

Advies over de ontwikkeling van ecologisch waardevolle bossen op landbouwgronden

Adviesnummer:	<u>INBO.A.3803</u>
Auteur:	Luc De Keersmaeker
Contact:	Lieve Vriens (lieve.vriens@inbo.be)
Kenmerk aanvraag:	e-mail van 23 mei 2019
Geadresseerden:	Bosgroep Zuid-Limburg T.a.v. Karolien Van Diest p.a. provincie Limburg Universiteitslaan 1 3500 Hasselt karolien.vandiest@limburg.be

Dr. Maurice Hoffmann
Administrateur-generaal wnd.

Aanleiding

De bosgroep wordt herhaaldelijk geconfronteerd met moeilijke dossiers rond bosuitbreiding. Meer en meer wordt voor een snellere ontwikkeling van een bosdoelhabitat gesuggereerd of gevraagd om uit te mijnen of de toplaag af te voeren. Een eerste bebossing met canadapopulier met een onderetage van inheemse bomen en struiken wordt enkel goedgekeurd in compensatiedossiers waar uitheems bos gekapt wordt. Bij bosuitbreiding (en herbebossing) in Speciale Beschermingszones wordt soms geëist dat enkel met sleutelsoorten van nabij gelegen bosdoelhabitats gewerkt wordt. Dergelijke voorwaarden zijn in de praktijk vaak niet haalbaar.

Vragen

Is er een 'code van goede praktijk' beschikbaar voor bebossingen van landbouwgronden, om zo snel mogelijk boshabitat te ontwikkelen? Meer specifiek, wat zijn de wetenschappelijke inzichten over volgende deelvragen:

- 1) Welke zijn de knelpunten voor de ontwikkeling van boshabitat op landbouwgronden, en hoe kan de beheerder hiermee omgaan?
- 2) Is het noodzakelijk om in functie van de ontwikkeling van boshabitat, vooraf uit te mijnen of af te graven en zo de fosforvoorraad te verlagen?
- 3) Is er een rol weggelegd voor cultuurpopulieren, of is het wenselijk om enkel bomen en/of struiken aan te planten, die sleutelsoorten zijn van de boshabitat die zich op termijn kan ontwikkelen?

Toelichting

1 Context

1.1 Beleidsdoelen naar bos- en boshabitatuitbreiding

Sinds het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen (1997) is de doelstelling geformuleerd om bijkomend 10.000 ha bos te realiseren. Deze oppervlakte doelstelling van het RSV is uitdrukkelijk herhaald in het Vlaams Regeerakkoord van 2009 en het Pact 2020 (Vlaanderen in Actie). In het Vlaams Regeerakkoord van 2014 is de ruimtebalans van het RSV bevestigd, dus impliciet ook de 10.000 ha bosuitbreiding.

Daarnaast is ook voorzien dat ontbossingen gecompenseerd moeten worden door open terrein te bebossen. Ontbossingen voor de realisatie van Europese natuurdoelen, die opgenomen zijn in een goedgekeurd beheerplan, moeten niet gecompenseerd worden; daarnaast wordt ook om sociale redenen een uitzondering toegestaan op de compensatieplicht met het oog op woningbouw (website ANB). Ook in functie van compensatie worden dus in de praktijk frequent nieuwe bossen aangelegd. Vrijwel steeds gaat het om bebossing van landbouwgronden.

Naast deze kwantitatieve doelen, zijn ook kwalitatieve doelen gesteld aan de te compenseren of nieuw te bebossen terreinen. In de G-IHD werd bepaald dat bijkomende boshabitat, dus ecologisch waardevol bos, gerealiseerd moet worden, deels door omvorming van reeds bestaand niet-habitatwaardig bos, maar ook door bebossing van open terrein. Door effectieve uitbreiding via bebossing zouden volgende oppervlakten gerealiseerd moeten worden (Paelinckx *et al.*, 2009; Besluit Vlaamse Regering 23 juli 2010):

Habitatype	Oppervlakte doel (ha minimum)	Oppervlakte doel (ha maximum)
9120	2050	3200
9130	950	1260
9160	450	690
9190	520	890
91E0	1800	3000
Totaal (afgerond)	6000	9000

1.2 Belang van bosleeftijd voor de ontwikkeling en biodiversiteit van habitatwaardig bos

De criteria waaraan een bos moet voldoen om habitatwaardig te zijn, zijn te vinden in de habitatsleutel voor de bossen (Vandekerkhove *et al.*, 2016). In grote lijnen worden volgende criteria toegepast:

- 1) Boom- en struiksoorten moeten een bedekking hebben van tenminste 50% (uitgezonderd recente kapvlakten)
- 2) Loofbossen die **doorlopend bos zijn gebleven sinds 1850**, zijn steeds habitatwaardig, ongeacht de samenstelling van de vegetatie en de kenmerken van de standplaats. In het geval van habitatype 9190, is een oud bosbestand met **100 jaar oude inlandse eiken of beuken**, eveneens habitatwaardig.
- 3) Voor loofbossen die na 1850 ontstaan zijn, wordt gekeken naar de aanwezigheid van een karakteristieke bosflora. Ook voor de verdere indeling van habitatwaardig bos in habitatypes is de vegetatie richtinggevend.

Voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding (verder kortweg LSVI, d.i. de habitatkwaliteit), wordt gekeken naar de aanwezigheid van sleutelsoorten, de bosleeftijd (synoniem voor bosconstantie), de structuurdiversiteit en minimum oppervlakte van het bos, de aanwezigheid van dood hout en het aandeel van exoten en stringindicatoren in de vegetatielagen (T'jollyn *et al.*, 2009).

Zowel in de habitatsleutel als bij de beoordeling van de kwaliteit is de **bosleeftijd** een belangrijke ingang. De bosleeftijd geeft aan hoe lang al een locatie continu als bos gekend is en is niet te verwarren met de boomleeftijd, de bestandsleeftijd of 'old growth forest' sensu Peterken (1996). De bosleeftijd is een belangrijke ingang in de habitatsleutel omdat heel wat karakteristieke biodiversiteit van bos een sterke binding vertoont met langdurige bebossing, m.a.w. de specifieke biodiversiteit van bossen is aanzienlijk hoger in bossen die reeds eeuwenlang bestaan, dan in bossen die recenter ontstaan zijn (figuur 1; zie Hermy, 1985).

Multi taxa inventarisaties wijzen immers uit dat bij meerdere soortengroepen indicatoren te vinden zijn, die wijzen op langdurige bebossing en die schaars zijn of ontbreken in recent ontstane bossen (Flensted *et al.*, 2016; Hofmeister *et al.*, 2019). Dat is goed gekend bij vaatplanten (Hermy *et al.*, 1999; Cornelis *et al.*, 2009), maar is ook vastgesteld bij slakken (Kappes *et al.*, 2009), fungi (Dvořák *et al.*, 2017), korstmossen (Rose, 1974; Kuusinen, 1996; Fritz *et al.*, 2008), mossen (Fritz *et al.*, 2008; Mölder *et al.*, 2015), kevers (Desender *et al.*, 1999; Buse, 2012; Janssen *et al.*, 2017), zweefvliegen (Herrault *et al.*, 2016), pissebedden (De Smedt *et al.*, 2019). De best bestudeerde soortengroep zijn de vaatplanten, die relatief eenvoudig waarneembaar zijn en daarom ook in de habitatsleutel en de beoordeling van de LSVI worden gebruikt. Oudbosplanten zijn echter voornamelijk geofyten die in het voorjaar bloeien en op rijke bodem te vinden zijn, zoals bij voorbeeld bosanemoon en wilde hyacint (Hermy *et al.*, 1999). In oude bossen op zure, zandige bodem is de diversiteit van vaatplanten

eerder laag en ontbreekt een opvallende voorjaarsflora, waardoor deze bossen een soortenarme indruk kunnen geven. De diversiteit aan andere soortengroepen is echter niet af te leiden uit waargenomen diversiteit aan vaatplanten, in het geval van fungi is zelfs een omgekeerde relatie vastgesteld: oude bossen (op zure bodem), met een soortenarme vegetatie, zijn rijker aan fungi (Hofmeister *et al.*, 2019; Hommel *et al.* 1999).

Er zijn twee belangrijke verklaringen voor de binding van soorten met de continue aanwezigheid van bos:

- 1) De meeste, karakteristieke soorten van oude bossen hebben een gering dispersievermogen en beperkte overlevingsmogelijkheden bij ongunstige leefomstandigheden. Typische bosplantensoorten verbreiden vegetatief of over zeer korte afstand (myrmecochoren, barochoren) en hebben geen langlevende zaadbank. Ook heel wat ongewervelden van oud bos (slakken, vleugelloze kevers en pissebedden) hebben een gering kolonisatievermogen, en verdwijnen snel als het bos gekapt wordt. Dit geldt ook voor veel ectomycorrhizavormende zwammen, die vaak essentiële 'keystone-species' zijn in het bosesysteem: ook zij kunnen geïsoleerde nieuwe bossen zeer moeilijk koloniseren (zie o.a. Boeraeve *et al.*, 2018).
- 2) Soorten van oude bossen stellen vaak hoge eisen aan de habitatkwaliteit, die gerelateerd is aan een ongestoorde toestand of lange continuïteit. Plantensoorten en paddenstoelsoorten van oude bossen stellen specifieke bodemeisen, bij voorbeeld een onbemeste bodem, humusprofielontwikkeling,... die niet of minder te vinden is in bossen die recent op landbouwgrond zijn ontstaan (Verheyen & Hermy, 2001; Boeraeve *et al.*, 2018). Ook andere soorten stellen specifieke eisen aan de habitatkwaliteit. Mossen, korstmossen, saproxyle fungi en kevers hebben een continu aanbod van zwaar dood hout, of monumentale, oude en aftakelende bomen nodig, dit vaak in combinatie met een specifiek microklimaat. Deze structuren van 'old growth forest' zijn vrijwel enkel te vinden in (eeuwen)oude bossen.

Hieruit volgt dat de ontwikkeling van ecologisch hoogwaardig bos vrijwel steeds een proces is dat zeer veel tijd vraagt en gevoelig is voor versnippering en een onderbreking in de continuïteit van de (micro)habitat (ontginning bos, opruimen oud bos en dood hout, verdwijnen microklimaat). Toch heeft de beheerder heel wat mogelijkheden om dit proces in goede banen te leiden, en mogelijk zelfs te versnellen.

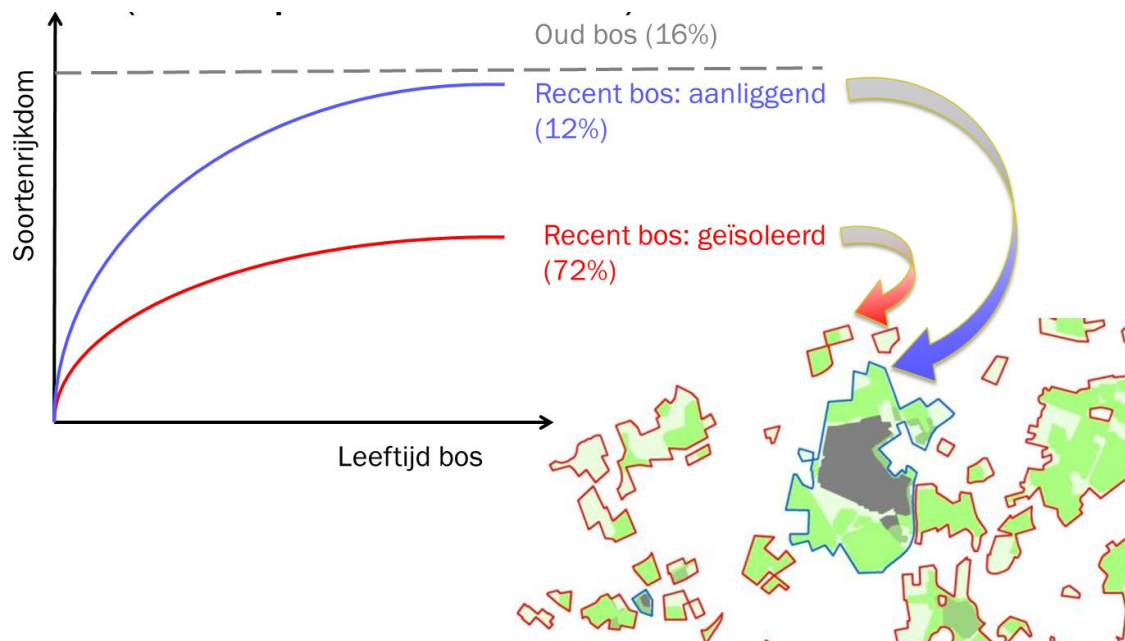
Over het thema van de bebossing van bemeste landbouwgronden werd in 2011 door UGent en INBO een studiedag georganiseerd en aan de resultaten daarvan werd een themanummer van *Bosrevue* gewijd (*Bosrevue* 37 uit 2011). De rol die cultuurpopulieren daarbij kunnen spelen, is het onderwerp van twee *Natuur.focus* artikels (Verstraeten *et al.*, 2003; Thomaes & De Keersmaeker, 2011). We baseren ons in dit advies voornamelijk op deze publicaties, aangevuld met wetenschappelijke literatuur die na 2011 verschenen is.

2 Knelpunten en mogelijkheden voor de beheerder

2.1 Versnippering van het bosareaal

De bosoppervlakte in Vlaanderen bedraagt ongeveer 140.000 ha volgens de Vlaamse Bosinventarisatie (De Keersmaeker *et al.*, 2012). Met een bosindex van minder dan 11% is onze regio bijzonder bosarm, ook vergeleken met onze buurlanden. Sinds het einde van de 18de eeuw is de totale bosoppervlakte niet veel veranderd, maar het is wel zo dat de ligging van het bosareaal sterk gewijzigd is. De Kempen zijn sinds de 18^{de} eeuw grotendeels door bebossing van heide geëvolueerd van een zeer bosarme regio naar een relatief sterk beboste regio waar zich actueel de grootste bosoppervlakte situeert. Daar staat tegenover dat op de leemhoudende bodems in het westen en zuiden van Vlaanderen in de 19de eeuw bijzonder veel bos ontgonnen werd tot landbouwgrond. Door deze ingrijpende veranderingen is slechts 16% van het Vlaamse bos, de zogenaamde oude bossen, permanent bebost gebleven sinds het einde van 18de eeuw. Deze bossen situeren zich vooral in het zuiden en het westen van Vlaanderen, op min of meer

leemhoudende bodem waar de globale bosindex nu bijzonder laag is. Oude bossen op zand en op natte bodems langs beken en rivieren zijn veel zeldzamer. Dit heeft eveneens tot gevolg dat het recente bos, dat ontstaan is na het einde van de 18^{de} eeuw, grotendeels geïsoleerd ligt van oude bossen: 72% van het huidige bosareaal verkeert in dit geval, terwijl slechts 12 % bestaat uit recent bos dat aansluit bij oud bos (De Keersmaeker *et al.*, 2015; zie figuur 1).



Figuur 1. Oude bossen maken slechts 16% uit van de bosoppervlakte in Vlaanderen. Recente bossen die aansluiten bij oud bos (12%), ontwikkelen op termijn een hogere biodiversiteit dan geïsoleerde recente bossen (72% van de Vlaamse bosoppervlakte).

Deze situatie is problematisch in de context van de creatie van habitatwaardig bos, omdat veel bosgebonden soorten (sleutelsoorten en doelsoorten van het habitatwaardig bos) een zeer slechte dispersiecapaciteit vertonen (cfr. context). Geïsoleerde nieuwe bebossingen die niet aansluiten bij een boscomplex met een kern van oud bos zal dus zeer moeilijk of niet gekoloniseerd worden.

Hieruit volgt als aanbeveling dat beheerders en planners bijkomende bossen op open terrein, die op termijn moeten ontwikkelen tot habitatwaardig bos, best aanleggen op volgende locaties:

1. Het te bebossen perceel grenst direct aan oud bos. Dit is de snelste manier om het te bebossen perceel te laten ontwikkelen tot habitatwaardig bos, omdat het nieuwe bosperceel rechtstreeks gekoloniseerd kan worden vanuit het oude bos.
2. Het te bebossen perceel grenst aan recent bos dat deel uitmaakt van een complex met daarin oud bos. De ontwikkeling van het beboste perceel tot habitatwaardig bos gaat trager, omdat er zich tussen oud bos en de bebossing nog recent bos situeert, maar is niet onmogelijk omdat er geen barrières zijn.
3. Het perceel maakt de verbinding tussen een oud bos, of een complex met een kern van oud bos, en een ander recent bos dat geïsoleerd lag voor de bebossing. Deze configuratie heeft als voordeel dat een ander recent bos ontsnipperd wordt en op termijn ook kan evolueren tot een habitatwaardig bos.

Deze drie opties zijn toegelicht en ruimtelijk uitgewerkt in een scenario voor ecologische bosuitbreiding van het NARA 2016 (Van Gossum *et al.*, 2016).

2.2 Gewijzigde bodemkenmerken van landbouwgronden

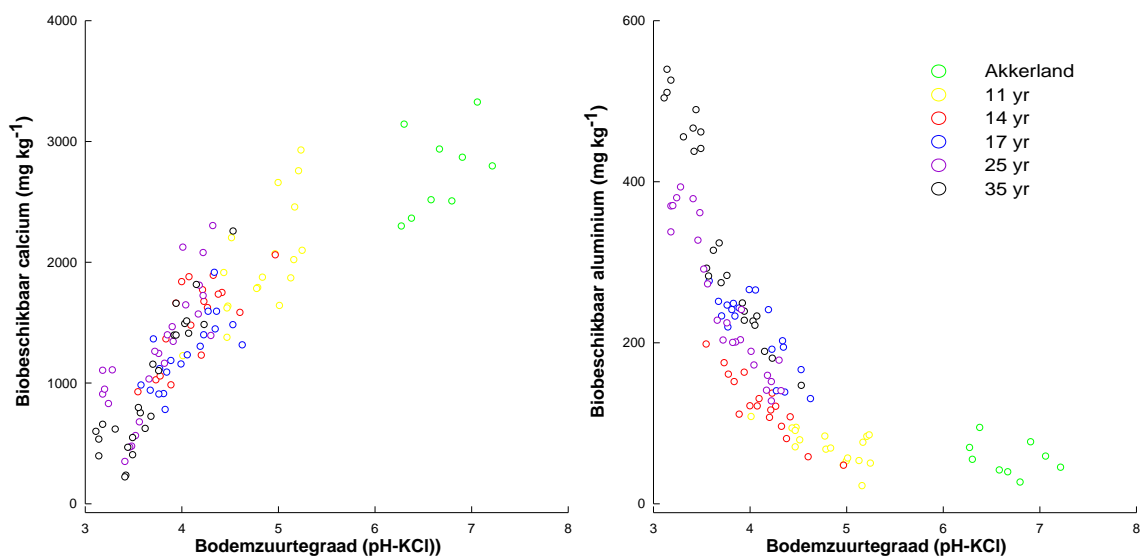
Vele studies hebben aangetoond dat effecten van een voormalig landbouwgebruik, honderden jaren, tot meer dan 1.000 jaar na (her)bebossing aantoonbaar zijn op de bosbodem (Koerner *et al.*, 1997; Wilson *et al.*, 1997; Verheyen *et al.*, 1999; Dupouey *et al.*, 2002; Plue *et al.*, 2008). Dit betekent dat het voormalige landbouwgebruik wellicht een blijvend effect heeft op het bosesysteem. We focussen hierna op twee knelpunten, die een probleem kunnen vormen bij de ontwikkeling van ecologisch waardevolle bossen (boshabitat), namelijk de beschikbaarheid van fosfor en de bodemzuurtegraad.

2.2.1 Bodemzuurtegraad (uit De Schrijver *et al.* 2011)

De bodemzuurtegraad is een belangrijke factor die bepalend is voor de soortenrijkdom in en op de bodem. Van nature zijn er zuurdere en minder zure bodems, en zuurtolerante en weinig zuurtolerante soorten. Wanneer verzuring optreedt, kunnen onevenwichten ontstaan waardoor soorten verdwijnen en ecosystemen kunnen degraderen. Bij sterke verzuring kan een tekort aan basische kationen (kalium, calcium en magnesium) ontstaan en kan aluminium, dat giftig is voor vele organismen, in de bodemoplossing vrijkomen. Vrijstelling van aluminium is nefast voor zaailingen van veeleisende boomsoorten, zoals es, esdoorn, haagbeuk of linde, voor bosplanten zoals bosanemoon en slanke sleutelbloem, voor diepgravende regenwormen en voor bodemmicro-organismen zoals mycorrhiza die in symbiose leven met bomen.

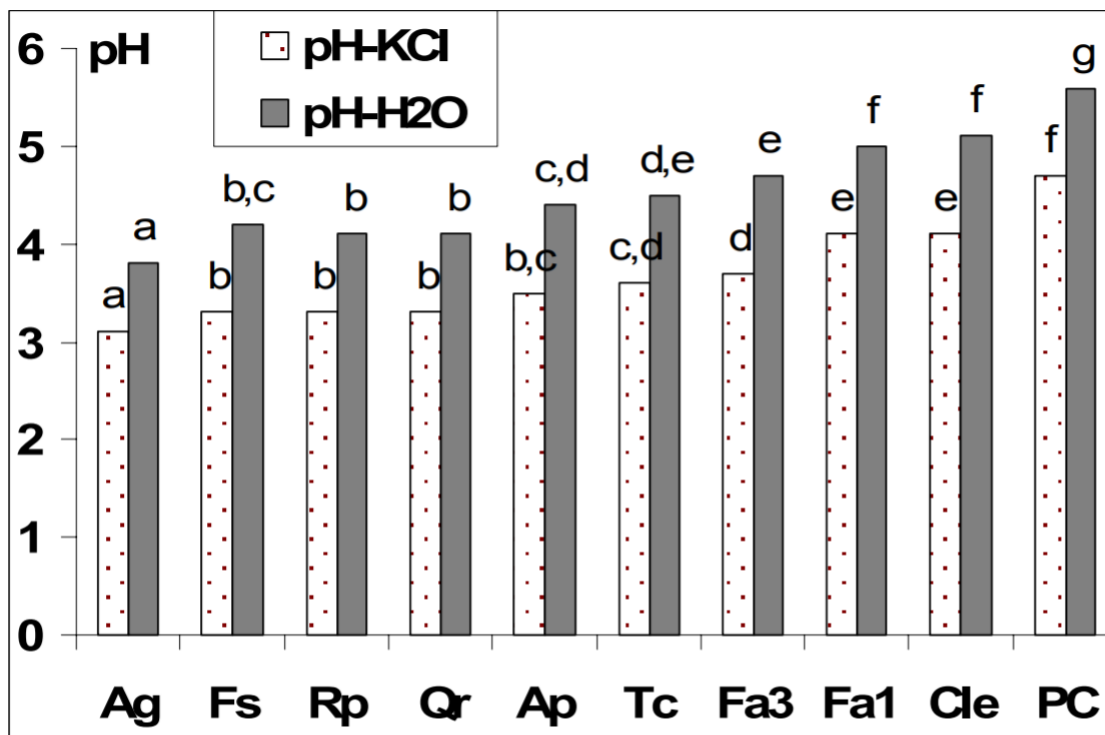
Landbouwgronden worden bemest en meestal ook bekalkt, waardoor ze een ongeveer neutrale bodemzuurtegraad hebben. Bij bebossing of verbossing stopt het landbouwgebruik en zullen sterke veranderingen optreden in de bodem, wat gevolgen heeft voor zowel de vegetatie als voor de bodemfauna.

Na het stoppen van bekalking en bemesting als onderdeel van het landbouwgebruik, verzuurt de bodem ten gevolge van verschillende factoren. De atmosferische depositie van verzurende atmosferische pollutanten (actueel vooral stikstof) is in onze regio een zeer belangrijke factor. Na bebossing van landbouwgrond hangt de snelheid van bodemverzuring echter ook sterk af van de kenmerken van het bladstrooisel van de boomsoort die zich vestigt, of die werd aangeplant. Het bladstrooisel van boomsoorten zoals populier, es, esdoorn, linde en kers, met relatief hoge calciumconcentraties, van basische kationen en van weinig lignine, breekt snel af, waardoor deze basische kationen van het strooisel snel kunnen circuleren in het ecosysteem en er zo een buffering optreedt tegen sterke bodemverzuring. Bij deze snelle strooiselafbraak spelen regenwormen een cruciale rol. Gravende regenwormen zorgen namelijk voor bodemomwoeling en voor vermenging van de bodem met bladstrooisel en uitwerpselen, waardoor de bodem beter gebufferd is tegen verzuring. Eik, beuk en de meeste naaldboomsoorten hebben een blad/naaldstrooisel van lagere kwaliteit (lage calciumconcentraties, veel lignine) wat ongunstig is voor veel soorten regenwormen. De regenwormpopulatie (maar ook andere afbrekers zoals springstaarten, collembolen en saprotrofe zwammen) vermindert dan ook onder deze boomsoorten, wat bijdraagt tot ophoping van strooisel aan het bodemoppervlak en dus tot bodemverzuring. Sterk verzuurde bodems zijn op hun beurt nefast voor allerlei organismen omwille van de hoge aluminiumconcentraties in de bodemoplossing. Stikstof fixerende boomsoorten als els en robinia hebben door de chemische processen die daarbij plaatsvinden van nature een sterk verzurend effect op de bodem (dit in de veronderstelling dat er geen buffering is door grondwater). Omwille van het cumulatieve effect van voornoemde processen verzuurt de bodem in de eerste decennia na bebossing van landbouwgrond tot een nieuw evenwichtspunt wordt bereikt (figuur 2).



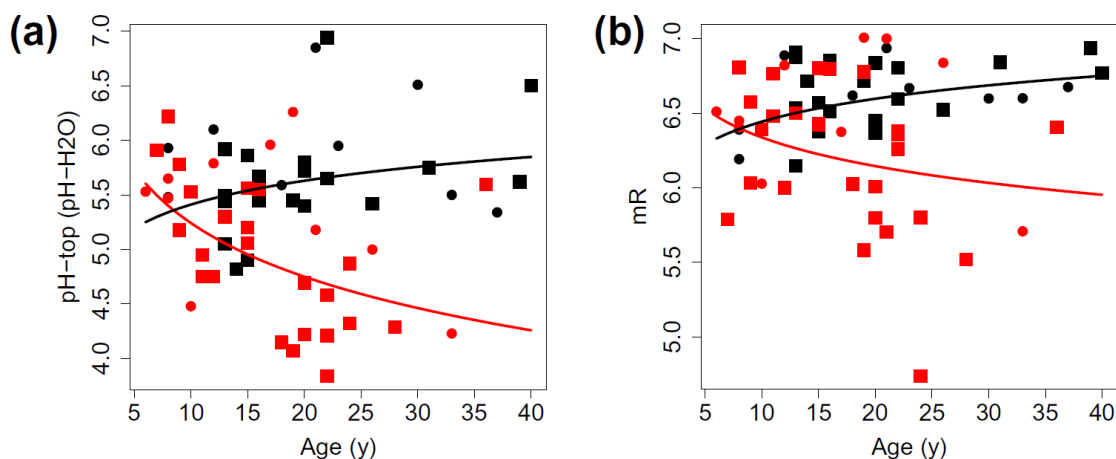
Figuur 2. Biobeschikbare concentraties aan calcium (links) en aluminium (rechts) in relatie tot de bodemzuurtegraad in onbebost akkerland en in bossen van verschillende leeftijd aangeplant op landbouwgrond (Baeten et al., 2011).

Via de keuze van de boomsoort kan de beheerder de snelheid van de bodemverzuring na bebossing van landbouwgrond dus sterk sturen. In het Mortagnebos, waar in 1973 gelijktijdig verschillende boomsoorten werden aangeplant op landbouwgronden, kon de rangorde in verzuring na 33 jaar bebossing goed in beeld gebracht worden (figuur 3; uit: Thomaes et al., 2006).



Figuur 3. Vergelijkend effect van 10 boomsoorten op de bodemzuurtegraad (pH-KCl en pH-H₂O) in het Mortagnebos, na 33 jaar van bebossing. Balken met verschillende letters geven significante verschillen tussen boomsoorten weer. Ag: zwarte els; Fs: beuk; Rp: Robinia; Qr: Amerikaanse eik; Ap: gewone esdoorn; Tc: winterlinde; Fa: Amerikaanse es; Cle: kapvlakte van cultuurpopulier; PC: cultuurpopulier (Thomaes et al., 2006).

Het effect van boomsoort wordt met de tijd steeds belangrijker. Een vergelijkende studie van bebossingen met eik en cultuurpopulier, de twee meest aangeplante boomsoorten in Vlaanderen, bracht dit duidelijk in beeld: onder cultuurpopulieren verzuurt de bodem niet, terwijl dit na enkele decennia onder zomereik wel zeer sterk het geval is. De indicatorwaarde voor bodemzuurtegraad van de aanwezige vegetatie reflecteert eveneens deze verschillen (figuur 4; uit Thomaes *et al.*, 2012).



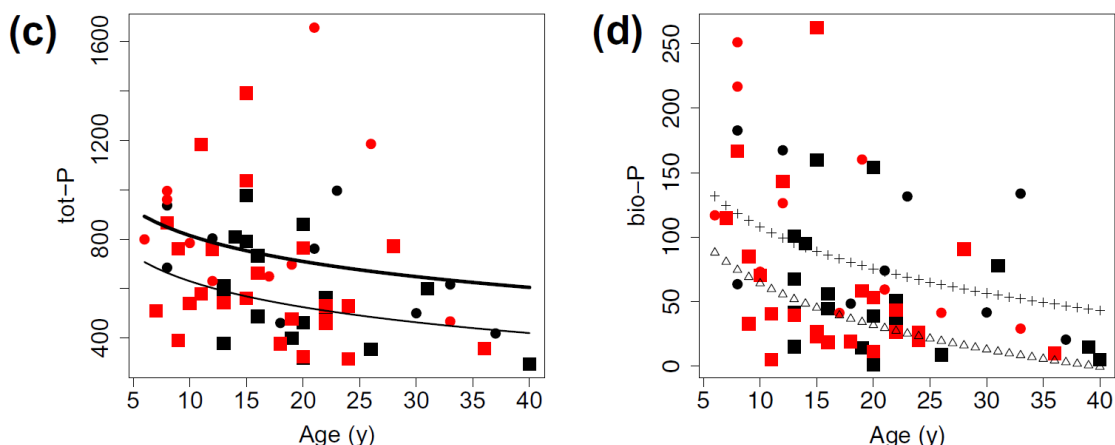
Figuur 4. pH-H₂O (a) en indicatorwaarde van de kruidvegetatie voor bodemzuurtegraad (b) in functie van de leeftijd van populierenbossen (zwart) en eikenbossen (rood) die werden aangeplant op landbouwgronden (Thomaes *et al.*, 2012).

Via zaai- en introductieproeven werd ook aangetoond dat de verschillen in bodemverzuring tussen de boomsoorten aangeplant in Mortagnebos, sterk sturend zijn voor de vestigingsmogelijkheden van bepaalde soorten van oudbosplanten. Wilde hyacint blijkt weinig gevoelig te zijn voor bodemzuurtegraad binnen het bestudeerde bereik. Slanke sleutelbloem daarentegen, kiemde enkel in de minst verzuurde bodem onder populieren en vertoonde een geringe overleving bij introductie onder de sterk verzurende boomsoorten, zoals zwarte els en beuk (Thomaes *et al.*, 2011; Thomaes *et al.*, 2014).

2.2.2 Beschikbaarheid van fosfor

De Vlaamse landbouw is één van de meest intensieve in Europa en wereldwijd en op veel plaatsen vindt een overbemesting plaats, waardoor fosfor opstapelt in de bodem (Tóth *et al.*, 2014). Hierdoor is er een omgekeerd verband tussen de leeftijd van een bos op landbouwgrond, en het fosforgehalte van de bodem (De Keersmaeker *et al.*, 2004; zie figuur 5 uit Thomaes *et al.*, 2012).

Fosfor is een essentiële voedingsstof voor de groei van planten en de beschikbaarheid is van nature laag in bossen, zodat competitieve soorten met een hoge fosforbehoefte zoals brandnetel, kleeftkruid en zevenblad niet explosief kunnen groeien en domineren. De vaak erg hoge fosforconcentraties na een voormalig landbouwgebruik zorgen er echter voor dat de vegetatie sterk gedomineerd wordt door deze snel groeiende soorten zodat de groei van andere bosplanten gehinderd wordt (De Keersmaeker *et al.*, 2004).



Figuur 5. Totaal fosforgehalte (c) en biobeschikbare fosforgehalte (d) in functie van de leeftijd van populierenbossen (zwart) en eikenbossen (rood) die werden aangeplant op landbouwgronden. Dikke lijn: model voor bosbestanden geïsoleerd van oud bos; dunne lijn: model voor bosbestanden grenzend aan oud bos; Δ : model voor zandfractie van 20%; +: model voor zandfractie van 70% (Thomaes et al., 2012).

In een vegetatie met competitieve soorten, zoals grote brandnetel is het aantal kiemplanten van bosplanten dat een adult levensstadium bereikt dan ook zeer klein. Bovendien blijkt ook de levensduur (overleving) van adulte individuen korter in jonge bossen dan in oude bossen. Als bosplanten het volwassen stadium bereiken, kunnen ze door de hoge fosforbeschikbaarheid wel forser worden en meer zaad produceren, dan in onbemeste bodems. Niet alle soorten bosplanten zijn echter even plastisch, waardoor de competitieverhoudingen wijzigen door een verhoogde beschikbaarheid van fosfor (Baeten, 2010). Vanaf welk niveau van fosforbeschikbaarheid de ontwikkeling van habitatwaardig bos problematisch is, is niet gekend. In het Muizenbos werd de ontwikkeling gevolgd van een matig aangerijkt perceel, bebost in 1953 en met een totale fosforvoorraad van ongeveer 230 mg/kg, dit is het dubbele van het aangrenzende oud bos. Dit perceel is dankzij zijn gunstige ligging gekoloniseerd door de karakteristieke oudbosplanten, waardoor het op een termijn van minder dan 60 jaar habitatwaardig bos geworden is (De Keersmaeker et al., 2011a). Het is onduidelijk of recenter ontstane bossen met een totale fosforvoorraad van 400-1600 mg/kg in de bodem (zie figuur 5c) zich even gunstig kunnen ontwikkelen. Bovendien wordt de vrij hoge fosforvoorraad in Muizenbos in belangrijke mate gebonden door de aanwezigheid van calcium, waardoor het aandeel plantbeschikbaar fosfor minder hoog is. Dat is mogelijk in andere bebossingen, waar minder calcium in de bodem zit, veel minder het geval.

De beheerder kan na bebossing, weinig doen aan de beschikbaarheid van fosfor. Tussen populieren en eiken bijvoorbeeld werd geen verschil vastgesteld in de biobeschikbaarheid van fosfor: het leeftijdseffect overheerst (figuur 5d). Via de boomsoortenkeuze en dichtheid bij bosaanleg en het beheer kan de beheerder echter wel sterk inspelen op de lichtcondities binnen het jonge bos.

Aangezien de meeste bosplanten (doelsoorten van de boshabitat) behoorlijk tot zeer schaduw tolerant zijn, en competitieve soorten zoals grote brandnetel veel licht vereisen, kan de beheerder via de lichtinval de competitieverhoudingen sturen. Een observationele studie in Muizenbos suggereerde dat bij een hoge schaduwdruk, de kolonisatie door bosplanten sneller verloopt (De Keersmaeker et al., 2004). Het belang van een gesloten bosklimaat werd bevestigd door de introductieproef in het Mortagnebos: de hoogste overleving van bosplanten werd geregistreerd onder matige schaduwdruk, de sterkste groei in sterk beschaduwde omstandigheden (Thomaes et al., 2014).

Deze aanpak is weliswaar effectief voor schaduwtolerante soorten, maar niet voor lichtbehoevende doelsoorten. Voor deze soorten, zoals lichtbehoevende zoomsoorten (bij

voorbeeld hengel, echte guldenroede, havikskruiden, orchideeënsoorten), kan de beheerder niet mitigeren door te kiezen voor een permanent hoge schaduwdruk.

In de praktijk zijn deze zoomplanten, vrijwel uitsluitend te vinden in zones met een lage fosforbeschikbaarheid (De Keersmaeker *et al.*, 2011b). Ook voor fungi is de hoge beschikbaarheid van fosfor wellicht een obstakel (Boeraeve *et al.*, 2018), waarvoor na bebossing geen mitigatie mogelijk is.

Op de effectiviteit van uitmijnen en verschralen wordt ingegaan in hoofdstuk 3 van dit advies.

2.3 Geringe structuurdiversiteit van recente bossen

Bomen zijn langlevende plantensoorten, die afhankelijk van de soort tientallen tot honderden jaren oud kunnen worden. Oude bomen ontwikkelen microhabitats die van belang zijn voor een gespecialiseerde biodiversiteit, die grotendeels ontbreekt in bossen met jonge bomen (Larrieu *et al.*, 2018). Kwijnende oude bomen en zwaar dood hout herbergen een specifieke biodiversiteit, die tot enkele decennia geleden zeer zeldzaam was omdat deze elementen grotendeels ontbraken in onze bossen (zelfs soorten zoals de echte tonderzwam, die actueel algemeen is) en een zeer grote geassocieerde soortenrijkdom vertonen (Friess *et al.*, 2019) waren vroeger zeer zeldzaam (Vandekerkhove *et al.*, 2011).

De ontwikkeling van dergelijke structuren en de specifieke biodiversiteit ervan vraagt tijd en is gebonden aan de groeisnelheid, de leeftijd en de dimensies van bomen. Via de keuze tussen aanplant, spontane verbossing of bosbegrazing kan de beheerder de structuur- en soortensamenstelling van de eerste fase van bebossing of verbossing sturen, en versnellen of vertragen. Dit is vooral van belang voor soorten van (half)open terrein (Verstraeten *et al.*, 2007; Vandekerkhove *et al.*, 2011). Dit effect is echter na zowat dertig jaar grotendeels vervaagd: op dat moment zijn er tussen bebossing en spontane verbossing nauwelijks nog verschillen qua structuur en overscherming, maar wel nog naar soortensamenstelling van de houtige vegetatie (Verstraeten *et al.*, 2007).

Voor de typische biodiversiteit van gesloten bossen die afhankelijk is van 'old growth features', is het vooral belangrijk dat snel een gesloten bosklimaat ontstaat, en ook zo snel mogelijk de typische microhabitats en structuren van oude bossen (grote en holle bomen, scheuren, zwaar en sterk verteerd dood hout,...). De mogelijkheden van een beheerder om, vertrekkende van een onbeboste landbouwgrond, de ontwikkeling van dergelijke structuren te versnellen lijken beperkt, maar zijn niet onbestaande.

Door snelgroeïende soorten aan te planten, kunnen op termijn van enkele decennia bomen met monumentale dimensies bekomen worden, die geschikte habitat vormen voor zeer veel soorten die niet exclusief aan één boomsoort gebonden zijn (zoals de echte tonderzwam, en een belangrijk deel van de epifytische bryo- en lichenoflora; uitzondering hierop vormen de gladstammige populierencultivars). Landbouwgronden die niet zeer nat zijn, zijn zeer geschikt voor cultuurpopulieren, die op deze standplaatsen een hogere groeikracht hebben dan andere frequent aangeplante boomsoorten (tabel 1). Op natte standplaatsen zijn wilgen beter geschikt dan cultuurpopulieren, maar hiervoor zijn geen opbrengstgegevens beschikbaar. Wellicht is de groeikracht van boomvormende wilgen vergelijkbaar met die van de oudere populierencultivars (bijvoorbeeld *cv. serotina*).

Tabel 1. Hoogste waarde van de gemiddelde jaarlijkse volume aanwas ($m^3/ha/jaar$) van bosbestand van vier boomsoorten, op de beste standplaats. De derde kolom geeft het tijdstip waarop de hoogste gemiddelde aanwas wordt vastgesteld (uit: Jansen *et al.*, 1996)

Boomsoort	Hoogste waarde van de gemiddelde volume aanwas ($m^3/ha.jaar$)	Bestandsleeftijd bij de hoogste gemiddelde volumebijgroei (jaar)
Cultuurpopulier <i>cv. robusta</i>	16	30

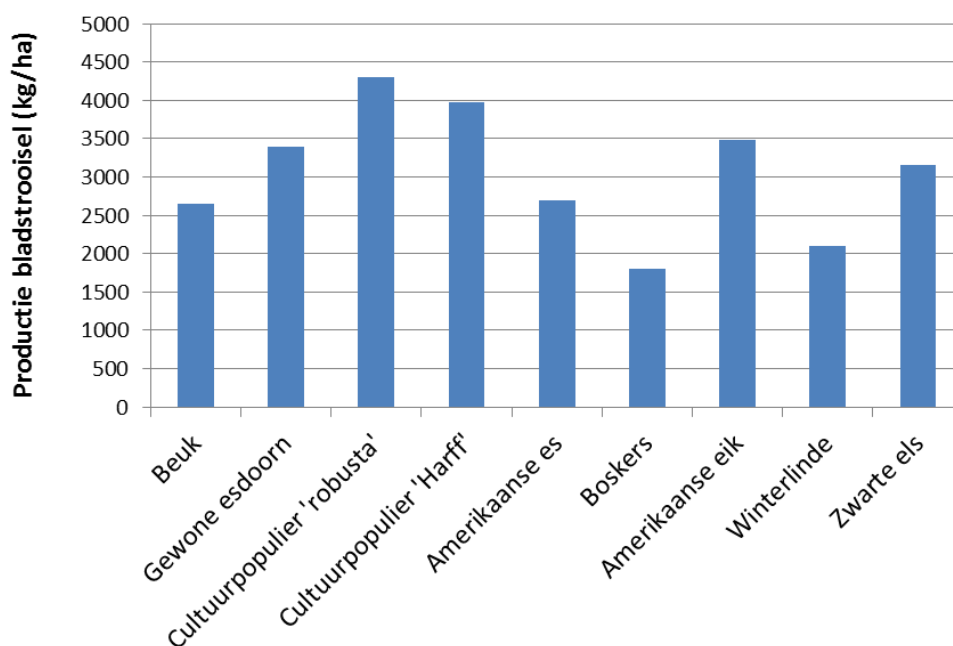
Beuk	12	80
Gewone es	9	60
Zomereik	9	80

Daaruit blijkt dat cultuurpopulieren, meer bepaald de oudere cultivar *robusta* in een plantverband van 8 m x 8 m, een zeer hoge groeikracht hebben, vergeleken met boomsoorten waarvan wordt aangenomen dat ze dominant zijn in habitats 9120, 9130, 9160, 9190 en/of 91E0_va. Bovendien bereiken cultuurpopulieren sneller het culminatiepunt voor de gemiddelde volumeaanwas dan de andere boomsoorten. De variëteit *robusta* is een Euramerikaanse kloon, die een intermediaire groeikracht heeft: hoger dan de oudere generatie (onder meer cultivar *serotina*), maar minder hoog dan de recenter ontwikkelde interamerikaanse cultivars, waarvan de gemiddelde volumeaanwas 20-27 m³/ha/jaar bedraagt (Van Slycken & Stevens, 1994).

Dit leidt er uiteindelijk toe dat snelgroeiende boomsoorten zoals populieren en wilgen op een leeftijd van 40-50 jaar al volgroeid zijn, en dan al in de 'oude boomhout'- en senescentiefase verkeren. Dit is de ontwikkelingsfase waar de bomen al volgroeide dimensies vertonen (diameters tot 80 cm en meer) en opvallend meer microhabitats en verhoogde mortaliteit en openingen in het kronendak beginnen op te treden, en dus ook een hogere biodiversiteit.

Op deze leeftijd verkeren de andere hierboven vermelde boomsoorten nog maar in de fase van het 'jonge boomhout' waarbij de bomen beperkte stamdimensies vertonen (20-40 cm diameter) en zeer weinig microhabitats of structuurvariatie. Dit is de fase met minimale bestandsleeftijd gebonden structuur- en soortdiversiteit (Scherzinger, 1996).

De biomassa-productie van een bosbestand, in het bijzonder het potentieel voor de ontwikkeling van een humusrijk bosbodemprofiel, wordt ook weerspiegeld door de jaarlijkse strooiselproductie. In Mortagnebos werden bosbestanden met negen verschillende soorten of cultivars vergeleken, aangeplant op hetzelfde tijdstip (1973) en op het ogenblik van de studie 25 jaar oud (figuur 6). In deze studie hadden cultuurpopulieren (4 ton per ha), eveneens de hoogste waarden, gevolgd door gewone esdoorn en Amerikaanse eik (ongeveer 3,5 ton per ha) en zwarte els (ongeveer 3 ton per ha). De overige soorten (beuk, winterlinde, Amerikaanse es) produceren aanzienlijk minder bladstrooisel op een leeftijd van 35 jaar. Bovendien zorgt de basenrijke samenstelling van het populieren-bladstrooisel er voor dat het zeer goed wordt opgenomen door bodemorganismen, met als gevolg een snelle ontwikkeling van een diep en goed gestructureerd en uitgerijpt bos-humusprofiel.



Figuur 6. Bladbiomassa in Mortagnebos na 25 jaar, vergeleken tussen homogene bestanden van verschillende boomsoorten, aangeplant in 1973 (Dossche 1998).

3 Mogelijkheden en beperkingen van uitmijnen en verschralen

De beschikbaarheid van fosfor neemt na bebossing van landbouwgrond geleidelijk aan af (De Schrijver *et al.*, 2012) en wordt sterk bepaald door de bodemomstandigheden: op kalkrijke of zeer zure bodem wordt fosfor sterker vastgelegd dan op bodems in het matig zure bereik (Schelfhout, 2019: 16). De vastlegging van fosfor is echter een traag proces en ook lange tijd na bebossing van sterk bemeste bodem blijft een hoger gehalte goed opneembaar fosfor beschikbaar dan op onbemeste referentiesites (De Keersmaeker *et al.*, 2004).

Verwijderen van fosfor door biomassa oogst na bebossing, door middel van houtoogst of door het verwijderen van strooisel, wordt op basis van nutriëntenbudgetten als weinig effectief beoordeeld. Na 35 jaar bebossing bevatten de houtige biomassa en de strooisellaag van het Mortagnebos respectievelijk ongeveer 35 kg en 5 kg fosfor per hectare, terwijl de totale fosforvoorraad (0-30 cm) op ruim 1700 kg/ha begroot werd (De Schrijver *et al.*, 2012).

De beheerder kan ook trachten om de beschikbaarheid van fosfor te verlagen alvorens te bebossen. De snelste manier is afgraven (ontgronden), maar deze techniek houdt ook een aantal risico's en complicaties in (De Schrijver *et al.*, 2011): de methode is zeer duur en de administratieve afhandeling is complex. Op plaatsen met belangrijke erfgoedwaarden kan afgraven ongewenst zijn en er zijn aanwijzingen dat het verwijderen van functioneel belangrijke bodemorganismen negatieve effecten kan hebben op de bosontwikkeling.

Om de beschikbaarheid van fosfor voor bebossing te verlagen, kan de beheerder ook kiezen voor uitmijnen. De maatregel kan toegepast worden als een klassieke landbouwteelt, met als belangrijk verschil dat de teeltkeuze en een gerichte bemesting (vaak met stikstof en kalium) in functie staan van het maximaal verwijderen van fosfor uit de bodem (De Schrijver *et al.*, 2011). Voor heischrale graslanden is de effectiviteit van deze maatregel goed onderzocht en in een beslissingschema gebracht (Schelfhout, 2019). De effectiviteit van uitmijnen in functie van de ontwikkeling van ecologisch hoogwaardige bossen is nog niet onderzocht, maar er zijn wel enkele kanttekeningen te plaatsen bij de maatregel.

Om de beschikbaarheid van fosfor voor de vegetatie te bepalen, wordt meestal gebruik gemaakt van de Olsen methode. Voor de realisatie van schraalgrasland is, bij een Olsen-P concentratie lager dan 25 mg/kg, een klassiek maaibeheer effectiever dan uitmijnen. Bij een Olsen-P concentratie tussen 25 en 60 mg/kg wordt uitmijnen in functie van ontwikkeling van soortenrijk grasland zinvol geacht, maar de effectiviteit hangt sterk af van het bodemtype. In deze range vraagt uitmijnen enkele decennia tijd om tot een lage Olsen-P concentratie te komen in de bovenste 0-10 cm van de bodem. Als een lage Olsen-P concentratie wordt nagestreefd voor een diepte van 0-30 cm, is zelfs ongeveer 80 jaar uitmijnen nodig (Schelfhout, 2019). Dit zou betekenen dat bebossingen meerdere decennia moet worden uitgesteld, in functie van abiotisch herstel vooraf. Bovendien wortelen bomen, in tegenstelling tot graslandsoorten, veel dieper dan 30 cm, en brengen ze nutriënten uit de diepere bodem via het bladstrooisel in omloop (De Schrijver *et al.*, 2012). Uitmijnen tot een diepte van 30 cm zou dus wellicht nog niet voldoende zijn, waardoor de effectiviteit en het potentieel van uitmijnen voor de ontwikkeling van een goede uitgangssituatie voor de ontwikkeling van boshabitat niet mag overschat worden, of zelfs als onzeker bestempeld.

4 Welke rol kunnen cultuurpopulieren spelen?

Cultuurpopulieren worden geassocieerd met intensieve productiebosbouw, gepaard gaand met korte omlopen, gelijkjarige en structuurarme bosbestanden, kaalslagsystemen, sterke drainage en een verarmde vegetatie. Daarom wordt aan cultuurpopulieren een beperkte ecologische waarde gekoppeld. Bovendien werden zij vaak ten koste van waardevolle open natuur aangeplant, wat de slechte reputatie nog heeft versterkt.

Door deze slechte reputatie binnen het natuurbehoud zijn de mogelijkheden van deze bomen voor de ontwikkeling van ecologisch waardevolle, nieuwe bossen, onderbelicht en ondergewaardeerd gebleven. Nochtans beschikken cultuurpopulieren als pioniers over een aantal troeven. We zetten ze hieronder op een rij (grotendeel gebaseerd op Thomaes *et al.*, 2011).

4.1 'Nurse stand effect' voor inheemse bomen en struiken

Te vertrekken van open cultuurgrond, vraagt de ontwikkeling van een soorten- en structuurrijk bos dat habitatwaardig is, steeds veel tijd. Cultuurpopulieren zijn uitgesproken pioniers met een zeer grote groeikracht. Door de hoge strooiselproductie en snelle biomassa opbouw, ontwikkelen een bosklimaat en bosbodem sneller onder populieren dan onder trager groeiende soorten (zie onderdeel 2.3).

Cultuurpopulieren zijn lichtboomsoorten die meestal worden geplant in een ruim plantverband (8m x 8m tot 10m x 10m). Door dit ruime plantverband ontstaat (zonder onderetage) al snel een halfschaduw met een relatieve lichtinval van ongeveer 20%. In een gesloten bos van schaduwboomsoorten of met een onderetage (bij voorbeeld van hazelaar) bedraagt de relatieve lichtinval minder dan 10% (De Keersmaeker *et al.*, 2004). De halfschaduw in een populierenaanplant is ideaal voor de vestiging van struiken en bomen, spontaan of door aanplant. In Noord-Amerika werd vastgesteld dat inheemse loofhoutsoorten zich beter kunnen vestigen onder cultuurpopulieren, dan op open terrein, en dat ze hierdoor de restauratie van inheemse bossen kunnen versnellen (Stanturf *et al.*, 2009; Dey *et al.*, 2010; Boothroyd-Roberts *et al.*, 2012).

Bij een gunstige ligging langsheen reeds bestaande bossen, kan gerekend worden op spontane vestiging van inheemse bomen en struiken vanuit het aangrenzende, beter ontwikkelde bos. Als dit proces te traag verloopt, kan er voor gekozen worden om inheemse bomen en struiken (geheel of gedeeltelijk) aan te planten tussen de populieren. Door de verschillen in hoogtegroeï of groeikracht ontstaat op deze wijze een structuurrijk bos met een boven-, neven- en onderetage (Vandekerckhove *et al.*, 2011).

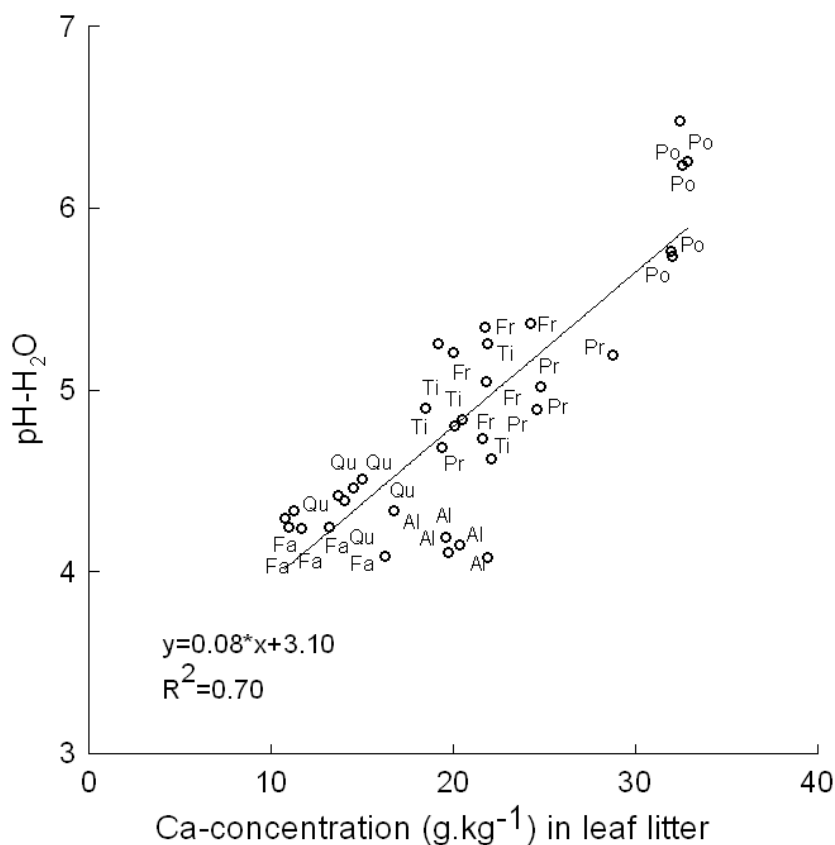
Door zijn goede lichtdoorlatendheid biedt deze soort dus de mogelijkheid aan de beheerder om zelf te kiezen hoe de structuur of overscherming van zijn bosbestand er uit zal zien.

4.2 Buffer tegen verzuring

In Vlaanderen is in de voorbije decennia een sterke verzuring vastgesteld van bossen op zand en op leem, wellicht als gevolg van atmosferische depositie (De Schrijver *et al.*, 2006; Baeten *et al.*, 2009). Op leembodem in het zuiden van het Meerdaalwoud, ging de voorjaarsflora tussen 1954 en 2000 achteruit als gevolg van verzuring (Baeten *et al.*, 2009).

Als bebossing van landbouwgrond op leemhoudende bodem wordt overwogen, om boshabitat met voorjaarsflora (9130, 9160, 91E0_va) te realiseren, zijn cultuurpopulieren een erg geschikte optie. Cultuurpopulieren hebben een strooisel dat meer calcium bevat dan andere boomsoorten (inclusief es, linde, ...) (figuur 7). Hierdoor gaat verzuring veel trager onder cultuurpopulieren dan bij voorbeeld onder eiken, en is de vestiging van bosplanten die gevoelig zijn voor verzuring, ook na enkele decennia nog mogelijk onder populieren (zie hierboven onderdeel 2.2.1).

Wanneer de populieren op zich onvoldoende schaduwdruk genereren om de bosplanten een concurrentieel voordeel te bieden op ruderaal soorten (zie eerder), dan is dat eenvoudig te verhelpen door tegelijk ook een neven- en onderetage aan te planten of te laten ontwikkelen.



Figuur 7. Verschillen in bodemzuurtegraad (pH-H₂O) van de bovenste minerale bodem als gevolg van een sterk uiteenlopend calciumgehalte in het bladstrooisel van verschillende boomsoorten in het Mortagnebos (Sint-Denijs (Zwevezele)). Mortagnebos werd 32 jaar geleden aangelegd op gelijkaardige landbouwgronden. Po: populieren; Fr: Amerikaanse es; Pr: zoete kers; Ti: winterlinde; Al: zwarte els; Qu: Amerikaanse eik; Fa: beuk. (uit Thomaes *et al.*, 2011).

4.3 Gunstige omstandigheden voor vestiging van sleutelsoorten uit de kruidlaag

De eerste Vlaamse bosinventarisatie (1997-1999) leert ons dat 41% van de 22.000 ha populierenbossen die toen aanwezig waren, een geringe floristische diversiteit vertoonde, terwijl slechts 22% een hoge diversiteit heeft (Verstraeten *et al.*, 2003). De aanwezigheid van een lage floristische diversiteit wordt vaak toegeschreven aan het voedselrijke bladstrooisel van populieren. Bij nader inzicht blijken echter leeftijd, ligging en bodem van deze bossen verklarend te zijn. Cultuurpopulieren werden vooral na 1945 aangeplant op uit landbouw genomengronden. Traag koloniserende bosplanten hebben meestal onvoldoende tijd gehad om deze recente bossen te bereiken. Vaak is dit zelfs onmogelijk omdat ze geïsoleerd liggen van oude bossen met bronpopulaties. Als gevolg van langdurige bemesting tijdens het gebruik als landbouwgrond voorafgaand aan de bebossing, is de bodem van populierenbossen in de regel ook sterk aangerijkt met fosfor. Dit begunstigt competitieve soorten als grote brandnetel, die de vestiging van oudbosplanten hinderen. Doordat de soort bovendien veel licht doorlaat, worden brandnetels, kleefkruid en bramen niet gehinderd in hun ontwikkeling, waardoor ze vaak in deze bossen hoge bedekkingen halen. Populieren worden dan ook vaak geassocieerd met dergelijke vegetatie, maar er is geen oorzakelijk verband tussen zogezegde aanrijking van de bodem door snel verterend bladstrooisel en het gebruik van cultuurpopulieren (Verstraeten *et al.*, 2003).

In een gelijke uitgangssituaties (bodem, historisch landgebruik) blijkt de vegetatie van populierenbossen immers nauwelijks te verschillen van bestanden met inheemse boomsoorten met een vergelijkbare licht doorlatende kroon en goed verterend bladstrooisel, zoals bij voorbeeld gewone es (Thomaes *et al.*, 2006). Ook bij bebossing van bemeste landbouwgronden met gewone es zullen forse ruigtekruiden domineren. Vice versa is de kruidlaag van goed ontwikkelde bossen, waarin populieren werden aangeplant, niet noodzakelijk als gevolg daarvan verarmd (Verstraeten *et al.*, 2003; Royer-Tardif *et al.*, 2018). Canadees onderzoek dat hierbij aansluit, toonde aan dat populierenaanplant de vestiging van Rode-Lijstbosplanten aldaar niet hinderde en zelfs kon bevorderen (Boothroyd-Roberts *et al.*, 2013).

Na aanplant van cultuurpopulieren op bemeste landbouwgronden, gaan ruigtekruiden zoals grote brandnetel en bramen domineren als gevolg van de geringe schaduwdruk. Aanplant van een onderetage met soorten die een hoge schaduwdruk geven, zoals bij voorbeeld hazelaar, linde, esdoorn, of haagbeuk, kan hieraan verhelpen en de vestiging van bosplanten versnellen omdat hierdoor competitie door forse ruigtekruiden wordt verminderd, of zelfs volledig uitgeschakeld (De Keersmaeker *et al.*, 2004). Korte lichtrijke periodes als gevolg van een kapping kunnen gunstig zijn voor de vestiging van bepaalde soorten bosplanten, maar een snelle kroonsluiting, op termijn van minder dan tien jaar, is essentieel om te voorkomen dat ruigtekruiden langdurig gaan domineren en de vestiging van bosplanten belemmeren (De Keersmaeker *et al.*, 2011a). In ideale omstandigheden, dat wil zeggen ingebed in beter ontwikkeld (oud) bos, kan een landbouwperceel dat werd bebost met populieren, zich op termijn van ongeveer zestig jaar ontwikkelen tot habitatwaardig bos met een voorjaarsflora van oudbosplanten (De Keersmaeker *et al.*, 2011a). Wellicht is dit sneller dan onder vele inheemse boomsoorten, met minder gunstige strooiseleigenschappen of een tragere groei, het geval zou zijn. Het vergelijkend onderzoek tussen verschillende boomsoorten in Mortagnebos wijst in elk geval in deze richting (Thomaes *et al.*, 2011; 2014).

4.4 Snelle ontwikkeling van structuurrijk bos

Cultuurpopulieren kunnen door hun groeikracht op termijn van enkele decennia zorgen voor opgaand bos, bomen met monumentale dimensies en microhabitats, en zwaar dood hout. Trager groeiende, inheemse soorten ontwikkelen gelijkaardige structuren vaak pas na dubbel zoveel tijd. Omdat er ecologisch geen nadelen zijn aan het behoud van cultuurpopulieren in boshabitat en omdat ze niet verjongen, worden ze niet als exoten in rekening gebracht bij de beoordeling van de boomsoortensamenstelling in het kader van de LSVI maar tellen

monumentale bomen en zwaar dood hout van populieren wél mee, voor het aspect structuurdiversiteit (T'jollyn *et al.*, 2009).

Zwaar dood hout in populierenbossen is geschikt voor soorten die geen specifieke boomsoort vereisen, zoals bijvoorbeeld gewone tonderzwam, of vermiljoenkever (Thomaes *et al.*, 2019) en voor soorten van nutriëntenrijk en/of zacht dood hout, zoals bijvoorbeeld zalmzwam (*Rhodotus palmatus*) en kleine bonte specht. Bovendien is een zeer grote soortdiversiteit specifiek gebonden aan levende en dode populieren (geslacht *Populus*). Daarbij zijn nauwelijks soorten die daarbij een onderscheid maken tussen inheemse populieren (vb trilpopulier) en cultuurpopulieren (met name bij de Euramerikaanse klonen) (Vandekerkhove *et al.*, 2016).

Cultuurpopulieren in een ruim plantverband kunnen gecombineerd worden met trager groeiende inheemse loofhoutsoorten, zoals hierboven beschreven. Indien ze niet geogst worden, kunnen de populieren uitgroeien tot monumentale bomen en zwaar dood hout leveren, terwijl de inheemse soorten doorgroeien naar de bovenetage en geleidelijk aan gaan domineren (foto's 1 en 2).

Deze gecombineerde aanpak is de snelste en meest efficiënte methode om op middellange termijn (40-50 jaar) een zeer structuurrijk loofbos te verkrijgen dat voldoet aan de structuurcriteria van de LSVI.



Foto 1. Aanplant van populier kan op relatief korte tijd structuurrijke bossen opleveren (Verloren bos, Arne Verstraeten).



Foto 2. Spontane vestiging van inheemse soorten (zomereik, zwarte els, gewone es) onder afstervende populieren aangeplant in 1962 (Muizenbos, Luc De Keersmaeker).

Conclusies

1. Welke zijn de knelpunten voor de ontwikkeling van boshabitat op landbouwgronden, en hoe kan de beheerder hiermee omgaan?;

De ontwikkeling van boshabitat is een traag proces, dat tenminste zestig jaar vereist in ideale omstandigheden.

De belangrijkste knelpunten voor de ontwikkeling van habitatwaardig bos zijn:

1. Versnippering van het bosareaal: voor dit aspect is het essentieel dat de te bebossen percelen aansluiten bij oude bossen.
2. Gewijzigde bodemkenmerken van landbouwgronden: voor eutrofiëring met fosfor kan de beheerder slechts in beperkte mate mitigeren na bebossing. De mogelijkheden vóór bebossing worden hieronder besproken.
3. Geringe structuurdiversiteit van recente bossen: hier kan de beheerder kiezen voor snelgroeiende soorten, die snel monumentale dimensies kunnen bereiken en op relatief korte termijn zwaar dood hout kunnen leveren.

2. Is het noodzakelijk om in functie van de ontwikkeling van boshabitat, vooraf uit te mijnen of af te graven en zo de fosforvoorraad te verlagen?

Uitmijnen van fosfor is wellicht in de meeste gevallen weinig zinvol, onder meer gelet op de geringe diepte tot waar dit kan gebeuren, al is dit nog maar weinig onderzocht in functie van bosontwikkeling. Door een hoge schaduwdruk op te leggen, kan de beheerder de kolonisatie door schaduwtolerante bosplanten (bv. voorjaarsflora) stimuleren, ook op bemeste bodem. Lichtminnende zoomplanten of mycorrhiza hebben hier echter geen baat

bij. Afgraven van de fosforrijke bouwvoor kan een optie zijn, maar heeft praktische en ecologische nadelen.

3. Is er een rol weggelegd voor cultuurpopulieren, of is het wenselijk om enkel bomen en/of struiken aan te planten, die sleutelsoorten zijn van de boshabitat dat zich op termijn kan ontwikkelen?

Bebossing van open terrein (landbouwgrond) als compensatie voor een ontbossing is op korte termijn vanuit ecologisch perspectief steeds een stap achteruit, omdat bossen zich slechts traag ontwikkelen. Uitsluitend kiezen voor inheemse sleutelsoorten van boshabitat bij compensatiebebossing mag dan schijnbaar voldoen aan de basisvereisten van het stand-still-principe, maar deze keuze kan dit verlies niet ongedaan maken, en gaat voorbij aan de troeven die snelgroeiende pionierboomsoorten hebben om op relatief korte termijn ecologisch waardevolle bossen te realiseren. In het geval van cultuurpopulieren, zijn dat de volgende:

- Ze worden aangeplant in een ruim verband en bieden ruimte aan inheemse sleutelsoorten, die zich spontaan kunnen vestigen of tussen de populieren kunnen worden geplant. Op deze sleutelsoorten hebben cultuurpopulieren een 'nurse effect', waardoor vestiging en ontwikkeling vlotter verloopt en bovendien op een meer gedifferentieerde manier, wat uiteindelijk leidt tot gelaagde, structuurrijke bosbestanden van inheemse sleutelsoorten.
- Cultuurpopulieren zijn een effectieve buffer tegen verzuring, door de zeer hoge Ca concentratie van het bladstrooisel, en versnellen de ontwikkeling van een typische bosbodem.
- In combinatie met een onderetage, die een hoge schaduwdruk oplegt en ruigtekruiden onderdrukt, kunnen ze de vestiging van typische schaduwtolerante bosplanten (zoals bosanemoon, eenbes, wilde hyacint, witte klaverzuring,...) versnellen.
- Door hun groeikracht kunnen cultuurpopulieren op relatief korte termijn structuurrijke bosbestanden opleveren met monumentale (fysiologisch) oude bomen en zwaar dood hout, die van grote betekenis is voor daaraan gebonden biodiversiteit (inclusief habitattypische soorten).

Referenties

Baeten L. (2010). Recruitment and performance of forest understorey plants in post-agricultural forests. PhD thesis, Ghent University, Belgium, 169 p.

Baeten L., Bauwens B., De Schrijver A., De Keersmaecker L., Van Calster H., Vandekerckhove K., Roelandt B., Beeckman H. & Verheyen K. (2009). Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation Science* 12: 187-197.

Baeten L., De Schrijver A. & De Keersmaecker L. (2011). Bosplanten in de tang genomen: landschap en bodem als knelpunten voor de ontwikkeling van soortenrijke jonge bossen. *Bosrevue* 37: 2-5.

Boeraeve M., Honnay O., Mullens N., Vandekerckhove K., De Keersmaecker L., Thomaes A. & Jacquemyn H. (2018). The impact of spatial isolation and local habitat conditions on colonization of recent forest stands by ectomycorrhizal fungi. *Forest Ecology and Management* 429: 84-92.

Boothroyd-Roberts K., Gagnon D. & Truax B. (2012). Can hybrid poplar plantations accelerate the restoration of forest understory attributes on abandoned fields? *Forest Ecology and Management* 287: 77–89.

Boothroyd-Roberts K., Gagnon D. & Truax B. (2013) Hybrid poplar plantations are suitable habitat for reintroduced forest herbs with conservation status. *SpringerPlus* 2: 507.

Buse J. (2012). "Ghosts of the past": Flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *Journal of Insect Conservation* 16(1): 93-102.

De Keersmaeker L., Martens L., Verheyen K., Hermy M., De Schrijver A. & Lust N. (2004). Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in Muizen Forest (Belgium). *Forest Ecology and Management* 188: 291-304.

De Keersmaeker L., Onkelinx T., De Vos B., Rogiers N., Vandekerckhove K, Thomaes A., De Schrijver A., Hermy M. & Verheyen K. (2015) The analysis of spatio-temporal forest changes (1775–2000) in Flanders (northern Belgium) indicates habitat-specific levels of fragmentation and area loss. *Landscape Ecol.*, 30 (2015), pp. 247-259

De Keersmaeker L., Peymen J., Van der Aa B., De Blust G. & Van Daele T. (2012). Vergelijking van de digitale boswijzer 2010 met de bosinventarisatie 2009 in functie van toepassing in de Natuurrapportering. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.A.2012.106. Brussel.

De Keersmaeker L., Vandekerckhove K., Verstraeten A., Baeten L., Verschelde P., Thomaes A., Hermy M. & Verheyen K. (2011a). Clear-felling effects on colonization rates of shade-tolerant forest herbs into a post-agricultural forest adjacent to ancient forest. *Applied Vegetation Science* 14: 75-83.

De Keersmaeker L., Vandekerckhove K., De Crop E., Demolder H., Opstaele B. & Martens L. (2011b). Schipperen tussen oud bos en schraalgrasland in het Vroenenbos. *De Levende Natuur* 112: 32-37.

De Schrijver A., Mertens J., Geudens G., Staelens J., Campforts E., Luysaert S., De Temmerman L., De Keersmaeker L., De Neve S. & Verheyen K. (2006). Acidification of forested podzols in north Belgium during the period 1950-2000. *Science of the Total Environment* 361: 189-195.

De Schrijver A., Van Uytvanck J., Thomaes A., Schelfhout S. & Mertens J. (2011). Ecologische bosontwikkeling op voormalige landbouwgronden in de praktijk: keuzes voor beheerders. *Bosrevue* 37: 7-11.

De Schrijver A., Vesterdal L., Hansen K., De Frenne P., Augusto L., Achat D.L., Staelens J., Baeten L., De Keersmaeker L., De Neve S. & Verheyen K. (2012) Four decades of post-agricultural forest development have caused major redistributions of soil phosphorus fractions. *Oecologia* 169: 221–234.

Desender K., Eryvynck A. & Tack G. (1999). Beetle diversity and historical ecology of woodlands in Flanders. *Belgian Journal of Zoology* 129: 139–156.

Dey D.C., Gardiner E.S., Kabrick J.M., Stanturf J.A. & Jacobs D.F. (2010). Innovations in afforestation of agricultural bottomlands to restore native forests in the eastern USA. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 1-31.

Dossche T. (1998). Ecologische effecten van bladstrooisel van loofboomsoorten op de ontwikkeling van recent beboste landbouwgronden (Mortagnebos-Zwevegem). MSc thesis, UGent.

Dupouey J.L., Dambrine E., Laffite J.D. & Moares C. (2002). Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83: 2978-2984.

Dvořák D., Vašutová M., Hofmeister J., Beran M., Hošek J., Běťák J., Burel J. & Deckerová H. (2017). Macrofungal diversity patterns in central European forests affirm the key importance of old-growth forests. *Fungal Ecology* 27: 145–154.

Flensted K.K., Bruun H.H., Ejrnæs R., Eskildsen A., Thomsen P.F. & Heilmann-Clausen J. (2016). Red-listed species and forest continuity – a multi-taxon approach to conservation in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 378: 144–159.

Friess N., Müller J., Aramendi P., Bässler C., Brändle M., Bouget C., Brin A., Bussler H., Georgiev K., Gil R., Gossner M., Heilmann-Clausen J., Isacsson G., Krištín A., Lachat T., Larrieu L., Magnanou E., Maringer A., Mergner U., Mikoláš M., Opgenoorth L., Schmidl J., Svoboda M., Thorn S., Vandekerkhove K., Vrezec A., Wagner T., Winter M.-B., Zapponi L., Brandl R. & Seibold S. (2019). Arthropod communities in fungal fruitbodies are weakly structured by climate and biogeography across European beech forests. *Diversity and Distributions* 25: 783-796.

Fritz Ö., Gustafsson L. & Larsson K. (2008). Does forest continuity matter in conservation? – a study of epiphytic lichen and bryophytes in beech forests of southern Sweden. *Biological Conservation* 141: 655–668.

Herrault P.A., Larrieu L., Cordier S., Gimmi U., Lachat T., Ouin A., Sarthou J.P. & Sheeren D. (2016). Combined effects of area, connectivity, history and structural heterogeneity of woodlands on the species richness of hoverflies (Diptera: Syrphidae). *Landscape Ecology* 31: 877–893.

Hermy, M. (1985). Ecologie en fytosociologie van oude en jonge bossen in Binnen-Vlaanderen. Phd, RUGent, 755 pp.

Hommel, P.W.F.M., van Dort, K.W. & Schaminée, J.H.J. (1999). 42. Quercetea robori-petraeae. In Stortelder, A.F.H., Schaminée, J.H.J. & Hommel, P.W.F.M., *De Vegetatie van Nederland*. Deel 5. Ruigten-Struwelen-Bossen, Opluss Press, Uppsala: 255-286.

Jansen J.J., Sevenster J. & Faber P.J. (1996). Opbrengsttabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. IBN rapport nr. 221.

Janssen P., Fuhr M., Cateau E., Nusillard B. & Bouget C. (2017). Forest continuity acts congruently with stand maturity in structuring functional composition of saproxylic beetle. *Biological Conservation* 205: 1–10.

Kappes H., Jordaens K., Hendrickx F., Maelfait J.-P., Lens L. & Backeljau Th. (2009) Response of snails and slugs to fragmentation of lowland forests in NW Germany. *Landscape Ecology* 24: 685–697.

Koerner W., Dupouey J.L., Dambrine E. & Benoît M. (1997). Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. *Journal of Ecology* 85: 351-358

Kuusinen M. (1996). Cyanobacterial macrolichens on *Populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland. *Biological Conservation* 75: 43–49.

Larrieu L., Paillet Y., Winter S., Bütler R., Kraus D., Krumm F., Lachat T., Michel A., Regnery B. & Vandekerckhove K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* 84, 194-207.

Mölder A., Schmidt M., Engel F., Schönfelder E. & Schulz F. (2015). Bryophytes as indicators of ancient woodlands in Schleswig-Holstein (Northern Germany), *Ecological Indicators* 54: 12-30.

Paelinckx D. *et al.* (red.) (2009). Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitaten Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2009.6, Brussel, 669 p.

Peterken G. F. (1996). *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions.* Cambridge, Cambridge University Press, 522 p.

Plue J., Hermy M., Verheyen K., Thuillier P., Saguez R. & Decocq G. (2008). Persistent changes in forest vegetation and seed bank 1,600 years after human occupation. *Landscape Ecology* 23: 673-688.

Rose F. (1974). The epiphytes of oak. In: Morris M.G., Perring F.H. (eds.). *The British Oak; its History and Natural History.* Claxsey; Faringdon: pp. 250-273.

Royer-Tardif S., Paquette A., Messier Ch., Bournival Ph. & Rivest D. (2018). Fast-growing hybrids do not decrease understorey plant diversity compared to naturally regenerated forests and native plantations. *Biodiversity and Conservation* 3: 607-631.

Schelfhout S. (2019). Restoration of species-rich *Nardus* grasslands via phosphorus-mining. PhD thesis, Ghent University, Belgium, 192 p.

Scherzinger W. (1996). *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen waldentwicklung.* Praktischer Naturschutz. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Stanturf J.A., Gardiner E.S., Shepard J.P., Schweitzer C.J., Portwood C.J. & Dorris L.C. (2009). Restoration of bottomland hardwood forests across a treatment intensity gradient. *Forest Ecology and Management* 257: 1803-1814.

Thomaes A. & De Keersmaeker L. (2011). Onder een tentje van populier: Populier als pionier voor natuurontwikkeling. *Natuur.focus* 2011: 166-170.

Thomaes A., De Keersmaeker L., De Schrijver A., Vandekerckhove K., Verschelde P. & Verheyen K. (2011). Can tree species choice influence recruitment of ancient forest species in post-agricultural forest? *Plant Ecology* 212: 573-584.

Thomaes A., De Keersmaeker L., Quataert P. & Vandekerckhove K. (2006). Effecten van de boomsoort en de bebossingsduur op de floristische biodiversiteit bij recente bebossingen op rijke landbouwgronden. Deel I: Boomsoorteneffect op de vesting en ontwikkeling van oudbosplanten. INBO.R.2006.46.

Thomaes A., De Keersmaeker L., Van Calster H., De Schrijver A., Vandekerckhove K., Verstraeten G. & Verheyen K. (2012). Diverging effects of two contrasting tree species on soil and herb layer development in a chronosequence of post-agricultural forest. *Forest Ecology and Management* 278: 90-100.

Thomaes A., De Keersmaeker L., Verschelde P., Vandekerckhove K. & Verheyen K. (2014). Tree species determine the colonisation success of forest herbs in post-agricultural forests: results from a 9 yr introduction experiment. *Biological Conservation* 169: 238-247.

Thomaes A., Marchand S., Lammerant R. & Crèvecoeur L. (2019). 'Hoe komt een oerbossoort in onze populierenbossen terecht? De Vermiljoenkever: een nieuwe habitatrichtlijnsoort voor Vlaanderen.'. *Natuur.Focus* 18(1): 19-23.

T'jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A., Wouters J., Paelinckx D. & Hoffmann M. (2009). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Natura 2000-habitattypen. Versie 2.0. INBO.R.2009.46.

Tóth G., Guicharnaud R.A., Tóth B. & Hermann T. (2014). Phosphorus levels in croplands of the European Union with implications for P fertilizer use. *European Journal of Agronomy* 55: 42–52.

Vandekerkhove K., Verheyen K. & De Keersmaeker L. (2011) Ecologische bosuitbreiding: nieuwe inzichten vereisen nieuwe aanpak – hoe vertaalt dit alles zich in de praktijk? *Bosrevue* 37: 12-16.

Vandekerkhove K., De Keersmaeker L., Walley R., Köhler F., Crevecoeur L., Govaere L., Thomaes A. & Verheyen K. (2011). Reappearance of old-growth elements in lowland woodlands in northern Belgium: Do the associated species follow? *Silva Fennica* 45: 909–935.

Vandekerkhove K., De Keersmaeker L., Meiresonne L. & Thomaes A. (2016). Advies over de ecologische waarde van grauwe abeel en de beschikbaarheid van bosplantsoen. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.3392.

Van Gossum P., Alaerts K., De Beck L., Demolder H., De Smet L., Michels H., Peymen J. Schneiders A., Stevens M., Thoonen M., Van Reeth W. & Vught I. (red.). (2016). *Natuurrapport – Aan de slag met ecosysteemdiensten. Syntheserapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M. 2016.12342678.*

Van Slycken J. & Stevens D. (1994). Volumeproductie van de Unalclonen op 20-jarige leeftijd. *Mededelingen van het Instituut voor Bosbouwen Wildbeheer* 1994/1.

Verheyen K., Bossuyt B., Hermy M. & Tack G. (1999). The land use history (1278-1990) of a mixed hardwood forest in Western Belgium and its relationship with chemical soil characteristics. *Journal of Biogeography* 26: 1115-1128.

Verheyen K. & Hermy M. (2001). The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. *Journal of Ecology* 89: 829-840.

Verstraeten A., De Keersmaeker L. & Vandekerkhove K. (2003). Populieren, brandnetels en natuurbehoud: Omstreden positie van cultuurpopulieren onder de loep. *Natuur.focus* 2: 37-41.

Verstraeten A., Quataert P. & Vandekerkhove K. (2007). Bosaanplanting of spontane verbossing? Aanbevelingen voor het beleid en het beheer. *Bosrevue* 20: 1-5.

Wilson B.R., Moffat A.J. & Nortcliff S. (1997). The nature of three ancient woodland soils in southern England. *Journal of Biogeography* 24: 633-646.