

Herstelstrategie H9120: Beuken–eikenbossen met hulst

Hommel, P.W.F.M., J. den Ouden, H.P.J. Huiskes, W.A. Ozinga & N.A.C. Smits

Leeswijzer

Dit document start met de kenschets uit het profieldocument (paragraaf 1) en geeft daarna een overzicht van de ecologische randvoorwaarden van het habitatype (paragraaf 2). Vervolgens wordt ingegaan op de effecten van atmosferische stikstofdepositie op het habitatype (paragraaf 3) en op andere processen die de kwaliteit beïnvloeden (paragraaf 4). Vervolgens komen in paragraaf 5 en 6 maatregelen aan bod om de achteruitgang te stoppen, dan wel de kwaliteit te verbeteren. Deze maatregelen dienen in aanvulling op het reguliere beheer (paragraaf 2) te worden uitgevoerd. In paragraaf 7 worden maatregelen voor uitbreiding besproken en in paragraaf 8 komt de effectiviteit en duurzaamheid van de maatregelen aan bod. In paragraaf 9 worden de maatregelen in een overzichtstabel samengevat en het document wordt afgesloten met literatuurreferenties in paragraaf 10.

1. Kenschets

De tekst in onderstaand kader betreft de kenschets van het profielendocument van het habitatype.

Het habitatype betreft bossen met meestal Beuk in de boomlaag en Hulst en/of Taxus in de struiklaag, voorkomend op zeer voedselarme tot licht voedselrijke zand- en leemgronden. Het habitatype komt voor op de hogere zandgronden en in het heuvelland. Het type neemt een tussenpositie in tussen enerzijds de Oude eikenbossen (H9190) en anderzijds de Eiken–Haagbeukenbossen (H9160). Ten opzichte van de ‘Oude eikenbossen’ komen de ‘Beuken–eikenbossen met hulst’ voor op plekken met een moder- in plaats van een humuspodzolbodem of een leemhoudende in plaats van een leemarme bodem. Op deze gronden is de Beuk concurrentiekrachtig en zal in de loop van de successie gaan domineren ten koste van de Zomereik. Ten opzichte van de ‘Eiken–haagbeukenbossen’ komen de ‘Beuken–Eikenbossen met hulst’ voor op plekken zonder grondwaterinvloed. Tot het habitatype worden alleen gerekend: bossen op bosgroeiplaatsen van vóór 1850 en bosopstanden van minstens 100 jaar oud die daaraan grenzen¹. Een belangrijk deel van de biodiversiteit van dit habitatype komt voor in de zomen en mantels van het bos zelf. Daarom zijn deze (gewenste) mozaïekvegetaties opgenomen in de definitie. Hoewel Beuk en Hulst in de Europese definitie een duidelijke rol spelen, wordt daarin ook melding gemaakt van de invloed van bosbeheer op het voorkomen van deze naamgevende soorten. In de Nederlandse situatie zijn door intensief bosbeheer Beuk, Hulst en Taxus uit veel bossen op de genoemde bodems verdwenen, maar ze komen ook weer vanzelf terug bij

¹ De beperking tot oude bosgroeiplaatsen is gebaseerd op de in de Europese handleiding genoemde plantensoorten: deze komen vooral voor in oude bossen. Uitbreiding van het habitatype kan plaatsvinden vanuit de oude bosgroeiplaatsen in aangrenzende bossen die inmiddels honderd jaar oud zijn geworden: op deze plekken kunnen de ‘oud-bos–planten’ zich het beste uitbreiden vanuit de oude bosgroeiplaatsen.

extensivering van het beheer. Het actuele voorkomen van Beuk, Taxus of Hulst is dus geen goed onderscheidingscriterium.

In de Beuken-eikenbossen met hulst komen drie soorten voor van de Vogelrichtlijn waarvoor de stikstofgevoeligheid van het type een probleem kan vormen voor de kwaliteit van het leefgebied². Van deze drie soorten is de Zwarte specht tevens een typische soort. De specifieke effecten voor fauna worden beschreven in Deel I (paragraaf 2.4). Afhankelijk van het belang en de functie van dit habitatype voor de soorten, kunnen ook andere habitats noodzakelijke onderdelen van het leefgebied vormen. Voor een volledig overzicht van de deelhabitats, zie bijlage 1 en 2 van Deel II.

Soortgroep	VHR-soort	Belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Vogels	Draaihals	Groot; voortplantings- en foerageergebied	Mogelijk	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname beschikbaarheid prooidieren (6)
Vogels	Korhoen	Klein: foerageergebied	Mogelijk	Afname kwantiteit voedselplanten (3) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Zwarte specht	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja (afname bosmieren door vergrassing)	Afname prooibeschikbaarheid (6)

Voor een goed begrip van de onderstaande paragrafen, is het essentieel om uit te gaan van de definitie van het habitatype en zijn kwaliteitseisen (abiotische randvoorwaarden, samenstellende vegetatietypen, typische soorten en overige kenmerken van goede structuur en functie). Zie daarvoor het profielendocument (http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/habitattypen/profiel_habitatype_9120.pdf).

2. Ecologische randvoorwaarden

Voor de abiotische randvoorwaarden (conform [Runhaar et al. 2009](#)) wordt uitgegaan van de omstandigheden van drie associaties, te weten Beuken-Eikenbos (vijf subassociaties: 42Aa02ABCDE), Bochtige smele-Beukenbos (drie subassociaties: 42Aa03ABC) en Eiken-Haagbeukenbos, subassociatie met Witte klaverzuring (43Ab01F; [Stortelder et al. 1999](#)).

2.1 Zuurgraad

De optimale zuurgraad van de bodem omvat een pH lager of gelijk aan 5 (pH-H₂O); waarbij een relatief hoge pH van 4,5 en hoger enkel geldt voor twee subassociaties van het Beuken-Eiken bos (de subassociatie met Pijpenstrootje en de subassociatie met Lelietje-van-dalen). Ook de zuurste variant van het Eiken-Haagbeukenbos (subassociatie met Witte klaverzuring; conform [Stortelder](#)

² Er is onduidelijkheid over de effecten van stikstof op het leefgebied van de Wespandief (H. Sierdsema, J. van Diermen, B. Aarts, L. van den Bremer en A. van Kleunen 2008. Factsheets van broedvogels in de Natura 2000-gebieden van Gelderland. SOVON onderzoeksrapport 2008/14. SOVON, Beek-Ubbergen.) Vooralsnog is deze soort niet meegenomen in deze herstelstrategie.

et al. 1999) kwalificeert als H9120. Dit bostype heeft een minder zure ondergrond, met pH-waarden oplopend tot 6,5 (Runhaar et al. 2009).

2.2 Voedselrijkdom

De optimale voedselrijkdom omvat de klassen zeer voedselarm en matig voedselarm; waarbij matig voedselarm beperkt is tot het Beuken–Eikenbos. Als de voedselrijkdom boven de klasse licht voedselrijk uitkomt kan het type niet meer in goed ontwikkelde vorm voorkomen. In de KWR-database wordt uitgegaan van een brede definitie van het habitatype, inclusief de zuurste variant van het Eiken–Haagbeukenbos (subassociatie met Witte klaverzuring). Dit bostype verschilt wezenlijk van de andere bostypen binnen dit habitatype door optimaal te groeien op licht voedselrijke gronden (Runhaar et al. 2009). Het kan hierbij zowel gaan om gronden die van nature een iets hogere trofiegraad hebben als om plekken die door een boomsoort met goed afbreekbaar bladstrooisel zijn verrijkt (Hommel et al. 2007).

2.3 Vochttoestand

De kenmerkende range voor bodemvocht loopt van vochtig tot droog. Dit vertaalt zich in een GVG van 40 cm beneden maaiveld tot meer dan 32 dagen droogte stress (Runhaar et al. 2009).

2.4 Landschapsecologische processen

In het heuvelland is dit habitatype ruimtelijk nauw gerelateerd aan Eiken–Haagbeukenbossen (H9160). Het voorkomen van beide typen is hier vooral geologisch bepaald. Eiken–Haagbeukenbossen komen vooral voor op diepe lössleembodems en op kalkbodems met een dun lössdek. Het Beuken–Eikenbos met hulst groeit hier vooral hoger op de helling, op terrasmateriaal met een dun lössdek. De exacte grens tussen beide bostypen wordt daarbij bepaald door de boomsoortensamenstelling en het bosbeheer. Op de hogere zandgronden grenst het Beuken–eikenbos met hulst vaak aan Oude eikenbossen (H9190), waarbij het laatste type beperkt is tot de leemarme bodems en/of een bodem met humuspodzolbodem.

De vorming van ectorganische humusprofielen met dikke, schoensmeerachtige H-lagen is een nog zeldzaam maar belangrijk kenmerk van ouder wordende Beuken–Eikenbossen dat als ‘ecologisch geheugen’ van het systeem gaat fungeren (Bijlsma et al. 2009).

Binnen dit habitatype getuigen bossen met grote floristische diversiteit van een grote historische continuïteit (Bijlsma et al. 2010). De variatie in floristische samenstelling van het bostype wordt bepaald door specifieke bodemomstandigheden.

Toenemende dominantie van Beuk is op de standplaats van H9120 het gevolg van een afnemende beheersintensiteit (het verlaten van hakhoutbeheer). Volgens de huidige inzichten is deze Beukdominantie een eindstadium. Klimaatverandering en daarmee gepaard gaande verandering in weerspatronen (met name de verdeling van de neerslag over het jaar) kunnen wellicht de dominantie van Beuk gaan doorbreken, met name op stagnerende bodems zoals keileem (Nabuurs & Hommel 2007). In principe geldt dit ook voor de Veldbies–Beukenbossen op de sterk stagnerende vuursteeneluviumbodems in het zuidoosten van Limburg (H9110), maar daar is in de actuele situatie nauwelijks sprake van dominantie van Beuk. Hoe boomsoorten op de verschillende groeiplaatsen zullen gaan reageren op de komende veranderingen is nog onderwerp van onderzoek (Kramer et al. 2010). Hierbij is vooral ook de rol van de Gewone esdoorn als relatieve nieuwkomer in het Nederlandse bos interessant. Verder is het ook zeer goed

mogelijk dat er hierbij ook regionale (op Europese schaal) verschillen gaan optreden (Lindner et al. 1997; Matyas et al. 2009).

Hulst werd in verschillende boswachterijen tot in de jaren '50 van de vorige eeuw gezien als plaagsoort en bestreden. Meer recent zien wij een sterke spontane toename van deze soort. Het gaat hierbij ten dele om verwildering vanuit tuinen en parken (Berger & Walther 2003; Walther et al. 2005).

In het geval van beukendominantie treedt verjonging in stormgaten, waarna in afwezigheid van grote herbivoren snel de dominantie van Beuk hersteld wordt. De in het profiel omgeschreven soortenrijke zomen en randen worden in hun voorkomen beperkt door de beschikbaarheid van licht en de accumulatie van strooisel. Stormgaten zijn niet geschikt om het permanente halfschaduwmilieu in stand te houden voor deze zomen. Er zal actief moeten worden beheerd om deze zomen te creëren of in stand te houden. De randen met gladde witbol en braam indiceren een lichte vorm van verrijking met voedingsstoffen (Stortelder et al. 1999, Hommel & Den Ouden 2010).

Zie ook de informatie uit de landschapsdoorsneden (Deel III).

2.5 Regulier beheer

Actief beheer is met name van belang voor het in stand houden van de mantel- en zoomvegetatie met de bijbehorende karakteristieke soorten, maar deze kwalificeren alleen in mozaïek voor dit habitatype. Duurzame houtoogst in Beuken-eikenbossen is goed mogelijk en levert tijdelijke open ruimtes en een heterogene structuur. Door actief beheer van de omgeving kan daarnaast de vestiging van invasieve soorten als Amerikaanse vogelkers worden voorkomen. Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 5 of 6 behandeld.

3. Effecten van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarde is vastgesteld op 1429 mol N/ha/jr (20 kg N/ha/jr). Dit getal is de bovenkant van de empirische range gelet op de gemiddelde modeluitkomst (Van Dobben et al. 2012). De empirische kritische depositiewaarde is gesteld op 10–20 kg N/ha/jr (Eunis type G1.6: Fagus woodlands) en wordt gezien als een expert oordeel (Bobbink & Hettelingh 2011).

3.1 Verzuring

In deze bossen kan door een verzuring van de toplaag een versnelde terugloop van basenbeschikbaarheid in het wortelmilieu (en een verhoogde Al-beschikbaarheid) optreden, die de soortensamenstelling kan beïnvloeden (Falkengren-Grerup 1986).

De dominante boomsoorten, in dit geval eik en Beuk, hebben een slecht verteerbaar strooisel als gevolg van een hoge C/N verhouding, een laag Ca-gehalte en een hoog gehalte aan stoffen die de afbraak van strooisel afremmen (o.a. polyfenolen). En hoe armer en zuurder de bodem is, des te trager de afbraak van strooisel verloopt, des te meer strooisel er geaccumuleerd wordt en des te meer uitloging van de minerale bovengrond optreedt. De verzuring is daarmee een zelf versterkend proces. Er is sprake van slechte strooiselkwaliteit als deze er meer dan vier jaar over

doet om te verteren en een goede kwaliteit strooisel als deze verteert binnen twee jaar (Den Ouden et al. 2010).

3.2 Vermesting

Het verhoogde aanbod aan stikstof komt aanvankelijk tot uitdrukking in een versnelde groei. Dit werd voor Beuk, de belangrijkste boomsoort van dit habitatype, aangetoond door Braun et al. (1999). Uiteindelijk zal echter het effect van verzuring dominant worden over dat van vermisting en loopt de groeisnelheid weer terug. Beuk en Zomereik hebben een relatief hoge zuurtolerantie (De Schrijver et al. 2010). Groeiremming door verzuring zal daarom vooral optreden op de minst gebufferde (in de praktijk: minst lemige) standplaatsen van het habitatype. Toename van de groei van een schaduwboomsoort als Beuk leidt tot vermindering van de lichtinval op de bosbodem; ook blijft er minder ruimte over voor open plekken en randen. Dit heeft weer negatieve effecten op de bijbehorende mantel- en zoomvegetaties in oude, door eik gedomineerde bossen. Ook voor het aandeel van bramen in de ondergroei geldt dat een verminderd lichtaanbod in principe negatief uitwerkt (lagere bedekking). De in bossen op arme zandgronden frequent optredende braamdominantie wordt weliswaar vaak toegeschreven aan de vermistende invloed van stikstofdepositie maar zeker is deze relatie allerminst (Bijlsma 2004). Belangrijker is waarschijnlijk het geleidelijk opener worden van de kroonlaag van veel gelijkjarige eiken- en beukenbossen, ongeacht of dit gebeurt door verminderde vitaliteit of door veroudering.

Veel kenmerkende mycorrhizapaddenstoelen zijn zeer gevoelig voor vermisting. Bij een verhoogde beschikbaarheid van stikstof in de bodem nemen mycorrhizapaddenstoelen daardoor sterk in aandeel af en veel kenmerkende soorten verdwijnen (Ozinga & Arnolds 2003). Het gaat hierbij onder andere om soortgroepen als stekelzwammen en gordijnzwammen (Arnolds & Veerkamp 2008). In vergelijking met Oude eikenbossen (H9190) is het effect van vermisting op de soortensamenstelling minder goed onderzocht. De verschuiving in diversiteit en soortensamenstelling van mycorrhizapaddenstoelen heeft waarschijnlijk indirect ook effect op hogere planten. Op droge, voedselarme bodems spelen mycorrhizapaddenstoelen voor bomen een sleutelrol bij de opname van nutriënten en de bescherming tegen diverse vormen van stress zoals droogte, zware metalen en diverse ziekteverwekkers. Er zijn grote verschillen tussen de soorten mycorrhizapaddenstoelen in de mate waarin ze de verschillende functies vervullen (Ozinga et al. 1997), zodat een soortenrijke paddenstoelenflora bijdraagt aan de veerkracht van bosccosystemen. De mate waarin verschillende functies onder druk komen te staan bij vermisting is echter nog onvoldoende bekend (**kennislacune**).

Kenmerkende epifytische korstmossen (o.a. de typische soort *Lecanactis abietina*) en mossen kunnen door vermisting verdwijnen, deels door toxiciteit en deels door concurrentie met stikstofminnende bladmosse (*Hypnum* spp.). In tegenstelling tot epifytische korstmossen van laanbomen, lijken de soorten van oude beukenbossen zich nog niet goed te herstellen na de afname van zure regen begin jaren '90 (mond. meded. L. Sparrius). Het is niet duidelijk of dit komt doordat Beuk anders dan veel laanbomen als Es, Linde, Populier en Iep een zure schors heeft (**kennislacune**).

Vermisting leidt eveneens tot een toename van grassen, maar ook van bramen op plaatsen waar voldoende licht tot op de bodem doordringt. De dominantie van grassen is een voorbijgaande fase, gerelateerd aan de opbouw van een dikke F-laag, dat wil zeggen van halfverteerd strooisel. Wanneer dit materiaal verder afgebroken wordt tot schoensmeerachtig, volledig verteerde humus

(H-laag) nemen de vestigingskansen van Blauwe bosbes maar ook van de Beuk toe. De hegemonie van de grassen wordt dan doorbroken.

3.3 Fauna

Voor het leefgebied van VHR- en/of typische diersoorten geldt dat de effecten van stikstofdepositie via de volgende factoren doorwerken: koeler en vochtiger microklimaat, afname kwantiteit voedselplanten en afname prooibeschikbaarheid. Een uitsplitsing van deze factoren naar de onderscheiden soorten is terug te vinden in de kenschets en een beschrijving van de specifieke factoren is terug te vinden in paragraaf 2.4 van Deel I.

4. Andere omstandigheden die de effecten van stikstofdepositie beïnvloeden

4.1 Successie

Successie in dit bostype leidt onder de huidige omstandigheden tot een dominantie van Beuk. De Beuk is in de concurrentie om licht krachtiger dan andere soorten, zoals de eik, en belemmert door een dik strooiselpakket en ondiepe doorworteling de vestiging van veel soorten. Het donker worden van dit bostype door de dominantie van Beuk is ongunstig voor soorten van mantels en zomen (Weeda et al. 2005). Deze door Beuk gedomineerde bossen vormen echter ook belangrijk nieuw leefgebied voor holenbroeders, boomarter, soorten van dood hout e.d. (Moraal et al. 2007, Bijlsma et al. 2008).

4.2 Dominantie exoten

Binnen de jongere successiestadia van dit bostype kan Amerikaanse vogelkers gaan woekeren, wat zal leiden tot een vermindering van habitatkwaliteit. Recent lijkt ook de Gewone esdoorn op bescheiden schaal op te rukken. In de literatuur bestaat geen eenduidigheid over de vraag of deze soort in bepaalde delen van het land wel of niet als exoot moet worden beschouwd. Vestiging van Gewone esdoorn, een langlevende, in grote delen van Europa inheemse soort met goed afbreekbaar strooisel, kan in dit type kan een interessante kans op doorbreking van de beukendominantie opleveren. Hoe dit precies zou werken, is momenteel nog een **kennislaccune**.

4.3 Directe bemesting

Wanneer beukenbossen grenzen aan landbouwgebied vindt er veelal inwaai van meststoffen/vermestende stoffen plaats. Deze zorgen in de van nature vrij voedselarme situatie voor een versnelde successie richting de climaxfase met dominantie van Beuk. Veelal beperkt dit vermestende effect zich tot de rand van een bosperceel/bosje.

Daarnaast is er in het kader van EGM onderzoek gedaan naar de effecten van bosbemesting en bekalking als remedie tegen de verregaande verzuring in (multifunctionele) bossen in Nederland. De uitkomsten hiervan waren over het geheel genomen vrij negatief. Vooral de verzuiging van de bos(bodem)vegetatie is een zeer negatief punt. Het uitvoeren van bemesting en bekalking wordt dan ook ten zeerste afgeraden voor bossen met een hoofdfunctie natuur (Olsthoorn et al. 2006).

4.4 Randeffecten

Er is een duidelijk verschil tussen de depositie op de bosrand ten opzichte van de kern van het bosperceel. Algemeen wordt het verloop van dit effect beschreven met een exponentieel afnemende curve (De Schrijver et al. 2007a).

Belangrijk is ook dat er een opmerkelijk verschil in bosrandeffecten gevonden wordt tussen loof- en naaldbossen. De hogere stikstofdepositie in naaldbossen dan in naburige loofbossen (De Schrijver et al. 2007b) is nog sterker uitgesproken in de bosrand dan in de boskern (o.a. Wuyts 2009).

Door Wuyts is ook onderzoek gedaan naar de vormgeving van de bos rand in relatie tot invang van stikstof. Hierbij werd aangetoond dat een geleidelijk opgaande bosrand leidt tot een significante verlaging van de depositie in de kern in vergelijking met een bosrand met een abrupte overgang in vegetatiehoogte (Wuyts et al. 2009).

5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

Vermesting versnelt de bodemvorming waarbij het bostype zich door strooiselaccumulatie uiteindelijk ontwikkelt richting dominantie van Beuk in de boskern. De hieronder benoemde beheerstrategieën beschrijven ingrepen op de schaal van een bos. Dit omvat veelal meer bostypen dan enkel het habitatype Beuken-Eikenbos met Hulst.

5.1 (Extra) begrazen

Begrazing is vaak gunstig vanwege het openhouden van open ruimtes, instandhouden van gradiënten, vertragen van successie onder invloed van stikstofdepositie en verspreiding van zaden en vruchten. Het effect is afhankelijk van de graasdruk, en deze is afhankelijk van de grootte van de begrazingseenheid en het type begrazing. Hierbij moet worden aangetekend dat begrazing minder geschikt is voor kleinere bosgebieden met een homogeen gesloten kronendak. De positieve invloed op de bosstructuur zal hier relatief gering zijn, terwijl vermisting en vertrapping een serieuze bedreiging vormen voor (relict)populaties van bosplanten. Dit geldt met name voor populaties van oud-bosindicatoren die gekenmerkt worden door een gering dispersievermogen. Een bijkomend effect van bosbegrazing is dat in het algemeen de verjonging van naaldbomen bevordert wordt ten koste van de loofbomen en -struiken, en dat binnen de groep van loofbomen soorten met slecht afbreekbaar strooisel bevordert worden boven soorten met goed afbreekbaar strooisel (Kuiters et al. 2000; zie ook Van Uytvanck 2011).

Daarbij is het in dit type bossen van belang om de begrazing door wild niet te veronachtzamen. En ook het woelen door wilde zwijnen heeft een grote invloed op de vegetatie. Deze dieren kunnen de successie pleksgewijs van gesloten struweel en kruidige vegetatie terugzetten naar open grond. In bossen hebben zwijnen – uiteraard – grote invloed op het bodemprofiel waarbij de geleidelijke tendens van bovengrondse strooiselaccumulatie en vorming van een specifieke gelaagdheid wordt doorbroken. Ziet men een ongestoord humusprofiel als een ecologisch geheugen of als een aardkundige waarde, dan zijn wilde zwijnen uiteraard niet (overal) gewenst. Zwijnen kunnen echter op lange termijn ook een positieve invloed hebben op de ondergroei, aangezien zij de trend van toenemende strooiselaccumulatie, verzuring en verarming kunnen doorbreken, terwijl tegelijk relatief baserijk materiaal uit de ondergrond aan de oppervlakte

komt te liggen (Lacki & Lancia 1983; Singer et al. 1984; Groot Bruinderink et al. 2009). Zwijnen kunnen daarmee een positieve invloed op het boscysteem hebben, vergelijkbaar met windworp en een gevarieerde boomsoortsamenstelling (zie § 6.2).

6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

De spontane ontwikkeling leidt in dit habitatype tot (verdere) dominantie van Beuk. Voor de boscomponent van het habitatype betekent dit achteruitgang of zelfs verlies van karakteristieke (oud)bossoorten. Voor het habitatype als geheel betekent het op korte en middellange termijn vermindering van de lichtbeschikbaarheid en daarmee achteruitgang van de waardevolle mantel- en zoomvegetaties (Koop 1981; Jahn 1984; Van der Werf, 1991). Veranderingen in de ondergroei van oude loofbossen als gevolg van veranderingen in boomsoortsamenstelling en lichtklimaat kunnen zich binnen enkele decennia voltrekken (Verheyen et al. 2011).

6.1 Ingrijpen soortensamenstelling boomlaag

Amerikaanse eik is met name op de voor H9120 karakteristieke groeiplaatsen op zwaklemige tot lemige, droge zandgronden een invasieve boomsoort met hoge uitbreidingscapaciteit en een sterk negatieve invloed op vestiging en overleving van inheemse boom-, struik- en kruidsoorten (Major et al. 2013; Nehring et al. 2013; Woziwoda et al. 2014). Naast uitbreidingscapaciteit geven een groot bladoppervlak en een efficiënte fotosynthese Amerikaanse eik een relatief voordeel ten opzichte van Zomereik, Haagbeuk en zelfs Gewone esdoorn (Kuehne et al. 2013). Amerikaanse eik is zeer droogtetolerant en zal, in tegenstelling tot Beuk, naar verwachting in onze klimaatzone profiteren van klimaatopwarming (Vor et al. 2015). De soort is opgenomen in het 'Advies bestrijding invasieve exotische planten, struiken en bomen' vanwege het dominant worden en het daarmee samenhangende verlies aan biodiversiteit bij niet ingrijpen in veel bossen (Siebel & Reichgelt 2013).

Bladstrooisel van Amerikaanse eik op de groeiplaats van Zomer- en Wintereik verandert de dynamiek van organische stof, verlaagt de beschikbaarheid van P en kationen (met name Ca) (Bonifacio et al. 2015). Deze auteurs concluderen: In well-developed soils, where P is a limiting factor for plant growth and the cation exchange complex has already been depleted by leaching of basic cations, the changes induced by alien red oak may drive the ecosystem towards a no-return threshold for the restoration. Woziwoda et al. (2014) vonden dat de voor H9120 karakteristieke soorten Blauwe bosbes, Struikhei, Adelaarsvaren, Hengel, Pilzegge en Reukgras zeer gevoelig zijn voor introductie van Amerikaanse eik.

Amerikaanse eik wordt tenminste sterk teruggezet en gecontroleerd door begrazing door herten (Dreßel & Jäger 2002; Long et al. 2012), op de Veluwe door het edelhert. Onder welke omstandigheden herten succesvolle vestiging en uitbreiding op langere termijn kunnen voorkomen of stoppen is een **kennislacune** (zie ook Dreßel & Jäger 2002). Het wild zwijn speelt door intensieve vraat van eikels een rol bij het verminderen van verjonging, maar is in veel gebieden niet aanwezig. In hoeverre Amerikaanse eik zich onder Nederlandse condities succesvol kan vestigen en uitbreiden in een bosmozaïek van door Beuk gedomineerd bos is een **kennislacune**.

Vanwege de grote uitbreidingscapaciteit en massale verjonging van Amerikaanse eik, ook onder een min of meer gesloten kronendak, vereist bestrijding een langjarige, planmatige aanpak op landschapsschaal. Bomen kunnen worden geveld of geringd waarbij zaagvlakken en verjonging moeten worden behandeld met glyfosaat (Oosterbaan et al. 2003). Ook stobbenvrezers en oprooien kan hieraan bijdragen, maar is erg kostbaar. Het inplanten van schaduwtolerante(re) soorten, met name Beuk kan helpen eventuele verjonging van Amerikaanse eik te onderdrukken, maar is geen optie op grootschalig toe te passen als tegelijkertijd meer lichtminnende soorten moeten profiteren van de maatregel.

6.2 Herstel van leefgebied lichtminnende soorten

Lichtminnende soorten van standplaatsen van Beuken–eikenbossen staan sterk onder druk, met name vaatplanten zoals Hengel, Echte guldenroede, havikskruiden en hertshooisoorten. Deze soorten kwamen vroeger veelvuldig voor in open hakhoutbossen, maar zijn momenteel alleen nog langs paden en lanen door en langs oude bosgroeiplaatsen te vinden en gaan ook daar sterk achteruit (Bijlsma et al. 2001). Dit geldt evenzeer voor diverse ecto–mycorrhizavormende paddenstoelen (Ozinga et al. 2013). Naast het ouder en dichter worden van bossen en de toename van Beuk is de groep van karakteristieke vaatplanten ook verdwenen door intensivering van landgebruik, met name door vermessing en de vorming van scherpe bosranden. Ook de kleine fauna van bosranden en open ruimtes in bossen is sterk afgenomen (Veling et al. 2004).

Deze soorten vereisen niet zozeer tijdelijke open plekken als gevolg van ingrepen of natuurlijke dynamiek ('gaps') maar een mate van permanente openheid van het bos zelf, van open ruimtes, bermen van paden en lanen of van bosranden. Het belang van dergelijke openheid in bossen is samengevat door Sparks et al. (1996), Ferris & Carter (2000), Anderson (2003) en Smith et al. (2007), met aanbevelingen voor het beheer. In plaats van in oude bossen structuurmaatregelen door te voeren, kan oude infrastructuur worden ontsloten en onderhouden: bermen kunnen worden verbreed tot grazige stroken (dreven, traas) en kleine open ruimtes met zoom- en mantelvegetaties waarvan de al aanwezige oudbossoorten sterk zullen profiteren (Buckley et al. 2007) en er meer bloem- en waardplanten komen voor entomofauna (Warren & Fuller 1993; Veling et al. 2004). De grazige bermen kunnen jaarlijks worden gemaaid en de aangrenzende mantels periodiek teruggezet (Van den Bos 2004) en periodiek met trekkende schaapskudden worden begraast. De bermen dienen als uitvalsbasis voor hervestiging van soorten in het bos zodra zich daar gunstige condities voordoen. Het netwerk van deze bermen en open ruimtes kan tegelijkertijd functioneren als corridor met leefgebied voor kleine fauna van het droge bos- en heidelandschap, zoals reptielen (Van Rijsewijk & Van der Heijden 2015).

Voor het herstel en het beheer van open ruimtes in bossen, met name door het aankoppelen van oude infrastructuur, zijn Warren & Fuller (1993) en Ferris & Carter (2000) goede referenties van waaruit suggesties ook zijn overgenomen door Veling et al. (2004).

6.3 Nietsdoen

Door in te zetten op langdurig spontane ontwikkeling ontstaan nieuwe kwaliteiten door aftakeling en bosdynamiek, kolonisatie door (nieuwe) soorten, nieuwe groeivormen, humusaccumulatie (boven- en ondergronds), en een verdere ongestoorde ontwikkeling van het ectorganisch

humusprofiel. Dit laatste proces zal leiden tot verdere ontwikkeling van de H-horizont en daarmee uiteindelijk tot een toename van stagnatie van regenwater aan maaiveld. Voor boreale bossen, waar het proces van strooiselaccumulatie over veel langere perioden ongestoord heeft kunnen verlopen, is aangetoond dat veranderingen in het humusprofiel en toenemende stagnatie van regenwater leiden tot ingrijpende veranderingen van de groeiplaats, bosstructuur en boomgroei (Simard et al. 2007). Voorbeelden van dit proces in onze – (relatief) jonge en sterk door de mens beïnvloede – bossen zijn echter nog niet bekend.

Wanneer gekozen wordt voor een nietsdoen beheer in dit bostype, verdient het de voorkeur om dit te doen in terreingedeelten die al langere tijd niet meer beheerd zijn, waar een volledige dominantie van Beuk is ontstaan en waar veel van de oorspronkelijke waarden reeds verdwenen zijn. Verdere achteruitgang is hier niet te verwachten terwijl juist de absolute dominantie van Beuk kansen biedt voor nieuwe ontwikkelingen. Beuk is als oppervlakkige wortelaar (Köstler et al. 1968) gevoelig voor windworp en binnen de door windworp ontstane open plekken kan, mede door de gevoeligheid van de bast voor “zonnebrand” bij plotselinge lichtstelling, een domino-effect optreden: meer sterfte op stam en grotere open plekken. De belangrijkste gevolgen hiervan zijn een vergroting van variatie in bosstructuur en milieuvariatie aan maaiveld, en een sterke toename van de hoeveelheid dood hout. Het eerste effect kan leiden tot (gedeeltelijk) herstel van verdwenen waarden (licht-minnende soorten); het tweede tot vestiging van (nieuwe) dood-houtsoorten. Ruim een derde van alle biodiversiteit en de helft van de totale bosfauna is afhankelijk van dood hout (Jansen & Van Benthem 2008). Het gaat daarbij onder andere om holenbewoners als boommarters, vleermuizen en in holen broedende vogels, om paddenstoelen en andere schimmels en een reusachtige variatie aan geleedpotigen waaronder mijten, springstaarten, pissebedden, boktorren, kniptorren, bladsprietkevers, houtwespen, mieren en vlinders (zie ook Wijdeven et al. 2010).

7. Maatregelen voor uitbreiding

Uitbreiding van kwalificerend bos verloopt spontaan, vooral door uitbreiding van Beuk. Specifieke ingrepen anders dan het opruimen van exoten binnen en vooral buiten oude bosgroeiplaatsen zijn veelal niet op korte termijn nodig: de open ruimtes kunnen ook vanzelf dichtgroeien of blijven deels open, in beide gevallen met een verhoogde natuurkwaliteit (mond. meded. R.J. Bijlsma, Den Ouden et al. 2010). Voor het ontstaan van een goed ontwikkeld habitatype met bijbehorende (oud-)bossoorten en met inbegrip van lichtbehoevende mantel- en zoomvegetaties is het uiteindelijk wel van belang volledige dominantie van Beuk tegen te gaan.

Voor dit habitatype kwalificeren alleen bossen die ouder zijn dan 1850 of bosopstanden van minstens 100 jaar oud die daaraan grenzen. Buiten oude bosgroeiplaatsen zullen dus geleidelijk meer mogelijkheden voor de ontwikkeling van het habitatype ontstaan (mond. meded. R.J. Bijlsma).

Het inplanten van autochtone boom- en struiksoorten is slechts wenselijk bij wijze van herstel of versterking van leefgebied en alleen als condities voor spontane verjonging geschikt zijn.

8. Effectiviteit en duurzaamheid

Aangezien er geen duidelijkheid bestaat over de hoeveelheid stikstof die uit het systeem verwijderd kan worden kunnen ook geen gefundeerde uitspraken worden gedaan over de duurzaamheid van maatregelen voor dit habitatype (SBV). Ervaringen na aanplant van enkele lindeopstanden in een voormalig eikenhakhoutbos bij Doorwerth geven wel aan dat positieve effecten van een gunstiger strooiselkwaliteit al binnen enkele decennia kunnen worden waargenomen (Hommel et al. 2002).

9. Overzichtstabel

Deze overzichtstabel is bedoeld als ondersteuning bij de te nemen maatregelen uit paragraaf 5 en 6 en dient slechts samen met de tekst te worden toegepast.

Maatregel	Type	Doel	Potentiële effectiviteit	Randvoorwaarden / succesfactoren	Vooronderzoek	Herhaalbaarheid	Responstijd	Mate van bewijs
(Extra) begrazen	H/U	Variatie structuur, afvoer nutriënten, open bodem	Matig	Op maat	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	H
Ingrijpen in de soorten-samenstelling	H/U	Bestrijding Amerikaanse eik	Groot	Vraat, vestiging Beuk	Op standplaats	Zo lang als nodig	Lang	B
Nietsdoen	U	Vergroten variatie	Groot	Behoud HT	Op standplaats	nvt	Lang	V

Verklaring kolommen:

Maatregel: soort maatregel, corresponderend met informatie uit paragraaf 5 en 6

Type: H = herstelmaatregel, U = uitbreidingsmaatregel

Doel: beoogde effect van de maatregel (ten behoeve van behoud, herstel en/of uitbreiding)

Potentiële effectiviteit: klein/matig/groot. Effectiviteit van de maatregel (als regime) ten opzichte van andere maatregelen en gerelateerd aan het beoogde effect

Randvoorwaarden / succesfactoren: de belangrijkste randvoorwaarden en succesfactoren van de maatregel

Vooronderzoek: niet noodzakelijk, op standplaats (in het HT zelf of in de directe omgeving), LESA (LandschapsEcologische SysteemAnalyse: Van der Molen 2010).

Herhaalbaarheid: eenmalig (kan maar eenmalig worden uitgevoerd, bijv. dempen sloten); beperkte duur (bij intensivering gaan nadelen opwegen tegen voordelen) of zo lang als nodig (geen negatieve trade-off tussen intensiteit en effectiviteit. Kun je altijd mee doorgaan, geen negatieve gevolgen).

Responstijd: dit betreft het effect van de maatregel (regime): Direct (< 1 jr); Even geduld (1 tot 5 jr); Vertraagd (5 tot 10 jr); Lang (meer dan 10 jr).

Mate van bewijs:

B – Bewezen: de maatregel heeft onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) met zekerheid het in de tekst beschreven positieve effect als hij in de praktijk wordt uitgevoerd. In de regel zal dat onderbouwd moeten zijn met (OBN-)literatuur, maar het kan eventueel ook met (nog niet eerder gepubliceerde) goed gedocumenteerde waarnemingen en o.a. OBN handleidingen.

V – Vuistregel: de maatregel kan onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) in veel gevallen het in de tekst beschreven positieve effect hebben als hij in de praktijk wordt uitgevoerd, maar dat is niet zeker. Redenen voor de onzekerheid kunnen zijn dat uit monitoring is gebleken dat er ook (onverklaarde) mislukkingen zijn of dat de voorwaarden voor succesvol herstel nog niet goed bekend zijn.

H – Hypothese: door logisch nadenken is een maatregel geformuleerd die in de praktijk nog niet of nauwelijks is uitgetoetst, maar die in theorie effectief zou kunnen zijn. De aanleiding van de hypothese kan gelegen zijn in analogieën (de maatregel is een vuistregel of bewezen maatregel in een sterk verwant habitatype) of in processen waarvan we denken dat we ze goed begrijpen, maar die echter nog niet op praktijkschaal zijn getoetst.

10. Literatuur

- Anderson, R. 2003. Open ground in upland forests: a review of its potential as wildlife habitat and appropriate management methods. <http://www.forestry.gov.uk/fr/openhabitats>
- Arnolds, E. & M.T. Veerkamp, 2008 Basisrapport Rode Lijst Paddenstoelen. Nederlandse Mycologische Vereniging, Utrecht.
- Berger, S. & G.-R. Walther 2003. *Ilex aquifolium* – a Bioindicator for Climate Change? *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 33: 127.
- Bijlsma, R.J., H. van Blitterswijk, A.P.P.M. Clerckx, J.J. de Jong, M.N. van Wijk & L.J. van Os 2001. Bospaden voor bosplanten. Bospaden en -wegen als transportroute, vestigingsmilieu, refugium en uitvalsbasis voor bosplanten. Alterra-rapport 193, Wageningen.
- Bijlsma, R.J., V. Kint, J. den Ouden, L. Baeten & K. Verheyen 2010. Successie en bosdynamiek. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). *Bosecologie en Bosbeheer*, p. 195–217. Acco, Leuven.
- Bijlsma, R.J. 2004. Verbraming: oorzaken en ecologische plaats. *DLN* 105 (4): 138–144.
- Bijlsma, R.J. G.J. van Dorland, D. Bal & J.A.M. Janssen 2010. Oude bossen en bosgroeiplaatsen. Een referentiebestand voor het karteren van de habitattypen Beuken-eikenbossen met hulst en Oude eikenbossen. Alterra rapport 1967, Wageningen, 43 p.
- Bijlsma, R.J., J.A.M. Janssen, R. Haveman, R.W. de Waal & E.J. Weeda 2008. Natura 2000 habitattypen in Gelderland. Alterra-rapport 1769, Wageningen.
- Bijlsma, R.J., R.W. de Waal & E. Verkaik 2009. Natuurkwaliteit dankzij extensief beheer. Nieuwe mogelijkheden voor beheer gericht op een veerkrachtig bos- en heidelandchap. Alterra-rapport 1902, Wageningen.
- Bobbink, R. & J.P. Hettelingh (eds) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010. RIVM rapport 680359002, 244p.
- Boer, R.W. 1857. *Bijdragen tot de kennis der houtteelt*. Tjeenk Willink, Zwolle. 600 pp.
- Bonifacio, E. M. Petrillo, F. Petrella, F. Tambone & L. Celi 2015. Alien red oak affects soil organic matter cycling and nutrient availability in low-fertility well-developed soils. *Plant Soil* 395: 215–229.
- Braun, S., B. Rihm, Ch. Schindler & W. Flückiger 1999. Growth of Mature Beech in Relation to Ozone and Nitrogen Deposition: an Epidemiological Approach. *Water, Air and Soil pollution* 116: 357–364.
- Buckley, G.P., R. Howell, T.A. Watt, R. Ferris-Kaan & M.A. Anderson 1997a. Vegetation succession following ride edge management in lowland plantations and woods. 1. The influence of site factors and management practices. *Biological Conservation* 82: 289–304; 2. The seed bank resource. *Biological Conservation* 82: 305–316.
- De Schrijver, A., G. Geudens, L. Augusto, J. Staelens, J. Mertens, K. Wuyts, L. Gielis & K. Verheyen 2007b. The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia* 153: 663–674.
- De Schrijver, A., K. Wuyts, L. van Nevel & F. Mohren 2010. Nutriëntenbeheer. In: Den Ouden et al. (red.), *Bosecologie en Bosbeheer*. Acco Leuven / Den Haag, p. 403–415. Den Ouden, J., B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen 2010. *Bosecologie en bosbeheer*. Acco Leuven België.
- De Schrijver, A., R. Devlaeminck, J. Mertens, K. Wuyts, M. Hermy & K. Verheyen 2007a. On the importance of incorporating forest edge deposition for evaluating exceedance of critical pollutant loads. *Applied Vegetation Science* 10: 293–298.

- Dreßel, R. & E.J. Jäger 2002. Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L. (Roteiche) : Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. *Hercynia N. F.* 35: 37–64.
- Falkengren–Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. *Oecologia* 70:339–347.
- Ferris, R. & C. Carter 2000. Managing rides, roadsides and edge habitats in lowland forests. *Forestry Commission Bulletin* 123, Edinburgh.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., D.R. Lammertsma, G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, W. Ozinga, A.H.P. Stumpel, J. Baveco & R.W. de Waal 2009. Ex ante evaluatie van maatwerk beheer van wilde zwijnen. Alterra, Wageningen. Rapport 1944, 106 p.
- Havinga, A.J. 1962. Een palynologisch onderzoek van in dekzand ontwikkelde bodemprofielen. Dissertatie Landbouw Hogeschool. Wageningen.
- Hommel, P.W.F.M. & J. den Ouden 2010. Droge hakhoutbossen, website OB&N www.natuurkwaliteit.nl.
- Hommel, P.W.F.M. & R.W. de Waal 2004. Bodem, humus en vegetatie onder verschillende loofboomsoorten op de stuwwal bij Doorwerth. Rapport 920. Alterra, Wageningen. 66 pp.
- Hommel, P.W.F.M., R.W. de Waal, B. Muys, J. den Ouden & T. Spek 2007. Terug naar het lindewoud. Strooiselkwaliteit als basis voor ecologisch bosbeheer. KNNV Uitgeverij, Zeist. 72 p.
- Hommel, P.W.F.M., Th. Spek & R.W. de Waal 2002. Boomsoort, strooiselkwaliteit en ondergroei op verzuringsgevoelige bodem; een verkennend literatuur- en veldonderzoek. Rapport 509. Alterra, Wageningen. 112 p.
- Jahn, G. 1984. Eichenmischwälder in Nordwestdeutschland – naturnah oder anthropogenen? *Phytocoenologia* 12: 363–372.
- Jansen, P. & L. Kuiper 2001. Hakhout. Suggesties voor het beheer. Stichting Bos en Hout, Wageningen. 56 pp.
- Jansen, P. & M. van Benthem 2008. Bosbeheer en biodiversiteit. Matrijs, Utrecht. 215 pp.
- Janssen, C.R. 1960. On the Lateglacial and Postglacial vegetation of South Limburg (Netherlands). *Wentia* 4: 1–112.
- Koop, H., 1981. Vegetatiestructuur van twee natuurlijke bossen: het Neuenburger en Hasbrucher Urwald. Verslagen van landbouwkundige onderzoekingen, no. 904. Pudoc, Wageningen. 112 pp.
- Köstler, J.N., E. Brückner & H. Bibelriether 1968. Die Wurzeln der Waldbäume. Paul Parey, Hamburg. 284 pp.
- Kramer, K., B. Degen, J. Buschbom, T. Hickler, W. Thuiller, M.T. Sykes & W. de Winter 2010. Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change Range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management* 259: 2213–2222.
- Kuehne, Ch., P. Nosko, T. Horwath & J. Bauhus 2013. A comparative study of physiological and morphological seedling traits associated with shade tolerance in introduced red oak (*Quercus rubra*) and native hardwood tree species in southwestern Germany. *Tree Physiology* 34: 184–193.
- Kuiters, A.T., J.A. Koppe & P.A. Slim 2000. Begrazing in bosreservaten door (wilde) hoefdieren: een onderbelicht aspect? *Nederlands Bosbouw Tijdschrift* 72: 108–112.
- Lacki, M.J. & R.A. Lancia 1986. Changes in soil properties of forest rooted by wild boar. *Proc. Ann. Conf. Southeast. Ass. Fish and Wildlife Agencies* 37: 228–236.

- Lindner, M., H. Bugmann, P. Lasch, M. Flechsig & W. Cramer 1997. Regional impacts of climatic change on forests in the state of Brandenburg, Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 84: 123–135.
- Long, R.P., P.H. Brose & S.B. Horsley 2012. Responses of northern red oak seedlings to lime and deer exclosure fencing in Pennsylvania. *Can.J.For.Res.* 42: 698–709.
- Major, K.C., P. Nosko, Ch. Kuehne, D. Campbell & J. Bauhus 2013. Regeneration dynamics of non-native northern red oak (*Quercus rubra* L.) populations as influenced by environmental factors: A case study in managed hardwood forests of southwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 291: 144–153.
- Mátyás, C., G. Bozic, D. Gömöry, M. Ivankovic & E. Rasztoivits 2009. Juvenile growth response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) to sudden change of climatic environment in SE European trials. *Journal of Biogeosciences and Forestry* 2: 213–220.
- Moraal, L., M. Veerkamp, G. Jagers op Akkerhuis, J. Cuppen & Th. Heijerman 2007. Echte tonderzwam geeft bijzondere kever volop kansen. Dood houtbeleid stimuleert 'dubbelafhankelijke soorten'. *Vakblad Bos Natuur Landschap* 2007: 20–21.
- Munaut, A.V. 1967. Recherches paleo-écologiques en Basse et Moyenne Belgique. *Acta Geographica Lovaniensia* 6:1–191.
- Nabuurs, G.J. & P. Hommel 2007. Klimaatsverandering en het Nederlandse bos: geen doemscenario's graag. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 4: 8–12.
- Nehring, S., I. Kowarik, W. Rabitsch & F.Essl (Hrsg.) 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Oosterbaan, A., A.F.M. Olsthoorn & C.A. van den Berg 2003. Beheersingsstrategieën voor Amerikaanse vogelkers, Amerikaanse eik en Gewone esdoorn. Alterra-rapport 843, Wageningen.
- Oosterbaan, A., B. Muys, A. Olsthoorn, R. Gorris & P. Balleux 2010. Verjongingstechniek en plantbescherming. In: J. den Ouden et al. (red.). *Bosecologie en Bosbeheer*. Acco, Leuven; Den Haag. 355–368.
- Ozinga, W.A. & E. Arnolds 2003. Mycorrhizapaddestoelen als leidraad voor beheeradviezen voor bossen op voedselarme zandgrond. *De Levende Natuur* 104: 177–183.
- Ozinga, W.A., J. van Andel & M.P. McDonnell-Alexander 1997. Nutritional soil heterogeneity and mycorrhizas as determinants of plant species diversity. *Acta Botanica Neerlandica* 46: 237–254.
- Ozinga, W.A., E. Arnolds, P.-J. Keizer & Th.W. Kuyper 2013. Paddenstoelen in het natuurbeheer. Rapport nr. 2013/OBN181-DZ. Ministerie van EZ, Den Haag.
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09–018, 45 pp.
- Siebel, H. & A. Reichgelt 2013. Advies bestrijding invasieve exotische planten, struiken en bomen. www.vbne.nl/product/praktijkadvies-bestrijding-invasieve-exotische-planten.
- Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P. Y. Bernier & D. Paré 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecological Applications* 17: 1619–1637.
- Singer, F.J., W.T. Swank, E.E.C. Clebsch 1984. Effects of wild pig rooting in a deciduous forest. *J. Wildlife Management* 48: 464–473.
- Smith, G.F., S. Iremonger, D.L. Kelly, S. O'Donoghue & F.J.G. Mitchell 2007. Enhancing vegetation diversity in glades, rides and roads in plantation forests. *Biological Conservation* 136: 283–294.

- Sparks, T.H., J.N. Greatorex–Davies, J.O. Mountford, M.L. Hall & R.H. Marrs 1996. The effects of shade on the plant communities of rides in plantation woodland and implications for butterfly conservation. *Forest Ecology & Management* 80: 197–207.
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel 1999. De vegetatie van Nederland. Deel 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Tack, G., P. Van den & M. Hermy 1993. Bossen van Vlaanderen: een historische ecologie. Davidsfonds, Leuven. 320 pp.
- Van der Werf, S. 1991. Bosgemeenschappen. *Natuurbeheer in Nederland* 5. Pudoc, Wageningen. 375 pp.
- Van den Bos, H. 2004. Naar het bos van morgen. *Beheer van multifunctioneel bos. Staatsbosbeheer, Driebergen.*
- Van Dobben, H.F., R. Bobbink, A. van Hinsberg & D. Bal 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. *Alterra–rapport, Wageningen.*
- Van Rijsewijk, A. & K. van der Heijden 2015. Een beter leefgebied voor reptielen in het Bergherbos. *Vakblad Natuur Bos Landschap* (september 2015): 10–15.
- Van Uytvanck, J. 2011. Grote grazers sturen de ontwikkeling van nieuwe boslandschappen op voormalige landbouwgronden. *De Levende Natuur* 112: 132–137.
- Veling, K., J. Smit & V. Siebering 2004. *Bosrandbeheer voor vlinders en andere gewervelden.* KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Verbruggen, C. 1984. Aspects des compositions et changements caractéristique de l'évolution botanique holocene en Flandre. *Revue de Paléobiologie, Volume Special* 1984: 231–234.
- Verheyen, K., L. Baeten, P. De Frenne, M. Bernhardt–Römermann, J. Brunet, J. Cornelis, G. Decocq, H. Dierschke, O. Eriksson, R. Hédli, T. Heinken, M. Hermy, P. Hommel, K. Kirby, T. Naaf, G. Peterken, P. Petřík, J. Pfadenhauer, H. Van Calster, G.–R. Walther, M. Wulf & G. Verstraeten 2011. Driving factors behind the eutrophication signal in understory plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology*. doi: 10.1111/j.1365–2745.2011.01928.x.
- Vor, T., H. Spellmann, A. Bolte & Ch. Ammer (Hrsg.) 2015. *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung.* Göttinger Forstwissenschaften 7.
- Walther, G.R., S. Berger & M.T. Sykes 2005. An ecological 'footprint' of climate change. *Proc. Royal Society Biological Sciences* 272: 1427–1432.
- Warren, M. S. & R.J. Fuller 1993. *Woodland rides and glades: their management for wildlife.* Nature Conservancy Council, Peterborough. 2nd.ed.
- Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée & L. van Duuren 2005. *Atlas van de Plantengemeenschappen in Nederland deel 4: Bossen, struwelen en ruigten.* KNNV–uitgeverij, Utrecht, 282 p.
- Wijdeven, S., L. Moraal & M. Veerkamp 2010. Dood hout. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). *Bosecologie en Bosbeheer*, p. 425–435. Acco, Leuven.
- Woziwoda, B., D. Kopeć & J. Witkowski 2014. The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. *Acta Soc Bot Pol* 83(1): 39–49.
- Wuyts, K. 2009. Patterns of throughfall deposition, nitrate seepage, and soil acidification in contrasting forest edges. Ph.D. thesis, Ghent University, Belgium, 202p. ISBN–number: 978–90–5989–283–5.
- Wuyts, K., A. de Schrijver, F. Vermeiren & K. Verheyen 2009. Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* 257: 679–687.

Zagwijn, W.H. 1986. Nederland in het Holoceen. Geologie in Nederland, deel 1. Uitgave Rijks Geologische Dienst. Haarlem.