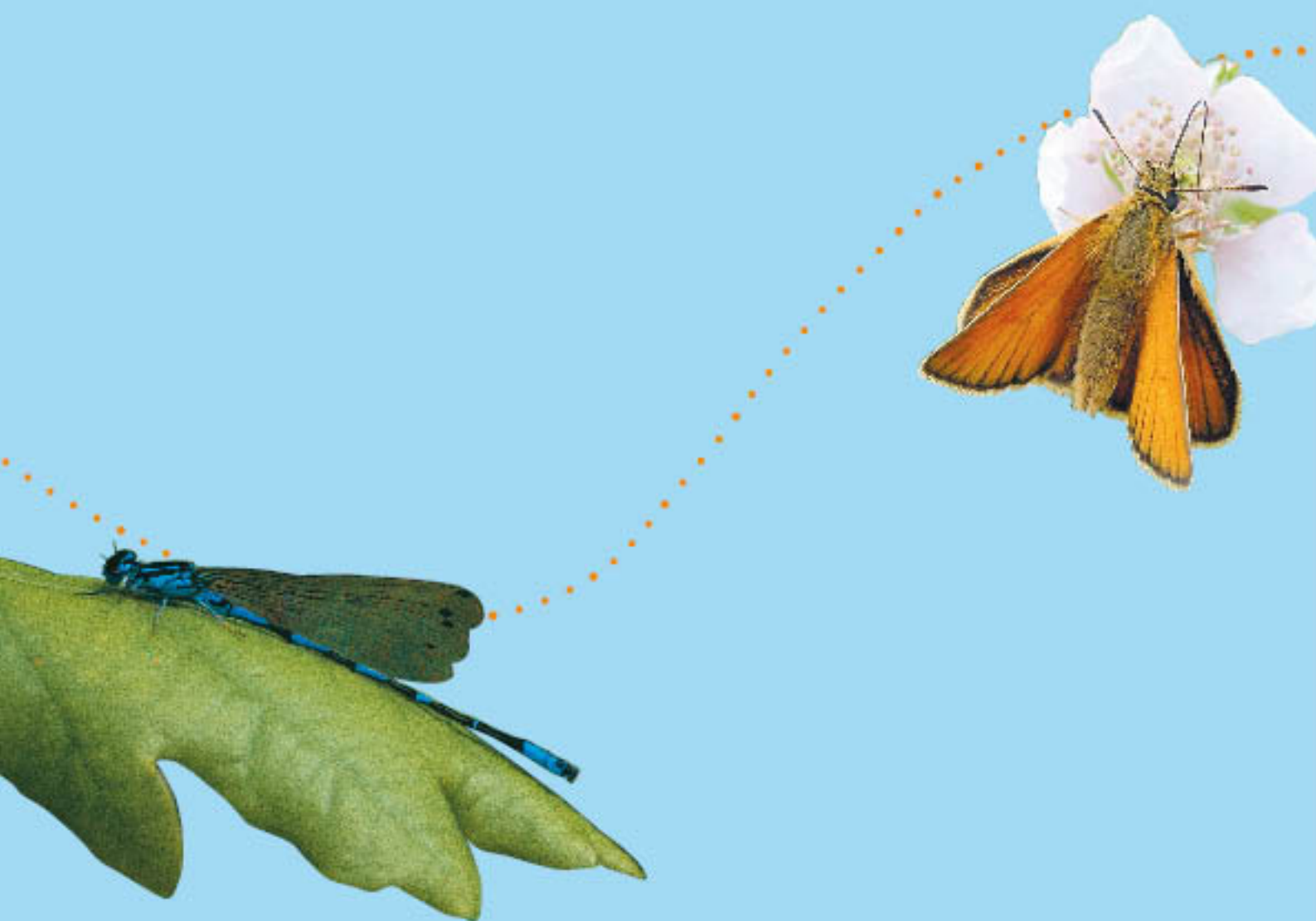


Effecten van hakhoutbeheer op de biodiversiteit

Een literatuurstudie



Effecten van hakhoutbeheer op de biodiversiteit

Een literatuurstudie

Effecten van hakhoutbeheer op de biodiversiteit

Tekst:

Matthijs Broere

Rapportnummer:

VS2010.036

Productie:

De Vlinderstichting
Postbus 506
6700 AM Wageningen
telefoon: 0317 467346
e-mail: info@vlinderstichting.nl
homepage: www.vlinderstichting.nl



Opdrachtgever:

Albert Vliegenthart, De Vlinderstichting

Deze publicatie kan worden geciteerd als:

Broere, M. (2010) *Effecten van hakhoutbeheer op de biodiversiteit - Een literatuurstudie*. Rapport VS2010.036, De Vlinderstichting, Wageningen.

Trefwoorden:

Hakhout, beheer, biodiversiteit, eikenhakhout, ondergroei, bos, vlinders, bosparelmoervlinder, bruine eikenpage

© Niets van deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt, door middel van druk, microfilm, fotokopie of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de auteur, De Vlinderstichting en de opdrachtgever.

November 2010.

Inhoud

Samenvatting.....	3
Abstract	4
1. Inleiding	5
2. Gunstige effecten van hakhoutbeheer.....	7
3. Nadelige effecten van hakhoutbeheer.....	10
4. Conclusies.....	12
5. Aanbevelingen.....	14
Literatuur	15

Samenvatting

Hakhout is een vorm van bosteelt die tegenwoordig nog maar weinig wordt toegepast. Het principe van het hakhoutsysteem is dat elke 10 tot 20 jaar bomen worden gekapt, waarna de overgebleven knoppen op de boomstronken weer kunnen uitgroeien, tot de volgende kap plaatsvindt. Het hakhoutsysteem is buiten gebruik geraakt vanwege diverse redenen, waaronder de hoge arbeidsintensiviteit.

Dit heeft gevolgen voor de biodiversiteit in verlaten hakhoutbossen. Naarmate bossen ouder worden, worden ze schaduwrijker. Minder licht dringt door tot de bosbodem, waardoor de kruid- en struiklaag minder divers en structuurrijk worden of zelfs grotendeels verdwijnen. Als gevolg hiervan wordt het bos minder aantrekkelijk voor veel flora en fauna.

In zijn algemeenheid kan gezegd worden dat hakhoutbeheer zeer gunstig kan zijn voor de biodiversiteit, mits de juiste lengte van de kapcyclus en de juiste schaal van kappen worden toegepast. Veel soorten hebben baat bij hakhoutbeheer, terwijl slechts een enkeling er nadeel van ondervindt. Het rouleren van percelen die worden gekapt zorgt voor variatie in ruimte en in tijd, zodat er altijd percelen zijn die veel lichtinval hebben en altijd percelen die minder lichtinval hebben en al schaduwrijker zijn geworden. Zodoende wordt er aan zowel schaduwminnende als zonminnende soorten gedacht, waardoor de biodiversiteit (weer) kan toenemen.

Abstract

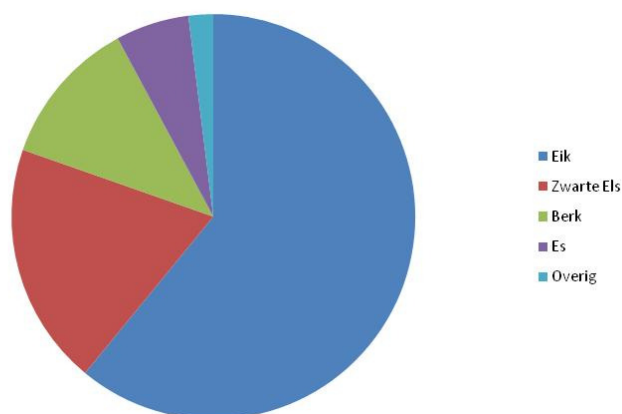
Coppice is a way of forest cultivation, which is not commonly used anymore. In a coppice system trees are being cut every 10 to 20 years. Some buds on the tree stumps will remain, from which new twigs, branches and stems will grow, until the next cutting. The coppice system is not commonly practiced anymore because of several reasons. One of the reasons is the high labor intensity.

The abandoning of the coppice system has consequences for the biodiversity. When forests grow older, they become shadier. Less light reaches the forest floor. Therefore the shrub- and herb layer become less diverse, and have a lower structural diversity, and they may sometimes even disappear for a large part. As a consequence, the forest will become less attractive for flora and fauna.

In general, the coppice system can be very favorable for biodiversity if the right scale of cutting and the length of the cutting cycle are applied. Many species are benefited by coppice, while only a few species experience a disadvantage. A rotation system, in which different parts of the forest are cut at different times, causes variation in space and time. There are always open and sunny patches of forest available, while less sunny and very shady areas are also available. In this way many species have an advantage of the coppice system, while the shade-tolerant species can still co-occur, resulting in an increase in biodiversity.

Het oeroude hakhoutsysteem is bijna uit Nederland verdwenen. Ook in andere landen is het systeem buiten gebruik geraakt. Dit heeft diverse gevolgen voor cultuurhistorie, landschapsbeleving en natuurwaarden. Moeten we blij zijn met de verdwijning van het hakhoutsysteem, of wordt het tijd om het opnieuw in te voeren?

Hakhout is een vorm van bosteelt die tegenwoordig nog maar weinig wordt toegepast (Peterken, 1976; Peterken, 1981 in Mason & MacDonald, 2002; Bright & Moris, 1990; Warren & Key, 1991 in Vodka et al., 2009; Greatorex-Davies et al., 1992; Greatorex-Davies et al., 1993; Rackham, 1998 in Vodka et al., 2009; Jansen & Kuiper, 2001; Spitzer et al., 2008). Het principe van hakhout is het laten uitgroeien van bepaalde soorten loofbomen, om deze vervolgens na een jaar of 10-20 te oogsten. Hierna groeien de overgebleven knoppen aan de nog overeind staande boomstronken weer uit, waarna deze na een jaar of 10-20 opnieuw kunnen worden geoogst. Het hakhoutsysteem werd lange tijd gezien als de meest rendabele vorm van houtproductie (Jansen & Kuiper, 2001). Het hakhoutsysteem is al zeer oud (Peterken, 1981 in Mason & MacDonald, 2002; Jansen & Kuiper, 2001, Mason & MacDonald, 2002). Het is bekend dat de oude Romeinen deze vorm van productie al gebruikten, en mogelijk was deze kennis al eerder beschikbaar (Jansen & Kuiper, 2001). Het grote voordeel van hakhout is de regelmatige houtopbrengst binnen een overzichtelijke tijdsperiode. De oogst kan op vele manieren worden gebruikt, bijvoorbeeld als hout voor hekwerken, omheiningen, delen van gereedschap, grondstof voor leerlooierijen, brandhout en vele andere toepassingen (Jansen & Kuiper, 2001). Het grootste deel van het Nederlandse bos bestond vroeger uit hakhout. Met name eikenhakhout was populair (figuur 1), hoewel er ook opstanden voorkwamen van soorten zoals tamme kastanje, paardenkastanje, iep, hazelaar, haagbeuk, linde en esdoorn (Jansen & Kuiper, 2001).



Figuur 1: Aandeel van verschillende loofboomsoorten in het hakhoutsysteem (ten tijde van 1983). Gebaseerd op gegevens uit Jansen & Kuiper, 2001.

Nog steeds kunnen er kleinschalige hakhoutbosjes worden gevonden in Nederland, maar de oppervlakte hakhout is in Nederland in de laatste anderhalve eeuw met bijna een factor 100 verminderd (figuur 2). In 1983 was er nog sprake van slechts 1500 hectare hakhout in Nederland (Jansen & Kuiper, 2001). Ook in andere landen was sprake van een dalende trend: in Engeland, waar hakhout de meest gebruikelijke vorm van bosbeheer was, nam het areaal hakhout met 85% af (Peterken, 1981 in Mason & MacDonald, 2002).



Figuur 2: Aantal hectares hakhoutbos in Nederland door de jaren heen. Gebaseerd op gegevens uit Jansen & Kuiper, 2001).

Er zijn diverse oorzaken dat het hakhoutstelsel steeds minder werd gebruikt. Brandhout werd meer en meer vervangen door alternatieven zoals gas en elektriciteit. Leerlooierijen gingen steeds meer gebruik maken van geïmporteerd goedkoper leer uit het buitenland en van deels kunstmatige looistoffen. Tel daarbij op de stijgende arbeidskosten, de eikenmeeldauw (schimmelinfectie) in het begin van de 20^e eeuw waardoor veel schade en productieverlies optrad aan het hakhout, en het is duidelijk waarom het hakhoutstelsel grotendeels buiten gebruik is geraakt (Jansen & Kuiper, 2001).

De achteruitgang van hakhout heeft diverse gevolgen. Hakhout heeft naast de productiewaarde een waarde vanuit cultuurhistorisch oogpunt, een waarde vanuit landschapsbeleving en een natuurwaarde.

Deze literatuurstudie focust zich op de gevolgen van de afname van hakhout voor natuur. Positieve en negatieve gevolgen van hakhoutbeheer worden op een rijtje gezet en er wordt gekeken naar de effecten van grootschalig en kleinschalig hakhoutbeheer en lengtes van kapcycli. Het doel is om een duidelijk overzicht te creëren van de gevolgen van hakhoutbeheer op de biodiversiteit. Op basis van de uitkomsten kunnen vervolgens passende beheersmaatregelen worden geadviseerd. Moeten we blij zijn dat het hakhoutstelsel bijna is verdwenen, of wordt het tijd om het systeem weer in te voeren?

Hakhoutbeheer heeft impact op de lokale structuur en samenstelling van de vegetatie. Bossen zijn meer open en hebben een meer diverse ondergroei. Veel soorten hebben daar baat bij.

Hakhoutbeheer houdt het bos in een vroeg successiestadium. Het bos krijgt niet de kans om door te groeien naar een climaxstadium met daarin vooral hoge bomen en een gesloten kronendak. In plaats daarvan vindt er regelmatig kap plaats, waardoor het gebied een open karakter behoudt. Er is vrij veel lichtinval, waardoor er een warmer microklimaat is dan in oude schaduwrijke bossen. Daarnaast heeft de lichtinval tot gevolg dat er een gevarieerde ondergroei kan staan, met diverse soorten kruiden en lage struiken. Het bos is licht en afwisselend, wat zeer gunstig is voor veel soorten flora en fauna (Salisbury, 1924 in Greatorex-Davies et al., 1992; Ash & Barkham, 1976; Peterken, 1981 in Mason & MacDonald, 2002; Heath et al., 1984; Warren, 1984a; Warren, 1984b; Warren, 1987; Bright & Moris, 1990; Thomas, 1991 in Greatorex-Davies et al., 1993; Warren & Key, 1991 in Greatorex-Davies et al., 1993; Jansen & Kuiper, 2001).

Het buiten gebruik raken van hakhoutbeheer heeft er toe geleid dat veel hakhoutbossen dicht zijn gegroeid, verouderd en daardoor schaduwrijker zijn geworden. Als gevolg daarvan zijn veel soorten in aantallen achteruit gegaan (Heath et al., 1984; Warren, 1984a; Warren, 1984b; Warren, 1985a; Warren, 1985b; NCC, 1986 in Sparks et al., 1996; Warren, 1987; Warren & Fuller, 1990; Thomas, 1991 in Greatorex-Davies et al., 1993; Warren & Key, 1991 in Greatorex-Davies et al., 1993; Greatorex-Davies et al., 1992; Greatorex-Davies et al., 1993; Greatorex-Davies et al., 1994; Benes et al., 2006; Spitzer et al., 2008). Een goed voorbeeld daarvan is de bosparelmoervlinder, een van de meest bedreigde vlindersoorten in Engeland en een zeer zeldzame standvlinder in Nederland, welke voornamelijk voorkomt in actief beheerd hakhoutbos. De soort is gebaat bij een open bos. 5 tot 6 jaar na de kap wordt de vegetatie reeds ongeschikt vanwege de hoeveelheid schaduw en het daarmee afnemen van de waardplant (Warren, 1985a).

Andere Europese vlindersoorten die baat hebben bij hakhoutbeheer zijn onder andere bruine eikenpage, eikenpage, sleedoorntje, zilvertje, bont dikkopje, oranjepipje, boswitje, zwartspruitboswitje, zwarte apollovlinder, sleutelbloemvlinder, zilverstreephoibeestje, boszandoog, zilveren maan, roodbonte parelmoervlinder en bosrandparelmoervlinder (Pollard, 1981; Heath et al., 1984; Fuller & Warren, 1990; Thomas et al., 1991 in Greatorex-Davies et al., 1992; Warren 1991; Warren & Key, 1991 in Greatorex-Davies et al., 1992; Warren & Key, 1991 in Warren, 1993; Greatorex-Davies et al., 1992; Warren, 1993; Jansen & Kuiper, 2001; Benes et al., 2006; Freese et al., 2006; Vliegthart, 2007).

Enkele auteurs (Jansen & Kuiper, 2001; Vliegthart, 2007) beschrijven dat ook de kleine ijsvogelvlinder profijt heeft van hakhoutbeheer, maar dit wordt tegengesproken door anderen (Pollard, 1981; Asher et al., 2001) (zie ook hoofdstuk 3). Echter, over het algemeen kan gesteld worden dat veel vlindersoorten baat hebben bij hakhoutbeheer. Dit wordt veroorzaakt door de continue beschikbaarheid van open zonnige plekken en een groot aanbod aan kruidachtige vegetatie voor nectarvoorziening en als waardplanten (Salisbury 1924 in Greatorex-Davies et al., 1992; Ash & Barkham, 1976; Peterken, 1981 in Greatorex-Davies et al., 1992; Vodka et

al., 2009). Het verdwijnen van het hakhoutsysteem is een ongunstige ontwikkeling voor deze soorten.

Behalve vlinders zijn er ook diverse andere soorten insecten die een voordeel hebben bij de lichte, warme, structuurrijke (afwisselende strooisellaag, kruidlaag, struiklaag en boomlaag) en gevarieerde omstandigheden in het hakhoutbos. Loopkevers, spinachtigen en duizendpoten vertonen een hogere soortenrijkdom in open hakhoutbossen dan in gesloten oude schaduwrijke bossen. Onder deze soorten is een aantal zeer gevoelige specialisten van het open bos (Spitzer et al., 2008). Ook groepen die de strooisellaag afbreken, waaronder pissebedden en miljoenpoten, zijn het meest soortenrijk in een hakhoutbos, vanwege de grotere variëteit in strooisel (Koivula et al., 1999; Gongalsky et al., 2005). Insecten die afhankelijk zijn van oud en rottend hout doen het goed in hakhoutbos (Vodka et al., 2009). Een goed voorbeeld is het vliegend hert. Deze grote keversoort is voor zijn voortbestaan voor een groot deel afhankelijk van oude hakhoutstobben. Deze oude hakhoutstobben raken vaak deels verrot, wat kansen biedt voor de larven van het vliegend hert (Jansen & Kuiper, 2001). In oude opgaande bossen is vaak ook veel dood hout aanwezig, maar onderzoeken tonen aan dat insecten die afhankelijk zijn van rottend hout het toch goed doen in hakhoutbossen. Dood hout in open bossen heeft een warmer microklimaat dan dood hout in oude beschaduwde bossen, hetgeen gunstig is voor diverse insectensoorten (Jansen & Kuiper, 2001).

Het is bekend dat vogels zoals fitis, tjiftjaf, matkop, grauwe vliegenvanger, bosrietzanger, blauwborst, nachtegaal en diverse mezensoorten in grote aantallen kunnen voorkomen in hakhoutstruwelen (Fuller & Henderson, 1992; Peterken, 1996 in Mason & MacDonald, 2002; Jansen & Kuiper, 2001). Dit is deels te verklaren vanuit de hogere beschikbaarheid van insecten ten opzichte van gesloten bossen, en deels vanuit de hogere vegetatiedichtheid waar soorten zoals nachtegaal de voorkeur aan geven.

Ook zoogdieren hebben een voordeel aan hakhoutbosjes. Ze verschaffen voedsel en dekking aan ree, edelhert, das, vos, konijn, haas en diverse muizensoorten en marterachtigen (Jansen & Kuiper, 2001). De dichte ondergroei en rijke kruidlaag zorgen voor een afwisselend gebied. De zeer zeldzame hazelmuis heeft ook belang bij hakhoutbeheer. In de studie van Hurrelli & McIntosh (1984) blijkt 18% van alle locaties waar hazelmuis werd gevonden gelegen te zijn in hakhoutbossen. Het is dus een belangrijk habitat voor deze soort. Een rijke ondergroei met enkele overstaande bomen is noodzakelijk voor de hazelmuis. De soort komt zeer zelden aan de grond en daarom is het type hakhoutbeheer dat wordt uitgevoerd van grote invloed op de overleving (Bright & Moris, 1990). Ondergroei kan na kappen binnen 2 jaar weer hersteld zijn, maar dat is een lastig te overbruggen periode. Het is daarom noodzakelijk dat het hakhout een lange omlooptijd heeft en dat kap plaatsvindt op kleine verspreide stukken in het bos. Hakhout kan zorgen voor een verbetering van het leefgebied, maar het is zeer belangrijk om het zorgvuldig uit te voeren, omdat anders het tegenovergestelde effect kan worden bereikt (Bright & Moris, 1990).

Reptielen en amfibieën hebben tevens baat bij een structuurrijk gebied met veel ondergroei. Gladde slang, adder, hazelworm, levendbarende hagedis en boomkikker profiteren van de omstandigheden die het hakhoutsysteem schept (Vliegthart, 2007).

Er zijn geen plantensoorten die uitsluitend kunnen voortbestaan in hakhoutbossen, maar er zijn wel diverse soorten die er sterk van afhankelijk zijn (Jansen & Kuiper, 2001). Bijzondere plantensoorten die profiteren van de openheid van het hakhoutbos zijn onder andere fraai

hertshooi, berghertshooi, knollathyrus, dichte bermzegge, mannetjesorchis, betonie, wilde kamperfoelie, hengel, welriekende agrimonie en havikskruiden (Barkham, 1992; Greatorex-Davies et al., 1993; Sparks et al., 1996; Vliegenthart, 2007; Spitzer et al., 2008). Goed hakhoutbosbeheer zorgt voor voldoende lichtinval voor deze soorten van de ondergroei, en door regelmatig afvoer wordt voorkomen dat de humuslaag te dik en te voedselrijk wordt (Jansen & Kuiper, 2001). Dominantie van adelaarsvarens op gecreëerde open plekken in het bos wordt soms gezien als een gunstig neveneffect, omdat het fungeert als schuilplaats voor veel kleine zoogdieren en omdat het plaats biedt aan soorten als rankende helmblom en de bijzondere keversoort *Procas granulicollis* (Humphrey & Swaine, 1997). Diversiteit in ondergroei neemt toe bij hakhoutbeheer. Zolang het hakhoutsysteem wordt toegepast is het onwaarschijnlijk dat de flora significant rijker of armer wordt (Barkham, 1992). Verlaten hakhoutbossen hebben een zeer lage soortenrijkdom (Mason & MacDonald, 2002).

Welke soorten profiteren van het hakhoutbeheer hangt in sterke mate af van het type hakhoutbos, de kapcyclus, de schaal van kappen, en lokale omstandigheden. Eikenhakhout op droge zandgronden heeft bijvoorbeeld weinig waarde voor planten, terwijl reptielen en korstmossen er baat bij kunnen hebben (Jansen & Kuiper, 2001). Essenhakhout is vooral bekend van de bijzondere mossen die er voor kunnen komen (Jansen & Kuiper, 2001), terwijl bepaalde andere soortgroepen er geen speciaal voordeel bij hebben. Sommige soorten hebben korte kapcycli nodig (bijv. 5-6 jaar voor bosparelmoervlinder (Warren, 1985a), terwijl andere soorten juist een langere cyclus nodig hebben (8-10 jaar voor nachtegaal (Bayes & Henderson, 1988)). Ook is er een verschil in soorten die zeer kleinschalig beheer nodig hebben (kleine, minder mobiele insecten), middelgroot beheer (vliegende insecten, zoals vlinders) of grootschaligere kap (reptielen) (Bokeloh et al., 1989).

Hoofdstuk 3 / Nadelige effecten van hakhoutbeheer

Behalve louter gunstige effecten van hakhoutbeheer op de biodiversiteit, zijn er ook voorbeelden van soorten die niet gebaat zijn bij een voortzetting van actief hakhoutbeheer of het heroppakken daarvan.

Veel literatuur focust zich op de positieve gevolgen van hakhoutbeheer en het herinvoeren ervan. De bossen worden meer open en krijgen een meer diverse ondergroei. Daardoor bieden ze meer plaats aan diverse bijzondere plant- en diersoorten. Echter, ook negatieve gevolgen moeten worden bekeken. Veranderingen in structuur en samenstelling van de vegetatie hebben altijd gevolgen in zowel de positieve als in de negatieve zin. Voor sommige soorten betekent een opener bos een positieve verandering, terwijl dit voor andere soorten nadelig kan uitpakken. Er is altijd sprake van een trade-off.

Schaduwminnende soorten kunnen verdwijnen van plekken waar hakhoutbeheer weer wordt geherintroduceerd. Ook soorten die afhankelijk zijn van oude bossen met dikke oude bomen kunnen benadeeld worden. Ook insecten die afhankelijk zijn bij de aanwezigheid van beschaduwde rottend en oud hout zijn niet gebaat bij de open structuur van hakhoutbossen (Jonsell et al., 1998). Schlick-Steiner et al. (2005) beschrijven dat diverse mierensoorten nadelige effecten kunnen ondervinden van hakhoutbeheer, vanwege het ontbreken van ouder hout en rottend hout in hakhoutbossen. In eikenhakhoutbossen die verlaten zijn, dat wil zeggen welke niet meer in gebruik zijn als hakhoutstelsel, en extensief beheerde hakhoutbossen ligt de diversiteit aan mierensoorten hoger dan in actief beheerde hakhoutbossen. In actief beheerde hakhoutbossen komen overwegend generalistische soorten voor, terwijl in extensieve en verlaten hakhoutbossen het aandeel specialistische mierensoorten toeneemt.

Ondanks dat enkele auteurs (Jansen & Kuiper, 2001; Vliegenthart 2007) schrijven dat de kleine ijsvogelvlinder ook profiteert van meer licht in het bos, blijkt uit een Engelse studie dat de kleine ijsvogelvlinder juist toenam in schaduwrijkere bossen en zijn verspreiding in Engeland heeft vergroot bij een afnemend hakhoutbeheer (Asher et al., 2001). Ook Pollard (1981) beschrijft dat de kleine ijsvogelvlinder geen geschikt habitat vindt in actief beheerd hakhout, omdat de omgeving te snel verandert van schaduwrijk naar open. Nadelige effecten van hakhoutbeheer zouden voor deze soort verminderd kunnen worden door slechts zeer kleine oppervlakten bos tegelijk te hakken, met een ruimtelijke verspreiding van de hakhoutactiviteiten.

Vogels, met name zomergasten, lijken geen voordeel te hebben bij hakhout en komen niet in grotere aantallen voor in sommige soorten hakhout (Mason & MacDonald, 2002). In tamme kastanjarahout is het aantal vogelsoorten zelfs arm te noemen (Fuller & Moreton, 1987). Echter, hakhout met andere boomsoorten kan soms gunstig zijn voor de avifauna

(zie ook hoofdstuk 2). Ongewervelden hebben overigens ook lage dichtheden in tamme kastanjehakhoutbos (Hill et al., 1990)

Betredingsgevoelige planten, zoals de bosanemoon, kunnen nadelen ondervinden van hakhoutbeheer (Shirreffs, 1985; Mason & MacDonald, 2002). Zeker omdat het huidige hakhoutbeheer vaak wordt uitgevoerd met zware machines. Planten worden daardoor kapot gemaakt, de bodem wordt compacter en er ontstaan wielsporen (Mason & MacDonald, 2002). Een mogelijke oplossing hiervoor is het niet gebruiken van zware machines, wat weer als nadeel heeft dat de kosten voor het beheer stijgen.

Veel soorten hebben baat bij hakhoutbeheer. Enkele soorten ondervinden nadelen. In zijn algemeenheid kan gezegd worden dat hakhoutbeheer zeer gunstige effecten kan hebben op de biodiversiteit, wanneer de juiste lengte van kapcycli en de juiste schaal van kappen in acht worden genomen.

Veel soorten hebben baat bij hakhoutbeheer. Enkele soorten ondervinden nadelen. Bij het bepalen van de gevolgen van het mogelijk voortzetten of herintroduceren van het hakhoutsysteem in bepaalde gebieden moet altijd gekeken worden naar de lokale omstandigheden en het voorkomen van bijzondere soorten. In zijn algemeenheid kan gezegd worden dat hakhoutbeheer zeer gunstige effecten kan hebben op de biodiversiteit, wanneer de juiste lengte van kapcycli en de juiste schaal waarop gekapt moet worden in acht worden genomen. Een afwisseling van hakhoutbossen met oudere bossen zorgt voor een nog grotere diversiteit, zowel in landschap als aan soorten.

Het is noodzakelijk dat er altijd wordt gekeken naar lokale omstandigheden. Het risico van een landelijk advies is dat er lokale bijzondere of zeldzame soorten over het hoofd worden gezien. Een gedegen inventarisatie van wat er voorkomt in een hakhoutbos of verlaten hakhoutbos is aan te raden. Daarnaast moet men rekening houden met het feit dat hakhoutbossen die te lang niet zijn beheerd, lastig opnieuw in gebruik zijn te nemen (Vliegthart, 2010). Vanaf een bepaalde leeftijd wordt het steeds lastiger voor een boom om opnieuw uit te groeien. In dergelijke bossen is het raadzaam niet zomaar de kettingzaag in oude bomen te zetten met het idee de hakhoutcyclus weer op gang te brengen. Het is beter om dat soort bossen niet meer in te zetten als hakhoutbos (Vliegthart, 2010). Een eventuele omvorming van dat soort bossen is mogelijk, maar kan veel tijd kosten. Door enkele oude bomen te verwijderen ontstaan er meer groeimogelijkheden voor jonge boompjes. Deze jonge boompjes kunnen na geruime groeitijd weer geschikt worden als hakhoutbosjes. Zodoende kunnen langzaam de te oude bomen worden weggehaald, zolang er maar voldoende zaadbomen overblijven voor regeneratie. Ook bij een dergelijke omvorming dient er rekening te worden gehouden met lokale omstandigheden. Het openen van een oud hakhoutbos kan er ook toe leiden dat andere plantensoorten meer kans krijgen en wellicht de overhand gaan nemen, waardoor jonge boompjes weinig kans hebben zich te ontwikkelen tot volwassen bomen.

Hakhout kan gezien worden als een beheersvorm die zeer gunstig kan zijn voor veel soorten. Slechts enkele soorten ondervinden er nadeel van. Natuurlijk is er in specifieke gevallen iets voor te zeggen om de soorten die er nadeel van zouden ondervinden te beschermen. Echter, dat gaat ten koste van soorten die baat hebben bij het herinvoeren van hakhoutbeheer. Meer gesloten bossen zijn al veelvuldig aanwezig. Er is eerder een gebrek aan zon in gesloten bos, dan een gebrek aan schaduw

in open bossen (Vodka et al., 2009). Een afwisseling aan gesloten bossen en meer open bossen (hakhoutbossen dus) zou voor de grootste variatie in landschap en biodiversiteit kunnen zorgen. Herinvoeren van hakhoutbeheer is daarom alleen maar aan te moedigen, mits de juiste schaal van kappen en de juiste lengte van de kapcycli worden toegepast. Het rouleren van percelen die worden gekapt zorgt voor variatie in ruimte en in tijd, zodat er altijd percelen zijn die veel lichtinval hebben en altijd percelen die minder lichtinval hebben en al schaduwrijker zijn geworden. Zodoende wordt er aan zowel schaduwminnende als zonminnende soorten gedacht.

Hakhoutbeheer is aan te raden, maar wel onder bepaalde voorwaarden.

Hakhoutbeheer: ja!

Maar: wees zorgvuldig! Het is altijd noodzakelijk om te kijken naar de lokale omstandigheden. Ook is het nodig om een goed beeld te hebben van welke soorten er voorkomen in een bepaald gebied, alvorens beslissingen te nemen over het eventueel herinvoeren van het hakhoutsysteem, of het bepalen van de schaal van kappen en de lengte van de kapcyclus. Verschillende soorten hebben verschillende eisen, en het is daarom zeer belangrijk om goed te bepalen welke soorten beschermingsprioriteit moeten krijgen. Het rouleren van percelen die worden gekapt zorgt voor variatie in ruimte en in tijd, zodat er altijd percelen zijn die veel lichtinval hebben en altijd percelen die minder lichtinval hebben en al schaduwrijker zijn geworden. Zodoende wordt er aan zowel schaduwminnende als zonminnende soorten gedacht.

Ash J.E., Barkham J.P., 1976. Changes and variability in the field layer of a coppiced woodland in Norfolk, England. *Journal of Ecology* 64: 697-712.

Asher J., Warren M., Fox R., Harding P., Jeffcoate G., Jeffcoate S., 2001. *The Millennium Atlas of Butterflies in Britain and Ireland*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.

Barkham J.P., 1992. The effects of management on the ground flora of ancient woodland, Brigsteer Park Wood, Cumbria, England. *Biological Conservation* 60: 167-187.

Bayes K., Henderson A., 1988. Nightingales and coppiced woodland. *RSPB Conservation Review* 2: 47-49.

Benes J., Cizek O., Dovala J., Konvicka M., 2006. Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovicky Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 237: 353-365.

Bokeloh D., Jeurink N., Zanten I. van, 1989. Oecologisch beheer van kleine landschapselementen. Stichting Instandhouding Kleine Landschapselementen. Vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde, Landbouwniversiteit Wageningen. Biologiewinkel Utrecht.

Bright P.W., Moris P.A., 1990. Habitat requirements of Dormice *Muscardinus avellanarius* in relation to woodland management in southwest England. *Biological Conservation* 54: 307-326.

Freese A., Benes J., Bolz R., 2006. Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Anim Conservation* 9: 388-397.

Fuller R.J., Moreton B.D., 1987. Breeding bird populations of Kentish sweet chestnut *Castanea sativa* coppice in relation to age and structure of the coppice. *Journal of Applied Ecology* 24: 13-27.

Fuller R.J., Warren M.S., 1990. *Coppiced woodlands: their management for wildlife*. Nature Conservancy Council, Peterborough.

Fuller R.J., Henderson A.C.B., 1992. Distribution of breeding songbirds in Bradfield Woods, Suffolk, in relation to vegetation and coppice management. *Bird Study* 39: 73-88.

Gongalsky K.B., Savin F.A., Pokarzhevskii A.D., Filimonova Z.V., 2005. Spatial distribution of isopods in an oak-beech forest. *European Journal of Soil Biology* 41: 117-122.

Greatorex-Davies J.N., Hall M.L., Marrs R.H., 1992. The conservation of the pearl-bordered fritillary butterfly (*Boloria euphrosyne* L.): preliminary studies on the creation and management of glades in conifer plantations. *Forest Ecology and Management* 53: 1-14.

Greatorex-Davies J.N., Sparks T.H., Hall M.L., Marrs R.H., 1993. The influence of shade on butterflies in rides of coniferised lowland woods in southern England and implications for conservation management. *Biological Conservation* 63: 31-41.

Greatorex-Davies J.N., Sparks T.H., Hall M.L., 1994. The response of Heteroptera and Coleoptera species to shade and aspect in rides of coniferised lowland woods in southern England. *Biological Conservation* 67: 255-273.

Heath J., Pollard E., Thomas, J. A., 1984. *Atlas of Butterflies in Britain and Ireland*. Viking, London.

Hill D., Roberts P., Stork N., 1990. Densities and biomass of invertebrates in stands of rotationally managed coppice woodland. *Biological Conservation* 51: 167–176.

Humphrey J.W., Swaine M.D., 1997. Factors affecting the natural regeneration of *Quercus* in Scottish oakwoods. I. Competition from *Pteridium aquilinum*. *Journal of Applied Ecology* 34: 577-584.

Hurreli E., McIntosh G., 1984. The Mammal Society dormouse survey, January 1975-April 1979. *Mammal Review* 14: 1-18.

Jansen P., Kuiper L., 2001. *Hakhout. Suggesties voor het beheer*. Uitgave van Stichting Bos en Hout met medewerking van de Unie van Bosgroepen, Wageningen.

Jonsell M., Weslien J., Ehnström B., 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity Conservation* 7: 749–764.

Koivula M., Punttila P., Haila Y., Niemela J., 1999. Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography* 22, 424–435.

Mason C.F., MacDonald S.M., 2002. Responses of ground flora to coppice management in an English woodland – a study using permanent quadrats. *Biodiversity and Conservation* 11: 1773-1789.

Nature Conservancy Council (NCC), 1986. *Nature Conservation and Afforestation in Britain*. Nature Conservancy Council, Peterborough.

Peterken G.H., 1976. Long term changes in the woodlands of Rockingham Forest and other areas. *Journal of Ecology* 64: 123-146.

Peterken G.F., 1981. *Woodland Conservation and Management*. Chapman & Hall, London, United Kingdom.

Peterken G.F., 1996. *Natural Woodland*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Pollard E., 1981. Population studies of woodland butterflies. In: Last F.T., Gardiner A.S. *Forest and woodland ecology: an account of research being done in ITE*. Cambridge, NERC/Institute of Terrestrial Ecology: 120-124. ITE Symposium 8.

Rackham O., 1988. Savanna in Europe. In: Kirby K.J., Watkins C. (eds). The ecological history of European forests. CABI, Wallingford, p 1–24.

Salisbury E.J., 1924. The effects of coppicing as illustrated by the woods of Hertfordshire. Trans. Herts. Nat. Hist. Soc. 18: 1-21.

Schlick-Steiner B.C., Steiner F.M., Steiner H.M., 2005. Effect of extensification of coppice management on central European ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae). Entomology Gener 28 (1): 23-37.

Shirreffs D.A., 1985. Biological flora of the British Isles no. 158, *Anemone nemorosa* L.. Journal of Ecology 73: 1005–1020.

Sparks T.H., Greatorex-Davies J.N., Mountford J.O., Hall M.L., Marrs R.H., 1996. The effects of shade on the plant communities of rides in plantation woodland and implications for butterfly conservation. Forest Ecology and Management 80: 197-207.

Spitzer L., Konvicka M., Benes J., Tropek R., Tuf I.H., Tufova J., 2008. Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. Biological Conservation 141: 827-837.

Thomas J. A., 1991. Rare species conservation; case studies of European butterflies. In: Spellerberg I.F. (eds), Goldsmith F.B., Morris M.G., Scientific Management of Temperate Communities for Conservation, Blackwell Scientific, Oxford, pp. 149-197.

Thomas J.A., Snazell R.G., Moy, I.L., 1991. The conservation of violet feeding fritillaries in the British Isles. English Nature, Peterborough, unpublished report.

Vliegenthart A., 2007. Eikenhakhoutbrigades, eerste fase. Rapport VS2007.051, De Vlinderstichting, Wageningen.

Vliegenthart A., Struijk R., 2010. Bosranden en hakhout; advies Kaapse Bossen. Rapport VS2010.006, De Vlinderstichting, Wageningen.

Vodka S., 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.

Warren M. S., 1984a. The biology and status of the wood white butterfly, *Leptidea sinapis* (L.) (Lepidoptera : Pieridae) in the British Isles. Entomology. Gaz. 35: 207-223.

Warren M. S., 1984b. The biology and status of the heath fritillary *Mellicta athalia* Rott. in Britain. Biological Conservation 29: 287-305.

Warren M.S., 1985a. The status of the heath fritillary butterfly, *Mellicta athalia* Rott. in relation to changing woodland management in the Blean Woods, Kent. Quarterly Journal of Forestry 79 (3): 175-182.

Warren M.S., 1985b. The influence of shade on butterfly numbers in woodland rides, with special reference to the wood white, *Leptidea sinapis*. *Biological Conservation* 33: 147-164.

Warren M. S., 1987. The ecology and conservation of the heath fritillary butterfly, *Mellicta athalia*, III. Population dynamics and the effect of habitat management. *Journal of Applied Ecology* 24: 499-513.

Warren M.S., 1991. The successful conservation of an endangered species, the Heath fritillary butterfly *Mellicta athalia* in Britain. *Biological Conservation* 55: 37-56.

Warren M.S., 1993. A review of butterfly conservation in central southern Britain:II. Site management and habitat selection of key species. *Biological Conservation* 64: 37-49.

Warren M.S., Fuller, R.J., 1990. *Woodland Rides and Glades: Their Management for Wildlife*. Nature Conservancy Council, Peterborough.

Warren M.S., Key R.S. , 1991. Woodland: past, present and potential for insect. In: Collins M.N., Thomas J.A. (eds). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London, p 155-210.