Vlaanderen
is wetenschap

Onderzoek naar de klimaat-adaptieve aanpak van homogene naaldbossen in de Zeeuws-Wase grensregio

Deelrapport 1 - Literatuurstudie en inventarisatie van good practices rond klimaatadaptieve herbebossing - toepassing voor drie test cases

Kris Vandekerkhove

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:
Kris Vandekerkhove
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:
Arthur De Haeck (INBO), Gerald Louette (INBO)

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:
INBO Geraardsbergen
Gaverstraat 4
9500 Geraardsbergen
vlaanderen.be/inbo

e-mail:
kris.vandekerkhove@inbo.be

Wijze van citeren:
Vandekerkhove, K. (2022). Onderzoek naar de klimaat-adaptieve aanpak van homogene naaldbossen in de Zeeuws-Wase grensregio. Deelrapport 1 - Literatuurstudie en inventarisatie van good practices rond klimaatadaptieve herbebossing - toepassing voor drie test cases in de Zeeuws-Wase grensregio. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2022(5). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.71707724

D/2022/3241/090
Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2022 (5)
ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:
Maurice Hoffmann

Foto cover:
Dode fijnsparopstand na een aantasting door letterzetter (*Ips typographus*)
Foto: Kris Vandekerkhove - INBO

Dit onderzoek werd uitgevoerd in het kader van het project 'Onderzoek naar de klimaat-adaptieve aanpak van de homogene naaldbossen in de Zeeuws-Wase grensregio: onderzoek naar de bedreigingen en aanpak van het probleem via pilot', in opdracht van EGTS Linieland van Waas en Hulst en gefinancierd door Euregio Scheldemond en de provincies Oost-Vlaanderen, West-Vlaanderen en Zeeland. Het project werd uitgevoerd door INBO, in samenwerking met het Zeeuwse Landschap en de Bosgroepen Houtland en Oost-Vlaanderen-Noord.

Dit werk valt onder een Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie.

ONDERZOEK NAAR DE KLIMAAT-ADAPTIEVE AANPAK VAN HOMOGENE NAALDBOSSEN IN DE ZEEUWS-WASE GRENSREGIO

Deelrapport 1 - Literatuurstudie en inventarisatie van good practices rond klimaatadaptieve herbebossing - toepassing voor drie test cases in de Zeeuws-Wase grensregio

Kris Vandekerkhove – INBO

doi.org/10.21436/inbor.71707724

Vlaamse overheid

Dit onderzoek werd uitgevoerd in het kader van het project ‘*Onderzoek naar de klimaat-adaptieve aanpak van de homogene naaldbossen in de Zeeuws-Wase grensregio: onderzoek naar de bedreigingen en aanpak van het probleem via pilot’,* in opdracht van EGTS Linieland van Waas en Hulst en gefinancierd door Euregio Scheldemond en de provincies Oost-Vlaanderen, West-Vlaanderen en Zeeland.

'Het project werd uitgevoerd door INBO, in samenwerking met het Zeeuwse Landschap en de Bosgroepen Houtland en Oost-Vlaanderen-Noord

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

Samenvatting

Zowel in Oost-Vlaanderen, West-Vlaanderen als Zeeland wordt een groot gedeelte van de fijnsparren, maar ook meer en meer dennen aangetast door schorskevers en andere ziekten en plagen. Daar heeft het veranderende klimaat veel mee te maken, door de hitte en droogte van de afgelopen jaren zijn veel bomen verzwakt.

EGTS Linieland (voluit: Europese Groepering voor Territoriale Samenwerking Linieland van Waas en Hulst) zette daarom, samen met de projectpartners Stichting Het Zeeuwse Landschap, Bosgroep Houtland en Bosgroep Oost-Vlaanderen Noord een project op poten om toe te werken naar een klimaatadaptief bosbeheer in de grensregio. Dit gebeurt met steun van Euregio Scheldemondfonds. Doelstelling is het ontwikkelen van een gezamenlijke visie en aanpak voor de aantasting van bossen.

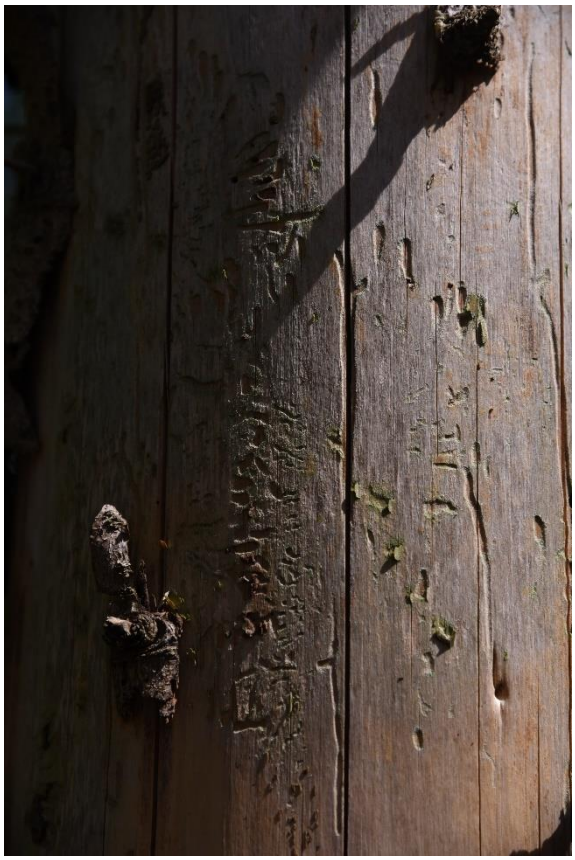
In het kader van dit project rond klimaatadaptief bosbeheer werd een onderzoeksopdracht uitgeschreven om dit project wetenschappelijk te ondersteunen.

Dit rapport geeft invulling aan deelopdracht 2 van deze onderzoeksopdracht: het opmaken van een literatuurstudie rond klimaatadaptief bosbeheer, het oplijsten van een aantal good practices en herbebossingsscenario's, en toepassen van deze scenario's voor drie test cases in de Zeeuws-Wase grensregio.

In de literatuurstudie schetsen we het probleem van klimaatverandering en bosvitaliteit meer globaal. Er worden ook een aantal aanbevelingen uit de literatuur gescreend en besproken, in het bijzonder wat betreft 'good practices' bij heraanleg van klimaatadaptief bos.

Daarna gaan we in op de specifieke situatie van kwijnende en aangetaste naaldbosopstanden in de grensstreek, en wat ermee aan te vangen. Er worden drie mogelijke beheerscenario's uitgewerkt, elk met hun voor- en nadelen.

Tenslotte passen we deze scenario's toe op drie concrete voorbeeldsites (pilots). Voor elk van de percelen wordt aangegeven wat de context is, en de toepasbaarheid van de drie beheerscenario's afgetoetst. Daarbij wordt rekening gehouden met ecologische mogelijkheden, voor- en nadelen, maar ook met de doelstellingen van de beheerder. Dat resulteert in concrete aanbevelingen naar boomsoortenkeuze en methode van de heraanleg.



Massale aantasting van fijnspar door letterzetter *(Ips typographus*).. (foto boven: nabij proeflocatie Stekene; onder: proeflocatie Sint-Jansteen)

doi.org/10.21436/inbor.71707724

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Uit dit rapport kunnen een aantal belangrijke aanbevelingen voor beleid en beheer worden afgeleid. Onze bossen staan sterk onder druk door klimaatverandering. Een klimaat-adaptief beheer zorgt ervoor dat onze bossen hier beter tegen gewapend zijn. Wat dit beheer inhoudt is niet in één standaardoplossing of beheerrecept te gieten. Elk bos en bosperceel is immers anders (groeiplaats, boomsoorten, doelstellingen,…). Maar algemeen kunnen we wel volgende aandachtspunten meegeven:

- Bescherm het bosmicroklimaat: creëer geen grote open plekken en kapvlaktes midden in grotere boscomplexen; zorg voor voldoende overscherming.

- Zorg voor gemengde structuurrijke bosbestanden. Boomgerichte beheersystemen en kleinschalige groepenkappen zijn het beste geschikt om deze doelstellingen te combineren. Ook nietsdoen is in veel bossen een optie om een veerkrachtiger bos te verkrijgen.

- Kies voor gemengde bossen, met standplaatsgeschikte soorten die matig tot weinig gevoelig zijn voor extremen (bij ons vooral droogte, late vorst, ...).

- Een brede genetische basis vormt de essentie, en de beste garantie voor klimaatrobuustheid. Bij aanplanting bieden erkende en aanbevolen herkomsten hiervoor de grootste zekerheid.

- Er bestaat twijfel en discussie over het nieuw introduceren van uitheemse soorten of niet-lokale herkomsten. Een voorzichtige strategie in die context is: beperk deze soorten en herkomsten voorlopig tot experimentele, wetenschappelijk goed opgevolgde aanplantingen.

Een aantal uitheemse soorten die vaak in deze context worden gesuggereerd worden in het rapport kort opgelijst en gescreend op basis van hun standplaatseisen en risico's op invasiviteit en ziekte-verspreiding. Soorten als zilverspar (*Abies alba*), Libanonceder (*Cedrus libani*), Atlasceder (*Cedrus atlantica*), en moseik (*Quercus cerris*) en Amerikaanse esdoornsoorten worden om die redenen afgeraden. Experimentele aanplanten met o.a. elsbes (*Sorbus torminalis*) , zeeden (*Pinus pinaster*), Nordmann-zilverspar (*Abies nordmanniana*) bitternoot *(Carya spp*.), tulpenboom (Liriodendron tulipifera), gele den (*Pinus ponderosa*) en Pekden (*Pinus rigida*) kunnen overwogen worden.

Voor verjonging van een afgestorven of kwijnend naaldhoutbestand zijn verschillende opties mogelijk. Afhankelijk van de lokale context en de verwachtingen van de beheerder kan gekozen worden voor één van volgende drie opties

- Spontane herbebossing: succes is hier sterk afhankelijk van de aanwezige zaadbronnen, zowel van gewenste als ongewenste invasieve soorten
- Heraanplant volgens een gebruikelijke volbeplanting: hierbij raden we aan om te werken met groepsgewijze menging van soorten
- Heraanplant met een combinatie van 'kloempen' (dichte groepjes van dezelfde soort, 25-40 boompjes samen) met daartussen open ruimte en gericht bijplanten van pionierboomsoorten. Op rijke vochthoudende bodems kan hierbij gekozen worden voor cultuurpopulieren of grauwe abelen; op arme zandgronden voor ratelpopulier.

In de laatste twee scenario's kan bij wijze van experiment ook gekozen worden voor bijmenging van één of meer van bovengenoemde uitheemse soorten, of uitheemse herkomsten van inheemse soorten. Uiteraard steeds binnen de wettelijk vastgelegde randvoorwaarden (stand-still principe,…) én op voorwaarde dat deze experimenten goed gedocumenteerd en opgevolgd worden.

English abstract

In the provinces of East Flanders (B), West Flanders (B) and Zeeland (NL), a large part of the Norway spruce stands -but also more and more pines- are affected by bark beetle outbreaks and other vitality problems. The changing climate has a strong impact on this development, as the heat and drought of recent years have weakened many trees.

EGTC Linieland (in full: European Association for Territorial Cooperation Linieland of Waas and Hulst) therefore set up a project, together with the project partners Het Zeeuwse Landschap Foundation, Bosgroep Houtland and Bosgroep Oost-Vlaanderen Noord, to work towards climate-adaptive forest management in the border region. This is done with the support of the Euregio Scheldemond Fund. The aim is to develop a joint vision and approach for forest restoration.

In the context of this project on climate-adaptive forest management, a research assignment was issued to scientifically support this project.

The underlying report gives substance to the sub-task 2 of this research assignment: to prepare a scientific literature study on climate-adaptive forest management, to list a number of good practices and reforestation scenarios and apply these scenarios for three test cases in the border region.

In the literature review, the issue of climate change and forest vitality is outlined. A number of recommendations from literature are also screened and discussed, in particular with regard to good practices on conversion towards climate-adaptive forests.

Subsequently, the specific situation of declining and degraded coniferous stands in the border region is discussed, and what to do about it. Three possible restoration scenarios are elaborated, each with their advantages and drawbacks.

Finally, these scenarios are applied to three concrete example sites (pilots). The context for each of the pilots is indicated, and the applicability of the three management scenarios is discussed. Ecological potential, advantages and drawbacks, but also the objectives of the manager are taken into account, resulting in concrete recommendations regarding the choice of tree species and the method of replanting.

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

Inhoudstafel

1 Inleiding 9

2 Literatuurstudie 10

2.1 Effecten van klimaatverandering op het bos ... 10

2.1.1 Inleiding ... 10

2.1.2 Klimaatbestendigheid: een combinatie van verminderde blootstelling en verhogen van het adaptief vermogen. ... 11

2.1.3 Effecten van het bosbeheer op het bosmicroklimaat ... 12

2.2 Boomsoorten, herkomsten en klimaatverandering ... 14

2.2.1 ecologie en plasticiteit van boomsoorten en herkomsten t.a.v. klimaatverandering: kunnen we überhaupt iets voorspellen (laat staan erop inspelen) ? 14

2.2.2 Boomsoorten- en herkomstenkeuze: de vlucht vooruit of toch afwachten ? ... 15

2.2.3 Nieuwe soorten, nieuwe onzekerheden en risico's ? ... 16

2.2.4 Wat met zuidelijke en continentale herkomsten ? ... 17

2.2.5 Grote genetische diversiteit: garantie op weerbaarheid ... 18

2.2.6 Boomsoortenkeuze en menging ... 18

2.2.7 Conclusie ... 19

2.3 Bosverjonging en klimaatverandering ... 20

2.3.1 Geen twijfel over fijnspar... ... 20

2.4 praktische aanbevelingen naar bosaanleg en bosbeheer. ... 21

2.4.1 Uitval bij kunstmatige verjonging : plantsoentype, vrijstellen en wildbescherming ... 21

2.4.2 Versterken van het vochtleverend vermogen van de bodem : rijkstrooisel- en kwartiermakers. ... 22

3 Scenario's 23

3.1 Scenario 1 : spontane ontwikkeling ... 23

3.2 Scenario 2 : klassieke herbeplanting ... 24

3.3 Scenario 3 : gefusioneerde verjonging met aanplant met pioniers en kloempen ... 25

4 Pilots 29

4.1 Pilot 1 - Damme-Sijsele ... 29

4.2 Pilot 2 - Bossen St. Jansteen ... 33

4.3 Pilot 3 : Burchtakker - Stekene ... 37

5 Referenties 45

5.1 Aanvullende literatuur en achtergrondinformatie (voor wie meer wil weten) ... 50

6 Bijlage 54

Dode fijnsparopstand met een moederboom van ratelpopulier die via wortelopslag geleidelijk het perceel zal koloniseren (Waterwingebied Sint-Jansteen)

doi.org/10.21436/inbor.71707724

1 INLEIDING

De laatste jaren zien we in de grensregio dat de vitaliteit van bepaalde boomsoorten sterk achteruitgaat. Dit is zeer evident voor de fijnsparren, die sinds de extreem warme en droge zomer van 2018 massaal worden aangetast door letterzetter (*Ips typographus*). In eerste instantie werden daarbij vooral verzwakte bomen aangetast, maar sinds vorig jaar is er ook massale sterfte onder vitale bomen, waardoor nauwelijks nog fijnsparren in het gebied overleven.

Ook gewone es wordt op grote schaal aangetast door vals essenvlieskelkje (*Hymenoscyphus fraxineus*, , in ongeslachtelijke vorm *Chalara fraxinea*) wat leidt tot essenziekte/essentaksterfte. Zowel bij fijnspar als gewone es komt boomsterfte nagenoeg overal in Europa voor.

In de grensstreek, maar ook elders in Vlaanderen, zien we echter ook bij de gewone den recent opvallend veel sterfte en verzwakking. De oorzaak hiervan is nog niet helemaal duidelijk, maar het lijkt erop dat er een verband is met vroegere schimmelaantastingen door *Sphaeropsis sapinea.* Traditioneel veroorzaakt deze schimmel sterfte van de ontluikende eindscheut. Maar hij kan ook aanleiding geven tot necrose van het cambium (Van Vliet, 2021). Er bestaat een vermoeden dat de aantasting latent aanwezig is gebleven in de bomen, en door recente droogtestress opnieuw wordt getriggerd (de Kam, 1990; Stanosz et al. 2000). De latente aantasting, in combinatie met de extreme zomerdroogte van de laatste drie jaar, en secundaire aantasting door schorskevers, die de verzwakte bomen aantasten (zoals dennenscheerder, *Tomicus piniperda*, maar ook blauwe dennenprachtkever, *Phaenops cyanea,* neemt toe), zou de oorzaak kunnen zijn van heel wat verzwakking en sterfte die in specifieke dennenbestanden de laatste jaren wordt vastgesteld.

In de <u>literatuurstudie</u> hieronder wordt het probleem van klimaatverandering en bosvitaliteit meer globaal geschetst. Er worden ook een aantal algemene aanbevelingen uit de literatuur geformuleerd, in het bijzonder wat betreft ‘good practices’ bij heraanleg van klimaatadaptief bos.

Daarna wordt ingegaan op de specifieke situatie van kwijnende en aangetaste naaldbosopstanden in de grensstreek, en wat ermee aan te vangen. Er worden <u>drie mogelijke beheerscenario’s</u> uitgewerkt, elk met hun voor- en nadelen.

Tenslotte worden deze scenario’s toegepast op <u>drie concrete voorbeeldsites (pilots).</u> Voor elk van de percelen wordt aangegeven wat de context is, en de toepasbaarheid van de drie beheerscenario’s afgetoetst. Daarbij wordt rekening gehouden met ecologische mogelijkheden, voor- en nadelen, maar ook met de doelstellingen van de beheerder, wat resulteert in concrete aanbevelingen naar boomsoortenkeuze en methode van de heraanleg.

2 LITERATUURSTUDIE

Overeenkomstig de opdracht wordt in deze (beperkte) literatuurstudie een overzicht gegeven van de bestaande relevante kennis wat betreft volgende thema's:

- Effecten van klimaatverandering op het bos
- Ecologie en plasticiteit van boomsoorten en herkomsten in relatie tot klimaatverandering
- Aantasting van homogene naaldbossen in relatie tot klimaatverandering

2.1 EFFECTEN VAN KLIMAATVERANDERING OP HET BOS

2.1.1 Inleiding

De klimaatscenario's voor onze regio voorspellen belangrijke veranderingen in ons klimaat, die een grote impact kunnen hebben op het bos.

Door klimaatverandering wordt het gemiddeld warmer en neemt de lengte van het groeiseizoen toe. We verwachten ons aan een toename van de gemiddelde temperatuur met 1-3°C en aan langere groeiseizoenen. Wellicht zal er jaarlijks meer neerslag vallen, maar vooral dan in de winter, (Mira, 2015; KMI-website www.meteo.be).

Klimaatverandering betekent echter niet alleen dat de gemiddelde temperatuur stijgt, en dat er gemiddeld vermoedelijk meer regen zal vallen. Vaak wordt al te sterk gefocust op deze 'gemiddelde' veranderingen. Wat voor bossen en bomen vermoedelijk veel belangrijker zal zijn, is het frequenter voorkomen van extreme weerfenomenen zoals stormen of aanhoudend natte en droge periodes, en uitzonderlijk warme en koude periodes die elkaar abrupt afwisselen. Het klimaat wordt 'wispelturiger'. Men verwacht ook meer instabiliteit met vorstpieken tot laat in het voorjaar. Daardoor kan er frequenter vorstschade in het voorjaar optreden (Hufkens et al, 2012; Vitasse & Rebetez, 2018; Zohner et al, 2020). In naaldbossen kan extreme droogte ook aanleiding geven tot meer frequente bosbranden.

Eén ding is zeker: wat op ons afkomt is een 'nieuw' klimaatbeeld, niet het klimaat van ergens anders dat gewoon wat opschuift (Boussemaere & Vicca, 2020). De rationale dat we de klimaatverandering dus kunnen 'voorop blijven' door boomsoorten en herkomsten aan te planten uit andere regio's die actueel 'ons toekomstige klimaat' vertonen, is dus te kort door de bocht (Vandekerkhove et al, 2020).

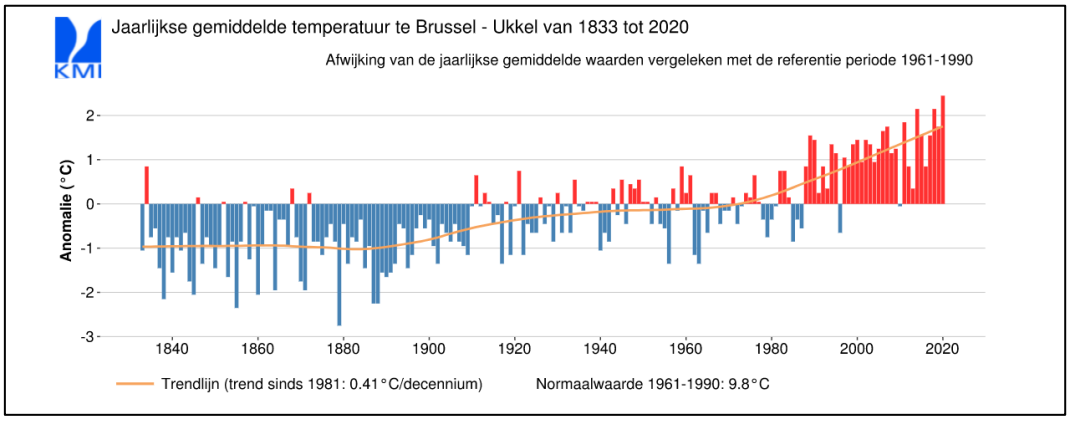
De hogere frequentie aan weerextremen en grillige patronen kunnen plotse sterfte veroorzaken, bijvoorbeeld door brand, windval, windbreuk, ... maar kunnen bomen ook verzwakken.

Samen met het vaker voorkomen van zachte winters, kan dit er toe leiden dat er frequenter uitbraken optreden van secundaire ziektes en plagen.

Sommige plagen kunnen een heel grote impact hebben, zoals de aantastingen van fijnspar door bastkevers, in het bijzonder letterzetter (*Ips typographus*). Maar ook andere soorten zoals blauwe dennenprachtkever, eikenprocessierups en wintervlinder nemen toe, onder andere door de warme zomers en milde winters van de voorbije tien jaar.

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

Bosbeheerders hebben dan ook terecht heel wat vragen en onzekerheden over de toekomst van het bos en de beheerkeuzes die ze daar best bij maken.



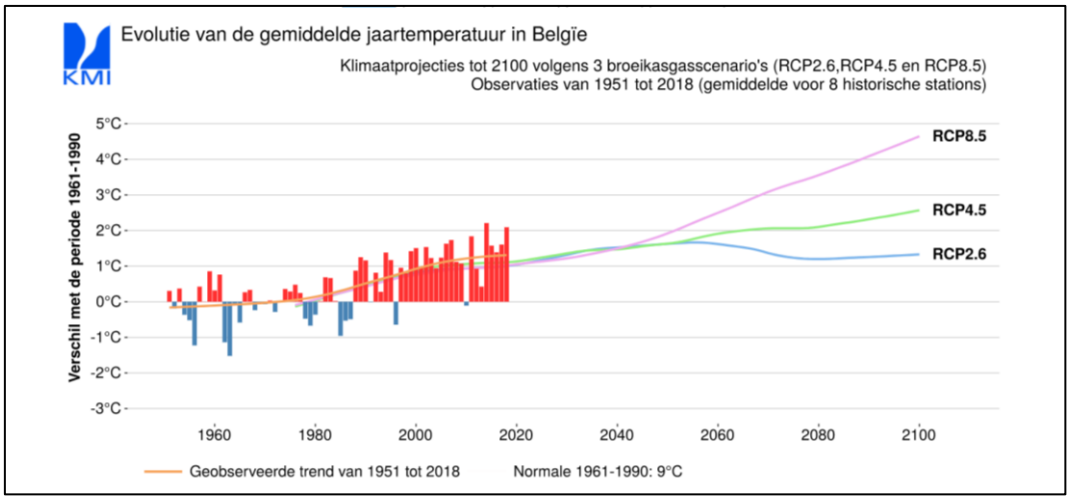


Fig.1 Evolutie van de gemiddelde temperatuur in België (ten opzichte van de normale 1961-1990) voor de periode 1951-2100. De lijnen stemmen overeen met het verloop van de geobserveerde temperaturen in het verleden. Voor de toekomst tonen ze het verloop van de gemodelleerde temperaturen volgens verschillende broeikasgasscenario's. De verticale rode en blauwe balken zijn de geobserveerde jaargemiddelden tot 2018 (Bron: Meteo.be)

2.1.2 Klimaatbestendigheid: een combinatie van verminderde blootstelling en verhogen van het adaptief vermogen.

De klimaatbestendigheid van het ecosysteem kan verhoogd worden door de kwetsbaarheid van de aanwezige soorten te verminderen of door het adaptief vermogen van het ecosysteem te verhogen (Lemey et al, 2015).

De kwetsbaarheid van soorten is de combinatie van de blootstelling aan (de effecten van) klimaatverandering en de intrinsieke gevoeligheid van soorten aan klimaatverandering. Via 'effectgerichte maatregelen' kan de beheerder hierop ingrijpen. De blootstelling aan (de effecten van) klimaatverandering kan verminderd worden door ingrepen in de bosstructuur. Aan de gevoeligheid van individuele soorten kan niet veel veranderd worden: daar kan de

beheerder sturen door te kiezen voor soorten of herkomstkeuze waarvan we vermoeden dat ze beter bestand zijn tegen de klimaatverandering.

Anderzijds kan het adaptief vermogen (i.e. veerkracht) van het ecosysteem verhoogd worden (=ecosysteemgerichte adaptatie), wat eveneens de klimaatbestendigheid verhoogt. Hierbij berust men op de spontane adaptatie van het ecosysteem (natuurlijke selectie, spontane verandering in soortensamenstelling). Dat adaptief vermogen hangt echter sterk af van de huidige samenstelling van het bos : de menging van soorten, structuur- en leeftijdsvariatie, genetische diversiteit in de bronpopulatie.

Adaptatiemaatregelen kunnen we dus opdelen volgens twee algemene adaptatieprincipes: ecosysteemgericht en effectgericht (Lemey et al., 2015).

2.1.3 Effecten van het bosbeheer op het bosmicroklimaat

Eén van de kenmerken waar de beheerder kan op inspelen, en die een belangrijke impact heeft op aspecten van blootstelling, is de bosstructuur, en meer in het bijzonder de sluitingsgraad van het kronendak.

De hierboven geciteerde klimaatmodellen zijn steeds toegespitst op open-veld condities. Ze houden vaak geen rekening met de invloed van het aanwezige bosmicroklimaat, en hoe dat wordt beïnvloed door het bosbeheer. Nochtans is deze impact zeer belangrijk. In het bos is het een pak minder warm dan daarbuiten. Dat komt omdat de bomen de instraling van het zonlicht tegenhouden, maar ook omdat de bomen door verdamping (evapotranspiratie) de luchttemperatuur ook actief verlagen en zorgen voor een hogere luchtvochtigheid. Omgekeerd zien we dat ook in de winter de temperatuur gebufferd wordt.

Een uitgebreide wereldwijde analyse door De Frenne et al. (2019) toonde aan dat bossen kunnen functioneren als een thermische isolator, die de omgeving onder het kronendak koelt wanneer de omgevingstemperatuur hoog is (gemiddeld met 1,7°C; bij hoge temperatuurpieken zelfs tot 4°C) en deze opwarmt wanneer de omgevingstemperatuur laag is (+ 1,1°C). Dit verschil wordt groter naarmate de temperaturen extremer worden en is ook groter dan de gemiddelde opwarming van de landtemperatuur door klimaatverandering in de afgelopen eeuw.

Het micro-klimatologische effect is bovendien sterk afhankelijk van de structuur en de dichtheid van het kronendak. De buffering is groter naarmate de kroonsluiting en de biomassa groter zijn. Het verschil in gemiddelde maximale luchttemperatuur in ijle bossen en recent gedunde opstanden ten opzichte van gesloten, niet gedunde opstanden kan oplopen van 1 tot 4 °C (Von Arx et al., 2013; Anderson et al., 2007). Omgekeerd is er in ijle bossen een groter verlies van lange golfstraling 's nachts wat zorgt voor lagere bodemtemperaturen (Rambo en North, 2009). Een gesloten kronendak voorkomt dus temperatuurextremen, zowel in de omgevingslucht als in de bosbodem en zorgt er ook voor dat de luchtvochtigheid, maar ook bodemvochtgehaltes hoog blijven (Chen et al., 1999; Norris et al., 2012; Geiger et al., 2009).

Bewust gesloten houden van het kronendak kan dus een grote bufferende werking uitoefenen op het bosmicroklimaat. Omgekeerd zal het creëren van grote openingen in het kronendak, maar ook een sterke dunning in dit kronendak dus belangrijke gevolgen hebben voor het lokale microklimaat. Maar het effect gaat nog een stuk verder. Ook in de aangrenzende bosbestanden waar niet werd gekapt wordt de invloed van deze ingreep gevoeld. Het

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

bosmicroklimaat is immers iets dat geleidelijk opbouwt naargelang we dieper het bos in gaan. Vanaf de bosrand neemt de relatieve luchtvochtigheid gradueel toe, evenals de buffering van de luchttemperatuur, bodemvocht... Uitgebreid onderzoek toonde aan dat dit 'randeffect' gemiddeld minstens 50 tot 100 m breed is (Schmidt et al., 2017). Een open plek van pakweg één ha groot zal dus minstens 3.5 tot 7 ha van het aangrenzende bos beïnvloeden (Vandekerkhove, 2020).

Ook in het aangrenzende bos krijgen de gesloten-bos-soorten het dus moeilijk. Zo toonden Slade et al. (2013) aan dat dergelijke gespecialiseerde bossoorten enkel dieper in het bos worden gevonden en dat ze voldoende grote zones met een ongestoord microklimaat, op meer dan 100 m van de bosranden en grote kapvlaktes, nodig hebben om hun populaties in stand te houden.

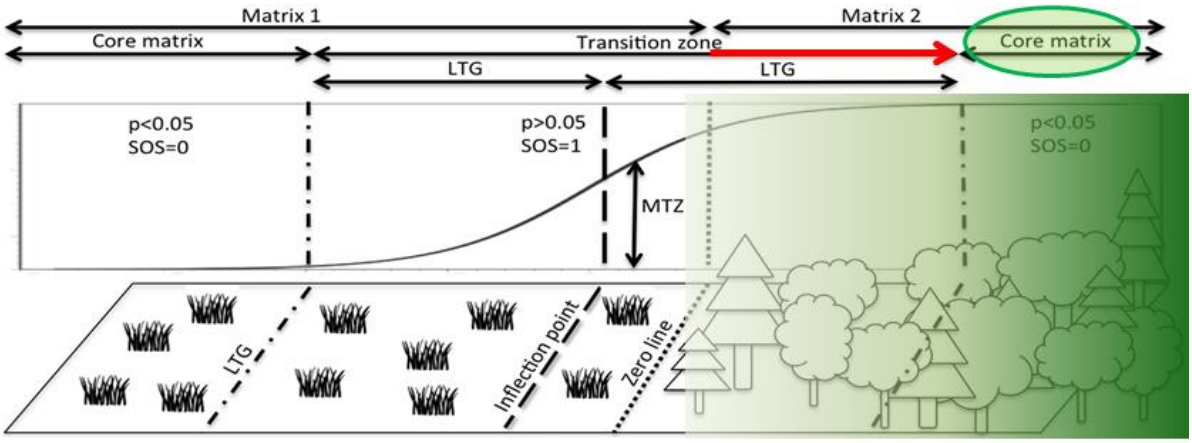


Fig. 2 Schematische voorstelling van het randeffect dat uit gaat van open plekken. De overgangszone (rode pijl) kan, afhankelijk van de onderzochte factor, tussen de 50 en 200m breed zijn (figuur bewerkt uit Schmidt et al. 2017)

Deze 'randeffecten' zijn vooral belangrijk voor die soorten die heel gevoelig zijn voor verandering in microklimaat en luchtvochtigheid, zoals slakken en pissenbedden (De Smedt et al., 2018; 2019). Dit geldt ook voor mycorrhiza-paddenstoelen (Crockatt, 2012). Een goed voorbeeld zijn beukenbossen: niet alleen de beuken zelf, maar ook de mycorrhiza-paddenstoelen waarmee ze in symbiose leven, zijn zeer gevoelig voor droogte en klimaatextremen en dat kan je ook zien: beuken naast kapvlaktes of in het open landschap kregen het veel harder te verduren de afgelopen twee jaar dan beuken in dicht bosverband (De Keersmaeker & Vandekerkhove, 2020). Voor pionierboomsoorten als gewone den en berk zou dat in principe een minder grote rol mogen spelen, omdat deze van nature beter bestand zijn tegen weersextremen, maar het is onduidelijk in hoeverre dit ook geldt voor de mycorrhiza waarmee ook deze soorten verbonden zijn.

Daarbij komt nog dat (externe maar ook interne) bosranden ook veel meer stikstofdepositie kennen. Bosranden treden op als 'hotspots' voor atmosferische verzurende en vermestende polluenten. De abrupte overgang van open terrein naar bos (of de gaten in het kronendak na sterke dunning) veroorzaakt luchtturbulenties waardoor meer stikstof wordt afgezet op de boomkruinen (Wuyts et al., 2013). Daardoor kan de depositie tot vier keer hoger zijn in de

bosrand dan in de boskern. De zone met een verhoogde depositie varieert tussen 8 en 108 m van de bosrand (De Schrijver et al. 2007). Verhoogde stikstofdepositie leidt niet alleen tot meer verzuring, verstoring van het nutriëntenevenwicht en verruiging van de vegetatie, het maakt de bomen ook ziektegevoeliger. Dat is o.a. al vastgesteld voor aantastingen met *Sphaeropsis* op naaldbomen. Ook mycorrhiza-schimmels zijn zeer gevoelig voor verhoogde stikstofdepositie. Zij zijn essentieel bij de water- en mineralenopname van bomen, en beschermen de bomen tegen infecties.

Het boslandschap in onze regio wordt gekenmerkt door een hoge versnipperingsgraad. Vele bosjes zijn klein en omgeven door open terrein. Als we een buffer van 50m hanteren blijkt meer dan de helft van de bosoppervlakte van Vlaanderen in een randzone te liggen (58% - De Schrijver et al. 2007). Grote complexen die zorgen voor een goed gevestigd bosmicroklimaat zijn zeer schaars en er moet dan ook omzichtig mee omgesprongen worden.

Het creëren van grotere tijdelijke of permanente open plekken in deze kerngebieden van gesloten bos moeten we dus best vermijden om een sterke verstoring van het microklimaat en de bijhorende fauna en flora te voorkomen. In grotere compacte bossen is het daarom aan te bevelen om een voldoende grote 'kernzone' te voorzien waar het bosklimaat zo goed mogelijk wordt behouden (Merckx et al. 2012, Slade et al. 2013, Vandekerkhove, 2020). Dat kunnen onbeheerde reservaten zijn, maar ook boomgerichte beheersystemen met een continue overscherming.

Wanneer door plotse sterfte van bijvoorbeeld fijnspar grotere open plekken ontstaan in het bos is het dus ook aan te bevelen om hier snel een nieuwe bosgeneratie te ontwikkelen, bij voorkeur beter bestand tegen calamiteiten dankzij een gemengde, aangepaste boomsoortenkeuze (zie verder).

2.2 BOOMSOORTEN, HERKOMSTEN EN KLIMAATVERANDERING

2.2.1 ecologie en plasticiteit van boomsoorten en herkomsten t.a.v. klimaatverandering: kunnen we überhaupt iets voorspellen (laat staan erop inspelen) ?

In het kader van klimaat-slim bosbeheer is een belangrijk punt van discussie welke boomsoorten of herkomsten aan te bevelen zijn. Biedt het huidige soortenpalet en de genetische diversiteit voldoende 'plasticiteit' om de klimaatverandering op te vangen? Of is het nodig om nieuwe soorten en herkomsten te introduceren omdat ze misschien beter aangepast zijn aan onze toekomstige klimaatcondities? Hierover bestaat ook onder wetenschappers heel wat discussie.

Eerst en vooral is het al zeer moeilijk te voorspellen aan welke klimaatcondities onze bomen zullen worden blootgesteld, laat staan hoe boomsoorten en herkomsten hiermee zullen omgaan.

Zoals hoger al aangegeven kunnen we moeilijk voorspellen welk klimaat we over 100 jaar gaan kennen. Ook weten we niet goed welke rol de bufferende werking van het bosmicroklimaat zal

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

spelen en hoe specifiek klimaatverandering inwerkt op verschillende groeiplaatsen (Bodin et al., 2013; Vayreda et al., 2016).

Het hoeft dan ook niet te verbazen dat prognoses naar toekomstige geschiktheid van boomsoorten en areaalveranderingen door klimaatverandering, geen eenduidig beeld geven voor heel wat soorten (Walentowski et al., 2017). Dat is bijvoorbeeld het geval voor beuk: sommige studies voorspellen een aanzienlijke achteruitgang in de oppervlakte van Europa die geschikt is voor beuk (Meier et al., 2012; Maiorano et al., 2013; Thurm et al. 2018), terwijl anderen beuk zien als één van de grote winnaars, die zijn areaal fors kan uitbreiden (Falk & Hempelmann, 2013) of minstens handhaven (Dyderski et al., 2018).

Op basis van voorspellende modellen en klimaatenveloppes is het dus heel moeilijk om uitspraken te doen over hoe bepaalde boomsoorten in een boscontext nog gaan presteren, en het wordt helemaal 'tricky' als je daar verregaande consequenties naar boomsoortenkeuze aan koppelt (bv. Daise et al., 2009). Het is dan ook weinig verstandig om op basis van 'onzekere' voorspellende modellen drastische keuzes te maken wat betreft de boomsoortenkeuze voor de toekomst (zie verder).

2.2.2 Boomsoorten- en herkomstenkeuze: de vlucht vooruit of toch afwachten ?

Sommigen pleiten voor een pro-actieve aanpak, waarbij zuidelijke en centraal-Europese soorten en herkomsten worden geïntroduceerd. Men argumenteert dat 'assisted migration' nodig is omdat deze soorten en herkomsten niet snel genoeg spontaan migreren om de klimaatverandering bij te benen (vb. Shaw & Etterson, 2012).

Dat geldt in het bijzonder voor gebieden met weinig uitgesproken reliëf zoals Vlaanderen en Nederland, omdat soorten hier niet via kleine ruimtelijke bewegingen, zoals hoger of lager op de helling of expositie, een klimaatverandering kunnen opvangen. De migratiesnelheid voor vlakke gebieden zou ruim 7 km/jaar moeten bedragen om verschuivingen door klimaatverandering te volgen. Dit ligt ver boven de gemiddelde natuurlijke verbreidingssnelheid van veel boomsoorten. Daarom wordt gepleit voor het inbrengen van soorten en herkomsten uit gebieden die volgens bepaalde modellen nu het klimaat kennen dat er bij ons zou kunnen komen in 2050 of 2100.

Andere onderzoekers zijn eerder **terughoudend**, omdat deze aanpak ook veel onzekerheden en **risico's** inhoudt. Er bestaat om te beginnen geen definitief uitsluitsel over het klimaat dat we lokaal kunnen verwachten. Een wereldwijde temperatuurstijging kan zich lokaal erg verschillend manifesteren. De modellen voorspellen nu een temperatuurstijging, maar veranderingen in de golfstroom of oscillaties in de straalstroom kunnen de voorspellingen voor NW-Europa volledig wijzigen. Zelfs bij een gemiddelde stijging van de jaartemperatuur zullen 'grillige' weerpatronen zoals extreem droge of natte periodes, plotse afwisseling van warme winterdagen en late vorst in het voorjaar, misschien nog meer bepalend zijn voor de geschiktheid van bepaalde herkomsten. Zo is nu al vastgesteld dat late vorst in het voorjaar de laatste decennia veel vaker voorkomt dan vroeger (Hufkens et al, 2012; Vitasse & Rebetez, 2018; Zohner et al, 2020).

2.2.3 Nieuwe soorten, nieuwe onzekerheden en risico’s ?

Millar et al. (2007) geven een aantal opties om het aanpassingsvermogen van bossen aan een veranderd klimaat te verhogen. Een van deze opties is het vestigen van zogenaamde ‘neo-inheemse bossen’. Dit zijn bossen met soorten of herkomsten uit gebieden waarvan verondersteld wordt dat hun klimaatcondities overeenkomen met de voorspelde, toekomstige klimaatcondities in de doelregio. (Forceville, 2020).

Het idee is dat deze soorten zullen aangepast zijn aan het toekomstige klimaat en de ecologische ‘niche’ invullen van soorten die verdwijnen omdat ze niet meer zijn aangepast aan het toekomstige klimaat.

Een aantal van deze soorten wordt al langer in onze regio regelmatig aangeplant, zoals valse acacia (*Robinia pseudoacacia*), Amerikaanse eik (*Quercus rubra*), Corsicaanse den (*Pinus nigra subsp. Laricio*, in het bijzonder de cultivar 'Koekelare'), zeeden (*Pinus pinaster*), zwarte notelaar (*Juglans nigra*) of Douglasspar (*Pseudotsuga menziesii*).

Een aantal andere worden recent naar voor geschoven, zoals zilverspar (*Abies alba*), Libanonceder (Cedrus libani), Atlasceder (*Cedrus atlantica*), donzige eik (*Quercus pubescens*), Hongaarse eik (Quercus frainetto), plataan (*Platanus orientalis*), moseik (*Quercus cerris*), elsbes (*Sorbus torminalis*) , oosterse beuk (*Fagus orientalis*), Europese hopbeuk (*Ostrya carpinifolia*) of mammoetboom (*Sequoiadendron giganteum*) (https://www.srfb.be/nl/arboretums/ ; VBNE, Buysse, 2020).

Een aantal hiervan (zoals zilverspar, elsbes of donzige eik) hebben een natuurlijk verspreidingsgebied dat aangrenst aan onze regio, andere komen uit de Balkan of zelfs van de andere kant van de wereld.

Dergelijke introducties zijn niet zonder risico, en de negatieve effecten zullen zich niet altijd onmiddellijk manifesteren. Dit geldt evident voor risico’s op invasiviteit van de soort zelf. Deze kunnen sterk standplaatsafhankelijk zijn. Een soort die op één standplaats niet invasief is, kan dat op een andere plaats wel zijn. Voorbeelden hiervan zijn robinia, Amerikaanse eik, Douglasspar en Amerikaanse vogelkers. Deze risico’s op invasiviteit kunnen ook veranderen door een wijzigend klimaat.

Er bestaat ook het risico op introductie van nieuwe secundaire (biotische) aantastingen die mogelijk geen probleem vormen voor de oorspronkelijke gastheer, maar wel voor het ecosysteem waarin ze worden geïntroduceerd. Zo zijn er in UK problemen met de eikknoppergal (*Andricus quercus-calicis*) die de eikels van zomereiken aantast, en die zich heeft kunnen verspreiden via de geïntroduceerde moseik (*Quercus cerris*) die als gastheer optreedt voor de seksuele generatie (Hails and Crawley, 1991). Omwille van die reden werden in Engeland al op verschillende plaatsen moseiken verwijderd.

Bovendien vormen prestaties en ontwikkelingen van een boomsoort in het oorsprongsgebied niet altijd garanties voor de introductieplaats en kunnen aldus valse verwachtingen ontstaan. Een gekend historisch voorbeeld is de introductie van Amerikaanse vogelkers, waarbij stamkwaliteiten en groeikracht uit het oorsprongsgebied werden vooropgesteld, een aanname die niet werd ingevuld op de arme zandgronden waar ze werden geïntroduceerd. Daarbij komt ook nog dat het moeilijk in te schatten is in hoeverre het te verwachten lokale klimaat zal overeenkomen met de oorspronkelijke herkomstgebieden waar de soort goed groeide.

Indien overwogen wordt om met uitheemse soorten te werken, is het belangrijk deze risico’s en verwachtingen goed in te schatten. Daarom wordt best in eerste instantie gekeken naar die

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

soorten uit aangrenzende regio's of die reeds lang en wijdverbreid in de regio worden toegepast. Voor deze soorten kunnen we de risico's goed inschatten en is er een goede kennis van hun performantie zowel bij ons als in de oorsprongsgebieden (Van der Mijnsbrugge et al., 2020).

2.2.4 Wat met zuidelijke en continentale herkomsten ?

De bomen die we nu aanplanten moeten niet alleen aangepast zijn aan het huidige klimaat, maar ook aan de veranderingen die we hier verwachten. Bomen moeten dus een voldoende plasticiteit hebben om op de veranderingen te reageren en zich eraan aan te passen.

Aangezien ons klimaat gemiddeld warmer wordt en met gemiddeld drogere zomers, lijkt het voor de hand liggend dat we daarop anticiperen, en zuidelijke of continentalere herkomsten te gebruiken bij (her)bebossing.

Tegelijk moeten de aangeplante bomen echter voldoende stabiliteit vertonen, zodat ze ook niet 'overreageren' op weerprikkels en veranderingen, waardoor ze zichzelf in moeilijkheden brengen. Zo kan een uitzonderlijke warme periode in het voorjaar ervoor zorgen dat planten vroeger uitlopen. Wanneer daar een plotse koudeperiode op volgt met nachtvorst kan dit leiden tot vorstschade, eventueel gevolgd door secundaire aantastingen.

Welke balans tussen stabiliteit en plasticiteit meest geschikt is in het licht van het veranderend klimaat momenteel nog niet bekend.

Ons Atlantisch klimaat is altijd al 'wispelturiger' geweest in de overgang van winter- naar zomerseizoen, waardoor de Atlantische herkomsten meer stabiel reageren op uitzonderlijke warmte- of koude-pieken. Er zijn aanwijzingen dat zuidelijke en oostelijke herkomsten die in onze regio worden aangeplant, heviger gaan reageren dan die lokale herkomsten, en daardoor meer in de problemen komen.

Zo is al vastgesteld bij meidoorn en sleedoorn dat niet-lokale herkomsten heviger reageren op warmere/koudere jaren dan de lokale autochtone herkomsten (Vander Mijnsbrugge et al., 2016a;Vander Mijnsbrugge & Janssens, 2019). In een recente droogteproef zagen we dat juist de zuidelijke herkomst van spork, door haar snellere groei, sneller droogtestress vertoonde dan de lokale herkomst (De Clerck, 2019). Bij beuk wordt dan weer gesteld, op basis van data uit herkomstproeven, dat maritieme herkomsten een betere groei en overleving kennen in een droger en warmer klimaat, daar waar meer continentale herkomsten juist meer in de problemen komen (Konnert et al., 2015; Fady et al., 2016). Aanplant van herkomsten die vroeger uitlopen in het voorjaar als anticipatie op het toekomstige verwachte klimaat kan met zich meebrengen dat deze planten in het huidig klimaat dus behoorlijk in de problemen komen (Whittet et al., 2019), met gevolgen op langere termijn.

Niet alleen voor de bomen zelf kan dit een probleem zijn. Verschuivingen in het uitlopen van bomen kan ook aanleiding geven tot ecologische 'mismatch': de bomen bloeien voordat de insecten er zijn of de piek van bepaalde rupsen komt te vroeg voor de broedvogels die ervan afhankelijk zijn. Dit is bijvoorbeeld bij bonte vliegenvanger aangetoond (Both et al., 2006).

De meeste inheemse soorten hebben een uitgebreid verspreidingsareaal binnen Europa. Een groot verspreidingsgebied betekent dat zij ook in een breder spectrum van klimaatomstandigheden kunnen groeien, en dus ook bij wijzigend klimaat nog binnen hun klimaatgebied blijven. Dit wijst erop dat de soorten goed in staat zijn tot lokale aanpassing en

tot enige mate van plasticiteit. Recent onderzoek wijst er bovendien op dat herkomsten die voorkomen in het midden van een verspreidingsgebied, dus niet aan de rand, meer fenotypische plasticiteit vertonen. Deze genotypes / individuen kunnen meer variatie aan in omgevingsfactoren. Daarentegen zijn populaties aan de rand minder flexibel (ze hebben een kleine 'reaction slope') (oa Gougherty et al. 2021). Voor de meeste van onze inheemse boomsoorten ligt onze regio vrij centraal in het verspreidingsgebied. Een reden temeer dus om toch maar voor lokale herkomsten te kiezen, op voorwaarde dat deze een voldoende grote genetische diversiteit vertonen.

Hoewel de klimaatverandering urgent is, lijkt het dus aangewezen om voorzichtigheid aan de dag te leggen en niet te snel naar uitheemse soorten of herkomsten te grijpen.

Omwille van deze onzekerheden en vanuit het voorzorgsprincipe, wordt daarom aanbevolen om voorlopig niet te kiezen voor een wijdverbreide actieve inbreng van zuidelijke en centraal-Europese herkomsten binnen het reguliere bosbeheer (Van der Mijnsbrugge et al., 2020). Hiervoor is eerst een grondiger pan-europese evaluatie nodig per boomsoort, zoals voorzien in het kader van EUFORGEN. Ondertussen zijn wetenschappelijk opgevolgde, goed gedocumenteerde experimentele proefaanplantingen uiteraard wel mogelijk, om onze wetenschappelijke kennis te versterken. Ook dan blijven best voldoende regio's gevrijwaard om de natuurlijke processen zonder inbreng van "vreemde genen" toe te laten (Konnert et al., 2015;Matyas, 2016).

2.2.5 Grote genetische diversiteit: garantie op weerbaarheid

Waar onderzoekers het wel over eens zijn, is dat een grote genetische diversiteit (naast soortendiversiteit) de essentie vormt voor een goede weerbaarheid van bossen bij een veranderend klimaat. Populaties die al lange tijd lokaal inheems zijn, hebben vaak al een brede genetische basis en zijn daardoor vrij robuust. Ze hebben de afgelopen millennia al (kleinere) klimaatschommelingen doorstaan, zoals de kleine ijstijd en warmere periodes.

Wanneer gewerkt wordt met erkende en aanbevolen herkomsten is er ook een garantie dat de genetische basis voor deze herkomsten is onderzocht en voldoende breed is, waardoor ze genoeg plasticiteit kunnen tonen en minder kans hebben om te overreageren. Voor soorten of herkomsten waarvan we vermoeden dat de genetische basis eerder beperkt is (zoals zwarte els - De Kort et al., 2015), kan je bij het aanplanten best verschillende aanbevolen herkomsten mengen. Ook bij natuurlijke verjonging, waarbij er een vermoeden is dat de genetische basis van de ouderbomen beperkt is, kan je de genetische basis verbreden door actief bij te planten met aanbevolen plantmateriaal (Van der Mijnsbrugge et al., 2020; Vandekerkhove et al, 2020).

2.2.6 Boomsoortenkeuze en menging

Uiteraard is het aanbevolen om vooral in te zetten op **boomsoorten die robuust zijn** en weinig gevoelig voor klimaatextremen en -veranderingen. Maar het is niet evident om de klimaatgevoeligheid van boomsoorten eenduidig te beoordelen. Het voorbeeld van beuk (zie hoger) toont aan dat de gevoeligheid sterk kan afhangen van de context. Daardoor kunnen publicaties mekaar sterk tegenspreken voor soorten waar de context belangrijk is.

De tabel in de bijlage geeft een beoordeling mee voor droogte- en overstromingsgevoeligheid voor een aantal soorten die veel gebruikt worden in Vlaanderen (bron: Niinemets &

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

Valladares, 2006). De soorten die relevant zijn voor de bossen van de grensregio zijn hierbij in het vet aangegeven.

Je kan de cijfers qua droogtegevoeligheid best met de nodige omzichtigheid hanteren: een gevoeligheid kan je moeilijk in een cijfer vatten. De spreiding op de waarden zegt daarbij soms meer dan het gemiddelde. Belangrijke factoren zoals ‘windgevoeligheid’ en ‘gevoeligheid voor plagen’ zijn bovendien niet opgenomen in de lijst.

Een aanbeveling die voor alle bossen geldt, is werken naar menging van boomsoorten (bij aanplanting best groepsgewijs) en structuurvariatie. Het is immers algemeen bekend en aangetoond dat gemengde, structuurrijke bossen van klimaat-aangepaste boomsoorten een grotere veerkracht hebben dan gelijkjarige bossen of éénsoortige bestanden.

Dit voorkomt dat o.a. volledige opstanden verloren gaan door een soortspecifieke plaag en zorgt dus voor een betere risicospreiding (zie o.a. Thomassen et al., 2020, Forceville, 2020).

Boomgerichte beheersystemen zoals plenterkap en uitkapbos, toekomstboommethode en QD-methode zijn in het bijzonder geschikt om structuur- en soortenrijke bosbestanden te realiseren of in stand te houden (Vandekerkhove et al., 2020).

Ook nietsdoen is in veel bossen een optie om een veerkrachtiger bos te verkrijgen: door natuurlijke selectie zullen die bomen en boomsoorten overleven die beter bestand zijn tegen extremen, en ontstaat spontaan een gemengd en structuurrijk bos. Deze keuze genereert uiteraard geen opbrengsten, en kan soms heel traag gaan.

2.2.7 Conclusie

Elk bos en bosperceel is anders (groeiplaats, boomsoorten, doelstellingen, …). Standaardoplossingen en beheer-recepten zijn er dus niet. Maar algemeen kunnen we wel volgende aandachtspunten meegeven:

- Bescherm het bosmicroklimaat: creëer geen grote open plekken en kapvlaktes midden in grotere boscomplexen; zorg voor voldoende overscherming. Zorg ook voor gesloten en geleidelijke bosranden
- Zorg voor gemengde structuurrijke bosbestanden. Boomgerichte beheersystemen (uitkap/plenterbos – toekomstbomen – QD) en kleinschalige groepenkappen zijn het beste geschikt om deze doelstellingen te combineren. Ook nietsdoen is in veel bossen een optie om een veerkrachtiger bos te verkrijgen.
- Kies voor gemengde bossen, met standplaatsgeschikte soorten die matig tot weinig gevoelig zijn voor extremen (bij ons vooral droogte, late vorst, ...).
- Een brede genetische basis vormt de essentie, en de beste garantie voor klimaatrobuustheid. Bij aanplanting bieden erkende en aanbevolen herkomsten hiervoor de grootste zekerheid.
- Er bestaat twijfel en discussie over het nieuw introduceren van uitheemse soorten of niet-lokale herkomsten. Een voorzichtige strategie in die context is: beperk deze soorten en herkomsten voorlopig tot experimentele, wetenschappelijk opgevolgde aanplantingen.

2.3 BOSVERJONGING EN KLIMAATVERANDERING

De beheerder heeft een belangrijke invloed op de samenstelling van het bos, met name door de wijze van verjonging (natuurlijk, kunstmatig, of een combinatie van beide), en de gekozen boomsoorten. In het licht van klimaatverandering staat een brede genetische diversiteit daarbij centraal (Vranckx, 2014).

Natuurlijke verjonging is een optie als er een voldoende genetisch diverse bronpopulatie aanwezig is, die voor voldoende densiteit aan zaailingen zorgt. De aanname is dat een voldoende genetisch diverse nieuwe generatie ontstaat die daardoor klimaatrobuuster is.

Indien hierover onzekerheid bestaat kan ervoor geopteerd worden om te gaan voor kunstmatige verjonging of een combinatie van beide (gefusioneerde verjonging).

Daarbij wordt gebruik gemaakt van erkende herkomsten, die een voldoende genetische diversiteit garanderen (zie hoger). Of het dan nog wenselijk is om bijkomend uitheemse herkomsten bij te mengen, om deze genetische basis nog te vergroten, blijft een punt van discussie (zie hoger).

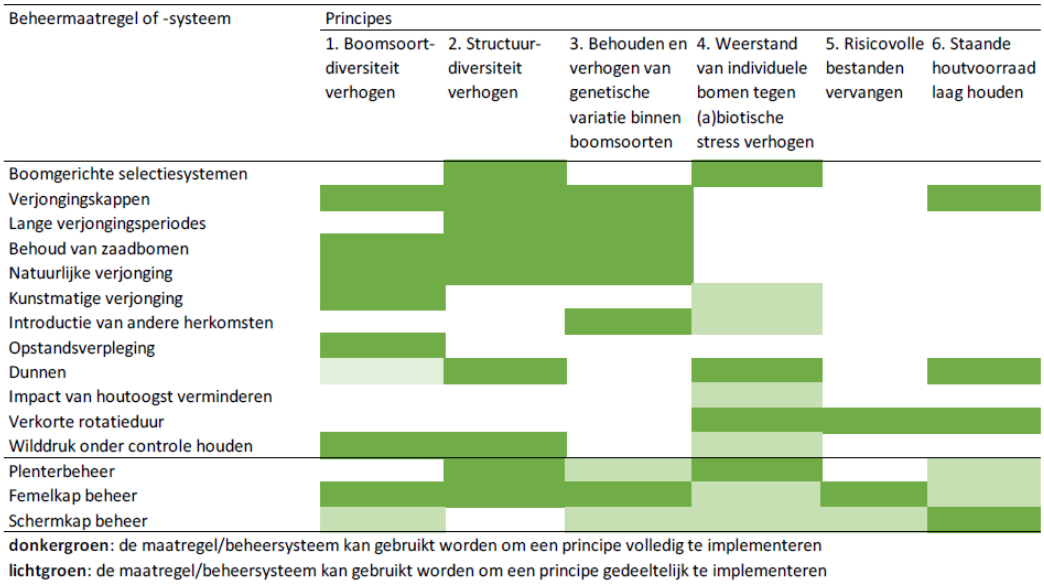


Fig.3 uit Lemey et al (2015) gebaseerd op Brang et al., 2014.

2.3.1 Geen twijfel over fijnspar...

Waar de modellen en voorspellingen heel uiteenlopend kunnen zijn voor nogal wat boomsoorten, zijn ze zeer gelijklopend wat betreft de toekomst voor fijnspar in onze regio: deze zijn weinig rooskleurig.

Fijnspar bevindt zich in onze regio hoe dan ook buiten de range van zijn natuurlijk verspreidingsgebied, en op de limiet van zijn klimatologische ‘enveloppe’: dit is een boomsoort die hoge neerslaghoeveelheden nodig heeft (minimum 1000 mm per jaar) en voldoende koude winters, net om aantastingen door schorskever-uitbraken te voorkomen.

doi.org/10.21436/inbor.71707724

De verwachtingen zijn dat de klimaatomstandigheden enkel ongunstiger zullen worden voor deze soort, met minder frequente en minder strenge vorstperiodes, en hogere frequentie van warme, droge zomerperiodes. Bovendien komen onze fijnsparbossen bijna altijd voor in homogene, gelijkjarige opstanden, die extra gevoelig zijn voor insectenaantastingen.

Het verdwijnen van de fijnspar lijkt dus in de sterren geschreven, en heraanplant lijkt nog weinig zinvol. Eén uitzondering misschien: een aantal fijnsparbestanden zijn ‘hotspots’ voor zeer zeldzame paddenstoelen (Chrispijn & Arnolds, 2010; Kuyper et al., 2006). Deze soorten lopen het risico om samen met de fijnsparren te verdwijnen. Op die plaatsen kan het toch nog zinvol zijn om (op kleine schaal) terug aan te planten met fijnspar. De jonge bomen worden de eerste 10-15 jaar immers nog niet aangetast door letterzetter, waardoor ze zorgen voor continuïteit van de ‘waardplant’. Hierbij wordt best gefaseerd en met dichte groepen aangeplant, waardoor de condities voor deze zeldzame mycoflora (dicht homogeen en donker bos van fijnspar) toch behouden blijven (Keizer, 2003).

2.4 PRAKTISCHE AANBEVELINGEN NAAR BOSAANLEG EN BOSBEHEER.

2.4.1 Uitval bij kunstmatige verjonging : plantsoentype, vrijstellen en wildbescherming

Momenteel wordt in de praktijk nog regelmatig voor naaktewortelplantsoen gekozen, maar in functie van droogtestress wordt tegenwoordig soms aanbevolen om te werken met plugplantsoen opgekweekt in diepe containers (30 cm) (Forceville, 2020; Chirino et al., 2009)

Beheerders die al geëxperimenteerd hebben met plugplantsoen merken echter nog geen duidelijke verschillen naar droogtetolerantie toe. Ze merken wel dat ook in deze aanplantingen uitval optreedt. Bovendien is plugplantsoen veel duurder, en niet altijd beschikbaar.

Ook over optimale grootte van plantsoen bestaat discussie : groter plantsoen behoeft minder vrijstelling, omdat ze al boven de concurrerende vegetatie uitstijgen. Anderzijds is groter plantsoen weer stress- en dus droogtegevoeliger.

Vasthouden van water kan worden geoptimaliseerd, door het voorzien van ‘microcatchments’: door rond de plantput een ‘walletje’ aan te leggen kan regenwater wat opgehouden worden (Forceville, 2020). Dit zijn technieken die vooral in semi-aride regio’s werken. In goed drainerende zandbodems (zoals in het proefgebied) heeft dit vermoedelijk ook weinig effect.

Een ander punt van discussie vormt de vraag of het wenselijk is om de aanplant intensief vrij te stellen. Een sterk ontwikkelde kruidlaag zorgt immers voor concurrentie voor het schaarse water, voor licht en nutriënten. Zeker wanneer een dichte compacte graszode aanwezig is met een dicht wortelnetwerk kan dit problemen geven, zeker in droge periodes. De weinige neerslag in droge periodes wordt dan weggevangen vooraleer deze bij de boomwortels komt.

Anderzijds kan een kruidlaag soms ook een positief effect hebben doordat ze bodemevaporatie reduceert en bescherming biedt tegen o.a. zonnebrand (den Ouden et al., 2010), en soms ook tegen wildvraat of vegen, omdat de planten beschut staan. Het netto-effect is situatieafhankelijk en dient in de praktijk geëvalueerd te worden (Forceville, 2020).

Wildbescherming is een ander element om het overlevingskansen en stamkwaliteit van aanplant te verhogen. Daarbij kan gebruik gemaakt van individuele bescherming of rasters. De noodzaak van wildbescherming zal afhangen van de lokale wilddruk en de aangeplante soort: sommige soorten (zoals haagbeuk,...) worden sterk aangevreten, andere zoals berk en zwarte els zeer weinig tot niet.

Veegschade door reeën kan ook een belangrijke impact hebben, eerder op de stamkwaliteit dan op het overleven van de plant.

Bij individuele bescherming kan gekozen worden voor boomkokers. Een boomkoker beïnvloedt het microklimaat rond een individuele boom door een toename van de temperatuur, relatieve vochtigheid en CO_2-concentratie en een afname van de rechtstreekse instraling. Bovendien biedt een boomkoker bescherming tegen de uitdrogende werking van de wind (Chirino et al., 2009). Nadeel is dat binnen de koker schimmel kan optreden, dat deze kokers op tijd moeten worden verwijderd én afgevoerd (vervuiling door (micro)plastics als de kokers vergaan).

2.4.2 Versterken van het vochtleverend vermogen van de bodem : rijkstrooisel- en kwartiermakers.

Bestaand bos op zandgronden wordt typisch gedomineerd door zuur-strooiselsoorten zoals eik, beuk en grove den. Deze bossen worden niet alleen geconfronteerd met bodemverzuring en een lage nutriëntenbeschikbaarheid, maar ook een laag vochthoudend vermogen in de minerale bodem waardoor ze een lagere veerkracht vertonen tegenover klimaatverandering (Boosten et al., 2018; Forceville, 2020).

De beheerder kan deze bossen laten ontwikkelen naar veerkrachtige bosecosystemen door boomsoorten bij te mengen met een goed afbrekend bladstrooisel. Deze zorgen voor een betere humusontwikkeling (richting Moder en Mull), en diepere bodems met een hoger organische stof-gehalte. Dit zorgt op zijn beurt voor een hoger vochthoudend vermogen.

De Vos et al. (2020) wijzen op de beperkingen wat betreft het gebruik van klassieke rijkstrooiselsoorten zoals Linde, esdoorn en haagbeuk op armere zandbodems omdat deze soorten zelf een goede basenvoorziening vereisen; mineralen die niet voorhanden zijn in deze bodems. Daar wordt soms aan verholpen door het toedienen van nutriënten of steenmeel in de plantput. Aanvullend onderzoek is echter nodig om de efficiëntie op langere termijn van deze beheerkeuze in te schatten (De Vries et al., 2019).

Als alternatief wordt daarom geopperd om gebruik te maken van zogenaamde ‘kwartiermakers’ (De Vos et al., 2020). Dit zijn soorten die een goed afbrekend bladstrooisel hebben, maar tegelijk geen hoge eisen stellen naar basenvoorziening in de bodem (Thomassen et al., 2020).

Deze lijst is vrij beperkt, omdat ook het aantal boom- en struiksoorten op arme bodem mét goed afbrekend bladstrooisel beperkt is. De belangrijkste soorten hier zijn ratelpopulier en vuilboom. Soorten als berk hebben een intermediaire positie. Gewone esdoorn kan ook toegepast worden als de standplaats niet extreem arm is. De verwachting is dat deze bomen in de jeugdgroei goed aanslaan, maar na een jaar of 20 valt de groei stil. De rol van esdoorn in deze systemen is dus enkel als bodemverbeteraar, kwaliteitshoutproductie is hier weinig waarschijnlijk.

Een lijst van mogelijke rijkstrooiselsoorten en kwartiermakers wordt gegeven in Bijlage.

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

3 SCENARIO'S

3.1 SCENARIO 1 : SPONTANE ONTWIKKELING

Bij dit scenario wordt minimaal ingegrepen in de spontane ontwikkeling na het afsterven van het oorspronkelijke bosbestand.

Door de massale sterfte is er veel licht en ruimte voor spontane herbebossing.

Hierbij kan er al dan niet voor geopteerd worden om voorafgaand de dode bomen nog te kappen en af te voeren (salvation logging), of deze ter plaatse op te stapelen.

Alle drie de opties hebben hun voor- en nadelen.

Niet ingrijpen en de bomen laten staan is de meest 'natuurlijke' situatie: ook in bossen die van nature door fijnspar worden gedomineerd komen uitbraken van schorskevers nu en dan voor. Ze vormen de belangrijkste verstoringsfactor in de natuurlijke dynamiek van deze bossen.

Uiteraard moet langs toegankelijke wegen en wandelpaden een veiligheidszone (met een breedte van minstens één boomhoogte) preventief geveld worden.

Spontaan ontstaat een mengbos van natuurlijk verjongende boomsoorten, soms is dat deels een nieuwe generatie van fijnspar, zij het veel heterogener qua structuuropbouw. De tijdelijke fase met zeer veel staand dood hout is zeer interessant voor de avifauna en insectenfauna (zie b.v. Müller et al., 2008) Na vijf tot tien jaar zijn alle bomen omgevallen, waarbij een deel van de spontane opslag wordt beschadigd. Vanuit ecologisch oogpunt is dat geen probleem, wel integendeel: dit zorgt voor meer bomen met microhabitats en meer structuurvariatie. De ontstane 'mikado' is ook moeilijk toegankelijk voor reeën, waardoor 'safe sites' ontstaan voor verjonging van allerlei boomsoorten, in het bijzonder de soorten die door het wild sterk worden gesmaakt (vb. haagbeuk, lijsterbes, ...) (Rammig et al., 2007; Hagge et al. 2019).

Nog een belangrijk voordeel is dat de mineralen die in het hout opgeslagen liggen niet uit het ecosysteem worden verwijderd. Nu is het wel zo dat dit gehalte in het stamhout vrij beperkt is, maar bij oogst van de volledige bomen kan dit toch een aanzienlijke impact hebben, zeker op voedselarme bodems (Cosyns & De Keersmaeker, Cosyns et al., 2015).

Nadeel van deze methode is dat het bos fysiek ontoegankelijk wordt: in de staande dode fase is het bos gevaarlijk omdat er een hoog risico is op vallende takken en bomen; eens de bomen zijn omgevallen ontstaat een wirwar van dode bomen waar men moeilijk doorheen kan komen.

Door die ontoegankelijkheid is men volledig aangewezen op natuurlijke verjonging en kan men hier nog moeilijk bijsturen of aanvullen via bijplanten wanneer deze natuurlijke verjonging niet het gewenste resultaat oplevert. Er hangt dus een belangrijke onzekerheidsfactor aan vast.

Ook door bezoekers wordt dit bosbeeld vaak niet geapprecieerd: ze vinden het 'rommelig' of confronterend, en krijgen de indruk dat het bos verwaarloosd wordt. Sensibilisatie kan hier een groot verschil maken.

Variant 'Salvation harvest' : de dode bomen worden eerst nog geveld en afgevoerd, waarna het bos spontaan kan verjongen. Voordeel van deze variant is dat er nog een zekere opbrengst wordt gegenereerd, en grondstof wordt benut, en dat de kapvlakte goed toegankelijk is, mocht het wenselijk zijn om de natuurlijke verjonging plaatselijk aan te vullen.

De plaatselijke bodemverstoring die ontstaat bij het exploiteren van de bomen kan een belangrijk kiembed vormen voor boomsoorten die moeilijk kiemen in een ongestoorde humuslaag.

Nadeel is dat de ecologische waarden verbonden aan de puls van dood hout verloren gaan. Niet onbelangrijk is dat bij de oogst ook een belangrijke hoeveelheid basische kationen kan worden afgevoerd, en de kapping dus indirect leidt tot verarming en verzuring van de bodem.

De aanblik na kapping is deze van een (grootschalige) kaalkap. Ook dit is een bosbeeld dat door de gemiddelde recreant maar matig wordt geapprecieerd, omdat het wordt geassocieerd met bosvernietiging en ontbossing. Ook hier kan sensibilisatie en informatie een groot deel van de weerstand wegnemen.

Variant met (gedeeltelijk) opstapelen van hout : deze variant combineert ten dele de ecologische voordelen van niet oogsten (biodiversiteit van liggend dood hout, mineralen), maar biedt tegelijk een betere toegankelijkheid (maar ook voor het wild) en een zekere opbrengst. Het vellen, verplaatsen en laten liggen van de bomen houdt uiteraard een netto kost in.

Naar de recreant combineert het wel verschillende mogelijke bronnen van ergernis : de weerstand tegen kapvlaktes en het rommelige en verspilling van opgestapelde bomen.

Het scenario met spontane ontwikkeling (al dan niet na exploitatie) biedt het voordeel dat het inspeelt op natuurlijke processen, en daardoor ook zeer goedkoop is. Men spaart immers de investering van heraanplant en wildbescherming uit. Anderzijds is hier een belangrijke onzekerheidsfactor: er is geen zekerheid dat er op korte termijn (5 jaar) voldoende natuurlijke verjonging optreedt om een gesloten bosopstand te genereren. In sommige gevallen is er zeer veel verjonging, in andere weinig en het resultaat is onvoorspelbaar.

Ook de boomsoortensamenstelling wordt volledig aan het toeval overgelaten. Dat is oké voor beheerders zonder uitgesproken voorkeur naar boomsoortenmenging. Indien hier wel een expliciete visie bestaat van welke boomsoorten men zeker wél of juist niet wenst te zien verjongen, kan beter voor Scenario 2 of 3 worden gekozen, waar via actief aanplanten sterk kan gestuurd worden in de boomsoortensamenstelling.

3.2 SCENARIO 2 : KLASSIEKE HERBEPLANTING

Bij scenario 2 wordt het oude bosbestand geruimd, en wordt de kapvlakte heraangeplant via een 'klassieke' vlaktegewijze beplanting met rechte rijen en vast plantverband (vaak vierkants- of driehoeksverband) (Oosterbaan et al., 2010; Jansen et al., 2018) De tussenafstand tussen de rijen is tegenwoordig vaak 2 meter, in de rijen is deze afstand variabel.

Aanplant na de kap kan in de regel bestaan uit loofbos, maar indien de eigenaar dat verkiest kan ook naaldhout aangeplant worden.

doi.org/10.21436/inbor.71707724

In het verleden werd meestal met één boomsoort aangeplant, maar tegenwoordig wordt vaak gewerkt met gemengde aanplanten, meestal één hoofdboomsoort (vaak zomereik) en bijmenging van secundaire boomsoorten (gewone esdoorn, lijsterbes, haagbeuk, winterlinde...). De bijmenging gebeurt groepsgewijs in groepen van 25 a 50 individuen per boomsoort. Dit wordt gedaan om ontmenging door verschillen in groeitemperament tegen te gaan.

Aan de randen van het perceel, zeker wanneer het een buitengrens van het bos betreft, kan een brede struikengordel worden voorzien.

Voordelen van deze methode is dat ze een hoge mate van controle en voorspelbaarheid inhoudt: men bepaalt volledig zelf welke boomsoort en welke densiteit van verjonging optreedt. Door te werken met vaste plantverbanden en rechte rijen is het geheel goed 'leesbaar' en overzichtelijk, en een eenvoudige, en machinaal uitvoerbare vrijstelling van het plantsoen kan gebeuren. Door het gelijkmatig opgroeien van het jonge bos kan ook de verdere behandeling vrij eenvoudig ingepland worden, en kan gewerkt worden naar een meer uniform en gelijkjarig eindproduct.

Zeker voor boomsoorten waar natuurlijke verjonging geen evidentie is (omdat ze moeilijk spontaan kiemen, omdat er geen zaadbomen voorhanden zijn of omdat ze afgevreten worden), is dit een zeer valabele optie.

Nadeel is dat deze methode duur is : er is een grote kost naar plantsoen en beplanting, en ook de nazorg (inboeten, vrijstellen) vraagt een belangrijke investering naar arbeid en middelen. De investering en nazorg beslaat ook de volledige oppervlakte van het terrein: het is immers de bedoeling dat zo weinig mogelijk uitval is en deze steeds wordt ingeboet, om een gelijkmatige hoogtegroei van de gehele opstand te verkrijgen.

Vaak zal het bovendien nodig zijn om individuele wildbescherming te voorzien. Ook dit vraagt een belangrijke investering naar mensen en middelen voor het aanbrengen, maar ook achteraf verwijderen, van deze wildbescherming.

Het leidt ook tot een vrij uniform bosbeeld dat door meer en meer mensen als onnatuurlijk en te 'kunstmatig' wordt aanzien. De structuurvariatie van dergelijke jonge aanplant is inderdaad lager dan bij spontane herbebossing, maar onderzoek toonde aan dat dit verschil na verloop van enkele decennia grotendeels is verdwenen; alleen het boomsoortenpallet blijft duidelijk verschillend (Verstraeten et al., 2006;2007).

Als bijkomend nadeel blijkt dat deze aanplantingen extra gevoelig lijken voor de effecten van lange droogteperiodes : de jonge boompjes staan immers individueel gescheiden op een open vlakte en zijn niet beschut tegen extreme weersomstandigheden. De afgelopen jaren was er dan ook zeer veel uitval in jonge vlaktegewijze aanplantingen.

3.3 SCENARIO 3 : GEFUSIONEERDE VERJONGING MET AANPLANT MET PIONIERS EN KLOEMPEN

In dit derde scenario wordt een alternatieve verjongingsmethode beschreven. Hierbij worden de dode fijnsparren ook geveld en geoogst (of opgestapeld), en wordt de vrijgekomen kapvlakte heraangeplant, zij het niet via een vlaktegewijze beplanting maar met een

combinatie van groepsgewijze aanplant (zie ook Oosterbaan et al., 2010, Jansen et al. 2018) en pionierboomsoorten.

De voordelen van het bijmengen van snelgroeiende pionierboomsoorten, in het bijzonder van populieren wordt uitgebreid beargumenteerd in De Keersmaeker (2019), Verstraeten et al. (2003) en Thomaes & De Keersmaeker (2011). De methode wordt ook beschreven op de website ecopedia: https://www.ecopedia.be/pagina/nieuw-bos-een-oogopslag en https://www.ecopedia.be/pagina/boomsoortenkeuze-bij-aanplant).

Er wordt aangeplant met snelgroeiende pionierboomsoorten (*Salix* spp., *Populus* spp.) in een wijd plantverband, aangevuld met 'kloempen' (ook 'nesten' genoemd) van de gewenste einddoelsoorten.

De resterende ruimte tussen de pioniers en kloempen is beschikbaar voor natuurlijke verjonging, of kan deels opgeplant worden met schaduwwerpende struiksoorten zoals hazelaar, europese vogelkers, rode kornoelje,...

Gomez-Aparicio et al. (2004) raden een tweefasige aanpak aan om snel een microklimaat te verkrijgen bij bosuitbreiding en herbebossing. In een eerste fase worden snelgroeiende lichtboomsoorten aangeplant en in een tweede fase de climaxboomsoorten die beschut worden door het microklimaat ontstaan uit de eerste fase.

In het huidige voorstel worden beide fases gelijktijdig uitgevoerd (voorbeeld op https://www.ecopedia.be/pagina/boomsoortenkeuze-bij-aanplant)

In de praktijk :

Er wordt een basis-'raster' voorzien van ca. 8x8 tot 10x10 meter (= 100-150 plantplaatsen). Op de snijpunten wordt een aanplant voorzien : op ongeveer 1/3 van de rasterpunten worden kloempen voorzien, een 40-tal groepjes per ha (cfr. Van Lommel & Seynaeve, 2014) van telkens 25-40 boompjes.

De boompjes binnen de kloemp worden in een dicht plantverband aangeplant (1x1 m).

Op de overige rasterpunten worden snelgroeiende pioniers aangeplant (Populier/wilg).

Afhankelijk van de voedselrijkdom van de bodem wordt met andere soorten gewerkt :

Nutriënten- en basenrijke bodems: hier zijn veeleisende boomsoorten mogelijk:

Pioniers : boomvormende wilgen (*Salix alba*-groep), cultuurpopulieren (*Populus x euramericana*), grauwe abeel (*Populus x canescens*)

Kloempen : rijkstrooiselsoorten : winterlinde, boskers, steeliep (*Ulmus laevis*), gewone esdoorn, haagbeuk en climaxboomsoorten : zomereik, wintereik, beuk (indien voldoende beschut)

Struiksoorten: hazelaar, veldiep, Europese vogelkers, rode kornoelje, gelderse roos, veldesdoorn, kardinaalsmuts,...

Spontane vestiging van wilgensoorten, esdoorn, ...

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

__**Nutriënten- en basenarme bodems**__**:** hier zijn minder eisende boomsoorten mogelijk:

__Pioniers__ : ratelpopulier (*Populus tremula*), indien voldoende vochtig ook boomvormende wilgen zoals kraakwilg (*Salix fragilis*) andere wilgen met beperkte bodemeisen: boswilg (*Salix caprea*), grauwe wilg (*Salix cinerea*), geoorde wilg (*Salix aurita*) Grauwe x Geoorde wilg (*Salix x multinervis*),

__Kloempen__ : kwartiermakers: lijsterbes, ruwe berk en doelsoorten : zomereik, wintereik, (beuk: indien voldoende beschut). Ook gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) kan op voedselarmere bodems als kwartiermaker worden benut. De bomen zullen hier evenwel niet de zaaghoutdimensies bereiken van voedselrijke bodems.

Voor beheerders die naaldhout verkiezen wordt tegenwoordig aanbevolen om te kiezen voor alternatieven zoals Corsicaanse den of Douglasspar (Vitali et al., 2017; Reichgelt en Sinke, 2020) of andere uitheemse naaldboomsoorten, al doen zich bij deze soorten de laatste tijd ook meer aantastingen voor.

__Struiksoorten__: vuilboom, (hazelaar),

Spontane vestiging van ruwe berk, zachte berk, brem, ...

Voordeel van deze methode is dat ze minder plantsoen en wildbescherming vereist. Men heeft ongeveer 1000 planten per ha nodig (en 100 stekken van pioniers), tegenover minimaal 2500-5000 stuks bij vlaktegewijze beplanting. Voor de wildbescherming hoeft men zich ook enkel te concentreren op de kloempen, die individueel of collectief kunnen worden beschermd.

Ook bij de nazorg achteraf moet slechts een beperkte oppervlakte behandeld worden (vergelijk met boomgericht bosbeheer vs. klassieke dunning).

De combinatie van pioniers, doelsoorten en natuurlijke verjonging is dat een heel gevarieerd bos ontstaat, waarbij de pioniers een belangrijke beschuttings- en bodemontwikkelingsfunctie hebben. Door de snelgroeiende pioniers is er ook sneller terug een bosaspect, en op termijn kunnen deze, indien gewenst (en afhankelijk van de stamkwaliteit), ook een vooropbrengst opleveren.

Nadeel is het complexere aanplantingsschema : dit wordt best op voorhand uitgezet op het terrein en de dag van aanplanting is een intensieve supervisie vereist. Ook naar onderhoud vereist deze methode een meer intensieve opvolging. Het vrijstellen van de kloempen hoeft enkel lokaal te gebeuren maar is steeds manueel werk, en is dus per plant arbeidsintensiever;

Volgens beheerders die met beide methodes ervaring hebben, is er geen duidelijk verschil zichtbaar wat betreft slagingspercentage van de aangeplante boompjes. Verschillen in aanslaan zijn vooral te wijten aan microklimaat, locatie, bodem en wildbescherming. Kloempen zouden in theorie beter moeten aanslaan omdat ze elkaar ondersteunen doordat ze een eigen microklimaat vormen. De beheerders merken echter op dat de kloempen het niet altijd beter doen en het bufferend effect niet altijd waargenomen wordt.(Forceville, 2020)

Na massaal afsterven van fijnsparren door aantasting met letterzetter gaan op sommige plaatsen andere boomsoorten de vrijgekomen ruimte spontaan innemen, zoals hierboven geïllustreerd met gewone esdoorn en ratelpopulier in proefsite Sint-Jansteen - elders is actief ingrijpen noodzakelijk of wenselijk

doi.org/10.21436/inbor.71707724

4 PILOTS

Door de partners in het Interreg-project werden 3 bospercelen uitgekozen waarvoor de drie scenario's concreet worden uitgewerkt en geëvalueerd. Het resultaat van deze screening is hieronder weergegeven. Ondertussen is voor elk van deze percelen een scenario uitgekozen en al concreet toegepast in het najaar van 2021.

4.1 PILOT 1 - DAMME-SIJSELE

Situering

Private Eigenaar

Ligging : Bolakkerstraat, 8340 Sijsele (Damme) 7e afdeling, sectie B, nr. 112e en 114d

Oppervlakte : 1.15 ha

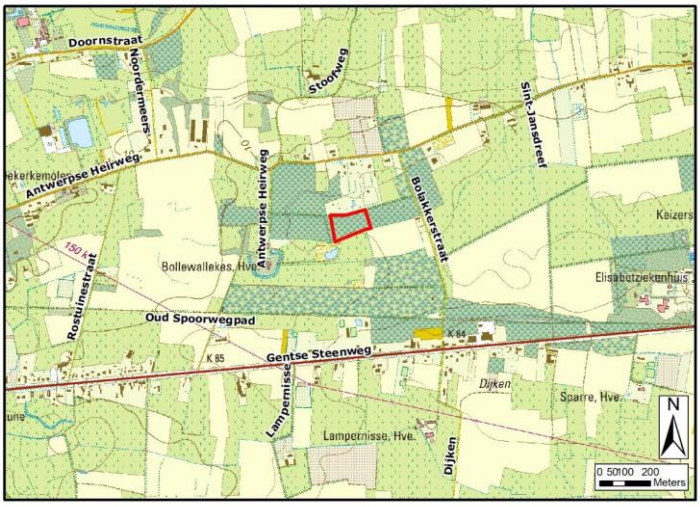


Fig 4. Locatie van het proefperceel in Sijsele

Huidige toestand : Het perceel werd in 2017 nog gedund. 2019-2020: aantasting Letterzetter > 75% sterfte; 2020 geveld en geruimd - kapvlakte.

Doelstelling lange termijn: Omvormen van een door Letterzetter aangetast bestand fijnspar tot gemengd, inheems loofhout. Zo mogelijk een bosrand (mantel struiken) op de zuidzijde.

Vaststellingen op het terrein:

Het perceel zelf werd vorig jaar gekapt, sindsdien is nog niets aangeplant. De kruidlaag bestaat dominant uit Rankende helmbloem, en verder verspreid wat bramen. Er is verspreid over het terrein wat opslag aanwezig, vooral van lijsterbes en Amerikaanse vogelkers, en hier en daar

wat hulst. Beperkt zijn ook berk, krenteboompje, vuilboom, zomereik en tamme kastanje aanwezig.

Aan de westzijde grenst het perceel aan een dreef van zomereik (en één Amerikaanse eik), met hazelaar, lijsterbes en hulst, en o.a. salomonszegel in de kruidlaag. Aan de noordzijde, langs de private weg, staan dreefbomen (en dus potentiële zaadbomen) van gewone esdoorn, eik en berk. De zuidgrens wordt gevormd door een gracht met daarachter knotwilgen, en enkele berken en boswilgen.

Het oostelijk aangrenzend perceeltje werd ook vorig jaar gekapt en vlaktegewijs heraangeplant (los plantverband; ongeveer 2m tussenruimte) met een grote range aan soorten, in groepjes van 5-10 samen aangeplant : gewone esdoorn, boskers, winterlinde, eik (zomereik?), steeliep (of veldiep?), beuk (onder scherm van overstaande lorken), hazelaar en vuilboom. Daartussen nog spontane opslag van lijsterbes, Amerikaanse vogelkers en hulst. De meeste boompjes staan er goed bij: geen tekenen van mineralen- of vochttekort, en ook weinig of geen wildschade (ook al is er geen wildbescherming voorzien). Enkel de lindes lijken moeilijk aan te slaan. Ook elders op vergelijkbare arme bodems is de aanplant van deze veeleisende boomsoort niet evident en weinig succesvol.

Het westelijk aangrenzende perceel is een paar jaar vroeger al kaalgekapt (*Pinus contorta*) Hier zijn in 2018 kloempen ingeplant van Wintereik, zomereik, beuk,...en in de rand wat meidoorn en hazelaar. Alle plantsoen doet het vrij goed, er werd weinig uitval en weinig wildschade (vegen) vastgesteld.

Ratelpopulier is in of nabij het perceel niet aanwezig, maar wel in een naburig perceel aan de openbare weg: de aanwezige bomen tonen aan dat deze standplaats zeker geschikt is voor deze soort, met grote, opgaande bomen en veelvuldige wortelopslag.

Fig.5 Zicht op het perceel: kruidlaag van rankende helmbloem; gevestigde verjonging vooral van Amerikaanse vogelkers, en ook wat lijsterbes.

doi.org/10.21436/inbor.71707724

Fig.6 Links : Aanplanting met kloempen van wintereik in aangrenzend perceel; ook veel opslag van Amerikaanse vogelkers, maar ook berk en lijsterbes; Midden: gewone esdoorn in de noordelijke bosrand toont het potentieel voor deze soort op deze standplaats; rechts: een ratelpopulier in een grote tuin op ca. 200m van het perceel.

Scenario's:

<u>Scenario 1 : spontane ontwikkeling:</u>

Zal in dit geval leiden tot dominantie van Amerikaanse vogelkers en eventueel lijsterbes. Ondanks de vele zaadbomen aan de rand is tot nu toe nauwelijks verjonging van berk vastgesteld. Vermoedelijk verhindert het dikke strooiselpakket de vestiging van berk. Van eik werden enkel kiemlingen vastgesteld vlakbij de moederbomen.

Gezien de langetermijn-doelstelling van de eigenaar is dit vermoedelijk niet het gewenste scenario.

<u>Scenario 2 : vlaktegewijze verjonging :</u>

Hierbij kan worden aangeplant naar het voorbeeld van het aangrenzende perceeltje. Voorafgaandelijk worden best de resterende zaadbomen en de opslag van Amerikaanse vogelkers afgezet. De lijsterbes en andere inheemse boomopslag kan behouden worden.

Aangezien de kruidlaag vooral uit rankende helmbloem bestaat zal het wellicht niet nodig zijn om intensieve vrijstelling van het plantsoen uit te voeren; deze laagblijvende vegetatie kan zelfs voor een zekere beschutting zorgen tegen verdroging en verhitting van de bodem.

Gezien de beperkte wildschade aan de aanplantingen op beide aangrenzende percelen is een dure individuele wildbescherming niet nodig.

Ca. 1 ha te beplanten (randzone met struikgordel te beplanten niet meegerekend)

Benodigd plantsoen :

Opgaande bomen (bosplantsoen maat 80/120) : plantverband 2x2 = 2500 stuks per ha.

Volgende verdeling van boomsoorten in groepjes van 15- 25 bij mekaar : Zomer- of wintereik (1000st), gewone esdoorn (400 st), Boskers (200 st), winterlinde (100 st), haagbeuk (200 st), ratelpopulier (200 st), beuk (200 st), veldiep (200 st),

Verspreid tussenplanten van vuilboom (300 st) en hazelaar (200 st).

Randstrook langs noordrand (private weg-bomenrij, ca 150m) kan een gordel van struiken worden voorzien : 3 rijen, plantverband 1.5x1.5 : vuilboom (100 st), hazelaar (100 st) en meidoorn (100 st)

Scenario 3 : groepsgewijze verjonging met pioniers:

Wijdmazig raster van 8x8 à 10x10m (= 150 knooppunten): dit hoeft geen strak verband te zijn, maar kan inspelen op de lokale condities (vb gelocaliseerde natuurlijke verjonging) Voorzien van een 100-tal plantlocaties met poten of hoog plantsoen van ratelpopulier (maat 150/180) en 50 nesten met opgaand bosplantsoen.

Opgaande bomen (bosplantsoen maat 120/150): groepjes van 25 stuks (of meer), plantverband 1x1mm : 750 st.

Zomer/wintereik (250), gewone esdoorn (100 st), Boskers (100 st), winterlinde (100 st), haagbeuk (100 st), beuk (100 st).Tussenplanten verspreid met vuilboom (300) en hazelaar (200), eventueel veldiep (100).

Voorafgaandelijk afzetten van Amerikaanse vogelkers is noodzakelijk. Indien nodig kan wildbescherming worden voorzien rond de nesten (collectieve bescherming).

De eerste jaren worden de nesten best opgevolgd om na te gaan of vrijstellen nodig is. In dit geval lijkt dit minder een probleem.

In alle drie de scenario's is regelmatig afzetten van de Amerikaanse vogelkers noodzakelijk (bij scenario 3 eventueel enkel ter hoogte van de kloempen en de opgaande pioniers), om te voorkomen dat hij het plantsoen overgroeit. Indien haalbaar is het aangeraden de afzetfrequentie hoog genoeg te houden zodat er geen vruchtzetting is (ca. elke 3-5 jaar indien haalbaar).

Conclusie

Gezien de lange termijn doelstelling van de beheerder zijn scenario's 2 en 3 even valabel. Scenario 3 vraagt minder plantsoen, maar een meer intensieve opvolging van de aanplant.

Een interessante optie kan zijn om de ene helft van het perceel te kiezen voor scenario 2 en de andere helft voor scenario 3, zodat een vergelijking mogelijk is in de toekomst.

***Feedback** : de beheerder heeft gekozen voor optie 3, en heeft aangeplant met ratelpopulier in combinatie met kloempen van de hierboven vermelde boomsoorten.*

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

4.2 PILOT 2 - BOSSEN ST. JANSTEEN

Fig 7 Locatie van het proefvlak in Sint-Jansteen

Situering (cfr. Calle et al., 2011)

Eigenaar: Waterwinmaatschappij Evides; in beheer bij Stichting het Zeeuwse Landschap

Ligging : Bossen Sint-Janssteen, net over de Belgisch-Nederlandse grens

Oppervlakte : 1.15 ha

Voorgeschiedenis : volgens de bodemkaart 'Haarpodzol', dus voedselarme zandgronden; uit historische kaarten en luchtfoto's blijkt echter dat het betreffende perceel (alleszins het gedeelte met fijnspar) tot het begin van de jaren 1980 als akker in gebruik was. Dat geeft aan dat de bodem hier in het verleden werd bemest. Sinds de jaren 1950 is dit echter een officieel waterwingebied, wat betekent dat sinds die tijd niet meer mag worden bemest. De uitgangssituatie zal dus rijker zijn dan wat de bodemkaart laat vermoeden, maar ook niet zwaar bemest.

Doelstelling op langere termijn : het beheerplan (Calle, 2011) geeft aan dat de fijnsparbestanden een specifieke biodiversiteit herbergen en daarom zoveel mogelijk worden in stand gehouden, ook en vooral omwille van de bijzondere mycoflora die in bepaalde van deze percelen werd teruggevonden. Uit het beheerplan kon echter niet worden opgemaakt in hoeverre de betreffende percelen al dan niet dergelijke 'hotspots' bevatten.

Met de huidige situatie van massale aantasting met letterzetter dient een verjonging zich aan. De beheerders lieten verstaan dat zij hier opteren voor een gemengd inheems loofbos.

Fig.8 links: luchtfoto 1952: het perceel is nog in gebruik als akkerland; rechts: luchtfoto 1995: een dichte jonge aanplant van fijnspar.

Huidige toestand

Fijnsparaanplant, afgestorven gedurende de afgelopen 2-3 jaar. Het perceel is omgeven door houtkanten en loofbos. De fijnsparren zijn niet gekapt, maar staan dood; een deel is al omgevallen. De kruidlaag is voorlopig nog schaars, voornamelijk stekelvarens en een beetje braam; aan de zuidwestgrens is een oprukkend massief van adelaarsvaren. Aan de oostzijde is een strook aanwezig van ca. 20-30m breed met gemengd bos van grove den, met zomereik en wat lijsterbes, tamme kastanje en berk.

Aan de noordzijde en doorheen het perceel lopen houtkanten van tamme kastanje. Aan de zuidkant grenst het perceel aan een zeer gevarieerd inheems loofbos op basis van oude eiken en bijmenging van berk, lijsterbes, ratelpopulier,...

De ratelpopulieren in de zuidoost-hoek van het fijnsparperceel hebben reeds veel wortelopslag gevormd, die de dode fijnspar-vlakte volop koloniseert.

Over de gehele opstand verspreid is natuurlijke verjonging van voornamelijk gewone esdoorn aanwezig. Hier en daar ook wat vlier en bergvlier. Amerikaanse vogelkers, tamme kastanje zijn beperkt aanwezig. Vlakbij de houtkanten met eik zijn ook kiemplanten van eik aanwezig.

De mogelijke beheerscenario's slaan op de zone met dode fijnspar; er worden geen kappingen of andere beheeringrepen voorzien voor de strook gemengd bos, of voor de houtkanten.

Fig. 9 Enkele beelden van de dode fijnsparren; lokaal is er reeds veel doorgroeiende verjonging van esdoorn

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

Fig.10 Links: gevestigde verjonging van gewone esdoorn; rechts : enkele moederbomen van ratelpopulier leveren ook massale wortelopslag in het afgestorven sparrenbos: hier ontstaat een uitstekend pionierbos, waarin later andere boomsoorten kunnen opgroeien.

Scenario 1 : spontane ontwikkeling

Bij spontane ontwikkeling zal hier op korte termijn al een vrij dicht jong bos ontstaan dat vooral zal bestaan uit gewone esdoorn, lokaal aangevuld met Amerikaanse vogelkers en tamme kastanje, en in de zuidoostelijke hoek vooral ratelpopulier. Dit lijkt een optimale invulling van een pioniers- of overgangsbos met kwartiervormers, die de bodem verder kunnen ontwikkelen. Op langere termijn kunnen onder en tussen dit scherm andere soorten als eik en beuk opgroeien. De dode fijnsparren zullen geleidelijk aan instorten en op de bodem verteren. Bij hun val kunnen ze een deel van de verjonging beschadigen of terugslaan, maar er is voldoende potentieel aanwezig om de vrijkomende ruimte vrij snel in te vullen. Op de vermolmde stammen kunnen ook bomen kiemen.

Beheer beperkt zich tot veiligheidskappingen langs de toegankelijke paden; de eerstkomende jaren wordt het perceel ook de facto ontoegankelijk (wegens te gevaarlijk en de vele dode bomen op de bosbodem).

Na een aantal jaar kan het wenselijk zijn om het perceel eens te doorkruisen om de Amerikaanse vogelkers af te zetten.

Vanuit ecologisch oogpunt is dit vermoedelijk de beste beheeroptie, aansluitend bij de doelstellingen van de beheerder, en bovendien zeer goedkoop.

Scenario 2 : vlaktegewijze beplanting.

De fijnsparren worden gekapt en geoogst; een deel van het hout kan lokaal opgestapeld worden voor doodhout-organismen. De vrijgekomen kapvlakte wordt opgeplant met een breed spectrum aan boomsoorten in een vast plantverband van 2x2 meter ; ca. 1 ha te beplanten. Door de voorgeschiedenis als akker is de bodem vermoedelijk nog voldoende mineralenrijk om ook veeleisende rijkstrooiselsoorten aan te planten zoals winterlinde en haagbeuk. Door de beschutte ligging is ook bijmenging van beuk mogelijk. Gewone esdoorn verjongt zich hier al zeer goed en moet dus niet aangeplant worden, hetzelfde geldt voor ratelpopulier.

Benodigd plantsoen :

Opgaande bomen (bosplantsoen maat 80/120) : plantverband 2x2 = 2500 stuks per ha.

Volgende verdeling van boomsoorten in groepjes van 15- 25 bij mekaar : Zomer- of wintereik (500st), Boskers (300 st), winterlinde (500 st), haagbeuk (500 st), beuk (500 st), veldiep (200 st),

Verspreid tussenplanten van vuilboom (300 st) en hazelaar (200 st).

Scenario 3: groepsgewijze aanplant in combinatie met pioniers

De fijnsparren worden gekapt en geoogst; een deel van het hout kan lokaal opgestapeld worden voor doodhout-organismen. De vrijgekomen kapvlakte wordt deels opgeplant met een breed spectrum aan boomsoorten in kloempen, aangevuld met pioniers.

Wijdmazig raster van 8x8 à 10x10m (= 150 knooppunten). Gezien een deel van het terrein al begroeid is met ratelpopulier en gezien de uitstekende groei van de soort op deze plaats, worden minder ratelpopulieren dan gewoonlijk voorzien. Door de goede natuurlijke verjonging van esdoorn moeten ook geen nesten met deze soort worden geplant. Daardoor kan de hoeveelheid plantsoen nog verder teruggebracht tot 50 poten of hoog plantsoen van ratelpopulier (maat 150/180) en 50 nesten met opgaand bosplantsoen.

Opgaande bomen (bosplantsoen maat 120/150): groepjes van 25 stuks, plantverband 1x1 m : 750 st.

winterlinde (200 st), haagbeuk (200 st), Zomer/wintereik (150), Boskers (100 st), beuk (100 st).

Tussenplanten verspreid met vuilboom (300) en hazelaar (200), eventueel veldiep (100),

Indien nodig kan wildbescherming worden voorzien rond de nesten (collectieve bescherming).

De eerste jaren worden de nesten best opgevolgd om na te gaan of vrijstellen nodig is. In dit geval lijkt dit minder een probleem.

Conclusie

Gezien de lange termijn doelstelling van de beheerder, en de uitgesproken ecologische doelstelling voor dit bosperceel, lijkt scenario 1 het meest aanbevolen. De uitgangssituatie is ook gunstig voor spontane ontwikkeling (aanwezigheid kwartiermakers, weinig exoten). Naar

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

boomsoortenmenging op langere termijn zijn de overige twee opties meer sturend en determinerend.

In alle drie de scenario's is regelmatige controle van de Amerikaanse vogelkers gewenst, om te voorkomen dat deze soort de inheemse verjonging (opslag of plantsoen) overgroeit. De frequentie van afzetten is best hoog genoeg zodat er geen vruchtzetting gebeurt (ca. elke 5 jaar).

VOETNOOT : Het beheerplan vermeldt belangrijke natuurwaarden gekoppeld aan fijnspar. Indien dit één van de belangrijke groeiplaatsen was voor fijnspar-gerelateerde fungi kan het toch wenselijk zijn om de meest waardevolle 'sector' van het perceel terug dicht aan te planten met fijnspar (ca. 10-20 are, plantverband 1.5x1.5 = 4000-8000 stuks; plugplantsoen). De eerste 10-15 jaar zullen deze jonge boompjes immers niet aangetast worden door letterzetter en kunnen zorgen voor het voortbestaan van de geassocieerde fauna en flora. In dat geval wordt toch een stuk van het bos gekapt en heraangeplant (scenario 1) of het aantal stuks plantsoen van de andere soorten navenant verminderd (scenario 2 en 3).

***Feedback**: de beheerder heeft gekozen voor een combinatie van scenario's 1 en 2. Ongeveer de helft van het terrein werd opgeplant met een gemengde aanplant van inheemse soorten (winterlinde, haagbeuk, zomereik, wintereik, beuk, hazelaar, vuilboom en veldiep) in een plantverband van 2x2m; daar werden ook preventief de fijnsparren in de buurt van toegankelijke paden gekapt. De andere helft van het terrein werd ongemoeid gelaten en kan verder spontaan ontwikkelen. Er werd voorlopig geen fijnspar heraangeplant.*

4.3 PILOT 3 : BURCHTAKKER - STEKENE

Uitgangssituatie :

Private Eigenaar

Ligging : Burchtakker, Stekene; 3e afd, Sectie B, nrs 688c (0,7 ha) en 687a (0,38 ha)
Oppervlakte : 1.2 ha

Fig.11 Locatie van de derde pilot in Stekene

Oudbos-locatie (deels continu bebost sinds Ferraris, vandaar aanwezigheid adelaarsvaren).

Voormalige bosopstand van fijnspar; aan de westzijde ook grove den. Opstand werd in 2011 en 2017 gedund; aantasting letterzetter in de fijnspar in 2019. In 2020 werden de dode fijnsparren gekapt; ondertussen ook vrij veel sterfte in de dennen.

In het perceel werden in 2019 10 kloempen geplant, goed voor 400 stuks (40 planten per groep, plantverband 1 x 1 m). Door de eindkap zijn heel wat planten gesneuveld; de overige planten hebben veel wildschade: zowat alle resterende boompjes zijn geveegd door ree. In het perceel ook nog enkele overstaanders Amerikaanse eik, en enkele struiken Amerikaanse vogelkers die niet werden afgezet en zeer veel zaailingen produceren.

Er is veel opslag en uitzaaiing van Am. Vogelkers en Amerikaanse eik. Verder ook vrij veel opslag van lijsterbes en lokaal ook wat berk. Delen van het terrein zijn sterk begroeid met braam en adelaarsvaren, waardoor verjonging moeizaam kan verlopen.

Aan de zuidzijde staat een dreef van voornamelijk Amerikaanse eik, maar ook hier en daar vrij monumentale zomereiken; aan de westzijde een gemengde houtkant met berk, eik, beuk, populier,...

Aan de noordzijde grenst het perceel aan een fietspad; in de rand is in 2019 wat plantsoen aangeplant van o.a. meidoorn, veldesdoorn en hazelaar, die alle vrij goed lijken aan te slaan.

<u>Doelstelling lange termijn:</u>

Omvormen van een naaldbestand tot gemengd bos. Met bosrand als buffer aan fietspad (Burchtakker en Hulsterstaat). De eigenaar en de beheerder geven ook aan dat ze, naast inheemse soorten, ook graag een aantal nieuwe (uitheemse) boomsoorten willen uitproberen, ook in functie van de houtproductie.

Fig.12 Zicht op de kapvlakte; rechts: adelaarsvaren met restanten van een aangeplante kloemp van zomereik

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

Fig. 13 Links : zware zomereik in de perceelsrand; midden: wildschade aan aangeplante eikjes; rechts: massale kieming van Amerikaanse vogelkers onder moederboom

Fig. 14 Links: zicht op het ijle dennenbestand; rechts : ratelpopulier slaat goed op tussen adelaarsvaren (beeld uit regio Stropersbos)

<u>Scenario 1 : spontane bosontwikkeling.</u>

In de huidige omstandigheden zal spontane ontwikkeling hier meer dan vermoedelijk leiden tot een mengbos van voornamelijk Amerikaanse vogelkers, met bijmenging van Amerikaanse eik en lijsterbes. Op de plaatsen met een dichte vegetatie van adelaarsvaren is het mogelijk dat verjonging zelfs uit blijft en een adelaarsvarenvlakte ontstaat.

Dit komt niet overeen met de doelstelling van de beheerder en deze optie is dus weinig waarschijnlijk.

<u>Scenario 2 : vlaktegewijze verjonging :</u>

Voorafgaandelijk worden best de resterende zaadbomen en de opslag van Amerikaanse vogelkers afgezet. De lijsterbes en andere inheemse boomopslag kan behouden worden.

Indien de beheerder oordeelt dat de dennen ook onvoldoende vitaliteit blijven vertonen kan beslist worden om deze ook preventief te oogsten, en deze zone mee op te nemen in de herbeplanting. Indien niet kan hier gekozen voor onderplanting in groepen (zie scenario 3)

Aangezien de kruidlaag in belangrijke mate uit adelaarsvaren bestaat zal een vrij intensieve vrijstelling van het plantsoen nodig zijn totdat het plantsoen boven de adelaarsvaren uit is gegroeid. Daarom wordt best met groter plantsoen gewerkt (maat 120-150 ?). Anderzijds biedt deze vegetatie een zekere beschutting tegen verdroging en verhitting van de bodem.

Gezien de belangrijke wildschade aan de reeds aanwezige beplantingen zal wildbescherming nodig zijn wil men een goede stamkwaliteit realiseren. Individuele bescherming met gaas biedt hier vermoedelijk onvoldoende bescherming tegen vegen, dus zou voor kokers of uitrasteren van het volledige perceel moeten worden gekozen.

Ca. 0.8-1 ha te beplanten (met of zonder de zone met dennen; randzone met struikgordel te beplanten niet meegerekend)

Benodigd plantsoen :

Opgaande bomen (bosplantsoen maat 120/150) : plantverband 2x2 = 2000-2500 stuks per ha.

Volgende verdeling van boomsoorten in groepjes van 15- 25 bij mekaar : Zomer- of wintereik (1000st), gewone esdoorn (400 st), Boskers (200 st), ratelpopulier (200 st), beuk (200 st), veldiep (200 st), vuilboom (300 st) en hazelaar (200 st).

Vast plantverband, ook voor de struweelsoorten, om machinale vrijstelling mogelijk te maken.

Randstrook langs noordrand (fietspad; ca 200m) kan een gordel van struiken worden voorzien: 3 rijen, plantverband 1.5x1.5 : vuilboom (150 st), hazelaar (100 st) en meidoorn (150 stuks)

Dit is een zeer arbeids- en kosten-intensieve omvorming, die bovendien een arbeidsintensieve en ingrijpende opvolging zal vereisen naar vrijstelling van het plantsoen. Gezien de hoge wilddruk is stamkwaliteit niet gegarandeerd, en zeker niet wanneer geen wildbescherming wordt voorzien.

<u>Scenario 3 : groepsgewijze verjonging in combinatie met pioniers:</u>

Voorafgaandelijk worden best de resterende zaadbomen en de opslag van Amerikaanse vogelkers afgezet. De lijsterbes en andere inheemse boomopslag kan behouden worden.

Indien de beheerder oordeelt dat de dennen ook onvoldoende vitaliteit blijven vertonen kan beslist worden om deze ook preventief te oogsten, en deze zone mee op te nemen in de herbeplanting. Indien niet kan hier gekozen voor onderplanting in kloempen.

Indien de dennen worden gekapt:

Wijdmazig raster van 8x8 à 10x10m (= 150 knooppunten): dit hoeft geen strak verband te zijn, maar kan inspelen op de lokale condities (vb gelocaliseerde natuurlijke verjonging).

Op de open kapvlakte: voorzien van een 100-tal plantlocaties met poten of hoog plantsoen van ratelpopulier (maat 150/180) en 40-50 nesten met opgaand bosplantsoen.

Opgaande bomen (bosplantsoen maat 120/150): groepjes van 25-40 stuks, plantverband 1x1 m : 750 st.

Gezien de zeer voedselarme standplaats heeft het weinig zin om veeleisende soorten te planten zoals haagbeuk of winterlinde. Zomer/wintereik (250), gewone esdoorn (250 st), berk

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

(150 st) beuk (100 st - in de zonbeschutte delen van de kapvlakte, nabij de zuidelijke dreef van opgaande Amerikaanse eiken).

Indien de dennen behouden blijven : 50 stuks ratelpopulier, 80-tal nesten : idem als voorgaande maar nog 20-30 extra nesten met beuk en esdoorn als onderplanting onder de dennen.

Verspreid tussenplanten met vuilboom (300) en hazelaar (200), eventueel veldiep (100).

Voorafgaandelijk afzetten van Amerikaanse vogelkers is noodzakelijk.Wildbescherming kan worden voorzien rond de nesten (collectieve bescherming - Ursusgaas met Z-profiel-palen of gelijkaardig).

De eerste jaren worden de nesten best opgevolgd om na te gaan of vrijstellen nodig is. In dit geval kan het nodig zijn om de adelaarsvaren lokaal te kneuzen/plat te duwen).

Ook deze methode is vrij arbeids- en kostenintensief, maar biedt vermoedelijk meer kans op slagen, Ze vereist minder plantsoen, en een meer gerichte nabehandeling toegespitst op de kloempen. Ze vereist wel een meer intensieve opvolging en begeleiding bij aanplant en opvolging.

<u>Specifieke vraag rond bijmengen van uitheemse soorten</u>

De beheerder en eigenaar hebben de expliciete vraag gesteld om bij de heraanplant ook een aantal uitheemse boomsoorten mee in de menging te voorzien, als vorm van experiment, maar ook met de hoop om hier op termijn kwaliteitsvolle bomen te produceren.

Zoals in het literatuurgedeelte beschreven zijn de meningen verdeeld over het pro-actief inbrengen van uitheemse soorten waarvan verwacht wordt dat ze goed zullen aangepast zijn zowel aan het huidige als toekomstige klimaat. Dit biedt enerzijds nieuwe mogelijkheden en is vanuit kennisoogpunt altijd wel interessant, maar tegelijk houdt het ook eventuele risico’s en onzekerheden in (onvoorziene aantastingen, risico op invasiviteit, weinig kennis van de groeikracht in de specifieke lokale context, ...). Vandaar dat we aanbevelen om dit te beperken tot bijmenging, en voor verschillende soorten te kiezen.

Op basis van soortenlijsten en informatie uit de ‘Fichier écologique des essences’, soortenlijsten die nu al circuleren en enkele gekende oudere bosbestanden van uitheemse soorten op zandgrond wordt hieronder een korte bespreking gegeven. Op basis hiervan kunnen de eigenaar en beheerder dan hun selectie maken.

Niet aanbevolen zijn volgende (vaak genoemde) soorten :

- Noorse esdoorn (*Acer platanoides*) heeft hoge mineralenbehoeftes, op onbemeste zandgronden zal deze soort misschien wel nog aanslaan, maar de verwachting is dat de groei vrij snel zal stilvallen en de bomen zullen wegkwijnen.

- Zilverspar *(Abies alba*) : blijkt geen goede optie te zijn voor het laagland: de soort stelt zeer hoge eisen naar vochtlevering tijdens het groeiseizoen, en wordt daarom afgeraden voor hoogteliggingen onder de 350 meter, dus enkel voor het Ardens plateau een optie.

- Ook de NW-Amerikaanse soorten *Thuya plicata* en *Chamaecyparis lawsoniana* zijn om diezelfde reden geen goede optie : te weinig neerslag in het groeiseizoen; ze zijn ook gevoelig voor wortelrot.

- Atlasceder (*Cedrus atlantica*) blijkt dan weer zeer gevoelig voor late vorst en blijkbaar ook voor hoge luchtvochtigheid (voorjaarsmist), en wordt daarom afgeraden voor het laagland.

- Mammoetboom (*Sequoiadendron giganteum*) vereist eerder voedselrijke bodems met neutrale pH en met goed waterleverend vermogen; deze soort is zeer gevoelig voor uitdrogende bodem.

Ook zwarte en hybride-notelaar (*Juglans nigra en x intermedia*) zijn voorbehouden voor voedselrijke bodem.

Komen wél in aanmerking:

- Koekelare-den (*Pinus nigra ssp. Laricio cv. Koekelare*): deze geselecteerde zaadbron van Corsicaanse den heeft zijn kwaliteiten al ruimschoots bewezen, ook op zeer arme bodems, en is zeer droogtetolerant.

- Nordmann-zilverspar (*Abies nordmanniana*) blijkt vrij goed te passen in ons klimaat, al zijn er onvoldoende gegevens om te weten wat de mineralen-vereisten zijn. In het Arboretum van Wijchmaal (Peer, Limburg, aangelegd in 1907) staan blijkbaar wel al grote exemplaren, de grootste met een omtrek van 160 cm.

- bitternoot; hickory *(Carya spp*.) : blijkt niet zo veeleisend te zijn naar bodemcondities en is zeker klimaatproof.

- Tulpenboom (*Liriodendron tulipifera*): bij ons enkel gekend als parkboom, maar kan ook bosbouwkundig worden toegepast, een beetje als een populier; blijkbaar niet zo veeleisend naar bodem

- Elsbes (*Sorbus torminalis*): inheems ten zuiden van Samber en Maas; blijkt volgens de fichier toch niet zo exclusief gebonden aan kalkrijke, voedselrijke bodems: kan blijkbaar ook op zure bodems groeien en is daar goed aangepast aan droogte.

- Een soort die in de Kempen al van in de 19de eeuw werd aangeplant, en zeer impressionante oude bomen heeft opgeleverd, is zeeden (*Pinus pinaster* - Pin de landes). De precieze reden waarom men van de soort is afgestapt is niet helemaal duidelijk, vermoedelijk vorstschade.

Twee Amerikaanse dennensoorten die een optie zijn : *Pinus ponderosa* : hiervan is een goed ontwikkeld bosbestand op zandige bodem gekend in Hallerbos. Ook in Wijchmaal bomen tot 140 cm.

Pinus rigida (Pekden): hier in daar in de Kempen aangeplant als experiment, maar vaak met slechte stamkwaliteit. Levert heel harsrijk hout op. In Wijchmaal oa. een exemplaar met omtrek 140 cm.

Conclusie

In deze specifieke situatie lijkt ons scenario 3 het meest geschikt voor een succesvolle verjonging richting gemengd inheems loofbos. Hierbij is zeker wildbescherming nodig voor de kloempen. Scenario 2 is eenvoudiger in de uitvoering en laat machinaal vrijstellen toe, maar is vermoedelijk duurder in plantsoen en wildbescherming.

Zoals gevraagd door de eigenaar en beheerder kunnen een aantal uitheemse soorten bijgemengd worden, hetzij in de vlaksgewijze bebossing (in groepen om ontmenging tegen te

gaan), of als kloempen in scenario 3. Het advies bevat wat dat betreft enkele bedenkingen en vrijblijvende suggesties, de keuze blijft uiteraard aan de eigenaar en de beheerder.

Feedback: *de eigenaar heeft gekozen voor scenario 3. Er is een experimentele aanplant uitgevoerd met kloempen van in- en uitheemse soorten. Bij de inheemse soorten is gekozen voor zomereik, wintereik, gewone esdoorn, beuk, ratelpopulier, hazelaar en spork. Bij de uitheemse boomsoorten wordt geëxperimenteerd met elsbes, zeeden, tulpenboom, bitternoot, Corsicaanse den en Nordmann-zilverspar.*

Een meer gedetailleerde bespreking van de drie uitgevoerde pilots is terug te vinden in een recent artikel (Brandt, 2021).

Genetische diversiteit en herkomst van het plantsoen voor de drie Pilots

Zoals in de literatuurstudie wordt geargumenteerd is het vooral belangrijk dat het plantsoen genetisch voldoende divers is, om aangepast te zijn zowel aan de huidige als toekomstige klimaatomstandigheden.

Daarbij raden we aan om te werken met de lijst van erkende en aanbevolen herkomsten. Afhankelijk van de doelstelling kan hierbij gekozen worden voor expliciet autochtoon plantsoen, dan wel van gekende, aanbevolen binnen- of buitenlandse herkomsten (voor Nederland: de Rassenlijst). Het gebruik van Zuid- en Centraal-Europese herkomsten raden we enkel aan indien ingepast in een goed gedocumenteerde herkomstproef (Vander Mijnsbrugge et al., 2020)

Wat de aanplanting van inlandse eiken betreft: momenteel wordt vaak wintereik verkozen boven zomereik, omdat deze naar verluidt beter zou aangepast zijn aan de te verwachten klimaatverandering. De verschillen in droogtegevoeligheid zijn echter subtiel en vallen binnen de betrouwbaarheidsrange. Verder blijkt zomereik beter bestand tegen schommelingen in de grondwatertafel, en heeft een grotere standplaatsrange (kan ook op nattere standplaatsen).

Verder is wintereik minder streekeigen dan de zomereik in het projectgebied. Wintereik is immers meer kenmerkend voor (sub)continentale gebieden zoals de Vlaams-Brabantse heuvels en de Hoge Kempen; zomereik is meer kenmerkend voor de Atlantische laagvlakte. Vandaar dat we eerder zomereik dan wintereik zouden aanbevelen.

Enkele voorbeelden van verjonging nabij de proeflocaties: boven: aanplant met kloempen van wintereik; midden: massale verjonging van Amerikaanse vogelkers; onder: dichte opslag van berk (boven en midden: Stekene; onder: Sijsele)

doi.org/10.21436/inbor.71707724

5 REFERENTIES

Anderson, P. D., Larson, D. J., Chan, S. S., 2007. Riparian buffer and density management influences on microclimate of young headwater forests of western Oregon. Forest Science 53, 254-269.

Brandt, S., 2021. Innovatieve plantmethodes in Zeeuws-Vlaamse Grensregio. De Bosbode 17(4), 12-13.

Bodin J., Badeau V., Bruno E., Cluzeau C., Moisselin J.-M., Walther G.-R. & Dupouey J.-L., 2013. Shifts of forest species along an elevational gradient in Southeast France: climate change or stand maturation?. Journal of Vegetation Science 24: 269-283.

Boosten M., de Jong A., Schelhaas M-J, Nabuurs G-J, Borgman D & Kremers J., 2018. Gereedschapskist klimaatslim bosbeheer - Voorstudie en projectplannen modules bosbeheer, bosaanleg, landschappelijke beplantingen, stedelijk groen en agroforestry. Stichting Probos, Wageningen Environmental Research & Borgman Beheer Advies.

Both, C., Bouwhuis, S., Lessells, C.M., and Visser, M.E., 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. Nature 441, 81-83.

Boussemaere P. & Vicca S. 2020. IT'S THE END OF THE WORLD AS WE KNOW IT. Blog Global Change Ecology, Universiteit Antwerpen. https://globalchangeecology.blog/2020/05/25/its-the-end-of-the-world-as-we-know-it/

Brang P, Spathelf P, Bo Larsen J, et al. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. Forestry 87:492-503.

Buysse W., 2020. Bebossen in tijden van klimaatsverandering. Ontwerp discussienota. Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel.

Calle, L., Jacobusse, C., De Bree, E. & Castelijns W., 2011. Beheerplan Waterwingebieden Clinge, Sint-Jansteen en de Wildelanden 2011-2023. Stichting Het Zeeuwse Landschap.

Chen, J., Saunders, S. C., Crow, T. R., Naiman, R. J., Brosofske, K. D., Mroz, G. D., Franklin, J. F., 1999. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology: variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. BioScience, 49, 288-297.

Chirino, E., Vilagrosa, A., Cortina, J., Valdecantos, A., Fuentes, D., Trubat, R., ... & Penuelas, J. L., 2009. Ecological restoration in degraded drylands: the need to improve the seedling quality and site conditions in the field. Forest management. Nova Publisher, New York, 85-158.

Chrispijn, R. & Arnolds, E. (red.) 2010. Naaldbossen in Nederland. Bedreigde levensgemeenschappen. Nederlandse Mycologische Vereniging, Utrecht

Cosyns, H. & De Keersmaeker, L., 2015. Terreininstument voor biomassaoogst vanuit een ecologisch perspectief. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. 35 p. (Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; INBO.R.2015.6913764.

Cosyns, H., De Keersmaeker, L., Verstraeten, A., Roskams, P. & Cools, N., 2015. Verfijnen van een algemeen afwegingskader voor biomassaoogst in Vlaamse bossen tot een werkbaar terreininstrument: begeleidend document: methodiek en onderbouwing. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.R.2015.6913826.

Crockatt, M.E., 2012. Are there edge effects on forest fungi and if so do they matter? Fungal Biology Reviews 26, 94-101.

Daise J., Claessens H. & Rondeux J., 2009. Etude de l'adéquation des essences aux stations forestières de la forêt de Soignes (Zone bruxelloise) dans le contexte du changement climatique. Rapport final. ULg – GxABT.

De Clerck, L., 2019. Variatie in respons op droogtestress bij sporkpopulaties afkomstig van verschillende breedtegraden., thesis, UGent.

De Frenne, P., Zellweger, F., Rodríguez-Sánchez, F., Scheffers, B.R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K., Lenoir, J., 2019. Global buffering of temperatures under forest canopies. Nature Ecology & Evolutions.

de Kam, M., 1990. Sphaeropsis (=Diplodia) scheutsterfte, een incident of een permanent probleem? De Dorschkamp Bericht 111.

De Keersmaeker L., 2019. Advies over de ontwikkeling van ecologisch waardevolle bossen op landbouwgronden. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.3803.

De Keersmaeker, L. & Vandekerkhove, K., 2020. Schrijven we de beuk te snel af? Bosrevue 88, 1-16.

De Kort, H., Vander Mijnsbrugge, K., Vandepitte, K. et al. 2015. Evolution, plasticity and evolving plasticity of phenology in the tree species Alnus glutinosa. Journal of evolutionary biology 29 (2), 253-264

De Schrijver, A., Devlaeminck, R., Mertens, J., Wuyts, K., Hermy, M. & Verheyen, K. 2007. On the importance of incorporating forest edge deposition for evaluating exceedance of critical loads. Applied Vegetation Science 10, 293-298.

De Smedt, P., Baeten, L., Gallet-Moron, E., Brunet, J., Cousins, S.A.O., Decocq, G., Deconchat, M., Diekman, M., Giffard, B., Kalda, O., Liira, J., Paal, T., Wulf, M., Hermy, M., Verheyen, K., 2019. Forest edges reduce slug (but not snail) activity-density across Western Europe. Pedobiologia 75, 34-37.

De Smedt, P., Baeten,L, Berg, M., Gallet-Moron, E., Brunet, J., Cousins, S., Decocq, G., Diekmann, M., Giffard, B., De Frenne, P., Hermy, M., Bonte, D., Verheyen, K., 2018. Desiccation resistance determines distribution of woodlice along forest edge-to-interior gradients. European Journal of Soil Biology 85, 1-3.

De Vos, B., De Keersmaeker, L. & Van der Aa, B., 2020. Advies over duurzaam bosbeheer in de Kempen in het licht van verzuring en klimaatverandering. INBO.A.3641

De Vries, W., Weijters, M.J., de Jong, J.J., van Delft, S.P.J., Bloem, J., van den Burg, A., van Duinen, G.A., Verbaarschot, E. & Bobbink, R., 2019. Verzuring van loofbossen op droge zandgronden en herstelmogelijkheden door steenmeeltoediening. Rapport OBN229-DZ. Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE), Driebergen.

Demey, A., De Frenne, P., & Verheyen, K., 2015. Klimaatadaptatie in natuur-en bosbeheer: eindrapport. ForNaLab, UGent.

Den Ouden et al. 2020. Kan uitstel van houtoogst bijdragen aan CO2-mitigatie? Wageningen Environmental Research, rapport 2994.

den Ouden, J., Muys, B., Mohren, G. M. J., & Verheyen, K., 2010. Bosecologie en bosbeheer. Acco.

Dyderski, M.K., Paz, S., Frelich, L.E., and Jagodzinski, A.M., 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? Glob Chang Biol 24, 1150-1163.

Fady et al. 2016. Forests and global change: what can genetics contribute to the major forest management and policy challenges of the twenty-first century? Reg Environ Change 16: 927–939

Falk W. & Hempelmann, N., 2013. Species favourability shift in europe due to climate change: a case study for Fagus sylvatica L. and Picea abies (L.) Karst. Based on an ensemble of climate models. J. Climatol. 1–18.

Forceville E., Mertens, J., Verheyen, K., Devlaeminck, R., 2020. Droogte-robuuste aanplantingstechnieken. Rapport voor het verkrijgen van vitaal en weerbaar (jong) bos. Rapport ForNaLab, UGent.

Geiger, R., Aron, R. H., Todhunter, P., 2009. The climate near the ground. Rowman & Littlefield, Lanham, USA.

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J. M., Hódar, J. A., Castro, J., & Baraza, E., 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. Ecological applications, 14(4), 1128-1138

Gougherty S., Keller S., Fitzpatrick M. 2021. Maladaptation, migration and extirpation fuel climate change risk in a forest tree species. Nature Climate Change 11.

Hagge, J., Müller, J., Bässler, C. et al. 2019. Deadwood retention in forests lowers short-term browsing pressure on silver fir saplings by overabundant deer. Forest Ecology and Management 451, 117531

Hails, R.S., and Crawley, M.J., 1991. The Population Dynamics of an Alien Insect: Andricus quercuscalicis (Hymenoptera: Cynipidae). Journal of Animal Ecology 60, 545-561.

Hufkens, K.; Friedl, M.A.; Keenan, T.F.; Sonnentag, O.; Bailey, A.; O'Keefe, J.; Richardson, A.D. Ecological impacts of a widespread frost event following early spring leaf-out. Global Change Biol 2012, 18, 2365-2377

Jansen et al. 2018. Hoofdstuk 5: verjonging. In: Jansen, P., Boosten, M., Cassaert, M., Cornelis, J., Thomassen, E. & Winnock, M. (Red). Praktijkboek bosbeheer. Uitgave InVerde & Probos.

Keizer, P.J. 2003. Paddestoelvriendelijk natuurbeheer. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Konnert, M., Fady, B., Gömöry, D., A'hara, S., Wolter, F., Ducci, F., Koskela, J., Bozzano, M., Maaten, T., and Kowalczyk, J., 2015. "Use and transfer of forest reproductive material in Europe in the context of climate change. ". (European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), Rome, Italy: Bioversity International).

Kuyper, Th.W., Arnolds, E., Berg, A. van den, Chrispijn, R., Jalink, L. & Veerkamp, M. 2006. Paddestoelen in naaldbossen. De Levende Natuur 107: 228–232

Lemey, A., Defrenne P. & Verheyen, K. 2015. Klimaatadaptatie in natuur- en bosbeheer. Eindrapport. Forest and Nature Lab, UGent.

Maiorano L., Cheddadi R., Zimmermann N.E., Pellissier L., Petitpierre B., Pottier J., Laborde H., Hurdu B.I., Pearman P.B., Psomas A., Singarayer J.S., Broennimann O., Vittoz P., Dubuis A., Edwards M.E., Binney H.A. & Guisan A., 2013. Building the niche through time: using 13,000 years of data to predict the effects of climate change on three tree species in Europe. Global Ecology and Biogeography 22: 302-317.

Matyas, C., Kramer, K., 2016. Climate change affects forest genetic resources: consequences for adaptive management. FORGER Policy Brief.

Meier E.S., Lischke H., Schmatz D.R. & Zimmermann N.E., 2012. Climate, competition and connectivity affect future migration and ranges of European trees. Global Ecology and Biogeography 21 : 164–178.

Merckx, T., Feber R., Hoare, D. Parsons, M., Kelly C. Bourn, N., Macdonald D., 2012. Conserving threatened Lepidoptera: Towards an effective woodland management policy in landscapes under intense human land-use. Biological Conservation 149, 32-39.

Millar, C. I., Stephenson, N. L., & Stephens, S. L., 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. Ecological applications, 17(8), 2145-2151.

MIRA, 2015. Klimaatrapport 2015: over waargenomen en toekomstige klimaatveranderingen. Vlaamse Milieumaatschappij, 2015

Müller, J., Bußler, H., Goßner, M. Rettelbach, T & Duelli, P., 2008. The European spruce bark beetle Ips typographus in a national park: from pest to keystone species. Biodiversity Conservation 17, 2979-3001.

Niinemets Ü & Valladares, F. 2006. Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs. Ecological Monographs, 76(4), 521–547.

Norris, C., Hobson, P., Ibisch, P. L., 2012. Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. Journal of Applied Ecology 49, 562-570.

Oosterbaan et al. 2010. Verjongingstechniek en plantbescherming. In: Den Ouden, J., Muys, B, Mohren F. & Verheyen K. (red). Bosecologie en bosbeheer. Uitg. Acco.

Rambo, T. R., North, M. P., 2009. Canopy microclimate response to pattern and density of thinning in a Sierra Nevada forest. Forest Ecology and Management 257, 435-442.

Rammig, A., Fahse, L., Bebi, P., Bugmann, H., 2007. Wind disturbance in mountain forests: simulating the impact of management strategies, seed supply, and ungulate browsing on forest succession. For. Ecol. Manag. 242 :142–154

Reichgelt A. & Sinke R., 2020. De toekomst van de fijnspar - Wat moet ik doen met mijn fijnsparopstanden? Vakblad natuur bos en landschap 165, 16-17.

Schmidt M., Jochheim, H., Kersebaum K.-C., Lischeid, G., Nendel, C., 2017. Gradients of microclimate, carbon and nitrogen in transition zones of fragmented landscapes – a review. Agricultural and Forest Meteorology 232, 659–671.

Shaw, R.G.; Etterson, J.R. 2012. Rapid climate change and the rate of adaptation: Insight from experimental quantitative genetics. New Phytologist 2012, 195, 752-765.

Slade, E. Merckx, T., Riutta, T., Bebber, D., Redhead, D., Riordan, P., Macdonald D., 2013. Life-history traits and landscape characteristics predict macro-moth responses to forest fragmentation. Ecology 94, 1519-1530.

Stanosz, G. R., Blodgett, J. T., Smith D. R. & Kruger, E. L., 2000. Water stress and *Sphaeropsis sapinea* as a latent pathogen of red pine seedlings. New Phytologist 149, 531-538.

Thomaes A. & De Keersmaeker L. 2011. Onder een tentje van populier. Populier als pionier voor natuurontwikkeling. Natuur.focus 10: 166-170.

Thomassen, E., Wijdeven, S., Boosten, M., Delfoterie W. & Nyssen, B., 2020. Revitalisering Nederlandse Bossen.

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

Thurm, E.A., Hernandez, L., Baltensweiler, A., Ayan, S., Rasztovits, E., Bielak, K., Zlatanov, T.M., Hladnik, D., Balic, B., Freudenschuss, A., Buchsenmeister, R., and Falk, W., 2018. Alternative tree species under climate warming in managed European forests. Forest Ecology and Management 430, 485-497.

Van Lommel & Seynaeve, 2014. Kloempen in de Kempen. Bosrevue 47, 1-4.

Van Vliet, K., 2021. *Sphaeropsis sapinea* - exoot of niet? Kijk op exoten, Feb. 2021.

Vandekerkhove K. 2020. ‘Coldspots’ in bossen: belangrijke ‘hotspots’ voor bosgebonden soorten. Bosrevue 86a, 1-11.

Vandekerkhove K., Verstraeten A., Sioen G. et al., 2020. Klimaatslim bosbeheer: van wetenschappelijke achtergrond naar aandachtspunten voor de praktijk. Advies van het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek INBO.A.4000.

Vander Mijnsbrugge K., De Keersmaeker L., Vandekerkhove K., Vanden Broeck A. 2020. Advies over te gebruiken bosbouwkundig teeltmateriaal bij bosaanleg. Advies INBO.A.3898

Vander Mijnsbrugge, K., and Janssens, A., 2019. Differentiation and Non-Linear Responses in Temporal Phenotypic Plasticity of Seasonal Phenophases in a Common Garden of Crataegus monogyna Jacq. Forests 10.

Vander Mijnsbrugge, K., De Keersmaeker, L., Vandekerkhove, K., Vanden Broeck, A., 2020. Advies over te gebruiken bosbouwkundig teeltmateriaal bij bosaanleg. INBO.A.3898

Vander Mijnsbrugge, K., Depypere, L., Michiels, B., and De Cuyper, B., 2016a. Genetic and temporal plastic variation in bud burst, bud set and flower opening responses of local versus non-local provenances of Prunus spinosa in a provenance trial. Basic and Applied Ecology 17, 262-272.

Vayreda, J., Martinez-Vilalta, J., Gracia M., Canadell, J., & Retana, J. 2016. Anthropogenic-driven rapid shifts in tree distribution lead to increased dominance of broadleaf species. Global Change Biology 22, 3984-3995.

Verstraeten A, Quataert P & Vandekerkhove K, 2006. Onderzoek naar spontane verbossing en actieve bosaanplant op niet-bosbodems: deel 1: vergelijking van de vegetatiestructuur en -soortensamenstelling bij spontane verbossing versus bosaanplanting. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Geraardsbergen. 185 pp.

Verstraeten, A., De Keersmaeker, L. & Vandekerkhove, K. 2003. Populieren, brandnetels en natuurbehoud: omstreden positie van cultuurpopulieren onder de loep. Natuur.Focus 3, 37-41.

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

Vitali V., Büntgen, U. & Bauhus, J. 2017. Silver fir and Douglas fir are more tolerant to extreme droughts than Norway spruce in south-western Germany. Global Change Biology 23(12):5108–5119.

Vitasse, Y.; Rebetez, M. 2018. Unprecedented risk of spring frost damage in switzerland and germany in 2017. Climatic Change, 149, 233-246.

Von Arx, G., Graf Pannatier E., Thimonier A. & Rebetez M., 2013. Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate. Journal of Ecology 101: 1201–1213.

Vranckx G. 2014. Genetic diversity, gene flow and inbreeding in pedunculate oak (Quercus robur L.) in fragmented forest stands. Doctoraatsthesis, KU Leuven, Groep Wetenschap & Technologie

Walentowski, H., Falk, W., Mette, T., Kunz, J., Brauning, A., Meinardus, C., ... & Leuschner, C., 2017. Assessing future suitability of tree species under climate change by multiple methods: a case study in southern Germany. Annals of Forest Research, 60(1), 101-126.

Whittet, R., Cavers, S., Ennos, R., and Cottrell, J., 2019. Genetic considerations for provenance choice of native trees under climate change in England. Edinburgh: Forestry Commission.

Wuyts K., de Schrijver A., Staelens J., Verheyen K., 2013. Edge effects on soil acidification in forests on sandy soils under high deposition load. Water, air and soil pollution - 224:6, 1545.

Zohner C. M., Mo L., Renner S. S., Svenning J.-C., Vitasse Y., Benito B. M., … Crowther, T. W., 2020. Late-spring frost risk between 1959 and 2017 decreased in North America but increased in Europe and Asia. Proceedings of the National Academy of Sciences Jun 2020, 117 (22) 12192-12200; DOI: 10.1073/pnas.1920816117

5.1 AANVULLENDE LITERATUUR EN ACHTERGRONDINFORMATIE (VOOR WIE MEER WIL WETEN)

Aertsen W., Janssen E., Kint V., Bontemps J.D., Van Orshoven J. & Muys B., 2014. Long-term growth changes of common beech (Fagus sylvatica L.) are less pronounced on highly productive sites. Forest Ecology and Management 312: 252–259.

Alberto, F.J.; Aitken, S.N.; Alia, R.; Gonzalez-Martinez, S.C.; Hanninen, H.; Kremer, A.; Lefevre, F.; Lenormand, T.; Yeaman, S.; Whetten, R., et al. Potential for evolutionary responses to climate change - evidence from tree populations. Glob Chang Biol 2013, 19, 1645-1661.

Bonan, G.B. 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. Science 320, 1444-1449.

Brunet-Navarro P. et al. 2018. Effect of cascade use on the carbon balance of the German and European wood sectors. Journal of Cleaner Production 170, 137-146.

De Frenne P. et al. 2013. Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 110: 18561-18565.

Ellison D. et al. 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. Global Environ. Chang., 43, 51–61

Finkeldey R. & Ziehe M. 2004. Genetic implications of silvicultural regimes. For Ecol Manage 197: 231-244

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

Garcia-Quijano J.F. et al. 2005. An integrated decision support framework for the prediction and evaluation of efficiency, environmental impact and total social cost of domestic and international forestry projects for greenhouse gas mitigation: description and case studies. Forest Ecology and Management 207: 245–262.

Gessler A., Bottero A., Marshall J. & Arend M., 2020. The way back: recovery of trees from drought and its implication for acclimation. New Phytologist., doi.org/10.1111/nph.16703.

Giuggiola A. et al. 2013. Reduction of stand density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. Forest Ecology and Management 310:827-835.

Grebenc T., Christensen M., Vilhar U., Čaater M., Martin M.P., Simoniči P. & Kraigher H., 2009. Response of ectomycorrhizal community structure to gap opening in natural and managed temperate beech-dominated forests. Canadian Journal of Forest Research 39:1375–1386.

Hafner B.D., Hesse B.D. & Grams T.E.E.(2020. Friendly neighbours: Hydraulic redistribution accounts for one quarter of water used by neighbouring drought stressed tree saplings. Plant Cell Environ. 2020: 1– 14.

Hoegh-Guldberg O, Hughes L, McIntyre S, et al. 2008. Assisted colonization and rapid climate change. Science 321:345-346.

Jiang et al. 2020. The fate of carbon in a mature forest under carbon dioxide enrichment. Nature 580, 191-192. doi: 10.1038/d41586-020-00962-0

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

Klein T., Siegwolf R. T. & Körner C., 2016. Belowground carbon trade among tall trees in a temperate forest. Science, 352(6283): 342–344.

Kutsch W.L., Wirth C., Kattge J., Nöllert S., Herbst M. & Kappen L., 2009. Ecophysiological characteristics of mature trees and stands – consequences for old-growth forest productivity. In Wirth C. et al. (eds.) Old-Growth Forests. Ecol. Studies 207. Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 57-79.

Leuschner C., 2020. Drought response of European beech (Fagus sylvatica L.) – a review,Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, doi:https://doi.org/10.1016/j.ppees.2020.125576

Lindner, M.; Maroschek, M.; Netherer, S.; Kremer, A.; Barbati, A.; Garcia-Gonzalo, J.; Seidl, R.; Delzon, S.; Corona, P.; Kolstrom, M., et al. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. Forest Ecology and Management 2010, 259, 698-709.

Maes, B., Bastiaens, J., Brinkkemper, O., Deforce, K., Rövekamp, C., Van Den Bremt, P., and Zwaenepoel, A., 2006. Inheemse bomen en struiken in Nederland en Vlaanderen. Amsterdam, Nederland: Boom Uitgevers Amsterdam.

Moraal L. & Jagers op Akkerhuis, G. 2011. Changing patterns in insect pests on trees in The Netherlands since 1946 in relation to human induced habitat changes and climate factors—An analysis of historical data. Forest Ecology and Management 261, 50-61.

Muller, M.; Kempen, T.; Finkeldey, R.; Gailing, O. Low population differentiation but high phenotypic plasticity of European beech in germany. Forests 2020, 11

Muys et al. 2002. Scenario's voor broeikasgasreductie door vastlegging van koolstof en energiesubstitutie: ruimtebeslag, milieu-impact en kostenefficiëntie. Eindrapport PBO98/41/16. Laboratorium voor Bos, Natuur en Landschap, K.U.Leuven; Onderzoeksgroep Planten- en Vegetatie-Ecologie Universiteit Antwerpen, Centrum voor Economische Studiën, K.U.Leuven.

Nabuurs G.J., & Hommel P.W.F.M., 2007. Klimaatverandering en het Nederlandse bos: geen doemscenario's graag. Vakblad Natuur Bos Landschap 4(8): 8-13.

Nicotra, a.B.; Atkin, O.K.; Bonser, S.P.; Davidson, a.M.; Finnegan, E.J.; Mathesius, U.; Poot, P.; Purugganan, M.D.; Richards, C.L.; Valladares, F., et al. Plant phenotypic plasticity in a changing climate. Trends in plant science 2010, 15, 684-692.

Nitsch P. et al. 2018. Forest continuity, soil depth and tree species are important parameters for SOC stocks in an old forest (Templiner Buchheide, northeast Germany). Geoderma 310, 65–76.

Nussbaumer et al. 2020. Extreme summer heat and drought lead to early fruit abortion in European beech. Nature - Scientific Reports volume 10, Article number: 5334.

Petit, S., Claessens, H., Vincke, C., Ponette, Q., & Marchal, D., 2017. Le Fichier écologique des essences, version 2.0. Forêt. Nature, (143), 12-19.

Schreel J.D.M., von der Crone J.S., Kangur O. & Steppe K., 2019. Influence of drought on foliar water uptake capacity of temperate tree species. Forests 10: 562.

Shi L., Guttenberger M., Kottke I. & Hampp R., 2002. The effect of drought on mycorrhizas of beech (Fagus sylvatica L.): changes in community structure, and the content of carbohydrates and nitrogen storage bodies of the fungi. Mycorrhiza 12: 303–311.

Sioen G., Verschelde P. & Roskams P., 2020. Bosvitaliteitsinventaris 2019. Resultaten uit het bosvitaliteitsmeetnet. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (20). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Spathelf et al. ·2015. Is Close-to-Nature Silviculture (CNS) an adequate concept to adapt forests to climate change? · Applied Agricultural and Forestry Research 65, 161-170.

Sturrock, R.N. et al. 2011. Climate change and forest diseases. Plant Pathology 60, 133–149.

Tricot et al. 2015. Oog voor het klimaat. Uitgave KMI van België.

Van der Aa et al. 2015. Effecten van klimaatverandering op natuur en bos. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.9952476)

 doi.org/10.21436/inbor.71707724

Vitasse, Y.; Delzon, S.; Bresson, C.C.; Michalet, R.; Kremer, A. Altitudinal differentiation in growth and phenology among populations of temperate-zone tree species growing in a common garden. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere 2009, 39, 1259-1269

Vranckx G. et al. 2014. Tree density and population size affect pollen flow and mating patterns in small fragmented forest stands of pedunculate oak (Quercus robur L.). Forest Ecology and Management 328: 254–261.

Zellweger, F., De Frenne, P., Lenoir, J., Vangansbeke, P., Verheyen, K., Bernhardt-Römermann M., Baeten, L., et al., 2020. Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. Science 368, 772–775

De lijst van aanbevolen herkomsten is raadpleegbaar via volgende link :

https://www.inbo.be/nl/bosbouwkundig-teeltmateriaal

De Nederlandse Rassenlijst is hier raadpleegbaar :

https://www.rassenlijstbomen.nl/nl/Home.htm

6 BIJLAGE

Bijlage 1 : beoordeling van klimaatrobuustheid van een aantal veelvoorkomende boom- en struiksoorten in Vlaanderen* Scores tussen 1 (=zeer weinig tolerant) tot 5 (= zeer tolerant)(Bron: Niinemets & Valladares, 2006).

Soort	Oorsprong	Schaduw-tolerantie	Droogte-tolerantie	Overstromings-tolerantie
Abies alba	Europe	4.6±0.06	1.81±0.28	1.02±0.02
Abies grandis	North America	4.01±0.19	2.33±0.33	1.57±0.3
Acer campestre	Europe	3.18±0.14	2.93±0.32	1.89±0.18
Acer platanoides	Europe	4.2±0.37	2.73±0.16	1.46±0.23
Acer pseudoplatanus	Europe	3.73±0.21	2.75±0.16	1.1±0.08
Aesculus hippocastanum	Europe	3.43±0.27	2.82±0.15	1.39±0.17
Ailanthus altissima	East Asia	2.44±0.44	2.96±0.12	1.52±0.27
Alnus glutinosa	Europe	2.71±0.5	2.22±0.66	3.9±0.2
Alnus incana	Europe	2.3±0.25	1.89±0.29	2.84±0.34
Betula pendula	Europe	2.03±0.09	1.85±0.21	1.67±0.12
Betula pubescens	Europe	1.85±0.07	1.27±0.18	2.98±0.21
Carpinus betulus	Europe	3.97±0.12	2.66±0.16	1.65±0.06
Castanea sativa	Europe	3.15±0.23	3.46±0.18	1.32±0.28
Cedrus libani	Europe	1.35	2.75	1.03
Chamaecyparis lawsoniana	North America	3.67±0.38	2.06±0.58	1.02±0.02
Cornus mas	Europe	2.68±0.33	3.17±0.42	1.77±0
Cornus sanguinea	Europe	1.93	3.04	1.88±0.11
Corylus avellana	Europe	3.53±0.23	3.04	1.68±0.09
Crataegus laevigata agg.	Europe	2.45±0.28	2.9±0.15	1.1±0.08
Crataegus monogyna agg.	Europe	1.93±0	3.46±0.42	1.68±0.09
Cupressus sempervirens	Europe	1.35	4.95	1.03
Euonymus europaeus	Europe	3.02±0.19	3.04±0	2.11
Fagus sylvatica	Europe	4.56±0.11	2.4±0.43	1.02±0.01
Frangula alnus	Europe	2.66±0	1.37±0	3.19±0
Fraxinus excelsior	Europe	2.66±0.13	2.5±0.25	2.7±0.3
Fraxinus ornus	Europe	3.02±0.38	4.31±0.41	2.5
Ginkgo biloba	East Asia	1.34±0.33	3.99±0.47	1.13±0.27
Hippophae rhamnoides	Europe	1.2±0	3.46±0.42	1.88±0.11
Ilex aquifolium	Europe	3.86±0.19	3.04±0	1.39±0.39
Juglans nigra	North America	1.93±0.25	2.38±0.38	1.83±0.27
Juglans regia	Europe	2.27±0.24	2.98±0.22	1.42±0.09
Juniperus communis	North America	1.71±0.52	4.41±0.59	2.07±0.07
Larix decidua	Europe	1.46±0.29	2.31±0.55	1.1±0.08
Larix kaempferi	East Asia	1.38±0.21	3±1	1.58±0.43
Larix × eurolepis	Europe	1.5	2.5	1
Ligustrum vulgare	Europe	2.29±0.19	3.46±0.42	1.88±0.11
Malus sylvestris	Europe	2.32±0.2	3.16±0.18	1.68±0.09
Mespilus germanica	Europe	2.66	3.88	1.04

doi.org/10.21436/inbor.71707724

Metasequoia glyptostroboides	East Asia	3	2.38±0.38	1.52±0.48
Picea abies	Europe	4.45±0.5	1.75±0.41	1.22±0.12
Picea omorika	Europe	4.65	2.75	1.03
Picea sitchensis	North America	3.85±0.36	1.52±0.15	1.99±0.22
Pinus nigra	Europe	2.1±0.43	4.38±0.47	1.39±0.38
Pinus ponderosa	North America	1.64±0.15	4.32±0.32	1.02±0.02
Pinus strobus	North America	3.21±0.2	2.29±0.38	1.03±0.02
Pinus sylvestris	Europe	1.67±0.33	4.34±0.47	2.63±0.08
Platanus orientalis	Europe	3	3.5	2
Platanus × acerifolia	Europe	3	3.35±0.35	2.63±0.37
Populus alba	Europe	2.3±0.25	2.67±0.23	1.84±0.07
Populus nigra	Europe	2.46±0.09	2.2±0.38	3.7±0.3
Populus tremula	Europe	2.22±0.07	2.85±0.25	2.07±0.04
Populus × canadensis	Europe	1.67±0.33	1.77±0.23	2.13±0.13
Populus × canescens	Europe	2.66	2.21	1.77
Prunus avium	Europe	3.33±0.33	2.66±0.22	1.19±0.17
Prunus mahaleb	Europe	2.29±0.38	4.31±0.41	1.2±0.2
Prunus padus	Europe	3.26±0.09	1.93±0.1	3.19±0
Prunus serotina	North America	2.46±0.34	3.02±0.02	1.06±0.06
Prunus spinosa	Europe	1.86±0.44	3.46±0.42	1.68±0.09
Pseudotsuga menziesii	North America	2.78±0.18	2.62±0.41	1.79±0.12
Pyrus pyraster	Europe	2.26±0.42	3.31±0.59	1.77
Quercus cerris	Europe	2.55±0.11	4.29±0.21	1.29±0.25
Quercus palustris	North America	2.49±0.51	2.38±0.38	3.49±0.17
Quercus petraea	Europe	2.73±0.27	3.02±0.15	1.2±0.2
Quercus pubescens	Europe	2.31±0.22	4.1±0.25	1.39±0.39
Quercus robur	Europe	2.45±0.28	2.95±0.31	1.89±0.18
Quercus rubra	North America	2.75±0.18	2.88±0.12	1.12±0.06
Rhamnus cathartica	Europe	1.93±0	3.46±0.42	2.25±0.26
Robinia pseudoacacia	North America	1.72±0.25	4.11±0.65	1.07±0.08
Rosa arvensis	Europe	2.66±0	3.46±0.42	1.04
Rosa canina	Europe	1.93±0.38	3.46±0.42	1.77
Rosa pimpinellifolia	Europe	1.2±0	4.3±0.42	1.77
Rosa scabriuscula	Europe	1.2	4.72	1.04
Rosa tomentosa	Europe	1.56±0.19	3.88±0	1.04
Rosa villosa	Europe	2.5±0.3	3.88±0.84	1.04
Salix alba	Europe	1.99±0.18	2±0.21	4.1±0.03
Salix aurita	Europe	1.93±0	0.53±0	4.27
Salix caprea	Europe	2.16±0.08	2.24±0.23	2.84±0.34
Salix cinerea	Europe	1.93±0	0.11±0.42	4.13±0.15
Salix fragilis	Europe	1.42±0.18	1.23±0.39	3.94±0.02
Salix triandra	Europe	1.93±0	0.9±0.3	3.9±0.15
Salix viminalis	Europe	1.93±0	0.53±0	3.9±0.15
Sambucus nigra	Europe	2.29±0.19	3.04±0	1.68±0.09
Sequoia sempervirens	North America	4.21±0.21	2	0.95±0.05
Sequoiadendron giganteum	North America	3.05±0.24	2.88±0.12	1.27±0.27
Sorbus aria	Europe	3±0.16	3.55±0.12	1.32±0.28
Sorbus aucuparia	Europe	2.73±0.21	2.11±0.34	1.76±0.13

Sorbus domestica	Europe	3.53±0.18	3.52±0.26	1.04
Sorbus intermedia	Europe	2.66±0	2.21	1.04
Sorbus torminalis	Europe	3.38±0.2	3.74±0.13	1.04
Taxodium distichum	North America	2.13±0.06	3.25±0.38	4.93±0.06
Taxus baccata	Europe	4.43±0.13	3.01±0.17	1.32±0.28
Thuja plicata	North America	4.73±0.15	2.23±0.25	1.01±0.04
Tilia cordata	Europe	4.18±0.16	2.75±0.15	1.83±0.16
Tilia platyphyllos	Europe	4±0.2	2.52±0.16	1.02±0.02
Tilia × vulgaris	Europe	3.49	3.04	1.77
Tsuga canadensis	North America	4.83±0.14	1	1.25±0.25
Tsuga heterophylla	North America	4.96±0.07	1.17±0.17	0.95±0.05
Ulex europaeus	Europe	1.93±0	3.04±0	1.77
Ulmus glabra	Europe	3.53±0.13	2.41±0.13	2.03±0.44
Ulmus laevis	Europe	3.67±0.2	1.45±0.22	2.83
Ulmus minor	Europe	3.36±0.11	3.39±0.15	2.06±0.07
Viburnum lantana	Europe	1.93±0	3.46±0.42	1.68±0.09

*Deze lijst bevat ook een aantal uitheemse en zelfs invasieve soorten, en is dus niet te beschouwen als een lijst van 'aanbevolen' soorten. Deze lijst geeft enkel aan in welke mate een soort gevoelig is voor overschaduwing, droogte en overstroming. Ze geeft geen aanwijzingen naar standplaatsgeschiktheid. Hiervoor dienen andere bronnen (Uyttenbroeck et al. 2014) en tools zoals de online-tool voor bodemgeschikheid voor bosbomen (www.bobo.inbo.be) worden gebruikt.

doi.org/10.21436/inbor.71707724

Bijlage 2: Overzicht van mogelijke rijkstrooiselsoorten en kwartiermakers; de rijkstrooiselsoorten vereisen een rijkere bodem om goed te groeien; de kwartiermakers groeien ook vrij goed op arme zandgronden (tabel aangepast uit Thomassen et al., 2020).

Betula pendula	Ruwe berk	kwartiermaker
Corylus avellana	Hazelaar	kwartiermaker
Populus tremula	ratelpopulier	kwartiermaker
Rhamnus frangula	Vuilboom (sporkehout)	kwartiermaker
Salix caprea/aurita	Boswilg	kwartiermaker
Sorbus aucuparia	Lijsterbes	kwartiermaker
Acer pseudoplatanus	Gewone esdoorn	rijkstrooiselsoort/kwartiermaker
Ulmus campestris/minor/carpinifolia	Veldiep	rijkstrooiselsoort/kwartiermaker
Populus X canescens	Grauwe abeel	rijkstrooiselsoort
Acer platanoides	Noorse esdoorn	rijkstrooiselsoort
Acer campestris	Veldesdoorn	rijkstrooiselsoort
Carpinus betulus	Haagbeuk	rijkstrooiselsoort
Fraxinus excelsior	Gewone es	rijkstrooiselsoort
Populus sp.	Cultuurpopulier	rijkstrooiselsoort
Prunus avium	Boskers	rijkstrooiselsoort
Prunus padus	Europese vogelkers	rijkstrooiselsoort
Salix alba/viminalis...	Boomvormende wilgen	rijkstrooiselsoort
Tilia cordata	Winterlinde	rijkstrooiselsoort
Ulmus laevis	Steeliep/fladderiep	rijkstrooiselsoort