukenbos; Stortelder et al., 1999).

Tabel 5a. Synoptische tabel van de vegetatieopnamen (PQ's) in de uitgangssituatie.

Table 5a. Summary table of the relevés of the permanent quadrats before cutting.

Gebied	Eys	Wijlre	
Aantal PQ's	18	18	
Boomsoorten *)			
<i>Fraxinus excelsior</i>	100 ²	100 ²	Gewone es
<i>Acer pseudoplatanus</i>	94 ²	72 ²	Gewone esdoorn
<i>Prunus avium</i>	67 ²	78 ⁺	Zoete kers
<i>Fagus sylvatica</i>	61 ⁺	89 ²	Beuk
<i>Carpinus betulus</i>	17 ³	78 ³	Haagbeuk
<i>Sorbus aucuparia</i>	6 ⁺	33 ⁺	Sorbus aucuparia
<i>Quercus robur</i>	100 ⁴	.	Zomereik
<i>Acer campestre</i>	28 ^r	.	Spaanse aak
<i>Acer platanoides</i>	17 ^r	.	Noorse esdoorn
<i>Ulmus minor</i>	11 ²	.	Gladde iep
<i>Quercus petraea</i>	.	100 ³	Wintereik
<i>Betula pendula</i>	.	28 ²	Ruwe berk
<i>Tilia cordata</i>	.	6 ⁺	Winterlinde
Struiksoorten *)			
<i>Corylus avellana</i>	89 ³	83 ²	Hazelaar
<i>Crataegus monogyna</i>	39 ^r	11 ⁺	Eenstijlige meidoorn
<i>Sambucus nigra</i>	22 ⁺	6 ^r	Sambucus nigra
<i>Viburnum opulus</i>	17 ⁺	17 ⁺	Gelderse roos
<i>Euonymus europaeus</i>	17 ^r	.	Wilde kardinaalsmuts
<i>Cornus sanguinea</i>	11 ¹	.	Rode kornoelje
<i>Rosa arvensis</i>	6 ^r	.	Bosroos
<i>Ilex aquifolium</i>	.	11 ^r	Hulst

<i>Mespilus germanica</i>	.	6 ²	Mispel
Klimplanten *)			
<i>Hedera helix</i>	100 ²	100 ²	Klimop
<i>Clematis vitalba</i>	39 ⁺	.	Bosrank
<i>Lonicera periclymenum</i>	11 ^r	22 ^r	Wilde kamperfoelie
<i>Solanum dulcamara</i>	6 ^r	.	Bitterzoet
Kruidachtigen			
<i>Arum maculatum</i>	100 ⁺	6 ^r	Gevlekte aronskelk
<i>Polygonatum multiflorum</i>	94 ⁺	22 ^r	Gewone salomonszegel
<i>Viola reichenbachiana</i> en <i>V. riviniana</i>	89 ¹	39 ⁺	Donker- en Bleeksporig bosviooltje
<i>Rubus fruticosus</i> ag.	83 ¹	89 ⁺	Zwarte braam
<i>Paris quadrifolia</i>	61 ⁺	28 ⁺	Eenbes
<i>Lamium galeobdolon</i>	61 ¹	67 ⁺	Gele dovenetel
<i>Galium odoratum</i>	39 ²	11 ¹	Lievevrouwebedstro
<i>Geum urbanum</i>	39 ⁺	6 ^r	Geel nagelkruid
<i>Convallaria majalis</i>	33 ⁺	28 ^r	Lelietje-van-dalen
<i>Carex sylvatica</i>	22 ^r	11 ^r	Boszegge
<i>Galium aparine</i>	17 ^r	17 ^r	Kleefkruid
<i>Dryopteris carthusiana</i>	6 ^r	44 ^r	Smalle stekelvaren
<i>Neottia ovata</i>	61 ⁺	.	Grote keverorchis
<i>Sanicula europaea</i>	28 ^r	.	Heelkruid
<i>Circaea lutetiana</i>	17 ⁺	.	Groot heksenkruid
<i>Stachys sylvatica</i>	11 ⁺	.	Bosandoorn
<i>Ajuga reptans</i>	11 ⁺	.	Kruipend zenegroen
<i>Maianthemum bifolium</i>	6 ¹	.	Dalkruid
<i>Ranunculus auricomus</i>	6 ⁺	.	Gulden boterbloem
<i>Geranium robertianum</i>	6 ⁺	.	Robertskruid
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	6 ^r	.	Boskortsteel
<i>Dryopteris filix-mas</i>	.	72 ⁺	Mannetjesvaren
<i>Athyrium filix-femina</i>	.	72 ^r	Wijfjesvaren
<i>Dryopteris dilatata</i>	.	44 ^r	Brede stekelvaren
<i>Milium effusum</i>	.	22 ^r	Bosgierstgras
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.	17 ^r	Gewone hennepnetel
<i>Primula elatior</i>	.	11 ^r	Slanke sleutelbloem
<i>Oxalis acetosella</i>	.	6 ^r	Witte klaverzuring
<i>Urtica dioica</i>	.	6 ^r	Grote brandnetel
<i>Luzula pilosa</i>	.	6 ^r	Ruige veldbies
<i>Melica uniflora</i>	.	6 ^r	Eenbloemig parelgras

*) inclusief zaailingen. Alle *Quercus*-zaailingen in het Eyserbos zijn aan *Q. robur* toegedeeld en in het Wijlrebos aan *Q. petraea* (op grond van de aanwezigheid van deze soorten in de boomlaag). *Viola reichenbachiana* en *V. riviniana* konden niet in alle gevallen goed worden onderscheiden (veelal niet-bloeiend en slecht ontwikkeld) en zijn hier samengenomen.

Arcering: groen: "echte bosplanten", donkergroen: oud-bosplanten, blauw: soorten van kapvlakten en bosranden (indeling naar Honnay et al., 1999; alleen aangegeven voor niet-houtige soorten).

*) including seedlings. Alle *Quercus*-seedlings in the Eyserbos are allotted to *Q. robur* and in the Wijlrebos to *Q. petraea* (following the species composition of the tree layer). *Viola reichenbachiana* and *V. riviniana* could not be distinguished in all cases (many not flowering and poorly developed specimens) and were combined here into a single entity.

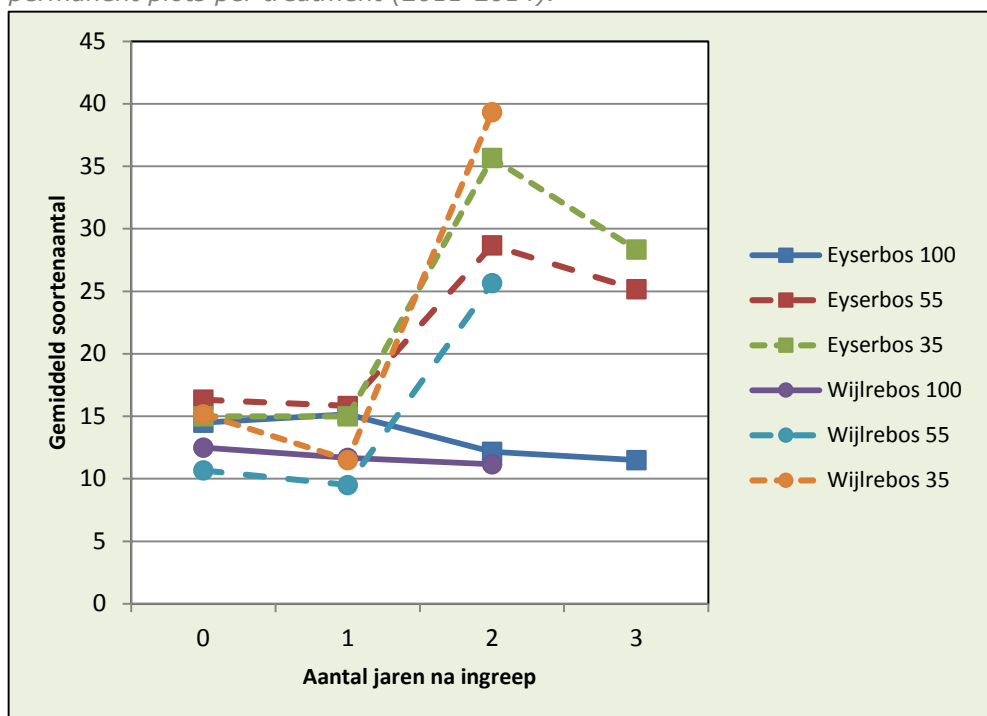
Shading: green: forest species, dark green: ancient forest species, blue: species of clearings and forest edges (classification after Honnay et al., 1999; only indicated for non-woody species).

Veranderingen na de kap (2011-2014)

De lichtstelling van de bosbodem heeft in beide proefgebieden geleid tot een zeer sterke toename van het aantal vaatplanten. In het Eyserbos bereikte deze zijn piek in het tweede groeiseizoen na de ingreep, in het derde jaar neemt de soorten diversiteit weer duidelijk af (Figuur 5a). In hoeverre de ontwikkeling in het Wijlrebos, waar de ingreep een jaar later plaats vond, een vergelijkbaar beeld zal laten zien is nog onbekend.

Figuur 5a. Veranderingen in het gemiddeld aantal vaatplantensoorten in de kruidlaag van de permanente proefvlakken per behandeling (2011-2014).

Figure 5a. Changes in the average number of vascular plant species in the herb layer of the permanent plots per treatment (2011-2014).



100, 55 en 35: beoogde sluitingsgraad na ingreep (%).

100, 55 and 35: intended canopy cover after cutting (%).

Effect van de verschillende behandelingen

Tabel 5b geeft een beeld van de veranderingen in het tweede groeiseizoen ten opzichte van de uitgangssituatie voor beide gebieden samen, uitgesplitst naar de zwaarte van de ingreep. Voor een volledig overzicht van de betrokken soorten, zie Bijlage C (Eyserbos), D (Wijlrebos) en E (combinatie van beide gebieden).

Bij de zwaarste ingreep (kroonsluiting 35%) is de toename van het totale soortenaantal het grootst. Een aanzienlijk deel van de toename komt echter voor rekening van soorten die karakteristiek zijn voor graslanden en ruigte vegetaties. Onduidelijk is of het verschijnen van deze soorten vooral te verklaren is door hun aanwezigheid in de zaadbank of dat het gaat om inwaai van zaden vanuit de omgeving. De ontwikkeling in het Eyserbos laat zien dat veel van deze soorten in het derde groeiseizoen na de kap al weer op hun retour zijn of zelfs weer geheel verdwenen. Een duidelijk voorbeeld is de Gewone melkdistel (*Sonchus oleraceus*) die in beide proefvlakken (met sluitingsgraad 35 en 55%) in het tweede seizoen verscheen in vijf van de zes PQ's, maar in het derde seizoen niet meer werd aangetroffen. Veel soorten volgen in meer of mindere mate dit patroon, bijvoorbeeld Straatgras (*Poa annua*), Akkerkool (*Lapsana communis*) en Madeliefje (*Bellis perennis*). Er zijn echter ook uitzonderingen. Zo verscheen de Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) in het Eyserbos pas in het derde seizoen na kap.

De botanische meerwaarde van deze soorten is in het algemeen gering. Wel kan er sprake zijn van een aanzienlijke waarde als nectar- of waardplant (zie § 7.3). De botanische waarden waarop het beheerexperiment gericht was, schuilen vooral in het aandeel van de (oud)-bossoorten en de soorten van bosranden en kapvlakten. De ontwikkeling van deze soortgroepen zal hieronder nader besproken worden.



Foto 5a. Kapvlakte-vegetatie in het meest open deel van het Wijlrebos (sluitingsgraad 35%; tweede jaar na kap) met een bonte mengeling van soorten waaronder Madeliefje (Bellis perennis) en Gewone paardebloem (Taraxacum officinale), nieuw gevestigde soorten die op geen enkele manier aan een bosmilieu gebonden zijn (foto: Rein de Waal).

Photo 5a. The vegetation in the clearing with the lowest canopy cover (35%; second year after cutting) in the Wijlrebos shows a wide variety of species including Daisy (Bellis perennis) and Common dandelion (Taraxacum officinale), newly settled species which do not have any relation to a forest environment (photograph: Rein de Waal).

Tabel 5b. Veranderingen in soortenaantallen in het tweede groeiseizoen na kap ten opzichte van de uitgangssituatie (alleen vaatplanten).

Table 5b. Changes in the number of species in the second year compared to the situation before cutting (vascular plants only).

Sluitingsgraad	35%			55%			100%		
Jaar / verandering	0	2	+/-	0	2	+/-	0	2	+/-
totaal	42	118	+76	38	90	+52	39	37	-2
bosplanten ^{*)}	20	24	+4	16	19	+3	16	16	-
waarvan kenmerkend voor oud-bos ^{*)}	18	20	+2	13	15	+2	13	13	-
kapvlakte- en bosrandsoorten ^{*)}	1	16	+15	3	8	+5	2	2	-
waarvan kenmerkend voor oud-bos ^{*)}	0	5	+5	0	4	+4	0	0	-

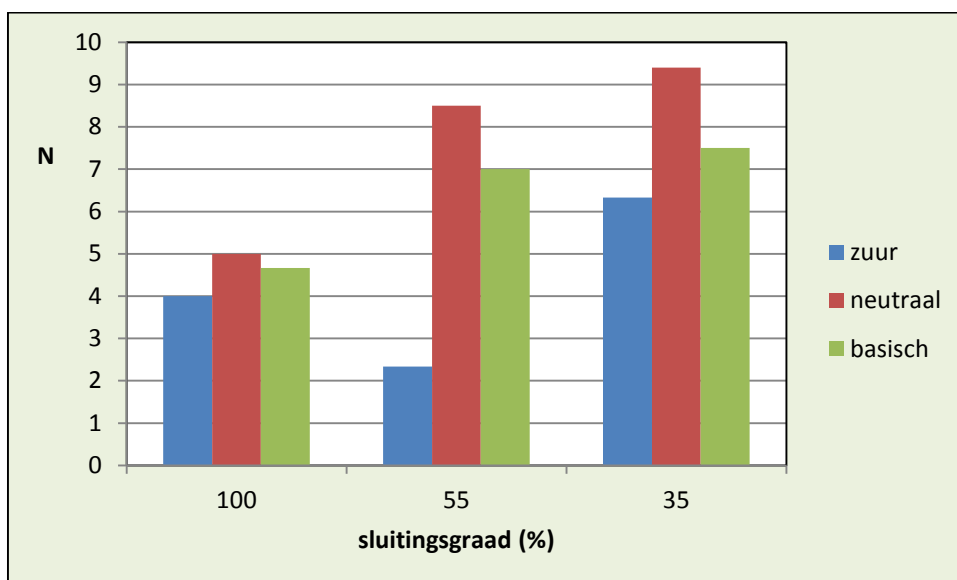
*) niet-houtig; indeling naar Honnay et al., 1999. Donker- en Bleeksporig bosviooltje (*Viola reichenbachiana* en *V. riviniana*; beide oud-bossoorten) komen in beide proefgebieden voor, maar konden in het veld niet altijd goed worden onderscheiden. In de berekeningen zijn zij daarom samengevoegd.

*) non-woody species only; classification after Honnay et al., 1999. Woodland violet and Common violet (*Viola reichenbachiana* and *V. riviniana*; both ancient forest species) are present in both study areas. Since it was not always possible to distinguish between the two species, they are here combined into one entity.

5.1.2 Bossoorten

Uitgangssituatie (2011)

De ondergroei in zowel het Eyser- als het Wijlrebos bestaat voornamelijk uit "echte" bosplanten waarvan het merendeel kenmerkend is voor oude bosgebieden (Tabel 5b). Het aantal lichtminnende soorten van kapvlakten en bosranden is in beide gebieden gering. Opvallende afwezig in de opnamen uit beide gebieden zijn Bosanemoon (*Anemone nemorosa*) en Muskuskruid (*Adoxa moschatellina*). Deze soorten zijn zowel in het Eyser- als het Wijlrebos wel aanwezig, maar in hun verspreiding beperkt tot hogere hellingzones met een zuurdere bovengrond.



Figuur 5b. Gemiddeld aantal bossoorten in de kruidlaag van de permanente proefvlakken twee jaar na de ingreep. Data voor beide proefgebieden zijn gecombineerd en uitgesplitst naar verschillen in behandeling en zuurgraad van de bovengrond (voor grenswaarden, zie § 4.1.3). Indeling naar Honnay et al. (1999).

Figure 5b. Average number of forest species in the herb layer of the permanent quadrats in the second year after cutting. The data for both study areas are combined, and split up by canopy cover (sluitingsgraad) and acidity of the topsoil (zuur = acid; neutraal = neutral; basisch = alkaline; for limiting values, see § 4.1.3). Classification after Honnay et al. (1999).

Veranderingen na de kap (2011-2014)

Na de kap trad een bescheiden toename op van het aantal "echte" bosplanten (Tabel 5b; Figuur 5b). Knopig helmkruid (*Scrophularia nodosa*), Aardbeiganzerik (*Potentilla sterilis*), Schaduwgras (*Poa nemoralis*), Muursla (*Mycelis muralis*), Speenkruid (*Ranunculus ficaria*) en Ruig klokje (*Campanula trachelium*) verschenen nieuw op het toneel (Speenkruid slechts kortstondig). Van deze soorten zijn Muursla en Ruig klokje kenmerkend voor bossen op kalkhellingen. Andere reeds in de uitgangssituatie aanwezige soorten lieten een duidelijke toename in abundantie en/of vitaliteit zien, bijvoorbeeld Boszegge (*Carex sylvatica*) en Bosviooltjes (voornamelijk Donkersporig: *Viola reichenbachiana*). Naast genoemde soorten is in het Eyserbos ook éénmaal het Bleke bosvogeltje (*Cephalanthera damasonium*) aangetroffen (2014; in het referentievak C).

In het algemeen kan niet met zekerheid gezegd worden of het nieuw-verschijnen van oud-bossoorten te danken is aan het uitlopen van "slapende" wortelstokken of aan kieming vanuit de zaadbank. Het laatste kon alleen bij Witte klaverzuring en Slanke sleutelbloem worden vastgesteld. Van beide soorten werden (in het Wijlrebos) matjes met talrijke jonge kiemplantjes aangetroffen.



Foto 5b. Kapvlakte-vegetatie in het half-open deel van het Wijlrebos (sluitingsgraad 55%; tweede jaar na kap). Bosplanten als Slanke sleutelbloem (Primula elatior), Eenbloemig parelgras (Melica uniflora) en Donkersporig bosviooltje (Viola reichenbachiana) hebben duidelijk geprofiteerd van het toegenomen lichtaanbod (foto: Rein de Waal).

Photo 5b. Ground vegetation in the half open part of Wijlrebos (canopy cover 55%; second year after cutting). Forest plants like Oxlip (Primula elatior), Wood melick (Melica uniflora) en Early dog-violet (Viola reichenbachiana) have clearly taken advantage of the increase in light availability (photograph: Rein de Waal).

Effect van de verschillende behandelingen

Voor wat betreft de bossoorten zien wij bij beide kapregimes een duidelijke toename, waarbij de zwaarste ingreep iets beter scoort. Kijken wij binnen de bossoorten naar het aandeel oudbossoorten, dan leveren beide kapregimes eenzelfde (bescheiden) winst op (Tabel 5b).

Tabel 5c geeft een overzicht van de respons van de individuele bossoorten op de ingreep. De resultaten van het onderzoek in het Eyser- en het Wijlrebos zijn hiervoor gecombineerd. De tabel geeft aan dat bij een relatief lichte ingreep de meeste bossoorten geen duidelijke respons vertonen, een beperkt aantal soorten een positieve respons en geen enkele soort een negatieve respons. Bij een zwaardere ingreep (grotere lichtstelling) vertonen meer soorten een positieve respons. Interessant is ook de vestiging van het voorheen ontbrekend Ruig klokje (*Campanula trachelium*), een kenmerkende soort van hellingbossen op kalkrijke bodem. Voor een aantal bossoorten is bij een zwaardere ingreep echter ook sprake van een negatieve respons. Voor meer details, zie Bijlage H.

Tabel 5c. Respons van bosplanten op de kapregimes, bepaald in het in het tweede groeiseizoen na de kap (alleen niet-houtige vaatplanten).

Table 5c. Reaction of forest species, in the second year after cutting (non-woody vascular plants only).

Sluitingsgraad na kap (%) Canopy cover after cutting (%)	35	55	
Arum maculatum	.	.	Gevlekte aronskelk
Athyrium filix-femina	.	.	Wijfjesvaren
Brachypodium sylvaticum	++	++	Boskortsteel
Campanula trachelium	+	.	Ruig klokje
Carex sylvatica	++	++	Boszegge
Circaea lutetiana	.	.	Groot heksenkruid
Convallaria majalis	.	.	Lelietje-van-dalen
Dryopteris carthusiana	-	.	Smalle stekelvaren
Dryopteris dilatata	.	.	Brede stekelvaren
Dryopteris filix-mas	.	.	Mannetjesvaren
Galium odoratum	.	.	Lievevrouwebedstro
Lamiaeum galeobdolon	.	.	Gele dovenetel
Luzula pilosa	-	.	Ruige veldbies
Maianthemum bifolium	.	.	Dalkruid
Melica uniflora	.	.	Eenbloemig parelgras
Milium effusum	.	.	Bosgierstgras
Mycelis muralis	+	.	Muursla
Neottia ovata	.	.	Grote keverorchis
Oxalis acetosella	.	.	Witte klaverzuring
Paris quadrifolia	.	.	Eenbes
Poa nemoralis	+	+	Schaduwgras
Polygonatum multiflorum	-	.	Gewone salomonszegel
Potentilla sterilis	+	.	Aardbeiganzerik
Primula elatior	.	.	Slanke sleutelbloem
Ranunculus auricomus	.	.	Gulden boterbloem
Sanicula europaea	.	.	Heelkruid
Scrophularia nodosa	++	+	Knopig helmkruid
Viola reichenbachiana*	++	.	Donkersporig bosviooltje

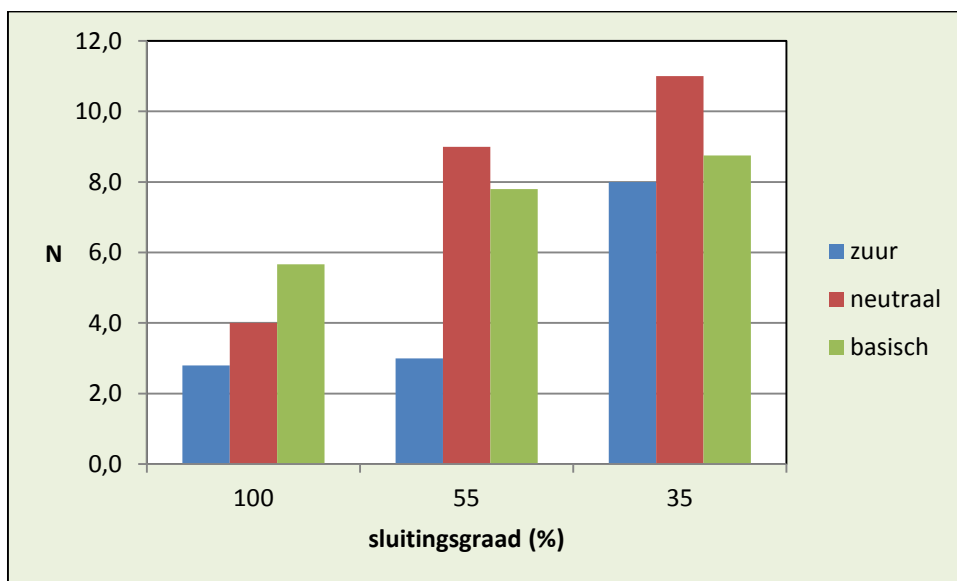
++: toename presentiewaarde $\geq 25\%$; +: niet aanwezig in uitgangssituatie, presentiewaarde na kap $< 25\%$; -: verdwenen na kap, presentiewaarde in uitgangssituatie $< 25\%$. Indeling bossoorten naar Honnay et al. (1999). Gearceerd: oud-bossoorten. *) inclusief Bleeksporig bosviooltje (*Viola riviniana*). ++: increase in constancy $\geq 25\%$; +: not present before cutting, constancy after cutting $< 25\%$; -: disappeared after cutting, constancy before cutting $< 25\%$. Classification forest species after Honnay et al. (1999). Shaded: ancient forest species. *) including Common violet (*Viola riviniana*).

5.1.3 Soorten van kapvlakten en bosranden

Uitgangssituatie (2011)

Tabel 5a geeft aan dat het aantal niet-houtige soorten van kapvlakten en bosranden (volgens de indeling van Honnay et al., 1999) in het Eyser- en Wijlrebos vóór de ingreep zeer gering was. Slechts drie soorten waren aanwezig: Kruidig zenegroen (*Ajuga reptans*), Bosandoorn (*Stachys sylvatica*; beide alleen in het Eyserbos) en Geel nagelkruid (*Geum urbanum*; in beide gebieden). Daarnaast komen nog een beperkt aantal kenmerkende lichtminnende struiksoorten waaronder Rode kornoelje (*Cornus sanguinea*) en de zeldzame Bosroos (*Rosa arvensis*). Beide soorten waren in 2011 beperkt tot het Eyserbos.

Veranderingen na de kap (2011-2014)



Figuur 5c. Gemiddeld aantal niet-houtige soorten van kapvlakten en bosranden in de permanente proefvlakken twee jaar na de ingreep (alleen vaatplanten). Data voor beide proefgebieden zijn gecombineerd en uitgesplitst naar verschillen in behandeling en zuurgraad van de bovengrond (voor grenswaarden, zie § 4.1.3). Indeling naar Honnay et al. (1999). Niet door Honnay vermelde soorten van kapvlakten en bosranden zijn niet opgenomen in de figuur (o.a. Liggend hertshooi, Berghertshooi, Prachtklokje en Bosdravik).

Figure 5c. Average number of non-woody species of clearings and forest edges in the permanent quadrats in the second year after cutting (vascular plants only). The data for both study areas are combined, and split up by canopy cover (sluitingsgraad) and acidity of the topsoil (zuur = acid; neutraal = neutral; basisch = alkaline; for limiting values, see § 4.1.3). Classification after Honnay et al. (1999). Species of clearings and forest edges not listed by Honnay et al. are not included in the graph (incl. Creeping St. John's wort, Mountain St. John's wort, Peach-leaved bellflower and Woodland brome).

De voor dit onderzoek belangrijke groep van kapvlakte- en bosrandsoorten liet na de kapmaatregelen een indrukwekkende toename zien (Tabel 5b; Figuur 5c). De lijst van nieuwe verschenen niet-houtige soorten omvat diverse minder algemene tot zeldzame taxa: Ruig -, Fraai -, Liggend - en Berghertshooi (*Hypericum hirsutum*, *H. pulchrum*, *H. humifusum* en *H. montanum*), Bleke zegge (*Carex pallescens*), Echt duizendguldenkruid (*Centaurium erythraea*) en Valse salie (*Teucrium scorodonia*). De meest bijzondere vondsten waren echter Prachtklokje (*Campanula persicifolia*; in het Wijlrebos) en Bosdravik (*Bromopsis ramosa* s. *benekenii*) in het Eyserbos, inmiddels vermoedelijk weer verdwenen).

Naast deze niet-houtige soorten namen in het Eyserbos ook Rode kornoelje en Bosroos toe. Tevens vond daar nieuw-vestiging plaats van Hondсроos (*Rosa canina*) plaats. In het in het Wijlrebos werd nieuw-vestiging van Bosroos waargenomen (zie Bijlage C en D).

Tabel 5d. Respons van kapvlakte- en bosrandsoorten op de kapregimes, bepaald in het in het tweede groeiseizoen na de kap (alleen niet-houtige vaatplanten).

Table 5d. Reaction of the species of clearings and forest edges, in the second year after cutting (non-woody vascular plants only).

Sluitingsgraad na kap (%) Canopy cover after cutting (%)	35	55	
Ajuga reptans	.	.	Kruipend zenegroen
Calamagrostis epigejos	+	.	Duinriet
Cardamine flexuosa	+	.	Bosveldkers
Carex pallescens	++	+	Bleke zegge
Carex pilulifera	+	+	Pilzegge
Centaurium erythraea	+	.	Echt duizendguldenkruid
Digitalis purpurea	++	.	Gewoon vingerhoedskruid
Hypericum hirsutum	++	+	Ruig hertshooi
Hypericum pulchrum	++	+	Fraai hertshooi
Geum urbanum	+++?	.	Geel nagelkruid
Lapsana communis	+	.	Akkerkool
Moehringia trinervia	+	.	Drienerfmuur
Origanum vulgare	+	.	Wilde marjolein
Stachys sylvatica	+	++	Bosandoorn
Teucrium scorodonia	+	.	Valse salie
Vicia sepium	+	.	Heggenwikke
Toevoegingen (Additions):			
Agrimonia eupatoria **)	+	+	Gewone agrimonie
Bromopsis ramosa s. benekenii *)	.	+	Bosdravik
Campanula persicifolia *)	+	.	Prachtklokje
Hypericum humifusum *)	+	.	Liggend hertshooi
Hypericum montanum *) **)	+	.	Berghersthooi
Inula conyzae *)	+	.	Donderkruid
Rubus idaeus **)	+	.	Framboos
Senecio sylvaticus *)	++	+	Boskruiskruid

++: toename presentiewaarde $\geq 25\%$; +: niet aanwezig in uitgangssituatie, presentiewaarde na kap < 25%; -: verdwenen na kap, presentiewaarde in uitgangssituatie < 25%. Indeling naar Honnay et al. (1999). *) niet vermeld in het overzicht van Honnay et al.; **) pas verschenen in het derde groeiseizoen na de kap; ? respons op kap onduidelijk, ook binnen de referentievlakken sterk fluctuerende presentiewaarde.

++: increase in constancy $\geq 25\%$; +: not present before cutting, constancy after cutting < 25%; -: disappeared after cutting, constancy before cutting < 25%. Classification after Honnay et al. (1999). *) not listed by Honnay et al.; **) appeared only in the third year after cutting; ?: reaction on cutting uncertain, constancy in reference sections highly fluctuating too.



Foto 5c. Fraai hertshooi (Hypericum pulchrum) is één van de vijf Hertshooi-soorten die na kap vanuit de zaadbank verschenen. Met Ruig hertshooi (H. hirsutum) en Sint-Janskruid (H. perforatum) was het een vrij algemene verschijning in beide studiegebieden. Berghertshooi (H. montanum; alleen in het Eyserbos) en Liggend hertshooi (H. humifusum; alleen in het Wijlrebos) waren minder algemeen (foto: Jan den Ouden).

Photo 5c. Slender St John's wort (Hypericum pulchrum) is one of the five species of St John's wort which after cutting turned up from the seed pool. Together with Hairy St John's wort (H. hirsutum) and Common St John's wort (H. perforatum), it was a rather common appearance in both study areas. Pale St John's wort (H. montanum; only in the Eyserbos) and Trailing St John's wort (H. humifusum; only in the Wijlrebos) were less common (photograph: Jan den Ouden).

Effect van de verschillende behandelingen

Figuur 5c geeft aan dat de zwaarste ingreep (grootste lichtstelling) de grootste toename van soorten van kapvlakten en bosranden heeft veroorzaakt. Tabel 5d geeft een overzicht van de respons van de individuele niet-houtige soorten, waarbij ook een aantal soorten zijn toegevoegd die pas in het derde groeiseizoen na kap verschenen en/of ontbreken in het overzicht van Honnay et al. (1999), maar die in Zuid-Limburg wel als kenmerkend voor kapvlakten en/of bosranden beschouwd mogen worden.

Tabel 5d geeft aan dat – niet geheel onverwacht – geen van de kapvlakte- en bosrandsoorten nadeel heeft ondervonden van de kap. Vrijwel alle soorten waren in de uitgangssituatie nog afwezig. Ook blijkt – opnieuw niet geheel onverwacht – dat vrijwel alle kapvlakte- en bosrandsoorten positiever hebben gereageerd op de zware ingreep dan op de lichte ingreep. Alleen Bosandoorn en Bosdravik lijken een voorkeur voor een beperkte lichtstelling te hebben.

Opvallende afwezigen in Tabel 5c (en in de proefvlakken!) zijn de orchideeënsoorten die kenmerkend zijn voor het *Orchio-Cornetum*. Dit komt overeen met de ervaringen opgedaan bij het herstelbeheer van middenbossystemen in het Oombos en Schaelsbergerbos waar de orchideeën pas vanaf de tweede kapcyclus werden aangetroffen (De Kroon, 1986; Eichhorn en Eichhorn, 2007).

5.1.4 Ruigtevormende woekersoorten

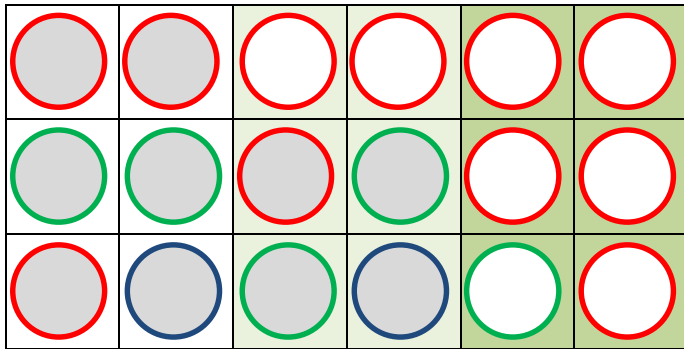
Ontwikkeling in Eyser- en Wijlrebos

Verschiedende soorten kunnen in de Zuid-Limburgse hellingbossen aaneengesloten begroeiingen vormen waarin weinig plaats is voor andere soorten. In gesloten bos zien wij dit vooral bij Daslook (*Allium ursinum*), Bosbingelkruid (*Mercurialis perennis*) en Klimop (*Hedera helix*), op kapvlakten en in open bos bij Zwarte braam (*Rubus fruticosus*) en Bosrank (*Clematis vitalba*). Daslook en Bosbingelkruid werden niet in onze proefvlakken waargenomen. Klimop komt wel voor, het is zelfs een van de meest constante soorten in beide gebieden, maar de soort is nergens dominant en na kap werd in geen van de proefvlakken een substantiële verandering geconstateerd. Bosrank en Zwarte braam vertoonden wel een toename na de ingreep. Op beide soorten zullen wij hieronder nader ingaan.

Bosrank

In het Wijlrebos ontbrak Bosrank in de uitgangssituatie (2011) in alle PQ's. Ook in het eerst groeiseizoen na de kap vond geen vestiging plaats. In het tweede jaar verscheen de soort wel in alle plots met een kalkrijke of neutrale bovengrond, en in een deel van de plots met een zure bovengrond (vooral in de PQ's met een geringe kroonbedekking). Nergens was de bedekking echter hoger dan 5% (Figuur 5e).

In het Eyserbos was Bosrank in de uitgangssituatie wel al op meerdere plaatsen aanwezig en vond na kap een duidelijke toename plaats (Figuur 5e), zij het nergens op een schaal als in het Oombos en het Schaelsbergerbos. De toename van Bosrank in het Eyserbos lijkt het snelst te verlopen op hellingdelen met een kalkrijke bovengrond en een geringe kroonbedekking. De verschillen in bedekking zijn echter te gering om een statistisch zinvolle relatie met omgevingsfactoren te leggen. Voor alsnog lijkt in geen van de PQ's in het Eyserbos sprake te zijn van verdringing van soorten door woekering van Bosrank.



Figuur 5d. Bedekking bosrank in de proefvlakken in het Wijlrebos in jaar 2. In de uitgangssituatie (jaar 0) en in het eerste jaar na de kap was in geen van de proefvlakken bosrank aanwezig.

Figure 5d. Cover of Old man's beard in the permanent quadrats in the Wijlrebos in the second year after cutting. In the preceding years the species was absent in all quadrats.

Legenda Figuur 5d t/m 5g.

Arcering binnen cirkel geeft bedekking Bosrank weer (in Figuur 5f and 5g: Zwarte braam) in PQ's: 0% (blanco), 1-5% (licht), 6-25% (medium) en 26-50% (donker).

Arcering buiten cirkel geeft sluitingsgraad bos weer: 35% (blanco), 55% (licht) en 100% (donker).

Kleur cirkel geeft zuurgraad bovengrond in PQ's weer: kalkrijk (blauw), neutraal (groen) en zuur (rood); (voor grenswaarden, zie § 4.1.3).

Ligging: boven op helling = boven in figuur (Figuur 5d en 5f van links naar rechts: PQ C6 - A5; in Figuur 5e en 5g van links naar rechts: PQ A1 - C2).

Legend Figure 5d up to and including 5g.

Shading within the circle indicates cover of Old man's beard (in Figure 5f and 5g: Blackberry) in PQs: 0% (blank), 1-5% (pale), 6-25% (medium) and 26-50% (dark).

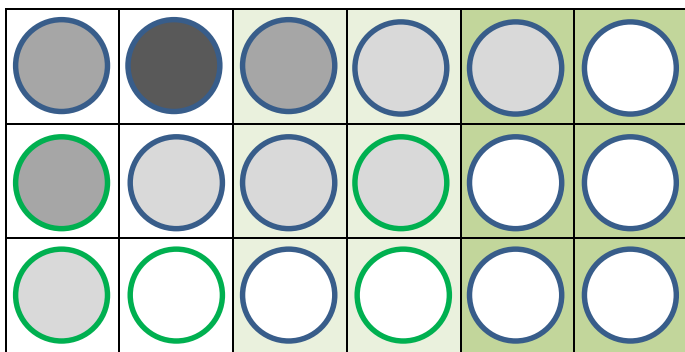
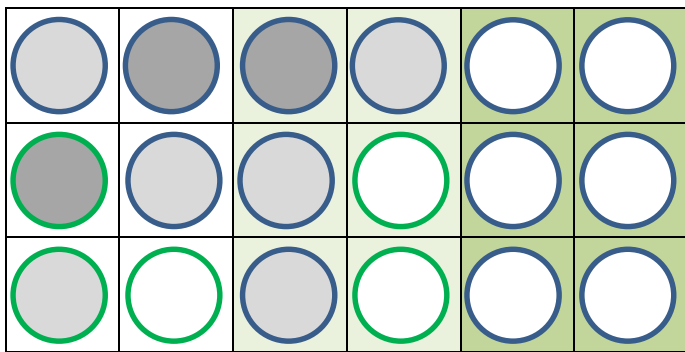
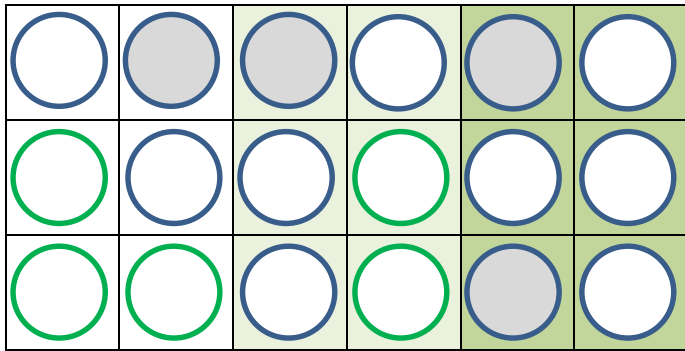
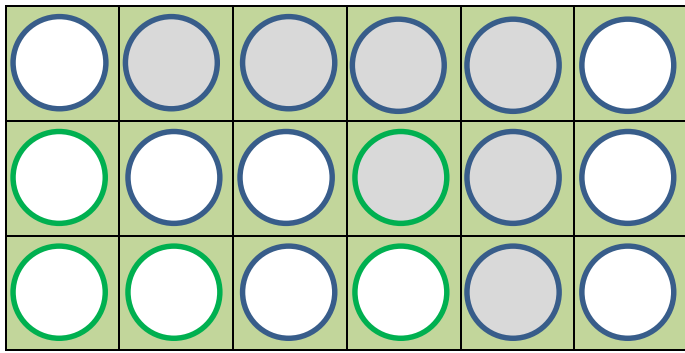
Shading outside of circle indicates canopy cover: 35% (blank), 55% (pale) en 100% (dark).

Colour of circle indicates acidity of top soil in PQs: alkaline (blue), neutral (green), acid (red); for limiting values, see § 4.1.3).

Lay-out: upper part figure is upper part of slope (Figure 5d and 5f from left to right: PQ C6 - A5; in Figure 5e and 5g from left to right: PQ A1 - C2).

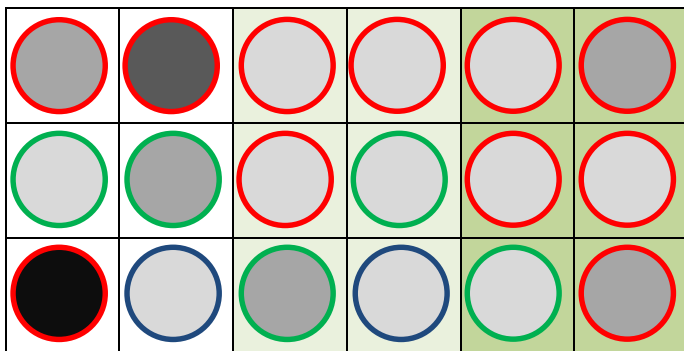
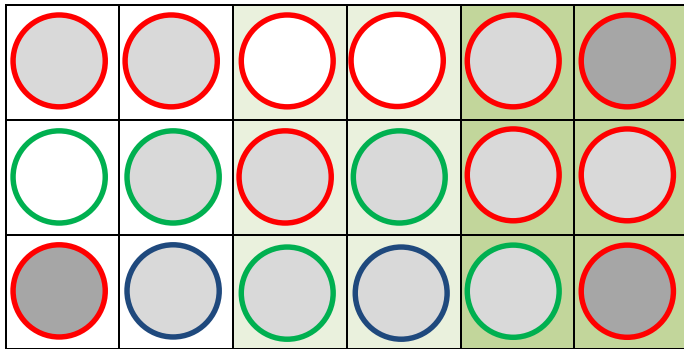
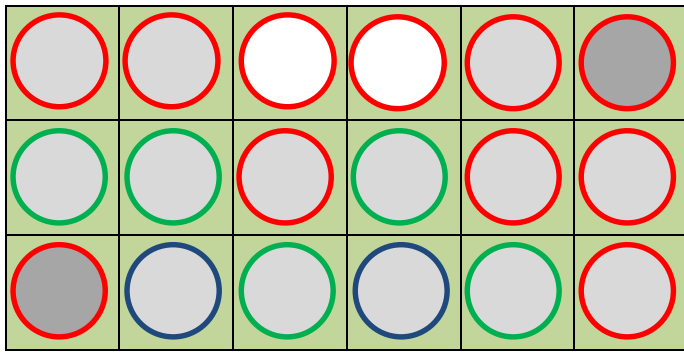
Zwarte braam

Zwarte braam was in beide bosgebieden in de uitgangssituatie een zeer constante soort, zij het met een zeer lage karakteristieke bedekking. Na kap is de bedekking door braam in beide gebieden wel duidelijk toegenomen, zij het niet overal in dezelfde mate. Figuur 5f en 5g geven een beeld van de ontwikkeling in respectievelijk het Eyserbos en het Wijlrebos.



Figuur 5e. Bedekking bosrank in de proefvlakken in het Eyserbos.
 Van boven naar beneden: uitgangssituatie (jaar 0), jaar 1, jaar 2 en jaar 3.
 Voor uitgebreide legenda, zie Figuur 5d.

Figure 5e. Cover of Old man's beard in the permanent quadrats in the Eyserbos.
 From top to bottom: before cutting and respectively in the first, second and third year after cutting.
 For extensive legend, see Figure 5d.



Figuur 5f. Bedekking Zwarte braam in de proefvlakken in het Wijlrebos.

Van boven naar beneden: uitgangssituatie (jaar 0), jaar 1 en jaar 2.

Voor uitgebreide legenda, zie Figuur 5d.

Figure 5f. Cover of Blackberry in the permanent quadrats in the Wijlrebos.

From top to bottom: before cutting and respectively in the first and second year after cutting.

For extensive legend, see Figure 5d.

Tabel 5e. Verschillen in braambedekking per gebied en behandeling in het tweede jaar na de kap .

Table 5e. Differences in Blackberry cover per study area and treatment in the second year after cutting.

Gebied (Area)	S.G. (%) (Canopy cover)	Braam (%)	Gebied (Area)	S.G. (%) (Canopy cover)	Braam (%)	T-test	
						1-z. / 2-z. (1/2 tailed)	P-waarde (P-value)
E + W	100	5	E + W	35 + 55	15	1	0.04
E + W	55	8	E + W	35	23	1	0.03
E	35 + 55	16	W	35 + 55	15	2	0.97
E	35	18	W	35	28	2	0.52
E	35	18	W	35	28	1	0.26
E neutraal*	35 + 55	24	W neutraal*	35 + 55	7	1	0.01

* pH 4.5-6.5. Braam = Blackberry

Tabel 5e geeft aan dat de ontwikkeling van braamruigtes duidelijk samenhangt met de kroonsluiting. In de behandelde proefvakken is de braambedekking in het tweede jaar na de kap significant hoger dan in de niet behandelde referentievakken. Ook hebben de proefvakken met een kroonsluiting van 35% een significant hogere braambedekking dan die met een kroonsluiting van 55%.

De gemiddelde braambedekking tussen de behandelde proefvakken in het Eyserbos enerzijds en het Wijlrebos anderzijds is vrijwel gelijk. Het verschil in expositie (het belangrijkste verschil tussen beide gebieden) lijkt dus geen doorslaggevende rol te spelen. De expositie is echter wel degelijk van belang. Beperken wij ons tot de meest open proefvakken (kroonsluiting 35%) dan is er wel sprake van een duidelijk verschil in braambedekking tussen de twee gebieden (hoger in het Wijlrebos), ook al is dit verschil niet significant (zelfs niet bij eenzijdige toetsing). Dit is waarschijnlijk het gevolg van de zeer grote interne verschillen in braambedekking tussen de verschillende PQ's in de proefvakken met lage kroonsluiting, met name in het Wijlrebos. Deze verschillen hangen op hun beurt in belangrijke mate samen met verschillen in de zuurgraad (zie hieronder). Als wij de vergelijking tussen het Eyserbos (zuidexpositie) en Wijlrebos beperken tot de plots met een neutrale bovengrond (pH 4.5 – 6.5) is er wel degelijk sprake van een zeer significant verschil: gemiddeld 24% in het Eyserbos tegen slechts 7% in het Wijlrebos (Tabel 5e). Verschillen in sluitingsgraad kunnen hier nauwelijks een rol spelen (gemiddeld respectievelijk 45 en 43). Een mogelijke verklaring van de sterkere braamontwikkeling in het Eyserbos (bij vergelijkbare kroonsluiting en zuurgraad van de bovengrond) is dat op de zuid-geëxponeerde hellingen van het Eyserbos in de loop van het groeiseizoen het bodemleven "oververhit" en uit balans raakt waardoor het vermogen tot N-immobilisatie steeds verder afneemt (vgl. § 4.2.2).

Tabel 5f. Correlatie van bodemkenmerken (0-10 cm) en braambedekking na kap (jaar 2; 24 PQ's).

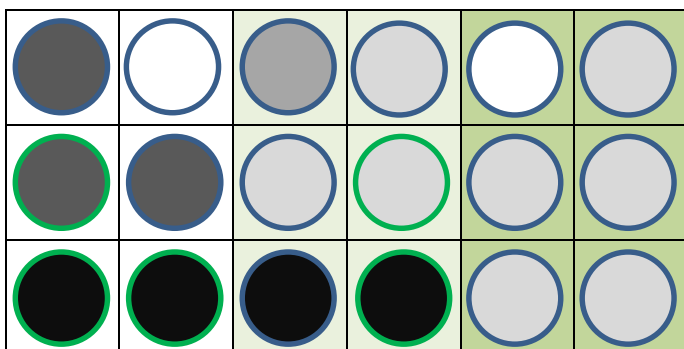
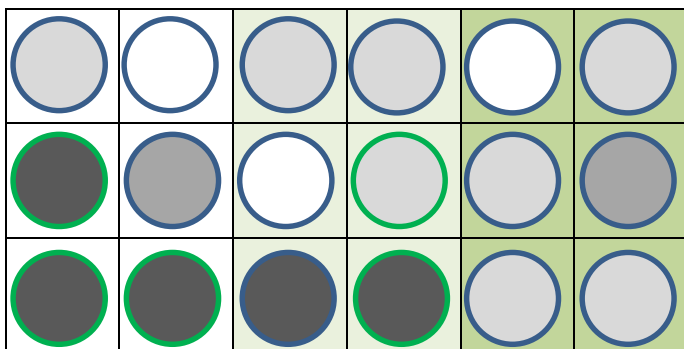
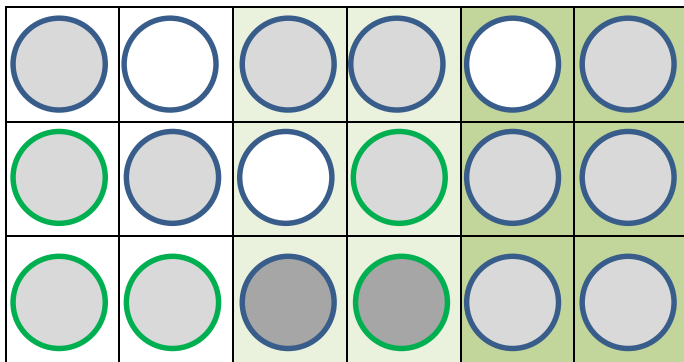
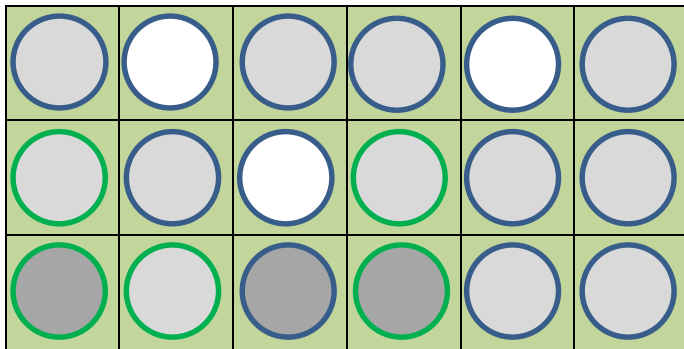
Table 5f. Correlation between soil characteristics (0-10 cm) and Blackberry cover in the second year after cutting (24 permanent quadrats).

Sluitingsgraad (canopy cover)	Jaar (year)	Pearson Correlation			
		35 en 55 %		35%	
pH-KCl	0	-	0.35	-	0.73
Organisch stofgehalte	0	-	0.24	-	0.60
dikte strooisellaag	0	+	0.22	+	0.24
N-totaalgehalte	0	-	0.21	-	0.57
netto N-mineralisatie	0	+	0.11	-	0.04
pH-KCl	2	-	0.31	-	0.65
Organisch stofgehalte	2	-	0.23	-	0.44
N-totaal	2	-	0.28	-	0.49
netto N-mineralisatie	2	+	0.09	-	0.17

Tabel 5f laat zien dat van de onderzochte factoren de pH van de bovengrond het duidelijkst met de verbraming gecorreleerd is en dat deze correlatie het sterkst is bij een lage kroonsluiting. De correlatie is negatief: hoe hoger de pH, des te geringer de braambedekking. Overigens geldt dit met name voor het neutrale en kalkrijke deel van de helling gradiënt (75% van de PQ's). Negeren wij de PQ's met een zure bovengrond (pH-KCl < 4.5) dan daalt de correlatie-coëfficiënt zelfs tot - 0.92!

Opmerkelijk is dat de ontwikkeling van braamvegetaties in het Eyserbos en Wijlrebos negatief gecorreleerd is met zowel het organisch stofgehalte als het totaal-stikstofgehalte in de bovengrond. Beide factoren zijn op kalkhellingen positief gecorreleerd met de pH en laatstgenoemde factor is dominant. Dit betekent dat relatief hoge stikstofgehalten niet

zonder meer tot uitdrukking komen in een hogere mate van verruiging. Het achterliggend mechanisme is de verhoogde stikstofimmobilisatie door het bodemleven bij een lagere zuurgraad (hogere pH) (zie § 4.2.2).



Figuur 5g. Bedekking Zwarte braam in de proefvlakken in het Eyserbos.

Van boven naar beneden: uitgangssituatie (jaar 0), jaar 1, jaar 2 en jaar 3.

Voor uitgebreide legenda, zie Figuur 5d.

Figure 5g. Cover of Blackberry in the permanent quadrats in the Eyserbos.

From top to bottom: before cutting and respectively in the first, second and third year after cutting.

For extensive legend, see Figure 5d.



Foto 5d. In beide proefgebieden begonnen zich vanaf het tweede jaar na kap dichte braamstruwelen te ontwikkelen, zij het niet overal en met dezelfde snelheid. Deze foto is genomen in het derde jaar na kap in de onderste zone van het Eyserbos in de kapvlakte met een kroonsluiting van 55% (foto: Rein de Waal).

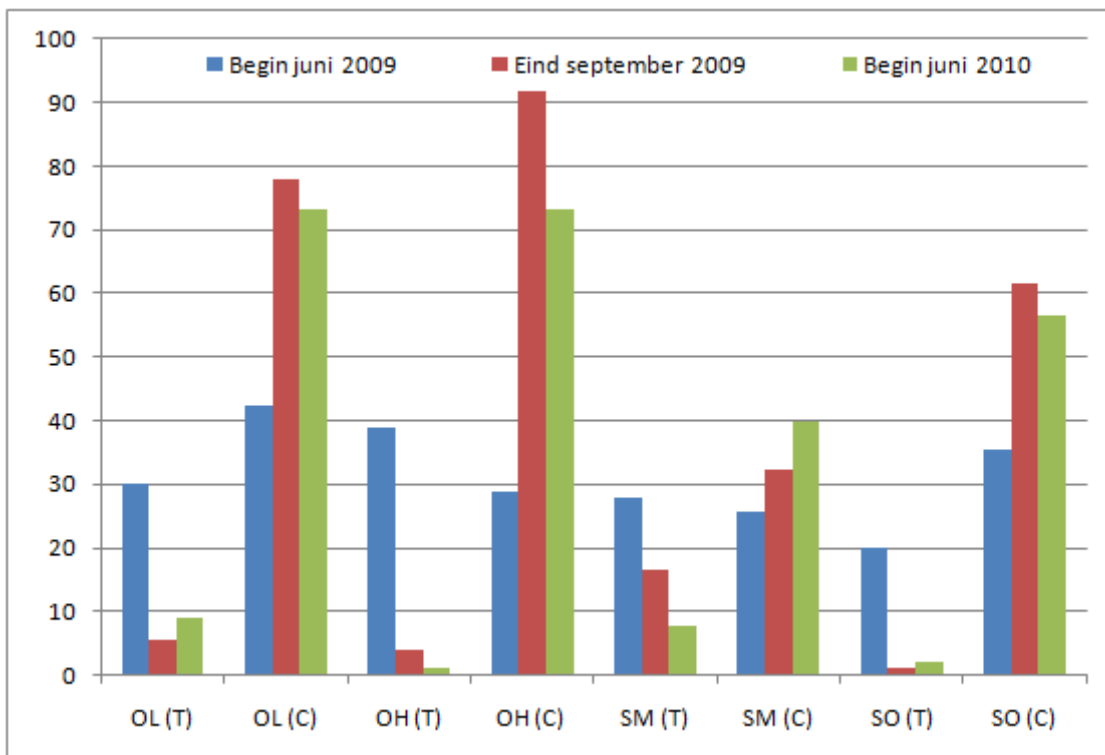
*Photo 5d. In both study areas from the second year after cutting onwards dense thickets of Blackberry (*Rubus fruticosus* s.l.) started to develop, although not everywhere and not equally fast. This picture was taken the third year after cutting in the downslope zone of the Eyserbos in the clearing with a canopy cover of 55% (photograph: Rein de Waal).*

5.1.5 Experimenten met verwijdering ruigtesoorten

Bosrank

Het experiment werd uitgevoerd op twee locaties in het Oombos en op twee locaties in het Schaelsbergerbos. Op elk van de vier locaties werden twee proefvlakken uitgezet, waarbij er in het ene proefvlak wel Bosrank werd verwijderd en in het andere proefvlak niet (Figuur 5h).

Bosrank is eenvoudig te verwijderen en blijkt zich vervolgens niet snel te herstellen. Begin juni van 2010 en 2011 waren de effecten van het verwijderen van Bosrank in 2009 nog steeds duidelijk merkbaar. Exact één en twee jaar na het verwijderen was de bedekking door Bosrank nog altijd significant kleiner in de proefvlakken waar deze was verwijderd ($p < 0,05$, Man-Whitney U-test), terwijl er voorafgaand aan het verwijderen geen significant verschil was. In alle vier proefvlakken waar Bosrank wel was verwijderd, was de bedekking van deze soort in 2010 veel lager dan in de controle-proefvlakken waar geen Bosrank was verwijderd (Figuur 5h). In 2011 was de bedekking van Bosrank nog altijd lager in de proefvlakken waar deze soort wel was verwijderd, maar het verschil met de controle-proefvlakken was toen minder groot dan in 2010.



Figuur 5h. De effecten van het verwijderen van Bosrank op het bedekking van deze soort in de eerste twee jaar na de ingreep.

Figure 5h. The effects of the removal of Old man's beard on the cover of the species in the first two years after the intervention.

In blauw de bedekking van Bosrank direct vóór het verwijderen, in rood en groen de bedekking respectievelijk één en twee jaar na verwijdering van Bosrank. OL en OH: proefvlakken in het Oombos; SM en SO: proefvlakken in het Schaelsbergerbos; (T) Bosrank verwijderd; (C) Bosrank niet verwijderd.

In blue the cover value of Old man's beard just before the intervention, in red and green the cover respectively one and two years after. OL and OH: sites in the Oombos; SM and SO: sites in the Schaelsbergerbos. (T): treated; (C): not treated.

In de eerste twee jaar na de bosrankverwijdering blijken Braam en kruidachtige bos- en zoomplanten zoals Boskortsteel, Boszegge, Donkersporig bosviooltje en Gevlekte aronskelk sterk te zijn toegenomen in bedekking (Tabel 5g). De soorten die sterk zijn toegenomen, zijn echter zowel toegenomen in de proefvlakken waar Bosrank wel was verwijderd als in de controle-proefvlakken. Hoewel Bosrank dan al één tot twee jaar lang een veel lagere bedekking heeft waar deze soort is verwijderd (Figuur 5h), werd er geen statistisch significant effect van het verwijderen van deze soort op de overige soorten in de kruidlaag gevonden. Een uitzondering was Donkersporig bosviooltje, waarvan de bedekking in 2010 en 2011 significant hoger was in de proefvlakken waarin Bosrank wel verwijderd was ($p < 0,05$, Mann-Whitney U-test), terwijl er begin juni 2009 voorafgaand aan het verwijderen geen significant verschil was. Voor de overige soorten was de bedekking niet significant verschillend tussen behandelde en onbehandelde proefvlakken. Van deze soorten lijken Klimop en Grote keverorchis hoe dan ook minder op de sterk veranderde omstandigheden na een kapbeurt te reageren, want de bedekking was na een jaar niet sterk veranderd. In 2011 waren Grote keverorchis en Eenbes bovengronds afwezig en was de bedekking van Gevlekte aronskelk beduidend lager dan in 2010, doordat deze soorten bovengronds al grotendeels waren afgestorven door de extreme droogte in het voorjaar.

Tabel 5g. De gemiddelde bedekking van een aantal soorten in de kruidlaag van proefvlakken in het Oombos en Schaelsbergerbos. De opnamen werden gemaakt aan het begin van de maand juni in de jaren 2009, 2010 en 2011. In 2009 is direct na de vegetatieopname in de helft van de proefvlakken Bosrank verwijderd; in de andere helft vond geen ingreep plaats (controle proefvlakken).

Table 5g. Average cover value of a selection of species in the herb layer of plots in the Oombos and Schaelsbergerbos. Relevés were made in early June of 2009, 2010 and 2011. Immediately after the inventory in 2009 Old man's beard was removed from half of the plots; in the other plots no intervention took place (control plots).

	Controle			Bosrank verwijderd (Old man's beard removed)			
	2009	2010	2011	2009	2010	2011	
Clematis vitalba	33	61	62	29	6	21	Bosrank
<i>Houtige soorten</i>							
Rubus fruticosus	3	7	12	2	5	17	Braam
Hedera helix	14	18	20	14	15	18	Klimop
Rubus caesius	0	0	3	1	0	6	Dauwbraam
<i>Kruidachtige bos- en zoomplanten</i>							
Arum maculatum	1	2	1	1	2	1	Gevlekte aronskelk
Brachypodium sylvaticum	0	10	32	1	9	30	Boskortsteel
Carex flacca	0	0	1	0	0	1	Zeegroene zegge
Carex sylvatica	2	3	3	3	7	5	Boszegge
Dipsacus fullonum	0	0	0	0	0	2	Kleine kaardenbol
Hypericum hirsutum	0	1	8	0	0	1	Ruig hertshooi
Inula conyza	0	0	0	0	2	0	Donderkruid
Lamium galeobdolon	0	0	0	0	0	1	Gele dovenetel
Neottia ovata	1	1	0	2	2	0	Grote keverorchis
Orchis purpurea	0	0	0	0	0	0	Purperorchis
Paris quadrifolia	0	0	0	0	0	0	Eenbes
Polygonatum multiflorum	1	1	1	1	1	2	Gewone salomonzegel
Senecio ovatus	0	0	0	0	0	0	Schaduwkruid
Viola hirsuta	0	0	0	1	1	1	Ruig viooltje
Viola reichenbachiana	0	0	1	2	4	6	Donkersp. bosviooltje

Arcering: rood: significant verschil ($p < 0,05$, Man-Whitney U-test); blauw: niet toetsbaar (gebrek aan waarnemingen).

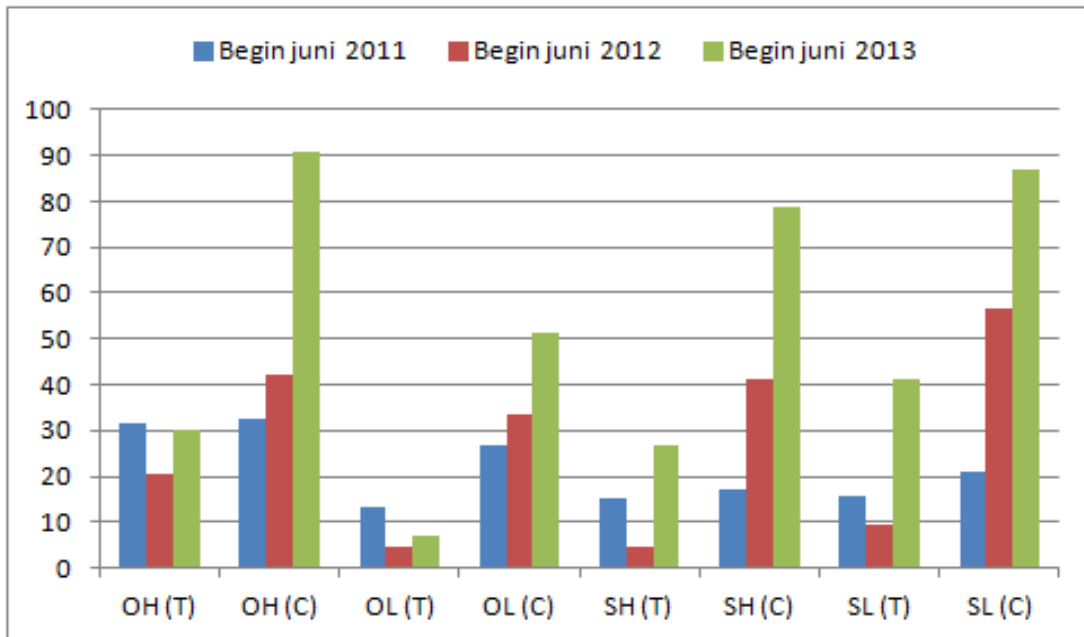
Shading: red: significant difference verschil ($p < 0,05$, Man-Whitney U-test); blue: not testable (lack of data).

Het experiment heeft laten zien dat het verwijderen van Bosrank in recent gekapte hakhoutpercelen in praktisch opzicht goed uitvoerbaar is en dat er twee jaar later nog steeds een sterk effect van deze ingreep merkbaar was. Waar Bosrank eenmalig is verwijderd, is deze soort daarna niet meer tot dominantie gekomen, terwijl dat in de controle-proefvlakken wel duidelijk het geval was. Dat het verwijderen van Bosrank leidt tot een toename van veel kruidachtige bos- en zoomplanten werd wel verwacht, maar kon alleen statistisch worden aangetoond voor Donkersporig bosviooltje. Een aantal andere kruidachtige bos- en zoomplanten was weliswaar sterk in bedekking toegenomen in de eerste jaren na de kapbeurt, maar dit was zowel het geval in de behandelde proefvlakken als in de controle-proefvlakken.

Zwarte braam

Hoewel in het Oombos en het Schaelsbergerbos ook vrij veel Dauwbraam en Framboos aanwezig is, was in de proefvlakken van het Braamverwijderingsexperiment vrijwel uitsluitend Zwarte braam aanwezig. Braam is wat minder eenvoudig te verwijderen dan Bosrank, maar blijkt zich vervolgens eveneens niet snel te herstellen. De effecten van deze

ingreep komen in belangrijke mate overeen met die van de Bosrankverwijdering. In de proefvlakken waar Braam wel was verwijderd, was de bedekking van deze soort in alle vier paren lager dan in de nabijgelegen controle-proefvlakken waar geen Braam was verwijderd (Figuur 5i).



Figuur 5i. De effecten van braamverwijdering op het bedekkingspercentage van deze soort in de eerste twee jaar na de ingreep.

Figure 5i. The effects of the removal of Blackberry on the cover of the species in the first two years after the intervention.

In blauw de bedekking van Braam direct vóór het verwijderen, in rood en groen de bedekking respectievelijk één en twee jaar na verwijdering van Braam. OH en OL: proefvlakken in het Oombos; SH en SL: proefvlakken in het Schaelsbergerbos; (T) braam verwijderd; (C) braam niet verwijderd.

In blue the cover value of Blackberry just before the intervention, in red and green the cover respectively one and two years after. OH and OL: sites in the Oombos; SH and SL: sites in the Schaelsbergerbos. (T): treated; (C): not treated.

Tabel 5h. De gemiddelde bedekking van een aantal soorten in de kruidlaag van proefvlakken in het Oombos en Schaelsbergerbos. De opnamen werden gemaakt aan het begin van de maand juni in de jaren 2011, 2012 en 2013. In 2011 is er direct na de vegetatieopname Braam verwijderd in de helft van de proefvlakken; in de andere helft vond geen ingreep plaats (controle proefvlakken).

Table 5h. Average cover value of a selection of species in the herb layer of plots in the Oombos and Schaelsbergerbos. Relevés were made in early June of 2009, 2010 and 2011. Immediately after the inventory in 2009 Blackberry was removed from half of the plots; in the other plots no intervention took place (control plots).

	Controle			Braam verwijderd			
	2011	2012	2013	2011	2012	2013	
Rubus spec.	24	43	77	19	10	26	Braam
<i>Houtige klimplanten</i>							
Clematis vitalba	1	2	13	2	3	25	Bosrank
Hedera helix	12	17	16	12	20	20	Klimop
Lonicera periclymenum	2	3	4	0	2	4	Kamperfoelie
<i>Kruidachtige bos- en zoomplanten</i>							
Adoxa mochatelina	0	0	0	0	3	0	Muskuskruid
Arum maculatum	0	1	1	0	0	0	Gevlekte aronskelk
Brachypodium sylvaticum	4	3	7	5	6	7	Boskortsteel
Campanula trachelium	0	0	0	0	0	0	Ruig klokje
Carex sylvatica	10	12	10	4	6	9	Boszegge
Fragaria vesca	0	0	0	0	1	1	Bosaardbei
Hypericum hirsutum	0	0	0	0	1	0	Ruig hertshooi
Inula conyza	0	1	1	0	0	0	Donderkruid
Lamium galeobdolon	2	2	4	1	6	12	Gele dovenetel
Potentilla sterilis	0	0	0	0	0	0	Aardbeiganzerik
Teucrium scorodonia	0	1	1	0	0	0	Valse salie
Viola reichenbachiana	2	3	3	2	4	4	Donkersp. bosviooltje

Arcering: rood: significant verschil ($p < 0,05$, Man-Whitney U-test); blauw: niet toetsbaar (gebrek aan waarnemingen).

Shading: red: significant difference verschil ($p < 0,05$, Man-Whitney U-test); blue: not testable (lack of data).

Voor wat betreft de effecten op de overige soorten in de kruidlaag werd geconcludeerd dat exact één jaar na de braamverwijdering de meeste kruidachtige bos- en zoomplanten in meer of mindere mate zijn toegenomen. De soorten die zijn toegenomen, deden dit echter veelal zowel in de proefvlakken waar Braam wel was verwijderd als in de controleproefvlakken (Tabel 5h). Hoewel Braam al een jaar lang een beduidend lagere bedekking heeft waar deze soort is verwijderd, werd in 2012 nog geen statistisch significant effect van het verwijderen op de overige soorten in de kruidlaag gevonden (voor $p < 0,05$, Mann-Whitney U-test).

5.2 Mossen

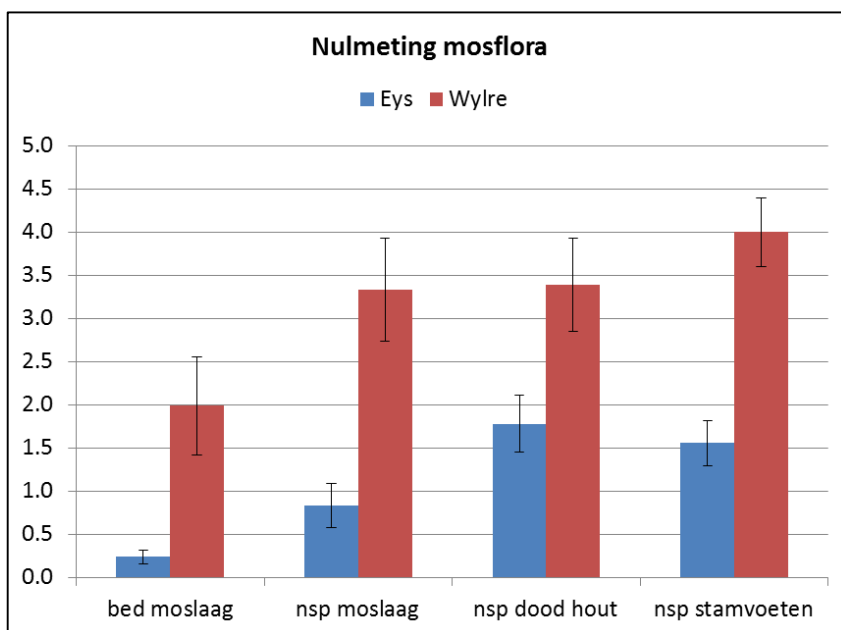
5.2.1 Uitgangssituatie (2011)

Voor hellingbossen op kalkrijke bodem worden geen diagnostische soorten mossen opgegeven. De bedekking van de moslaag is hier doorgaans gering en de betreffende soorten komen ook voor in andere rijke bostypen zoals oude kleibossen (incl. oudere polderbossen), waaronder vederbossen (*Fissidens* spp.), snavelmossen (*Eurhynchium striatum*, *Kindbergia praelonga*, *Oxyrrhynchium* spp.) en Struikmos (*Thamnobryum alopecurum*). Daar waar mergel dagzoomt, zijn mossoorten te vinden die meer worden geassocieerd met kalkgraslanden, zoals Kammos (*Ctenidium molluscum*) en Kalkvedermos (*Fissidens dubius*) (Hommel et al. 2010a).

De mosflora's in de proefgebieden Eyserbos en Wijlrebos bleken echter al bij de nulmeting (vóór de ingreep) duidelijk van elkaar te verschillen en dit contrast heeft zich na de ingreep opvallend versterkt. De ingrepen hebben een onverwacht scherp zicht geboden op een verborgen bryodiversiteit van (historische) hellingbossen.

Vergelijking mosflora voor de ingreep

Voor de ingreep is de bedekking van de bodemmossen en het aantal soorten mossen per plot zeer gering in zowel het Eyser- als het Wijlrebos maar zowel ten aanzien van bodemmossen als mossen van dood hout en stamvoeten heeft het Wijlrebos significant meer te bieden (Figuur 5j). In het Eyserbos komen in de nulmeting van de in totaal 13 soorten slechts drie alleen op de bodem voor; gemiddeld is nog niet één bodemmos per plot aanwezig en wordt de mosflora in feite bepaald door soorten op dood hout en stamvoeten. In het Wijlrebos zijn van de 37 soorten 10 alleen op de bodem gevonden, zes alleen op dood hout en negen alleen op stamvoeten.



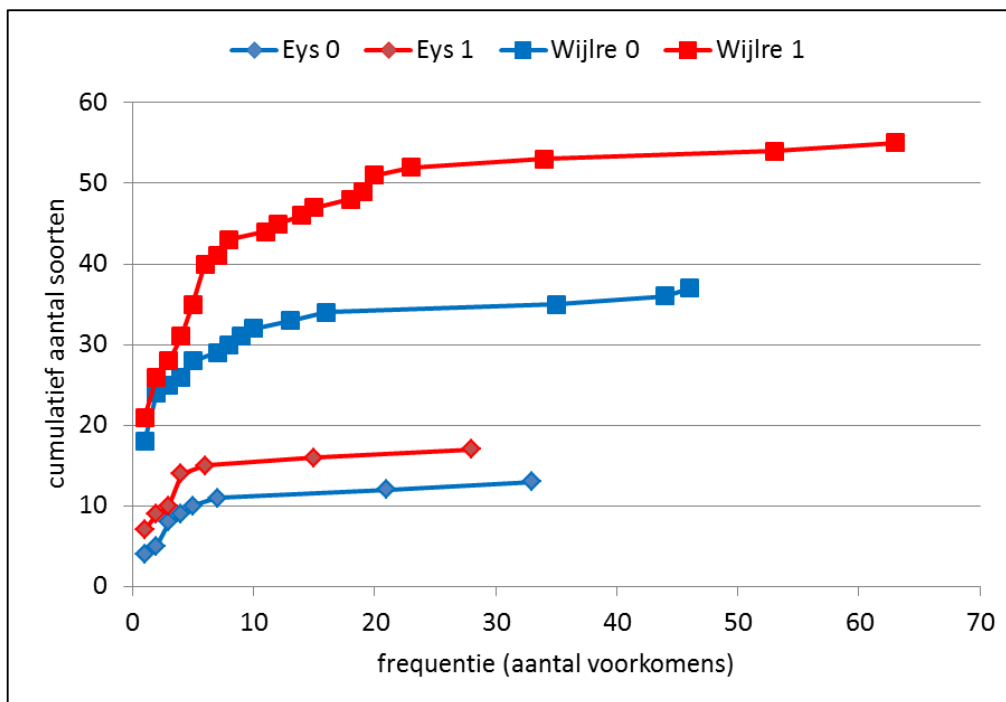
Figuur 5j. Verschillen in kenmerken van de mosflora van de PQ's tussen het Eyserbos en het Wijlrebos in de nulmeting (met gemiddelde waarden met standaardfout).

Bed moslaag: bedekking bodemmossen (%); nsp moslaag: aantal soorten bodemmossen; nsp op dood hout: aantal soorten op dood hout; nsp stamvoeten: aantal soorten op stamvoeten. Voor alle kenmerken is er een (zeer) significant verschil tussen het Eyser- en het Wijlrebos.

Figure 5j. Differences in characteristics of the bryophyte flora of the permanent quadrats between the Eyserbos and the Wijlrebos before cutting (with average values and standard error).

Bed moslaag: cover terrestrial bryophytes (%); nsp moslaag: number of terrestrial bryophyte species; nsp op dood hout: number of bryophyte species on dead wood; nsp stamvoeten: number of bryophyte species on tree bases. For all characteristics there is a (very) significant difference between Eyserbos and Wijlrebos.

Regressie van de bedekking en het soortenaantal van bodemmossen per plot (in de uitgangssituatie) op locatie (Eys, Wylre) en op diepte en pH van de bodem en bedekking van boom-, struik- en kruidlaag geeft via *forward* en *backward selection* een model met locatie en in mindere mate de bedekking van de boomlaag als verklarende variabelen (bedekking: $F(2,33)=20.293$, $p=0.000$, $R^2_{adj}=52\%$; aantal soorten: $F(2,33)=11.262$, $p=0.000$; $R^2_{adj}=37\%$), waarbij elke 10% meer boomlaag een afname geeft van 0.76% bedekking van de moslaag ($p=0.000$) en van 0.5 mossoorten ($p=0.024$). Aangezien de bedekking van de boomlaag in de nulmeting niet significant verschilt (ANOVA, $F(1,34)=3.629$, $p=0.065$) tussen Eys (gem. 79% bedekking) en Wylre (gem. 89%), moet het opvallende verschil in de mosflora worden toegeschreven aan verstrengelde kenmerken die samenhangen met andere verschillen tussen de locaties waarbij met name expositie (Eys: zuid; Wylre: noordwest) voor mossen belangrijk is.



Figuur 5k. Frequentiecurves voor de mosflora van Eys en Wijlre voor (0) en na (1) de ingreep. Per plot kan een soort maximaal drie keer voorkomen (bodem, dood hout, stamvoet). De frequentie is het aantal voorkomens gesommeerd over de 18 plots per locatie.

Leesvoorbeeld: voor de ingreep zijn in Wijlre 18 soorten één keer gevonden, in Eys 4 soorten; na de ingreep komen in Eys 17 soorten voor waarvan de algemeenste 28 keer is aangetroffen, in Wijlre gaat het dan om 55 soorten en komt de algemeenste soort 63 keer voor.

Figure 5k. Frequency curves for the bryophyte flora of the Eys and Wijlre sites before (0) and after (1) intervention. X-axis: frequency (number of occurrences); Y-axis: cumulative number of species. For each plot a species can occur at most three times (soil, dead wood, stem base). The frequency is the number of occurrences summed over the 18 plots per site.

Reading example: before intervention 18 species were found once in Wijlre and 4 in Eys; after intervention 17 species occur in Eys of which the most common species 28 times; in Wijlre the corresponding figures are 55 species and 63 times.

5.2.2 Veranderingen na de kap (2011-2014)

In beide gebieden werd de mosflora opnieuw opgenomen aan het begin van het tweede groeiseizoen na de ingreep (zie § 3.2.2). De verschillen tussen beide locaties hebben zich na de ingreep aanzienlijk versterkt (Figuur 5k). Het totaal aantal mossoorten voor Eys is in totaal 31 waarvan 19 binnen de PQs en voor Wijlre 85 waarvan 61 binnen de PQs (Tabel 5g). In het Wijlrebos heeft de ingreep een (tijdelijk) grote bryodiversiteit opgeleverd met diverse (zeer) zeldzame soorten (Tabel 5f). In de volgende paragrafen zal de nadruk dan ook liggen op de afzonderlijke analyses van de gebieden.

Ontwikkelingen in het Eyserbos

Variatie-analyse van het aantal bodemmossen per plot op de factoren ingreep (100%, 55% en 35%) en pH-categorie (zuur, neutraal, basisch) geeft voor de periode na de ingreep weliswaar significante effecten te zien voor beide factoren, maar de varianties zijn dermate heterogeen dat geen goede analyse mogelijk is. Plots in het zure bereik ontbreken; plots in het basische bereik hebben een gemiddeld aantal soorten dat niet significant afwijkt van 0; in het neutrale bereik ligt het gemiddelde op 2.2 soorten (standaardfout 0.45). Voor de ingrepen geldt iets dergelijks: plots met 100% (controle) en 55% kroonbedekking hebben

een gemiddeld aantal soorten bodemmossen per plot dat niet significant afwijkt van 0; ingreep 35% heeft gemiddeld 2.3 soorten (standaardfout 0.41).

Deze analyses bevestigen de kennelijk voor de mosflora extreme condities in het Eyserbos. Naast ongunstige (micro)klimatologische omstandigheden als gevolg van de zuid-expositie (instraling, uitdroging) en de geringe vochnalevering vanuit de gruizige bodem, is waarschijnlijk ook de zeer dunne maar persistente strooisellaag debet aan de geringe bryodiversiteit.

Tabel 5g. Overzicht van aantallen aangetroffen mossoorten op de proeflocaties Eyserbos (240x90 m) en Wijlrebos (210x100 m), binnen de plots (PQs) en in het gehele proefvlak, voor en na de ingreep.

Table 5g. Overview of the number of bryophyte species in the studied sites Eyserbos (240 x 90 m) and Wijlrebos (210x100 m), within the plots (PQs) and the whole site, before and after intervention.

	Eyserbos		Wijlrebos	
	nulmeting (before cutting)	na ingreep (after cutting)	nulmeting (before cutting)	na ingreep (after cutting)
PQs: bodem (soil)	6	8	18	43
PQs: stamvoeten (stem bases)	7	8	20	21
PQs: dood hout (dead wood)	7	6	17	13
proeflocatie totaal (whole site)	14	29	38	69

Tabel 5h. Lijst van landelijk (vrij) zeldzame mossoorten aangetroffen op de proeflocaties Eyserbos (E) en Wijlrebos (W).

Table 5h. List of nationally occasional and rare bryophyte species recorded in the studied sites Eyserbos (E) and Wijlrebos (W).

Bos	wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Sub	Freq	zeldz NL	RL
E	<i>Bryum microerythrocarpum</i>	Roestknolknikmos	B	2	z	TNB-3
E	<i>Fissidens exilis</i>	Dwergvedermos	B	1	z	TNB-3
E	<i>Pleuridium acuminatum</i>	Klein kortsteeltje	B	1	zz	TNB-2
E	<i>Weissia longifolia</i>	Kogeltjesmos	B	1	zz	TNB-2
W	<i>Brachythecium populeum</i>	Penseeldikkopmos	S	1	z	TNB-3
W	<i>Bryum bornholmense</i>	Aardappelknikmos	B	5	zz	TNB-2
W	<i>Bryum klinggraeffii</i>	Scharlakenknikmos	B	2	z	TNB-3
W	<i>Bryum microerythrocarpum</i>	Roestknolknikmos	B	14	z	TNB-3
W	<i>Bryum ruderales</i>	Purperknikmos	B	1	z	TNB-3
W	<i>Calypogeia arguta</i>	Scheef buidelmos	B	1	z	TNB-3
W	<i>Ctenidium molluscum</i>	Kammos	B	1	zz	KW-6
W	<i>Entosthodon fascicularis</i>	Kleilentemos	B	3	zzz	BE-9
W	<i>Ephemerum serratum</i> var. <i>minutissimum</i>	Ongenerfd eendagsmos	B	1	zz	TNB-2
W	<i>Fissidens adianthoides</i>	Groot vedermos	S	1	z	KW-11
W	<i>Fissidens gracilifolius</i>	Steenvedermos	B	1	zz	TNB-2
W	<i>Fossombronia pusilla</i>	Klein goudkorrelmos	B	1	zzz	GE-1
W	<i>Homalia trichomanoides</i>	Spatelmos	S	1	z	TNB-3
W	<i>Isothecium alopecuroides</i>	Recht palmpjesmos	S	1	z	TNB-3
W	<i>Microbryum curvicolle</i>	Gebogen wintermos	B	1	zzz	BE-9
W	<i>Pleuridium acuminatum</i>	Klein kortsteeltje	B	46	zz	TNB-2
W	<i>Pohlia lutescens</i>	Geelknolpeermos	B	13	zz	TNB-2
W	<i>Thamnobryum alopecurum</i>	Struikmos	B	1	z	TNB-3
W	<i>Tortula modica</i>	Groot kleimos	B	1	z	TNB-3

Sub: substraat, B = bodem, S = stamvoet; Freq: aantal vondsten; zeldz NL: landelijke zeldzaamheid, z = vrij zeldzaam, zz = zeldzaam, zzz = zeer zeldzaam (volgens Siebel et al. 2012); RL: landelijke Rode Lijst-status, BE bedreigd, GE gevoelig, KW kwetsbaar, TNB thans niet bedreigd (volgens Siebel et al. 2012).

Sub: substrate, B=soil, S=stem base; Freq: number of recordings; zeldz NL: rarity status in the Netherlands, z = occasional, zz = rare, zzz = very rare (after Siebel et al. 2012); RL: national Red List status, BE: endangered, GE: susceptible, KW: vulnerable, TNB: not threatened at present (after Siebel et al. 2012).

Van de aangetroffen mossoorten staan er geen op de Rode Lijst (Tabel 5h). Het landelijk zeldzame Klein korsteeltje (*Pleuridium acuminatum*) is één keer aangetroffen op colluvium buiten de plots. Deze soort bleek zich in het Wijlre-bos massaal te vestigen na de ingreep (zie hieronder)

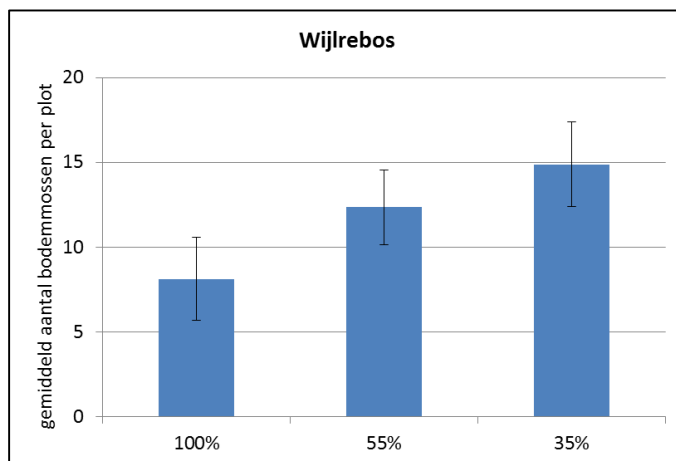


*Foto's 5e. Kapvlakte met een beoogde kroonsluiting van 35% in het Wijlrebos, laat in de winter, twaalf maanden na de kap (maart 2014) (foto's: Rienk-Jan Bijlsma). Boven: overzicht van de helling. Midden: mosvegetatie in PQ C4, gelegen in de middelste hellingzone. Onder: rijk kapselend Klein kortsteeltje (*Pleuridium acuminatum*) in PQ C4.*

*Photos 5e. Clearing with an intended canopy reduction down to 35% in the Wijlrebos, in late winter, twelve months after the cutting (March 2014) (photographs: Rienk-Jan Bijlsma). Above: view of the slope. Centre: moss vegetation in plot C4, situated in the central part of the slope. Below: abundantly fruiting Taper-leaved Earth-moss (*Pleuridium acuminatum*) in plot C4.*

Ontwikkelingen in het Wijlrebos

Variatie-analyse van het aantal bodemmossen per plot op de factoren ingreep (100%, 55% en 35%) en pH-categorie (zuur, neutraal, basisch) geeft voor de periode na de ingreep geen significante hoofdeffecten te zien (ingreep: $F(2,13)=2.075$, $p=0.165$; pH-categorie: $F(2,13)=2.839$, $p=0.095$). Het gemiddeld aantal bodemmossen loopt gestaag op van 8 (in de controle) naar bijna 15 (bij 35% kroonbedekking) waarbij de controle significant afwijkt van 35% (Figuur 5l). Voor pH-categorie is er een nipt significant verschil in gemiddeld aantal bodemmossen tussen zuur en neutraal; in het Wijlrebos komen slechts twee basische plots voor waardoor de standaardfout van het gemiddelde hier veel groter is dan in het zure en neutrale bereik (Figuur 5m). Over het geheel genomen zijn de varianties homogeen (Levene's test, $p=0.55$) en de gevonden (kleine) verschillen reëel. Bodemdiepte en plaats van de plots op de helling (laag, midden, hoog) dragen niets bij aan het verklaren van variantie in het aantal en de bedekking van bodemmossen per plot.



Figuur 5l. Gemiddeld aantal bodemmossen (met standaardfout) per plot in Wijlre na de ingreep voor de drie niveaus van de ingreep (beoogde kroonsluiting 100, 55 en 35%). Marginale gemiddeldes in ANOVA met ingreep en pH-categorie als hoofdeffecten. Een Tukey post-hoc test laat een (nipt) significant verschil zien tussen 100% en 35% ($p=0.049$).

Figure 5l. Mean number of terrestrial bryophyte species (with standard error) per plot in the Wijlre site after intervention for three levels of intervention (intended canopy cover 100, 55 and 35%).

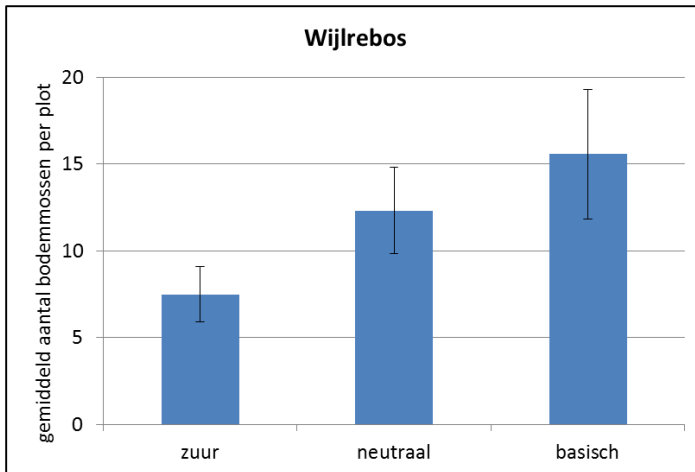
Marginal means in ANOVA with intervention level and pH-category as factors. A Tukey post hoc test reveals a small significant difference between 100% and 35% ($p=0.049$).

Covariantie-analyse van het aantal nieuw verschenen soorten per plot op de factoren ingreep en pH-categorie met als covariabelen de bedekking van de boomlaag en kruidlaag in de nulmeting, geeft geen effect te zien op de hoofdeffecten ingreep en pH-categorie. De bedekkingen van deze lagen in de uitgangssituatie hebben dus in het Wijlrebos geen invloed op de respons van de moslaag na de ingreep.

Regressie van het aantal nieuw-verschenen soorten per plot¹ op de variabelen ingreep (100%, 55%, 35%), positie van plot in de helling (1 onderaan, 2 midden, 3 bovenaan), bedekking van boom- en kruidlaag, pH, stikstof totaal en bodemdiepte geeft met *backward selectie* een model waarin de factor ingreep het zwaarst weegt en verder de variabelen pH en bedekking van de kruidlaag voorkomen, de laatste met een (klein) negatief effect. *Forward selection* geeft een model met alleen de bedekking van de boomlaag ($F(1,15)=17.784$, $p=0.01$, $R^2_{adj}=51\%$; Figuur 5n). Dit is wellicht het beste model dat impliciet de factor

¹ Plot C2 zonder moslaag is vanwege een zware, afgezaagd Beuk en een sterk ontwikkelde bramenlaag niet in beschouwing genomen.

ingreep bevat. Bij een afname in kroonbedekking tot minder dan 30-35% vestigen zich 10-15 nieuwe soorten. Waarschijnlijk is hier sprake van een indirect effect van een zware ingreep op de bosbodem waarbij relatief veel minerale bodem (löss) beschikbaar komt voor (her)vestiging. Anderzijds ligt een positief effect van het resterende en omringende bos ook voor de hand in de vorm van vermindering van directe instraling en verminderde windwerking waardoor het risico van uitdroging van de toplaag wordt verkleind.

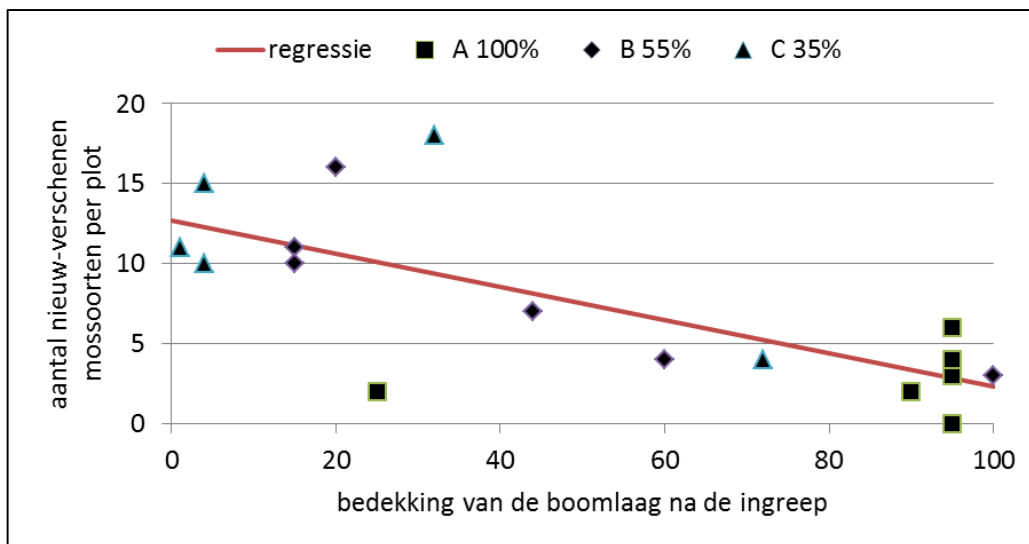


Figuur 5m. Gemiddeld aantal bodemmossen (met standaardfout) per plot in Wijlre na de ingreep voor de drie niveaus van pH (voor grenswaarden, zie § 4.1.3).

Marginale gemiddeldes in ANOVA met ingreep en pH-categorie als hoofdeffecten. Een Tukey post-hoc test laat een klein paarsgewijs verschil zien tussen zuur en neutraal ($p=0.041$), niet tussen zuur en basisch.

Figure 5m. Mean number of terrestrial bryophyte species (with standard error) per plot in the Wijlre site after intervention for three levels of pH-category (zuur: acid, neutraal: neutral, basisch: alkaline; for limiting values, see § 4.1.3).

Marginal means in ANOVA with intervention level and pH-category as factors. A Tukey post hoc test reveals a small significant difference between acid and neutral ($p=0.041$), not between acid and alkaline.



Figuur 5n. Regressie van het aantal nieuw-verschenen mossoorten per plot in het Wijlrebos op de geschatte bedekking van de boomlaag per plot na de ingreep.

Ingrepen: 100% kroonbedekking (tov controle; geen ingreep), 55% en 35% (zwaarste ingreep).
Regressielijn: $y=12.678-0.084x$.

Figure 5n. Regression of the number of bryophyte species per plot established after intervention in the Wijlre site on estimated cover of the tree layer per plot after intervention.

Intervention level: 100% (no intervention), 55% and 35% (intended reduction of canopy cover down to 55% and 35%). Regression line: $y=12.678-0.084x$.

De opvallende toename van bodemmossen als gevolg van de (zwaarste) ingreep is zeer opmerkelijk omdat het gaat om een flink aandeel (vrij) zeldzame soorten die gezien de snelle vestiging en bedekking op meerdere plaatsen alleen maar afkomstig kunnen zijn uit de diasporenbank. Het gaat hierbij om soorten waarvan sporen en/of broedknollen (tubers; celklompjes op de rizoïden met een soortspecifieke groote, vorm en kleur) een langlevende diasporenbank vormen (Tabel 5i).

Tabel 5i. Lijst van mossoorten die zich (vrijwel) zeker in het Wijlrebos hebben gevestigd door regeneratie uit de diasporenbank, uit broedknollen (tubers) en/of sporen.

Table 5i. List of bryophyte species almost certainly established in the Wijlre site through recruitment from the diaspore bank, either by tubers and/or spores.

wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	tubers	huizigheid	kapsel- frequentie	Wijlrebos kapsels
<i>Bryum bornholmense</i>	Aardappelknikmos	++	2	++	ja
<i>Bryum microerythrorcarpum</i>	Roestknolknikmos	++	2	++	ja
<i>Bryum klinggraeffii</i>	Scharlakenknolknikmos	++	2	+	nee
<i>Bryum rubens</i>	Braamknikmos	++	2	++	ja
<i>Bryum ruderale</i>	Purperknolknikmos	++	2	+	nee
<i>Dicranella schreberiana</i>	Hakig greppelmos	+	2	++	ja
<i>Dicranella staphylina</i>	Knolletjesgreppelmos	++	2	0	nee
<i>Ditrichum cylindricum</i>	Hakig smaltandmos	++	2	0	nee
<i>Entosthodon fascicularis</i>	Kleilentemos	0	1	+++	ja
<i>Ephemerum serratum</i>	Ongenerfd eendagsmos	0	1	+++	ja
<i>Fossombronina pusilla</i>	Klein goudkorrelmos	0	1	+++	ja
<i>Leptobryum pyriforme</i>	Slankmos	++	1	+++	ja
<i>Microbryum curvicolle</i>	Gebogen wintermos	0	1	+++	ja
<i>Phascum cuspidatum</i>	Gewoon knopmos	0	1	+++	ja
<i>Physcomitrium pyriforme</i>	Gewoon knikkertjesmos	0	1	+++	ja
<i>Pleuroidium acuminatum</i>	Klein kortsteeltje	+	1	+++	ja
<i>Pohlia lutescens</i>	Geelknolpeermos	++	2	+	ja
<i>Pohlia nutans</i>	Gewoon peermos	0	1	+++	ja
<i>Tortula modica</i>	Groot kleimos	0	1	+++	ja
<i>Tortula truncata</i>	Gewoon kleimos	0	1	+++	ja

Aangegeven zijn de soortspecifieke kenmerken: aanwezigheid van tubers (++ aanwezig/talrijk, + aanwezig/schaars, 0 afwezig), breeding system (1: 1-huizig, 2: 2-huizig), kapselfrequentie in Nederland/NW-Europa (+++ frequent, ++ soms, + zelden, 0 praktisch niet of onbekend). Ook is aangegeven of in het Wijlrebos sporenkapsels zijn aangetroffen.

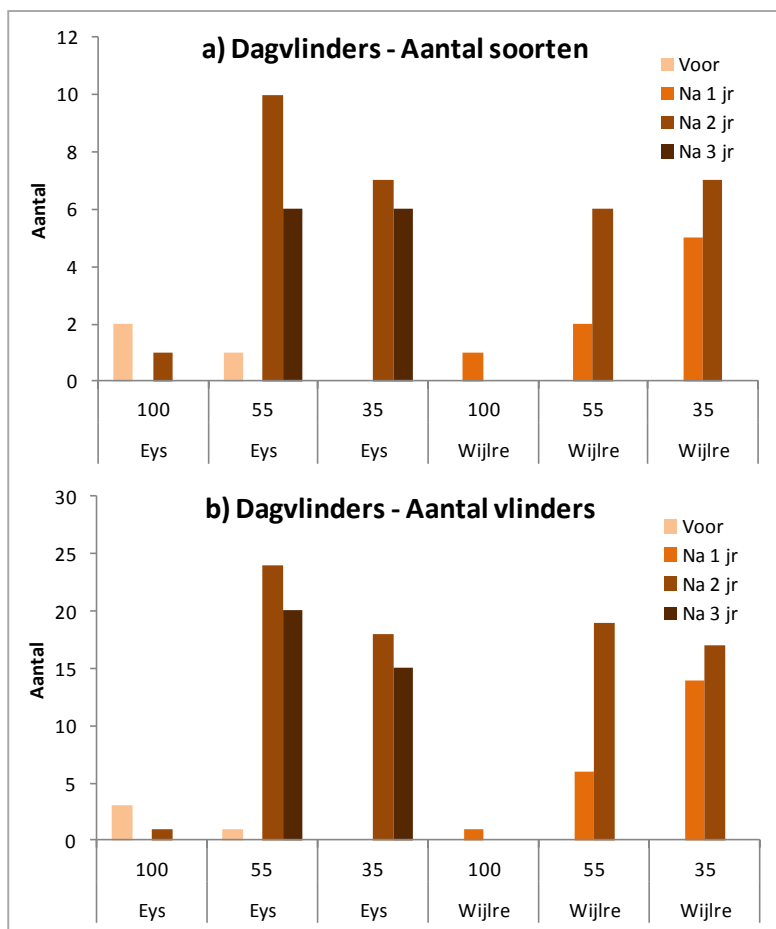
Indicated species traits: presence of tubers (++ present/abundant, + present/scarce, 0 absent), breeding system (1: autoicous, 2: dioicous), fruiting frequency in the Netherlands/NW-Europe (+++ frequent, ++ occasional, + rare, 0 very rare or unknown). The occurrence of capsules in the Wijlre site is indicated as well (ja: yes, nee: no).

De *Bryum*- en *Dicranella*-soorten en Hakig smaltandmos regenereren vrijwel geheel uit broedknollen (tubers). Opvallend is dat van veel deze 2-huizige soorten al in het eerste jaar sporenkapsels zijn gevonden. Ook het zeer zelden sporulerende Geelknolpeermos werd op diverse plekken met sporenkapsels aangetroffen; de enige bekende kapselende vondst betreft het Imstenraderbos (2012, R.J. Bijlsma). Het zeldzame vooral van wortelkluiten bekende Klein kortsteeltje bleek in het Wijlrebos één van de algemeenste soorten op de bosbodem. Deze 1-huizige soort vormt massaal (zittende) kapsels en heeft bovendien broedknollen. Ook enkele landelijk zeer zeldzame soorten hebben zich uit de diasporenbank gevestigd: Kleilentemos en Klein goudkorrelmos.

6 Resultaten fauna-onderzoek

6.1 Dagvlinders

Gedurende de drie jaren zijn 139 vlinders van 17 soorten waargenomen (voor een volledige soortenlijst, zie Bijlage F). De kapingreep heeft in beide bossen tot hogere aantallen soorten en individuen dagvlinders geleid (Figuur 6a). In de ongekapte controles werden vrijwel geen vlinders gezien. Tussen de twee kapregimes was geen duidelijk verschil aan te wijzen. In het Eyserbos was het aantal soorten in het derde jaar na de ingreep weer wat gedaald ten opzichte van het tweede jaar, terwijl in het Wijlrebos de soortenrijkdom in het tweede jaar hoger was dan in het eerste jaar na kap.



Figuur 6a: Aantal soorten (a) en individuen (b) dagvlinders in de hellingbossen van Eys en Wijlre vóór de kapbehandeling (2011) en erna (2013-2014); in Eys vond de kap begin 2012 plaats, in Wijlre begin 2013. Aangegeven is het percentage kroonbedekking van de behandeling per proefvlak.

Figure 6a: Number of butterfly species (a) and individuals (b) in the slope woodlands of Eys and Wijlre before (2011) and after (2013-2014) the cutting treatments; in Eys the felling took place in early 2012, in Wijlre early 2013; the percentage remaining crown cover is indicated for each plot treatment.

De meeste waargenomen soorten zijn landelijk algemeen en het grootste deel van de waargenomen soorten (12 van de 17) overwintert als pop of vlinder. Er werden twee zeldzame aandachtsoorten voor hellingbossen gezien: Keizersmantel (Eyserbos) en Kleine ijsvogelvlinder (*Limenitis camilla*) (Wijlrebos). De waarneming van de Kleine ijsvogelvlinder (op 18 juni 2014) betrof vermoedelijk een incident: de vlinder ging een paar keer op de grond in de zon zitten en vloog daarna het proefvlak weer uit.

De Keizersmantel daarentegen lijkt bezig te zijn om zich op de viooltjesrijke kapplekken van het Eyserbos te vestigen. In 2010 en 2011 werd de soort incidenteel in de omgeving gemeld, maar in 2012 niet meer. Vestiging lijkt in 2013 te zijn opgetreden. In 2013 werden tussen 1 augustus en 4 september op zeven verschillende dagen Keizersmantels langs de bosrand waargenomen en ook één vlinder op de kapvlakte. Op 22 augustus werden zelfs 4 verschillende individuen tegelijk gezien. Op 1 augustus 2013 werd buiten de proefvlakken langs de bosrand een vrouwtje foeragerend op Koninginnenkruid waargenomen. Na enige tijd verdween ze het bos in om niet snel terug te keren (pers. med. D. Groenendijk). Vergelijkbaar gedrag werd in de Eifel waargenomen voorafgaand aan ei-afzet (Wallis de Vries et al., 2013). In 2014 werden op 18 juni al drie Keizersmantels gezien, wat wijst op lokaal opgegroeide vlinders. Ook werden parende vlinders waargenomen. Daarna zijn tot 27 augustus regelmatig Keizersmantels gemeld, met een maximum van 5 individuen. Tijdens onze tellingen werden ze op drie telrondes gezien, met in totaal 10 vlinders, waarvan 6 in proefvlak B met 55% kroonbedekking. Hier werd ook inspectiegedrag van viooltjes door een vrouwtje waargenomen dat vaak vooraf gaat aan ei-afzet. Al met al lijkt overtuigend sprake van een lokale vestiging van de Keizersmantel na het uitvoeren van de kapbehandeling.



6a. Op de kapvlakten in het Eyserbos nam in het tweede jaar na de kap de bedekking van Donkersporig bosviooltje (*Viola reichenbachiana*) plaatselijk sterk toe. In combinatie met de aanwezigheid van verspreid staande bomen en de warme, op het zuiden geëxponeerde helling, vormen de tapijten van bosviooltjes een geschikt habitat voor de Keizersmantel (*Argynnis paphia*) (foto: Rein de Waal).

6a. In the clearings in the Eyserbos the cover of Early dog-violet (*Viola reichenbachiana*) locally increased strongly in the second year after cutting. In combination with the presence of scattered trees and the warm, south-exposed slope, the carpets of violets are a suitable habitat for the Silver-washed fritillary (*Argynnis paphia*) (photograph: Rein de Waal).



6b. De Keizersmantel is een belangrijke doelsoort van het hellingbosbeheer. Na in 2010 en 2011 al incidenteel in de omgeving te zijn waargenomen, lijkt de soort zich in 2013 te hebben gevestigd op de viooltjesrijke kapvlakten van het Eyserbos (foto: Patrick Hommel).

*6b. The Silver-washed fritillary (*Argynnis paphia*) is an important target species of the slope forest management. After having been spotted incidentally in the surroundings in 2010 and 2011, it seems that the species has settled on the clearings rich in violets of the Eyserbos (photograph: Patrick Hommel).*

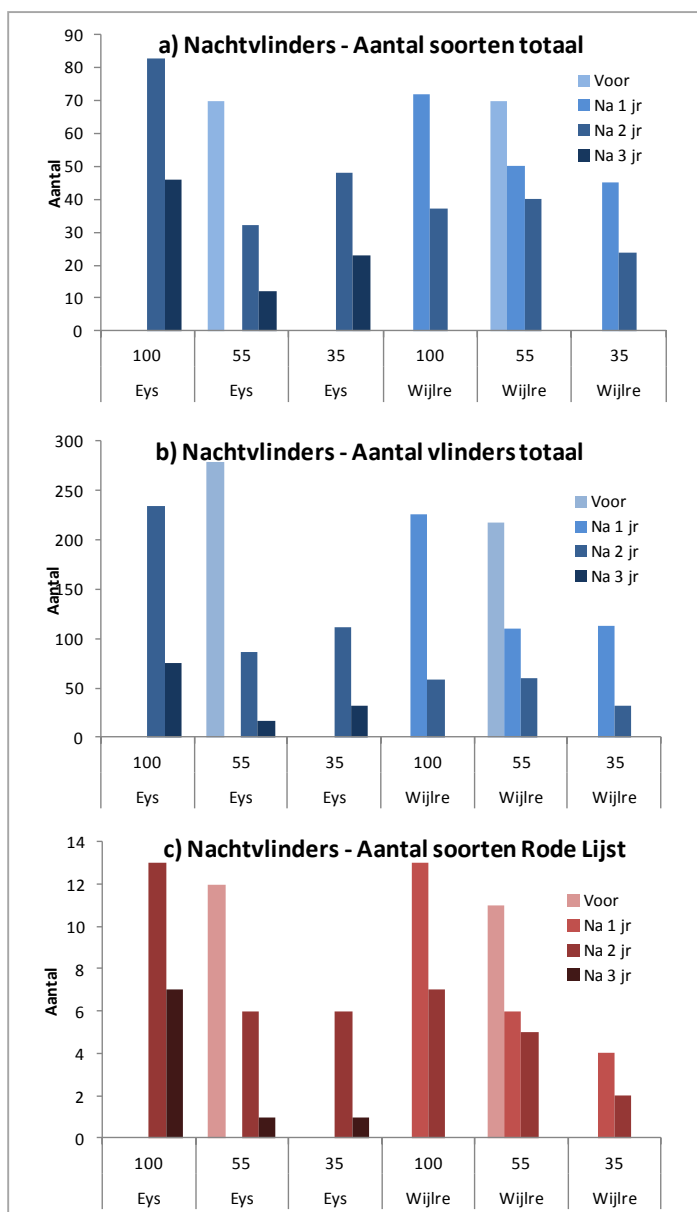
6.2 Nachtvinders

6.2.1 Aantal soorten

Op beide locaties samen werden in totaal over de periode 2011-2014 1651 individuen van 180 soorten Macro-nachtvinders gevangen waargenomen (voor een volledige soortenlijst, zie Bijlage G). In beide gebieden werden ongeveer even veel soorten en individuen geteld (Eyserbos: 834 vlinders, 142 soorten; Wijlrebos: 817 vlinders, 144 soorten). Het aantal vlinders en soorten lag in 2014 een stuk lager, wat vooral kan worden verklaard uit het geringere aantal vangstrondes.

Speciale vermelding verdienen (1) soorten van bossen en bosranden waren (onderscheiden op basis van hun binding aan oude bossen: onderstreept), (2) soorten met een Rode Lijst-status (BE=bedreigd, EB=ernstig bedreigd, ZZZ=niet beschouwd maar zeer zeldzaam) en aandachtsoorten voor hellingbossen (*):

- Berken-orvlinder (*Tetheela fluctuosa*) (Wijlre, 1 ex. in ongekapte plot)
- Bijvoetdwergspanner^{BE} (*Eupithecia innotata*) (Eys, 1 ex. in ongekapte plot)
- Bosrankdwergspanner^{BE,*} (*Eupithecia haworthiata*) (beide locaties enkele exx., op ongekapte en gekapte plots)
- Bruine bosrankspanner^{BE,*} (*Horisme vitalbata*) (Eys, 2 exx. in ongekapte plot)
- Donkergroene korstmosuil* (*Cryphia algae*) (beide locaties, op ongekapte en gekapte plots)
- Egale bosrankspanner^{EB,*} (*Horisme tersata*) (beide locaties, op ongekapte en gekapte plots)
- Eiken-orvlinder* (*Cymatophorina diluta*) (Eys, 1 ex. in ongekapte plot)
- Gele oogspanner (*Cyclophora linearia*) (Wijlre, 1 ex. op gekapte plot)
- Gevlekte zomervlinder (*Comibaena bajularia*) (Eys, 1 ex. in ongekapte plot)
- Grote spikkelspanner (*Hypomecis roboraria*) (beide locaties, vooral in ongekapte plots)
- Nekspindertje^{EB} (*Cyclophora annularia*) (Eys, 1 ex. in ongekapte plot)
- Oranje iepentakvlinder (*Angerona prunaria*) (beide locaties, vooral in ongekapte plots)
- Prunusspanner^{EB} (*Aleucis distinctata*) (Wijlre, 1 ex. op gekapte plot)
- Spaanse vlag* (*Euplagia quadripunctaria*) (beide locaties, op ongekapte en gekapte plots)
- Wit spannertje (*Asthena albulata*) (Wijlre, 1 ex. in ongekapte plot)
- Witvlekbosrankspanner* (*Melanthia procellata*) (beide locaties, op ongekapte en gekapte plots)
- Zwartrandgrasuil^{ZZZ} (*Apamea epomidion*) (Wijlre, 1 ex. op gekapte plot)



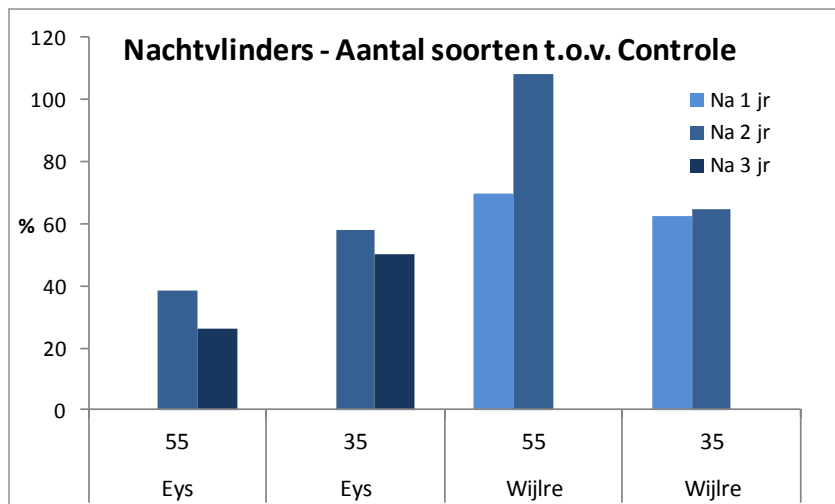
Figuur 6b: Aantal soorten (a) en individuen (b) Macro-nachtvinders in de hellingbossen van Eys en Wijlre vóór de kapbehandeling (2011) en erna (2013-2014), met ook de soortenrijkdom van soorten met een Rode Lijst-status (c). Aangegeven is het percentage kroonbedekking van de behandeling per proefvlak.

Figure 6b: Number of moth (Macrolepidoptera) species (a) and individuals (b) in the slope woodlands of Eys and Wijlre before (2011) and after (2013-2014) the cutting treatments, with the species richness of Red-Listed species (c). The percentage remaining crown cover is indicated for each plot treatment.

Zeven waargenomen soorten hebben een Rode Lijst-status (ernstig) bedreigd of waren, in het geval van de Zwartrandgrasuil, zo zeldzaam dat aan de soort geen Rode Lijst-categorie is toegekend. Zeven, merendeels andere soorten hebben een binding aan oude bossen en werden ook vooral in de ongekapte plots gezien. Drie van de vier aan bosrank gebonden soorten werden zowel op gekapte als ongekapte plots gezien; alleen de Bruine bosrankspanner werd alleen in de ongekapte situatie gevonden.

In tegenstelling tot de dagvlinders was er bij de nachtvinders sprake van een forse afname van zowel het aantal soorten als het aantal individuen in de behandelde proefvlakken (55% en 35%), zowel in het Eys- als het Wijlrebos (Figuur 6b). Het aantal soorten en individuen was in 2013 ook beduidend lager in beide gekapte proefvlakken dan in de ongekapte controle, waar het aantal soorten vergelijkbaar was met de situatie vóór de kap. In 2014 was het aantal soorten (door het kleinere aantal vangstrondes) over de hele linie lager. De verschillen waren sterk vergelijkbaar voor soorten met een Rode Lijst-status.

Het aantal soorten in de gekapte proefvlakken ten opzichte van de controle was op de zuidelijk geëxponeerde helling van het Eyserbos lager dan op de noordwestelijk geëxponeerde helling van het Wijlrebos (Figuur 6c: gemiddeld over twee jaren en twee behandelingen respectievelijk 43% en 76%). In het Wijlrebos werd het verschil met de controle in het tweede jaar na kap wat kleiner (gemiddeld over beide behandelingen 87% vs. 66% in jaar 1). In het Eyserbos werd het verschil in het derde jaar na kap juist iets groter dan in het tweede (gemiddeld over beide behandelingen 38% in jaar 3 vs. 48% in jaar 2). Het verschil tussen de twee kapbehandelingen was over het geheel gering en wees voor de twee locaties in een verschillende richting: in het Eyserbos was de soortenrijkdom in de onderzochte periode geringer bij 55% kroonbedekking dan bij 35%, terwijl dat in het Wijlrebos in het tweede jaar na kap andersom was met een zelfs vergelijkbare soortenrijkdom bij 55% kroonbedekking met die in de controle.



Figuur 6c: Percentage van het aantal soorten nachtvinders in de open gekapte proefvlakken (55 en 35% kroonbedekking) ten opzichte van de ongehakte controle op de locaties Eys en Wijlre.

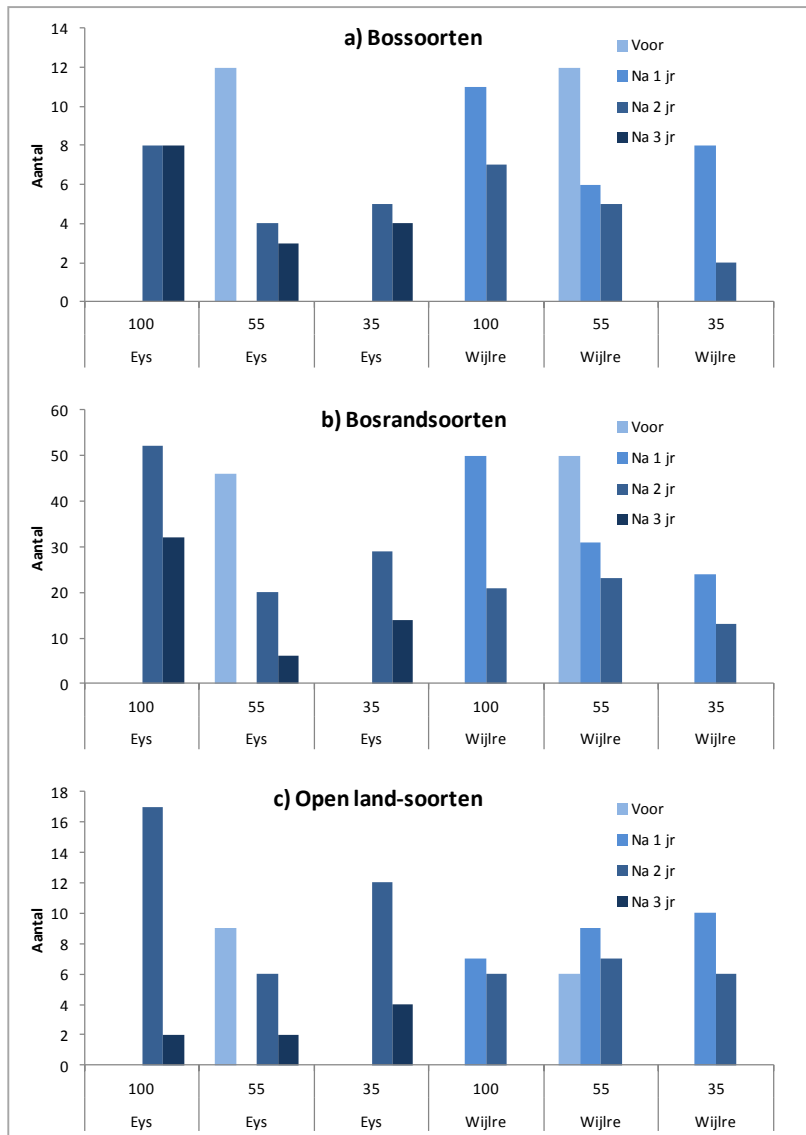
Figure 6c: Percentage of moth species in the cut plots (55 and 35% crown cover) relative to the uncut control on the locations Eys and Wijlre.

6.2.2 Onderscheid naar biotoop

Van de nachtvinders kunnen de meeste waargenomen soorten getypeerd worden als soorten van bosranden (115 soorten); 26 soorten staan bekend als bossoorten, 31 als soorten van open landschappen en 8 als generalisten zonder duidelijke habitatvoorkeur.

De soortenrijkdom van bossoorten namen na kap, zoals mocht worden verwacht, het sterkste af en bleef het hoogst in de ongekapte controle (Figuur 6d-a). De respons van de grotere groep van bosrandsoorten was opmerkelijk vergelijkbaar met die van de bossoorten (Figuur 6d-b). De soorten van open landschappen waren toch ook nog redelijk vertegenwoordigd in de ongekapte controle en namen na kap niet in aantal af (Figuur 6d-c). Mogelijk zijn dit mobielere soorten die ook in bossen nog met een behoorlijke kans aan te

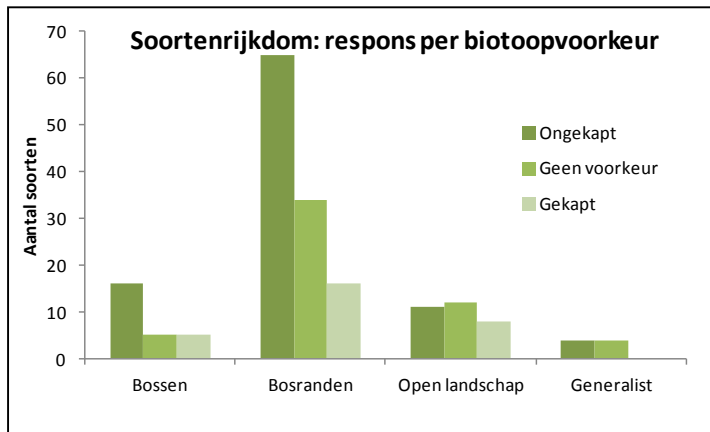
treffen zijn. Het verschil tussen de twee kapbehandelingen was voor geen van de soortgroepen van betekenis.



Figuur 6d: Aantal soorten Macro-nachtvlinders met een voorkeur voor verschillende biotopen voor de kapbehandeling (2011) en erna (2013-2014) bij verschillende kroonbedekking in de hellingbossen van Eys en Wijlre.

Figure 6d: Species richness of Macro-moths with a preference for different biotopes – a) woodland, b) woodland edge, c) open landscape – before (2011) and after (2013-2014) the cutting treatments with different crown cover in the locations Eyserbos and Wijlrebos.

De respons van de soorten van verschillende biotopen is ook op een andere manier inzichtelijk gemaakt, namelijk aan de hand van de verdeling van de individuen over gekapte en ongekapte proefvlakken: bij een aandeel <30% in gekapte plots werd een soort een voorkeur voor ongekapt bos toebedeeld en bij een aandeel >70% een voorkeur voor gekapt bos. In Figuur 6e is te zien dat de meeste soorten van bossen en bosranden een voorkeur voor het ongekapte bos hadden, terwijl de verdeling voor soorten van open landschap gelijkmatig was over de verschillende preferentieklassen.



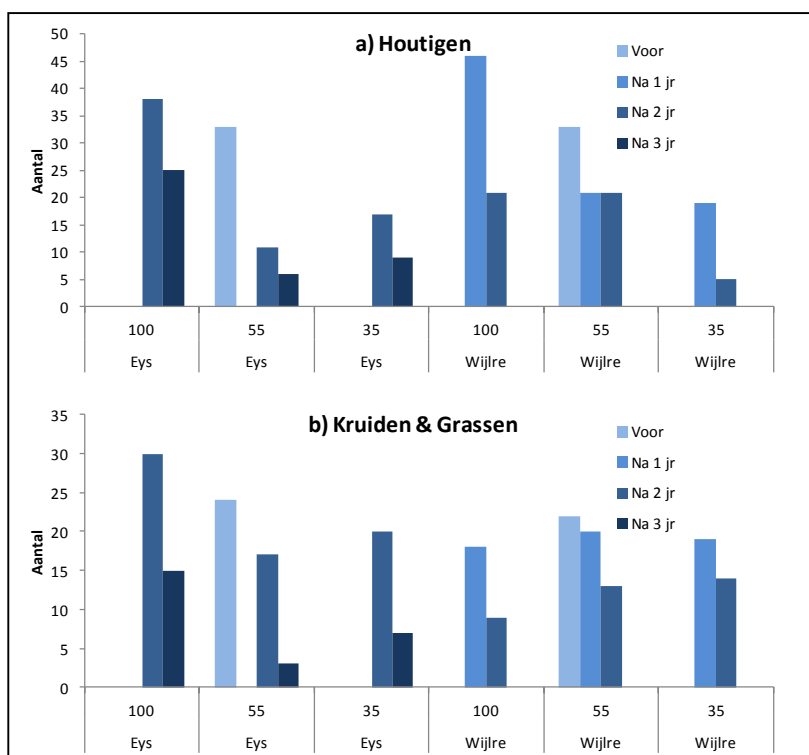
Figuur 6e: Aantal soorten van verschillende biotopen met een overwegend voorkomen in de ongekapte controle of gekapte proefvlakken of zonder duidelijke voorkeur.

Figure 6e: Number of species from different biotopes (see caption Fig. 4) with a predominant occurrence in the uncut control or in cut plots or without apparent preference.

6.2.3 Onderscheid naar waardplanten

Veel nachtvlinders hebben als rups een brede keuze aan waardplanten. In dit kader is onderscheid gemaakt naar een paar grote groepen. De meeste waargenomen soorten benutten (vrijwel) uitsluitend houtige planten (85 soorten), 60 soorten benutten voornamelijk kruiden en grassen, 21 soorten benutten beide, 4 soorten zijn afhankelijk van Bosrank en 10 soorten leven van ander plantaardig materiaal, zoals (korst)mossen en afgevallen of dood blad.

Soorten met houtige waardplanten waren, zoals verwacht, het meest vertegenwoordigd in de ongekapte controles en namen sterk in aantal af na kappen, en in het Eyserbos meer dan in het Wijlrebos (Figuur 6f-a). Voor soorten met kruidachtige waardplanten was de respons duidelijk anders (Figuur 6f-b): in het Wijlrebos was er het eerste jaar na kap geen verschil in soortenrijkdom tussen gekapte proefvlakken en de controles en het tweede jaar na kap was het aantal soorten met kruidachtige waardplanten juist wat groter in de gekapte plots dan in de controle. In het Eyserbos waren er het tweede jaar na kap wel wat minder soorten dan in de controle, maar was het verschil kleiner dan voor de soorten met houtige waardplanten. In het derde jaar na kap was het aantal soorten met kruidachtige waardplanten op de gekapte plots wel lager dan in de de controle. Mogelijk speelt de afname van de botanische diversiteit hierbij een rol (zie § 5.1.1). Het beeld voor de twee andere soortengroepen (met Bosrank en overige waardplanten) was door het geringere aantal soorten minder duidelijk.



Figuur 6f: Aantal soorten Macro-nachtvlinders met a) houtige planten en b) kruiden en grassen als waardplanten tijdens de rupsenfase voor de kapbehandeling (2011) en erna (2013-2014) bij verschillende kroonbedekking. De waarden zijn gemiddeld (\pm s.d.) voor de hellingbossen van Eys en Wijlre.

Figure 6f: Species richness of Macro-moths with a) woody plants and b) herbs and grasses as larval host plants before (2011) and after (2013-2014) the cutting treatments with different crown cover. Values have been averaged (\pm s.d.) for the two locations Eyserbos and Wijlrebos.

7 Discussie

In dit hoofdstuk wordt het effect van de verschillende kapregimes op de verschillende soortgroepen samengevat en geëvalueerd. Hierbij wordt tevens aandacht besteed aan de verwachte duurzaamheid van de positieve effecten en de verwachte hersteltijd na door de ingrepen veroorzaakt verlies in waarde (feitelijk alleen aan de orde bij de nachtvlinders). In beide gevallen moet de verwachte periode waarin de effecten van de ingrepen zichtbaar blijven worden gerelateerd aan de kapcyclus. Bij een relatief kortdurende opleving is in principe een hogere dichtheid aan kapvlakten nodig om een duurzame aanwezigheid op landschapsschaal te garanderen. Hierbij dient wel rekening te worden gehouden met het ondergrondse aanwezigheid van soorten in de diasporenbank of als (gerevitaliseerde) wortelstokken. Van de andere kant pleit bij eventueel waardeverlies een verwachte hersteltijd langer dan de kapcyclus voor de aanwijzing van bospercelen die voor langere tijd (of zelfs blijvend) buiten de kaprotatie worden gehouden.

7.1 Vaatplanten

7.1.1 Bossoorten

Na de kap trad een bescheiden toename op van het aantal "echte" bosplanten. Verschillende soorten verschenen nieuw op het toneel (§ 5.1.2). Hiervan zijn alleen Muursla en Ruig klokje kenmerkend voor bossen op kalkhellingen. Andere reeds in de uitgangssituatie aanwezige soorten lieten een duidelijke toename in abundantie en/of vitaliteit zien, bijvoorbeeld Boszegge (*Carex sylvatica*) en Donkersporig bosviooltje (*Viola reichenbachiana*). In het algemeen kan niet met zekerheid gezegd worden of het nieuw-verschijnen van bossoorten te danken is aan het uitlopen van "slappende" wortelstokken of aan kieming vanuit de zaadbank. Het laatste kon alleen bij Witte klaverzuring en Slanke sleutelbloem worden vastgesteld. Van beide soorten werden (in het Wijlbos) matjes met talrijke jonge kiemplantjes aangetroffen.

De toename van bossoorten was bij de zwaarste ingreep iets groter dan bij de relatief lichte ingreep. Kijken wij binnen de bossoorten naar het aandeel oud-bossoorten, dan leveren beide kapregimes eenzelfde (bescheiden) winst op. Opvallend is wel dat bij de relatief lichte ingreep geen enkele soort een negatieve respons vertoont. Bij de zwaardere ingreep (grotere lichtstelling) vertonen weliswaar meer soorten een toename, maar voor een aantal soorten (Smalle stekelvaren, Ruige veldbies en Gewone salomonszegel) is na twee jaar sprake van achteruitgang.

De respons van de vaatplanten op de ingrepen bleek duidelijk beïnvloed te zijn door de verschillen in groeiplaats, zoals die in de uitgangssituatie bestonden en na de ingrepen goed herkenbaar bleven. De bossoorten vertoonden de sterkste toename in de zones met een neutrale bovengrond. Voor een aantal bossoorten komt hun "voorkeur" voor een neutrale pH niet onverwacht. Dit geldt bijvoorbeeld voor Boszegge, Gele dovenetel, Eenbloemig parelgras en Slanke sleutelbloem. Echter, ook een aantal bossoorten die als uitgesproken kalkminnend te boek staan vinden wij binnen onze proefvlakken vooral of zelfs uitsluitend op bodems met een neutrale bovengrond. Dit geldt respectievelijk voor Heelkruid en Ruig klokje. Een dergelijk voorkomen van kalkindicatoren in hellingbossen bij een "te lage pH" werd ook waargenomen bij onderzoek in het Oombos, het Schaelsbergerbos en het Biebos (o.a. Ruig hertshooi, Rood peperboompje en Vingerzegge). Alleen de meeste orchideeënsoorten en Ruwe dravik s.s. waren hier beperkt tot kalkgronden met een pH 6,5-8 (Eichhorn, ongepubl. data).

De verklaring is waarschijnlijk dat de gevonden pH-waarden van de bovengrond gemiddelden zijn die niet volledig recht doen aan de bodemkundige heterogeniteit op micro-schaal van een gezonde helling die onderworpen is aan continue hellingprocessen. Zwervende kalkbrokjes kunnen op een gemiddeld niet-kalkrijke hellingzone voor bijzondere micro-milieu's en daarmee voor extra soortdiversiteit zorgen.

In hoeverre de positieve effecten van de ingreep duurzaam zijn is onzeker. Verwacht kan worden dat bij een verdere "verbraming" van de bosbodem de kruidlaag tenminste voor een aantal jaren zal worden onderdrukt. Bekend is dat een belangrijk deel van de voorjaarsflora hierdoor kan verdwijnen (Bijlsma, 2004).

In onze proefgebieden was in 2014 in vijf PQ's sprake van een sterke ontwikkeling van een braamlaag. In Tabel 7a wordt voor deze PQ's de presentie en karakteristieke bedekking van de aanwezige bossoorten gegeven in vergelijking met de situatie in het voorgaande jaar. Vooralsnog lijkt de achteruitgang van de bossoorten door verbraming beperkt. Alleen Grote keverorchis, Eenbes en Schaduwgras zijn duidelijk achteruitgegaan, de eerste twee mogelijk door vraat door ree. Interessant is ook de (bescheiden) toename van Gewone salomonszegel, een van de bossoorten die na de plotselinge lichtstelling eerst duidelijk achteruit was gegaan.

Tabel 7a. Toe- en afname van bossoorten bij toenemende bedekking van Zwarte braam.

Table 7a. Increase and decline of forest species in developing Blackberry thickets.

Year (area)	1(W) / 2(E)	2(W) / 3(E)	Jaar (gebied)
Number of plots	5	5	Aantal opnamen
Cover <i>Rubus fruticosus</i> ag. (%)	< 35%	>35%	Bedekking Zwarte braam (%)
<i>Arum maculatum</i>	80 ⁺	80 ⁺	Gevlekte aronskelk
<i>Athyrium filix-femina</i>	.	20 ⁺	Wijfjesvaren
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	20 ^r	20 ^r	Boskortsteel
<i>Carex sylvatica</i>	60 ^r	40 ⁺	Boszegge
<i>Convallaria majalis</i>	60 ^r	60 ⁺	Lelietje-van-dalen
<i>Dryopteris carthusiana</i>	20 ⁺	.	Smalle stekelvaren
<i>Dryopteris filix-mas</i>	20 ^r	20 ⁺	Mannetjesvaren
<i>Galium odoratum</i>	60 ²	60 ²	Lievevrouwebedstro
<i>Lamium galeobdolon</i>	60 ¹	80 ⁺	Gele dovenetel
<i>Neottia ovata</i>	40 ^r	.	Grote keverorchis
<i>Paris quadrifolia</i>	40 ^r	.	Eenbes
<i>Poa nemoralis</i>	40 ^r	.	Schaduwgras
<i>Polygonatum multiflorum</i>	20 ⁺	40 ^r	Gewone salomonszegel
<i>Potentilla sterilis</i>	.	20 ^r	Aardbeiganzerik
<i>Sanicula europaea</i>	60 ^r	40 ^r	Heelkruid
<i>Viola reichenbachiana</i> *)	80 ¹	100 ¹	Donkersporig bosviooltje

Aangegeven zijn de presentie en karakteristieke bedekking van de soorten in het jaar waarin de braambedekking is toegenomen tot > 35% (rechts) en het daaraan voorafgaande jaar (links). *) inclusief Bleeksporig bosviooltje (*Viola riviniana*).

Indicated are the constancy and average cover-abundance class (in plots where the species is present) in the year in which the Blackberry cover increased to > 35% (right column) and the preceding year (left column). *) including the Common violet (*Viola riviniana*).

Ook bij de experimenten met braamverwijdering werd na twee jaar geen significant verschil in presentie en bedekking van bossoorten gevonden tussen de controle-proefvlakken met een gemiddelde braambedekking van 77% en de behandelde proefvlakken met een gemiddelde bedekking van 26%. Nog onduidelijk is of er bij verdere toename en/of persistentie van de bramenbedekking wel sprake zal zijn van een substantiële achteruitgang van bosplanten, zoals aangegeven door Bijlsma (2004). Ook is onduidelijk of – indien een

dergelijke achteruitgang inderdaad zal optreden – er nog binnen de rotatieperiode van 15 à 20 jaar herstel zal optreden vanuit de zaadbank, "slapende" wortelstokken et cetera.

Historische bronnen suggereren dat bij het middenbos in het verleden de bramendominantie in het tweede jaar na de kap piekte (Van Westreenen, mond. med.). Daarna nam onder invloed van de hergroei van het hakhout de bramendominantie weer af. Dit proces kan worden versneld door direct na de kap jonge bomen aan te planten. Enerzijds kan bramendominantie de verjonging – al dan niet tijdelijk – onderdrukken (Bijlsma, 2004); anderzijds kan de tijdelijke bramendominantie de verjonging juist in de meest kwetsbare fase effectief tegen reeënvraat beschermen (Van Westreenen, mond. med.). In onze proefgebied trad vanaf het tweede jaar na de kap plaatselijk een sterke uitbreiding op van Zwarte braam. Ontwikkeling van braamstruwelen lijkt er bevorderd te worden door een geringe kroonsluiting, een lage pH van de bovengrond en een zuidexpositie.



Foto 7a. Zowel de duurzaamheid van de resultaten van de proef als de ontwikkeling van een nieuwe generatie jonge bomen zullen beïnvloed worden door een mogelijke persistentie van de braamstruwelen die vanaf het tweede jaar na de kap ontstonden. Deze foto geeft een beeld van dergelijk struweel in het Eyserbos in het derde jaar na de kap (foto: Rein de Waal).

Photo 7a. Both the endurance of the results of the trial, and the development of a new generation of young trees will be affected by a possible persistence of the thickets of Blackberry which developed from the second year after cutting onwards. This picture shows such a thicket in the Eyserbos in the third year after cutting (photograph: Rein de Waal).

7.1.2 Soorten van kapvlakten en bosranden

De kapvlakte- en bosrandsoorten lieten na de kapmaatregelen een indrukwekkende toename zien (§ 5.1.3). De lijst van nieuwe verschenen niet-houtige soorten omvat diverse minder algemene tot zeldzame taxa: Ruig -, Fraai -, Liggend - en Bergherstshooi (*Hypericum hirsutum*, *H. pulchrum*, *H. humifusum* en *H. montanum*), Bleke zegge (*Carex pallescens*), Echt duizendguldenkruid (*Centaureum erythraea*) en Valse salie (*Teucrium scorodonia*). De meest bijzondere vondsten waren echter Prachtklokje (*Campanula persicifolia*; in het Wijlrebos) en Bosdravik (*Bromopsis ramosa s. benekenii*) in het Eyserbos. Naast deze niet-houtige soorten namen in het Eyserbos ook Rode kornoelje en Bosroos toe. Tevens vond nieuw-vestiging plaats van Hondсроos (*Rosa canina*) in het Eyserbos en Bosroos (*Rosa arvensis*) in het Wijlrebos.

Tabel 7b. Toe- en afname van kapvlakte- en bosrandsoorten bij toenemende bedekking van Zwarte braam.

Table 7b. Increase and decline of species of clearings and forest edges in developing Blackberry thickets.

Year (area)	1(W) / 2(E)	2(W) / 3(E)	Jaar (gebied)
Number of plots	5	5	Aantal opnamen
Cover <i>Rubus fruticosus</i> ag. (%)	< 35%	>35%	Bedekking Zwarte braam (%)
<i>Agrimonia eupatoria</i>	.	40 ^r	Gewone agrimonie
<i>Ajuga reptans</i>	.	20 ^r	Kruipend zenegroen
<i>Bromopsis ramosa s. benekenii</i>	20 ^r	.	Bosdravik
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	20 ^r	Duinriet
<i>Cardamine flexuosa</i>	20 ^r	.	Bosveldkers
<i>Carex pallescens</i>	.	60 ⁺	Bleke zegge
<i>Hypericum hirsutum</i>	.	20 ⁺	Ruig hertshooi
<i>Hypericum pulchrum</i>	.	20 ⁺	Fraai hertshooi
<i>Inula conyzae</i>	.	20 ^r	Donderkruid
<i>Lapsana communis</i>	20 ^r	.	Akkerkool
<i>Vicia sepium</i>	40 ^r	40 ^r	Heggenwikke

Aangegeven zijn de presentie en karakteristieke bedekking van de soorten in het jaar waarin de braambedekking is toegenomen tot > 35% (rechts) en het daaraan voorafgaande jaren (links). Indicated are the constancy and average cover-abundance class (in plots where the species is present) in the year in which the Blackberry cover increased to > 35% (right column) and the preceding year (left column).

Zoals te verwachten veroorzaakte de zwaarste ingreep (grootste lichtstelling) de grootste toename van soorten van kapvlakten en bosranden. Alleen Bosandoorn en Bosdravik lijken een voorkeur voor een beperkte lichtstelling te hebben. Geen van de kapvlakte- en bosrandsoorten heeft evenwel nadeel ondervonden van de kap. Opvallende afwezig in de proefvlakken zijn de orchideeënsoorten die kenmerkend zijn voor het *Orchio-Cornetum*. Dit komt overeen met de ervaringen opgedaan bij het herstelbeheer van middenbossystemen in het Oombos en Schaelsbergerbos waar de orchideeën pas vanaf de tweede kapcyclus werden teruggevonden (De Kroon, 1986; Eichhorn en Eichhorn, 2007).

Net als bij de "echte" bossoorten blijkt de grootste toename van de kapvlakte- en bosrandsoorten te zijn opgetreden in de zones met een neutrale bovengrond. Voor een aantal soorten komt een "voorkeur" voor een neutrale of zelfs relatief lage pH niet onverwacht. Dit geldt bijvoorbeeld voor Fraai hertshooi, Bleke zegge en Echt duizendguldenkruid. Echter, verschillende notoire kalksoorten blijken in onze proefvlakken

zuurder voor te komen dan verwacht. Voorbeelden zijn Ruig hertshooi, Prachtklokje, Wilde marjolein (*Origanum vulgare*) en Donderkruid (*Inula conyzae*). De verklaring is waarschijnlijk dat de gevonden pH-waarden van de bovengrond gemiddelden zijn die niet volledig rechtdoen aan de bodemkundige heterogeniteit op micro-schaal (zie hierboven: § 7.1.1).

De vraag is nu in hoeverre deze toename bestendig zal zijn wanneer het lichtaanbod op de bosbodem weer afneemt. Tabel 7b geeft een beeld van de ontwikkeling in de proefvlakken waarin sprake van een sterke ontwikkeling van een braamlaag. Voor een aantal soorten, waaronder de Bosdravik, blijkt het opduiken op de kapvlaktes inderdaad van korte duur te zijn geweest. De belangrijkste trend lijkt echter te zijn dat bij een toenemende braambedekking ook de aantallen soorten van kapvlakten en bosranden toenemen. Een dergelijke toename van kapvlakte- en bosrandsoorten (ondanks de geleidelijke uitbreiding van braam) werd eerder ook in het Oombos en Schaelsbergerbos waargenomen (Eichhorn & Eichhorn, ongepubl.). Het is aannemelijker is dat in het derde groeiseizoen na de kap (en later) soorten verschijnen uit nieuw gevormd zaad dan vanuit vanuit de zaadbank. Het is evenzeer aannemelijk dat bij verder afnemend lichtaanbod uiteindelijk het aandeel kapvlakte- en bosrandsoorten weer zal afnemen. Hoe snel dit zal gaan in het Eyser- en Wijlrebos is nog onzeker; bij een gemiddelde bramenbedekking van 77% (na twee jaar) werd in ieder geval nog geen afname van deze soortengroep geconstateerd (§ 5.1.4). In het Oombos en het Schaelsbergerbos maakte de toenemende schaduwwerking van het hakhout circa vier tot vijf jaar een einde aan de toename van zowel bramen als kapvlakte- en bosrandsoorten.

Indien binnen de rotatieperiode van 15 à 20 jaar alle nieuw verschenen kapvlakte- en bosrandsoorten weer verdwijnen, zal dit bij voortzetting van het nu ingezette bosbeheer geen belemmering vormen voor hun duurzame (zij het periodieke) aanwezigheid in het gebied. Het betreft hier soorten waarvan de zaadbank na vele decennia nog actief was en nu weer is opgeladen. Voor hun fysieke, bovengrondse aanwezigheid op landschapsschaal (bijvoorbeeld van belang voor de entomofauna) is het echter wel van belang meer inzicht te krijgen in de tijdsduur van het kapvlakte-effect (in relatie tot braambedekking, kroonsluiting en expositie).

7.2 Mossen

7.2.1 Diversiteit van ecologische groepen

Grote beheeringrepen in het verlengde van historisch hakhout- en middenbosbeheer leiden in hellingbossen op ondiepe kalkbodem tot een veelal tijdelijke opleving van mossoorten uit verschillende ecologische groepen (Tabel 7c). Het gaat hierbij vrijwel uitsluitend om topkapselmossen, in veel minder mate levermossen en slaapmossen.

Tabel 7c. Ecologische groepen van bodemmossen die verschijnen na (aanzienlijke) opening van het kronendak in de onderzochte hellingbossen op bodems met ondiepe kalk.

Table 7c. Ecological groups of terrestrial bryophytes established after substantial canopy opening in the studied slope forests on calcareous bedrock.

	L ≤ 4 (lichte) schaduw shade	L 5 - 7 half open partial shade	L ≥ 8 open open and full light
R ≤ 3 zuur acid	Dicranella heteromalla Mnium hornum	Campylopus introflexus C. pyriformis Pohlia nutans	
R 4 - 6 zwak zuur tot neutraal moderately acid to neutral	Atrichum undulatum Calypogeia arguta C. fissa Fissidens bryoides Fissidens exilis	Bryum bornholmense B. microerythrocarpum Entosthodon fascicularis Ephemerum minutissimum Fossombronina pusilla Pleuroidium acuminatum Pohlia lutescens Polytrichum longisetum	Bryum barnesii B. gemmiferum B. rubens Ceratodon purpureus Dicranella staphylina Ditrichum cylindricum Marchantia ruderalis N Tortula truncata
R 7 - 8 neutraal tot basisch neutral to basic		Barbula unguiculata Dicranella schreberiana Didymodon tophaceus Fissidens taxifolius Physcomitrium pyriforme N Tortula modica	Barbula convoluta Bryum dichotomum B. ruderale B. klinggraeffii Didymodon fallax Ephemerum recurvifolium Funaria hygrometrica N Leptobryum pyriforme N Microbryum curvicolle Phascum cuspidatum Weissia controversa Weissia longifolia

De groepen zijn ingedeeld naar Ellenberg lichtgetal L en zuurgetal R (naar Siebel 2005; www.blwg.nl). Per groep is vet een karakteristieke, naamgevende soort weergegeven. De toevoeging N achter soortnamen betreft soorten met het zeer hoge Ellenberg stikstofgetal N=9. Slaapmossen zijn niet opgenomen.

Ecological groups have been classified according to Ellenberg values for light (L) en reaction (R) (after Siebel 2005; www.blwg.nl). For each group a characteristic naming species is given in bold. An N after a species name denotes the very high Ellenberg value for nitrogen N=9. Pleurocarpus mosses have been excluded.

Allereerst vindt regeneratie of hervestiging (uit de diasporenbank) plaats van soorten van zwak basische tot kalkrijke bodem (Ellenberg R 7-8) van half open tot open terrein (Ellenberg L≥5) die elders in het heuvelland voorkomen in kalkgraslanden of anderszins periodiek verstoorde kalkrijke geëxponeerde plekken zoals taluds van holle wegen. Binnen deze groep van kalkminnende soorten is nog onderscheid te maken tussen soorten van zeer open, periodiek uitdrogende standplaatsen (L≥8) en soorten van wat meer beschutte, half-open plaatsen of micromilieus die niet snel uitdrogen (L 5-7). Onder de soorten uit de eerste groep kunnen zich heel bijzondere mossen bevinden zoals Kalkeendagsmos (*Ephemerum recurvifolium*) in het Oombos en Gebogen wintermos (*Microbryum curvicolle*) in het Wijlrebos. Dergelijke soorten worden niet snel met bossen geassocieerd maar bevinden zich kennelijk wel in de diasporenbank wat wijst op een lange historische continuïteit van periodiek forse beheeringrepen. Voorbeelden van soorten uit de tweede, meer beschermd voorkomende soorten zijn Hakig greppelmos (*Dicranella schreberiana*) en Kleivedermos (*Fissidens taxifolius*). Zowel in het eerder onderzochte Oombos (Hommel *et al.*, 2010a) als in het Eyserbos zijn beide groepen goed vertegenwoordigd. In het Oombos is het onderste deel

van de helling kalkrijk en in het Eyserbos het bovenste deel. In mindere mate zijn soorten uit deze groep ook in het Wijlrebos gevonden in het meest kalkrijke middendeel van de helling.

Mossoorten van uitgesproken zure standplaatsen (Ellenberg $R \leq 4$) zijn in hellingbossen op ondiepe kalk schaars en geassocieerd met terrasmateriaal en/of een sterk humeuze toplaag en dan vaak in steilkantjes. Het gaat om algemene soorten van *Quercion*-standplaatsen zoals Gewoon pluisjesmos (*Dicranella heteromalla*) en Gewoon sterrenmos (*Mnium hornum*).

Het zwak-zure tot neutrale bereik (Ellenberg R 4-6) van bodems in hellingbossen wordt gevormd door (uitwiggend) terrasmateriaal of löss met een dikte van tenminste enkele dm's op een basenrijke ondergrond. Ook hier is een vrij grote groep soorten van open terrein ($L \geq 8$), soorten die elders voorkomen op open klei, basenrijke leem of door basenrijke kwel gevoed zand, zoals Braamknikmos (*Bryum rubens*), Knolletjesgreppelmos (*Dicranella staphylina*) en Gewoon kleimos (*Tortula truncata*). Deze groep bevat veel soorten met broedknollen (tubers; vergelijk tabel 5g). Aan de schaduwkant (L 4-6) van het zwak-zure tot neutrale bereik (her)vestigen zich mossen met een grote verpreiding in rijkere bossen, zoals Gewoon rimpelmos (*Atrichum undulatum*) en Gezoomd vedermos (*Fissidens bryoides*) en snavelmossen (*Eurhynchium stariatum*, *Kindbergia praelonga*).

Tot slot is, dankzij het onderzoek in het Wijlrebos, duidelijk geworden dat er in het zwak-zure tot neutrale bereik nog een derde ecologische groep voorkomt in half open condities (Ellenberg L 5-7) met soorten van heischrale standplaatsen. Hiervan is het zeldzame Klein kortsteeltje (*Pleuridium acuminatum*) wel het uithangbord. Het is in het Wijlrebos plaatselijk vlakdekkend aangetroffen in het omgevormde deel. Deze soort was vooral bekend van lemige wortelkluiten, op het plateau van Vaals en in het Savelsbos samengroeiend met het zeer zeldzame Geel smaltandmos (*Ditrichum pallidum*) (Bijlsma, 2007) die echter niet is aangetroffen in het Wijlrebos. Deze als 'wortelkluitengemeenschap' (*Pleuridio acuminati-Ditrichetum pallidi*) beschreven soortencombinatie is ook bekend van uitsleepsporen in bossen (Marstaller, 2009). Ook komen andere soorten voor die tot dusver vooral geassocieerd werden met wortelkluiten, zoals Aardappelknikmos (*Bryum bornholmense*) en Geel peermos (*Pohlia lutescens*). Het op veel plaatsen gevonden Roestknolknikmos (*Bryum microerythrocarpum*) was vooral bekend van betrekkelijk open, heischrale standplaatsen. De laatste drie soorten zijn in het Wijlrebos op meerdere plekken met sporenkapsels aangetroffen wat (gezien hun tweehuizigheid) wijst op een optimale groeiplaats. Op wortelkluiten (die sterk kunnen uitdrogen) komen sporenkapsels niet (*Pohlia*) of zelden (*Bryum bornholmense*) voor (waarnemingen R.J. Bijlsma). Het plaatselijk vlakdekkende optreden van deze soorten op de bosbodem was nog niet eerder gedocumenteerd. Zeer bijzonder zijn de vondsten van de landelijk zeer zeldzame soorten Kleilentemos (*Entosthodon fascicularis*), op drie plaatsen, en Klein goudkorrelmos (*Fossombronia pusilla*), op één plek.

Het opvallend voorkomen van heischrale mossoorten in het Wijlrebos gaat samen met een even opvallende schaarste aan uitgesproken nitrofytische mossoorten die in veel natuurontwikkelingsterreinen na ontgronding massaal kunnen optreden, met name Krulmos (*Funaria hygrometrica*), Paraplutjesmos (*Marchantia polymorpha* ssp. *ruderalis*), Slankmos (*Leptobryum pyriforme*) en Knikkertjesmos (*Physcomitrium pyriforme*). De laatste twee soorten hebben een langlevende diasporenbank. Kennelijk heeft het historisch middenbos-beheer in het verleden hier niet geleid tot condities die vlakdekkend gunstig waren voor deze nitrofytische soorten. Mogelijk is dit mede te danken aan de sterke immobilisatie van stikstof na ingrepen door de relatief zure (of snel verzurende) toplaag van het lössdek en de sowieso in het (relatief koele) Wijlrebos geringe bruto mineralisatie van stikstof in het optimale groeiseizoen (late herfst tot vroege voorjaar) van bodemmossen (zie § 4.2.2).

Samengevat kan het optreden van de verschillende ecologische groepen na ingrepen in hellingbossen met historisch middenbosbeheer op ondiepe kalk waarschijnlijk goed worden verklaard door een combinatie van factoren: 1) expositie van de helling, 2) aanwezigheid van zeer ondiepe kalk (binnen 20-30 cm), 3) aanwezigheid van een matig dik lössdek

(dieper dan 30-50 cm) en 4) aandeel/invloed van zandig-grindig, basenarm terrasmateriaal (Tabel 7d). De grote diversiteit van bodemmossen in het Wijlrebos kan volgens dit schema worden verklaard door 1) de relatief koele NW-expositie, waardoor het risico van uitdroging van de bosbodem wordt verkleind en de bruto-mineralisatie van stikstof tijdens het groeiseizoen van bodemmossen laag is, 2) een matig dik lösspakket met een groot vochtvasthoudend vermogen en een, dankzij historisch middenbosbeheer, aanzienlijke diasporenbank en 3) plaatselijk zeer ondiepe kalk, waardoor de *Didymodon-fallax*-groep belangrijk bijdraagt aan de soorten diversiteit.

Tabel 7d. Optreden van de verschillende ecologische groepen bodemmossen na opening van het kronendak in hellingbossen op ondiepe kalk (zie Tabel 7a) ten opzichte van verklarende kenmerken in de onderzochte bossen.

Table 7d. Occurrence of different ecological groups of terrestrial bryophytes after canopy opening in slope forests on calcareous bedrock (see table 7a) relative to explanatory features of the studies forests.

factor/ecol.groep	Oombos	Eyserbos	Wijlrebos
expositie / exposure	W	Z	NW
aanwezigheid zeer ondiepe kalk / presence of a very shallow calcareous subsoil	++	++	+
aanwezigheid van dagzomende mergel / presence of marl in or above ground level	+	0	0
aanwezigheid matig dik lössdek / presence of a moderately thick löss layer	0	+	++
invloed terrasmateriaal / influence of sandy and gravelly Meuse terrace material	++	+	++
<i>Dicranella heteromalla</i> -groep <i>Pohlia nutans</i> -groep (zuur, schaduw tot half open)	+	0	++
<i>Fissidens bryoides</i> -groep (neutraal, schaduw)	+	+	++
<i>Pleuridium acuminatum</i> -groep (neutraal, half open; 'heischraal bos')	+	+	++
<i>Bryum rubens</i> -groep (neutraal, open)	++	++	++
<i>Fissidens taxifolius</i> -groep (basisch, half open)	+	+	++
<i>Didymodon fallax</i> -groep (basisch, open)	++	+	+

++ algemeen, + schaars, 0 vrijwel afwezig.

++ common; + restricted; 0 almost absent.

7.2.2 Wijlrebos en Eyserbos nader vergeleken

Kennelijk was er in het Wijlrebos in het verleden sprake van een vorm van intensief (hakhout)beheer waarbij zich op zwak-zure tot neutrale löss een diverse, aan lichtrijke condities gebonden mosflora heeft kunnen ontwikkelen. Populatiebiologische sleutelprocessen bij de duurzame instandhouding van deze mosflora blijken nog steeds werkzaam na een forse ingreep:

1. een snelle regeneratie uit de diasporenbank;
2. snelle vegetatieve uitbreiding (door erosie/verspoeling van bodemmateriaal met tubers);
3. (ook bij tweehuizige soorten) kapselvorming in het eerste groeiseizoen dankzij de regeneratie van zowel mannelijke als vrouwelijke planten uit de diasporenbank.

Hoewel snelle regeneratie uit de diasporenbank goed bekend is bij mossen van frequent verstoorde korte vegetaties en in bossen van wortelkluiten (zie boven en reviews in During, 1997, 2001, 2007) was dit voor bosbodems nog niet gedocumenteerd in de mate die is aangetroffen in het Wijlrebos. Karakteristiek (in vergelijking met wortelkluiten) is de snelle kapselvorming bij tweehuizige soorten op de bosbodem. Ook de in het Wijlrebos aangetroffen aanzienlijke diversiteit van ecologische groepen was nog niet eerder waargenomen. In hoeverre de praktijkproef alle in de diasporenbank aanwezige mossoorten aan het licht heeft gebracht, is uiteraard onbekend. De enkele vondst van Klein goudkorrelmos (*Fossombronia pusilla*) doet vermoeden dat er vroeger nog wel meer soorten aanwezig waren.

Het kleine aantal mossoorten en ecologische groepen (op de bodem) in het Eyserbos en de geringe respons op de ingrepen kan volgens Tabel 7d worden verklaard door een bosmilieu met een zuidexpositie en het ontbreken van een lössdek. Voor de ingreep was de bosbodem evenals in Wijlre ongeschikt als leefgebied vanwege een strooisellaag. In tegenstelling tot het Oombos is er in het Eyserbos geen sprake van strooiselvrije dagzomende of boven maaiveld uitstekende mergel waarvan diverse kalkmossen sterk profiteren. Na de ingreep kwam een kalkhoudende, rulle en deels zelfs gruiszige minerale bodem beschikbaar die door deze structuur, de geringe vochtvasthoudendheid en het grote risico op verdroging, goeddeels ongeschikt bleek voor nieuwvestiging van mossen. Alleen het ruderaal Braamknikmos (*Bryum rubens*) heeft mogelijk kunnen profiteren dankzij een hoge bruto-mineralisatie, mede dankzij een snelle opwarming in het voorjaar (zie § 4.2.2). Het is niet uitgesloten dat ook in het Eyserbos de diasporenbank rijker is gevuld dan gedacht, wat o.a. blijkt uit het verschijnen van Kogeltjesmos (*Weissia longifolia*) langs een uitsleppad met een betere vochtvoorziening.

7.3 Dagvlinders

De kapbehandelingen hebben geresulteerd in een grote toename van de hoeveelheid licht op de bosbodem, een minder beschermt microklimaat, een afname van de houtige vegetatie en een explosieve toename van de kruidachtige vegetatie. Na het eerste jaar nam vooral in Eys ook de bedekking van braam zeer sterk toe en ontwikkelde deze zich plaatselijk tot een bijna manshoog, dicht vegetatiedek. Het nectaraanbod nam eveneens sterk toe en handhaafde zich tussen de braamvegetatie in op de rijpaden waar het hout was weggesleept. Naast de braam zelf was vooral het bloemenaanbod van Koninginnenkruid (*Eupatorium cannabinum*), Speerdistel (*Cirsium vulgare*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*) en diverse gele Asteraceae erg groot.

Voor de dagvlinders betekende de toename van licht en nectaraanbod een belangrijke verbetering van de habitatkwaliteit. Net als in de studie naar de effecten van hakhoutbeheer in Oombos en Schaelsbergerbos (Hommel *et al.*, 2010a; Wallis de Vries & Prick, 2012) namen aantallen soorten en individuen sterk toe na de kap en waren er in het ongekapte bos nauwelijks dagvlinders te vinden. Soortgelijke ontwikkelingen zijn in buitenlandse studies gevonden (zie Fartmann *et al.*, 2013). Alleen in het vroege voorjaar vóór de sluiting van het bladerdak en ook op een enkele kleine open plek met braam werden er dagvlinders in het ongestoorde bos gezien.

Bij de waargenomen soorten dagvlinders overheersten de soorten die overwinteren als pop of vlinder. Dit betrof 70% van de soorten (12 van de 17), wat significant meer is dan de 30% van alle Nederlandse standvlinders, maar iets minder dan de 89% (8 van de 9) uit de studie van de hakhoutbossen (Hommel et al., 2010a; Wallis de Vries & Prick, 2012). Er was dus maar een klein aandeel van soorten die zich als rups in het voorjaar ontwikkelen en dan zowel de zonnewarmte als de – met name kruidachtige – waardplanten nodig hebben. Een belangrijke uitzondering – naast de eenmalige waarneming van een Kleine ijsvogelvlinder in Wijlre en de weinig aan bossen gebonden Bruine zandoogjes (*Maniola jurtina*) en Koevinkjes (*Aphantopus hyperantus*) – was de nieuwe vestiging van de Keizersmantel op de gekapte proefvlakken van Eys. Opnamen in 2012 hadden al laten zien dat de proefvlakken na de kap aan de kritische voorwaarden voor habitatkwaliteit voor deze soort – voldoende warmte door invallend zonlicht (zuidexpositie!), bosviooltjes en verspreid staande bomen – voldeden (Wallis de Vries et al., 2013). Met de vestiging in 2013 en talrijke waarnemingen in 2014 lijkt dit een eerste duidelijke succes van het kapexperiment voor de vlinderfauna te zijn! Ook in de bredere zin van de Europese Habitatrichtlijn is het voor bedreigde bosvlinders belangrijk dat vroeger geëxploiteerde bossen weer actief worden beheerd (Van Swaay et al., 2012).

De uiteindelijke gevolgen van het bosbeheer voor de vlinderfauna van hellingbossen zal worden gestuurd door een combinatie van de effecten van het beheer op habitatkwaliteit en de ruimtelijke condities waarin geschikt habitat beschikbaar is ten opzichte van potentiële bronpopulaties. Op basis van puur en alleen de benodigde ruimtelijke condities voor populaties (naar o.m. Bink, 1992; Dennis, 1992; Bos et al., 2006) en de beschikbaarheid van bronpopulaties in de regio (Bijlage H) kunnen de volgende perspectieven voor de aandachtsoorten van dagvlinders in het Heuvelland worden geschetst:

- *Soorten waarvoor terugkeer van lokale populaties in geschikte gebieden kansrijk is:* Boswitje, Geelsprietdikkopje, Groentje, Iepenpage (recent verbeterde waarnemingstechnieken leren dat het voorkomen van deze soort door de verborgen leefwijze vermoedelijk sterk is onderschat), Sleedoorpage.
- *Soorten die spontaan kunnen terugkeren, maar waarvoor het Heuvelland een onderdeel vormt van een grotere regionale populatie:* Groot geaderd witje, Grote ijsvogelvlinder, Grote weerschijnvlinder, Keizersmantel, Rouwmantel.
- *Soorten waarvoor herintroductie nodig zou zijn, welke alleen in grotere bosgebieden ook kansrijk is:* Bruine eikenpage en Kleine ijsvogelvlinder.
- *Soorten waarvoor herintroductie nodig zou zijn, welke alleen bij goede ruimtelijke samenhang ook kansrijk is:* Bont dikkopje, Bosparelmoervlinder, Tweekleurig hooibeestje, Zilverstreep-hooibeestje en Zilvervlek.

Om het succes van het kapexperiment, met name in het Eyserbos, te bestendigen is een permanente beschikbaarheid van geschikt habitat een vereiste. Dit stelt de beheerder voor een lastige keuze. Een zorgvuldig beheer zou het voortbestaan van de populaties op de kapvlakten mogelijk enige jaren kunnen rekken. Het duurzaam voorkomen van hoge bedekkingen van bosviooltjes op een lichte en hete zuidhelling door het gericht verwijderen van braamstruweel en andere houtige opslag is echter niet realistisch. De viooltjes zullen bij permanente lichtstelling snel verdrongen worden door robuustere en meer verdroging-tolerante soorten (o.a. grassen). Bovendien is een dergelijk vervolgbeheer strijdig met de doelstellingen van behoud en/of herstel van bosgebonden flora en fauna en met het ingezette beheersysteem. Permanente beschikbaarheid van geschikt habitat kan ons inziens

alleen gerealiseerd worden door op landschapsschaal op wisselende locaties tijdelijk geschikte habitats te creëren. De ervaringen opgedaan in het Eyserbos kunnen daarbij richtinggevend zijn. Ondertussen zal het – helaas onvermijdelijke – plaatselijk uitdoven van de Keizermantel-populatie in onze proefvlakken ook waardevolle informatie opleveren. Immers, kennis over de levensduur van de populatie in relatie tot de rotatiesnelheid van het bosbeheer is noodzakelijk voor het ontwikkelen van een effectief rotatiesysteem op landschapsschaal. Wanneer hier op korte termijn al invulling aan gegeven wordt, dan zal ook duidelijk worden of de Keizersmantel zich in metapopulatieverband kan handhaven, in een dynamisch evenwicht van lokale koloniaties en lokale extincties met stabiele aantallen op landschapsschaal.

7.4 Nachtvinders

Bij de Macro-nachtvinders hebben de kapingrepen tot een sterke reductie van de soortenrijkdom geleid. Dit blijkt ten eerste uit de afname in aantal soorten op de B-plots (kroonbedekking 55%) van Eys en Wijlre tussen de situatie vóór en na de kap. Ten tweede blijkt dit uit de hogere soortenrijkdom in de ongestoorde controles ten opzichte van de gekapte plots. Van herstel was in 2014 nog geen sprake, maar dat was na 2-3 jaar ook nog vroeg geweest. Ook in het Schaelsbergbos en mogelijk ook het Oombos was het soortenaantal pas na kroonsluiting in de stakenfase na 13-14 jaar weer op een hoger niveau (Hommel *et al.*, 2010a; Wallis de Vries & Prick, 2012).

In dit onderzoek werden wel meer soorten van oude bossen gevonden dan in het Oombos en het Schaelsbergbos. Van de 17 soorten nachtvinders die in het Preadvies Hellingbossen als aandachtsoort zijn opgenomen (Bobbink *et al.*, 2008) werden er zeven in het Eyser- en/of Wijlrebos waargenomen. Dit is een groter aantal dan de vier aandachtsoorten die in het eerdere onderzoek naar hakhoutbeheer werden gevonden (Hommel *et al.*, 2010a; Wallis de Vries & Prick, 2012), namelijk de Spaanse vlag en soorten die van Bosrank afhankelijk zijn. Het grotere aantal waargenomen aandachtsoorten is waarschijnlijk mede te verklaren uit het feit dat beide locaties oude en lang niet beheerde bossen betreffen, in tegenstelling tot de hakhoutbossen van Oombos en Schaelsbergbos, waar ook de relatief oude stadia in het nabije verleden als hakhout beheerd waren geweest. Van de zeven in onze proefvlakken waargenomen aandachtsoorten met een bekende binding aan oude bossen (www.vlindernet.nl); werden er vier alleen in de ongekapte situatie gevonden.

Een tweede reden voor het relatief grote aantal waargenomen aandachtsoorten is dat er in het Eyserbos al vóór de aanvang van onze proef sprake was van een goed ontwikkelde, structuurrijke bosrand met mantel en zoom op korte afstand van onze proefvlakken. Van de bijzondere soorten met een binding aan bosranden werden er eveneens zeven waargenomen, waarvan Prunusspanner en de zeer zeldzame Zwartrandgrasuil alleen op de gekapte plots; de laatste soort werd ook in Oombos en Schaelsbergbos alleen in de jonge hakhoutstadia gevonden.

Over het geheel trad de afname in soortenrijkdom op de gekapte plots op bij zowel de bossoorten als bij de nog grotere groep van bosrandsoorten. Alleen bij de relatief kleine groep van soorten van open landschappen was er geen nadelig effect van de kap. Veel bos- en bosrandsoorten zijn geheel of gedeeltelijk afhankelijk van houtige planten tijdens de rupsenfase. Daarnaast zal de verandering van microklimaat ongetwijfeld ook van invloed zijn geweest, maar de kennis daarover is voor nachtvinders nog zeer beperkt. De grotere achteruitgang in soortenrijkdom in het Eyserbos (zuid-expositie) ten opzichte van het Wijlrebos (noordwest-expositie) en het snellere herstel in de plot met de hogere kroonbedekking in Wijlre vormen wel een aanwijzing dat de invloed van kap op het microklimaat sterker is op een warmere zuidhelling dan bij een gematigder expositie. Een tijdelijke afname van de bos- en bosrandsoorten viel in elk geval te verwachten, net als werd

gevonden in het bovengenoemde onderzoek in hakhoutbossen. Herstel zal net als bij de dagvlinders dus afhangen van het vervolgbeheer, maar bij de nachtvlinders is meer aandacht nodig voor de specifieke randvoorwaarden voor habitatkwaliteit van soorten van (oude) bossen.

Onderzoek aan nachtvlinders in onder meer Engelse loofbossen (Broome et al., 2011; Merckx et al., 2012) benadrukt dat er naast aandacht voor structuurvariatie en bosrandbeheer ook gezorgd moet worden voor een ruimtelijke zonering in het beheer. Ook deze onderzoekers wijzen op het belang om het specifieke vochtige en getemperde bosklimaat van opgaand bos voor een reeks van bossoorten te behouden. Veraghtert & Merckx (2014) raden daarom aan om er bij het rotatiebeheer in bossen ervoor te waken dat er steeds voldoende opgaand bos met volledige kroonsluiting overblijft. In de sterk gefragmenteerde bossen van Zuid-Limburg vormt dit een extra punt van zorg.

Voor de nachtvlinders geldt net als voor de dagvlinders dat de uiteindelijke gevolgen van het bosbeheer worden bepaald door een combinatie van de effecten van het beheer op de habitatkwaliteit en de ruimtelijke condities waarin geschikt habitat beschikbaar is ten opzichte van potentiële bronpopulaties. Voor de nachtvlinders is de kennis over bronpopulaties, mobiliteit en benodigde ruimtelijke condities voor de meeste soorten nog te beperkt om voorspellingen te doen, maar de informatie over het voorkomen in de regio wordt wel steeds beter (Bijlage H): de laatste vijf jaar zijn 16 van de 17 aandachtsoorten uit het preadvies in het Heuvelland waargenomen, al betreft de waarneming van de Weegbreebeer (*Parasemia plantaginis*) een incident. De Bonte beer (*Callimorpha dominula*) is de laatste jaren op enkele plaatsen in Zuid- en Midden-Limburg waargenomen: als vlinder op licht in het Onderste en Bovenste Bos, de Vijlener- en Vaalserbossen, op de Meinweg, te Wesse en te Ospel en als rups in het Ravensbos (waarnemingen Vlinderwerkgroep Natuurhistorisch Genootschap). De Oranje espenspanner (*Archiearis notha*) is van vroegere decennia bekend uit de omgeving van Gulpen, Mechelen en Slenaken. In 2014 is echter een mannetje op de St. Pietersberg gezien en gefotografeerd. Alleen de Pluimspinner (*Ptilophora plumigera*) is waarschijnlijk uit Nederland verdwenen. Ondanks intensief zoeken in de voorbije vijf jaren is het niet meer gelukt de vlinder met lichtvallen te lokken. Ook niet in het aan het Bovenste en Onderste bos grenzende Belgische bosgebied bij Teuven. Hier heeft de vlinder eind jaren '80 en begin jaren '90 van de vorige eeuw enkele jaren in enorme aantallen gevlogen (soms 70 tot 90 exemplaren op één avond op licht). Op Nederlands gebied betrof het toen steeds maar een enkel exemplaar. Al met al lijken de meeste soorten dus wel bronpopulaties in de regio te hebben.

Bij de nachtvlinders overheersen in het beheerexperiment in beide proefgebieden nog de negatieve effecten van de kap op de soorten van bossen en bosranden. Voor de soorten van bosranden zou herstel na de eerste jaren volgend op de kap mogen worden verwacht, wanneer de hergroei van houtigen weer dominant wordt. Het grootste deel van de aandachtsoorten voor de nachtvlinders uit het preadvies bestaat uit soorten van bosranden. De toegenomen structuurvariatie na kap is voor deze soorten vermoedelijk een belangrijke verbetering. Binnen het Nachtvlinder-monitoringsproject Limburg zijn in 2008-2009 zes van deze aandachtsoorten in tuinen in Zuid-Limburg gevonden: Bosrankdwergspanner, Bruine bosrankspanner, Donkergroene korstmosuil, Egale bosrankspanner, Spaanse vlag en Witvlekbosrankspanner. Voor de soorten van oude bossen – bij de aandachtsoorten zijn dat Eiken-orvlinder, Linde-eenstaart en Oranje espenspanner – vergt herstel vermoedelijk langere tijd. Ook voor deze soorten mag een positief effect van een grotere structuurvariatie – zoals ook aanwezig in oudere bossen – worden verwacht. Maar waarschijnlijk is voor deze soorten ook de structuurvariatie in de kroonlaag van de bossen van belang. Om deze te bereiken zullen nog diverse kapcycli nodig zijn.

Het is vooralsnog de vraag hoe de verdere ontwikkeling van de nachtvlinderfauna in het beheerexperiment op korte termijn zal verlopen. De plaatselijk zeer sterke toename van braam vergroot de onzekerheid, aangezien verdere toename en persistentie van het

braamstruweel veel invloed kunnen hebben op de structuurvariatie en de hergroei van bomen en struiken (zie ook § 7.1.1).

7.5 Overige arthropoden

Bij de vlinders bevonden zich zowel soorten van bosranden als van opgaande en oude bossen. Voor de groepen van dag- en nachtvlinders samen mag dus een redelijk compleet beeld van het palet aan effecten van het gevoerde bosbeheer worden verwacht. De specifieke habitateisen van soorten die afhankelijk zijn van dood hout en andere detritivoren worden door de vlinders echter niet goed gedekt (hoewel sommige nachtvlinders wel detritivoor zijn). Hiervoor zou dus extra onderzoek nodig zijn. Toch laat ook onderzoek aan schors- en houtbewonende kevers van oude bossen zien dat structuurvariatie en invallend zonlicht voor deze soorten evenzeer van belang is (zie Vodka et al., 2009; Horák et al., 2012). Ook de mierenfauna van eikenbossen blijkt baat te hebben bij meer structuurvariatie en leeftijdsvariatie in de boomlaag (Dolek et al., 2009). In deze lijn hebben Liegl & Dolek (2008) met succes een soortgroep-overstijgende combinatie van vlinder- en keversoorten van verschillende deelbiotopen gebruikt als indicatorsoorten voor het succes van middenbosbeheer in Beierse loofbossen. Toch waarschuwen Merckx *et al.* (2012) ervoor dat een al te grote openheid ten koste gaat van soorten van vochtige en donkere bosmilieus.

In onze proefvlakken in het Eyser- en Wijlrebos werden – in een aanvullend onderzoek door Th. Heijerman (zie Bijlage I) - via potvallen andere groepen (terrestrische) ongewervelden, zoals loopkevers, bemonsterd. De resultaten van dit onderzoek kunnen het beeld van de effecten van dit beheerexperiment met herstel van ongelijkvormig hooghoutbeheer completeren. De belangrijkste conclusie van het loopkeveronderzoek in het Eyserbos is dat de gevolgen van de beheerexperimenten op de samenstelling van de fauna vooralsnog erg beperkt zijn. Ook zijn de verschillen tussen de twee series binnen een proefvlak, die dus een zelfde kapbehandeling hebben ondergaan, niet kleiner dan tussen series van verschillende proefvlakken. Wel wordt er in de rapportage de aandacht op gevestigd dat oude hellingbossen van Zuid-Limburg het enige toevluchtsoord in Nederland vormen voor een zeer bijzondere bosloopkeverfauna die we verder alleen in Centraal-Europa aantreffen. Deze fauna omvat stenotope (sterk aan één ecotoop gebonden) en zeer kwetsbare soorten met een slecht verspreidingsvermogen. Van vier van deze soorten komen in het Eyserbos populaties voor. Het voorkomen van deze zeldzame bossoorten benadrukt het belang om zorgvuldig met dit oude bosgebied om te gaan.

8 Conclusies

De beheerexperimenten in het Eyser- en Wijlrebos hebben aangetoond dat een omvorming van een (voormalig) middenbosbeheer naar een beheer als ongelijkvormig hooghout ook in de Zuid-Limburgse context (steile hellingen; meerdere decennia geen ingrepen) goed mogelijk is. Wel zal het meerdere kapcycli (van 15 à 20 jaar) vergen voor de gewenste diameterklasse-verdeling van een "lopend" systeem is gerealiseerd.

Het onderzoek was primair gericht op de ecologische gevolgen van de ingreep. Bedrijfs-economische aspecten van de ingreep vormden geen onderwerp van het onderzoek. Wel kan grofweg geconcludeerd worden dat de ingrepen min of meer budget-neutraal konden worden uitgevoerd. Dit lijkt een groot verschil met het zeer dure middenbosbeheer zoals dit sinds de jaren '70 weer op enkele plekken in Zuid-Limburg wordt uitgevoerd. De vergelijking is echter niet helemaal eerlijk, aangezien de eerste kapbeurt bij herintroductie middenbosbeheer ook "goedkoop" is, aangezien er nu vooral zwaar hout is geoogst waardoor de kosten per m³ relatief laag zijn en opbrengsten relatief hoog. Een echt verschil zal dan ook vooral moeten zitten in de volgende kapbeurten. De rentabiliteit van toekomstige kapcycli zal naar verwachting worden bepaald door de kwaliteit van de bomen die in de reserve opgroeien en de organisatie van, en beschikbare technieken bij, de kap van de bomen en struiken in de ondergroei. Het is interessant om hierbij de recente ontwikkelingen rond de in Duitsland ontwikkelde QD methode (Buysse, 2014) te betrekken in de wijze waarop vervolfbeheer wordt gepland. Een langer interval tussen kapbeurten ten opzichte van het middenbosbeheer zal tevens zorgen dat de stammetjes van de bomen in de ondergroei een hogere diameter bereiken dan in het hakhoutbeheer met kortere rotatietijd. Dit zal naar verwachting leiden tot lagere oogstkosten en hogere opbrengsten in de vorm van brandhout en wellicht andere sortimenten.

De experimenten waren gericht op de mogelijkheden voor behoud en herstel van natuurwaarden van hellingbos op ondiepe kalkbodems. Dit betreft slechts een beperkt deel van de hellingbossen in het Zuid-Limburgse heuvelland. De proefvlakken in het Eyser- en Wijlrebos liggen vrijwel geheel op een typische kalkhelling waar de kalksteen op geringe diepte onder maaiveld ligt (binnen één meter, op de meeste plaatsen veel ondieper). Desondanks kan ook binnen deze proefvlakken een duidelijke, door de geologische opbouw bepaalde hellingzonering van groeiplaatstypen worden waargenomen met relatief zure, neutrale en (zeer) basenrijke bovengronden. Deze zonering mag niet verward worden met de macro-zonering die hierboven voor de hellingbossen in het mergelland is beschreven. Wel bieden de ontwikkelingen op de hellingzones met zure en neutrale bovengrond aanknopingspunten om de resultaten van dit onderzoek te extrapoleren naar andere hellingzones en hellingtypen in het heuvelland. Gerichte praktijkproeven blijven ook daar echter gewenst.



Foto 8a. Houtoogst in het Eyserbos (februari 2012). Bij de eerste exploitatie in het kader van een omvormingsbeheer naar ongelijkvormig hooghout kunnen de kosten volledig gedekt worden door de opbrengst. In hoeverre dit ook bij volgende kapcycli het geval zal zijn is nog onduidelijk. Van groot belang hierbij is de ontwikkeling van een reserve met voldoende stamkwaliteit (foto: Etiënne Thomassen).

Photo 7b. Harvest of timber in the Eyserbos (February 2012). At the first exploitation as part of a conversion into an irregular high forest expenses can be fully balanced by the revenues. If this will be the case again in future cutting cycles is uncertain. Of major importance will be the development of a reserve with a sufficient timber quality (photograph: Etiënne Thomassen).

De twee proefgebieden kwamen sterk overeen in een aantal – in het kader van dit onderzoek – belangrijke kenmerken. In beide gevallen betrof het oude bosgebieden met een verleden als middenbos (hakhout met overstaanders), een ongestoorde ontwikkeling van meerdere decennia na het staken van het middenbosbeheer en een ligging op een ondiepe kalkhelling. Er zijn echter ook enkele belangrijke verschillen, met name voor wat betreft de expositie, de gemiddelde hellingshoek, het type kalksteen in de ondergrond en de gemiddelde diepte van de kalksteen ten opzichte van het maaiveld. Binnen de gekozen proefopzet moeten deze verschillen vooral als ruisfactoren worden beschouwd. Wel is het zeer aannemelijk dat vooral het verschil in expositie (zuid in het Eyserbos, noordwest in het Wijlrebos) een deel van de gevonden effecten kan verklaren.

Bij de beoordeling van de effecten van de ingreep op de diverse soortgroepen moeten wij in het oog houden dat de effecten van de ingreep in de eerste kapcyclus sterk kunnen afwijken van die in latere kapcycli. Bij het herstel van het hakhout-met-overstaanders in het Oombos en het Schaelsbergerbos nam na meerdere kapbeurten het aantal doelsoorten geleidelijk toe en de mate van verrijking door bosrank en/of braam iets af. In de tweede plaats moeten wij bedenken dat met het nieuw geïntroduceerde beheersysteem een laag-dynamisch systeem wordt vervangen door een uitgesproken hoog-dynamisch systeem (zij het minder extreem dan bij een terugkeer naar het aloude middenbos). Winst van natuurwaarden die in de eerste jaren na de ingreep zijn gerealiseerd zullen deels weer verdwijnen, achteruitgang in natuurwaarden zal na kroonsluiting deels weer hersteld worden. In beide gevallen moet de "hersteltijd" worden afgezet tegen de tijdsduur van één kapcyclus (15 à 20 jaar). Soorten die zich niet binnen die tijd weten te herstellen lopen het risico voorgoed te verdwijnen uit het systeem. Soorten die na een kortstondige opleving bij kroonsluiting weer verdwijnen zijn voor hun overleven afhankelijk van de diasporenbank, van "sluimerende" wortelstokken of -

in het geval van soorten met goede dispersiemogelijkheden - van andere - al dan niet tijdelijke - geschikte habitats in de omgeving. Met bovenstaande nuanceringen in gedachte is het voor de verschillende soortgroepen toch mogelijk een voorlopige beoordeling van de effecten van de ingrepen te geven.

Voor de vaatplanten geldt dat de respons van de "echte" bosplanten positief en van de soorten van kapvlakten en bosranden zeer positief was. Voor laatstgenoemde groep is de winst waarschijnlijk duurzaam. Ook al zullen veel soorten naar verwachting in de komende jaren bovengronds weer verdwijnen, hun zaadbank in de proefvlakken zal ten opzichte van de uitgangssituatie weer duidelijk ververscht en opgeladen zijn. In hoeverre de positieve effecten op de bossoorten duurzaam zijn, zal vooral afhangen van hun vermogen een periode van enkele jaren met zeer geringe lichtbeschikbaarheid te doorstaan. De ontwikkeling van de braamvegetatie, vooral in de periode dat de boom- en struiklaag nog niet in sluiting zijn, zijn daarbij vermoedelijk cruciaal. Overigens geldt ook voor diverse bosplanten (o.a. grassen) dat hun opleving bestendig is door aanvulling van de zaadbank.

De mosflora's in de hellingbossen van de studie-objecten Eyserbos en Wijlrebos bleken al bij de nulmeting (voor de ingreep) aanzienlijk te verschillen en dit contrast heeft zich na de ingreep opvallend versterkt: in Eys steeg het totaal aantal terrestrische soorten in de plots van 6 naar 8, in Wijlre van 18 naar 43. Het gering aantal bodemmossen en ecologische groepen in het Eyserbos kan worden verklaard door de zuidexpositie in combinatie met zeer ondiepe kalk, de aanwezigheid van een dunne maar persistente strooisellaag en het ontbreken van een vochtvasthoudend lössdek. De minerale bodem heeft daardoor een rulle structuur en warmt snel op wat zowel vestiging (vanwege de structuur) als overleving (vanwege het risico van uitdroging) bemoeilijkt. De zowel aan soorten als ecologische groepen zeer rijke mosflora van het Wijlrebos is het resultaat van historisch middenbosbeheer onder voor mossen gunstige abiotische condities, namelijk de relatief koele noordwestexpositie en de aanwezigheid van zowel zeer ondiepe kalk als een matig dik lössdek en enige invloed van zandig-grindig terrasmateriaal. Het plaatselijk vlakdekkend optreden van een groep mossen van heischrale groeiplaatsen was nog niet eerder in deze omvang gedocumenteerd.

Voor het periodiek revitaliseren van de diasporenbank van mossen in het Wijlrebos, en tegelijkertijd voor het creëren van nieuw vestigingsmilieu voor kolonisten van kalkrijke bodem zonder diasporenbank, is een beheerregime vereist waarbij het kronendak periodiek sterk wordt geopend en dat tegelijkertijd vlakdekkende open, minerale bodem oplevert, ontdaan van een eventueel ectorganisch humusprofiel. Een hoog stamtal is hierbij ongunstig en het achterlaten van tak- en top hout in meerdere opzichten (strooiselaccumulatie, versnelde vestiging van vaatplanten, verrijking) zeer ongunstig.

Voor vlinders geldt dat naast het bosbeheer en daaraan gekoppeld de oppervlakte met geschikte habitat ook ruimtelijke condities van belang zijn voor het voorkomen van de diverse soorten. Bij de meeste dagvlinders van hellingbossystemen lijkt de habitatkwaliteit de belangrijkste beperkende factor te zijn. Bij het onderzoek naar hakhoutbeheer werd al geconcludeerd dat het dan vooral gaat om de hoeveelheid waard- en nectarplanten onder de juiste - zonnige en beschutte - microklimatologische condities. De terugkeer van de Keizersmantel in Eys lijkt dit te bevestigen. In het algemeen geldt voor de dagvlinders dat hun respons op de ingrepen uitgesproken positief was, met een duidelijke piek in het tweede jaar na de ingrepen. Hoe duurzaam dit effect is zal lokaal en op korte termijn vooral afhangen van de ontwikkeling van de braamruigtes; regionaal en op iets langere termijn zal alleen een goede spreiding (in ruimte en tijd) van vergelijkbare ingrepen in het heuvelland de winst kunnen bestendigen.

Bij de nachtvlinders waren de effecten van de kapingrepen vooral negatief, waarbij opviel dat ook de diversiteit aan soorten van bosranden duidelijk achteruit ging. In hoeverre hier - meer dan bij de dagvlinders het geval is - ruimtelijke condities een belangrijke rol spelen is

niet duidelijk. Voor de nachtvlinders is de kennis over bronpopulaties, mobiliteit en benodigde ruimtelijke condities voor de meeste soorten nog beperkt. Wel werd geconstateerd dat er in het tweede jaar na kap reeds een duidelijk herstel was opgetreden, vooral in het proefvak met de lichtste ingreep in het (door zijn noordwest-expositie) beschuttere Wijlrebos.

De respons van de overige invertebraten vormde strikt genomen geen onderdeel van deze studie. De eerste resultaten van een parallel uitgevoerd onderzoek naar de veranderingen in het Eyserbos na de ingreep geven echter aan dat de gevolgen van op de samenstelling van de loopkeverfauna erg beperkt zijn. Wel werden bij de inventarisatie meerdere Midden-Europese bossoorten die in ons land uitsluitend in Zuid-Limburg voorkomen, zeer kwetsbaar zijn voor verstoring en niet beschikken over een goed verspreidingsvermogen.

In hoeverre de onderzoeksresultaten naar andere delen van het heuvelland en binnen het Mergelland naar andere hellingzones geëxtrapoleerd mogen worden is onzeker. De praktijkproeven in het Eyser- en Wijlrebos hebben laten zien hoe onverwacht sterk de ontwikkelingen gestuurd bleken te worden door de expositie. Andere nog niet onderzochte factoren als type moedermateriaal, hellingshoek, voormalig grondgebruik en aanwezigheid van soortenpools in de omgeving zullen ongetwijfeld nog voor onverwachte variatie in effecten zorgen.

Een uitgebalanceerde werkwijze om de structuurvariatie in hellingbossen te vergroten, kan dus een breed scala van organismen ten goede komen – van pioniers van open plekken en struweelranden tot bewoners van dood hout, beschaduwde bosbodems en de hogere kroonlagen. Het huidige beheerexperiment heeft daarvoor een bijdrage geleverd, maar moet ook worden beschouwd als slechts een eerste stap in een lang leerproces! Daarbij is het zaak om met oog op zeldzame soorten van oude bossen ook ruimte blijven te geven aan zones waarin de ontwikkelingen ongestoord kunnen verlopen. In de veelal kleine hellingbossen vormt het een grote uitdaging om deze condities in ruimte en tijd te ontwikkelen!

9 Literatuur

- Baeten, L., B. Bauwens, A. De Schrijver, L. De Keersmaecker, H. Van Calster, K. Vandekerckhove, B. Roelandt, H. Beeckman & K. Verheyen, 2009. Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation Science* 12(2): 187-197.
- Bakker, H. de & J. Schelling, 1966. *Systeem van bodemclassificatie voor Nederland. De hogere niveaus*. Pudoc, Wageningen, 217 pp.
- Bink, F.A., 1992. *Ecologische atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa*. Schuyt & Co, Haarlem.
- Bijlsma, R.J., 2004. Verbraming: oorzaken en ecologische plaats. *DLN* 105(4): 138-144.
- Bijlsma, R.J. 2007. Verhoogde natuurwaarde door natuurlijke bosontwikkeling. Een bryologische studie in bosreservaat Kerperbos, gem. Vaals (Zuid-Limburg). *Natuurhistorisch Maandblad* 96(11): 289-298.
- Bloem, J., M. Starink, M.B. Bär-Gillissen & Th.E. Cappenberg, 1988. Protozoan grazing, bacterial activity, and mineralization in two-stage continuous cultures. *Applied and Environmental Microbiology* 54: 3113-3121.
- Bloem, J., C. Albert, M.B. Bär-Gillissen, Th. Berman & Th.E. Cappenberg, 1989. Nutrient cycling through phytoplankton, bacteria and protozoa, in selectively filtered Lake Vechten water. *Journal of Plankton Research* 11: 119-131.
- Bobbink, R., Bijlsma, R.-J., Brouwer, E., Eichhorn, K., Haveman, R., Hommel, P., Noordwijk, T. van, Schaminée, J., Verberk, W., Waal, R. de, Wallis de Vries, M., 2008. Preadvies hellingbossen in Zuid-Limburg. Rapport DK nr. 2008/094-O - Directie Kennis - Ministerie van LNV, Ede.
- Bos, F. G., M. A. Bosveld, D. G. Groenendijk, C. A. M. Van Swaay & I. Wynhoff, 2006. *De dagvlinders van Nederland - verspreiding en bescherming*. Nederlandse Fauna 7. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.
- Bouwma, I.M. 1993. *Bosgeschiedenis van de hellingbossen van Zuid-Limburg*. Doctoraal verslag. Landbouwuniversiteit Wageningen.
- Broek, J.M.M. van den, & W.H. Diemont, 1966. *Het Savelsbos. Bosgezelschappen en bodem*. Verslagen van Landbouwkundige onderzoekingen 682. Pudoc, Wageningen. 120 pp.
- Broome, A., Clarke, S., Peace, A. & Parsons, M. (2011). The effect of coppice management on moth assemblages in an English woodland. *Biodiversity and Conservation* 20: 729-749.
- Bruciamacchie, M. & B. de Turckheim, 2005. *La futaie irrégulière : Théorie et pratique de la sylviculture irrégulière, continue et proche de la nature*. Edusud, Aix-en-Provence, 286 pp.
- Buyse, W. 2014. *Kwalificeren – Dimensioneren (QD). Flexibel natuurgericht bosbeheer binnen een strakke timing*. KOBE-rapport van het Agentschap voor Natuur en Bos en Inverde.
- Canali, S. & Benedetti A., 2006. Soil nitrogen mineralization. In *Microbiological Methods for Assessing Soil Quality*. Eds.: J. Bloem, A. Benedetti & D. W. Hopkins. pp. 127-135. CABI, Wallingford, UK.
- Cortenraad, J. & T. Mulder, 1989. De achteruitgang van een aantal Zuidlimburgse bosplanten nader beschouwd. *Natuurhistorisch Maandblad* 78 (5): 80-85.
- Delft, B. van, R. de Waal, R. Kemmers, P. Mekink & J. Sevink, 2006. *Field guide Humus forms. Description and classification of humus forms for ecological applications*. Alterra, Wageningen. 91 pp.
- Dennis, R.L.H. (ed.), 1992. *The ecology of butterflies in Britain*. Oxford University Press, Oxford.
- Doing Kraft, H., 1954. L'analyse des carrés permanents. *Acta botanica Neerlandica* 3: 421-424.

- Dolek, M., Freese-Hager, A., Bussler, H., Floren, A., Liegl, A. & Schmidl, J. (2009). Ants on oaks: effects of forest structure on species composition. *Journal of Insect Conservation* 13: 367–375.
- During, H.J. 1997. Bryophyte diaspore banks. *Advances in Bryology* 6: 103-134.
- During, H.J. 2001. Diaspore banks. *The Bryologist* 104(1): 92-97.
- During, H.J. 2007. Relations between clonal growth, reproduction and breeding system in the bryophytes of Belgium and The Netherlands. *Nova Hedwigia, Beiheft* 131: 133-145.
- Eichhorn, K.A.O. & L.S. Eichhorn, 2007. Herstel van de soortenrijke flora in twee Zuid-Limburgse hellingbossen. *Natuurhistorisch Maandblad* 96 (8): 240-246.
- Fartmann, T., C. Müller & D. Poniatowski, 2013. Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. *Biological Conservation* 159: 396–404.
- Haveman, R., J.H.J. Schaminée & E.J. Weeda, 1999. Rhamno-Prunetea, Klasse der doornstruwelen. In: A.F.H. Stortelder, J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel. *De Vegetatie van Nederland. Deel 5: ruigten, struwelen en bossen*; p. 121-164.
- Heijerman Th. & B. Aukema., 2014. *Notiophylus quadripunctatus* weer terug op de Nederlandse lijst (Coleoptera: Carabidae) *Entomologische Berichten* 74: 143-146.
- Hommel, P.W.F.M. (red.), R.J. Bijlsma, K.A.O. Eichhorn, R.H. Kemmers, J. den Ouden, J.H.J. Schaminée, R.W. de Waal, M.F. Wallis de Vries & B.J.C. Willers, 2010a. Mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. Resultaten eerste onderzoeksfase. Rapport 2010/dk140-O. LNV, Directie Kennis en Innovatie, Ede. 103 pp.
- Hommel, P.W.F.M., K.A.O. Eichhorn, R.H. Kemmers, J. den Ouden & M.F. Wallis de Vries, 2010b. OBN-onderzoek naar mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. Voortgangsrapportage december 2010. Alterra, Eichhorn Ecologie, Wageningen Universiteit en Vlinderstichting. 47 pp.
- Honnay, O., M. Hermy & P. Coppin, 1999. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87: 73-84.
- Horak, J., Chumanova, E. & Hilszczański, J., 2012. Saproxyllic beetle thrives on the openness in management: a case study on the ecological requirements of *Cucujus cinnaberinus* from Central Europe. *Insect Conservation and Diversity* 5: 403-413.
- Jansen, C.C.G.M. & W. van den Westeringh, 1983. Dat ging over zijn hout. Overmatig gebruik van bossen in het zuiden van Limburg van de Hoge Middeleeuwen tot in de 20e eeuw. In: *Studies over de sociaal-economische geschiedenis van Limburg* (red. R. Dieteren O.F.M. & C.C.G.M Jansen), XXVIII, p. 19-63. Van Gorcum, Assen.
- Keeney, D. R. & Nelson D. W., 1982. Nitrogen - Inorganic forms. In *Methods of soil Analysis, Part 2*. Eds.: C. A. Black, D.D. Evans, J.L. White, L.E. Ensminger & F.E. Clark. Madison WI: Am. Soc. Agron., p.682-687.
- Kelderman, P.H., 1990. Hakhoutbeheer? Gewoon zo! *Natuurhistorisch Maandblad* 79 (9): 228-231.
- Kemmers, R.H., J. Bloem, J.H. Faber en G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, 2007. Bodemkwaliteit en bodembiodiversiteit bij natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1523.
- Kreutz, C.A.J. & H. Dekker, 2000. De orchideeën van Nederland. *Ecologie - verspreiding - bedreiging - beheer*. B.J. Seckel & C.A.J. Kreutz, Raalte en Landgraaf.
- Kroon, H. de, 1986. De vegetaties van Zuidlimburgse hellingbossen in relatie tot het hakhoutbeheer. Een rijke flora met een onzekere toekomst. *Natuurhistorisch Maandblad*, 75 (10): 167-92.
- Liegl, A. & Dolek, M., 2008. Conservation of coppice with standards for canopy arthropods: The Bavarian Conservation Programme for Forests. In: Floren, A. & Schmidl, J. (eds): *Canopy arthropod research in Europe*, pp. 551-562, bioform entomology, Nuremberg.
- Loon, H. van, A. Mensink & A. Scheltinga, 1985. Vegetatiekundig onderzoek in verschillende boscomplexen in het Gerendal (Zuid-Limburg). Doctoraal verslag. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

- Mohren, F., B. Muys, B. van der Aa & K. Verheyen, 2010. Hooghout. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen. Boscologie en bosbeheer. Acco Leuven / Den Haag; p. 325-353.
- Odé, B., 1990. Hakhoutbeheer, bodem en vegetatie. *Natuurhistorisch Maandblad* 79 (7-8): 208- 212.
- Ouden, J. den, P. Jansen, L. Meiresonne & R. Knol, 2010. Hakhout en middelhout. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen. Boscologie en bosbeheer. Acco Leuven / Den Haag; p. 311-323.
- Marstaller, R. 2009. Das Pleuridio acuminati-Ditrichetum pallidi Gillet ex Marst. 1990. *Soziologie, Ökologie und Verbreitung in Mitteleuropa*. *Herzogia* 22: 303–312.
- Merckx, T. & Slade, E.M., 2014. Macro-moth families differ in attraction to light: implications for light-trap monitoring programmes. *Insect Conservation & Diversity* doi :10.1111/icad.12068.
- Merckx T., Feber R.E., Hoare D.J., Parsons, M.S., Kelly, C.J., Bourn, N.A.D. & Macdonald, D.W., 2012. Conserving threatened Lepidoptera: towards an effective woodland management in landscapes under intense human land-use. *Biological Conservation* 149: 32-39.
- Pott, R., 1995. Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2^{de} druk. Ulmer, Stuttgart. 622 pp.
- Rackham, O. 1980. Ancient woodland. Its history, vegetation and uses in England. Edward Arnold, London. 402 pp. (herziene uitgave 2003).
- Siebel, H. 2005. Indicatiegetallen van blad- en levermossen. IBN-rapport 047. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Smeets, Floris, 2011. Herstelbeheer van hellingbos (Eyserbos) op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. Stageverslag Hogeschool Van Hall Larenstein. 33 pp.
- Smolders, A.J.P., J.G.M. Roelofs & E.C.E.T. Lucassen, 2011. Goede grond voor natuur. Abiotische bodemcondities sturen vegetatieontwikkeling in natuurgebieden. *Bodem* (2011) 2: 11-13.
- Stortelder, A.F.H., J.H.J. Schaminée & M. Hermy, 1999. Klasse 43. Querco-Fagetea, klasse der eiken- en beukenbossen op voedselrijke grond. In: A.F.H. Stortelder, J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel. *De Vegetatie van Nederland. Deel 5: ruigten, struwelen en bossen*; p. 287-331.
- Turin H., 2000. De Nederlandse loopkevers. Verspreiding en Oecologie. *Nederlandse Fauna* 3. KNNV Uitgeverij, NNM Naturalis & EIS-Nederland.
- Turin, H. & Th. Heijerman, 1988. Ecological classification of forest-dwelling Carabidae (Coleoptera) in the Netherlands. *Tijdschrift voor Entomologie* 131: 65-71.
- Turin, H., K. Alders, P.J. den Boer, S. van Essen, Th. Heijerman, W. Laane & E. Penterman, 1991. Ecological characterization of carabid species (Coleoptera, Carabidae) in The Netherlands from thirty years of pitfall sampling. *Tijdschrift voor Entomologie* 134 (1991): 279-304.
- Wallis de Vries, M.F., M. Prick & D. Groenendijk (2009). Vlinders in hellingbossen: effecten van hakhoutbeheer. Rapport VS2009.037. De Vlinderstichting, Wageningen.
- Van Calster, H., L. Baeten, K. Verheyen, L. De Keersmaeker, S. Dekeyser, J.E. Rogister & M. Hermy, 2008. Diverging effects of overstorey conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management* 256(4): 519-528.
- Van Swaay, C., Collins, S., Dušej, G., Maes, D., Munguira, M.L., Rakosy, L., Ryrholm, N., Šašić, M., Settele, J., Thomas, J.A., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. & Wynhoff, I.. 2012. Dos and Don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union. *Nature Conservation* 1: 73–153.
- Veraghtert, W. & Merckx, T., 2014. Natuurbeheer voor nachtvlinders: meer dan nattevingerwerk? *Natuur.focus* 13(4): 169-175.
- Vodka, J., Konvicka, M. & Cizek, L., 2009. Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation* 13: 553–562.
- Wallis de Vries, M.F. & Prick, M., 2012. Effecten van hakhoutbeheer op de vlinders van hellingbossen. *Natuurhistorisch Maandblad* 101(1), 1-9.

- Wallis de Vries, M.F., Groenendijk, D. & Huigens, T., 2013. Een beschermingsplan voor de Spaanse vlag. *Natuurhistorisch Maandblad* 102(8), 177-183.
- Werf, S. van der, 1991. *Bosgemeenschappen. Natuurbeheer in Nederland. Deel 5.* Pudoc, Wageningen. 375 pp.
- Westreenen, F.S. van (1989). De Zuidlimburgse bossen; jong bos of oude stoven? Een boshistorisch overzicht vanaf 1800. *Natuurhistorisch Maandblad* 78 (3): 48-54.
- Willems, J.H. & K.P. Boessekool, 1999. Coppiced woodlands and their significance for herbaceous plant species conservation. In: D. Ming & M.J.A. Werger. *A spectrum of ecological studies.* Southwest China Normal University Press, Chongqing: 188-196.
- Willers, B., Hommel, P. & J. Schaminée, 2012. Veranderingen in de zonering van bosgemeenschappen in het Savelsbos. *NHM* 101 (2), p. 24-31.

Bijlage A Bodemchemie vóór en na ingreep (0-10 cm -mv)

Soil chemistry before and after cutting; 0-10 cm below surface level

Gebied (area)	PQ (plot)	SG	vóór ingreep (2011) (before cutting)			twee jaar na ingreep (two years after cutting) (Eys: 2013, Wijlre: 2014)		
			N-totaal (g/kg)	org. stof (%)	pH	N-totaal (g/kg)	org. stof (%)	pH
Eyserbos	A1	35	4.8	14.5	6.96	2.3	7.7	6.75
Eyserbos	A2	35	6.4	18.4	7.16	4.6	15.1	6.70
Eyserbos	A3	35	3.2	10.5	4.53	1.9	6.8	4.83
Eyserbos	A4	35	5.9	18.0	7.01	3.5	12.1	6.60
Eyserbos	A5	35	3.3	10.7	4.87	3.2	11.7	5.62
Eyserbos	A6	35	3.3	10.6	4.91	2.1	7.5	4.80
Eyserbos	B1	55	6.0	16.8	7.26	3.5	10.8	7.05
Eyserbos	B2	55	5.9	17.2	6.87	4.0	12.1	7.05
Eyserbos	B3	55	5.2	15.1	7.28	4.3	13.9	7.12
Eyserbos	B4	55	4.8	16.0	6.07	3.6	11.8	6.27
Eyserbos	B5	55	5.7	18.1	6.97	3.8	14.2	6.64
Eyserbos	B6	55	5.9	19.1	6.12	3.6	12.2	6.79
Eyserbos	C1	100	5.3	15.3	7.28	4.5	13.8	6.81
Eyserbos	C2	100	5.5	16.6	7.17	2.5	9.1	6.39
Eyserbos	C3	100	5.7	17.2	6.66	3.9	12.3	6.56
Eyserbos	C4	100	5.0	15.5	6.69	4.9	15.4	6.93
Eyserbos	C5	100	5.5	17.7	6.90	3.4	10.9	6.46
Eyserbos	C6	100	5.4	17.7	7.05	4.4	13.6	7.08
Wijlrebos	A1	100	1.7	6.1	3.58	2.0	6.9	4.08
Wijlrebos	A2	100	2.4	8.1	5.07	2.2	7.3	7.04
Wijlrebos	A3	100	2.5	7.7	3.73	1.9	6.0	3.99
Wijlrebos	A4	100	3.1	11.3	3.41	2.2	8.2	3.23
Wijlrebos	A5	100	2.5	8.7	3.40	2.0	6.7	3.56
Wijlrebos	A6	100	2.0	6.7	3.58	1.7	6.3	3.29
Wijlrebos	B1	55	3.9	12.6	7.13	3.8	13.0	6.47
Wijlrebos	B2	55	3.4	10.4	5.36	2.4	8.3	5.97
Wijlrebos	B3	55	2.7	9.1	6.46	3.5	10.6	7.03
Wijlrebos	B4	55	2.5	9.3	3.17	1.7	6.3	3.30
Wijlrebos	B5	55	2.7	9.9	3.24	2.0	8.8	3.15
Wijlrebos	B6	55	2.3	8.0	3.23	1.8	6.6	3.25
Wijlrebos	C1	35	2.7	9.3	6.81	2.1	6.8	4.93
Wijlrebos	C2	35	1.9	6.2	3.69	2.2	7.7	3.58
Wijlrebos	C3	35	4.1	12.0	5.00	3.6	11.4	4.98
Wijlrebos	C4	35	3.5	10.7	6.48	3.2	10.4	6.06
Wijlrebos	C5	35	3.4	9.1	3.60	1.7	5.7	3.53
Wijlrebos	C6	35	2.9	8.6	3.56	2.6	8.3	3.51

SG: beoogde sluitingsgraad (kroonbedekking) na ingreep (intended canopy cover after cutting).

Bijlage B N-mineralisatie vóór en na ingreep (0-10 cm -mv)

Mineralization of nitrogen before and after cutting; 0-10 cm below surface level

Gebied (area)	PQ (plot)	SG	vóór ingreep (2011) (before cutting)			twee jaar na ingreep (two years after cutting) (Eys: 2013, Wijlre: 2014)		
			N-min	Min. N	N-min/MinN	N-min	Min. N	N-min/MinN
		(%)						
Eyserbos	A1	35	4.1	229.3	0.02	5.3	123.0	0.04
Eyserbos	A2	35	2.1	108.9	0.02	4.9	175.0	0.03
Eyserbos	A3	35	3.6	85.5	0.04	5.4	119.7	0.05
Eyserbos	A4	35	5.1	133.1	0.04	7.0	176.6	0.04
Eyserbos	A5	35	2.4	84.1	0.03	4.2	104.9	0.04
Eyserbos	A6	35	2.7	79.5	0.03	3.5	49.3	0.07
Eyserbos	B1	55	5.4	217.5	0.02	4.2	142.6	0.03
Eyserbos	B2	55	5.4	154.0	0.04	*	*	*
Eyserbos	B3	55	5.7	188.7	0.03	3.9	155.8	0.03
Eyserbos	B4	55	4.0	117.8	0.03	6.7	185.7	0.04
Eyserbos	B5	55	4.0	152.1	0.03	4.8	245.2	0.02
Eyserbos	B6	55	5.8	109.7	0.05	4.0	97.9	0.04
Eyserbos	C1	100	3.8	121.6	0.03	8.7	260.3	0.03
Eyserbos	C2	100	3.5	174.8	0.02	6.7	168.6	0.04
Eyserbos	C3	100	3.1	99.1	0.03	4.3	114.0	0.04
Eyserbos	C4	100	4.5	122.0	0.04	4.8	165.7	0.03
Eyserbos	C5	100	4.1	125.9	0.03	4.6	129.4	0.04
Eyserbos	C6	100	3.7	130.1	0.03	3.9	159.9	0.02
Wijlrebos	A1	100	3.5	28.7	0.12	-1.0	47.9	-0.02
Wijlrebos	A2	100	3.9	183.7	0.02	0.5	53.2	0.01
Wijlrebos	A3	100	4.8	76.9	0.06	0.4	74.6	0.01
Wijlrebos	A4	100	7.2	75.4	0.10	0.9	18.7	0.05
Wijlrebos	A5	100	5.4	32.8	0.16	1.4	33.1	0.04
Wijlrebos	A6	100	3.3	56.7	0.06	0.9	23.1	0.04
Wijlrebos	B1	55	1.9	178.0	0.01	-2.2	109.5	-0.02
Wijlrebos	B2	55	2.5	64.7	0.04	-2.5	100.7	-0.02
Wijlrebos	B3	55	3.1	79.2	0.04	-0.1	56.0	0.00
Wijlrebos	B4	55	1.8	21.4	0.09	-0.3	21.9	-0.01
Wijlrebos	B5	55	2.0	27.1	0.07	0.4	18.0	0.02
Wijlrebos	B6	55	2.1	23.2	0.09	0.1	19.1	0.01
Wijlrebos	C1	35	3.6	112.9	0.03	-1.0	94.4	-0.01
Wijlrebos	C2	35	2.4	28.8	0.08	1.6	45.1	0.04
Wijlrebos	C3	35	7.2	128.6	0.06	0.8	33.3	0.02
Wijlrebos	C4	35	4.4	131.3	0.03	2.0	71.3	0.03
Wijlrebos	C5	35	4.7	34.5	0.14	0.5	69.8	0.01
Wijlrebos	C6	35	4.0	43.3	0.09	1.0	63.2	0.02

SG: beoogde sluitingsgraad (kroonbedekking) na ingreep. N-min: potentiële N-min (mg N/kg.wk); MinN: potentieel mineraliseerbaar N (mgN/kg); *: ontbrekende waarde.

SG: intended canopy cover after cutting. N-min: potential N mineralisation (mg N/kg.wk); MinN: potentially mineralizable N (mgN/kg); *: missing value.

Bijlage C

Synoptische tabel ontwikkeling kruidlaag Eyserbos (2011-2014)

Summary table development herb layer Eyserbos (2011-2014)

Proefvak (plot) / SG (%)	A (35)				B(55)				C (100)				
Jaar (year)	2011	2012	2013	2014	2011	2012	2013	2014	2011	2012	2013	2014	
<i>Acer campestre</i>	.	.	33 ^r	.	17 ^r	17 ^r	17 ^r	33 ^r	50 ^r	17 ^r	50 ^r	.	Spaanse aak
<i>Acer platanooides</i>	33 ^r	.	17 ^r	17 ^r	.	17 ^r	17 ^r	17 ^r	Noorse esdoorn
<i>Acer pseudoplatanus</i>	100 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	67 ⁺	67 ⁺	83 ¹	83 ⁺	83 ⁺	83 ⁺	83 ⁺	83 ⁺	Gewone esdoorn
<i>Agrimonia eupatoria</i>	.	.	.	33 ^r	.	.	.	33 ^r	Gewone agrimonie
<i>Ajuga reptans</i>	17 ⁺	17 ⁺	33 ^r	33 ^r	17 ⁺	17 ⁺	17 ¹	33 ^r	Kruipend zenegroen
<i>Arctium species</i>	.	.	33 ^r	Klit (G)
<i>Arrhenatherum elatius</i>	50 ^r	Glanshaver
<i>Arum maculatum</i>	100 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	100 ¹	100 ⁺	67 ⁺	83 ⁺	Gevlekte aronskelk
<i>Athyrium filix-femina</i>	17 ^r	Wijfjesvaren
<i>Bellis perennis</i>	.	.	17 ^r	17 ^r	.	.	17 ⁺	Madeliefje
<i>Betula pendula</i>	.	.	.	33 ^r	.	.	.	17 ^r	Ruwe berk
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	.	.	33 ^r	33 ^r	.	.	17 ^r	17 ⁺	17 ^r	17 ^r	17 ^r	.	Boskortsteel
<i>Bromopsis ramosa s. benekenii</i>	17 ^r	Bosdravik
<i>Bromus sterilis</i>	17 ^r	17 ^r	IJle dravik
<i>Bryonia dioica</i>	.	.	33 ^r	Heggenrank
<i>Cardamine flexuosa</i>	.	.	33 ^r	Bosveldkers
<i>Cardamine hirsuta</i>	17 ^r	Kleine veldkers

Proefvak (plot) / SG (%)	A (35)				B(55)				C (100)				
Jaar (year)	2011	2012	2013	2014	2011	2012	2013	2014	2011	2012	2013	2014	
<i>Carex flacca</i>	17 ^r	Zeegroene zegge
<i>Carex pallescens</i>	.	.	17 ⁺	67 ^r	Bleke zegge
<i>Carex sylvatica</i>	33 ^r	50 ^r	67 ⁺	67 ⁺	17 ^r	17 ^r	33 ^r	33 ^r	17 ⁺	17 ⁺	17 ⁺	17 ⁺	Boszegge
<i>Carpinus betulus</i>	33 ^r	33 ^r	50 ⁺	83 ^r	.	.	.	17 ^r	Haagbeuk
<i>Cephalanthera damasonium</i>	17 ^r	Bleek bosvogeltje
<i>Circaea lutetiana</i>	33 ^r	33 ^r	17 ¹	17 ⁺	17 ¹	.	17 ¹	17 ²	Groot heksenkruid
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	50 ^r	50 ¹	.	.	33 ^r	50 ⁺	Akkerdistel
<i>Cirsium vulgare</i>	.	.	100 ⁺	67 ^r	.	.	83 ^r	50 ^r	Speerdistel
<i>Clematis vitalba</i>	17 ^r	17 ^r	83 ¹	83 ²	17 ⁺	17 ⁺	67 ¹	67 ⁺	33 ^r	33 ^r	.	17 ⁺	Bosrank
<i>Convallaria majalis</i>	33 ^r	33 ^r	17 ¹	17 ¹	67 ⁺	67 ⁺	67 ⁺	67 ⁺	Lelietje-van-dalen
<i>Cornus sanguinea</i>	17 ^r	17 ^r	67 ^r	50 ^r	.	.	33 ^r	67 ^r	17 ⁺	33 ^r	17 ^r	.	Rode kornoelje
<i>Corylus avellana</i>	67 ^r	67 ^r	67 ⁺	67 ⁺	83 ⁺	100 ⁺	83 ⁺	67 ⁺	83 ⁺	83 ⁺	100 ⁺	67 ⁺	Hazelaar
<i>Crataegus monogyna</i>	17 ^r	17 ^r	50 ^r	33 ^r	33 ^r	17 ^r	50 ⁺	50 ⁺	50 ^r	50 ^r	17 ^r	.	Eenstijlige meidoorn
<i>Crepis biennis</i>	.	.	100 ⁺	50 ^r	.	.	100 ⁺	67 ^r	Groot streepzaad
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	17 ^r	17 ^r	.	.	67 ^r	17 ^r	Kropaar
<i>Daucus carota</i>	.	.	33 ^r	17 ^r	.	.	17 ^r	Peen
<i>Digitalis purpurea</i>	.	.	67 ^r	Gewoon vingerhoedskruid
<i>Dryopteris carthusiana</i>	17 ^r	17 ^r	17 ^r	Smalle stekelvaren
<i>Epilobium parviflorum</i>	.	.	17 ^r	17 ^r	.	.	17 ^r	33 ^r	Viltige basterdwederik
<i>Epilobium species</i>	.	.	50 ^r	Basterdwederik (G)
<i>Eupatorium cannabinum</i>	.	.	50 ⁺	67 ⁺	.	.	33 ^r	33 ^r	Wilde kardinaalsmuts
<i>Euonymus europaeus</i>	33 ^r	17 ⁺	17 ⁺	17 ^r	17 ^r	.	.	Koninginnenkruid
<i>Fagus sylvatica</i>	33 ^r	67 ^r	50 ^r	17 ^r	33 ^r	50 ^r	33 ^r	50 ^r	83 ⁺	83 ⁺	50 ⁺	50 ^r	Beuk
<i>Fraxinus excelsior</i>	100 ²	100 ¹	100 ²	83 ²	100 ¹	100 ¹	100 ²	100 ¹	100 ¹	100 ¹	83 ¹	100 ¹	Gewone es
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.	.	17 ^r	33 ^r	.	.	33 ⁺	33 ^r	Gewone hennepnetel

Proefvak (plot) / SG (%)	A (35)				B(55)				C (100)				
Jaar (year)	2011	2012	2013	2014	2011	2012	2013	2014	2011	2012	2013	2014	
<i>Galium aparine</i>	.	.	33 ^r	17 ^r	33 ^r	.	33 ^r	17 ^r	17 ⁺	17 ⁺	.	17 ^r	Kleefkruid
<i>Galium odoratum</i>	50 ²	50 ²	67 ⁺	50 ²	50 ²	50 ²	67 ²	67 ²	17 ¹	17 ¹	17 ⁺	17 ¹	Lievevrouwebedstro
<i>Geranium robertianum</i>	17 ⁺	17 ^r	17 ¹	17 ¹	Robertskruid
<i>Geum urbanum</i>	.	33 ^r	50 ^r	33 ^r	83 ⁺	83 ⁺	83 ¹	83 ¹	33 ^r	33 ^r	17 ⁺	.	Geel nagelkruid
<i>Hedera helix</i>	100 ²	100 ²	100 ²	100 ¹	100 ²	100 ²	100 ²	100 ¹	100 ²	100 ³	100 ²	100 ²	Klimop
<i>Heracleum sphondylium</i>	17 ^r	Gewone berenklauw
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	17 ^r	.	.	.	17 ^r	Gestreepte witbol
<i>Hypericum hirsutum</i>	.	.	17 ^r	33 ⁺	Ruig hertshooi
<i>Hypericum montanum</i>	.	.	.	17 ⁺	Berghertshooi
<i>Hypericum perforatum</i>	.	.	17 ¹	17 ^r	Sint-Janskruid
<i>Hypericum pulchrum</i>	.	.	.	33 ^r	Fraai hertshooi
<i>Inula conyzae</i>	.	.	17 ^r	33 ^r	Donderkruid
<i>Juncus effusus</i>	.	.	17 ⁺	17 ^r	Pitrus
<i>Lamium galeobdolon</i>	100 ¹	100 ¹	100 ²	100 ¹	67 ²	50 ²	50 ²	67 ²	17 ¹	17 ¹	17 ¹	17 ¹	Gele dovenetel
<i>Lapsana communis</i>	.	.	17 ^r	Akkerkool
<i>Lonicera periclymenum</i>	33 ^r	17 ^r	17 ^r	33 ^r	.	.	17 ^r	17 ^r	.	17 ^r	.	.	Wilde kamperfoelie
<i>Lotus pedunculatus</i>	17 ^r	Moerasrolklaver
<i>Maianthemum bifolium</i>	17 ¹	17 ¹	17 ²	17 ¹	Dalkruid
<i>Medicago sativa</i>	17 ^r	Luzerne
<i>Moehringia trinervia</i>	.	.	17 ^r	Drienerfmuur
<i>Mycelis muralis</i>	.	.	33 ^r	Muursla
<i>Neottia ovata</i>	67 ⁺	67 ⁺	67 ^r	33 ^r	67 ⁺	67 ⁺	67 ^r	.	50 ⁺	67 ^r	67 ⁺	67 ^r	Grote keverorchis
<i>Origanum vulgare</i>	.	.	17 ^r	Wilde marjolein
<i>Paris quadrifolia</i>	50 ⁺	33 ⁺	33 ^r	33 ^r	67 ⁺	83 ¹	100 ⁺	50 ⁺	67 ⁺	67 ⁺	50 ¹	50 ⁺	Eenbes
<i>Poa annua</i>	.	.	33 ⁺	.	.	.	17 ^r	Straatgras

Proefvak (plot) / SG (%)	A (35)				B(55)				C (100)				
Jaar (year)	2011	2012	2013	2014	2011	2012	2013	2014	2011	2012	2013	2014	
<i>Poa nemoralis</i>	.	.	33 ^r	.	.	.	33 ^r	Schaduwgras
<i>Poa trivialis</i>	.	.	33 ^r	17 ^r	.	.	33 ^r	Ruw beemdgras
<i>Polygonatum multiflorum</i>	100 ⁺	100 ¹	83 ⁺	50 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	67 ¹	67 ¹	83 ²	83 ¹	83 ¹	83 ²	Gewone salomonszegel
<i>Potentilla sterilis</i>	17 ^r	Aardbeiganzerik
<i>Prunus avium</i>	50 ⁺	50 ^r	67 ^r	67 ^r	50 ^r	50 ^r	67 ^r	33 ^r	50 ⁺	83 ^r	17 ⁺	67 ^r	Zoete kers
<i>Prunus spinosa</i>	.	.	17 ^r	50 ^r	.	.	.	33 ^r	Sleedoorn
<i>Quercus robur</i>	83 ⁺	67 ^r	100 ⁺	83 ^r	83 ⁺	67 ^r	83 ⁺	83 ^r	100 ⁺	67 ⁺	50 ^r	33 ^r	Zomereik
<i>Ranunculus auricomus</i>	17 ⁺	17 ¹	17 ¹	17 ¹	Gulden boterbloem
<i>Ranunculus ficaria</i>	17 ⁺	Speenkruid
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	17 ¹	17 ^r	Kruipende boterbloem
<i>Rosa arvensis</i>	.	.	17 ^r	17 ^r	.	.	33 ^r	17 ^r	17 ^r	17 ^r	.	.	Bosroos
<i>Rosa canina</i>	.	.	.	17 ^r	.	17 ^r	17 ^r	67 ^r	.	17 ^r	.	.	Hondsroos
<i>Rubus corylifolius</i>	.	.	.	17 ^r	Wasbraam
<i>Rubus fruticosus ag.</i>	83 ¹	83 ¹	83 ³	83 ³	83 ¹	83 ¹	83 ¹	100 ¹	83 ⁺	83 ⁺	83 ¹	83 ⁺	Zwarte braam
<i>Rubus idaeus</i>	.	.	.	33 ^r	Framboos
<i>Rubus ulmifolius</i>	.	.	.	33 ^r	Koebraam
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	.	17 ^r	Ridderzuring
<i>Salix caprea</i>	.	.	.	33 ^r	Boswilg
<i>Salix species</i>	.	.	33 ^r	Wilg (G)
<i>Sambucus nigra</i>	.	.	17 ⁺	.	33 ^r	17 ^r	17 ^r	33 ^r	Gewone vlier
<i>Sambucus racemosa</i>	.	.	33 ^r	17 ^r	.	.	17 ^r	33 ^r	Trosvlier
<i>Sanicula europaea</i>	33 ^r	33 ^r	67 ^r	67 ^r	33 ^r	33 ^r	33 ^r	17 ⁺	17 ^r	17 ^r	17 ^r	33 ^r	Heelkruid
<i>Scrophularia nodosa</i>	.	.	17 ⁺	17 ^r	Knopig helmkruid
<i>Senecio erucifolius</i>	.	.	100 ^r	83 ⁺	.	.	17 ^r	33 ^r	Viltig kruiskruid
<i>Senecio inaequidens</i>	.	.	50 ^r	Bezemkruiskruid

Proefvak (plot) / SG (%)	A (35)				B(55)				C (100)				
Jaar (year)	2011	2012	2013	Jaar	2011	2012	2013	Jaar	2011	2012	2013	Jaar	
<i>Senecio jacobaea s. jacobaea</i>	.	.	67 ^r	17 ^r	.	.	33 ^r	Jakobskruiskruid s.s.
<i>Senecio vulgaris</i>	17 ^r	Klein kruiskruid
<i>Solanum dulcamara</i>	.	.	50 ^r	33 ^r	17 ^r	Bitterzoet
<i>Sonchus asper</i>	.	.	67 ^r	.	.	.	67 ^r	17 ⁺	Gekroesde melkdistel
<i>Sonchus oleraceus</i>	.	.	83 ⁺	.	.	.	83 ⁺	Gewone melkdistel
<i>Sorbus aucuparia</i>	.	.	.	17 ^r	.	17 ^r	17 ^r	17 ^r	.	.	17 ^r	.	Wilde lijsterbes
<i>Stachys sylvatica</i>	.	.	17 ^r	17 ^r	17 ⁺	17 ⁺	50 ¹	33 ²	17 ⁺	17 ⁺	17 ¹	17 ^r	Bosandoorn
<i>Taraxacum officinale s.l.</i>	.	.	100 ⁺	100 ^r	.	.	100 ⁺	83 ⁺	.	17 ^r	.	.	Paardenbloem (G)
<i>Trifolium dubium</i>	.	.	17 ^r	Kleine klaver
<i>Ulmus minor</i>	17 ^r	.	33 ^r	17 ^r	.	.	.	17 ^r	Glade iep
<i>Urtica dioica</i>	.	.	17 ^r	Grote brandnetel
<i>Veronica officinalis</i>	.	.	50 ^r	17 ^r	Mannetjesereprijs
<i>Viburnum opulus</i>	17 ²	17 ²	17 ²	17 ²	33 ⁺	33 ^r	33 ^r	17 ⁺	Gelderse roos
<i>Vicia sepium</i>	33 ^r	17 ^r	Heggenwikke
<i>Viola reichenbachiana</i>	83 ¹	83 ¹	100 ²	100 ²	100 ¹	100 ¹	100 ²	100 ²	83 ¹	83 ¹	67 ⁺	83 ¹	Donkersporig bosviooltje
<i>Viola riviniana</i>	50 ⁺	.	.	.	33 ⁺	.	Bleeksporig bosviooltje

Aangegeven is de presentiewaarde van de soorten in procenten (maximaal 100% overeenkomend met zes PQ's) en in superscript de karakteristieke bedekking, d.w.z. de gemiddelde abundantie-bedekkingwaarde (op schaal van Doing-Kraft, 1954).

Arcering: verandering t.o.v. uitgangssituatie (2011); groen: nieuwe soort en/of toename presentiewaarde tenminste 30% (twee PQ's); rood: verdwenen en/of afname presentiewaarde tenminste 30% (twee PQ's).

Bij twijfel tussen Donker- en Bleeksporig bosviooltje werd Donkersporig bosviooltje genoteerd. De moslaag werd apart opgenomen (zie § 5.2).

SG: beoogde sluitingsgraad.

Indicated is the constancy value of species in percentages (100% at most, corresponding with six plots) and in superscript the average cover-abundance class (in plots in which the species is present; classification after Doing-Kraft, 1954).

Shading: change compared to the situation in 2011 (before cutting); green: new species and/or increase constancy value at least 30% (two plots); red: disappeared and/or decrease constancy value at least 30% (two plots).

In case of doubt between the Common violet (*Viola riviniana*) and the Woodland violet (*Viola reichenbachiana*) the latter species was recorded.

SG: intended canopy cover.

Bijlage D

Synoptische tabel ontwikkeling kruidlaag Wijlrebos (2011-2014)

Summary table development herb layer Wijlrebos (2011-2014)

Proefvak (plot) / SG (%)	C (35)			B (55)			A (100)			
Jaar (year)	2011	2013	2014	2011	2013	2014	2011	2013	2014	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	83 ⁺	83 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	83 ¹	83 ⁺	33 ^r	17 ⁺	50 ^r	Gewone esdoorn
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	.	17 ^r	Glanshaver
<i>Arum maculatum</i>	.	.	.	17 ^r	17 ^r	17 ^r	.	.	.	Gevlekte aronskelk
<i>Athyrium filix-femina</i>	83 ^r	50 ^r	100 ⁺	33 ^r	17 ^r	33 ^r	100 ^r	100 ^r	83 ^r	Wijfjesvaren
<i>Bellis perennis</i>	.	.	50 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Madeliefje
<i>Betula pendula</i>	.	.	100 ⁺	.	.	67 ⁺	.	33 ^r	50 ^r	Ruwe berk
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	.	.	33 ^r	.	.	33 ^r	.	17 ^r	.	Boskortsteel
<i>Bromus sterilis</i>	.	.	17 ^r	IJle dravik
<i>Buddleja davidii</i>	.	.	17 ^r	Vlinderstruik
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.	33 ^r	Duinriet
<i>Campanula persicifolia</i>	.	.	17 ^r	Prachtklokje
<i>Campanula trachelium</i>	.	.	17 ^r	Ruig klokje
<i>Cardamine hirsuta</i>	.	.	33 ⁺	.	.	17 ⁺	.	.	.	Kleine veldkers
<i>Cardamine pratensis</i>	17 ^r	.	.	.	Pinksterbloem
<i>Carex flacca</i>	.	.	17 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Zeegroene zegge
<i>Carex pallescens</i>	.	.	67 ⁺	.	.	33 ^r	.	.	.	Bleke zegge
<i>Carex pilulifera</i>	.	.	33 ^r	.	.	17 ⁺	.	.	.	Pilzegge
<i>Carex sylvatica</i>	33 ^r	33 ^r	67 ^r	.	.	50 ^r	.	.	.	Boszegge
<i>Carpinus betulus</i>	17 ⁺	33 ⁺	50 ⁺	33 ^r	33 ^r	83 ⁺	33 ^r	17 ^r	33 ^r	Haagbeuk

Proefvak (plot) / SG (%)	C (35)			B (55)			A (100)			
Jaar (year)	2011	2013	2014	2011	2013	2014	2011	2013	2014	
<i>Centaurium erythraea</i>	.	.	17 ^r	Echt duizendguldenkruid
<i>Cerastium fontanum ssp. vulgare</i>	.	.	33 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Gewone hoornbloem
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	33 ⁺	.	.	17 ^r	.	.	.	Akkerdistel
<i>Cirsium vulgare</i>	.	.	67 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Speerdistel
<i>Clematis vitalba</i>	.	.	100 ⁺	.	.	67 ^r	.	.	.	Bosrank
<i>Convallaria majalis</i>	67 ^r	67 ^r	67 ^r	17 ^r	.	17 ^r	.	.	.	Lelietje-van-dalen
<i>Cornus sanguinea</i>	.	.	17 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Rode kornoelje
<i>Corylus avellana</i>	83 ⁺	33 ^r	83 ^r	50 ^r	50 ^r	83 ^r	67 ^r	67 ^r	33 ^r	Hazelaar
<i>Crataegus monogyna</i>	17 ^r	.	67 ⁺	.	17 ^r	33 ^r	.	.	.	Eenstijlige meidoorn
<i>Crepis biennis</i>	.	.	33 ^r	.	.	33 ^r	.	.	.	Groot streepzaad
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	17 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Kropaar
<i>Daucus carota</i>	.	.	17 ^r	Peen
<i>Dryopteris carthusiana</i>	17 ^r	50 ^r	.	33 ^r	33 ^r	.	83 ^r	83 ^r	67 ⁺	Smalle stekelvaren
<i>Dryopteris dilatata</i>	.	17 ^r	.	50 ^r	33 ^r	67 ^r	83 ^r	100 ^r	67 ^r	Brede stekelvaren
<i>Dryopteris filix-mas</i>	83 ⁺	100 ^r	100 ⁺	50 ⁺	50 ^r	67 ^r	83 ⁺	83 ⁺	83 ⁺	Mannetjesvaren
<i>Epilobium parviflorum</i>	.	.	33 ^r	.	.	33 ⁺	.	.	.	Viltige basterdwederik
<i>Epilobium species</i>	.	.	67 ⁺	.	.	83 ⁺	.	.	.	Basterdwederik (G)
<i>Eupatorium cannabinum</i>	.	.	33 ^r	Koninginnenkruid
<i>Fagus sylvatica</i>	50 ^r	33 ^r	17 ^r	67 ^r	.	.	50 ^r	50 ^r	67 ^r	Beuk
<i>Fraxinus excelsior</i>	100 ¹	100 ²	100 ²	100 ⁺	100 ¹	67 ¹	100 ¹	100 ²	100 ¹	Gewone es
<i>Galium odoratum</i>	.	.	.	17 ²	.	.	17 ¹	17 ¹	17 ¹	Lievevrouwebedstro
<i>Galeopsis tetrahit</i>	50 ^r	.	100 ⁺	.	17 ^r	67 ⁺	.	.	.	Gewone hennepnetel
<i>Galium aparine</i>	33 ^r	.	33 ^r	17 ^r	33 ^r	33 ^r	.	.	.	Kleefkruid
<i>Geranium robertianum</i>	.	.	17 ^r	.	17 ⁺	33 ^r	.	.	.	Robertskruid
<i>Geum urbanum</i>	17 ^r	.	.	Geel nagelkruid
<i>Hedera helix</i>	100 ¹	100 ¹	100 ¹	100 ⁺	100 ⁺	100 ¹	100 ¹	100 ²	100 ²	Klimop
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	83 ^r	.	.	50 ⁺	.	.	.	Gestreepte witbol
<i>Hypericum hirsutum</i>	.	.	67 ^r	.	.	33 ^r	.	.	.	Ruig hertshooi

Proefvak (plot) / SG (%)	C (35)			B (55)			A (100)			
Jaar (year)	2011	2013	2014	2011	2013	2014	2011	2013	2014	
<i>Hypericum humifusum</i>	.	.	33 ^r	Liggend hertshooi
<i>Hypericum perforatum</i>	.	.	33 ^r	Sint-Janskruid
<i>Hypericum pulchrum</i>	.	.	67 ⁺	.	.	33 ^r	.	.	.	Fraai hertshooi
<i>Hypochaeris radicata</i>	.	.	50 ^r	.	.	67 ^r	.	.	.	Gewoon biggenkruid
<i>Ilex aquifolium</i>	17 ^r	17 ^r	17 ^r	Hulst
<i>Juncus effusus</i>	.	.	83 ⁺	.	.	33 ⁺	.	.	.	Pitrus
<i>Lamiastrum galeobdolon</i>	83 ¹	83 ¹	67 ²	50 ⁺	50 ⁺	67 ⁺	67 ⁺	67 ⁺	67 ¹	Gele dovenetel
<i>Lonicera periclymenum</i>	50 ⁺	17 ⁺	17 ⁺	.	.	.	17 ^r	.	17 ⁺	Wilde kamperfoelie
<i>Luzula multiflora</i>	.	.	50 ^r	.	.	33 ^r	.	.	.	Veelbloemige veldbies s.l.
<i>Luzula pilosa</i>	17 ^r	Ruige veldbies
<i>Medicago lupulina</i>	.	.	17 ^r	Hopklaver
<i>Melica uniflora</i>	17 ^r	17 ^r	17 ^r	Eenbloemig parelgras
<i>Milium effusum</i>	33 ^r	17 ^r	17 ⁺	17 ^r	17 ^r	17 ^r	17 ^r	33 ^r	17 ⁺	Bosgierstgras
<i>Oxalis acetosella</i>	17 ^r	.	17 ^r	Witte klaverzuring
<i>Paris quadrifolia</i>	50 ⁺	33 ^r	33 ^r	33 ^r	33 ^r	17 ⁺	.	17 ^r	.	Eenbes
<i>Plantago lanceolata</i>	.	.	33 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Smalle weegbree
<i>Plantago major</i>	.	.	17 ^r	Grote en Getande weegbree
<i>Poa annua</i>	.	.	83 ^r	.	.	67 ⁺	.	.	.	Straatgras
<i>Poa trivialis</i>	.	.	67 ^r	.	.	83 ^r	.	.	.	Ruw beemdgras
<i>Polygonatum multiflorum</i>	50 ^r	33 ^r	33 ^r	.	.	.	17 ^r	.	.	Gewone salomonszegel
<i>Potentilla sterilis</i>	.	.	17 ^r	Aardbeiganzerik
<i>Primula elatior</i>	33 ^r	33 ^r	33 ^r	Slanke sleutelbloem
<i>Prunus avium</i>	67 ⁺	67 ⁺	67 ⁺	67 ^r	50 ^r	83 ⁺	83 ^r	33 ^r	83 ⁺	Zoete kers
<i>Prunus serotina</i>	17 ^r	.	.	.	Amerikaanse vogelkers
<i>Quercus petraea</i>	83 ^r	33 ^r	50 ⁺	100 ⁺	83 ⁺	67 ¹	83 ⁺	67 ⁺	33 ^r	Wintereik
<i>Ranunculus acris</i>	.	.	17 ^r	Scherpe boterbloem
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	50 ^r	Kruipende boterbloem
<i>Rosa arvensis</i>	.	.	17 ^r	Bosroos

Proefvak (plot) / SG (%)	C (35)			B (55)			A (100)			
Jaar (year)	2011	2013	2014	2011	2013	2014	2011	2013	2014	
<i>Rubus fruticosus ag.</i>	100 ⁺	83 ¹	100 ²	67 ⁺	67 ⁺	100 ⁺	100 ⁺	100 ¹	100 ⁺	Zwarte braam
<i>Salix caprea</i>	.	.	67 ^r	.	.	33 ^r	.	.	.	Boswilg
<i>Sambucus nigra</i>	17 ^r	.	17 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Gewone vlier
<i>Sarothamnus scoparius</i>	.	.	17 ^r	Brem
<i>Scrophularia nodosa</i>	.	.	50 ^r	.	.	33 ^r	.	.	.	Knopig helmkruid
<i>Senecio inaequidens</i>	.	.	50 ⁺	.	.	33 ^r	.	.	.	Bezemkruid
<i>Senecio sylvaticus</i>	.	.	50 ⁺	.	.	17 ^r	.	.	.	Boskruid
<i>Senecio vulgaris</i>	.	.	33 ⁺	Klein kruiskruid
<i>Solanum dulcamara</i>	.	.	33 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Bitterzoet
<i>Sonchus asper</i>	.	.	50 ⁺	.	.	50 ⁺	.	.	.	Gekroesde melkdistel
<i>Sonchus oleraceus</i>	.	.	50 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Gewone melkdistel
<i>Sorbus aucuparia</i>	.	.	17 ^r	.	.	33 ^r	33 ^r	33 ^r	17 ^r	Wilde lijsterbes
<i>Stachys sylvatica</i>	.	.	17 ¹	.	.	17 ⁺	.	.	.	Bosandoorn
<i>Stellaria media</i>	.	.	17 ^r	Vogelmuur
<i>Taraxacum officinale s.l.</i>	.	.	100 ⁺	.	.	100 ^r	.	.	.	Paardenbloem (G)
<i>Teucrium scorodonia</i>	.	.	17 ^r	Valse salie
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	17 ^r	Rode klaver
<i>Trifolium repens</i>	.	.	17 ^r	Witte klaver
<i>Urtica dioica</i>	17 ^r	.	17 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Grote brandnetel
<i>Veronica officinalis</i>	.	.	33 ^r	.	.	17 ^r	.	.	.	Mannetjesereprijs
<i>Viburnum opulus</i>	33 ⁺	.	17 ^r	.	.	.	17 ^r	.	.	Gelderse roos
<i>Vicia sepium</i>	.	.	17 ^r	Heggenwikke
<i>Viola reichenbachiana</i>	33 ⁺	33 ^r	83 ⁺	50 ⁺	50 ⁺	33 ⁺	33 ^r	.	17 ^r	Donkersporig bosviooltje
<i>Viola riviniana</i>	17 ^r	.	Bleeksporig bosviooltje

Voor de legenda, zie Bijlage C.

For the legend, see Appendix C.

Bijlage E Veranderingen in de soorten-samenstelling van de kruidlaag in het tweede jaar na kap

Changes in the species composition of the herb layer in the second year after cutting

(In dit overzicht werden de gegevens van beide proefgebieden gecombineerd).
(In this summary data from both study areas were combined).

Sluitingsgraad (<i>canopy cover</i>)	35		55		100		
Jaar na kap (<i>year after cutting</i>)	0	2	0	2	0	2	
<i>Acer campestre</i>	.	17 ^r	8 ^r	8 ^r	25 ^r	25 ^r	Spaanse aak
<i>Acer platanoides</i>	.	.	17 ^r	8 ^r	.	8 ^r	Noorse esdoorn
<i>Acer pseudoplatanus</i>	92 ⁺	100 ⁺	83 ⁺	83 ¹	58 ⁺	67 ⁺	Gewone esdoorn
<i>Ajuga reptans</i>	8 ⁺	17 ^r	8 ⁺	8 ¹	.	.	Kruipend zenegroen
<i>Arctium species</i>	.	17 ^r	Klit (G)
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	8 ^r	.	25 ^r	.	.	Glanshaver
<i>Arum maculatum</i>	50 ⁺	50 ⁺	58 ⁺	58 ⁺	50 ¹	33 ⁺	Gevlekte aronskelk
<i>Athyrium filix-femina</i>	42 ^r	50 ⁺	17 ^r	17 ^r	50 ^r	42 ^r	Wijfjesvaren
<i>Bellis perennis</i>	.	33 ^r	.	17 ^r	.	.	Madeliefje
<i>Betula pendula</i>	.	50 ⁺	.	33 ⁺	.	25 ^r	Ruwe berk
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	.	33 ^r	.	25 ^r	8 ^r	8 ^r	Boskortsteel
<i>Bromopsis ram s. benekenii</i>	.	.	.	8 ^r	.	.	Bosdravik
<i>Bromus sterilis</i>	.	8 ^r	.	8 ^r	.	.	IJle dravik
<i>Bryonia dioica</i>	.	17 ^r	Heggenrank
<i>Buddleja davidii</i>	.	8 ^r	Vlinderstruik
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	17 ^r	Duinriet
<i>Campanula persicifolia</i>	.	8 ^r	Prachtklokje
<i>Campanula trachelium</i>	.	8 ^r	Ruig klokje
<i>Cardamine flexuosa</i>	.	17 ^r	Bosveldkers
<i>Cardamine hirsuta</i>	.	17 ⁺	.	8 ⁺	.	.	Kleine veldkers
<i>Cardamine pratensis</i>	.	.	.	8 ^r	.	.	Pinksterbloem
<i>Carex flacca</i>	.	8 ^r	.	8 ^r	.	.	Zeegroene zegge
<i>Carex pallescens</i>	.	42 ⁺	.	17 ^r	.	.	Bleke zegge
<i>Carex pilulifera</i>	.	17 ^r	.	8 ⁺	.	.	Pilzegge
<i>Carex sylvatica</i>	33 ^r	67 ⁺	8 ^r	42 ^r	8 ⁺	8 ⁺	Boszegge
<i>Carpinus betulus</i>	25 ^r	50 ⁺	17 ^r	42 ⁺	17 ^r	17 ^r	Haagbeuk
<i>Centaurium erythraea</i>	.	8 ^r	Echt duizendguldenkr.
<i>Cerastium font. s. vulgare</i>	.	17 ^r	.	8 ^r	.	.	Gewone hoornbloem
<i>Circaea lutetiana</i>	17 ^r	8 ¹	8 ¹	8 ¹	.	.	Groot heksenkruid
<i>Cirsium arvense</i>	.	42 ⁺	.	25 ^r	.	.	Akkerdistel
<i>Cirsium vulgare</i>	.	83 ⁺	.	50 ^r	.	.	Speerdistel
<i>Clematis vitalba</i>	8 ^r	92 ⁺	8 ⁺	67 ⁺	17 ^r	.	Bosrank

Sluitingsgraad (<i>canopy cover</i>)	35		55		100		
Jaar na kap (<i>year after cutting</i>)	0	2	0	2	0	2	
<i>Convallaria majalis</i>	50 ^r	42 ⁺	42 ⁺	42 ⁺	.	.	Lelietje-van-dalen
<i>Cornus sanguinea</i>	8 ^r	42 ^r	.	25 ^r	8 ⁺	8 ^r	Rode kornoelje
<i>Corylus avellana</i>	75 ^r	75 ^r	67 ⁺	83 ^r	75 ⁺	67 ⁺	Hazelaar
<i>Crataegus monogyna</i>	17 ^r	58 ⁺	17 ^r	42 ^r	25 ^r	8 ^r	Eenstijlige meidoorn
<i>Crepis biennis</i>	.	67 ⁺	.	67 ⁺	.	.	Groot streepzaad
<i>Dactylis glomerata</i>	.	17 ^r	.	42 ^r	.	.	Kropaar
<i>Digitalis purpurea</i>	.	33 ^r	Gew. vingerhoedskruid
<i>Dryopteris carthusiana</i>	8 ^r	.	25 ^r	8 ^r	42 ^r	33 ⁺	Smalle stekelvaren
<i>Dryopteris dilatata</i>	.	.	25 ^r	33 ^r	42 ^r	33 ^r	Brede stekelvaren
<i>Dryopteris filix-mas</i>	42 ⁺	50 ⁺	25 ⁺	33 ^r	42 ⁺	42 ⁺	Mannetjesvaren
<i>Epilobium parviflorum</i>	.	25 ^r	.	25 ⁺	.	.	Viltige basterdwederik
<i>Epilobium species</i>	.	58 ^r	.	42 ⁺	.	.	Basterdwederik (G)
<i>Eupatorium cannabinum</i>	.	42 ^r	.	17 ^r	.	.	Koninginnenkruid
<i>Euonymus europaeus</i>	17 ^r	8 ⁺	.	.	8 ^r	.	Wilde kardinaalsmuts
<i>Fagus sylvatica</i>	42 ^r	33 ^r	50 ^r	17 ^r	67 ^r	58 ^r	Beuk
<i>Fraxinus excelsior</i>	100 ¹	100 ²	100 ¹	83 ²	100 ¹	92 ¹	Gewone es
<i>Galeopsis tetrahit</i>	25 ^r	58 ⁺	.	50 ⁺	.	.	Gewone hennepnetel
<i>Galium aparine</i>	17 ^r	33 ^r	25 ^r	33 ^r	8 ⁺	.	Kleefkruid
<i>Galium odoratum</i>	25 ²	33 ⁺	33 ²	33 ²	17 ¹	17 ⁺	Lievevrouwebedstro
<i>Geranium robertianum</i>	.	8 ^r	8 ⁺	25 ¹	.	.	Robertskruid
<i>Geum urbanum</i>	.	25 ^r	42 ⁺	42 ¹	25 ^r	8 ⁺	Geel nagelkruid
<i>Hedera helix</i>	100 ²	100 ²	100 ²	100 ¹	100 ²	100 ²	Klimop
<i>Holcus lanatus</i>	.	42 ^r	.	25 ⁺	.	.	Gestreepte witbol
<i>Hypericum hirsutum</i>	.	42 ^r	.	17 ^r	.	.	Ruig hertshooi
<i>Hypericum humifusum</i>	.	17 ^r	Liggend hertshooi
<i>Hypericum perforatum</i>	.	25 ⁺	Sint-Janskruid
<i>Hypericum pulchrum</i>	.	33 ⁺	.	17 ^r	.	.	Fraai hertshooi
<i>Hypochaeris radicata</i>	.	25 ^r	.	33 ^r	.	.	Gewoon biggenkruid
<i>Ilex aquifolium</i>	8 ^r	8 ^r	Hulst
<i>Inula conyzae</i>	.	8 ^r	Donderkruid
<i>Juncus effusus</i>	.	50 ⁺	.	17 ⁺	.	.	Pitrus
<i>Lamium galeobdolon</i>	92 ¹	83 ²	58 ¹	58 ²	42 ⁺	42 ¹	Gele dovenetel
<i>Lapsana communis</i>	.	8 ^r	Akkerkool
<i>Lonicera periclymenum</i>	42 ⁺	17 ^r	.	8 ^r	8 ^r	8 ⁺	Wilde kamperfoelie
<i>Luzula multiflora</i>	.	25 ^r	.	17 ^r	.	.	Veelbloemige veldbies
<i>Luzula pilosa</i>	8 ^r	Ruige veldbies
<i>Maianthemum bifolium</i>	8 ¹	8 ²	Dalkruid
<i>Medicago lupulina</i>	.	8 ^r	Hopklaver
<i>Medicago sativa</i>	.	.	.	8 ^r	.	.	Luzerne
<i>Melica uniflora</i>	8 ^r	8 ^r	Eenbloemig parelgras
<i>Milium effusum</i>	17 ^r	8 ⁺	8 ^r	8 ^r	8 ^r	8 ⁺	Bosgierstgras
<i>Moehringia trinervia</i>	.	8 ^r	Drienerfmuur
<i>Mycelis muralis</i>	.	17 ^r	Muursla
<i>Neottia ovata</i>	33 ⁺	33 ^r	33 ⁺	33 ^r	25 ⁺	33 ⁺	Grote keverorchis
<i>Origanum vulgare</i>	.	8 ^r	Wilde marjolein
<i>Oxalis acetosella</i>	8 ^r	8 ^r	Witte klaverzuring
<i>Paris quadrifolia</i>	50 ⁺	33 ^r	50 ⁺	58 ⁺	33 ⁺	25 ¹	Eenbes
<i>Plantago lanceolata</i>	.	17 ^r	.	8 ^r	.	.	Smalle weegbree
<i>Plantago major</i>	.	8 ^r	Grote weegbree
<i>Poa annua</i>	.	58 ^r	.	42 ⁺	.	.	Straatgras
<i>Poa nemoralis</i>	.	17 ^r	.	17 ^r	.	.	Schaduwgras

Sluitingsgraad (<i>canopy cover</i>)	35		55		100		
Jaar na kap (<i>year after cutting</i>)	0	2	0	2	0	2	
<i>Poa trivialis</i>	.	50 ^r	.	58 ^r	.	.	Ruw beemdgras
<i>Polygonatum multiflorum</i>	75 ⁺	58 ⁺	50 ⁺	33 ¹	50 ¹	42 ¹	Gew. salom. zegel
<i>Potentilla sterilis</i>	.	8 ^r	Aardbeiganzerik
<i>Primula elatior</i>	17 ^r	17 ^r	Slanke sleutelbl.
<i>Prunus avium</i>	58 ⁺	67 ^r	58 ^r	75 ⁺	67 ^r	50 ⁺	Zoete kers
<i>Prunus serotina</i>	.	.	.	8 ^r	.	.	Amerikaanse vogelkers
<i>Prunus spinosa</i>	.	8 ^r	Sleedoorn
<i>Quercus petraea</i>	42 ^r	25 ⁺	50 ⁺	33 ¹	42 ⁺	17 ^r	Wintereik
<i>Quercus robur</i>	42 ⁺	50 ⁺	42 ⁺	42 ⁺	50 ⁺	25 ^r	Zomereik
<i>Ranunculus acris</i>	.	8 ^r	Scherpe boterbloem
<i>Ranunculus auricomus</i>	8 ⁺	8 ¹	Gulden boterbloem
<i>Ranunculus repens</i>	.	33 ^r	Kruipende boterbloem
<i>Rosa arvensis</i>	.	17 ^r	.	17 ^r	8 ^r	.	Bosroos
<i>Rosa canina</i>	.	.	.	8 ^r	.	.	Hondsroos
<i>Rubus fruticosus ag.</i>	92 ¹	92 ²	75 ⁺	92 ⁺	92 ⁺	92 ⁺	Zwarte braam
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	8 ^r	Ridderzuring
<i>Salix caprea</i>	.	33 ^r	.	17 ^r	.	.	Boswilg
<i>Salix species</i>	.	17 ^r	Wilg (G)
<i>Sambucus nigra</i>	8 ^r	17 ^r	17 ^r	17 ^r	.	.	Gewone vlier
<i>Sambucus racemosa</i>	.	17 ^r	.	8 ^r	.	.	Trosvlier
<i>Sanicula europaea</i>	17 ^r	33 ^r	17 ^r	17 ^r	8 ^r	8 ^r	Heelkruid
<i>Sarothamnus scoparius</i>	.	8 ^r	Brem
<i>Scrophularia nodosa</i>	.	33 ^r	.	17 ^r	.	.	Knopig helmkruid
<i>Senecio erucifolius</i>	.	50 ^r	.	8 ^r	.	.	Viltig kruiskruid
<i>Senecio inaequidens</i>	.	50 ^r	.	17 ^r	.	.	Bezemkruiskruid
<i>Senecio jacobaea s. jacobaea</i>	.	33 ^r	.	17 ^r	.	.	Jakobskruiskruid s.s.
<i>Senecio sylvaticus</i>	.	25 ⁺	.	8 ^r	.	.	Boskruiskruid
<i>Senecio vulgaris</i>	.	17 ⁺	.	8 ^r	.	.	Klein kruiskruid
<i>Solanum dulcamara</i>	.	42 ^r	8 ^r	8 ^r	.	.	Bitterzoet
<i>Sonchus asper</i>	.	58 ⁺	.	58 ^r	.	.	Gekroesde melkdistel
<i>Sonchus oleraceus</i>	.	67 ^r	.	50 ⁺	.	.	Gewone melkdistel
<i>Sorbus aucuparia</i>	.	8 ^r	.	25 ^r	17 ^r	17 ^r	Wilde lijsterbes
<i>Stachys sylvatica</i>	.	17 ^r	8 ⁺	33 ⁺	8 ⁺	8 ¹	Bosandoorn
<i>Stellaria media</i>	.	8 ^r	Vogelmuur
<i>Taraxacum officinale s.l.</i>	.	100 ⁺	.	100 ⁺	.	.	Paardenbloem (G)
<i>Teucrium scorodonia</i>	.	8 ^r	Valse salie
<i>Trifolium dubium</i>	.	8 ^r	Kleine klaver
<i>Trifolium pratense</i>	.	8 ^r	Rode klaver
<i>Trifolium repens</i>	.	8 ^r	Witte klaver
<i>Ulmus minor</i>	8 ^r	17 ^r	Gladde iep
<i>Urtica dioica</i>	8 ^r	17 ^r	.	8 ^r	.	.	Grote brandnetel
<i>Veronica officinalis</i>	.	42 ^r	.	8 ^r	.	.	Mannetjesereprijs
<i>Viburnum opulus</i>	17 ⁺	8 ^r	8 ²	8 ²	25 ⁺	17 ^r	Gelderse roos
<i>Vicia sepium</i>	.	8 ^r	.	17 ^r	.	.	Heggenwikke
<i>Viola reichenbachiana</i>	58 ⁺	92 ¹	75 ¹	67 ²	58 ⁺	42 ⁺	Donkersp. bosviooltje
<i>Viola riviniana</i>	.	.	.	25 ⁺	.	17 ⁺	Bleeksporig bosviooltje

Aangegeven is de presentiewaarde van de soorten in procenten (maximaal 100% overeenkomend met twaalf PQ's) en in superscript de karakteristieke bedekking, d.w.z. de gemiddelde abundantie-bedekkingswaarde (op schaal van Doing-Kraft, 1954).
Arcering: verandering t.o.v. uitgangssituatie (2011); groen: nieuwe soort en/of toename presentiewaarde tenminste 25% (drie PQ's); rood: verdwenen en/of afname presentiewaarde tenminste 25% (drie PQ's).

Bij twijfel tussen Donker- en Bleeksporig bosviooltje werd Donkersporig bosviooltje genoteerd. De moslaag werd apart opgenomen (zie § 5.2).

Indicated is the constancy value of species in percentages (100% at most, corresponding with twelve plots) and in superscript the average cover-abundance class (in plots in which the species is present; classification after Doing-Kraft, 1954).

Shading: change compared to the situation in 2011 (before cutting); green: new species and/or increase constancy value at least 25% (three plots); red: disappeared and/or decrease constancy value at least 35% (three plots).

In case of doubt between the Common violet (*Viola riviniana*) and the Woodland violet (*Viola reichenbachiana*) the latter species was recorded.

Bijlage F Soortenlijst dagvlinders

Species list butterflies

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Rode Lijst	Eys	Wijlre
Atalanta	<i>Vanessa atalanta</i>	TNB	4	
Bont zandoogje	<i>Pararge aegeria</i>	TNB	1	5
Boomblauwtje	<i>Celastrina argiolus</i>	TNB	3	
Bruin zandoogje	<i>Maniola jurtina</i>	TNB	12	5
Citroenvlinder	<i>Gonepteryx rhamni</i>	TNB	1	1
Dagpauwoog	<i>Aglais io</i>	TNB	1	
Eikenpage	<i>Favonius quercus</i>	TNB	1	
Gehakkelde aurelia	<i>Polygonia c-album</i>	TNB	3	
Groot koolwitje	<i>Pieris brassicae</i>	TNB	3	2
Keizersmantel	<i>Argynnis paphia</i>	VDW	10	
Klein geaderd witje	<i>Pieris napi</i>	TNB	18	21
Klein koolwitje	<i>Pieris rapae</i>	TNB	22	15
Kleine ijsvogelvlinder	<i>Limenitis camilla</i>	BDR		1
Kleine vos	<i>Aglais urticae</i>	TNB		1
Koevinkje	<i>Aphantopus hyperantus</i>	TNB	1	6
Koninginnepage	<i>Papilio machaon</i>	TNB	1	
Oranjetipje	<i>Anthocharis cardamines</i>	TNB	1	

BDR: bedreigd; TNB: thans niet bedreigd; VDW: verdwenen.

BDR: threatened; TNB: at present not threatened; VDW: disappeared.

Bijlage G Soortenlijst nachtvlinders

Species list moths

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Rode Lijst	Eys	Wijlre
<i>Abraxas sylvata</i>	porseleinvlinder	TNB	3	8
<i>Abrostola triplasia</i>	donker brandnetelkapje	TNB	1	
<i>Acronicta megacephala</i>	schilddrager	TNB		1
<i>Acronicta rumicis</i>	zuringuil	TNB		3
<i>Acronicta tridens</i>	drietand	KWB		1
<i>Actinotia polyodon</i>	gevlamde uil	TNB	1	
<i>Agrotis exclamationis</i>	gewone worteluil	TNB	13	15
<i>Agrotis ipsilon</i>	grote worteluil	BDR		1
<i>Agrotis puta</i>	puta-uil	TNB	2	
<i>Agrotis segetum</i>	gewone velduil	TNB	1	
<i>Alcis repandata</i>	variabele spikkelspanner	TNB	10	16
<i>Aleucis distinctata</i>	prunusspanner	E.B.		1
<i>Alsophila aescularia</i>	voorjaarsboomspanner	TNB	2	
<i>Amphipyra berbera</i>	schijn-piramidevlinder	TNB	12	10
<i>Amphipyra pyramidea</i>	piramidevlinder	TNB	6	7
<i>Angerona prunaria</i>	oranje iepentakvlinder	TNB	5	3
<i>Apamea epomidion</i>	zwartrandgrasuil	N.B.		1
<i>Apamea monoglypha</i>	graswortelvlinder	TNB	4	2
<i>Apoda limacodes</i>	slakrups	TNB	32	13
<i>Arctia caja</i>	grote beer	TNB		1
<i>Asthena albulata</i>	wit spannertje	KWB		1
<i>Autographa gamma</i>	gamma-uil	TNB	33	44
<i>Axylia putris</i>	houtspaander	TNB	3	2
<i>Biston betularia</i>	peper-en-zoutvlinder	TNB	4	8
<i>Cabera exanthemata</i>	bruine grijsbandspanner	TNB	5	2
<i>Cabera pusaria</i>	witte grijsbandspanner	TNB	7	9
<i>Calliteara pudibunda</i>	meriansborstel	TNB	22	30
<i>Campaea margaritata</i>	appeltak	TNB	20	9
<i>Camptogramma bilineata</i>	gestreepte goudspanner	TNB	3	6
<i>Caradrina morpheus</i>	morpheusstofuil	TNB	2	1
<i>Chloroclysta siterata</i>	papegaaitsje	TNB	1	
<i>Chloroclystis v-ata</i>	v-dwergspanner	TNB	2	3
<i>Colostygia pectinataria</i>	kleine groenbandspanner	TNB	16	6
<i>Comibaena bajularia</i>	gevlekte zomervlinder	TNB	2	1
<i>Conistra vaccinii</i>	bosbesuil	TNB	3	3
<i>Cosmia trapezina</i>	hyena	TNB	8	22
<i>Cosmorhoe ocellata</i>	blauwbandspanner	KWB	2	
<i>Craniophora ligustri</i>	schedeldrager	TNB	6	10
<i>Crocallis elinguaris</i>	kortzuiger	TNB		2
<i>Cryphia algae</i>	donkergroene korstmosuil	TNB	3	2
<i>Cryphia domestica</i>	lichte korstmosuil	TNB	1	
<i>Cyclophora annularia</i>	nekspindertje	E.B.	1	
<i>Cyclophora linearia</i>	gele oogspanner	TNB		1
<i>Cyclophora punctaria</i>	gestippelde oogspanner	TNB	4	4
<i>Cymatophorina diluta</i>	eiken-orvlinder	KWB	1	
<i>Diachrysia chrysitis</i>	koperuil	TNB	2	
<i>Diarsia brunnea</i>	bruine breedvleugeluil	GEV		3
<i>Diarsia mendica</i>	variabele breedvleugeluil	KWB	1	4
<i>Drepana falcataria</i>	berkeneenstaart	TNB	1	8
<i>Dysstroma truncata</i>	schimmelspanner	TNB	5	4
<i>Ecliptopera silaceata</i>	marmerspanner	TNB	1	2
<i>Ectropis crepuscularia</i>	gewone spikkelspanner	TNB	75	23

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Rode Lijst	Eys	Wijlre
<i>Eilema complana</i>	streepkokerbeertje	TNB		1
<i>Eilema depressa</i>	naaldboombeertje	TNB	4	4
<i>Eilema griseola</i>	glad beertje	TNB	3	10
<i>Eilema lurideola</i>	plat beertje	TNB	4	9
<i>Elaphria venustula</i>	gemarmerd heide-uiltje	TNB		1
<i>Epirrhoe alternata</i>	gewone bandspanner	TNB	5	3
<i>Epirrhoe rivata</i>	bosbandspanner	TNB	3	
<i>Eulithis prunata</i>	wortelhoutspanner	TNB	2	1
<i>Eupithecia abbreviata</i>	voorjaarsdwergspanner	TNB	2	
<i>Eupithecia centaureata</i>	zwartvlekdwergspanner	TNB	3	
<i>Eupithecia haworthiata</i>	bosrankdwergspanner	BDR	2	2
<i>Eupithecia innotata</i>	bijvoetdwergspanner	BDR	1	
<i>Eupithecia inturbata</i>	esdoorndwergspanner	TNB	1	
<i>Eupithecia lariciata</i>	lariksdwergspanner	GEV	1	
<i>Eupithecia tripunctaria</i>	schermbloemdwergspanner	KWB	4	1
<i>Eupithecia virgaureata</i>	guldenroededwergspanner	GEV	2	
<i>Euplagia quadripunctaria</i>	spaanse vlag	TNB	3	5
<i>Euplexia lucipara</i>	levervlek	TNB	1	
<i>Eupsilia transversa</i>	wachtervlinder	TNB	3	1
<i>Euthrix potatoria</i>	rietvink	TNB	2	3
<i>Gandaritis pyraliata</i>	gele agaatspanner	TNB	1	
<i>Geometra papilionaria</i>	zomervlinder	TNB	4	4
<i>Gortyna flavago</i>	goudgele boorder	TNB		1
<i>Gymnoscelis rufifasciata</i>	zwartkamdwergspanner	TNB	5	4
<i>Habrosyne pyritoides</i>	vuursteenvlinder	TNB	1	1
<i>Harpyia milhauseri</i>	draak	TNB		1
<i>Hemithoe aestivaria</i>	kleine zomervlinder	TNB	1	2
<i>Herminia grisealis</i>	boogsnuituil	TNB	11	13
<i>Herminia tarsicrinalis</i>	schaduwsnuituil	TNB	4	2
<i>Hoplodrina ambigua</i>	zuidelijke stofuil	TNB	2	1
<i>Hoplodrina octogenaria</i>	gewone stofuil	TNB	8	6
<i>Horisme tersata</i>	egale bosrankspanner	E.B.	7	4
<i>Horisme vitalbata</i>	bruine bosrankspanner	BDR	2	
<i>Hydriomena furcata</i>	variabele spanner	GEV	24	40
<i>Hydriomena impluviata</i>	groenbandspanner	GEV	1	
<i>Hypena proboscidalis</i>	bruine snuituil	TNB	3	5
<i>Hypomecis punctinalis</i>	ringspikkelspanner	TNB	10	11
<i>Hypomecis roboraria</i>	grote spikkelspanner	TNB	6	7
<i>Idaea aversata</i>	grijze stipspanner	TNB	8	11
<i>Idaea biselata</i>	schildstipspanner	TNB	20	11
<i>Idaea dimidiata</i>	vlekstipspanner	TNB	3	
<i>Idaea fuscovenosa</i>	dwergstipspanner	TNB		1
<i>Idaea subsericeata</i>	satijnstipspanner	TNB	1	2
<i>Korscheltellus lupulina</i>	slawortelboorder	KWB		2
<i>Lacanobia oleracea</i>	groente-uil	TNB	1	
<i>Laothoe populi</i>	populierenpijlstaart	TNB		5
<i>Lasiocampa quercus</i>	hageheld	GEV		3
<i>Ligdia adustata</i>	aangebrande spanner	TNB	3	4
<i>Lomaspilis marginata</i>	gerande spanner	TNB	1	2
<i>Lomographa bimaculata</i>	twevlekspanner	TNB		1
<i>Lomographa temerata</i>	witte schaduwspanner	TNB	3	6
<i>Luperina testacea</i>	gewone grasuil	KWB	1	4
<i>Lygephila pastinum</i>	wikke-uil	BDR	1	
<i>Lymantria dispar</i>	plakker	TNB	8	8
<i>Lymantria monacha</i>	nonvlinder	GEV		1
<i>Macaria alternata</i>	donker klaverblaadje	TNB	1	1
<i>Macaria liturata</i>	gerimpelde spanner	TNB	1	2
<i>Macaria notata</i>	klaverblaadje	TNB	1	2
<i>Macaria wauaria</i>	zwarte-w-vlinder	KWB	1	1
<i>Mamestra brassicae</i>	kooluil	GEV	3	2
<i>Melanthia procellata</i>	witvlekbosrankspanner	KWB	8	3
<i>Mesapamea secalis/secalella</i>	halmrupsvlinder/weidehalmuiltje	TNB	4	6

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Rode Lijst	Eys	Wijlre
<i>Miltochrista miniata</i>	rozenblaadje	TNB	4	3
<i>Mimas tiliae</i>	lindepijlstaart	TNB		1
<i>Mythimna albipuncta</i>	witstipgrasuil	TNB	11	
<i>Mythimna impura</i>	stompvleugelgrasuil	TNB	1	2
<i>Noctua comes</i>	volgeling	TNB	3	9
<i>Noctua fimbriata</i>	breedbandhuismoeder	TNB		1
<i>Noctua janthe</i>	open-breedbandhuismoeder	TNB		1
<i>Noctua janthina</i>	kleine breedbandhuismoeder	TNB	1	
<i>Noctua pronuba</i>	huismoeder	TNB	49	62
<i>Notodonta dromedarius</i>	dromedaris	GEV	3	4
<i>Nycteola revayana</i>	variabele eikenuil	TNB		4
<i>Ochropacha duplaris</i>	tweestip-orvlinder	KWB	3	1
<i>Ochroleura plecta</i>	haarbos	TNB	40	31
<i>Oligia furuncula</i>	zandhalmuiltje	TNB		2
<i>Oligia latruncula</i>	donker halmuiltje	TNB	6	3
<i>Oligia strigilis</i>	gelobd halmuiltje	TNB		1
<i>Oligia versicolor</i>	bont halmuiltje	GEV		1
<i>Opisthograptis luteolata</i>	hagedoornvlinder	TNB	4	
<i>Orygia antiqua</i>	witvlakvlinder	TNB	1	2
<i>Orthosia cerasi</i>	tweestreepvoorjaarsuil	TNB	1	
<i>Orthosia cruda</i>	kleine voorjaarsuil	TNB	1	1
<i>Orthosia gothica</i>	nunvlinder	TNB		2
<i>Orthosia incerta</i>	variabele voorjaarsuil	GEV	1	3
<i>Ourapteryx sambucaria</i>	vliervlinder	GEV	4	2
<i>Pareulype berberata</i>	berberisspanner	TNB	1	
<i>Pasiphila rectangulata</i>	groene dwergspanner	TNB		1
<i>Peribatodes rhomboidaria</i>	taxusspikkelspanner	TNB	2	2
<i>Peribatodes secundaria</i>	geveerde spikkelspanner	TNB		3
<i>Perigrapha munda</i>	dubbelstipvoorjaarsuil	TNB		1
<i>Perizoma albulata</i>	ratelaarspanner	GEV	6	
<i>Perizoma alchemillata</i>	hennepnetelspanner	TNB	1	8
<i>Phalera bucephala</i>	wapendrager	TNB	10	16
<i>Pheosia gnoma</i>	berkenbrandvlerkvlinder	TNB	5	11
<i>Pheosia tremula</i>	brandvlerkvlinder	TNB	1	1
<i>Phragmatobia fuliginosa</i>	kleine beer	TNB	16	16
<i>Protodeltote pygarga</i>	donkere marmeruil	TNB	3	1
<i>Pseudips prasinana</i>	zilveren groenuil	TNB		1
<i>Pterostoma palpina</i>	snuitvlinder	GEV	1	1
<i>Ptilodon capucina</i>	kroonvogeltje	TNB	3	7
<i>Rivula sericealis</i>	stro-uiltje	TNB	3	4
<i>Scopula floslactata</i>	roomkleurige stipspanner	TNB	2	
<i>Scotopteryx chenopodiata</i>	bruinbandspanner	TNB	1	
<i>Selenia dentaria</i>	herculesje	GEV	5	2
<i>Selenia lunularia</i>	lindeherculesje	KWB	2	1
<i>Selenia tetralunaria</i>	halvemaanvlinder	TNB	7	5
<i>Spilosoma lubricipeda</i>	witte tijger	TNB	6	6
<i>Spilosoma lutea</i>	gele tijger	TNB		1
<i>Stauropus fagi</i>	eekhoorn	TNB	2	7
<i>Tethea ocularis</i>	peppel-orvlinder	KWB	1	1
<i>Tetheela fluctuosa</i>	berken-orvlinder	TNB		1
<i>Thalera fimbrialis</i>	geblokte zomervlinder	TNB	3	1
<i>Thaumetopoea processionea</i>	eikenprocessierups	TNB	2	
<i>Thera variata/britannica</i>	sparspanner / schijn-sparspanner	TNB	1	
<i>Thyatira batis</i>	braamvlinder	TNB	7	1
<i>Trichopteryx carpinata</i>	vroege blokspanner	GEV		1
<i>Triodia sylvina</i>	oranje wortelboorder	TNB	12	13
<i>Trisateles emortualis</i>	geellijnsnuituil	TNB	2	1
<i>Watsonalla binaria</i>	gele eenstaart	TNB	19	9
<i>Xanthorhoe biriviata</i>	springzaadspanner	TNB		3
<i>Xanthorhoe designata</i>	koolbandspanner	TNB		1
<i>Xanthorhoe fluctuata</i>	zwartbandspanner	TNB	1	
<i>Xanthorhoe quadrifasiata</i>	grote vierbandspanner	KWB		2

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Rode Lijst	Eys	Wijlre
<i>Xanthorhoe spadicearia</i>	bruine vierbandspanner	GEV	1	4
<i>Xestia c-nigrum</i>	zwarte-c-uil	TNB	23	15
<i>Xestia triangulum</i>	driehoekuil	TNB	17	16
<i>Zanclognatha tarsipennalis</i>	lijnsnuituil	TNB	3	3

BDR: bedreigd; E.B.: ernstig bedreigd; N.B. niet beschouwd; GEV: gevoelig; KWB: kwetsbaar; TNB: thans niet bedreigd.

BDR: threatened; E.B.: seriously threatened; N.B.: not taken into account; GEV: sensitive; KWB: vulnerable; TNB: at present not threatened.

Bijlage H Status van de aandachtsoorten bij dagvlinders en macronachtvlinders in Zuid-Limburgse hellingbossen

Status of species of special concern for butterflies and macromoths in the slope woodlands of South Limburg

(geactualiseerd naar Wallis de Vries & Prick, 2012; [adapted from Wallis de Vries & Prick, 2012](#)).

Familie Family	Nederlandse naam Dutch name	Wetenschappelijke naam Scientific name	Status landelijk Status nationwide	Status Limburg Status Limburg
Dagvlinders				
Hesperiidae	Bont dikkopje	<i>Carterocephalus palaemon</i>	vrij zeldzaam	in Zuid-Limburg slechts één populatie
	Geelsprietdikkopje	<i>Thymelicus sylvestris</i>	zeldzaam	
Lycaenidae	Bruine eikenpage	<i>Satyrium ilicis</i>	zeldzaam	uit Zuid-Limburg verdwenen (circa 1970)
	Groentje	<i>Callophrys rubi</i>	zeldzaam	in Zuid-Limburg drie populaties
	Iepenpage	<i>Satyrium w-album</i>	zeer zeldzaam	populaties in Zuid-Limburg (en Achterhoek) waarschijnlijk algemener dan gedacht
	Sleedoorpage	<i>Thecla betulae</i>	zeldzaam	
Nymphalidae	Bosparelmoervlinder	<i>Melitaea athalia</i>	verdwenen (circa 1975)	
	Grote ijsvogelvlinder	<i>Limenitis populi</i>	verdwenen (circa 1990)	
	Grote vos	<i>Nymphalis polychloros</i>	incidenteel, maar geen stabiele populatie	
	Grote weerschijnvlinder	<i>Apatura iris</i>	verdwenen (circa 1995)	
	Keizersmantel	<i>Argynnis paphia</i>	incidenteel	na 1980 geen voortplanting meer in Zuid-Limburg
	Kleine ijsvogelvlinder	<i>Limenitis camilla</i>	vrij zeldzaam	in Zuid-Limburg slechts één populatie
	Rouwmantel	<i>Nymphalis antiopa</i>	incidenteel	na 1965 geen voortplanting meer in Zuid-

Familie Family	Nederlandse naam Dutch name	Wetenschappelijke naam Scientific name	Status landelijk Status nationwide	Status Limburg Status Limburg
Pieridae	Tweekleurig hooibeestje Zilverstreephooibeestje Zilvervlek Boswitje Groot gaderd witje	<i>Coenonympha arcania</i> <i>Coenonympha hero</i> <i>Boloria euphrosyne</i> <i>Leptidea sinapis</i> <i>Aporia crataegi</i>	verdwenen (circa 1955) verdwenen (circa 1930) verdwenen (circa 1950) zeldzaam; sinds vestiging in 1992 uitgebreid tot enkele populaties verdwenen (circa 1960)	Limburg
Nachtvinders				
Arctiidae	Bonte beer Spaanse vlag	<i>Callimorpha dominula</i> <i>Euplagia quadripunctaria</i>	zeer zeldzaam zeldzaam	enkele recente waarnemingen in Zuid-Limburg alleen bekend uit Zuid-Limburg; zich uitbreidend (Wallis de Vries, 2013)
Drepanidae	Weegbreebeer Eiken-orvlinder	<i>Parasemia plantaginis</i> <i>Cymatophorina diluta</i>	zeer zeldzaam zeldzaam	
Geometridae	Linde-eenstaart Bosrankdwergspanner Bruine bosrankspanner Egale bosrankspanner	<i>Sabra harpagula</i> <i>Eupithecia haworthiata</i> <i>Horisme vitalbata</i> <i>Horisme tersata</i>	zeer zeldzaam zeldzaam zeldzaam zeldzaam	recent vastgesteld in hellingbossen van Zuid- Limburg in Zuid-Limburg wat algemener vooral in Zuid-Limburg
Noctuidae	Oranje espenspanner Vingerhoedskruiddwergspanner Witvlekbosrankspanner Donkergroene korstmosuil	<i>Archiearis notha</i> <i>Eupithecia pulchellata</i> <i>Melanthia procellata</i> <i>Cryphia algae</i>	tot enkele decennia geleden in zuid- limburg zeldzaam zeldzaam zeldzaam	in 2014 opnieuw gezien vooral in Zuid-Limburg wat algemener in Zuid-Limburg wat algemener in Zuid-Limburg algemener
Notodontidae	Zwart weeskind	<i>Mormo maura</i>	zeldzaam	vooral bekend uit Zuid-Limburg
Sesiidae	Pluimspinner	<i>Ptilophora plumigera</i>	alleen in zuid-limburg	vermoedelijk verdwenen
Thyrididae	Klaverwespvlinder	<i>Bembecia ichneumoniformis</i>	zeldzaam	vermoedelijk alleen in Zuid- en Midden- Limburg
Zygaenidae	Bosrankvlinder Kleine sint-jansvlinder	<i>Thyris fenestrella</i> <i>Zygaena viciae</i>	zeldzaam zeer zeldzaam	vermoedelijk alleen in Zuid-Limburg alleen in Zuid-Limburg

(Zeer / vrij) zeldzaam: rare: (very / rather) rare; alleen in Zuid-Limburg: in South-Limburg only; incidenteel: incidently; verdwenen: disappeared.

Bijlage I **Bodembewonende arthropoden**

Terrestrial arthropods

Door Th.Heijerman

Werkwijze

Bodembewonende insecten, veelpotigen (*Myriapoda*) en hooiwagens (*Opiliones*) zijn bemonsterd met bodemvallen. Een bodemval bestaat uit een plastic pot van 12 cm diepte met een doorsnede van 8,5 cm. De potten waren voor een derde gevuld met een oplossing van 5% formaldehyde als dodings- en conserveringsvloeistof. Om inregenen en bladinvall te voorkomen werd elke potval beschermd door een aluminium dakje dat gedragen werd door twee spijkers.

In beide gebieden (Eyserbos en Wijlrebos) zijn op elk van de drie proefvakken (behandelingen; A,B en C) twee series potvallen ingegraven van elk vijf vallen: één serie bovenaan de helling en één serie onderaan, steeds circa 10 à 20 meter verwijderd van de boven- resp. onderrand van het proefvak. In totaal zijn er dus 2 (gebieden) x 3 (proefvakken) x 2 (series) x 5 = 60 potvallen geplaatst. De vangsten werden per serie samengevoegd; het aantal waarnemingspunten is dus 12. De vallen zijn op 13 april 2011 ingezet en daarna in het zomerseizoen maandelijks gecontroleerd en in het winterhalfjaar minder frequent. In het Eyserbos zijn de bemonsteringen in 2012, 2013 en 2014 voortgezet, in het Wijlrebos in 2013 en 2014 (doorlopend tot 2015). Op beide locaties is dus de uitgangssituatie onderzocht, en de eerste twee jaar na de ingreep.

Naast het gebruik van bodemvallen voor de bemonstering van de bodembewonende fauna zijn diverse andere bemonsteringstechnieken gebruikt:

- er zijn enkele azijnzuurvallen opgehangen voor het lokken van vooral houtbewonende kevers;
- er is bodemstrooisel gezeefd voor aanvullende vangsten van bodembewonende insecten;
- met behulp van sleepnet en klopscherm zijn insecten verzameld uit de vegetatie;
- er zijn handvangsten gedaan, vooral op en onder dood hout en onder schors van dood hout.

De aanvullende vangsten dragen bij aan een beeld van de ongewervelde fauna in beide gebieden, maar zijn minder of niet geschikt voor de beschrijving van de effecten van de kapmaatregelen op deze fauna.

De inhoud van de bodemvallen werd thuis gespoeld en gesorteerd, waarbij de volgende taxa uit het materiaal geselecteerd werden: 1) *Carabidae* (loopkevers); 2) *Curculionoidea* (snuitkevers s.l.); 3) *Heteroptera* (wantsen); 4) *Opiliones* (hooiwagens); en 5) *Myriapoda* (duizend- en miljoenpoten). Behalve de *Carabidae* en de *Curculionoidea* werden ook incidenteel vertegenwoordigers van andere keverfamilies meegenomen (*Lampyridae*, *Drilidae*, *Silphidae* e.a.).

De kevers uit dit onderzoek zijn en worden op naam gebracht door Th. Heijerman, de wantsen door B. Aukema, de hooiwagens door J. Noordijk en de Myriapoda door M. Berg. Over de resultaten van het onderzoek zal in aparte publicaties worden gerapporteerd door de

bewerkers van het materiaal. Hier worden alleen de resultaten van het loopkever-onderzoek in het Eyserbos kort besproken.

Resultaten inventarisatie loopkevers in het Eyserbos

Een overzicht van de waargenomen soorten per jaar wordt gegeven in Tabel Ia.

Tabel Ia. Overzicht van aangetroffen loopkeversoorten en aantallen exemplaren in 2011 (uitgangssituatie), 2012 (eerste jaar na de ingreep) en 2013 (tweede jaar na de ingreep).

Table Ia. Species of ground beetles and numbers of specimens, caught in 2011 (before cutting), 2012 (first year after cutting) and 2013 (second year after exploitation).

Soort / Jaar (Species / Year)	2011	2012	2013	totaal
<i>Abax ovalis</i>	9	7	.	16
<i>Abax parallelepipedus</i>	262	205	332	799
<i>Abax parallelus</i>	3	2	.	5
<i>Amara ovata</i>	1	.	2	3
<i>Amara similata</i>	.	1	.	1
<i>Badister bullatus</i>	3	4	2	9
<i>Badister sodalis</i>	1	.	.	1
<i>Calosoma inquisitor</i>	3	.	1	4
<i>Carabus auratus</i>	3	6	13	22
<i>Carabus coriaceus</i>	264	152	63	479
<i>Carabus monilis</i>	.	1	1	2
<i>Carabus nemoralis</i>	7	4	17	28
<i>Carabus problematicus</i>	104	227	92	423
<i>Carabus violaceus</i>	595	490	297	1382
<i>Cychrus caraboides</i>	2	1	1	4
<i>Harpalus latus</i>	1	.	.	1
<i>Harpalus rubripes</i>	.	2	1	3
<i>Laemostenus terricola</i>	5	2	2	9
<i>Leistus rufomarginatus</i>	7	3	2	12
<i>Loricera pilicornis</i>	2	4	2	8
<i>Molops piceus</i>	.	1	.	1
<i>Nebria brevicollis</i>	6	3	11	20
<i>Notiophilus quadripunctatus</i>	.	.	1	1
<i>Notiophilus biguttatus</i>	6	7	3	16
<i>Notiophilus rufipes</i>	.	1	1	2
<i>Poecilus cupreus</i>	2	2	.	4
<i>Pterostichus madidus</i>	1054	1496	1051	3601
<i>Pterostichus melanarius</i>	1	.	.	1
<i>Pterostichus niger</i>	.	3	.	3
<i>Pterost. oblongopunctatus</i>	12	13	203	228
<i>Pterostichus ovoideus</i>	.	1	1	2
<i>Pterostichus vernalis</i>	1	.	.	1
<i>Trechus spec</i>	.	1	.	1
<i>Trichotichnus nitens</i>	2	.	1	3
Aantal exemplaren Number of specimens	2356	2639	2100	7095
Aantal soorten Number of species	25	26	23	34

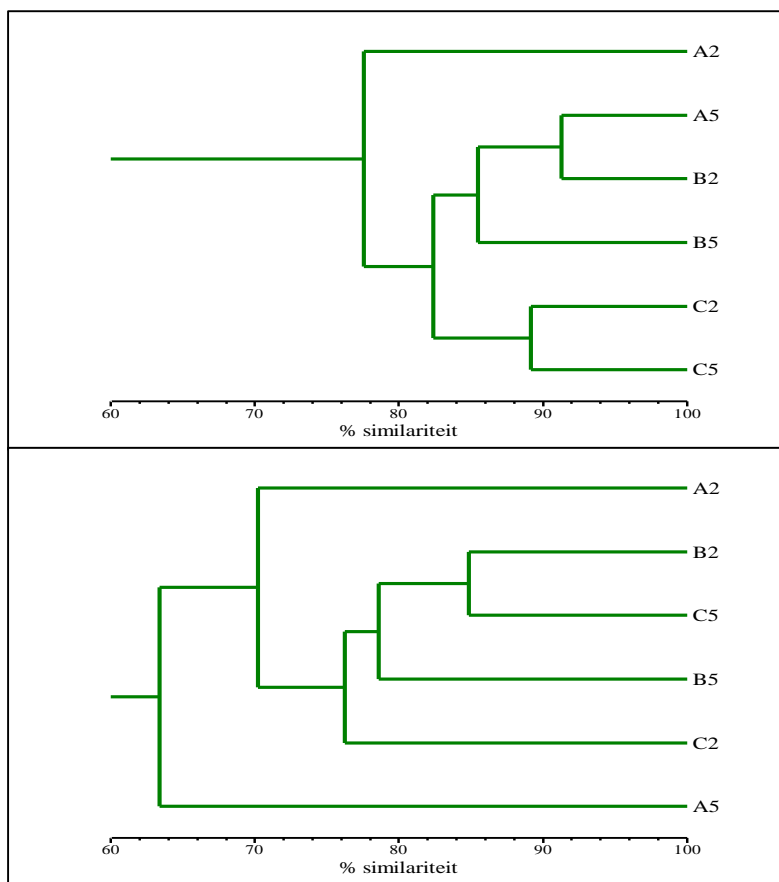
De meest frequent voorkomende soorten in 2011, 2012 en 2013 waren *Pterostichus madidus*, *Carabus violaceus*, *Abax parallelepipedus* en *Carabus problematicus*. De aantalsverhoudingen tussen deze soorten zijn nauwelijks veranderd; alleen *Pterostichus oblongopunctatus* is in 2013 sterk in aantal toegenomen en kan aan het lijstje dominante soorten worden toegevoegd. Er werden ook enkele (zeer) zeldzame, stenotopie bossoorten gevangen:

- van de zeer zeldzame, brachyptere *Abax ovalis* zijn in totaal 16 exemplaren verzameld, negen in 2011, zeven in 2012 en nul in 2013. De exemplaren van 2012 zijn aangetroffen in alle drie proefvakken: A (4 exemplaren), B (2) en C (1). Overigens waren dit de eerste vangsten in Nederland van deze soort in bodemvallen.
- De drie zeldzame soorten betreffen *Trichotichnus nitens*, *Molops piceus* en *Pterostichus ovoideus*. Van *Trichotichnus nitens* zijn in totaal 3 exemplaren aangetroffen, twee in 2011, nul in 2012 en één in 2013, en wel in potvalserie B2. *Pterostichus ovoideus* werd in slechts twee exemplaren gevangen, een in 2012 (A2) en een in 2013 (B2). Van *Molops piceus* werd ten slotte een enkel exemplaar verzameld, namelijk in 2012 in potvalserie C5.

Tot de zeer zeldzame soorten behoort ook *Notiophilus quadripunctatus*. *Notiophilus quadripunctatus*, geen bossoort, is in 2012 voor het eerst in Nederland gevangen, tijdens een potvalbemonstering op een kalkgrashelling nabij Wijlre; het tweede Nederlandse exemplaar werd aangetroffen in 2013 in potvalserie B2 op de helling bij Eys (Heijerman & Aukema 2014).

Analyse: invloed van de behandelingen

Clusteranalyse



Figuur Ia. Dendrogram voor de zes potvalseries in 2011 (boven; vóór de ingreep) en 2013 (beneden; tweede jaar na de ingreep).

Figure Ia. Dendrogram of the six series of pitfall traps in 2011 (above; before exploitation) and 2013 (below; after exploitation).

Uit de clusteranalyse blijken geen systematische veranderingen in de samenstelling van de loopkeverfauna, noch tussen de jaren, noch tussen de proefvakken, noch tussen de de positie (hoog of laag) op de helling (Figuur Ia).

Ecologische groepen

De aangetroffen loopkeversoorten zijn in verschillende mate aan de bosbiotoop gebonden. Behalve soorten met bos als voorkeursbiotoop, zijn er ook soorten aangetroffen die een ander biotoop prefereren. Tabel Ib geeft een overzicht van de biotoopvoorkeuren van de aangetroffen soorten samen met mate van afhankelijkheid. Daarnaast bevat de tabel informatie over het vliegvermogen (de gevleugeldheid) en de zeldzaamheid van de soorten. De informatie over de biotoopvoorkeur en -binding is gebaseerd op Turin & Heijerman (1989), Turin et al. (1991) en Turin (2000) en gegevens over de gevleugeldheid zijn afkomstig uit Turin (2000). De mate van zeldzaamheid is vastgesteld op basis van de gegevens die zich bevinden in de landelijke dataset van loopkevers, beheerd door de Stichting Faunistisch Onderzoek Carabidae.

Uit tabel Ib blijkt dat 18 van de 34 loopkeversoorten gebonden zijn aan bos, zij het in verschillende mate. Deze bossoorten zijn in drie categorieën ingedeeld: 1) eurytope

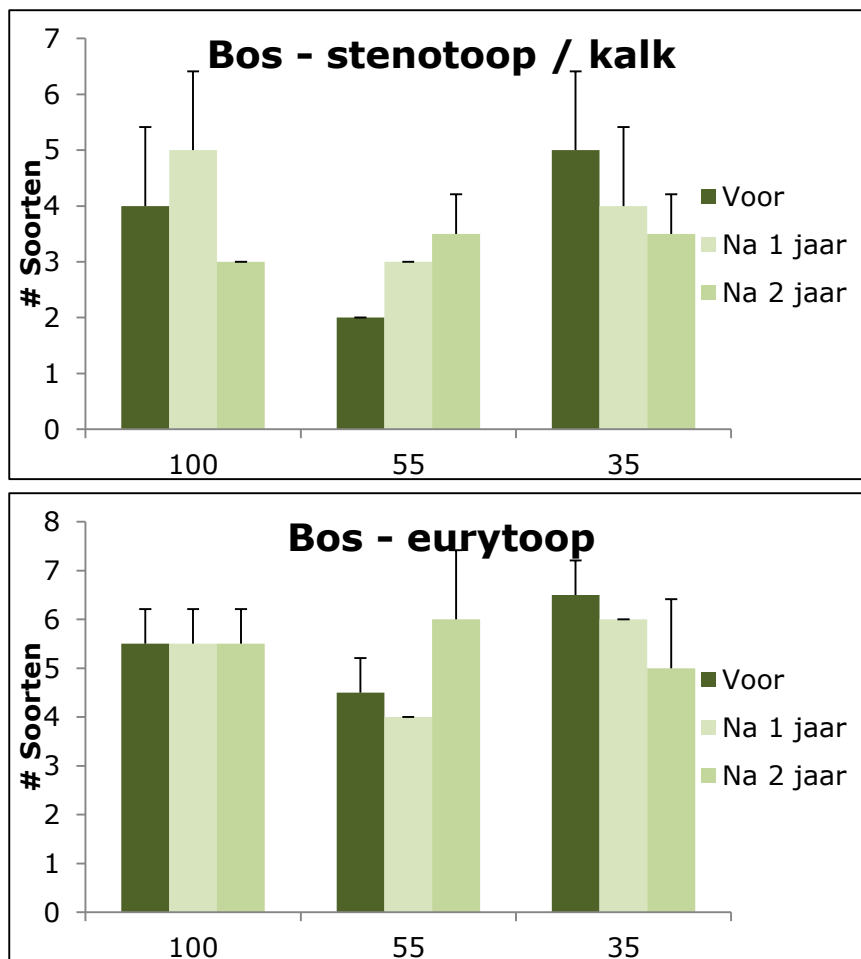
bossoorten, 2) stenotopie bossoorten, en 3) soorten die kenmerkend zijn voor bossen en kalkgraslanden (zoals kalkhellingen in Zuid-Limburg of kalkrijke dijken in het rivierengebied). In Figuur Ib wordt voor deze ecologische groepen van bossoorten de respons op de verschillende ingrepen gegeven waarbij groep 2 en 3 zijn samengenomen. In 2011, voor de kap, zien we dat het aantal bossoorten in de valseries varieert van 6 tot 13. Het hoogste aantal treffen we aan bij serie A-hoog (beoogde sluitingsgraad 35%). Dit geldt voor zowel de stenotopie als de eurytope bossoorten. In 2012, één jaar na de kap op de proefvlakken A en B, zien we dat het aantal bossoorten op sommige locaties iets is afgenomen of gelijk gebleven. In valserie C-laag (zonder kap) is het aantal toegenomen maar in C-hoog (eveneens zonder kap) gedaald. Twee jaar na kap, in 2013, zien we weer afname van het aantal bossoorten op een deel van de locaties en toename op een ander deel. Als we alleen kijken naar het verloop van de aantallen stenotopie bossoorten in de loop van de jaren, dan zien we gemiddeld een afname van deze soorten. Als we dezelfde vergelijkingen maken voor de aantallen exemplaren (omgerekend naar percentages) dan lijken er geen grote veranderingen te zijn opgetreden. Het meest in het oog lopend is dat in 2013 op geen enkele locatie het percentage stenotopie bossoorten boven de 0% (afgerond) uitkomt, maar ook in andere jaren nooit boven de 2%!

Conclusies

Het lijkt er sterk op dat de gevolgen van de beheerexperimenten op de samenstelling van de fauna vooralsnog erg beperkt zijn. Ook zijn de verschillen tussen de twee series binnen een proefvlak, die dus een zelfde kapbehandeling hebben ondergaan, niet kleiner dan tussen series van verschillende proefvlakken.

Uit de vergelijking van de vangsten van de diverse vangpotseries, per jaar en over alle jaren, zoals geïllustreerd in diverse dendrogrammen, blijkt dat er geen systematisch patroon aanwezig is. De verschillen en overeenkomsten in de soortensamenstelling zijn niet terug te voeren op de beheerexperimenten of op de positie van een vangpotserie op de helling (hoog, laag).

Het merendeel van de aangetroffen bossoorten kan gekarakteriseerd worden als eurytoop en/of mede een voorkeur hebbend voor kalkgrasland. Ook de aantallen exemplaren zijn bij deze categorieën het hoogst. Het lijkt er op dat het aantal stenotopie soorten enigszins is afgenomen over de jaren; dit effect is echter niet gekoppeld aan de beheersmaatregelen (kap van bomen). Het verwijderen van bomen op de proefvlakken A en B heeft niet geleid tot een duidelijke afname van het aantal (stenotopie) bossoorten of lagere aantallen exemplaren van deze soorten in deze proefvlakken.



Figuur 1b. Respons van twee ecologische groepen op de ingreep. Aangegeven zijn het gemiddeld soortenaantal, de standaarddeviatie (N=2) en de mate van kroonsluiting na de ingreep (100, 55 en 35).

Figure 1b. Response of two ecological groups to the exploitation. Indicated are the average number of species, the standard error (N=2) and the degree of canopy cover after exploitation (100, 55 and 35).

Voor: before exploitation, na 1 jaar: one year after exploitation, na 2 jaar: two years after.

De meeste verzamelde bossoorten zijn gewone of algemene soorten. Er is slechts een viertal (zeer) zeldzame soorten aangetroffen, te weten *Abax ovalis* (16 exemplaren), *Trichotichnus nitens* (3), *Molops piceus* (1) en *Pterostichus ovoideus* (2). De eerst drie zijn stenotope bossoorten, de laatste is een tamelijk eurytope bossoort.

Turin (2000) kenmerkt *Molops piceus* als een goede indicator van stabiele en oude loofbossen. Het is voor het voortbestaan van deze slecht verspreidende soort in Nederland belangrijk dat grote aaneengesloten boscomplexen behouden blijven en dat het kappen van hellingbossen achterwege gelaten wordt. Ook *Abax ovalis* is een goede indicator van stabiele zware loof- en naaldbostypen. De soort is kwetsbaar vanwege zijn slechte verspreidingsvermogen en doordat hij hier aan de rand van zijn areaal voorkomt. Ook *Trichotichnus nitens* is een marginale soort en wordt 'waarschijnlijk een goede indicator van waardevolle bossen' genoemd. Van *Pterostichus ovoideus* kan niets gezegd worden wegens onvoldoende gegevens.

Tabel Ib . Overzicht van de biotoopvoorkeuren van de aangetroffen soorten, met mate van afhankelijkheid, gevleugeldheid en zeldzaamheid.

Table Ib. Summary of biotope (preference) of the species, with wing type and rarity.

Soort	Biotoop	Biotoopbinding	Gevleugeldheid	Zeldzaamheid
Species	Biotope ¹⁾	Biotope preference ²⁾	Wing type	Rarity ³⁾
<i>Abax ovalis</i>	bos	zeer stenotoop	brachypteer	ZZ
<i>Abax parallelepipedus</i>	bos	tamelijk eurytoop	brachypteer	A
<i>Abax parallelus</i>	bos	tamelijk stenotoop	brachypteer	G
<i>Amara ovata</i>	ruderaal	geen bossoort	macropteer	A
<i>Amara similata</i>	jonge terreinen etc.	geen bossoort	macropteer	ZA
<i>Badister bullatus</i>	eurytoop	geen bossoort	macropteer	ZA
<i>Badister sodalis</i>	vochtige terreinen	geen bossoort	macropteer	A
<i>Calosoma inquisitor</i>	bos	zeer stenotoop	macropteer	G
<i>Carabus auratus</i>	bos & kalkgrasland	bos & kalkgrasland	brachypteer	G
<i>Carabus coriaceus</i>	bos & kalkgrasland	bos & kalkgrasland	brachypteer	G
<i>Carabus monilis</i>	bos & kalkgrasland	bos & kalkgrasland	brachypteer	G
<i>Carabus nemoralis</i>	bos	eurytoop	brachypteer	ZA
<i>Carabus problematicus</i>	bos	tamelijk eurytoop	brachypteer	ZA
<i>Carabus violaceus</i>	bos	matig eurytoop	brachypteer	A
<i>Cychrus caraboides</i>	bos	matig eurytoop	brachypteer	A
<i>Harpalus latus</i>	heide etc	geen bossoort	macropteer	ZA
<i>Harpalus rubripes</i>	xerotherm / kalk	geen bossoort	macropteer	A
<i>Laemostenus terricola</i>	cultuurland	geen bossoort	brachypteer	G
<i>Leistus rufomarginatus</i>	bos	tamelijk eurytoop	dimorf	A
<i>Loricera pilicornis</i>	eurytoop	geen bossoort	macropteer	ZA
<i>Molops piceus</i>	bos	zeer stenotoop	brachypteer	Z
<i>Nebria brevicollis</i>	eurytoop	geen bossoort	macropteer	ZA
<i>Notiophilus biguttatus</i>	eurytoop	geen bossoort	dimorf	ZA
<i>Notioph. quadripunctatus</i>	onbekend	geen bossoort	dimorf	ZZ
<i>Notiophilus rufipes</i>	bos	tamelijk eurytoop	macropteer	ZA
<i>Poecilus cupreus</i>	jonge terreinen etc.	geen bossoort	macropteer	ZA
<i>Pterostichus madidus</i>	bos & kalkgrasland	bos & kalkgrasland	brachypteer	G
<i>Pterostichus melanarius</i>	eurytoop	geen bossoort	dimorf	ZA
<i>Pterostichus niger</i>	eurytoop	geen bossoort	macropteer	ZA
<i>Pterost. oblongopunctatus</i>	bos	tamelijk stenotoop	macropteer	ZA
<i>Pterostichus ovoideus</i>	bos, vochtig	tamelijk eurytoop	brachypteer	Z
<i>Pterostichus vernalis</i>	eurytoop	geen bossoort	polymorf	ZA
<i>Trechus spec</i>	eurytoop	geen bossoort	dimorf / macropt.	ZA
<i>Trichotichnus nitens</i>	bos	tamelijk stenotoop	sex. dimorfie	Z

1) bos: forest; cultuurland: agricultural land; heide: heathland; jonge terreinen: pionier situaties; kalkgrasland: calcareous grassland; vochtige terreinen: humid conditions.

2) (geen) bossoort: (no) forest species; kalkgrasland: calcareous grassland; matig eurytoop: moderately eurytopic; tamelijk eurytoop: rather eurytopic; zeer stenotoop: very stenotypic.

3) ZA: zeer algemeen (very common); A: algemeen (common); G: gewoon (regular); Z: zeldzaam (rare), ZZ: zeer zeldzaam (very rare).

Het uitblijven van duidelijke verschillen tussen de kapbehandelingen kan samenhangen met de noodgedwongen situering van de potvalseries op geringe afstand van de grenzen van de proefvakken, waardoor mogelijke contrasten tussen de behandelingen vervaagd kunnen zijn door uitwisseling van individuen met aangrenzende proefvakken. Bovendien waren de proefvakken betrekkelijk klein ten opzichte van de actieradius van de loopkevers. Er is nog een derde kanttekening die geplaatst moet worden: In 2012 en 2013 was de vegetatie in het gebied nog zeer sterk aan veranderingen onderhevig en ook de komende jaren zal er sprake zijn van een tamelijk dynamisch ecosysteem. Dit betekent dat het nog lang kan duren voordat er zich een enigszins stabiele loopkeverfauna heeft ontwikkeld en de uiteindelijke effecten van de ingrepen zullen dus pas na enige jaren duidelijk worden.

Overigens vormen sommige oude hellingbossen van Zuid-Limburg, waar vaak al een halve eeuw of langer geen beheer is uitgevoerd, het enige toevluchtsoord in Nederland voor een zeer bijzondere bosloopkeverfauna die we verder alleen in Centraal-Europa aantreffen. Deze fauna omvat stenotope en zeer kwetsbare soorten met een slecht verspreidingsvermogen, zoals *Abax ovalis*, *Abax parallelus*, *Molops piceus*, *Pterostichus cristatus* en *Trichotichnus nitens*. Van vier van deze soorten komen ook in het Eyserbos populaties voor. De hier besproken beheersmaatregelen, boskap en dunning, vormen een ernstige bedreiging voor het voortbestaan van deze fauna.

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.