



probos



Nederlandse Voedsel- en
Warenautoriteit
Ministerie van Landbouw,
Natuur en Voedselkwaliteit

Risicobeoordeling uitheemse klimaatbestendige boomsoorten

Een beoordeling van de potentiële invasiviteit van acht
boomsoorten middels het Harmonia+-protocol



Gino van Maaren, Inge Verbeek, Paul Copini, Joyce Penninkhof, Baudewijn Odé, Jesse Beyer, Johan van Valkenburg & Jenneke Leferink

Wageningen, december 2024



probos



FLORON



Nederlandse Voedsel- en
Warenautoriteit
Ministerie van Landbouw,
Natuur en Voedselkwaliteit

Risicobeoordeling uitheemse klimaatbestendige boomsoorten

Een beoordeling van de potentiële invasiviteit van acht
boomsoorten middels het Harmonia+-protocol

Gino van Maaren, Inge Verbeek, Paul Copini, Joyce Penninkhof, Baudewijn Odé, Jesse
Beyer, Johan van Valkenburg & Jenneke Leferink

Wageningen, december 2024

Colofon

© Stichting Probos, Wageningen, december 2024

Auteurs: Gino van Maaren ¹, Inge Verbeek ², Paul Copini ², Joyce Penninkhof ¹ & Baudewijn Odé ³, Jesse Beyer ⁴, Johan van Valkenburg ⁴ & Jenneke Leferink ⁵

1. Stichting Probos, Wageningen;
2. Wageningen University & Research (WUR), Wageningen;
3. FLORON, Nijmegen;
4. Nederlands Instituut voor Vectoren, Invasieve Planten en Plantgezondheid (NIVIP), Wageningen;
5. bureau Risicobeoordeling & onderzoek (BuRO) van de Nederlandse Voedsel- & Warenautoriteit (NVWA), Wageningen

Titel: Risicobeoordeling uitheemse klimaatbestendige boomsoorten
Een beoordeling van de potentiële invasiviteit van acht boomsoorten middels het Harmonia+-protocol

Uitgever: Stichting Probos
Postbus 253, 6700 AG Wageningen
tel. 0317-46 65 55
mail@probos.nl
www.probos.nl

Opdrachtgever:
Jenneke Leferink
bureau Risicobeoordeling & onderzoek (BuRO) van de Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit (NVWA)

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.
- Stichting Probos aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Samenvatting

In opdracht van het bureau Risicobeoordeling & onderzoek (BuRO) van de Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit (NVWA) is een risicobeoordeling opgesteld. Het doel is inzicht te krijgen in de potentiële invasiviteit van acht uitheemse boomsoorten die mogelijk aangeplant kunnen gaan worden in het kader van klimaatslim bosbeheer, maar waarvan onvoldoende bekend is of deze soorten op termijn invasief kunnen worden. De boomsoorten die geselecteerd zijn, staan niet al op de Europese Unielijst invasieve exoten en er zijn geen recente risicobeoordelingen voor de soorten uitgevoerd. De acht beoordeelde boomsoorten zijn: Amerikaanse tulpenboom (*Liriodendron tulipifera*), boomhazelaar (*Corylus colurna*), donzige eik (*Quercus pubescens*), elsbes (*Torminalis glaberrima*), hartbladige els (*Alnus cordata*), Oosterse beuk (*Fagus orientalis*), zeeden (*Pinus pinaster*) en zwarte walnoot (*Juglans nigra*).

Voor elke boomsoort is een literatuurstudie uitgevoerd om de beschikbare kennis en inzichten bij elkaar te brengen. Deze informatie is vervolgens gebruikt door een team van deskundigen om de boomsoorten te beoordelen met het Harmonia⁺-protocol. Op basis van een consensusbenadering zijn de definitieve risicobeoordelingen en -classificaties bepaald. Zoals gebruikelijk, zijn zowel de gemiddelde als de maximale risico- en zekerheidsscores berekend. Het (gewogen) gemiddelde van de verschillende effecten vormt de gemiddelde score per risicocategorie. Bij de maximale score wordt het hoogst scorende effect binnen de specifieke risicocategorie aangehouden. Als men evenveel waarde hecht aan de verscheidene effecten binnen de risicocategorieën, dan kan de gemiddelde score aangehouden worden. Als het hoogste risico per risicocategorie bepalend is, bijvoorbeeld vanuit het voorzorgsprincipe, dan kan beter de maximale score gebruikt worden.

Aanplant en natuurlijke verspreiding vormen voor (bijna) alle beoordeelde boomsoorten belangrijke bronnen van introducties en verdere verspreiding. Onopzettelijke introducties of verspreiding lijkt alleen bij Oosterse beuk een noemenswaardig risico te vormen als gevolg van mogelijke verwarring met gewone beuk (*Fagus sylvatica*). Verder biedt Nederland voor elk van de beoordeelde boomsoorten geschikte standplaatsen (habitats) voor vestiging. Het Nederlandse klimaat lijkt optimaal voor vestiging van de meeste soorten. Voor hartbladige els en zeeden is het huidige klimaat in Nederland suboptimaal, maar de verwachting is dat dit verbeterd door de stijgende temperaturen met klimaatverandering.

Negatieve effecten van de acht boomsoorten worden vooral verwacht op het milieu (biodiversiteit en het ecosysteem) en op de plantenteelt. Concurrentie en hybridisatie met inheemse soorten evenals de mogelijke overdracht van ziektes en plagen vormen de grootste risico's. Daarnaast kunnen enkele soorten mogelijk de (a)biotiek van het ecosysteem veranderen. De risico's op negatieve effecten op (gedomesticeerde) dieren, de volksgezondheid of infrastructuur zijn overwegend (zeer) laag. Boomhazelaar en hartbladige els zijn wel echter belangrijke allergieebomen voor hooikoorts.

Klimaatverandering zal naar verwachting zorgen voor meer introductie, betere vestigingskansen voor het merendeel van de onderzochte boomsoorten en meer kansen voor verdere verspreiding. Bij een aantal soorten kan de verwachte grotere verspreiding leiden tot meer of grotere effecten op biodiversiteit, het ecosysteem, de plantenteelt en/of volksgezondheid (hooikoorts). De verwachting is niet dat de effecten op (gedomesticeerde) dieren of infrastructuur veranderen bij klimaatverandering.

Als de gemiddelde scores per risicocategorie worden gehanteerd, dan krijgen zwarte walnoot (0,087), Amerikaanse tulpenboom (0,143), elsbes (0,149), donzige eik (0,206) en Oosterse beuk (0,316) een lage risicoscore. Zeeden (0,340), boomhazelaar (0,346) en hartbladige els (0,475) hebben een matige risicoscore. Als de maximale scores per risicocategorie worden gehanteerd, dan krijgen zwarte walnoot (0,417), Amerikaanse tulpenboom (0,417), boomhazelaar (0,417), elsbes (0,500) en donzige eik (0,625) een matige risicoscore. Hartbladige els (0,917), Oosterse beuk (1,000) en zeeden (1,000) hebben nu een hoge risicoscore.

Op basis van de risicobeoordeling lijken zwarte walnoot, elsbes en boomhazelaar een (overwegend) laag risico op potentiële invasiviteit en problemen te vormen. De drie soorten zijn weinig concurrentiekrachtig, vooral wanneer ze overschaduwd worden door andere bomen. Hybridisatie met inheemse boomsoorten treedt zelden tot nooit op. Boomhazelaar kan naar verwachting wel een belangrijke allergenenboom voor hooikoorts vormen. In menging met andere boomsoorten kan zeeden een interessante soort zijn voor multifunctionele bossen in Nederland. Het wordt echter afgeraden om zeeden te planten in of nabij open duingebieden of andere natuurgebieden waar openheid gewenst is.

Amerikaanse tulpenboom lijkt eveneens een (redelijk) veilige keuze, maar bezit wel eigenschappen die (in de toekomst) kunnen leiden tot invasief gedrag. Bovendien komen er maar weinig diersoorten voor op planten uit de Magnoliaceae-familie, waar ook de Amerikaanse tulpenboom onder valt. Daarom is het advies om Amerikaanse tulpenboom niet (op grote schaal) aan te planten. Verder is het af te raden om donzige eik of Oosterse beuk aan te planten in de buurt van zomer- en wintereiken of gewone beuk. Dit geldt in het bijzonder voor autochtone populaties van zomer- en wintereik en gewone beuk. Donzige eik en Oosterse beuk kunnen immers makkelijk hybridiseren met respectievelijk andere eiken- en beukensoorten. Ten slotte, het wordt afgeraden om hartbladige els aan te planten in bosverband. De soort kan makkelijk open gebieden koloniseren en op nutriëntarme bodem zorgen voor stikstofverrijking van de bodem, waardoor planten die afhankelijk zijn van stikstofarme omstandigheden weggeconcentreerd worden. Daarnaast is er een (klein) risico op hybridisatie met de inheemse zwarte els (*Alnus glutinosa*) én hartbladige els is een allergenenboom voor hooikoorts.

'Nieuwe' boomsoorten kunnen het beste eerst kleinschalig geplant worden. Dit geldt voor aanplant in bosverband, buiten bossen én in stedelijk gebied. Door de 'nieuwe', uitheemse soort op kleine schaal te planten en goed te monitoren, kan er veel geleerd worden over hoe de soort zich gedraagt (in die specifieke situatie). Bij positieve resultaten kan langzaam naar een grotere schaal toegewerkt worden. Hiernaast is ook monitoring van bestaande, al oudere aanplant belangrijk, zodat men kan leren hoe de boomsoorten zich gedragen op hogere leeftijd en of bijvoorbeeld verwildering optreedt. Tot slot is het van belang om goed te documenteren welke boomsoorten en herkomsten waar geplant zijn. Op die manier is dit op een later moment ook nog te herleiden.

Er zijn nog wel diverse kennishiaten. Zo is er maar weinig bekend over de impact van de onderzochte boomsoorten op niet-boomsoorten, zoals struiken, varens of kruiden in de ondergroei. Dit vraagt om goede monitoring. Daarnaast is voor een aantal soorten ook niet uit te sluiten of er hybridisatie met inheemse soorten kan optreden. Ditzelfde geldt voor de mogelijke overdracht van ziektes en plagen op inheemse soorten.

Summary

A risk assessment has been drawn up on behalf of the Office for Risk Assessment & Research (BuRO) of the Netherlands Food and Consumer Product Safety Authority (NVWA). The aim is to gain insight into the potential invasiveness of eight non-native tree species that could potentially be planted in the context of climate-smart forestry, but for which it is not sufficiently known whether these species could become invasive in the long term. Furthermore, the tree species may not already be on the EU's list of Invasive Alien Species of Union concern (the Union List) and there may be no recent risk assessments for the species. The eight tree species assessed are: American tulip tree (*Liriodendron tulipifera*), black walnut (*Juglans nigra*), downy oak (*Quercus pubescens*), Italian alder (*Alnus cordata*), maritime pine (*Pinus pinaster*), Oriental beech (*Fagus orientalis*), wild service tree (*Torminalis glaberrima*), and Turkish hazel (*Corylus colurna*).

A literature study was carried out for each tree species to collect the available knowledge and insights. A team of experts then used this information to assess the tree species using the Harmonia+ protocol. The final risk assessments and classifications were determined based on a consensus approach. As is usual, both the average and maximum risk and certainty scores have been calculated. The (weighted) average of the various effects forms the average score per risk category. The maximum score is based on the highest scoring effect within the specific risk category. If one attaches equal importance to the various effects within the risk categories, then the average score can be used. If the highest risk per risk category is decisive, for example based on the precautionary principle, then it is better to use the maximum score.

Planting and natural spread are important sources of introduction and further spread for (almost) all assessed tree species. Accidental introductions or spread appears to pose a noteworthy risk only to Oriental beech due to potential confusion with common beech (*Fagus sylvatica*). Furthermore, the Netherlands offers suitable locations (habitats) for establishment for each of the assessed tree species. The Dutch climate already seems optimal for the establishment of most species. The current climate in the Netherlands is suboptimal for Italian alder and maritime pine, but this is expected to improve due to rising temperatures with climate change.

When the assessed tree species are established, mainly negative effects on environmental (biodiversity and ecosystem functioning) and plant cultivation targets are expected. Competition and hybridisation with native species and the potential transmission of diseases and pests hereby pose the greatest risks. In addition, some of the assessed tree species might cause changes to the (a)biotics of ecosystems. The risks of negative effects on (domesticated) animals, public health or infrastructure are predominantly (very) low. Turkish hazel and Italian alder, however, are important allergen trees for hay fever.

Climate change is expected to lead to more introductions and better establishment opportunities for the majority of the assessed tree species as well as more opportunities for further spread. For a number of species, the expected greater spread may lead to more or greater impacts on biodiversity, the ecosystem, plant cultivation and/or public health (hay fever). The effects on (domesticated) animals or infrastructure are not expected to change as a result of climate change.

Looking at the average scores per risk category, black walnut (0.087), American tulip tree (0.143), wild service tree (0.149), downy oak (0.206) and Oriental beech (0.316) receive a low risk score. Maritime pine (0.340), Turkish hazel (0.346) and Italian alder (0.475) have a moderate risk score. When using the maximum scores per risk category, then black walnut (0.417), American tulip tree (0.417), Turkish hazel (0.417), wild service tree (0.500) and downy oak (0.625) receive a moderate

risk score. Italian alder (0.917), Oriental beech (1,000) and maritime pine (1,000) now have a high risk score.

Based on the risk assessment, black walnut, wild service tree and Turkish hazel appear to pose a (mainly) low risk of potential invasiveness and problems. The three species are not very competitive, especially when in the shade of other trees. Hybridisation with native tree species rarely or never occurs. Turkish hazel, however, is expected to be an important allergen tree for hay fever. When mixed with other tree species, maritime pine can nevertheless be an interesting species for multifunctional forests in the Netherlands. However, it is not recommended to plant maritime pine in or near open dune areas or other nature areas where openness is desired.

American tulip tree also seems to be a (reasonably) safe choice, but it does possess properties that can (in the future) lead to invasive behaviour. Moreover, few animal species depend on plants from the Magnoliaceae family, which includes the American tulip tree. It is therefore advisable not to plant American tulip trees (on a large scale). Furthermore, it is not recommended to plant downy oak or Oriental beech near pedunculate oak, sessile oak or common beech. This applies in particular to autochthonous populations of pedunculate oaks, sessile oaks or common beech. After all, downy oak and Oriental beech can easily hybridise with other oak and beech species, respectively. Finally, it is not recommended to plant Italian alder in a forest context. The species can easily colonise open areas and provide nitrogen enrichment on nutrient-poor soil, causing plants that depend on nitrogen-poor conditions to be outcompeted and consequently disappear. In addition, there is a (small) risk of hybridisation with the native black alder (*Alnus glutinosa*) and heart-leaved alder is an allergen tree for hay fever.

'New' tree species can best be planted on a small scale at first. This applies to plantings in a forest context as well as outside forests and in urban areas. By planting the 'new', non-native species on a small scale and closely monitoring it, much can be learned about how the species behaves (in that specific situation). If the results are positive, planting can start to occur on a larger scale. In addition, monitoring of existing, older plantings is also important, so that one can learn how the tree species behave at an older age and whether, for example, naturalisation occurs. Finally, it is key to properly document which tree species and origins are planted where. This way it can be traced back at a later time.

There are still several knowledge gaps. For example, little is known about the impact of the assessed tree species on non-tree species, such as shrubs, ferns, or herbs in the undergrowth. This asks for more monitoring. In addition, it cannot be ruled out that hybridization with native species may occur for a number of species. The same applies to the possible transmission of diseases and pests to native species.

Inhoudsopgave

Samenvatting	4
Summary	6
1 Inleiding	11
1.1 Aanleiding	11
1.2 Leeswijzer	11
2 Methode	12
2.1 Selectie van te beoordeelden boomsoorten	12
2.2 Literatuurstudie	13
2.3 Het Harmonia ⁺ -protocol	13
2.4 Risicobeoordeling en -classificatie	16
3 Amerikaanse tulpenboom (<i>Liriodendron tulipifera</i>)	17
3.1 Soortomschrijving	17
3.2 Kans op introductie	18
3.3 Kans op vestiging	19
3.4 Kans op verspreiding	20
3.5 Effecten	20
3.6 Risicobeoordeling	21
4 Boomhazelaar (<i>Corylus colurna</i>)	28
4.1 Soortomschrijving	28
4.2 Kans op introductie	29
4.3 Kans op vestiging	30
4.4 Kans op verspreiding	30
4.5 Effecten	31
4.6 Risicobeoordeling	31
5 Donzige eik (<i>Quercus pubescens</i>)	38
5.1 Soortomschrijving	38
5.2 Kans op introductie	39
5.3 Kans op vestiging	39
5.4 Kans op verspreiding	41
5.5 Effecten	41
5.6 Risicobeoordeling	42

6	Elsbes (<i>Torminalis glaberrima</i>)	49
6.1	Soortomschrijving	49
6.2	Kans op introductie	50
6.3	Kans op vestiging	50
6.4	Kans op verspreiding	52
6.5	Effecten	52
6.6	Risicobeoordeling	53
7	Hartbladige els (<i>Alnus cordata</i>)	60
7.1	Soortomschrijving	60
7.2	Kans op introductie	61
7.3	Kans op vestiging	62
7.4	Kans op verspreiding	62
7.5	Effecten	63
7.6	Risicobeoordeling	64
8	Oosterse beuk (<i>Fagus orientalis</i>)	71
8.1	Soortomschrijving	71
8.2	Kans op introductie	72
8.3	Kans op vestiging	73
8.4	Kans op verspreiding	73
8.5	Effecten	74
8.6	Risicobeoordeling	75
9	Zeeden (<i>Pinus pinaster</i>)	82
9.1	Soortomschrijving	82
9.2	Kans op introductie	83
9.3	Kans op vestiging	84
9.4	Kans op verspreiding	85
9.5	Effecten	86
9.6	Risicobeoordeling	87
10	Zwarte walnoot (<i>Juglans nigra</i>)	94
10.1	Soortomschrijving	94
10.2	Kans op introductie	95
10.3	Kans op vestiging	96
10.4	Kans op verspreiding	97
10.5	Effecten	97
10.6	Risicobeoordeling	98

11 Discussie	105
11.1 Harmonia ⁺ -protocol	105
11.2 Interpretatie van de uitkomsten	105
11.3 Kennishiaten	106
12 Conclusies en aanbevelingen	107
12.1 Conclusies	107
12.2 Aanbevelingen	108
Referenties	110
Bijlage 1 Boomsoortenlijst	119
Bijlage 2 Overzichtstabellen invasie-, effect- en risicoscores	121

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Nederland bereidt zich voor op de gevolgen van klimaatverandering en ook bos- en natuurbeheerders oriënteren zich op het bos van de toekomst. Een belangrijke overweging hierbij is de keuze voor welke boomsoorten het meest geschikt zijn om te worden aangeplant. Het risico bestaat immers dat voor een aantal nu gangbare boomsoorten het toekomstige Nederlandse klimaat niet geschikt blijft (zoals we al zien bij fijnspar). Daarnaast kan het verbreden van het soortenpalet risico's verkleinen wanneer soorten uitvallen door (nieuwe) ziektes en plagen.

Verschillende organisaties, zoals de VBNE, WUR en Stichting Probos hebben al diverse handvatten geproduceerd voor ondersteuning van beheerders in hun soortenkeuze. Bijvoorbeeld een boomsoortentabel met eigenschappen en kenmerken van een breed scala aan inheemse en uitheemse boomsoorten, en gedetailleerde factsheets over potentieel klimaatslimme boomsoorten (zie Gereedchapskist Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer, 2024a en 2024i).

Een deel van de boomsoorten die toegepast kunnen gaan worden in het kader van klimaatslim bosbeheer, is uitheems. Voor deze soorten bestaat echter het risico dat ze onder de huidige of toekomstige omstandigheden in Nederland een invasief karakter kunnen (gaan) vertonen. Onder de Omgevingswet is een uitheemse soort invasief als *“is vastgesteld dat de introductie of verspreiding ervan een bedreiging is of nadelige gevolgen heeft voor de biodiversiteit en aanverwante ecosysteemdiensten”* (Informatiepunt Leefomgeving, z.j.). Momenteel ontbreekt vaak betrouwbare informatie over de potentiële invasiviteit van uitheemse boomsoorten. Dit bemoeilijkt het voor beheerders om weloverwogen beslissingen te nemen over welke soorten al dan niet aan te planten.

Om inzicht te verkrijgen in de potentiële risico's die gepaard gaan met het aanplanten van uitheemse klimaatbestendige boomsoorten heeft het bureau Risicobeoordeling & onderzoek (BuRO) van de Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit (NVWA) opdracht gegeven een risicobeoordeling te laten opstellen. De resultaten en inzichten van de risicobeoordeling moeten beheerders voorzien van de nodige informatie om weloverwogen keuzes voor geschikte boomsoorten te kunnen maken.

1.2 Leeswijzer

Deze rapportage omvat zowel achtergrondinformatie over de geanalyseerde boomsoorten als een risicobeoordeling per soort. Een beschrijving van de gebruikte methode is te vinden in Hoofdstuk 2. In de Hoofdstukken 3 t/m 10 worden de resultaten van de literatuurstudie en de risicobeoordeling per boomsoort besproken. Ten slotte volgt in Hoofdstuk 11 de discussie en in Hoofdstuk 12 de conclusies en aanbevelingen. Het rapport sluit af met een referentielijst van de geciteerde bronnen en de bijlagen.

2 Methode

2.1 Selectie van te beoordeelde boomsoorten

Bij aanvang van deze risicobeoordeling is een lijst opgesteld van boomsoorten die mogelijk aangeplant kunnen gaan worden, maar waarvan onvoldoende bekend is of deze soorten op termijn invasief kunnen worden (zie Bijlage 1). Deze boomsoortenlijst is gebaseerd op de veldgids *Invasieve houtige planten in Nederland* (zie NVWA, Naturalis Biodiversity Center & Staatsbosbeheer, 2022), de Boomsoortentabel op de website van de Gereedschapskist Klimaatlim Bos- en Natuurbeheer (zie Gereedschapskist Klimaatlim Bos- en Natuurbeheer, 2024a) en toevoegingen van deskundigen.

In afstemming met de NVWA zijn onderstaande criteria opgesteld waar de te beoordelen boomsoorten aan moeten voldoen:

- Er moet interesse zijn vanuit de sector om de soort aan te planten.
- Er moeten signalen zijn voor invasiviteit, maar het moet niet al duidelijk zijn dat een soort invasief is (want dan is een risicobeoordeling niet meer nodig).
- De soort mag niet staan op de Unielijst invasieve exoten (zie <https://www.nvwa.nl/onderwerpen/invasieve-exoten/unielijst-invasieve-exoten>).
- Er mag geen recente risicobeoordeling beschikbaar zijn voor de soort.

De definitieve selectie bestaat uit acht boomsoorten (zie Tabel 2.1 hieronder):

Tabel 2.1

Definitieve selectie van te beoordelen boomsoorten.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Amerikaanse tulpenboom	<i>Liriodendron tulipifera</i>
Boomhazelaar	<i>Corylus colurna</i>
Donzige eik	<i>Quercus pubescens</i>
Elsbes	<i>Torminalis glaberrima</i> ¹
Hartbladige els	<i>Alnus cordata</i>
Oosterse beuk	<i>Fagus orientalis</i>
Zeeden	<i>Pinus pinaster</i>
Zwarte walnoot	<i>Juglans nigra</i>

¹ Tot 2021 stond elsbek bekend onder de wetenschappelijke naam *Sorbus torminalis* (Ulaszewski *et al.*, 2021). Om een zo compleet mogelijk beeld te krijgen, zijn beide namen gebruikt in de literatuurstudie. In het rapport en de risicobeoordeling wordt de nieuwe wetenschappelijke naam *Torminalis glaberrima* gebruikt.

Drie ‘voor de hand liggende’ boomsoorten die niet meegenomen zijn in de definitieve selectie zijn de Anna Paulownaboom (*Paulownia tomentosa*), Amerikaanse eik (*Quercus rubra*) en robinia (*Robinia pseudoacacia*). De Anna Paulownaboom is niet gekozen vanwege de taxonomische complexiteit; welke (hybride-)variant gebruik je? Amerikaanse eik en robinia zijn niet gekozen omdat er al bekend is dat deze soorten invasief (kunnen) zijn.

2.2 Literatuurstudie

Om de benodigde informatie te verzamelen om de vragen binnen het Harmonia⁺-protocol in te kunnen vullen, is eerst een literatuurstudie uitgevoerd. Hiervoor zijn de zoekmachines Google Scholar (in Engelse taal) en Google.nl (in Nederlandse taal) gebruikt. Waar beschikbaar is gebruik gemaakt van wetenschappelijke literatuur, bij voorkeur *peer reviewed* artikelen. Indien relevant (of nodig) is dit verder aangevuld met grijze literatuur (rapporten, factsheets en proefschriften) en websites van kennisinstututen, soortenorganisaties en overheidsinstanties. Deze websites zijn bijvoorbeeld gebruikt om recente verspreidingskaarten te verkrijgen.

Per onderwerp en boomsoort zijn zoekopdrachten met verschillende termen gebruikt. Om het zoekbereik te vergroten (en daarmee ook de kans op het vinden van relevante literatuur) is zowel in het Nederlands als het Engels gezocht. Voor de soortnamen is daarnaast ook gebruik gemaakt van de wetenschappelijke naam in de zoekopdrachten. Voorbeelden van gebruikte zoektermen zijn: *ecology, ecologie, habitat, climate, klimaat, introduction, introductie, distribution, dispersal, verspreiding, Europe, Europa, Netherlands, Nederland, risk, risico, impact, effect, problems, problemen, introgression, hybridisation, hybridisatie, allelopathy, allelopathie, invasive, invasief, invasive species, invasive alien species, invasieve exoot, hybridisation, hybridisatie, climate matching, klimaatbestendig*.

Naast het direct zoeken naar literatuur, is ook gebruik gemaakt van sneeuwbal- én citatie zoeken. Bij de sneeuwballmethode (ook wel sneeuwballen genoemd) wordt in relevante artikelen en rapporten gezocht in de referentielijst naar nieuwe literatuur. Bij citatie zoeken wordt gezocht naar nieuwe artikelen en rapporten die het ‘startartikel’ geciteerd hebben. Beide zijn efficiënte methoden om het zoekbereik te vergroten.

2.3 Het Harmonia⁺-protocol

De risicobeoordelingen en -classificaties van de acht onderzochte boomsoorten zijn uitgevoerd met het Harmonia⁺-protocol (D’hondt *et al.*, 2014). Deze methode voor risicoscreening is ontwikkeld voor beoordeling van negatieve effecten van uitheemse soorten. Het neemt mogelijke positieve effecten niet mee, met uitzondering van positieve gevolgen voor ecosysteemdiensten. Eventueel beschikbare informatie over positieve effecten van de onderzochte boomsoorten staan wel vermeld in het kennisoverzicht.

De gebruikte versie van het Harmonia⁺-protocol bevat in totaal 41 vragen, verdeeld over zeven categorieën:

1. Context (vragen A1-A5);
2. Introductie van de soort (vragen A6-A8);
3. Vestiging van de soort (vragen A9-A10);
4. Verspreiding van de soort (vragen A11-A12);
5. Potentiële milieueffecten (vragen A13-A30);
6. Potentiële effecten van de soort op ecosysteemdiensten (vragen A31-A33);
7. Effecten van klimaatverandering op de risico’s van de soort (vragen A34-A41).

De categorie ‘Potentiële milieueffecten van de soort’ bestaat uit vijf subcategorieën:

1. Effecten voor biodiversiteit en ecosystemen (vragen A13-A18);
2. Effecten voor plantenteelt (vragen A19-A23);
3. Effecten voor veeteelt en dierenwelzijn (vragen A24-A26);
4. Gevolgen voor volksgezondheid (vragen A27-A28);
5. Overige effecten, zoals aantasting infrastructuur (vraag A29-A30).

Iedere (sub)categorie bestaat uit meerdere vragen met elk meerdere invulopties voor de risicoscore en mate van zekerheid daarvan. Bij de risicoscores zijn drie tot vijf scores mogelijk (bijv. geen/zeer laag, laag, matig hoog, zeer hoog). Ook kan 'niet van toepassing' ingevuld worden. Bij deze risicoschatting ligt de focus hoofdzakelijk op het Nederlandse bos. Voor de mate van zekerheid zijn drie scores mogelijk (laag, matig of hoog). Deze score is het 'niveau van vertrouwen' in de risicoscore. Als er veel bewijs is, bijvoorbeeld in de vorm van meerdere bevestigde waarnemingen in wetenschappelijke literatuur, dan is er een hoge mate van zekerheid. Het kan ook voorkomen dat er geen wetenschappelijke of grijze literatuur gevonden is en de risicoschatting gemaakt wordt op basis van "expert judgement" (deskundig oordeel). In zo'n geval is een lage zekerheidsscore toegekend. Bij alle vragen staat een toelichting met voorbeelden om te helpen bij het beoordelen van de risicoscores.

Het opzettelijk inbrengen van een beoordeelde soort was niet opgenomen in het Harmonia⁺-protocol. Zo is het bijvoorbeeld lastig om het risico op introductie en verdere verspreiding te duiden voor boomsoorten die je bij een kweker kunt bestellen en bewust in de natuur aanplant worden. Wanneer dit het geval is, is het risico op opzettelijke introductie via menselijke activiteiten als 'hoog' geassocieerd. Deze beslissing is genomen na afstemming met de ontwikkelaars van het Harmonia⁺-protocol.

Binnen de categorie 'Potentiële effecten van de soort op ecosysteemdiensten' wordt gekeken naar productiediensten, regulerende diensten én culturele diensten. Bij productiediensten gaat het er bijvoorbeeld om of een boomsoort kwaliteitshout of voedsel (zoals bessen of noten) kan leveren. Bij regulerende diensten draait het onder meer om koolstofvastlegging, het bevorderen van de bodemvruchtbaarheid en het tegengaan van bodemerrosie. Bij culturele diensten is er aandacht voor de esthetische waarde en groen erfgoed. Esthetische waarde draait bijvoorbeeld om de aanwezigheid van mooie bloemen die een boom aantrekkelijk maakt om aan te planten als laanboom of in parken. Bij groen erfgoed wordt vooral gekeken naar de beschermde bosreservaten, oude boskernen en andere zeldzame bostypen.

In Kader 2.1 (op de volgende pagina) staan het concept en de definities die gebruikt worden voor de risicobeoordeling en -classificatie in het Harmonia⁺-protocol. Een biologische invasie is omschreven als een functie (f) van de introductie, vestiging, verspreiding en verschillende typen (a t/m e) van een soort (D'hondt *et al.*, 2014). Het 'risico' op een invasie is de kans dat een bepaalde eigenschap van de beoordeelde soort schade kan aanrichten. Dit risico is het product van drie factoren, namelijk blootstelling x kans (waarschijnlijkheid) x het effect.

Zoals gebruikelijk, zijn per risicocategorie (introductie, vestiging, verspreiding, milieu, plantenteelt, dierhouderij, volksgezondheid en overige) zowel de gemiddelde als de maximale risico- en zekerheidsscores berekend. De gemiddelde score van een risicocategorie is het (gewogen) gemiddelde van de verschillende effecten binnen de specifieke risicocategorie. Deze gemiddelde score is nuttig als men de diverse effecten binnen de risicocategorie even belangrijk acht. Bij de maximale score wordt het hoogst scorende effect binnen de specifieke risicocategorie aangehouden. De maximale score is nuttig als het hoogste risico binnen een risicocategorie leidend is. Dit is bijvoorbeeld het geval wanneer gewerkt wordt vanuit het voorzorgsprincipe.

Met het Harmonia⁺-protocol kunnen ook drie scores berekend worden: de invasiescore, de effectscore en de risicoscore:

- De invasiescore is een functie (f_1 in Kader 2.1) van de introductie-, vestigings- en verspreidingskans. Hiermee vormt de invasiescore een maat voor blootstelling.
- De effectscore is een maat voor kans x effect en is een functie (f_2 in Kader 2.1) van de kans op verschillende type effecten (a t/m e). Deze type effecten (a t/m e) staan respectievelijk voor milieu (biodiversiteit en ecosystemen), plantenteelt, veeteelt en dierenwelzijn, volksgezondheid en overige effecten.
- Ten slotte kan men de risicoscore berekenen als het product van blootstelling x kans x effect óf als functie (f_3 in Kader 2.1) van de invasie- en effectscore.

Het is mogelijk om weegfactoren toe te kennen binnen (en tussen) verschillende risicocategorieën. Voor de beoordeelde boomsoorten zijn altijd de default waarden (= 1) gebruikt voor alle weegfactoren. De verschillende typen effecten binnen een bepaalde risicocategorie zijn dus altijd gelijk gewogen bij het berekenen van de risicoscores. Het geometrisch gemiddelde is gebruikt voor de berekening van de invasiescore. Voor de berekening van de geaggregeerde effectscore is het maximum van de diverse effectscores gebruikt. De risicoscore is het product van de invasiescore en de geaggregeerde effectscore.

Kader 2.1

Concept en definities voor risicobeoordeling en –classificatie van uitheemse soorten met het Harmonia⁺ protocol (D'hondt *et al.*, 2014).

Concept

Invasie = $f(\text{Introductie}; \text{Vestiging}; \text{Verspreiding}; \text{Effecten}_{a-e})$

Risico = $\text{Blootstelling} \times \text{Kans} \times \text{Effect}$

Invasie = risico?

$\text{Blootstelling} \equiv f_1(\text{Introductie}; \text{Vestiging}; \text{Verspreiding}) = \text{Invasiescore}$

$\text{Kans} \times \text{effect} \equiv f_2(\text{Effect}_a; \text{Effect}_b; \text{Effect}_c; \text{Effect}_d; \text{Effect}_e) = \text{Effectscore}$

met a: milieu (biodiversiteit en ecosystemen); b: plantenteelt; c: veeteelt; d: volksgezondheid; e: overige

Risico = $\text{Blootstelling} \times \text{Kans} \times \text{Effect} \equiv f_3(\text{Invasiescore}; \text{Effectscore}) = \text{Invasie}$

Berekeningsmethodieken

f_1 : (gewogen) geometrisch gemiddelde of product

f_2 : (gewogen) rekenkundig gemiddelde of maximum

f_3 : product

In Figuur 2.1 (op de volgende pagina) staat een overzicht van de grenswaarden en kleurenschema's, gebruikt voor de risicoclassificaties 'laag', 'matig' en 'hoog'. Bij alle beoordelingsvragen kan ook de mate van zekerheid van het antwoord vermeld worden. De mate van zekerheid is consistent gerapporteerd aan de hand van het concept van Mastrandrea *et al.* (2010; 2011). Harmonia⁺ kent respectievelijk de scores 0, 0,5 en 1 toe aan de categorieën 'laag', 'matig' en 'hoog'. Vervolgens kan men voor elke risicocategorie het rekenkundig gemiddelde van alle zekerheidsscores berekenen. Dit gemiddelde is ten slotte weer om te vormen naar de categorieën 'laag', 'matig' en 'hoog' aan de hand van de grenswaarden (zie Figuur 2.1 op de volgende pagina).

Kleurcode risico	Risico-classificatie	Risicoscore (RS)	Kleurcode zekerheid	Zekerheids-classificatie	Zekerheidsscore (ZS)
	Laag	$0 < RS < 0,33$		Hoog	$> 0,66$
	Matig	$0,33 \leq RS \leq 0,66$		Matig	$0,33 \leq ZS \leq 0,66$
	Hoog	$> 0,66$		Laag	$0 < ZS < 0,33$

Figuur 2.1
Grenswaarden en kleurschema's van risico- en zekerheidsclassificatie.

2.4 Risicobeoordeling en -classificatie

De risicobeoordelingen en -classificaties van de acht onderzochte boomsoorten zijn uitgevoerd door een team van vijf deskundigen (Baudewijn Odé, Jesse Beyer, Johan van Valkenburg, Joyce Penninkhof & Paul Copini). Eerst heeft elke deskundige de achtergrondinformatie van een soort bestudeerd. Vervolgens heeft elke deskundige, onafhankelijk van de anderen, de onlineversie van het beoordelingsprotocol ingevuld. Bij het invullen is aandacht bestaat aan zowel de huidige situatie als de toekomstige situatie (tijdhorizon van circa 50 jaar). In de toekomstige situatie is de invloed van klimaatverandering op de potentiële risico's van een soort beoordeeld.

Na het individueel invullen van de risicobeoordelingen is een bijeenkomst georganiseerd met het team van beoordelaars, de auteurs van de achtergrondinformatie (Gino van Maaren en Inge Verbeek) en de opdrachtgever Jenneke Leferink. Tijdens deze bijeenkomst zijn de individuele risicobeoordelingen besproken en zijn verschillen in risico- en zekerheidsscores bediscussieerd. Uiteindelijk is op alle punten overeenstemming bereikt. Deze unanieme scores zijn gebruikt voor de definitieve risicobeoordelingen en -classificaties. In Bijlage 2 staat een totaaloverzicht van de definitieve invasie-, effect- en risicoscores per boomsoort.

3 Amerikaanse tulpenboom (*Liriodendron tulipifera*)

3.1 Soortomschrijving

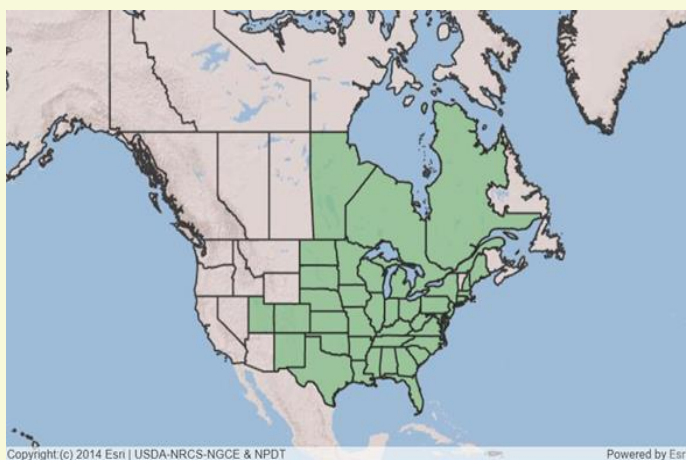
De Amerikaanse tulpenboom (*Liriodendron tulipifera*) (zie Figuur 3.1) wordt ook wel tulpenboom, tulpenpopulier of gele populier genoemd. Van nature komt de soort voor in het midden en oosten van de VS en in Oost-Canada (zie Figuur 3.2) (De Avila *et al.*, 2021; Beck, 1990; Lauritzen, 2023). Binnen dit oorsprongsgebied komt de soort vooral voor in het stroomgebied van de Ohio-rivier en op de berghellingen van de Appalachen. Amerikaanse tulpenboom is een belangrijke boomsoort in het natuurlijke verspreidingsgebied en komt in veel bossen vaak voor in menging met onder meer de Oostelijke hemlockspar (*Tsuga canadensis*), zwarte walnoot (*Juglans nigra*), robinia (*Robinia pseudoacacia*), Amerikaanse amberboom (*Liquidambar styraciflua*) en verschillende eiken- (*Quercus* spp.), dennen- (*Pinus* spp.) en tupelosoorten (*Nyssa* spp.). Monoculturen van Amerikaanse tulpenboom zijn zeldzaam in het natuurlijk verspreidingsgebied en komen alleen voor op verlaten velden of voor de soort optimale standplaatsen.

De soort kan gedijen in een grote diversiteit aan standplaatsen. Het beste groeit de Amerikaanse tulpenboom op standplaatsen met diep doorwortelbare, goed gedraineerde, matig vochtige en voedselrijke bodems (De Avila *et al.*, 2021; Beck, 1990; Lauritzen, 2023). Op erg droge of erg natte bodems treedt zelden goede groei op. Ditzelfde geldt voor voedselarme gronden, waar een gebrek aan stikstof, fosfor en kalium de groei beperken. De boom kan pH-waarden van 4,5 tot 8 verdragen, maar



Figuur 3.1

Amerikaanse tulpenboom (foto: Jean-Pol GRANDMONT, CC BY 3.0).



Figuur 3.2

Natuurlijk verspreidingsgebied van Amerikaanse tulpenboom (aangepast overgenomen van: USDA-NRCS-NGCE & NPDT, 2014b).

groeit het beste op bodems met een pH van 6 tot 8. Amerikaanse tulpenboom is matig schaduwtolerant, maar geeft de voorkeur aan standplaatsen in de volle zon (De Avila *et al.*, 2021; Lauritzen, 2023; Niinemets & Valladares, 2006). Daarnaast is de soort ook intolerant voor overstromingen (Beck, 1990; Lauritzen, 2023; Niinemets & Valladares, 2006), al kan de boom korte overstromingen (minder dan 4 dagen) wel aan (De Avila *et al.*, 2021; Beck, 1990).

Zaailingen en jonge boompjes zijn extreem gevoelig voor brand; zelfs een lichte grondbrand is meestal dodelijk voor individuen met een stengeldiameter tot 2,5 cm (Beck, 1990; Lauritzen, 2023). Na de brand kunnen de planten opnieuw uitlopen, maar bij herhaalde branden verdwijnt de soort van de locatie. Op hogere leeftijd, als de schors dik genoeg is om het cambium te isoleren, wordt de Amerikaanse tulpenboom extreem brandwerend. Brandlittekens, als gevolg van brandschade, maakt bomen wel vatbaarder voor schimmelziektes (Beck, 1990; De Avila *et al.*, 2021).

Verder heeft de boomsoort een matige (De Avila *et al.*, 2021; Niinemets & Valladares, 2006) tot slechte (Lauritzen, 2023) droogtetolerantie. De soort heeft een constante watertoevoer nodig (De Avila *et al.*, 2021). Bij stormen kunnen delen van de kroon en losse takken afbreken en zo forse schade aanrichten aan de boom (Beck, 1990; De Avila *et al.*, 2021). Hoewel het herstel doorgaans snel verloopt, kan herhaalde stormschade leiden tot een verminderde groei en verlies van houtkwaliteit. De soort wordt beschouwd als een winterharde boom, maar jonge scheuten en planten kunnen gevoelig zijn voor late voorjaarsvorst en vroege herfstvorst (De Avila *et al.*, 2021). Late voorjaarsvorst leidt tot bevroering, en daarmee vaak het verlies, van nieuwe bloemen en bladeren. Vroege herfstvorst kan jonge scheuten aantasten die nog onvoldoende gehard zijn.

3.2 Kans op introductie

3.2.1 Introductie op natuurlijke wijze

Het natuurlijk verspreidingsgebied van de Amerikaanse tulpenboom ligt in het midden en oosten van de VS en in Oost-Canada (De Avila *et al.*, 2021; Beck, 1990; Lauritzen, 2023). Introductie in Nederland op natuurlijke wijze vanuit het natuurlijk verspreidingsgebied is dus niet mogelijk. De soort is ook niet verwilderend (NDFV Verspreidingsatlas, 2024e), zodat natuurlijke introductie vanuit geïntroduceerde populaties ook onwaarschijnlijk is.

3.2.2 Opzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Amerikaanse tulpenboom is over de hele wereld geïntroduceerd en op industrieel niveau gebruikt, vooral voor hout- en honingproductie (Lauritzen, 2023; Quassinti *et al.*, 2019). Daarnaast wordt de soort sinds de 17^e eeuw in West-Europa aangeplant als sierboom in parken, tuinen en als laanboom in stedelijk gebied. Bovendien is de boom, traditioneel gezien, belangrijk voor medicinale toepassingen, onder meer om pijn, koorts, maagklachten, huidproblemen en slangenbeten te behandelen en tegen malaria (Lauritzen, 2023; Quassinti *et al.*, 2019).

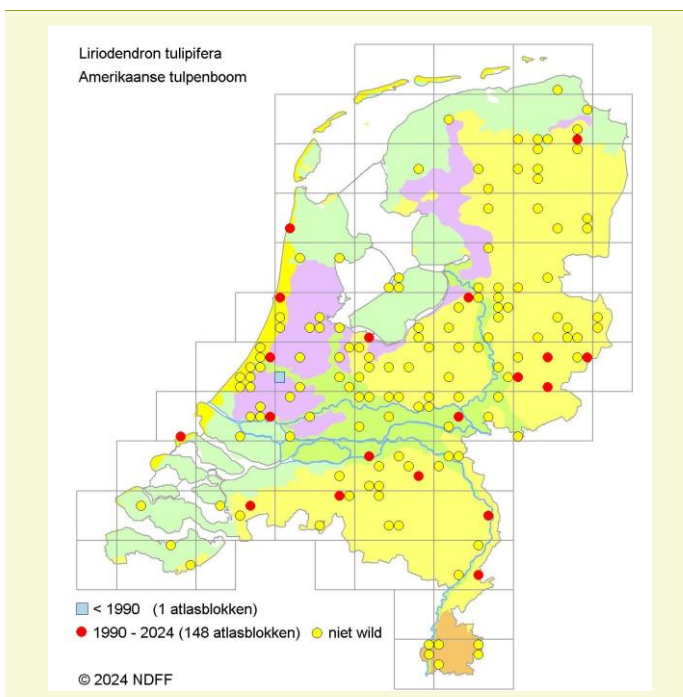
In Nederland is de boomsoort op enkele plekken al geplant (zie Figuur 3.3 op de volgende pagina). Vaak komt de soort voor als sierboom in tuinen, parken en als laanboom, maar ook in bosverband is de soort (op kleine schaal) geplant (Gereedchapskist Klimaat Klimaat- en Natuurbeheer, 2024f).

3.2.3 Onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Uit de literatuurstudie kwam niets naar voren dat duidt op onopzettelijke introductie van Amerikaanse tulpenboom via menselijke activiteiten.

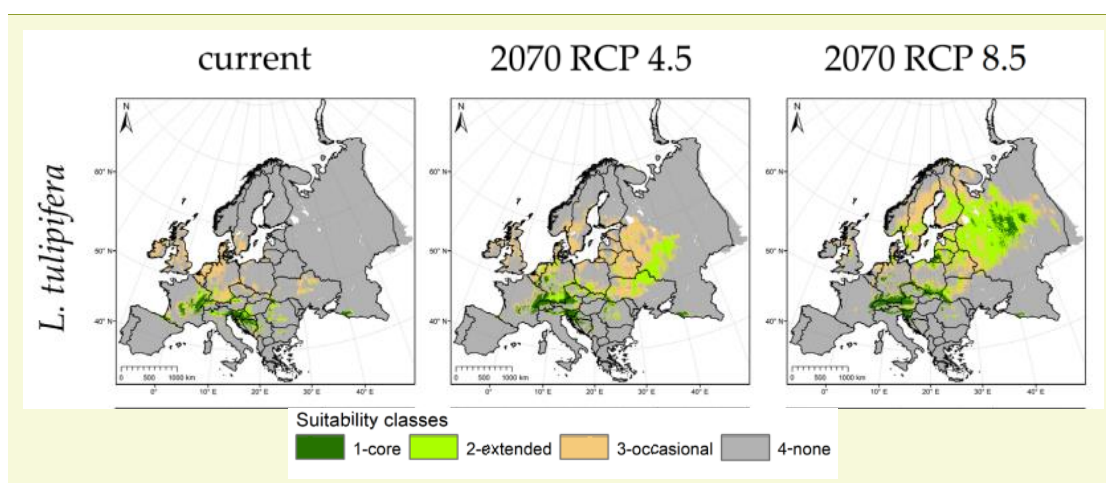
3.3 Kans op vestiging

De soort kan in een verscheidenheid aan klimaatomstandigheden groeien (Beck, 1990). In het natuurlijk verspreidingsgebied komt de Amerikaanse tulpenboom voor in gebieden met een gemiddelde jaartemperatuur van rond de 9 °C (De Avila *et al.*, 2021). Het groeiseizoen duurt tussen de 150 en meer dan 310 dagen, afhankelijk van de geografische locatie. De jaarlijkse neerslag loopt uiteen van 760 tot 2.030 mm per jaar (Beck, 1990). Ter vergelijking, Nederland heeft een gemiddelde jaartemperatuur van 10,5 °C en een gemiddeld groeiseizoen van 211 dagen (KNMI, 2024). Verder valt er gemiddeld 850 mm neerslag per jaar. Met het huidige klimaat zou vestiging van Amerikaanse tulpenboom in Nederland mogelijk moeten zijn. De verwachting is bovendien dat klimaatverandering een positief zal uitpakken voor de soort met potentiële gebiedswinst voor Europa als geheel (zie Figuur 3.4) (Albrecht *et al.*, 2024).



Figuur 3.3

Verspreidingskaart van Amerikaanse tulpenboom in Nederland (bron: NDDFF Verspreidingsatlas, 2024e).



Figuur 3.4

Geclassificeerde waarschijnlijkheid van voorkomen van Amerikaanse tulpenboom in Europa onder het huidige klimaat en in 2070 onder de klimaatscenario's RCP 4.5 en 8.5 (aangepast overgenomen van: Albrecht *et al.*, 2024).

Zoals hierboven beschreven, kan de Amerikaanse tulpenboom in variëteit aan standplaatsen voorkomen. De soort de voorkeur aan standplaatsen met een diep doorwortelbare, goed gedraineerde, matig vochtige en voedselrijke bodem (De Avila *et al.*, 2021; Beck, 1990; Lauritzen, 2023). Verder is een bodem-pH van 4,5-8 (bij voorkeur 6-8) nodig, een locatie met veel zonlicht een constante aanvoer van water. Ook qua habitat zou de soort zich in Nederland kunnen vestigen, met name op de leemgronden.

3.4 Kans op verspreiding

3.4.1 Natuurlijke verspreiding

Natuurlijke verjonging vindt plaats via zaden (geveugelde nootjes) die door de wind tot 60 meter verspreid kunnen worden (De Avila *et al.*, 2021; Lauritzen, 2023). De zaadproductie begint rond de leeftijd van 15 à 20 jaar en vindt vervolgens bijna jaarlijks plaats (Beck, 1990; Lauritzen, 2023). De zaadval vindt plaats tussen half oktober half maart, met het hoogtepunt in begin november. Tijdens droge periodes met hoge temperaturen treedt een hoge zaadval op, terwijl periodes met veel regenval leidt tot een lage zaadverspreiding. Eén enkele boom kan ongeveer 40.000 zaden produceren per zaadzetting. In gemengde bossen levert dit een zaadval op van 300.000 tot 600.000 zaden per hectare. De levensvatbaarheid van de zaden is echter laag, variërend van 5 tot 20%, al zijn er ook gevallen bekend waarin dit percentage op slechts 1,5% lag (Beck, 1990; Lauritzen, 2023). Onder gunstige omstandigheden kunnen de zaden 4 tot 7 jaar kiemkrachtig blijven. Dankzij de hoge zaadproductie kan de soort open en verstoorte gebieden snel koloniseren.

Voor zover bekend, gedraagt de Amerikaanse tulpenboom zich niet verwilderend (NDFV Verspreidingsatlas, 2024e). Als de soort zich in de toekomst (met klimaatverandering) beter thuis gaat voelen in Nederland, is de verwachting dat mogelijk wel verwildering kan gaan optreden.

3.4.2 Verspreiding via menselijke activiteiten

Aanplant vormt de meest waarschijnlijke verspreidingswijze via menselijke activiteiten. De soort wordt immers vaak aangeplant als sier- en landschapsboom of voor houtproductie (Lauritzen, 2023; Quassinti *et al.*, 2019). Recentelijk wordt er ook gekeken naar mogelijk innovatieve toepassingen van het hout van de Amerikaanse tulpenboom voor de productie van CLT (Cross Laminated Timber) (zie bijv. Da Rosa Azambuja *et al.*, 2022; Kłosińska, 2021). Dit kan mogelijk aanplant van de boom stimuleren en zo resulteren in verdere verspreiding van de soort. Daarnaast is er ook interesse vanuit bosbeheer in de soort als potentieel aanvullende boomsoort in het kader van klimaatslim bosbeheer.

3.5 Effecten

3.5.1 Effecten op biodiversiteit en ecosystemen

Het risico op invasiviteit van Amerikaanse tulpenboom lijkt laag (De Avila *et al.*, 2021). Echter, er zijn momenteel maar weinig waarnemingen vanuit Centraal-Europa, dus mogelijk is het invasieve karakter nog niet tot expressie gekomen. De soort kan immers veel concurrentie overwinnen dankzij de hoge zaadproductie en zeer snelle groei (Beck, 1990). Open plekken, verlaten velden en bossen waar een natuurlijke verstoring heeft plaatsgevonden kan de Amerikaanse tulpenboom dan ook snel koloniseren (Lauritzen, 2023). Als de soort in de verjonging(slaag) niet wordt

overschaduwd, kan de boom een (co-)dominante plaats in het kronendak innemen en behouden tijdens de vroege successie (Beck, 1990). (Te) hoge opstanddichtheden stagneert zelden tot nooit de dominantie van de Amerikaanse tulpenboom. In de praktijk gebeurt het echter zelden dat de soort monoculturen vormt en zelfs dan alleen op de meest geschikte locaties.

Amerikaanse tulpenboom laat zich goed kruisen met de Chinese tulpenboom (*Liriodendron chinense*) (Park *et al.*, 1983). In de laatste decennia zijn er dan ook tientallen kunstmatige hybriden van de twee tulpenboomsoorten gecreëerd en aangeplant (Yao *et al.*, 2016). Deze hybriden vertonen duidelijke voordelen op het gebied van groei en resistenties (Xia *et al.*, 2021; Yao *et al.*, 2016). Verschillende kruisingen vertonen wel grote variaties voor verschillende eigenschappen. Tijdens de literatuurstudie is niets gevonden dat duidt op mogelijke natuurlijke hybridisatie van Amerikaanse tulpenboom met in Nederland inheemse soorten.

Planten en bomen uit de Magnoliaceae-familie, inclusief de Amerikaanse tulpenboom, komen van nature niet voor in Europa. Vandaar dat er maar weinig inheemse insecten kunnen voorkomen op soorten uit de Magnoliaceae-familie. Ook heeft de Amerikaanse tulpenboom geen zaden of noten die dieren kunnen eten. Als de soort op grotere schaal gaat voorkomen, dan kan dit leiden tot een negatief effect op de inheemse biodiversiteit.

3.5.2 Effecten op planten, dieren en mensen

Zoals hierboven beschreven, kan de soort snel open en/of verstoorde plekken koloniseren en hier veel concurrentie overwinnen (Beck, 1990; Lauritzen, 2023). Als gevolg van de hoge zaadproductie en zeer snelle groei kan concurrentie met andere boomsoorten ontstaan, zolang de Amerikaanse tulpenboom niet overschaduwd wordt. Hybridisatie treedt, voor zo ver bekend, alleen op met de Chinese tulpenboom, dus op dat vlak zijn geen grote problemen te verwachten voor Nederland. Verder is er niets gevonden dat duidt op de (mogelijke) overdracht van schadelijke ziektes, plagen of parasieten van Amerikaanse tulpenboom op andere planten, dieren of mensen. Voor zover bekend heeft contact met de boomsoort geen negatieve effecten op de volksgezondheid.

3.5.3 Effecten op infrastructuur

Er is niets naar voren gekomen tijdens de literatuurstudie dat zou duiden op een negatieve impact van Amerikaanse tulpenboom op infrastructuur.

3.6 Risicobeoordeling

De risicoclassificaties van Amerikaanse tulpenboom en de zekerheden daarvan zijn weergegeven in Tabel 3.1 die begint op pagina 23. Hieronder wordt per thema de redenatie achter de gemaakte keuzes toegelicht.

Introductie

Natuurlijke introductie vanuit het natuurlijk verspreidingsgebied (Noord-Amerika) is zeer onwaarschijnlijk. De soort staat niet te boek als verwilderend, maar de kans op natuurlijke verspreiding vanuit tuinen en parken is (in de toekomst) mogelijk. Introductie via onopzettelijke verspreiding lijkt onwaarschijnlijk. Introductie via opzettelijke verspreiding is kansrijker. Vanuit bosbeheer is er interesse in Amerikaanse tulpenboom als potentieel klimaatslimme boomsoort. Bovendien wordt er onderzoek gedaan naar mogelijke toepassing van het hout van de Amerikaanse tulpenboom voor de productie van CLT. Dit kan mogelijk aanplant van de boom stimuleren en zo resulteren in verdere verspreiding van de soort.

Vestiging

Zowel het Nederlandse klimaat als de beschikbare habitats in Nederland sluiten goed aan bij de eisen die Amerikaanse tulpenboom hieraan stelt.

Verspreiding

Amerikaanse tulpenboom produceert enorm veel zaad, maar de levensvatbaarheid is relatief laag. Als een zaailing opkomt duurt het vervolgens nog een aantal jaar voordat deze nieuwe boom zaad kan verspreiden voor verdere verspreiding. Hierdoor daalt de verspreidingsnelheid per jaar sterk en daarmee ook de risicoscore. Verdere verspreiding door menselijk handelen zal voornamelijk via aanplant plaatsvinden. Hoewel er interesse in de soort is vanuit klimaatslim bosbeheer, vindt er nog weinig aanplant plaats.

Milieurisico

Effecten van Amerikaanse tulpenboom op inheemse soorten door predatie, parasitisme of begrazing (herbivorie) zijn niet van toepassing. Dit kan met hoge zekerheid worden gesteld. De soort is weinig concurrentiekrachtig ten opzichte van andere boomsoorten. Over de concurrentiekracht ten opzichte van niet-boomsoorten is weinig bekend. Hierdoor is het lastig om een goede inschatting te kunnen maken van het effect van Amerikaanse tulpenboom op bijvoorbeeld struiken of varens in de ondergroei. De soort kruist alleen met de Chinese tulpenboom (*Liriodendron chinense*), dus er is geen risico op hybridisatie met inheemse soorten. Er is weinig bekend over mogelijke ziektes of parasieten die van Amerikaanse tulpenboom overgedragen kunnen worden op inheemse soorten. Er zijn geen inheemse soorten verwant aan de Amerikaanse tulpenboom, dus vandaar dat toch is gekozen voor een lage risicoscore. Negatieve effecten op abiotische omgevingsfactoren worden niet verwacht. Planten en bomen uit de Magnoliaceae-familie, inclusief de Amerikaanse tulpenboom, komen van nature niet voor in Europa. Vandaar dat er ook maar weinig insecten voorkomen op soorten uit de Magnoliaceae-familie. Bij grotere aandelen kan Amerikaanse tulpenboom daarmee een negatief effect hebben op de inheemse biodiversiteit.

Risico voor plantenteelt

Parasitisme van Amerikaanse tulpenboom op inheemse soorten is niet van toepassing. Ditzelfde geldt voor het risico op begrazing. De soort zal voornamelijk in multifunctionele bossen geplant worden. Deze bossen hebben veelal gesloten kronendaken wat weinig kans biedt op explosieve groei en daarmee concurrentie met andere boomsoorten of problemen met het beheer- en teeltsysteem. Ook het risico op hybridisatie is laag, aangezien de Amerikaanse tulpenboom niet kan kruisen met inheemse boomsoorten. De verwachting is dat het risico op overdracht van ziektes of parasieten klein is.

Risico voor gedomesticeerde dieren

Ook predatie of parasitisme van Amerikaanse tulpenboom op dieren is uitgesloten. Ook zijn er geen schadelijke effecten bekend op als gevolg van direct contact met de boom. Aangezien planten geen geschikte gastheren zijn voor ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op dieren, zijn schadelijke effecten als gevolg hiervan ook uitgesloten.

Risico voor volksgezondheid

Parasitisme op mensen speelt niet bij planten. Ditzelfde geldt voor schadelijke effecten van ziektes en parasieten, aangezien planten geen geschikte gastheren zijn voor ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op mensen. Voor zover bekend zijn er ook geen schadelijke effecten bekend van contact met Amerikaanse tulpenboom.

Risico voor infrastructuur

Er is niets gevonden dat duidt op negatieve effecten van Amerikaanse tulpenboom op infrastructuur of schade die hieraan toegebracht wordt door de boom.

Gevolgen voor ecosysteemdiensten

De verwachting is dat de Amerikaanse tulpenboom zowel positieve als negatieve effecten kan hebben op de verschillende ecosysteemdiensten. Vaak balanceren deze voor- en nadelen elkaar echter uit, waardoor er gekozen is voor een netto neutraal effect.

Effect van klimaatverandering op risico's

Er is een hogere introductiekans te verwachten gezien interesse in Amerikaanse tulpenboom als klimaatslimme boomsoort. De soort kent een hogere zaadval in droge periodes met hoge temperaturen, iets dat vaker gaat optreden met het veranderende klimaat. Vandaar dat ook een lichte toename in verspreiding verwacht wordt. Door de hogere verspreiding neemt, naar verwachting, ook de effecten van Amerikaanse tulpenboom op milieu en geteelde planten toe. Verder worden geen effecten van klimaatverandering op de risico's verwacht.

Tabel 3.1

Risicobeoordeling van Amerikaanse tulpenboom met het Harmonia⁺-protocol.

1. Context risicobeoordeling

A01. Beoordelaar(s)	Baudewijn Odé (FLORON) Jesse Beyer (NIVIP) Johan van Valkenburg (NIVIP) Joyce Penninkhof (Stichting Probos) Paul Copini (CGN/WUR)
A02. Soortnaam	Amerikaanse tulpenboom (<i>Liriodendron tulipifera</i>)
A03. Gebied	Nederland
A04. Soortstatus in gebied	Alien to, and present within The Area, but not established in the wild
A05. Risicodomeinen	Milieu, plantenteelt, gedomesticeerde dieren en volksgezondheid

Risicocategorie

Risico

Zekerheid

2. Risico introductie

A06. Waarschijnlijkheid introductie via natuurlijke dispersie	Matig	Matig
A07. Waarschijnlijkheid onopzettelijke introducties	Laag	Matig
A08. Waarschijnlijkheid opzettelijke introducties	Hoog	Hoog

3. Risico vestiging

A09. Klimaatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Hoog
---	----------	------

Tabel 3.1 (vervolg) Risicobeoordeling van Amerikaanse tulpenboom met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A10. Habitatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Hoog
4. Risico verspreiding		
A11. Waarschijnlijkheid secundaire verspreiding via natuurlijke dispersie	Laag	Matig
A12. Waarschijnlijkheid secundaire dispersie door de mens	Matig	Laag
5a. Risico voor milieu		
A13. Effecten op inheemse soorten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A14. Effecten op inheemse soorten door concurrentie	Matig	Laag
A15. Effecten op inheemse soorten door hybridisatie	Geen / zeer laag	Hoog
A16. Effecten op inheemse soorten door overdracht parasieten of pathogenen	Laag	Laag
A17. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen abiotiek	Laag	Matig
A18. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen biotiek	Matig	Matig
5b. Risico voor plantenteelt		
A19. Effecten op teeltplanten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A20. Effecten op teeltplanten door concurrentie	Laag	Matig
A21. Effecten op teeltplanten door hybridisatie	Geen / zeer laag	Hoog
A22. Effecten op teeltsysteem integriteit	Laag	Hoog
A23. Effecten op teeltplanten door overdracht parasieten of pathogenen	Laag	Laag

Tabel 3.1 (vervolg) Risicobeoordeling van Amerikaanse tulpenboom met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
5c. Risico voor gedomesticeerde dieren		
A24. Effecten op dierenwelzijn of -productie door parasitisme of predatie	Niet van toepassing	Hoog
A25. Effecten op dierenwelzijn of -productie door gevaarlijke eigenschappen	Zeër laag	Hoog
A26. Effecten op dierenwelzijn of -productie door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5.d Risico voor volksgezondheid		
A27. Effecten op de volksgezondheid door parasitisme	Niet van toepassing	Hoog
A28. Effecten op de volksgezondheid door gevaarlijke eigenschappen	Zeër laag	Hoog
A29. Effecten op de volksgezondheid door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5e. Risico voor overige effecten		
A30. Effecten op infrastructuur	Zeër laag	Hoog
6. Risico voor ecosystemendiensten		
A31. Effecten op productiediensten	Neutraal	Matig
A32. Effecten op regulerende diensten	Neutraal	Matig
A33. Effecten op culturele diensten	Neutraal	Matig
7. Effect van klimaatverandering op de risico's		
A34. Introductie	Lichte toename	Matig
A35. Vestiging	Geen verandering	Matig
A36. Verspreiding	Lichte toename	Matig
A37. Effecten milieu	Lichte toename	Matig
A38. Effecten plantenteelt	Lichte toename	Matig

Tabel 3.1 (vervolg)Risicobeoordeling van Amerikaanse tulpenboom met het Harmonia⁺-protocol.

Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A39. Effecten gedomesticeerde dieren	Geen verandering	Matig
A40. Effecten volksgezondheid	Geen verandering	Matig
A41. Effecten overige risico's	Geen verandering	Matig

Op basis van de risicoclassificaties zijn ook de risico- en zekerheidsscores voor Amerikaanse tulpenboom berekend met het Harmonia⁺-protocol (zie Tabel 3.2 hieronder en Tabel 3.3 op de volgende pagina). Wanneer de gemiddelde scores worden gehanteerd, dan scoort de Amerikaanse tulpenboom matig op de invasiescore en laag op de effect- en risicoscores. Wanneer de maximale scores worden gebruikt, dan scoort hoog de soort op de invasiescore en matig op de effect- en risicoscores.

Tabel 3.2Gemiddelde risico- en zekerheidsscores van Amerikaanse tulpenboom met Harmonia⁺.

Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie ¹	Matig	0,500	Hoog	0,667
Vestiging ¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Verspreiding ¹	Matig	0,375	Laag	0,250
Milieu ¹	Laag	0,250	Matig	0,400
Plantenteelt ¹	Laag	0,188	Matig	0,625
Dierhouderij ¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgezondheid ¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Overige ¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Invasiescore ²	Matig	0,572		
Effectscore ³	Laag	0,250		
Risicoscore (invasie x effect)	Laag	0,143		

1: Risicoscore = gemiddelde score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

Tabel 3.3				
Maximale risico- en zekerheidsscores van Amerikaanse tulpenboom met Harmonia ⁺ .				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Vestiging¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Verspreiding¹	Matig	0,500	Matig	0,500
Milieu¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Plantenteelt¹	Laag	0,250	Hoog	1,000
Dierhouderij¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgesondheid¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Overige¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Invasiescore²	Hoog	0,833		
Effectscore³	Matig	0,500		
Risicoscore (invasie x effect)	Matig	0,417		

1: Risicoscore = maximum score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

4 Boomhazelaar (*Corylus colurna*)

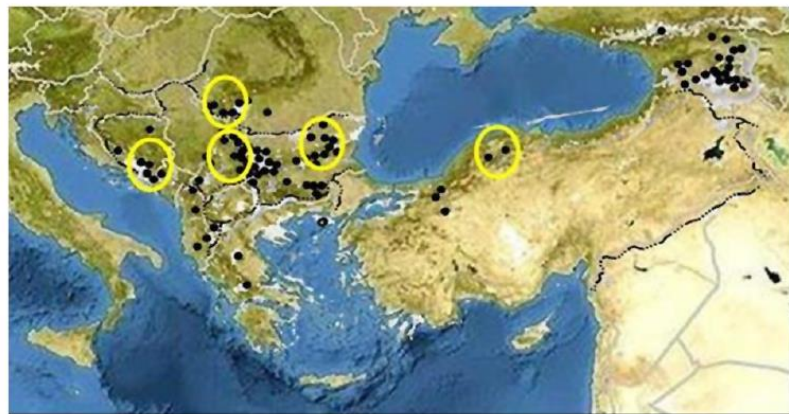
4.1 Soortomschrijving

Het natuurlijke verspreidingsgebied van boomhazelaar (*Corylus colurna*) (zie Figuur 4.1) strekt zich uit van de Balkan en Klein-Azië tot de Kaukasus, Afghanistan en Iran (Figuur 4.2) (De Avila & Albrecht, 2017; Marinšek *et al.*, 2022; Šeho *et al.*, 2019). In het Europese deel van het verspreidingsgebied komt de soort voor op hoogtes tussen de 100 en 1.300 meter. In berggebieden in Iran en Afghanistan kan dit oplopen tot 1.800 meter hoogte. Boomhazelaar komt van nature vooral voor in gemengde opstanden van onder meer eik (*Quercus* spp.), beuk (*Fagus* spp.), haagbeuk (*Carpinus* spp.), esdoorn (*Acer* spp.), linde (*Tilia* spp.), zoete kers (*Prunus avium*) en tamme kastanje (*Castanea sativa*) (De Avila & Albrecht, 2017; Kremers *et al.*, 2023a).

Over het algemeen heeft boomhazelaar een goede resistentie tegen korte perioden met hoge temperaturen tot wel 40 °C (Alexandrov, 1995; De Avila & Albrecht, 2017). De soort is weinig gevoelig voor zonnestraling en kan met zijn dikke schors en vroege bladval ook droogteperiodes goed overleven. Verder kan de boomhazelaar ook langere perioden (tot drie maanden) overstrooming goed doorstaan. Als volwassen boom is de boomhazelaar vorstbestendig tot -26 °C (De Avila & Albrecht, 2017; Šeho *et al.*, 2019). Er zijn echter wel aanwijzingen dat deze droogte- en vorstbestendigheid niet geldt voor jonge bomen.



Figuur 4.1
Boomhazelaar (foto: Lottis 80, CC BY 3.0).



Figuur 4.2
Natuurlijk verspreidingsgebied van boomhazelaar (aangepast overgenomen van: Šeho *et al.*, 2019). De zwarte stippen verwijzen op individuele populaties; de gele cirkels zijn bemonsteringsgebieden.

Boomhazelaar loopt al vroeg in het voorjaar uit (maart) en is in die periode kwetsbaar voor vorstschade, al kunnen nieuwe scheuten de vorstschade erna weer compenseren. Ten slotte, boomhazelaar kan ook goed tegen vervuilde lucht, wat de soort populair maakt als sierplant in stedelijk gebied (Marinšek *et al.*, 2022).

De soort stelt weinig eisen aan de bodem, maar wordt in zijn natuurlijk verspreidingsgebied op gunstigere bodems weggeconcentreerd door andere boomsoorten (Kremers *et al.*, 2023a). De beste groei laat de soort zien op vochtige, kleiige, lemige of zanderige bodems. De optimale bodem-pH ligt tussen de 5,5 en 8, al kan de soort ook standhouden op zuurdere bodems (Alexandrov, 1995; De Avila & Albrecht, 2017; Kremers *et al.*, 2023a). Op goede standplaatsen kan de boomhazelaar halfschaduw verdragen en verjonging kan lang onder dicht scherm standhouden. Op de armere groeiplaatsen moet de soort echter als een lichtboomsoort beschouwd worden (Šeho *et al.*, 2017).

4.2 Kans op introductie

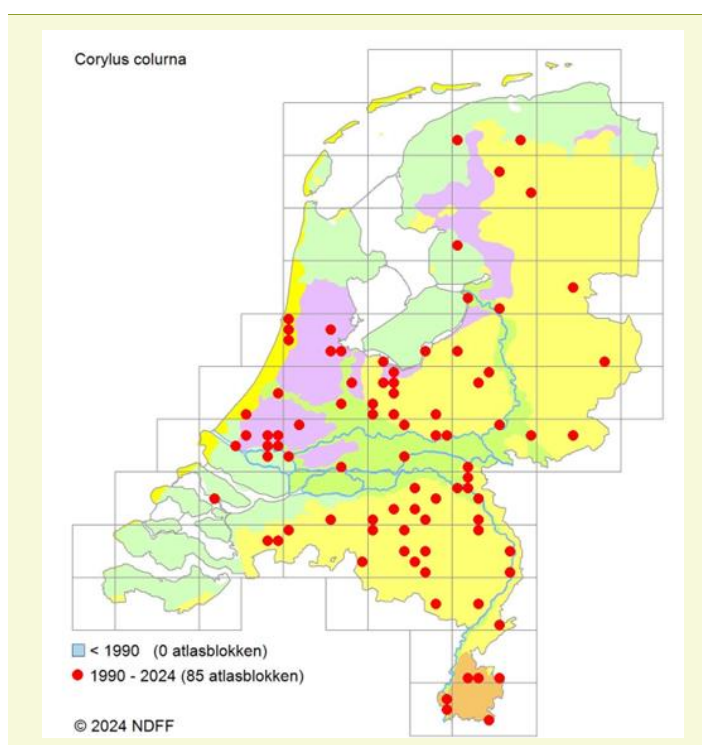
4.2.1 Introductie op natuurlijke wijze

Het dichtstbijzijnde natuurlijk verspreidingsgebied ligt in Kroatië, wat het onwaarschijnlijk maakt dat boomhazelaar zich in de komende decennia op natuurlijke wijze naar Nederland gaat verplaatsen. De soort is in de 16^{de} eeuw door Clusius in West-Europa geïntroduceerd, maar de soort wordt in Nederland pas de laatste decennia veel als stadsboom gebruikt (Goudzwaard, 2013). Omdat de zaden graag gegeten worden door gaaïen en kleine zoogdieren, worden de noten uit stedelijk gebieden wel meegenomen naar het bos waar spontane zaailingen te vinden zijn (Goudzwaard, 2013).

4.2.2 Opzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Boomhazelaar is erg populair als sierplant in parken en tuinen en als laanboom in het stedelijk gebied (Marinšek *et al.*, 2022). Vanwege zijn droogteresistentie en goede stamvorm is er ook toenemende interesse in de boomhazelaar vanuit bosbeheer (De Avila *et al.*, 2021).

Ook in Nederland is de soort al op verschillende plekken aangeplant, inclusief (op kleine schaal) in bosverband (zie Figuur 4.3; Gereedschapskist Klimaatlim Bos- en Natuurbeheer, 2024b).



Figuur 4.3

Verspreidingskaart van boomhazelaar in Nederland (bron: NDFP Verspreidingsatlas, 2024b).

4.2.3 Onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Mensen kunnen hazelnoten van de boomhazelaar meenemen naar huis, bijvoorbeeld om mee te knutselen. Onderweg kunnen hazelnoten vallen of weggegooid worden in de natuur wat bijdraagt aan de verdere verspreiding van de soort.

4.3 Kans op vestiging

De gemiddelde jaartemperatuur in het herkomstgebied ligt tussen de 5 en 13 °C, met een jaarlijkse neerslag tussen de 570 en 800 mm (De Avila & Albrecht, 2017). Ter vergelijking, Nederland heeft een gemiddelde jaartemperatuur van 10,5 °C en een jaarlijkse neerslag van circa 850 mm per jaar (KNMI, 2024). Daarnaast is de soort niet gevoelig voor weerextremen. Het lijkt dan ook goed mogelijk dat de boomhazelaar zich ook buiten stedelijk gebied zou kunnen vestigen in Nederland.

4.4 Kans op verspreiding

4.4.1 Natuurlijke verspreiding

Boomhazelaar verspreid zich via hazelnoten. Vanaf een leeftijd van 10 à 15 jaar treedt iedere drie tot vier jaar goede zaadzetting op (Kremers *et al.*, 2023a). Vaak ontkiemen de zaden pas twee jaar na rijping. De hazelnoten worden door zoogdieren en vogels verspreid, al worden de meeste geconsumeerd (Šeho *et al.*, 2019). Het beste komen de hazelnoten tot kieming op minerale bodem. Naarmate de bodem vochtiger wordt, kunnen de zaailingen meer schaduw verdragen; op ongunstigere standplaatsen kunnen jonge plantjes alleen overleven in volle zon. Vegetatieve voortplanting via wortelafleggers is zeldzaam bij boomhazelaar.

In de notenteelt wordt boomhazelaar ook gebruikt als onderstam voor gewone hazelaar (*Corylus avellana*). Dit wordt gedaan omdat boomhazelaar minder wortelafleggers maakt en dus beter te beheersen is dan gewone hazelaar (Molnar, 2011). Juist omdat boomhazelaar niet vegetatief vermeerderd is het onwaarschijnlijk dat boomhazelaar hierdoor verspreid wordt.

Voor zover bekend, gedraagt de boomhazelaar zich ook niet verwilderend (NDFV Verspreidingsatlas, 2024b).

4.4.2 Verspreiding via menselijke activiteiten

Aanplant door mensen is op dit moment de meest waarschijnlijke verspreidingswijze via menselijke activiteiten voor boomhazelaar. De soort vormt immers een belangrijke sier- en laanboom in stedelijk gebied. Daarnaast is er vanuit bosbeheer interesse in de boomhazelaar in het licht van klimaatslim bosbeheer (Gereedschapskist Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer, 2024b).

Naast opzettelijke verspreiding bestaat er ook een kans op onopzettelijke verspreiding via menselijke activiteiten. Denk hierbij aan mensen, vooral kinderen, die de hazelnoten van de boomhazelaar meenemen, bijvoorbeeld om ze te eten, er thuis mee te kunnen knutselen of als decoratie. Onderweg kunnen de hazelnoten vallen of achtergelaten worden (in de natuur), waardoor de soort zich verder kan verspreiden. Hoe meer wijdverspreid de boomhazelaar voorkomt, hoe groter dit risico.

4.5 Effecten

4.5.1 Effecten op biodiversiteit en ecosystemen

De soort wordt niet als invasief beschouwd in Europa omdat de boomhazelaar in de meeste omstandigheden weggeconcurrereerd kan worden (De Avila & Albrecht, 2017; Šeho *et al.*, 2017). Het risico dat de boomhazelaar zich invasief gaat gedragen lijkt dan ook minimaal.

Marinšek *et al.* (2022) beschrijven dat de boomhazelaar over het algemeen een ziekteresistente boom is. Het aantal bacteriën en schimmels waar boomhazelaar wel vatbaar voor is, zal overeenkomen met de ziekteverwekkers al bekend voor gewone hazelaar.

Verder zijn er geen negatieve effecten van boomhazelaar op biodiversiteit en (het functioneren van) ecosystemen beschreven in de literatuur.

4.5.2 Effecten op planten, dieren en mensen

Er kan hybridisatie tussen boomhazelaar en gewone hazelaar optreden, maar het is niet erg gebruikelijk (Kremers *et al.*, 2023a; Šeho *et al.*, 2017). Daarnaast is kunstmatige hybridisatie tussen de twee soorten ook mogelijk (Erdogan & Mehlenbacher, 2000). De hybriden produceren vaak lege zaden, als er zaden gemaakt worden.

Het is niet bekend hoe sterk allergen de pollen van boomhazelaar zijn, al verwacht Magyar (2022) dat dit vergelijkbaar is met gewone hazelaar. Gewone hazelaar is sterk allergen en één van de belangrijkste soorten waar mensen met boompollenhooikoorts last van hebben.

Verder zijn er geen negatieve effecten bekend van boomhazelaar op inheemse flora, fauna of de bodem (Marinšek *et al.*, 2022)

4.5.3 Effecten op infrastructuur

In de literatuurstudie is niets naar voren gekomen dat zou duiden op een negatieve impact van boomhazelaar op infrastructuur.

4.6 Risicobeoordeling

De risicoclassificaties van boomhazelaar en de zekerheden daarvan zijn weergegeven in Tabel 4.1 die begint op pagina 33. Hieronder wordt per thema de redenering achter de gemaakte keuzes toegelicht.

Introductie

Er bevinden zich meerdere (kleine) aangeplante populaties van boomhazelaar in België en Duitsland. Natuurlijke verspreiding naar Nederlandse bossen lijkt goed mogelijk. Daarnaast is ook opzettelijke introductie via menselijke activiteiten waarschijnlijk. Er is namelijk veel interesse in de boomhazelaar als klimaatlimme soort en er wordt ook al op kleine schaal geëxperimenteerd met de soort in bosverband. Onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten lijkt onwaarschijnlijk.

Vestiging

Boomhazelaar overleeft en groeit in België, Duitsland en Nederland wat betekent dat het klimaat en de beschikbare habitats geschikt moeten zijn voor de soort. Het natuurlijk verspreidingsgebied heeft wel een duidelijk ander klimaat dan Nederland. Als de boomhazelaar hier niet had gestaan, dan zou de geschiktheid van het huidige Nederlandse klimaat (vraag A09) suboptimaal scoren.

Verspreiding

Er zijn veel diersoorten die de hazelnoten kunnen verspreiden. Echter, de meeste hiervan worden geconsumeerd. Bovendien blijft de boomhazelaar een boomsoort en boomsoorten verspreiden zich relatief gezien langzaam. Het duurt immers jaren voordat een nieuwe boom zaad kan produceren en zo kan bijdragen aan verdere verspreiding. Aanplant, als klimaatslimme boom in het bosbeheer of als voedselproducerende boom in voedselbossen, biedt een grotere kans op verspreiding. Daarnaast kunnen mensen de hazelnoten ook meenemen (en vervolgens in de natuur weggooien) wat bijdraagt aan verdere verspreiding.

Milieurisico

Effecten van boomhazelaar op inheemse soorten door predatie, parasitisme of begrazing (herbivorie) zijn niet van toepassing. Het risico op concurrentie met andere boomsoorten is relatief laag. Mogelijk is er wel meer concurrentie met planten in de ondergroei, maar daarover is weinig bekend. Verder is hybridisatie met de inheemse gewone hazelaar (*Corulus avellana*) mogelijk, maar de kans hierop is erg klein. Bovendien levert het vaak lege zaden op. Echter, veel onderzoek hiernaar is gebaseerd op dezelfde studie, dus de zekerheidsscore is laag. Het risico op de overdracht van ziektes en parasieten is afhankelijk van het herkomstgebied. Individuen uit het Aziatische deel van het verspreidingsgebied vormen een groter risico. Uit deze gebieden kunnen namelijk mogelijk voor Nederland nieuwe ziektes en/of parasieten meekomen. Planten en plantmateriaal uit Turkije, Griekenland of Kroatië vormen een kleiner risico. De biotische en abiotische effecten van boomhazelaar zijn ingeschaald op een laag risico omdat er geen problemen verwacht worden.

Risico voor plantenteelt

Parasitisme van boomhazelaar op andere planten en het risico op begrazing zijn beide niet van toepassing. Gezien de lage concurrentiekracht ten opzichte van andere boomsoorten is het risico op negatieve effecten van boomhazelaar via concurrentie klein. Om die reden worden ook geen problemen verwacht voor de integriteit van het beheer- en teeltsysteem. Ook het risico op hybridisatie is laag, al geldt hier wel een hoge mate van onzekerheid voor. Het risico op overdracht van nieuwe ziektes of parasieten lijkt klein.

Risico voor gedomesticeerde dieren

Predatie of parasitisme op dieren niet van toepassing voor boomhazelaar. Aangezien planten geen geschikte gastheren zijn voor ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op dieren, zijn schadelijke effecten als gevolg hiervan ook uitgesloten. Voor zover bekend heeft contact met de boomhazelaar geen schadelijke gevolgen.

Risico voor volksgezondheid

Parasitisme op mensen speelt niet bij planten. Ditzelfde geldt voor schadelijke effecten van ziektes en parasieten, aangezien planten geen geschikte gastheren zijn ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op mensen. Boomhazelaar vormt echter wel een van de belangrijkste allergeenbomen voor hooikoorts.

Risico voor infrastructuur

Er is niets gevonden dat erop duidt op negatieve effecten van boomhazelaar op infrastructuur of schade die hieraan toegebracht wordt door de boom.

Gevolgen voor ecosysteemdiensten

De verwachting is dat boomhazelaar zowel positieve als negatieve effecten kan hebben op producerende ecosysteemdiensten. Aan de ene kant kan de soort hazelnoten produceren en daarmee een bron van voedsel vormen. Maar, aan de andere kant, door hybridisatie met gewone hazelaar kunnen ook lege noten ontstaan. Dankzij het rijke strooisel heeft de boomhazelaar wel een licht positief effect op de regulerende ecosysteemdiensten. Het effect van de boom op de culturele diensten is naar verwachting neutraal.

Effect van klimaatverandering op risico's

Gezien de interesse in boomhazelaar als klimaatslimme soort is een lichte stijging te verwachten van de introductiekans als gevolg van aanplant. Daarnaast zal het warmer wordende klimaat naar verwachting de vestigingskansen vergroten. De grotere aanwezigheid kan ook leiden tot meer verspreiding. Door de grotere nabijheid van boomhazelaar bij mensen kunnen er ook meer hooikoortsproblemen ontstaan. Verder worden geen effecten van klimaatverandering op de risico's verwacht.

Tabel 4.1

Risicobeoordeling van boomhazelaar met het Harmonia⁺-protocol.

1. Context risicobeoordeling

A01. Beoordelaar(s)	Baudewijn Odé (FLORON) Jesse Beyer (NIVIP) Johan van Valkenburg (NIVIP) Joyce Penninkhof (Stichting Probos) Paul Copini (CGN/WUR)
A02. Soortnaam	Boomhazelaar (<i>Corylus colurna</i>)
A03. Gebied	Nederland
A04. Soortstatus in gebied	Alien to, and present within The Area, but not established in the wild
A05. Risicodomeinen	Milieu, plantenteelt, gedomesticeerde dieren en volksgezondheid

Risicocategorie

Risico

Zekerheid

2. Risico introductie

A06. Waarschijnlijkheid introductie via natuurlijke dispersie	Hoog	Hoog
A07. Waarschijnlijkheid onopzettelijke introducties	Laag	Matig
A08. Waarschijnlijkheid opzettelijke introducties	Hoog	Hoog

3. Risico vestiging

A09. Klimaatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Matig
---	----------	-------

Tabel 4.1 (vervolg) Risicobeoordeling van boomhazelaar met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A10. Habitatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Matig
4. Risico verspreiding		
A11. Waarschijnlijkheid secundaire verspreiding via natuurlijke dispersie	Matig	Matig
A12. Waarschijnlijkheid secundaire dispersie door de mens	Matig	Matig
5a. Risico voor milieu		
A13. Effecten op inheemse soorten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A14. Effecten op inheemse soorten door concurrentie	Matig	Matig
A15. Effecten op inheemse soorten door hybridisatie	Laag	Matig
A16. Effecten op inheemse soorten door overdracht parasieten of pathogenen	Laag	Laag
A17. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen abiotiek	Laag	Matig
A18. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen biotiek	Laag	Matig
5b. Risico voor plantenteelt		
A19. Effecten op teeltplanten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A20. Effecten op teeltplanten door concurrentie	Laag	Matig
A21. Effecten op teeltplanten door hybridisatie	Laag	Laag
A22. Effecten op teeltsysteem integriteit	Zeer laag	Matig
A23. Effecten op teeltplanten door overdracht parasieten of pathogenen	Laag	Matig

Tabel 4.1 (vervolg) Risicobeoordeling van boomhazelaar met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
5c. Risico voor gedomesticeerde dieren		
A24. Effecten op dierenwelzijn of -productie door parasitisme of predatie	Niet van toepassing	Hoog
A25. Effecten op dierenwelzijn of -productie door gevaarlijke eigenschappen	Zeër laag	Hoog
A26. Effecten op dierenwelzijn of -productie door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5d. Risico voor volksgezondheid		
A27. Effecten op de volksgezondheid door parasitisme	Niet van toepassing	Hoog
A28. Effecten op de volksgezondheid door gevaarlijke eigenschappen	Matig	Hoog
A29. Effecten op de volksgezondheid door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5e. Risico voor overige effecten		
A30. Effecten op infrastructuur	Zeër laag	Hoog
6. Risico voor ecosystemendiensten		
A31. Effecten op productiediensten	Neutraal	Matig
A32. Effecten op regulerende diensten	Licht positief	Matig
A33. Effecten op culturele diensten	Neutraal	Matig
7. Effect van klimaatverandering op de risico's		
A34. Introductie	Lichte toename	Matig
A35. Vestiging	Lichte toename	Matig
A36. Verspreiding	Lichte toename	Matig
A37. Effecten milieu	Geen verandering	Laag
A38. Effecten plantenteelt	Geen verandering	Matig
A39. Effecten gedomesticeerde dieren	Geen verandering	Matig

Tabel 4.1 (vervolg)Risicobeoordeling van boomhazelaar met het Harmonia⁺-protocol.

Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A40. Effecten volksgezondheid	Lichte toename	Matig
A41. Effecten overige risico's	Geen verandering	Matig

Op basis van de risicoclassificaties zijn ook de risico- en zekerheidsscores voor boomhazelaar berekend met het Harmonia⁺-protocol (zie Tabel 4.2 hieronder en Tabel 4.3 op de volgende pagina). Wanneer de gemiddelde scores worden gehanteerd, dan scoort de boomhazelaar hoog op de invasiescore en matig op de effect- en risicoscores. Wanneer de maximale scores worden gebruikt, dan scoort de soort nog steeds hoog op de invasiescore en matig op de effect- en risicoscores, zij het met hogere scores.

Tabel 4.2Gemiddelde risico- en zekerheidsscores van boomhazelaar met Harmonia⁺.

Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie ¹	Hoog	0,667	Hoog	0,833
Vestiging ¹	Hoog	1,000	Matig	0,500
Verspreiding ¹	Matig	0,500	Matig	0,500
Milieu ¹	Laag	0,200	Matig	0,400
Plantenteelt ¹	Laag	0,188	Matig	0,375
Dierhouderij ¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgezondheid ¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Overige ¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Invasiescore ²	Hoog	0,693		
Effectscore ³	Matig	0,500		
Risicoscore (invasie x effect)	Matig	0,346		

1: Risicoscore = gemiddelde score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

Tabel 4.3				
Maximale risico- en zekerheidsscores van boomhazelaar met Harmonia*.				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Vestiging¹	Hoog	1,000	Matig	0,500
Verspreiding¹	Matig	0,500	Matig	0,500
Milieu¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Plantenteelt¹	Laag	0,250	Hoog	1,000
Dierhouderij¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgesondheid¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Overige¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Invasiescore²	Hoog	0,833		
Effectscore³	Matig	0,500		
Risicoscore (invasie x effect)	Matig	0,417		

1: Risicoscore = maximum score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

5 Donzige eik (*Quercus pubescens*)

5.1 Soortomschrijving

Het natuurlijk verspreidingsgebied van donzige eik (*Quercus pubescens*) (zie Figuur 5.1) omvat Centraal- en Zuid-Europa evenals Klein-Azië (zie Figuur 5.2) (Pasta *et al.*, 2016; Wellstein & Spada, 2015). Donzige eik komt voor op hoogtes van 200 tot 1.300 meter, waarbij de soort in zuidelijkere delen hoger voorkomt dan in het noordelijkere verspreidingsgebied (De Avila & Albrecht, 2017; Pasta *et al.*, 2016). Het voorkomen van donzige eik is in het hele verspreidingsgebied sterk afgenomen als gevolg van overexploitatie (Bordács *et al.*, 2019). De donzige eik kan ook als hybride voorkomen met andere eikensoorten, wat het trekken van de grenzen van het verspreidingsgebied lastig maakt (Bordács *et al.*, 2019; Wellstein & Spada, 2015).

In de Balkan en Klein-Azië komt donzige eik voor in gemengde bossen met Oosterse haagbeuk (*Carpinus orientalis*), zwepenbomen (*Celtis* spp.), Europese hopbeuk (*Ostrya carpinifolia*) en pluim-es (*Fraxinus ornus*). In het Mediterrane gebied staat de soort vaak in menging met andere Mediterrane eikensoorten, zoals steeneik (*Quercus ilex*), hulsteik (*Quercus coccifera*) en kurkeik (*Quercus suber*) (Pasta *et al.*, 2016). In noordelijke gebieden kan donzige eik in esdoorn- of dennenbossen voorkomen (De Avila & Albrecht, 2017).

Donzige eik kan op veel verschillende bodems gedijen (Pasta *et al.*, 2016). In het noordelijke deel van het natuurlijk verspreidingsgebied geeft de soort de voorkeur aan goed ontwaterde en kalkrijke standplaatsen.



Figuur 5.1
Donzige eik (foto: Etrusko25, CC BY-SA 3.0).



Figuur 5.2
Natuurlijk verspreidingsgebied van donzige eik (aangepast overgenomen van: Caudullo *et al.*, 2017).

In warmere delen (bijv. op Sicilië) kan de boom daarnaast ook veel voorkomen op iets zure bodems. De donzige eik komt voor in plaatsen waar er jaarlijks tussen de 400 en 1.400 mm neerslag valt en met een gemiddelde jaartemperatuur tussen de 5 en 16 °C (De Avila & Albrecht, 2017). Bordács *et al.* (2019) stellen dat donzige eik niet goed tegen temperaturen onder de -5 °C kan. De Avila & Albrecht (2017) rapporteren echter dat de vorsttolerantie tot -20 °C gaat. Donzige eik kan wel goed tegen droogte waarbij ook twee tot vier maanden droogte in de zomer getolereerd kan worden (De Avila & Albrecht, 2017; Niinemets & Valladares, 2006).

5.2 Kans op introductie

5.2.1 Introductie op natuurlijke wijze

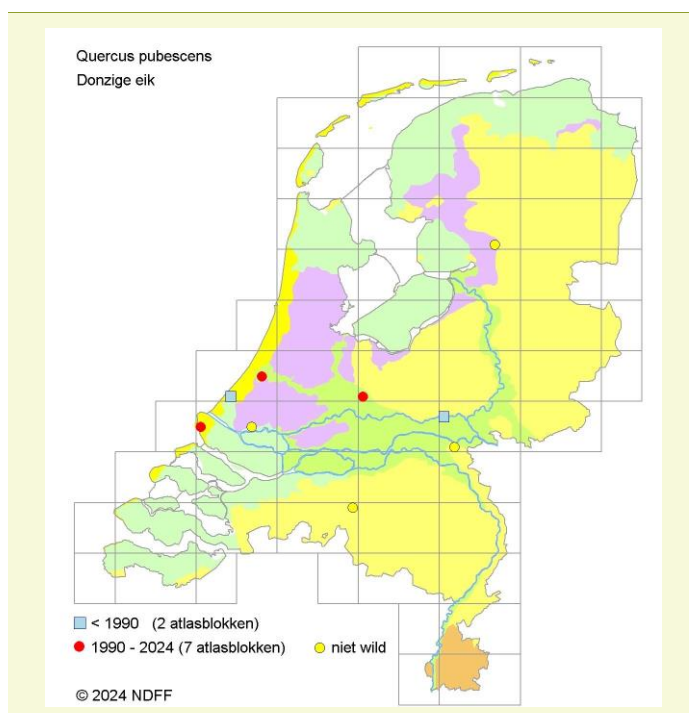
In België en Duitsland komen (veelal kleine) populaties van donzige eik in onder andere (Zuid-) Wallonië en zuidelijk Duitsland (zie Figuur 5.2) (Wellstein & Spada, 2015). Vanuit deze natuurlijke haarden is de kans op introductie in Nederland op natuurlijke wijze klein. Inmiddels is de soort ook aangeplant in de Belgische provincie Luik en de Belgische duinen. Vanuit deze populaties zou de donzige eik op den duur Nederland kunnen bereiken als potentiële klimaatschuiver.

5.2.2 Opzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Vanwege de verwachte betere droogteresistentie is er een toenemende interesse in donzige eik. De soort is op verschillende plekken in Nederland ook al aangeplant (zie Figuur 5.3), inclusief (op kleine schaal) in bosverband.

5.2.3 Onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Mensen kunnen de eikels van de donzige eik meenemen naar huis, bijvoorbeeld om mee te knutselen. Onderweg kunnen de eikels vallen of in de natuur weggegooid worden waardoor de donzige eik zich verder kan verspreiden.



Figuur 5.3

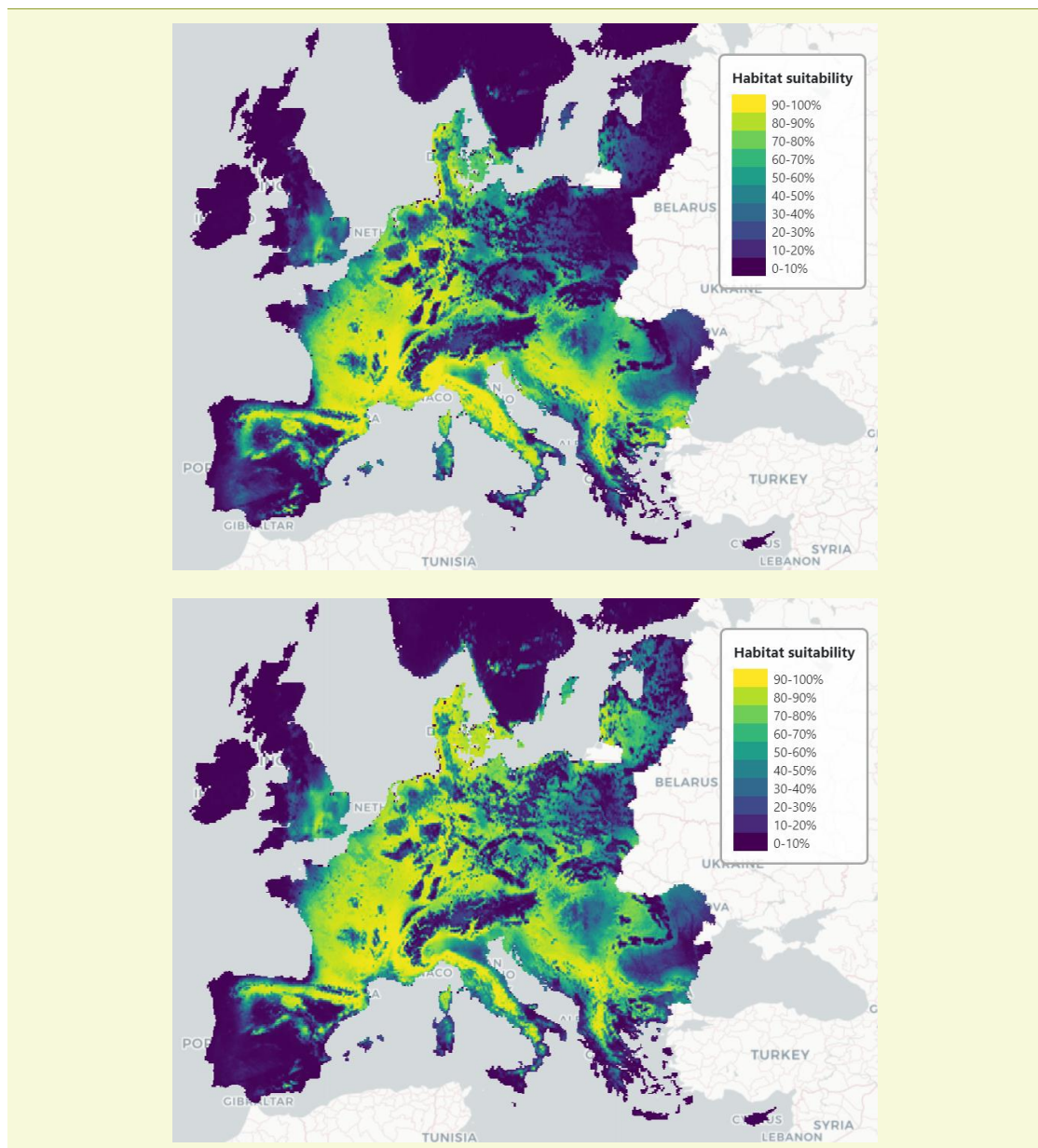
Verspreidingskaart van donzige eik in Nederland (bron: NDFF Verspreidingsatlas, 2024g).

5.3 Kans op vestiging

De donzige eik komt voor op plaatsen met een jaarlijkse neerslag tussen de 400 en 1.400 mm en met een gemiddelde jaartemperatuur tussen de 5 en 16 °C (Bordács *et al.*, 2019; De Avila & Albrecht, 2017). Ter vergelijking, Nederland heeft een gemiddelde jaartemperatuur van 10,5 °C en een jaarlijkse neerslag van circa 850 mm per jaar

(KNMI, 2024). Met het huidige Nederlandse klimaat zou donzige eik zich mogelijk kunnen vestigen. Het feit dat de soort op verschillende bodemtypen kan groeien, vergroot de kansen voor succesvolle vestiging. De voorkeur voor goed ontwaterde, kalkrijke bodems maakt het echter wel lastig om optimale standplaatsen te vinden.

De stijgende temperaturen door klimaatverandering lijken de vestigingskansen van de soort in Nederland iets verder te vergroten (zie Figuur 5.4).



Figuur 5.4

Habitatgeschiktheid voor vestiging van donzige eik in Europa voor de periode 2021-2050 (boven) en 2081-2110 (onder) (afbeeldingen aangepast overgenomen van: Mauri *et al.*, 2022).

5.4 Kans op verspreiding

5.4.1 Natuurlijke verspreiding

Door verspreiding van de eikels door onder meer de gaai kan donzige eik nieuwe locaties snel koloniseren (Pasta *et al.*, 2016). Donzige eik kan bovendien al relatief jong beginnen zaden te produceren, beginnend op 10 à 15-jarige leeftijd (Bordács *et al.*, 2019). Net als inheemse eiken is ook donzige eik wel erg gevoelig voor vraat- en veegschade. Ter illustratie, in dichte bossen in Baden-Württemberg blokkeren herbivoren de verjonging van donzige eik volledig (De Avila & Albrecht, 2017).

Voor zover bekend, gedraagt de soort zich niet verwilderend (NDFV Verspreidingsatlas, 2024g).

5.4.2 Verspreiding via menselijke activiteiten

In ieder geval op de korte termijn vormt aanplant de meest waarschijnlijke verspreidingswijze voor de donzige eik via menselijke activiteiten. Als de soort eenmaal meer wijdverspreid voorkomt in Nederland, neemt ook het risico toe dat de eikeltjes (onopzettelijk) verspreid gaan worden. Denk hierbij bijvoorbeeld aan kinderen die de eikels meenemen om mee te knutselen.

5.5 Effecten

5.5.1 Effecten op biodiversiteit en ecosystemen

Donzige eik is weinig concurrentiekrachtig, vergelijkbaar met zomer- en wintereik (*Quercus robur* en *Quercus petraea* respectievelijk) (De Avila & Albrecht, 2017). Pasta *et al.* (2016) stelt dat na menselijke verstoring de donzige eik zwak is in het herstel, omdat ze slecht opnieuw uitloopt. Bordács *et al.* (2019) en De Avila & Albrecht (2017) stellen echter dat de donzige eik wel goed opnieuw kan uitlopen.

Wel is donzige eik kwetsbaar en gastheer van meerdere eik-gerelateerde plantenziektes, zoals *Phytophthora cinnamomi*, *Phytophthora ramorum* en *Phytophthora quercina* (Pasta *et al.*, 2016). Ook plaaginsecten zoals de plakker (*Lymantria dispar*) en de sinds 2000 in Italië aanwezige eikenkantwants (*Corythucha arcuata*) kunnen aanzienlijke schade aanrichten in eikenopstanden (Bernardinelli, 2002; Pasta *et al.* 2016).

Er is geen literatuur gevonden die kijkt naar het effect van donzige eik op (Noordwest-Europese) biodiversiteit. Uit onderzoek in het Verenigd Koninkrijk blijkt dat steeneik (*Quercus ilex*) en moseik (*Quercus cerris*) veel minder bijdraagt aan Britse biodiversiteit dan zomer- en wintereik (Alexander *et al.*, 2006). Doodhout-gebonden schimmels en insecten vormen hierbij wel een uitzondering. Donzige eik is net als steen- en moseik kenmerkend voor droge en warme standplaatsen. Dit maakt het aannemelijk dat de bijdrage van donzige eik aan de biodiversiteit vergelijkbaar is met die van steen- en moseik. Dit maakt het waarschijnlijk dat donzige eik een minder grote bijdrage zal leveren aan de Nederlandse biodiversiteit dan de inheemse eiken.

5.5.2 Effecten op planten, dieren en mensen

De donzige eik is een lichtboomsoort en kan in veel situaties door meer schaduwtolerante soorten worden weggeconcentreerd (Pasta *et al.*, 2016). In open situaties zou de donzige eik wel snel de overhand kunnen nemen mits de vraatdruk laag genoeg is.

Hybridisatie komt veelvuldig voor met zomer- én wintereik (Degen *et al.*, 2023; Fortini *et al.*, 2015; Wellstein & Spada, 2015). De hybriden uit deze kruisingen zijn ook vruchtbaar en in staat terug te kruisen met één van de oudersoorten (donzige, zomer- of wintereik) (Degen *et al.*, 2023; Fortini *et al.*, 2015). Door het herhaaldelijk terugkruisen van deze hybriden met zijn oudersoorten kan er een genenstroom ontstaan tussen de genenpools van de individuele eikensoorten. Dit proces heet introgressie en resulteert in een complexe mix van genen van de oudersoorten. Deze vermenging van genen kan de genetische integriteit van individuele eikensoorten bedreigen. In gebieden waar donzige, zomer- en wintereik van nature gemengd te vinden zijn, komen individuen voor met morfologische kenmerken tussen de verschillende eikensoorten in (Degen *et al.*, 2023; Fortini *et al.*, 2015). Pollendiscriminatie, waarbij een soort de voorkeur geeft aan bestuiving door dezelfde soort, verhindert echter de samensmelting van verschillende eikensoorten tot een continue hybridenstroom (Lepais & Gerber, 2011).

Er is vooral een probleem wanneer de hybridisatie en introgressie plaatsvindt met autochtone populaties van zomer- of wintereik. Een autochtone populatie vormt immers een bron van uniek genetisch materiaal dat is aangepast aan lokale omstandigheden en bevat vaak eigenschappen die nergens anders aangetroffen worden (Buiteveld *et al.*, 2022). Als deze unieke genetische eigenschappen verdwijnen, als gevolg van hybridisatie en introgressie met donzige eik en hun hybriden, dan krijgen we die nooit meer terug.

Eikenprocessierups (*Thaumetopoea processionea*) komt veel voor op donzige eik (Groenen & Meurisse, 2012). Donzige eik vormt, net als zomer- en wintereik, een van de voorkeursgastheren voor de eikenprocessierups (EPPO, 2024b). Er is geen literatuur gevonden waaruit blijkt dat de eikenprocessierups een voorkeur heeft voor donzige, zomer- of wintereik boven de andere eikensoorten. Voor het effect op de gastheer (de boom) of voor de volksgezondheid, lijkt het niet uit te maken op welke eikensoort de eikenprocessierups voorkomt.

5.5.3 Effecten op infrastructuur

Uit de literatuurstudie kwam niets naar voren dat zou duiden op een negatieve impact van donzige eik op infrastructuur.

5.6 Risicobeoordeling

De risicoclassificaties van donzige eik en de zekerheden daarvan zijn weergegeven in Tabel 5.1 die begint op pagina 44. Hieronder wordt per thema de redenatie achter de gemaakte keuzes toegelicht.

Introductie

In onder andere (Zuid-)Wallonië en zuidelijk Duitsland komen natuurlijke populaties van donzige eik voor. De kans op natuurlijke introductie in Nederland vanuit deze populaties is klein. Daarnaast zijn er aangeplante populaties in de Belgische duinen en in de Belgische provincie Luik. Vanuit deze populaties zou de soort Nederland in de toekomst mogelijk kunnen bereiken als potentiële klimaatschuiver, al is de kans hierop klein. Ook de kans op onopzettelijke introductie via

menselijke activiteiten lijkt klein. Opzettelijke introductie via menselijke activiteiten is wel waarschijnlijker. Vanuit bosbeheer is er namelijk interesse in de donzige eik als klimaatslimme boomsoort.

Vestiging

Met het huidige klimaat zou donzige eik zich mogelijk kunnen vestigen in Nederland. Ook qua habitat zou vestiging mogelijk kunnen zijn, al kan het lastig zijn voor de soort om optimale standplaatsen te vinden.

Verspreiding

Donzige eik kan al vanaf relatief jonge leeftijd (10 à 15 jaar) zaden produceren die door veel verschillende diersoorten verspreid worden. Echter, herten en reeën zijn dol op eikensoorten, wat succesvolle verjonging en verspreiding kan remmen of zelfs volledig blokkeren. Hiernaast vormt aanplant als klimaatslimme boom een mogelijke verspreidingswijze, al gebeurt dit momenteel nog niet veel. Naarmate de donzige eik meer wijdverspreid voor gaat komen in Nederland, neemt ook het risico toe dat mensen de eikeltjes meenemen (en vervolgens in de natuur weggoien).

Milieurisico

Effecten van donzige eik op inheemse soorten door predatie, parasitisme of begrazing (herbivorie) zijn niet van toepassing. De soort is relatief zwak in concurrentie met andere boomsoorten, dus het risico op ten gevolge hiervan is klein. Hybridisatie met inheemse eiken komt veelvuldig voor en deze hybriden zijn vruchtbaar én in staat terug te kruisen met de oudersoorten. Hierdoor bestaat het risico dat zomer- en wintereik (respectievelijke *Quercus robur* en *Quercus petraea*) en donzige eik genen uitwisselen. Dit kan leiden tot verlies van genetische integriteit én diversiteit, met name in autochtone populatie. Hiernaast kan donzige eik gastheer zijn van meerdere eik-gerelateerde plaaginsecten, inclusief de in Italië aanwezige eikenkantwants (*Corythucha arcuata*). Als deze overspringen, dan kunnen ze aanzienlijke schade aanrichten maar de kans op introductie van deze plagen lijkt klein. Voor zover bekend heeft donzige eik geen andere biotische en abiotische effecten op het ecosysteem dan inheemse eiken, dus daar worden dan ook geen problemen mee verwacht.

Risico voor plantenteelt

Parasitisme van donzige eik op andere planten evenals begrazing zijn niet van toepassing. Gezien de beperkte concurrentiekracht lijkt ook het risico op problemen als gevolg van concurrentie klein. Hybridisatie kan, zoals hierboven ook genoemd, wel zorgen voor (grote) problemen. Vooral wanneer dit optreedt in autochtone genenbronnen van zomer- en/of wintereik. Ditzelfde geldt voor de overdracht van (nieuwe) plaaginsecten zoals de eikenkantwants. Negatieve effecten op de integriteit van het beheer- en teeltsysteem zijn niet te verwachten.

Risico voor gedomesticeerde dieren

Predatie of parasitisme op dieren is uitgesloten voor donzige eik. Aangezien planten geen geschikte gastheren zijn voor ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op dieren, zijn schadelijke effecten als gevolg hiervan ook uitgesloten. Contact met de boom heeft, voor zover bekend, ook geen schadelijke effecten.

Risico voor volksgezondheid

Parasitisme op mensen speelt niet bij planten. Ditzelfde geldt voor schadelijke effecten van ziektes en parasieten, aangezien planten geen geschikte gastheren zijn ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op mensen. Via eikenprocessierups en hooikoorts kan donzige eik een negatief effect hebben op de volksgezondheid, maar dit effect zal naar verwachting niet anders zijn dan bij zomer- en wintereik.

Risico voor infrastructuur

Er is niets gevonden dat erop duidt op negatieve effecten van donzige eik op infrastructuur of schade die hieraan toegebracht wordt door de boom.

Gevolgen voor ecosysteemdiensten

De verwachting is dat de donzige eik zowel positieve als negatieve effecten kan hebben op de verschillende ecosysteemdiensten. Vaak balanceren deze voor- en nadelen elkaar echter uit, waardoor er gekozen is voor een netto neutraal effect.

Effect van klimaatverandering op risico's

Gezien de interesse in donzige eik als klimaatlimme soort en de verwachte noordwaartse verschuiving van de soort door klimaatverandering, is een lichte stijging te verwachten van de introductiekans. Het warmer wordende klimaat zal naar verwachting ook de vestigingskansen van donzige eik vergroten. De verwachte grotere aanwezigheid van donzige eik kan ertoe leiden dat mensen vaker de eikeltjes (onopzettelijk) verspreiden. Verder worden geen effecten van klimaatverandering op de risico's verwacht.

Tabel 5.1

Risicobeoordeling van donzige eik met het Harmonia⁺-protocol.

1. Context risicobeoordeling

A01. Beoordelaar(s)	Baudewijn Odé (FLORON) Jesse Beyer (NIVIP) Johan van Valkenburg (NIVIP) Joyce Penninkhof (Stichting Probos) Paul Copini (CGN/WUR)
A02. Soortnaam	Donzige eik (<i>Quercus pubescens</i>)
A03. Gebied	Nederland
A04. Soortstatus in gebied	Alien to, and present within The Area, but not established in the wild
A05. Risicodomeinen	Milieu, plantenteelt, gedomesticeerde dieren en volksgezondheid

Risicocategorie	Risico	Zekerheid
2. Risico introductie		
A06. Waarschijnlijkheid introductie via natuurlijke dispersie	Laag	Matig
A07. Waarschijnlijkheid onopzettelijke introducties	Laag	Matig
A08. Waarschijnlijkheid opzettelijke introducties	Hoog	Hoog

Tabel 5.1 (vervolg) Risicobeoordeling van donzige eik met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
3. Risico vestiging		
A09. Klimaatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Matig
A10. Habitatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Matig
4. Risico verspreiding		
A11. Waarschijnlijkheid secundaire verspreiding via natuurlijke dispersie	Matig	Matig
A12. Waarschijnlijkheid secundaire dispersie door de mens	Matig	Matig
5a. Risico voor milieu		
A13. Effecten op inheemse soorten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A14. Effecten op inheemse soorten door concurrentie	Laag	Matig
A15. Effecten op inheemse soorten door hybridisatie	Hoog	Hoog
A16. Effecten op inheemse soorten door overdracht parasieten of pathogenen	Matig	Matig
A17. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen abiotiek	Laag	Matig
A18. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen biotiek	Laag	Matig
5b. Risico voor plantenteelt		
A19. Effecten op teeltplanten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A20. Effecten op teeltplanten door concurrentie	Laag	Hoog
A21. Effecten op teeltplanten door hybridisatie	Hoog	Hoog
A22. Effecten op teeltsysteem integriteit	Zeer laag	Hoog
A23. Effecten op teeltplanten door overdracht parasieten of pathogenen	Matig	Matig

Tabel 5.1 (vervolg) Risicobeoordeling van donzige eik met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
5c. Risico voor gedomesticeerde dieren		
A24. Effecten op dierenwelzijn of -productie door parasitisme of predatie	Niet van toepassing	Hoog
A25. Effecten op dierenwelzijn of -productie door gevaarlijke eigenschappen	Zeër laag	Hoog
A26. Effecten op dierenwelzijn of -productie door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5d. Risico voor volksgezondheid		
A27. Effecten op de volksgezondheid door parasitisme	Niet van toepassing	Hoog
A28. Effecten op de volksgezondheid door gevaarlijke eigenschappen	Laag	Hoog
A29. Effecten op de volksgezondheid door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5e. Risico voor overige effecten		
A30. Effecten op infrastructuur	Zeër laag	Matig
6. Risico voor ecosystemendiensten		
A31. Effecten op productiediensten	Neutraal	Matig
A32. Effecten op regulerende diensten	Neutraal	Matig
A33. Effecten op culturele diensten	Neutraal	Matig
7. Effect van klimaatverandering op de risico's		
A34. Introductie	Lichte toename	Matig
A35. Vestiging	Lichte toename	Matig
A36. Verspreiding	Lichte toename	Matig
A37. Effecten milieu	Geen verandering	Matig
A38. Effecten plantenteelt	Geen verandering	Matig
A39. Effecten gedomesticeerde dieren	Geen verandering	Matig

Tabel 5.1 (vervolg) Risicobeoordeling van donzige eik met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A40. Effecten volksgezondheid	Geen verandering	Matig
A41. Effecten overige risico's	Geen verandering	Matig

Op basis van de risicoclassificaties zijn ook de risico- en zekerheidsscores voor de donzige eik berekend met het Harmonia⁺-protocol (zie Tabel 5.2 hieronder en Tabel 5.3 op de volgende pagina). Wanneer de gemiddelde scores worden gehanteerd, dan scoort de donzige eik matig op de invasie- en effectscores, wat resulteert in een lage risicoscore. Wanneer de maximale scores worden gebruikt, dan scoort de soort hoog op de invasie- en effectscores en matig op de risicoscore.

Tabel 5.2 Gemiddelde risico- en zekerheidsscores van donzige eik met Harmonia ⁺ .				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie ¹	Matig	0,333	Hoog	0,667
Vestiging ¹	Hoog	1,000	Matig	0,500
Verspreiding ¹	Matig	0,500	Matig	0,500
Milieu ¹	Laag	0,250	Matig	0,600
Plantenteelt ¹	Matig	0,375	Hoog	0,875
Dierhouderij ¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgezondheid ¹	Laag	0,250	Hoog	1,000
Overige ¹	Laag	0,000	Matig	0,500
Invasiescore ²	Matig	0,550		
Effectscore ³	Matig	0,375		
Risicoscore (invasie x effect)	Laag	0,206		

1: Risicoscore = gemiddelde score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

Tabel 5.3				
Maximale risico- en zekerheidsscores van donzige eik met Harmonia ⁺ .				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Vestiging¹	Hoog	1,000	Matig	0,500
Verspreiding¹	Matig	0,500	Matig	0,500
Milieu¹	Hoog	0,750	Hoog	1,000
Plantenteelt¹	Hoog	0,750	Hoog	1,000
Dierhouderij¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgesondheid¹	Laag	0,250	Hoog	1,000
Overige¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Invasiescore²	Hoog	0,833		
Effectscore³	Hoog	0,750		
Risicoscore (invasie x effect)	Matig	0,625		

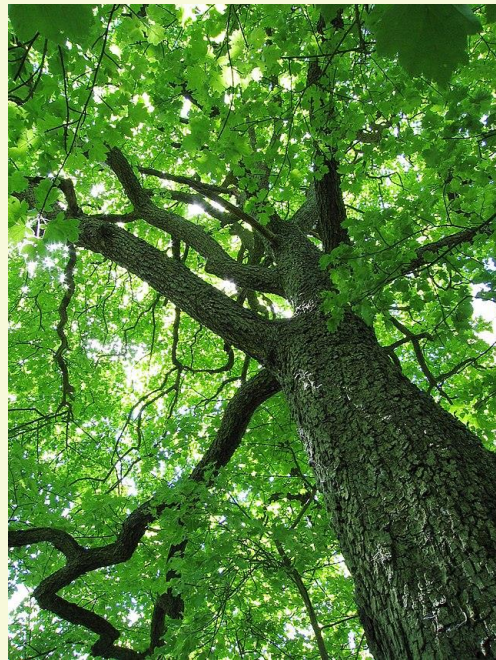
1: Risicoscore = maximum score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

6 Elsbes (*Torminalis glaberrima*)

6.1 Soortomschrijving

Elsbes (*Torminalis glaberrima*, voorheen *Sorbus torminalis*) (zie Figuur 6.1) is een soort die wijd verspreid voortkomt in Centraal- en Zuid-Europa, de Balkan en Klein-Azië (zie Figuur 6.2) (De Avila & Albrecht, 2017; Thomas, 2017). In Centraal-Europa komt de elsbes niet hoger voor dan 900 meter, al is wel bekend dat de soort in het Atlasgebergte tot 1.800 meter hoogte voorkomt (Welk *et al.*, 2016). Als halfschaduwsoort komt elsbes vaak als individuele boom of in kleine groepjes voor in gemengde (loofbossen). In Centraal-Europa is elsbes vaak onderdeel van eiken (*Quercus* spp.) gedomineerde bossen met bijvoorbeeld beuk (*Fagus sylvatica*), haagbeuk (*Carpinus betulus*), gewone es (*Fraxinus excelsior*) en den (*Pinus* spp.) (Kremers *et al.*, 2023b).

De elsbes is zeer winterhard en kan ook late nachtvorst in april goed overleven, al zijn de zaailingen hier wel gevoeliger voor (Welk *et al.*, 2016). De soort heeft wat hogere temperaturen nodig om te gedijen, met een optimale jaarlijkse temperatuur tussen 10 en 17 °C. De optimale jaarlijkse neerslag ligt tussen de 700 en 1.500 mm. Daarnaast kan de elsbes goed tegen droogte en de soort kan ook twee maanden droogte in de zomer goed overleven (Welk *et al.*, 2016). Qua standplaats heeft elsbes een goed ontwaterde bodem nodig, want ze kan slecht tegen overstromingen. De soort groeit op bodems met een pH van 4,5 tot 8 groeien, zolang deze goed doorwortelbaar zijn en matig voedselrijk (De Avila & Albrecht, 2017; Welk *et al.*, 2016).



Figuur 6.1

Elsbes (foto: Andrew Dunn, CC BY-SA 2.0).



Figuur 6.2

Natuurlijk verspreidingsgebied van elsbes (aangepast overgenomen van: Caudullo *et al.*, 2017).

6.2 Kans op introductie

6.2.1 Introductie op natuurlijke wijze

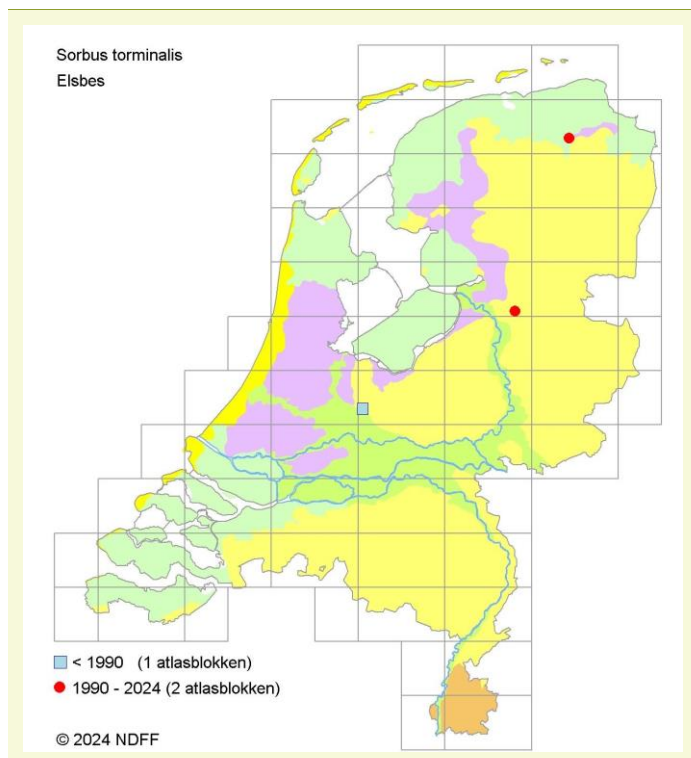
Elsbes komt van nature voor in verschillende gebieden dicht bij Nederland, zoals de Eiffel en West-Duitsland, zij het in kleine aantallen (Kremers *et al.*, 2023b). De soort maakt bessen die erg gewild zijn bij vogels, voornamelijk lijsters, en bij zoogdieren, zoals vossen en marters. Via langeafstandsverspreiding door lijsters zouden er zaden naar Nederland verplaatst kunnen worden. Thomas (2017) stelt echter dat het onwaarschijnlijk is dat vogels bijdragen aan de verspreiding van elsbes in het noordelijke verspreidingsgebied. De zaden zouden immers te laat rijp zijn om door fruitende, migrerende vogels meegenomen te worden. Met het veranderende klimaat kan de elsbes (op den duur) ook als klimaatschuiver Nederland bereiken.

6.2.2 Opzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Vanwege de goede houtkwaliteit, strooiselkwaliteit en droogteresistentie is er toenemende interesse in elsbes in de Nederlandse bosbeheer (Kremers *et al.*, 2023b). De soort is op verschillende plekken in Nederland ook al aangeplant, inclusief (op kleine schaal) in bosverband (zie Figuur 6.3; Gereedschapskist Klimaatlim Bos- en Natuurbeheer, 2024h). Omdat de bessen ook geschikt zijn voor menselijke consumptie is er ook belangstelling voor de elsbes vanuit voedselbossen.

6.2.3 Onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Uit de literatuurstudie kwam niets naar voren dat duidt op onopzettelijke introductie van elsbes via menselijke activiteiten.



Figuur 6.3

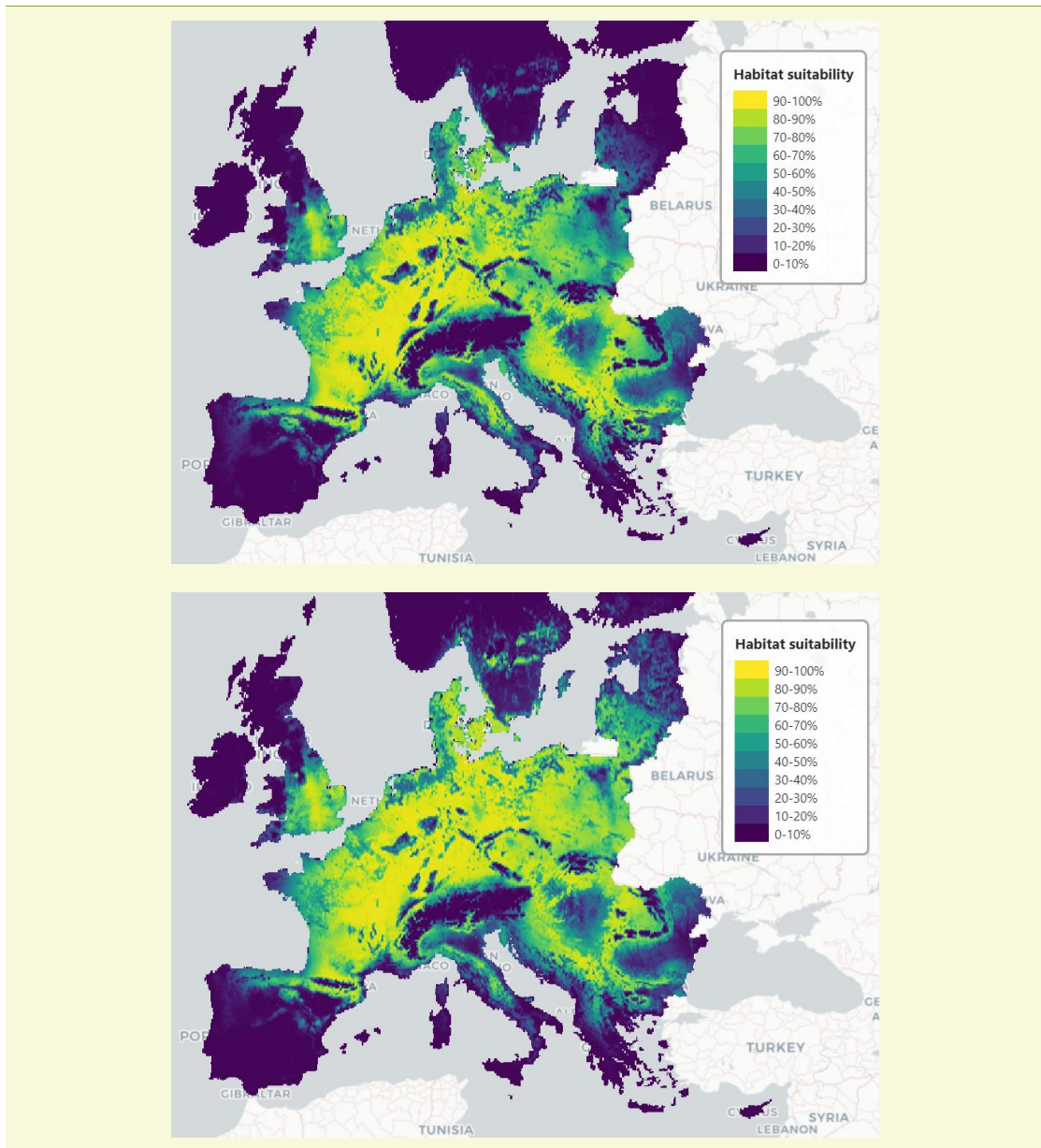
Verspreidingskaart van elsbes in Nederland (bron: NDFF Verspreidingsatlas, 2024h).

6.3 Kans op vestiging

De gemiddelde jaartemperatuur in het herkomstgebied ligt tussen de 10 en 17 °C, met een jaarlijkse neerslag tussen de 700 en 1.500 mm (De Avila & Albrecht, 2017). Ter vergelijking, Nederland heeft een gemiddelde jaartemperatuur van 10,5 °C en een jaarlijkse neerslag van circa 850 mm per jaar (KNMI, 2024). Met het huidige Nederlandse klimaat zou de elsbes zich dus al

moeten kunnen vestigen. Ook qua habitat zou vestiging mogelijk moeten zijn. Goed ontwaterde bodems zijn volop aanwezig in Nederland, vooral op de zandgronden. Met name op de rijkere zandgronden zijn standplaatsen met een bodem-pH van 4,5 tot 8 en matige voedselrijkdom van de bodem wel vindbaar.

Met het veranderende klimaat zou Nederland nog geschikter moeten worden voor vestiging van elsbes (zie Figuur 6.4).



Figuur 6.4

Habitatgeschiktheid voor vestiging van elsbes in Europa voor de periode 2021-2050 (boven) en 2081-2110 (onder) (afbeeldingen aangepast overgenomen van: Mauri *et al.*, 2022).

6.4 Kans op verspreiding

6.4.1 Natuurlijke verspreiding

De bessen van de elsbes zijn zeer gewild bij vogels, met name lijsters, en zoogdieren, zoals vossen en marters. Vegetatieve vermeerdering via wortelafleggers is ook mogelijk (Thomas, 2017; Welk *et al.*, 2016). In theorie kan de soort zo snel nieuwe gebieden koloniseren in de omgeving. Momenteel zijn er echter vrijwel geen zaden dragende elsbessen bekend in Nederland.

Voor zover bekend, gedraagt de soort zich niet verwilderend (NDFF Verspreidingsatlas, 2024h).

6.4.2 Verspreiding via menselijke activiteiten

Aanplant door mensen lijkt de meest waarschijnlijke verspreidingswijze op de korte termijn. Vanuit het bosbeheer is er belangstelling in de soort in het licht van klimaatslim bosbeheer en vanuit voedselbossen is interesse vanwege de bessen.

6.5 Effecten

6.5.1 Effecten op biodiversiteit en ecosystemen

Het risico op invasiviteit van elsbes is zeer gering (Kremers *et al.*, 2023b). De concurrentiekracht van elsbes is laag en hij sterft ook snel af als het bos te donker wordt (Welk *et al.*, 2016). In verstoringssplekken in het bos kan elsbes zich wel vestigen en (tijdelijk) handhaven. Daarnaast kan de soort zich ook in hakhoutsystemen goed handhaven vanwege zijn sterkte wortelaflegging en de verminderde concurrentie van schaduwtolerantere bomen zoals eik en beuk (Thomas, 2017).

Elsbes is vatbaar of drager voor veel schimmels en ziektes, zoals de paarse korstzwam (*Chondrostereum purpureum*), vruchtboomkanker (*Nectria galligena*) en appelschurftzwam (*Venturia inaequalis*) (EPPO, 2013; Kremers *et al.*, 2023b; Welk *et al.*, 2016). Daarnaast is elsbes, net als verwante soorten uit de Rosaceae-familie, gevoelig voor bacterievuur (*Erwinia amylovora*).

De soort kan een positieve bijdrage leveren aan de biodiversiteit (Kremers *et al.*, 2023b). De bloemen van elsbes trekken immers veel insecten aan en vormen een belangrijke bron van nectar. In de winter zijn de bessen een belangrijke voedselbron voor vogels en zoogdieren en wordt het blad veel gegeten door herbivoren.

6.5.2 Effecten op planten, dieren en mensen

Hybridisatie van elsbes met verwante *Sorbus*-achtige soorten is mogelijk, maar er is weinig bewijs dat er directe hybriden ontstaan tussen wilde lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) en elsbes. *Scandosorbus intermedia* wordt beschouwd als een hybride tussen wilde lijsterbes, elsbes en meelbes (*Aria edulis*) (Nelson-Jones *et al.*, 2002). Deze hybriden ontstaan door eerst wilde lijsterbes of elsbes met meelbes te kruisen en vervolgens met de overgebleven soort. Elsbes-hybriden zijn vaak steriel of hebben lage fertiliteit. Christensen (1995) beschreef een zeldzame hybride tussen elsbes en wilde appel (*Malus sylvestris*), die voor zou komen in Griekenland. Verder onderzoek door Qian *et al.* (2008) beargumenteerde echter dat deze bomen geen hybriden zijn, maar een op zichzelf staande soort: de *Malus florentina*.

De elsbes, als lid van de Rosacea-familie, kan drager zijn van de bacterie *Erwinia amylovora* die bacterievuur veroorzaakt (Kremers *et al.*, 2023b; Welk *et al.*, 2016). Bacterievuur kan zeer schadelijk zijn voor de fruitteelt. Er moet dan ook worden opgelet met het gebruik van elsbes zodat bacterievuur bepaalde bufferzones niet kan bereiken (zie NVWA, z.j.).

Net als bij andere rozensoorten kan het eten van grote hoeveelheden zaden leiden tot een overdosis waterstofcyanide (Sarv *et al.*, 2020). Tijdens de literatuurstudie zijn geen verdere negatieve effecten van elsbes op inheemse flora, fauna of de mens gevonden.

6.5.3 Effecten op infrastructuur

In de literatuurstudie is niets naar voren gekomen dat zou duiden op een negatieve impact van elsbes op infrastructuur.

6.6 Risicobeoordeling

De risicoclassificaties van elsbes en de zekerheden daarvan zijn weergegeven in Tabel 6.1 die begint op pagina 54. Hieronder wordt per thema de redenatie achter de gemaakte keuzes toegelicht.

Introductie

Er bevinden zich verschillende (kleine) populaties van elsbes voor in gebieden dicht bij de Nederlandse grens, onder meer in de Eiffel en West-Duitsland. Vanuit deze populaties is natuurlijke introductie in Nederland goed mogelijk, zowel nu als in de toekomst als klimaatschuiver. Daarnaast vormt aanplant een belangrijke bron van introducties. Vanuit bosbeheer is er immers belangstelling in de soort als klimaatslimme boomsoort en voedselbossen zijn geïnteresseerd in de soort vanwege de bessen. Het risico op onopzettelijke introducties via menselijke activiteiten is klein.

Vestiging

Elsbes zou zich mogelijk kunnen vestigen in Nederland. Het Nederlandse klimaat sluit aan bij de klimaatwensen van de soort, al ligt de gemiddelde jaartemperatuur in Nederland nabij de ondergrens. Ook qua geschikte habitats zou er geen probleem moeten zijn. De soort heeft echter al 10.000 jaar de tijd gehad om op een natuurlijke wijze zijn weg te vinden naar Nederland, maar komt hier desondanks niet van nature voor. Om die reden zijn de zekerheidsscores naar beneden bijgesteld.

Verspreiding

In theorie is snelle verspreiding van elsbes via zaden mogelijk, maar er zijn momenteel vrijwel geen zaaddragende elsbessen in Nederland. Vegetatieve vermeerdering via worteluitlopers is ook mogelijk, maar daarbij gaat de verspreiding minder snel. Verdere verspreiding via aanplant lijkt de meest waarschijnlijke verspreidingswijze op de korte termijn, gezien de interesse van klimaatslim bosbeheer en voedselbossen.

Milieurisico

Effecten van elsbes op inheemse soorten door predatie, parasitisme of begrazing (herbivorie) zijn niet van toepassing. De concurrentiekracht van elsbes is laag en de soort sterft bovendien snel af als een bos te donker wordt. *Sorbus*-soorten, waar elsbes eerst ook toe behoorde, hybridiseren sterk met elkaar. Er is echter weinig bewijs dat duidt op hybridisatie van elsbes met wilde lijsterbes (*Sorbus aucuparia*). Elsbes kan drager zijn van veel schimmels en ziektes, maar het effect op

(inheemse) verwanten uit de Rosaceae-familie wordt minimaal verwacht. Voor zover bekend heeft de soort geen negatieve effecten op de biotische en abiotische aspecten van het ecosysteem.

Risico voor plantenteelt

Parasitisme van elsbes op andere planten en of begrazing zijn beide niet van toepassing. Gezien de lage concurrentiekracht en de neiging om af te sterven in een donker bos, lijken problemen met concurrentie of schade aan beheer- en teeltsysteem onwaarschijnlijk. Het risico op hybridisatie met wilde lijsterbes is zeer klein. Er kan wel hybridisatie optreden met *Pyrus*- en *Malus*-soorten, wat een mogelijk risico kan vormen voor de fruitteelt. Bovendien kan elsbes drager zijn de bacterie *Erwinia amylovora* die bacterievuur veroorzaakt. Overdracht naar de fruitteelt kan zeer schadelijk zijn. Zolang elsbes niet binnen bepaalde bufferzones komt, zou het risico beperkt moeten blijven.

Risico voor gedomesticeerde dieren

Predatie of parasitisme op dieren is uitgesloten voor elsbes. Aangezien planten geen geschikte gastheren zijn voor ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op dieren, zijn schadelijke effecten als gevolg hiervan ook uitgesloten. Contact met de boom heeft, voor zover bekend, ook geen schadelijke effecten.

Risico voor volksgezondheid

Parasitisme op mensen speelt niet bij planten. Ditzelfde geldt voor schadelijke effecten van ziektes en parasieten, aangezien planten geen geschikte gastheren zijn ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op mensen. Ook contact met de boom levert, voor zover bekend, geen problemen op voor de volksgezondheid.

Risico voor infrastructuur

Er is niets gevonden dat erop duidt op negatieve effecten van elsbes op infrastructuur of schade die hieraan toegebracht wordt door de boom.

Gevolgen voor ecosysteemdiensten

Met zijn goede houtkwaliteit en de mogelijke toepassing in voedselbossen voor voedselproductie (de bessen) levert de elsbes een licht positieve bijdrage aan productiediensten. Daarnaast draagt de soort op licht positieve wijze bij aan de regulerende ecosysteemdiensten via zijn goede strooiselkwaliteit (rijkstrooisel). Op de culture diensten worden geen noemenswaardige effecten verwacht.

Effect van klimaatverandering op risico's

Gezien de interesse in elsbes vanuit klimaatslim bosbeheer is een lichte toename te verwachten van de introductiekans. Met het warmer wordende klimaat nemen naar verwachting ook de vestigingskansen van de elsbes in Nederland licht toe. Verder worden geen effecten van klimaatverandering op de verspreiding of risico's verwacht.

Tabel 6.1

Risicobeoordeling van elsbes met het Harmonia⁺-protocol.

1. Context risicobeoordeling

A01. Beoordelaar(s)

Baudewijn Odé (FLORON)
Jesse Beyer (NIVIP)
Johan van Valkenburg (NIVIP)
Joyce Penninkhof (Stichting Probos)
Paul Copini (CGN/WUR)

Tabel 6.1 (vervolg) Risicobeoordeling van elsbes met het Harmonia ⁺ -protocol.		
A02. Soortnaam	Elsbes (<i>Torminalis glaberrima</i>)	
A03. Gebied	Nederland	
A04. Soortstatus in gebied	Alien to, and present within The Area, but not established in the wild	
A05. Risicodomeinen	Milieu, plantenteelt, gedomesticeerde dieren en volksgezondheid	
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
2. Risico introductie		
A06. Waarschijnlijkheid introductie via natuurlijke dispersie	Hoog	Matig
A07. Waarschijnlijkheid onopzettelijke introducties	Laag	Matig
A08. Waarschijnlijkheid opzettelijke introducties	Hoog	Hoog
3. Risico vestiging		
A09. Klimaatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Matig
A10. Habitatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Laag
4. Risico verspreiding		
A11. Waarschijnlijkheid secundaire verspreiding via natuurlijke dispersie	Matig	Matig
A12. Waarschijnlijkheid secundaire dispersie door de mens	Hoog	Hoog
5a. Risico voor milieu		
A13. Effecten op inheemse soorten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A14. Effecten op inheemse soorten door concurrentie	Laag	Matig
A15. Effecten op inheemse soorten door hybridisatie	Matig	Matig
A16. Effecten op inheemse soorten door overdracht parasieten of pathogenen	Laag	Matig

Tabel 6.1 (vervolg) Risicobeoordeling van elsbes met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A17. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen abiotiek	Laag	Matig
A18. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen biotiek	Laag	Matig
5b. Risico voor plantenteelt		
A19. Effecten op teeltplanten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A20. Effecten op teeltplanten door concurrentie	Zeer laag	Matig
A21. Effecten op teeltplanten door hybridisatie	Laag	Matig
A22. Effecten op teeltsysteem integriteit	Zeer laag	Matig
A23. Effecten op teeltplanten door overdracht parasieten of pathogenen	Matig	Matig
5c. Risico voor gedomesticeerde dieren		
A24. Effecten op dierenwelzijn of -productie door parasitisme of predatie	Niet van toepassing	Hoog
A25. Effecten op dierenwelzijn of -productie door gevaarlijke eigenschappen	Zeer laag	Matig
A26. Effecten op dierenwelzijn of -productie door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5d. Risico voor volksgezondheid		
A27. Effecten op de volksgezondheid door parasitisme	Niet van toepassing	Hoog
A28. Effecten op de volksgezondheid door gevaarlijke eigenschappen	Zeer laag	Matig
A29. Effecten op de volksgezondheid door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5e. Risico voor overige effecten		
A30. Effecten op infrastructuur	Zeer laag	Matig

Tabel 6.1 (vervolg) Risicobeoordeling van elsbes met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
6. Risico voor ecosysteemdiensten		
A31. Effecten op productiediensten	Licht positief	Matig
A32. Effecten op regulerende diensten	Licht positief	Matig
A33. Effecten op culturele diensten	Neutraal	Matig
7. Effect van klimaatverandering op de risico's		
A34. Introductie	Lichte toename	Matig
A35. Vestiging	Lichte toename	Matig
A36. Verspreiding	Geen verandering	Matig
A37. Effecten milieu	Geen verandering	Matig
A38. Effecten plantenteelt	Geen verandering	Matig
A39. Effecten gedomesticeerde dieren	Geen verandering	Matig
A40. Effecten volksgezondheid	Geen verandering	Matig
A41. Effecten overige risico's	Geen verandering	Matig

Op basis van de risicoclassificaties zijn ook de risico- en zekerheidsscores voor de elsbes berekend met het Harmonia⁺-protocol (zie Tabel 6.2 op de volgende pagina en Tabel 6.3 op pagina 59). Wanneer de gemiddelde scores worden gehanteerd, dan scoort de elsbes hoog op de invasiescore en laag op de effect- en risicoscores. Wanneer de maximale scores worden gebruikt, dan scoort de soort wederom hoog op de invasiescore en matig op de effect- en risicoscores.

Tabel 6.2				
Gemiddelde risico- en zekerheidsscores van elsbes met Harmonia*.				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie ¹	Hoog	0,667	Hoog	0,667
Vestiging ¹	Hoog	1,000	Laag	0,250
Verspreiding ¹	Hoog	0,750	Hoog	0,750
Milieu ¹	Laag	0,150	Matig	0,500
Plantenteelt ¹	Laag	0,188	Matig	0,500
Dierhouderij ¹	Laag	0,000	Matig	0,500
Volksgesondheid ¹	Laag	0,000	Matig	0,500
Overige ¹	Laag	0,000	Matig	0,500
Invasiescore ²	Hoog	0,794		
Effectscore ³	Laag	0,188		
Risicoscore (invasie x effect)	Laag	0,149		

1: Risicoscore = gemiddelde score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

Tabel 6.3
Maximale risico- en zekerheidsscores van elsbes met Harmonia*.

Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie ¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Vestiging ¹	Hoog	1,000	Matig	0,500
Verspreiding ¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Milieu ¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Plantenteelt ¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Dierhouderij ¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgesondheid ¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Overige ¹	Laag	0,000	Matig	0,500
Invasiescore ²	Hoog	1,000		
Effectscore ³	Matig	0,500		
Risicoscore (invasie x effect)	Matig	0,500		

1: Risicoscore = maximum score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

7 Hartbladige els (*Alnus cordata*)

7.1 Soortomschrijving

Hartbladige els (*Alnus cordata*) (zie Figuur 7.1) wordt ook wel Italiaanse els genoemd. De soort komt van nature voor op Corsica en zeer lokaal in Zuid-Italië (zie Figuur 7.2) (Caudullo & Mauri, 2016; Ducci & Tani, 2009). Sommige bronnen stellen dat het natuurlijk verspreidingsgebied ook nog Albanië omvat, maar dit is gebaseerd op een foutief gerapporteerde waarneming (Barina *et al.*, 2013).

In het natuurlijk verspreidingsgebied groeit de soort in (laag)gebergtes op hoogtes die kunnen variëren van 200 tot 1.600 m, afhankelijk van de temperatuur en regenval (Caudullo & Mauri, 2016; Ducci & Tani, 2009; Orwa *et al.*, 2009). Als pionierssoort kan de hartbladige els snel open plekken koloniseren die ontstaan na aardverschuivingen, bosbranden of kap in bossen van moseik (*Quercus cerris*), beuk (*Fagus sylvatica*) en/of tamme kastanje (*Castanea sativa*). Hierbij kan de hartbladige els monoculturen vormen. In natte omstandigheden kan de soort zelfs open bossen, zoals zwarte dennenplantages (*Pinus nigra*), binnendringen.

De hartbladige els kan op de meeste bodemtypen groeien, inclusief gedegradeerde bodems (Caudullo & Mauri, 2016; Ducci & Tani, 2009; Orwa *et al.*, 2009). De voorkeur gaat wel uit naar kalkrijke bodems. Het wortelstelsel van de hartbladige els heeft een symbiotische relatie met de stikstofbindende bacterie *Actinomyces alni* (syn. *Frankia alni*) die helpt de bodemvruchtbaarheid te verbeteren. Hierdoor kan de hartbladige els ook op van nature nutriëntarme bodems groeien.



Figuur 7.1

Hartbladige els (foto: AnemoneProjectors, CC BY-SA 2.0).



Figuur 7.2

Natuurlijk verspreidingsgebied van hartbladige els (aangepast overgenomen van: Caudullo *et al.*, 2017).

In tegenstelling tot andere elzensoorten is de hartbladige els minder afhankelijk van oeverhabitats (Caudullo & Mauri, 2016). De soort kan ook op drogere plekken staan (in verhouding met andere elzen), maar groeit desalniettemin vaak op vochtige standplaatsen met veel water. In essentie is de hartbladige els een lichtboomsoort, maar onder gunstige regenvalregimes kan de soort schaduwtolerant zijn (Caudullo & Mauri, 2016).

7.2 Kans op introductie

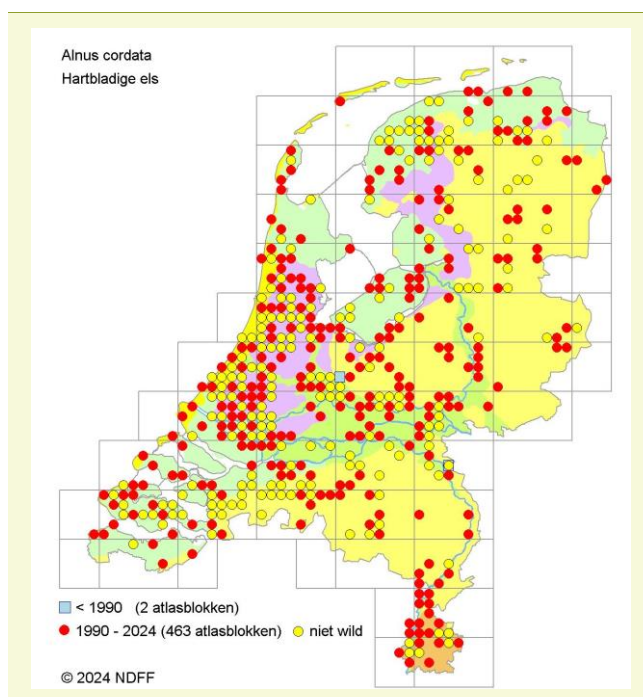
7.2.1 Introductie op natuurlijke wijze

Het natuurlijk verspreidingsgebied van hartbladige els ligt op Corsica en in Zuid-Italië. Nieuwe introducties in Nederland op natuurlijke wijze vanuit dit verspreidingsgebied zijn onwaarschijnlijk in de komende decennia. In verschillende Europese landen, waaronder Nederland en Frankrijk, komen geïntroduceerde populaties van hartbladige els voor. In Nederland is de soort tussen 1975 en 1999 zelfs al ingeburgerd (NDFV Verspreidingsatlas, 2024a). Dat er verdere natuurlijke verspreiding optreedt is evident. Dit blijkt ook wel uit de toenemende mate waarin jonge bomen worden gevonden op braakliggende terreinen, kademuren en op vochtige, stenige plaatsen (NDFV Verspreidingsatlas, 2024a).

7.2.2 Opzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Binnen Italië is de hartbladige els geïntroduceerd op Sardinië, in de noordelijke Apennijnen en tot aan de zuidelijke Alpen (Caudullo & Mauri, 2016). In deze bergachtige gebieden is en wordt de soort op grote schaal aangeplant voor bodembescherming en als windscherm. Aan het einde van de 20^e eeuw zijn in onder meer Portugal, Spanje, Frankrijk, Engeland en Nederland plantages aangelegd met hartbladige els (Caudullo & Mauri, 2016). Vaak wordt de soort aangeplant vanwege de stikstofbindende wortelcapaciteit en het makkelijk verteerbare, nutriëntrijke strooisel (rijkstrooisel) ter bevordering van de groei van de andere aanwezige boomsoorten. Soms wordt hartbladige els ook aangeplant als hakhout voor de productie van houtige biomassa.

Zoals hierboven vermeldt, is de soort ook in Nederland aangeplant in plantages (zie Figuur 7.3) (Caudullo & Mauri, 2016). Daarnaast wordt de hartbladige els, vanwege haar sierwaarde, ook aangeplant in stadswijken en parken als sierboom (NDFV Verspreidingsatlas, 2024a).



Figuur 7.3

Verspreidingskaart van hartbladige els in Nederland (bron: NDFV Verspreidingsatlas, 2024a).

7.2.3 Onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Uit de literatuurstudie kwam niets naar voren dat duidt op onopzettelijke introductie van hartbladige els via menselijke activiteiten.

7.3 Kans op vestiging

In het natuurlijk verspreidingsgebied komt de hartbladige els voor op standplaatsen met een gemiddelde jaartemperatuur tussen de 10 en 17 °C (Orwa *et al.*, 2009). De gemiddelde maximumtemperatuur in de warmste maand ligt tussen de 23 en 30 °C en de gemiddelde minimumtemperatuur in de koudste maand ligt tussen de 0 en 4 °C. Daarnaast varieert de jaarlijkse neerslag tussen de 700 en 2.000 mm (Orwa *et al.*, 2009), al stellen andere bronnen (Caudullo & Mauri, 2016) dat de soort minimaal 1.000 mm neerslag per jaar nodig heeft. Ter vergelijking, Nederland heeft een gemiddelde jaartemperatuur van 10,5 °C, een gemiddelde wintertemperatuur van 3,9 °C en een gemiddelde zomertemperatuur van 17,5 °C (KNMI, 2024). De jaarlijkse neerslag in Nederland ligt rond de 850 mm per jaar. Het Nederlandse klimaat lijkt dus suboptimaal voor vestiging van hartbladige els, met gemiddelde zomer- en jaartemperaturen én neerslaghoeveelheden die aan de lage kant liggen. Desalniettemin betekent het feit dat hartbladige els als ingeburgerde soort geldt (NDFV Verspreidingsatlas, 2024a), dat vestiging van de soort in Nederland wel mogelijk is.

Zoals hierboven beschreven, kan hartbladige els op de meeste bodemtypen voorkomen, inclusief gedegradeerde en nutriëntarme bodems (Caudullo & Mauri, 2016; Ducci & Tani, 2009; Orwa *et al.*, 2009). De voorkeur gaat uit naar kalkrijke en natte standplaatsen, maar de soort kan ook op drogere plekken staan (vergeleken met andere elzen). Hoewel de hartbladige els een lichtboomsoort is, kan de boom onder gunstige regenvalregimes ook schaduwtolerant zijn. Qua habitat zou de soort zich in Nederland moeten kunnen vestigen, wat wederom bevestigd wordt door de NDFV-classificatie van 'ingeburgerd' (NDFV Verspreidingsatlas, 2024a).

7.4 Kans op verspreiding

7.4.1 Natuurlijke verspreiding

Natuurlijke verjonging van hartbladige els vindt plaats via zaden. De mannelijke en vrouwelijke elzenkatjes (of simpelweg katjes) verschijnen vanaf een leeftijd van 10 à 12 jaar, waarna ook de zaadproductie kan beginnen (Caudullo & Mauri, 2016). Hartbladige els bloeit in april en de zaadzetting kan plaatsvinden van september/oktober tot een jaar later. Verspreiding van de zaden vindt voornamelijk plaats via water, waarbij de zaden grote afstanden kunnen afleggen (Vanden Heuvel, 2011). De verspreiding neemt nog verder toe, als de waterwegen periodiek overstromen. Hiernaast kan ook windverspreiding optreden, waarbij de zaden tot 30 à 60 meter van de moederboom verspreid kan worden.

De hartbladige els verspreidt zich ook in toenemende mate vanuit zaden in stedelijk gebied (NDFV Verspreidingsatlas, 2024a). Er kunnen steeds vaker jonge boompjes gevonden worden op vochtige, stenige plaatsen, kademuren en braakliggende terreinen.

7.4.2 Verspreiding via menselijke activiteiten

Bij verspreiding via menselijke activiteiten vormt aanplant de belangrijkste verspreidingswijze. De soort is en wordt vaak aangeplant vanwege het nutriëntrijke en makkelijk verteerbare (rijk)strooisel en de stikstofbindende wortelcapaciteit (Caudullo & Mauri, 2016; Orwa *et al.*, 2009). Hartbladige els wordt soms ook aangeplant als hakhout gericht op de productie van houtige biomassa. Daarnaast wordt de boomsoort in stedelijk gebied vaak aangeplant als sierboom in parken en stadswijken (NDFV Verspreidingsatlas, 2024a; Orwa *et al.*, 2009).

7.5 Effecten

7.5.1 Effecten op biodiversiteit en ecosystemen

Hartbladige els is een pionierssoort en een snelle groeier (Caudullo & Mauri, 2016; Ducci & Tani, 2009). De soort kan snel kapvlaktes koloniseren die zijn gevormd door het kappen van moseiken (*Quercus cerris*), beuken (*Fagus sylvatica*) en/of tamme kastanjes (*Castanea sativa*), waardoor monoculturen van hartbladige els ontstaan. In nattere omstandigheden heeft de boomsoort zelfs de neiging om open bossen, zoals plantages van zwarte den (*Pinus nigra*), te koloniseren. Na een aardverschuiving of bosbrand kan de hartbladige els als pionierssoort ook aangetroffen worden op de kale bodems.

Het bestaan van hybriden van verschillende soorten binnen het geslacht *Alnus* (els) is goed gedocumenteerd (Vanden Heuvel, 2011; Villani *et al.*, 2021). In Noord-Amerika, Europa, het Russische Verre Oosten en Japan zijn hybriden in natuurlijke populaties opgenomen en bestudeerd. De genetische diversiteit binnen en tussen Zuid-Italiaanse populaties van hartbladige els en zwarte els (*Alnus glutinosa*) is laag (Villani *et al.*, 2021). Natuurlijke hybridisatie tussen de twee soorten komt voor, al blijft het wel een zeldzaam verschijnsel. Hybriden van hartbladige en zwarte els, de *Alnus x elliptica*, zijn zowel in het natuurlijk verspreidingsgebied (op Corsica) als in het Verenigd Koninkrijk aangetroffen (Stace *et al.*, 2015). De hybride individuen lijken slechts een beperkt vermogen te hebben om terug te kruisen met hartbladige en zwarte els (Stace *et al.*, 2015; Villani *et al.*, 2021). Dit betekent dat het risico op genetische vervuiling ook laag lijkt. Klimaatverandering kan de bloeiperiodes van de hartbladige en zwarte els echter wel beïnvloeden en daarmee het risico op hybridisatie van de twee soorten vergroten (Villani *et al.*, 2021).

De hartbladige els kan een positieve én negatieve effecten hebben op abiotische factoren en het functioneren van het ecosysteem. Dankzij de symbiotische relatie met de stikstofbindende bacterie *Actinomyces alni* (*Frankia alni*) kan verbetering van de bodemvruchtbaarheid optreden (Caudullo & Mauri, 2016; Ducci & Tani, 2009). De toename van nutriënten in de bodem kan echter ook negatieve effecten hebben op het ecosysteem en de biodiversiteit. Wanneer elzen worden aangeplant op nutriëntarme bodems kan eutrofiëring optreden. Hierdoor kan de ondergroei met planten die weinig stikstof aankunnen verdrongen worden door concurrentiekrachtigere, stikstofminnende soorten, wat leidt tot een afname van de soortenrijkdom (zie bijv. Barendregt *et al.*, 1995).

Het nutriëntrijke en makkelijk verteerbare blad van de hartbladige els kan de strooiselkwaliteit verbeteren, de nutriëntencyclus versnellen en de nutriëntbeschikbaarheid verhogen via het zogenaamde rijkstrooieffect. Bovendien kan dit rijke strooisel de aanwezigheid van regenwormen stimuleren, die vervolgens zorgen voor een snellere strooiselafbraak en betere inmenging van organisch materiaal.

7.5.2 Effecten op planten, dieren en mensen

Natuurlijke hybridisatie met andere elzensoorten, inclusief de inheemse zwarte els, is mogelijk, maar is zeldzaam (Vanden Heuvel, 2011; Villani *et al.*, 2021). Deze natuurlijke kruisingen vertonen vaak wel gunstigere eigenschappen voor bosbouw en bosbeheer dan de oudersoorten. Hybridisatie wordt daarom ook gezien als een belangrijke strategie om wenselijke eigenschappen van een elzensoort naar een andere te brengen in het licht van soortverbetering (Vanden Heuvel, 2011). De hybriden lijken beperkt in staat te zijn terug te kruisen met hartbladige of zwarte els, dus het risico op genetische vervuiling lijkt klein (Villani *et al.*, 2021).

Als stikstofbindende boomsoort kan hartbladige els de productiviteit en efficiëntie van het watergebruik van omringende bomen verbeteren ten opzichte van monoculturen (Battipaglia *et al.*, 2017). De toename van stikstof in de bodem kan echter, vooral op nutriëntarme bodems, er ook toe leiden dat planten die stikstofarme omstandigheden nodig hebben verdwijnen.

Elzen vormen een van de belangrijkste allergenenbomen voor hooikoorts (Smith *et al.*, 2007). Verder is er niets dat duidt op de (mogelijke) overdracht van schadelijke ziekteverwekkers of parasieten van hartbladige els op andere planten, dieren of mensen. Voor zover bekend ontstaan er ook geen problemen na fysiek contact met de boom.

7.5.3 Effecten op infrastructuur

Uit de literatuurstudie kwam niets naar voren gekomen dat zou duiden op een noemenswaardige negatieve impact van hartbladige els op infrastructuur.

7.6 Risicobeoordeling

De risicoclassificaties van hartbladige els en de zekerheden daarvan zijn weergegeven in Tabel 7.1 die begint op pagina 66. Hieronder wordt per thema de redenering achter de gemaakte keuzes toegelicht.

Introductie

In Nederland komen al verschillende geïntroduceerde populaties van hartbladige els voor, dus verdere natuurlijke verspreiding lijkt evident. Ook het risico op opzettelijke verspreiding via menselijke activiteiten is groot. De hartbladige els wordt namelijk vaak aangeplant in stedelijke gebieden, voor hakhout, vanwege de stikstofbindende wortelcapaciteit en het makkelijk verteerbare strooisel (rijkstrooisel). Het risico op onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten is klein.

Vestiging

Het huidige klimaat in Nederland is suboptimaal voor vestiging van hartbladige els. De gemiddelde temperatuur, vooral de gemiddelde zomertemperatuur, is aan de lage kant. In stedelijk gebied doet het soort het dan nog beter dan in het bos, waar af en toe nog wel eens late vorstschade optreedt. Het feit dat de soort in Nederland ingeburgerd is, betekent dat de hartbladige els zich hier wel kan vestigen. Qua habitat is vestiging ook mogelijk. De hartbladige els kan immers op de meeste bodemtypes voorkomen, inclusief nutriëntarme en gedegradeerde bodems.

Verspreiding

De kans op natuurlijke verspreiding is groot. De zaden van de hartbladige els kunnen over lange afstanden verspreid worden via wind én water. Daarnaast is er ook verdere verspreiding

optreden via aanplant. Op dit moment vindt aanplant van hartbladige els vooral plaats in stedelijk gebied en slechts beperkt plaats in bos.

Milieurisico

Effecten van hartbladige els op inheemse soorten door predatie, parasitisme of begrazing (herbivorie) zijn niet van toepassing. Het risico op negatieve effecten als gevolg van concurrentie is groot. Er zijn veel natuurtypen in Nederland die men graag in vroege successiestadia wil behouden met het oog op de natuurwaarde. Aangezien hartbladige els een snelle groeier en kolonisator in vroege successiestadia is, kan dit voor problemen zorgen. Om die reden is er ook een risico op negatieve effecten op de biotiek. Verder kan hybridisatie met de inheemse zwarte els (*Alnus glutinosa*) optreden, maar dit is een zeldzaam verschijnsel. Bovendien is het risico dat dat een hybride individu terugkruist met hartbladige of zwarte els klein. Hartbladige els deelt veel ziektes en plagen met zwarte els, dus het risico op extra problemen hiermee is als matig beoordeeld. Als stikstofbinder heeft hartbladige els wel een duidelijk effect op de abiotiek.

Risico voor plantenteelt

Parasitisme van hartbladige els op andere planten evenals begrazing zijn niet van toepassing. Als snelle groeier kan de soort open plekken snel koloniseren en daarmee (tijdelijk) voor problemen zorgen. Natuurlijke hybridisatie vindt zelden plaats en ook het risico op terugkruisen met hartbladige of zwarte els is klein. Het risico op schade aan beheer- of teeltsystemen lijkt eveneens beperkt. Hartbladige els deel wel ziektes en plagen met zwarte els. Dit levert een matig risico op negatieve effecten op (ten opzichte van de huidige situatie met zwarte els).

Risico voor gedomesticeerde dieren

Predatie of parasitisme op dieren is uitgesloten voor hartbladige els. Aangezien planten geen geschikte gastheren zijn voor ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op dieren, zijn schadelijke effecten als gevolg hiervan ook uitgesloten. Contact met de boom heeft, voor zover bekend, ook geen schadelijke effecten.

Risico voor volksgezondheid

Parasitisme op mensen speelt niet bij planten. Ditzelfde geldt voor schadelijke effecten van ziektes en parasieten, aangezien planten geen geschikte gastheren zijn ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op mensen. Elzen zijn wel een van de belangrijkste allergeenbomen voor hooikoorts. Aangezien de hartbladige els eerder in het jaar bloeit dan de zwarte els, kan een vervroeging van het hooikoortsseizoen optreden.

Risico voor infrastructuur

Hartbladige els veroorzaakt geen noemenswaardige schade aan infrastructuur.

Gevolgen voor ecosysteemdiensten

De verwachting is dat de hartbladige els zowel positieve als negatieve effecten kan hebben op producerende ecosysteemdiensten. Vaak balanceren deze voor- en nadelen elkaar echter uit, waardoor er gekozen is voor een netto neutraal effect.

Effect van klimaatverandering op risico's

Mogelijk gaat er meer interesse komen in hartbladige els in het kader van klimaatslim bosbeheer, aangezien de soort iets droogtetoleranter is dan de zwarte els. Dit kan leiden tot een grotere kans op introducties. Met de hogere temperaturen die met klimaatverandering komen, wordt het Nederlandse klimaat gunstiger voor vestiging van de hartbladige els. Door de grotere aanwezigheid van de soort nemen ook de risico's op verdere verspreiding en negatieve effecten op de directe omgeving en de plantenteelt toe. Bovendien kan klimaatverandering de bloeiperiodes van de hartbladige en zwarte els beïnvloeden en daarmee het risico op hybridisatie van de twee soorten vergroten.

Tabel 7.1 Risicobeoordeling van hartbladige els met het Harmonia ⁺ -protocol.		
1. Context risicobeoordeling		
A01. Beoordelaar(s)	Baudewijn Odé (FLORON) Jesse Beyer (NIVIP) Johan van Valkenburg (NIVIP) Joyce Penninkhof (Stichting Probos) Paul Copini (CGN/WUR)	
A02. Soortnaam	Hartbladige els (<i>Alnus cordata</i>)	
A03. Gebied	Nederland	
A04. Soortstatus in gebied	Alien to and established within The Area's wild	
A05. Risicodomeinen	Milieu, plantenteelt, gedomesticeerde dieren en volksgezondheid	
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
2. Risico introductie		
A06. Waarschijnlijkheid introductie via natuurlijke dispersie	Hoog	Hoog
A07. Waarschijnlijkheid onopzettelijke introducties	Laag	Matig
A08. Waarschijnlijkheid opzettelijke introducties	Hoog	Hoog
3. Risico vestiging		
A09. Klimaatomstandigheden voor vestiging	Suboptimaal	Matig
A10. Habitatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Matig
4. Risico verspreiding		
A11. Waarschijnlijkheid secundaire verspreiding via natuurlijke dispersie	Hoog	Hoog
A12. Waarschijnlijkheid secundaire dispersie door de mens	Matig	Matig
5a. Risico voor milieu		
A13. Effecten op inheemse soorten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog

Tabel 7.1 (vervolg) Risicobeoordeling van hartbladige els met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A14. Effecten op inheemse soorten door concurrentie	Hoog	Matig
A15. Effecten op inheemse soorten door hybridisatie	Matig	Matig
A16. Effecten op inheemse soorten door overdracht parasieten of pathogenen	Matig	Matig
A17. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen abiotiek	Hoog	Hoog
A18. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen biotiek	Matig	Matig
5b. Risico voor plantenteelt		
A19. Effecten op teeltplanten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A20. Effecten op teeltplanten door concurrentie	Matig	Matig
A21. Effecten op teeltplanten door hybridisatie	Laag	Matig
A22. Effecten op teeltsysteem integriteit	Laag	Matig
A23. Effecten op teeltplanten door overdracht parasieten of pathogenen	Matig	Matig
5c. Risico voor gedomesticeerde dieren		
A24. Effecten op dierenwelzijn of -productie door parasitisme of predatie	Niet van toepassing	Hoog
A25. Effecten op dierenwelzijn of -productie door gevaarlijke eigenschappen	Zeer laag	Hoog
A26. Effecten op dierenwelzijn of -productie door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5d. Risico voor volksgezondheid		
A27. Effecten op de volksgezondheid door parasitisme	Niet van toepassing	Hoog

Tabel 7.1 (vervolg) Risicobeoordeling van hartbladige els met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A28. Effecten op de volksgezondheid door gevaarlijke eigenschappen	Matig	Hoog
A29. Effecten op de volksgezondheid door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5e. Risico voor overige effecten		
A30. Effecten op infrastructuur	Laag	Matig
6. Risico voor ecosystemendiensten		
A31. Effecten op productiediensten	Neutraal	Matig
A32. Effecten op regulerende diensten	Neutraal	Matig
A33. Effecten op culturele diensten	Neutraal	Matig
7. Effect van klimaatverandering op de risico's		
A34. Introductie	Lichte toename	Matig
A35. Vestiging	Lichte toename	Matig
A36. Verspreiding	Lichte toename	Matig
A37. Effecten milieu	Lichte toename	Matig
A38. Effecten plantenteelt	Lichte toename	Matig
A39. Effecten gedomesticeerde dieren	Geen verandering	Matig
A40. Effecten volksgezondheid	Lichte toename	Matig
A41. Effecten overige risico's	Geen verandering	Matig

Op basis van de risicoclassificaties zijn ook de risico- en zekerheidsscores voor de hartbladige els berekend met het Harmonia⁺-protocol (zie Tabel 7.2 op de volgende pagina en Tabel 7.3 op pagina 70). Wanneer de gemiddelde scores worden gehanteerd, dan scoort de hartbladige els hoog op de invasie- en effectscores en matig op de risicoscore. Wanneer de maximale scores worden gebruikt, dan scoort de soort hoog op de invasie-, effect- én risicoscores.

Tabel 7.2				
Gemiddelde risico- en zekerheidsscores van hartbladige els met Harmonia*.				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie¹	Hoog	0,667	Hoog	0,833
Vestiging¹	Hoog	0,750	Matig	0,500
Verspreiding¹	Matig	0,625	Hoog	0,750
Milieu¹	Hoog	0,700	Matig	0,600
Plantenteelt¹	Matig	0,375	Matig	0,500
Dierhouderij¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgesondheid¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Overige¹	Laag	0,250	Matig	0,500
Invasiescore²	Hoog	0,679		
Effectscore³	Hoog	0,700		
Risicoscore (invasie x effect)	Matig	0,475		

1: Risicoscore = gemiddelde score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

Tabel 7.3				
Maximale risico- en zekerheidsscores van hartbladige els met Harmonia*.				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Vestiging¹	Hoog	1,000	Matig	0,500
Verspreiding¹	Hoog	0,750	Hoog	1,000
Milieu¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Plantenteelt¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Dierhouderij¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgesondheid¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Overige¹	Laag	0,250	Matig	0,500
Invasiescore²	Hoog	0,917		
Effectscore³	Hoog	1,000		
Risicoscore (invasie x effect)	Hoog	0,917		

1: Risicoscore = maximum score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

8 Oosterse beuk (*Fagus orientalis*)

8.1 Soortomschrijving

Oosterse beuk (*Fagus orientalis*) (zie Figuur 8.1) wordt ook wel de Kaukasische beuk genoemd. Van nature komt de soort voor in de Balkan, Turkije, Kaukasus, Klein-Azië en op de Krim (zie Figuur 8.2) (De Avila *et al.*, 2021). In het hele verspreidingsgebied komt de Oosterse beuk voor op hoogtes tussen 200 en 2.200 meter. Het is mogelijk om monoculturen van Oosterse beuk te vinden, maar de soort kan ook in gemengde bossen met diverse naald- en loofbomen voorkomen (De Avila *et al.*, 2021).

Er blijft discussie over de vraag of Oosterse beuk een soort op zichzelf is of ondersoort van de gewone beuk (*Fagus sylvatica*) (Christian, 2019a). Sommige onderzoekers, zoals Denk *et al.* (2002), stellen dat Oosterse beuk een ondersoort moet zijn omdat er relatief weinig unieke allelen aanwezig zijn in Oosterse beuk. Andere experts, zoals Jiang *et al.* (2022), stellen dat er genoeg differentiatie is om gewone en Oosterse beuk als twee unieke soorten te beschouwen. Ook verschillende belangrijke flora's uit eind 20^e eeuw, zoals de *Flora Europaea*, *Flora Iranica* en de *Flora of Turkey*, beschouwen Oosterse beuk als soort op zichzelf (Christian, 2019a). Daarnaast bestaat er een natuurlijke hybride van gewone en Oosterse beuk: de *Fagus × taurica* Popl. (Christian, 2019a, 2019b).

Gewone en Oosterse beuk zijn morfologisch gezien vrij vergelijkbaar. Een consistent genoemd verschil is de borstelharen op de beukenootjes (Christian, 2019a). Bij gewone beuk zijn deze haartjes allemaal gelijk, lang, (aanvankelijk) rechtopstaand en taps toelopend. Bij Oosterse beuk komen er twee typen



Figuur 8.1

Oosterse beuk (foto: Krzysztof Ziarnik, Kenraiz, CC BY-SA 4.0).



Figuur 8.2

Natuurlijk verspreidingsgebied van Oosterse beuk (overgenomen uit: Kandemir & Kaya, 2009).

borstelharen voor. De bovenste zijn vergelijkbaar met die van gewone beuk, maar de onderste worden afwisselend beschreven als 'spatelvormig', 'breed' of 'afgeplat'. Dit type beharing komt echter ook voor bij Japanse beuk (*Fagus crenata*). Een onderscheidend kenmerk is dat Oosterse beuk een dichtbehaarde bladsteel en middennerf aan de onderkant van het blad heeft evenals een langere bladsteel dan Japanse beuk (Christian, 2019a). Een ander verschil tussen gewone en Oosterse beuk is zichtbaar bij de bladeren. Over het algemeen zijn de bladeren van Oosterse beuk groter en 'taaier' dan die van de gewone beuk (Christian, 2019a). De hybride *Fagus × taurica* lijkt qua vrucht (beukenoot) het meest op gewone beuk, maar qua blad het meest op Oosterse beuk. Bij identificatie is dus voorzichtigheid geboden, want zelfs voor experts kan het lastig zijn om met zekerheid vast te stellen om welke soort het gaat (Christian, 2019a, 2019b).

Oosterse beuk lijkt in veel standplaatsvereisten sterk op de gewone beuk. Beide zijn zeer schaduwtolerant en kunnen slecht tegen overstromingen of langere tijd onder water (Niinemets & Valladares, 2006). Verder scoren beide soorten gemiddeld voor droogtetolerantie (Niinemets & Valladares, 2006), al suggereert de verspreidingsgebieden van beide beukensoorten dat Oosterse beuk beter tegen warme en droge omstandigheden kan (Kandemir & Kaya, 2009). Over het algemeen kan Oosterse beuk goed tegen vorst, vergelijkbaar met gewone beuk (Mellet & Šeho, 2022). Qua standplaats kan Oosterse beuk gedijen op zowel zure als basische bodems (De Avila *et al.*, 2021).

8.2 Kans op introductie

8.2.1 Introductie op natuurlijke wijze

De kans op natuurlijke introductie van Oosterse beuk in Nederland vanuit het oorsprongsgebied is zeer onwaarschijnlijk. Nabij Brussel en in Midden-Duitsland is de Oosterse beuk al op enkele locaties aangeplant (De Avila *et al.*, 2021). Natuurlijke verspreiding vanuit deze aangeplante populaties kan op langere termijn wel redelijkerwijs leiden tot introducties in Nederland.

8.2.2 Opzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Vanwege de verwachte betere droogteresistentie is er toenemende belangstelling in Oosterse beuk als vervanger van gewone beuk in het Nederlandse bosbeheer. In Duitsland is de soort zelfs geclassificeerd als één van de negen soort met 'hoog potentieel' voor toekomstige bosbouw (Budde *et al.*, 2022).

In Nederland is de soort is op enkele plekken aangeplant (zie Figuur 8.3 op de volgende pagina), inclusief (op kleine schaal) in bosverband (zie Gereedschapskist Klimaatlim Bos- en Natuurbeheer, 2024c).

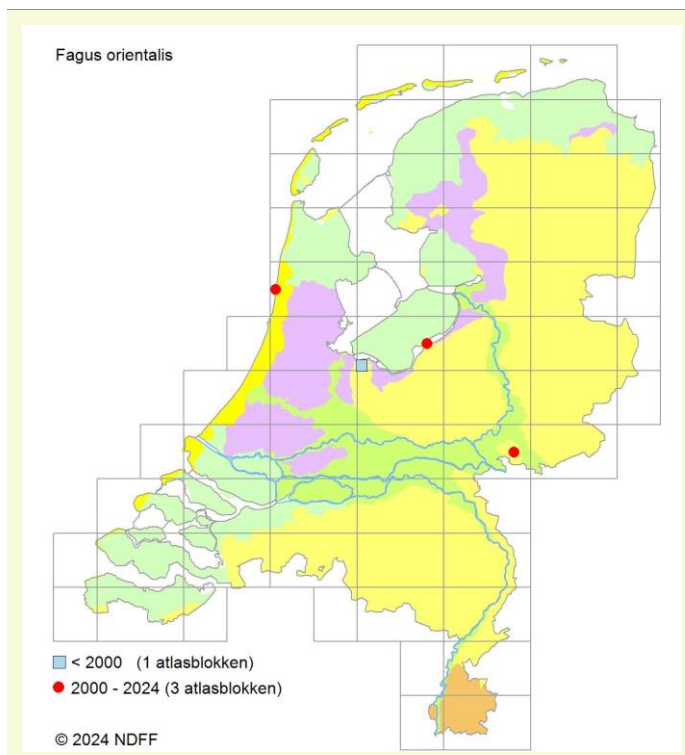
8.2.3 Onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Aangezien gewone en Oosterse beuk qua uiterlijk lastig te onderscheiden zijn, is het niet ondenkbaar dat Oosterse beuk of hybriden als gewone beuk verkocht kan (gaan) worden. Ditzelfde geldt voor de mogelijkheid dat mensen de beukenootjes van Oosterse beuk aanzien voor die van gewone beuk, ze meenemen (en later weggooien) en zo verder verspreiden. Voor beide gevallen is echter geen bewijs voor gevonden in de literatuur.

8.3 Kans op vestiging

Ten opzichte van gewone beuk komt Oosterse beuk van nature voor in warmere, drogere omstandigheden. Grote temperatuurschommelingen en droge periodes van meer dan drie maanden in de zomer beperken de verspreiding van de soort (De Avila *et al.*, 2021). De jaarlijkse neerslag in Nederland ligt rond de 850 mm per jaar wat genoeg is voor de Oosterse beuk die minimaal 500 mm nodig heeft (De Avila *et al.*, 2021; KNMI, 2024). Het huidige Nederlandse klimaat lijkt daarmee optimaal te zijn voor vestiging van Oosterse beuk.

Gewone beuk en Oosterse beuk delen veel standplaatsvereisten. Op de meeste plaatsen waar nu gewone beuk staat zou dus ook Oosterse beuk moeten kunnen groeien. Qua habitat zou vestiging in Nederland dus ook mogelijk kunnen zijn.



Figuur 8.3

Verspreidingskaart van Oosterse beuk in Nederland (bron: NDFF Verspreidingsatlas, 2024c).

8.4 Kans op verspreiding

8.4.1 Natuurlijke verspreiding

Natuurlijke verspreiding van Oosterse beuk vindt plaats via beukenootjes. De productie van deze beukenootjes begint op 30- tot 60-jarige leeftijd, afhankelijk van de groeiplaats. Net als gewone beuk heeft de Oosterse beuk mastjaren, meestal om de 2 à 5 jaar (De Avila *et al.*, 2021). Verspreiding van de nootjes vindt plaats via vogels en kleine zoogdieren. Dankzij de hoge schaduwtolerant kan Oosterse beuk goed in eigen opstanden verjongen (De Avila *et al.*, 2021). Het pollen wordt met de wind verspreid en verspreidt zich veel verder dan de relatief zware noten.

Voor zover bekend, gedraagt de soort zich niet verwilderend (NDFF Verspreidingsatlas, 2024c).

8.4.2 Verspreiding via menselijke activiteiten

Aanplant door mensen kan een belangrijke verspreidingsbron vormen, vooral gezien de toenemende interesse in Oosterse beuk als vervanger van gewone beuk in het kader van klimaatslim bosbeheer. Daarnaast kunnen ook onopzettelijke menselijke activiteiten een beduidende bron van verdere verspreiding vormen. Het is namelijk niet uit te sluiten dat Oosterse beuk of hybriden als gewone beuk verkocht worden. Ook de mogelijkheid dat mensen die

beukenootjes zoeken onbewust de beukenootjes van Oosterse beuk meebrengen (en weggoien in de natuur) en zo verspreiden, is niet ondenkbaar.

8.5 Effecten

8.5.1 Effecten op biodiversiteit en ecosystemen

Er is geen literatuur gevonden die erop duidt dat Oosterse beuk een ander effect zou hebben op (het functioneren van) het ecosysteem en zijn leefomgeving dan gewone beuk. Aangezien gewone en Oosterse beuk morfologisch gezien vrij vergelijkbaar zijn, lijkt het aannemelijk dat veel dieren en schimmelsoorten op beide beukensoorten kunnen voorkomen. Uit onderzoek blijkt dat schimmelmilieus in gewone beukenbossen veel lijken op die in Oosterse beukenbossen (Mamadashvili *et al.*, 2024).

In de EPPO Global Database staan geen ziektes en plagen beschreven die wel op Oosterse beuk voorkomen, maar niet op gewone beuk (EPPO, 2024a).

8.5.2 Effecten op planten, dieren en mensen

Hybridisatie van Oosterse beuk met gewone beuk komt veelvuldig voor (Budde *et al.*, 2022; Kurz, 2018). Waar de natuurlijke verspreidingsgebieden van de twee beukensoorten overlappen, op de Krim en in de oostelijke Balkan, komen natuurlijke hybriden voor (Christian, 2019a, 2019b; Kandemir & Kaya, 2009). Er zijn verschillende benamingen toegepast voor deze hybriden, waaronder *Fagus sylvatica* var. *moesiaca* K.Malý, *Fagus × moesiaca* (K.Malý) Czechtz, *Fagus sylvatica* subsp. *moesiaca* (K.Malý) Szafer en *Fagus × moesiaca* f. *leucodermis* Korac (Christian, 2019b). Echter, de *World Checklist and Bibliography of Fagales* stelt dat de correcte naam voor hybriden van gewone en Oosterse beuk *Fagus × taurica* is (Christian, 2019a, 2019b).

De hybriden zijn vruchtbaar en kunnen terugkruisen met één van de oudersoorten (gewone of Oosterse beuk) (Budde *et al.*, 2022). Het herhaaldelijk terugkruisen van gewone of Oosterse beuk met de hybriden, kan resulteren in een complexe mix van genen van de oudersoorten. Dit proces heet introgressie. Deze vermenging van genen kan leiden tot een afname van de genetische diversiteit binnen een populatie. Dit is vooral een probleem wanneer het plaatsvindt in autochtone (wilde) populaties van gewone beuk. Een autochtone populatie vormt immers een bron van uniek genetisch materiaal dat is aangepast aan lokale omstandigheden en bevat vaak eigenschappen die nergens anders aangetroffen worden (Buiteveld *et al.*, 2022). Als deze unieke genetische eigenschappen verdwijnen, als gevolg van hybridisatie en introgressie met Oosterse beuk en hun hybriden, dan krijgen we die nooit meer terug.

Er is verder niet gevonden dat Oosterse beuk een ander effect zou hebben op planten, dieren en/of mensen dan de gewone beuk.

8.5.3 Effecten op infrastructuur

Uit de literatuurstudie kwam niets naar voren gekomen dat zou duiden op een negatieve impact van Oosterse beuk op infrastructuur.

8.6 Risicobeoordeling

De risicoclassificaties van Oosterse beuk en de zekerheden daarvan zijn weergegeven in Tabel 8.1 die begint op pagina 76. Hieronder wordt per thema de redenatie achter de gemaakte keuzes toegelicht.

Introductie

Voor zover bekend zijn er geen populaties van Oosterse beuk aanwezig dicht bij de Nederlandse grens. De dichtstbijzijnde bevinden zich in de buurt van Brussel en in Midden-Duitsland. Natuurlijke introductie op korte termijn is onwaarschijnlijk. Op de langere termijn kan de soort als potentiële klimaatschuiver wel Nederland binnenkomen. Omdat Oosterse beuk en inheemse gewone beuk (*Fagus sylvatica*) morfologisch gezien sterk op elkaar lijken, zijn mogelijk niet alle populaties van Oosterse beuk bekend. Waarschijnlijk zijn er meer Oosterse beuken aanwezig dan nu in beeld is. Om die reden is gekozen voor een lage zekerheidsscore. Aangezien Oosterse en gewone beuk zo op elkaar lijken, kan er mogelijk ook verwarring ontstaan bij aanplant en/of bij het meenemen van beukenootjes door recreanten. Dit kan leiden tot onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten. Ten slotte is er een hoge kans op bewuste introductie via menselijke activiteiten, in de vorm van aanplant als klimaatslimme boomsoort.

Vestiging

Qua klimaatzone en jaarlijkse neerslaghoeveelheid zou de soort zich moeten kunnen vestigen in Nederland. Bovendien komen in België en Duitsland ook aangeplante populaties voor en het klimaat daar is vergelijkbaar met dat van Nederland. Oosterse beuk lijkt daarnaast in veel standplaatseisen op de gewone beuk, dus er zou ook voldoende geschikt habitat aanwezig moeten zijn voor vestiging in Nederland.

Verspreiding

Natuurlijke verspreiding kan plaatsvinden via beukenootjes die via vogels en kleine zoogdieren verspreid worden. Dankzij de goede schaduwtolerantie kan de Oosterse beuk ook in donkere bossen en in eigen opstanden goed verjongen. Daarnaast kan onopzettelijke én opzettelijke verspreiding plaatsvinden via menselijke activiteiten, zoals hierboven besproken (onder *Introductie*).

Milieurisico

Effecten van Oosterse beuk op inheemse soorten door predatie, parasitisme of begrazing (herbivorie) zijn niet van toepassing. De soort heeft een goede schaduwtolerantie en kan monoculturen vormen zonder ondergroei. Echter, dit geldt ook voor de gewone beuk, dus is het risico op concurrentie toch ingeschaald op matig. Het risico op hybridisatie met gewone beuk is hoog en ook de impact hiervan is hoog, vooral wanneer er hybridisatie zou optreden in autochtone beukenpopulaties, zoals in oude beukenbossen. Gewone en Oosterse beuk delen naar verwachting veel van dezelfde ziektes en plagen, wat resulteert in een matig risico. De biotische en abiotische effecten van Oosterse beuk zijn ingeschaald op een laag risico omdat er geen problemen verwacht worden.

Risico voor plantenteelt

Parasitisme van Oosterse beuk op andere planten is niet van toepassing. Ditzelfde geldt voor het risico op begrazing. Oosterse beuk kan monoculturen vormen zonder ondergroei. Omdat gewone beuk dit ook al doet, worden geen extra problemen verwacht met concurrentie door Oosterse beuk. Over de mogelijke impact van hybridisatie van Oosterse beuk en gewone beuk voor bosbouw is veel onbekend. Om die reden is hier de zekerheidsscore laag. Ditzelfde geldt voor het effect dat Oosterse beuk kan hebben op het beheer- en teeltsysteem. Aangezien gewone en Oosterse beuk

veel dezelfde ziektes en plagen zullen delen, zal hier naar verwachting niet veel veranderen ten opzichte van de huidige situatie.

Risico voor gedomesticeerde dieren

Predatie of parasitisme op dieren is uitgesloten voor Oosterse beuk. Aangezien planten geen geschikte gastheren zijn voor ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op dieren, zijn schadelijke effecten als gevolg hiervan ook uitgesloten. Contact met de boom heeft, voor zover bekend, ook geen schadelijke effecten.

Risico voor volksgezondheid

Parasitisme op mensen speelt niet bij planten. Ditzelfde geldt voor schadelijke effecten van ziektes en parasieten, aangezien planten geen geschikte gastheren zijn voor ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op mensen. Ook contact met de boom levert, voor zover bekend, geen schadelijke effecten op voor de volksgezondheid.

Risico voor infrastructuur

Er is niets gevonden dat erop duidt op negatieve effecten van Oosterse beuk op infrastructuur of schade die hieraan toegebracht wordt door de boom.

Gevolgen voor ecosysteemdiensten

Oosterse beuk kan een licht positief effect hebben op producerende ecosysteemdiensten en wordt hier ook voor aangeplant. Op de regulerende diensten worden geen noemenswaardige effecten verwacht. Het effect op culturele diensten is als licht negatief beoordeeld gezien de (mogelijke) nadelige effecten op oude beukenbossen.

Effect van klimaatverandering op risico's

Gezien de interesse in Oosterse beuk vanuit klimaatslim bosbeheer is een lichte toename te verwachten van de introductiekans. In Duitsland is de soort geassocieerd als 'hoog potentieel' voor toekomstige bosbouw. Dit leidt naar verwachting tot meer aanplant, wat ook de kans vergroot op natuurlijke introductie richting Nederland. Met de hogere temperaturen die met klimaatverandering komen, wordt het Nederlandse klimaat gunstiger voor vestiging van Oosterse beuk. De verwachte toename in aanplant van Oosterse beuk kan mogelijk ook leiden tot meer problemen met hybridisatie met gewone beuk. Verder worden geen effecten van klimaatverandering op de verspreiding of risico's verwacht.

Tabel 8.1

Risicobeoordeling van Oosterse beuk met het Harmonia⁺-protocol.

1. Context risicobeoordeling

A01. Beoordelaar(s)	Baudewijn Odé (FLORON) Jesse Beyer (NIVIP) Johan van Valkenburg (NIVIP) Joyce Penninkhof (Stichting Probos) Paul Copini (CGN/WUR)
A02. Soortnaam	Oosterse beuk (<i>Fagus orientalis</i>)
A03. Gebied	Nederland
A04. Soortstatus in gebied	Alien to, and present within The Area, but not established in the wild

Tabel 8.1 (vervolg) Risicobeoordeling van Oosterse beuk met het Harmonia ⁺ -protocol.		
A05. Risicodomeinen	Milieu, plantenteelt, gedomesticeerde dieren en volksgezondheid	
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
2. Risico introductie		
A06. Waarschijnlijkheid introductie via natuurlijke dispersie	Laag	Laag
A07. Waarschijnlijkheid onopzettelijke introducties	Matig	Laag
A08. Waarschijnlijkheid opzettelijke introducties	Hoog	Hoog
3. Risico vestiging		
A09. Klimaatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Matig
A10. Habitatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Matig
4. Risico verspreiding		
A11. Waarschijnlijkheid secundaire verspreiding via natuurlijke dispersie	Matig	Matig
A12. Waarschijnlijkheid secundaire dispersie door de mens	Hoog	Laag
5a. Risico voor milieu		
A13. Effecten op inheemse soorten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A14. Effecten op inheemse soorten door concurrentie	Matig	Matig
A15. Effecten op inheemse soorten door hybridisatie	Zeer hoog	Matig
A16. Effecten op inheemse soorten door overdracht parasieten of pathogenen	Matig	Matig
A17. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen abiotiek	Laag	Matig
A18. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen biotiek	Laag	Matig

Tabel 8.1 (vervolg) Risicobeoordeling van Oosterse beuk met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
5b. Risico voor plantenteelt		
A19. Effecten op teeltplanten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A20. Effecten op teeltplanten door concurrentie	Matig	Laag
A21. Effecten op teeltplanten door hybridisatie	Matig	Laag
A22. Effecten op teeltsysteem integriteit	Laag	Laag
A23. Effecten op teeltplanten door overdracht parasieten of pathogenen	Matig	Matig
5c. Risico voor gedomesticeerde dieren		
A24. Effecten op dierenwelzijn of -productie door parasitisme of predatie	Niet van toepassing	Hoog
A25. Effecten op dierenwelzijn of -productie door gevaarlijke eigenschappen	Zeër laag	Hoog
A26. Effecten op dierenwelzijn of -productie door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5d. Risico voor volksgezondheid		
A27. Effecten op de volksgezondheid door parasitisme	Niet van toepassing	Hoog
A28. Effecten op de volksgezondheid door gevaarlijke eigenschappen	Zeër laag	Hoog
A29. Effecten op de volksgezondheid door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5e. Risico voor overige effecten		
A30. Effecten op infrastructuur	Zeër laag	Hoog
6. Risico voor ecosysteemdiensten		
A31. Effecten op productiediensten	Licht positief	Matig
A32. Effecten op regulerende diensten	Neutraal	Matig

Tabel 8.1 (vervolg) Risicobeoordeling van Oosterse beuk met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A33. Effecten op culturele diensten	Licht negatief	Matig
7. Effect van klimaatverandering op de risico's		
A34. Introductie	Lichte toename	Matig
A35. Vestiging	Lichte toename	Matig
A36. Verspreiding	Geen verandering	Matig
A37. Effecten milieu	Lichte toename	Matig
A38. Effecten plantenteelt	Geen verandering	Laag
A39. Effecten gedomesticeerde dieren	Geen verandering	Matig
A40. Effecten volksgezondheid	Geen verandering	Matig
A41. Effecten overige risico's	Geen verandering	Matig

Op basis van de risicoclassificaties zijn ook de risico- en zekerheidsscores voor de Oosterse beuk berekend met het Harmonia⁺-protocol (zie Tabel 8.2 op de volgende pagina en Tabel 8.3 op pagina 81). Wanneer de gemiddelde scores worden gehanteerd, dan scoort de Oosterse beuk hoog op de invasiescore, matig op de effectscore en laag op de risicoscore. Wanneer de maximale scores worden gebruikt, dan scoort de soort hoog op de invasie-, effect- én risicoscores.

Tabel 8.2				
Gemiddelde risico- en zekerheidsscores van Oosterse beuk met Harmonia*.				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie ¹	Matig	0,500	Matig	0,333
Vestiging ¹	Hoog	1,000	Matig	0,500
Verspreiding ¹	Hoog	0,750	Laag	0,25
Milieu ¹	Matig	0,400	Matig	0,500
Plantenteelt ¹	Matig	0,438	Laag	0,125
Dierhouderij ¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgesondheid ¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Overige ¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Invasiescore ²	Hoog	0,721		
Effectscore ³	Matig	0,438		
Risicoscore (invasie x effect)	Laag	0,316		

1: Risicoscore = gemiddelde score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

Tabel 8.3				
Maximale risico- en zekerheidsscores van Oosterse beuk met Harmonia ⁺ .				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Vestiging¹	Hoog	1,000	Matig	0,500
Verspreiding¹	Hoog	1,000	Matig	0,500
Milieu¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Plantenteelt¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Dierhouderij¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgesondheid¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Overige¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Invasiescore²	Hoog	1,000		
Effectscore³	Hoog	1,000		
Risicoscore (invasie x effect)	Hoog	1,000		

1: Risicoscore = maximum score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

9 Zeeden (*Pinus pinaster*)

9.1 Soortomschrijving

Zeeden (*Pinus pinaster*) (zie Figuur 9.1) komt van nature voor in het (zuid)westelijke deel van de Middellandse Zee (zie Figuur 9.2) (Abad Viñas *et al.*, 2016; Op den Kelder *et al.*, 2023b). De soort komt voor in Portugal, Spanje, Zuid(westelijk)-Frankrijk, Corsica, Sardinië, West-Italië, Noord-Marokko, Algerije, Tunesië en verschillende eilanden in het westelijke gedeelte van de Middellandse Zee. In het natuurlijk verspreidingsgebied komt zeeden zowel voor in monoculturen als in menging met andere boomsoorten, zoals de parasolden (*Pinus pinea*) en Aleppo-den (*Pinus halepensis*). In het Atlasgebergte, gelegen in Marokko en Algerije, komt zeeden ook voor in gemengde naaldbossen met zwarte den (*Pinus nigra*), Atlasceder (*Cedrus atlantica*), taxus (*Taxus baccata*) en de Marokkaanse variant van de Spaanse zilverspar (*Abies pinsapo var. marocana*) (Op den Kelder *et al.*, 2023b).

Er is discussie over hoeveel ondersoorten zeeden heeft (Abad Viñas *et al.*, 2016). Sommige onderzoekers erkennen vijf ondersoorten, elk gekoppeld aan verschillende geografische regio's. Andere experts erkennen tot wel 18 ondersoorten die gegroepeerd worden in drie hoofdgroepen: Atlantisch, Circum-mediterraan en Maghrebisch.

De soort stelt weinig eisen aan de standplaats en kan groeien in een breed scala aan klimaten, hoogtes en bodemtypes (Abad Viñas *et al.*, 2016; Op den Kelder *et al.*, 2023b). Zeeden geeft de voorkeur aan goed gedraineerde, kiezelhoudende bodems met grove textuur, zoals zandgronden.

Qua nutriëntenschikbaarheid kan de boomsoort gedijen op voedselarme tot gemiddeld voedselrijke bodems.



Figuur 9.1

Zeeden (foto: Fernando Losada Rodríguez, CC BY-SA 4.0).



Figuur 9.2

Natuurlijk verspreidingsgebied van zeeden (aangepast overgenomen van: Caudullo *et al.*, 2017). Groen duidt op inheems verspreidingsgebied; de oranje driehoekjes zijn geïntroduceerde (en genaturaliseerde) populaties.

Daarnaast groeit zeeden goed bij een pH van 3,5 tot 4,5, al kan redelijke groei optreden op zeer zure tot neutrale bodems (Abad Viñas *et al.*, 2016; Op den Kelder *et al.*, 2023b; Pereira, 2002). Zoute nevel en zeewind verdraagt de soort goed, maar is weinig tolerant voor overstromingen en (gematigd) schaduwtolerant.

Eenzijds is brand van cruciaal belang voor de instandhouding van zeeden (Abad Viñas *et al.*, 2016; Cruz *et al.*, 2019; Op den Kelder *et al.*, 2023b). Bosbranden met een lage intensiteit kan de soort goed overleven om vervolgens makkelijk weer te herstellen. Bovendien kan vuur een trigger vormen voor de kegels om te openen en de zaden los te laten. Op die manier kunnen de zaden kiemen in een omgeving met weinig concurrentie. In natuurlijke bossen zorgt brand er zo voor dat zeeden zich kan handhaven. Anderzijds vormt brand ook een grote bedreiging voor zeeden. In monoculturen gericht op het maximaliseren van biomassa, met hoge boomaantallen en een gesloten kronendak, hoopt zich veel potentiële brandstof op. Dit brengt een extreem brandgevaar met zich mee.

Verder is zeeden zeer droogtetolerant, met een droogtetolerantie die vergelijkbaar is met die van zwarte den (*Pinus nigra*) (Niinemets & Valladares, 2006; Op den Kelder *et al.*, 2023b). Ook zomerdroogte (tot 4 maanden) kan de soort goed verdragen. Wel is zeeden gevoelig voor strenge vorst en bij zonnig weer, een droge oostenwind en temperaturen van -15°C of lager, kan bevroering optreden. Vaak treedt er wel herstel op bij vorstschade.

Buiten Europa wordt zeeden beschouwd als een van de vijf meest invasieve dennensoorten (Abad Viñas *et al.*, 2016). In Chili, Uruguay, Zuid-Afrika, Australië en Nieuw-Zeeland wordt de soort gezien als een agressieve groeier die een negatieve impact heeft op soortenrijkdom, (grond)waterstanden verandert en bodemerosie versnelt (Abad Viñas *et al.*, 2016; Pasiiecznik, 2007).

9.2 Kans op introductie

9.2.1 Introductie op natuurlijke wijze

Er bevinden zich zowel natuurlijke als geïntroduceerde populaties in onder meer Frankrijk, Spanje, Portugal, Italië, het Verenigd Koninkrijk en België (Abad Viñas *et al.*, 2016; Figuur 9.2). Natuurlijke verspreiding vanuit deze aangeplante populaties, met name vanuit België, kan op langere termijn leiden tot introducties in Nederland.

9.2.2 Opzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Buiten het natuurlijk verspreidingsgebied is zeeden vaak aangeplant voor houtproductie, duinstabilisatie of het tegengaan van bodemerosie (Abad Viñas *et al.*, 2016; Op den Kelder *et al.*, 2023b; Pasiiecznik, 2007). In kustgebieden wordt de soort ook geplant om landbouwgewassen te beschermen tegen inwaaierend zout vanaf zee. Naast houtproductie is zeeden ook een belangrijke bron van hars, wat gebruikt wordt om terpentijn en colofonium te maken.

Grootschalige (her)bebouwing van gedegradeerde gebieden en de realisatie van plantages voor houtproductie hebben geleid tot verdere verspreiding van zeeden in Europa in de 19^e en 20^e eeuw (Abad Viñas *et al.*, 2016; Ferrer-Gallego *et al.*, 2024). Ook buiten Europa zijn grootschalige plantages aangelegd in de VS, Zuid-Amerika, Zuid-Afrika, Australië en Nieuw-Zeeland. In Nederland komt de zeeden voor verschillende plekken op de droge zandgronden (zie Figuur 9.3 op de volgende pagina; Gereedchapskist Klimaatlim Bos- en Natuurbeheer, 2024g; Op den

Kelder *et al.*, 2023b). De soort is vooral terug te vinden op voormalige stuifzanden en als duinbeplanting.

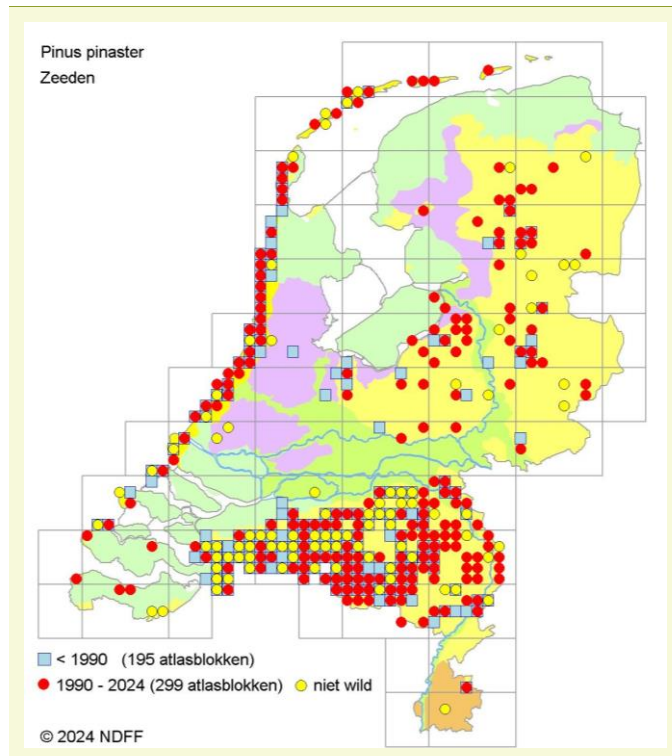
9.2.3 Onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Mensen verzamelen vaak de kegels van de zeeden als decoratie voor in woonkamers. Als deze kegels vervolgens in de natuur worden weggegooid, kan dit bijdragen aan verdere verspreiding van de soort. Het risico dat zaden uit verzamelde kegels in de natuur terechtkomen is klein.

9.3 Kans op vestiging

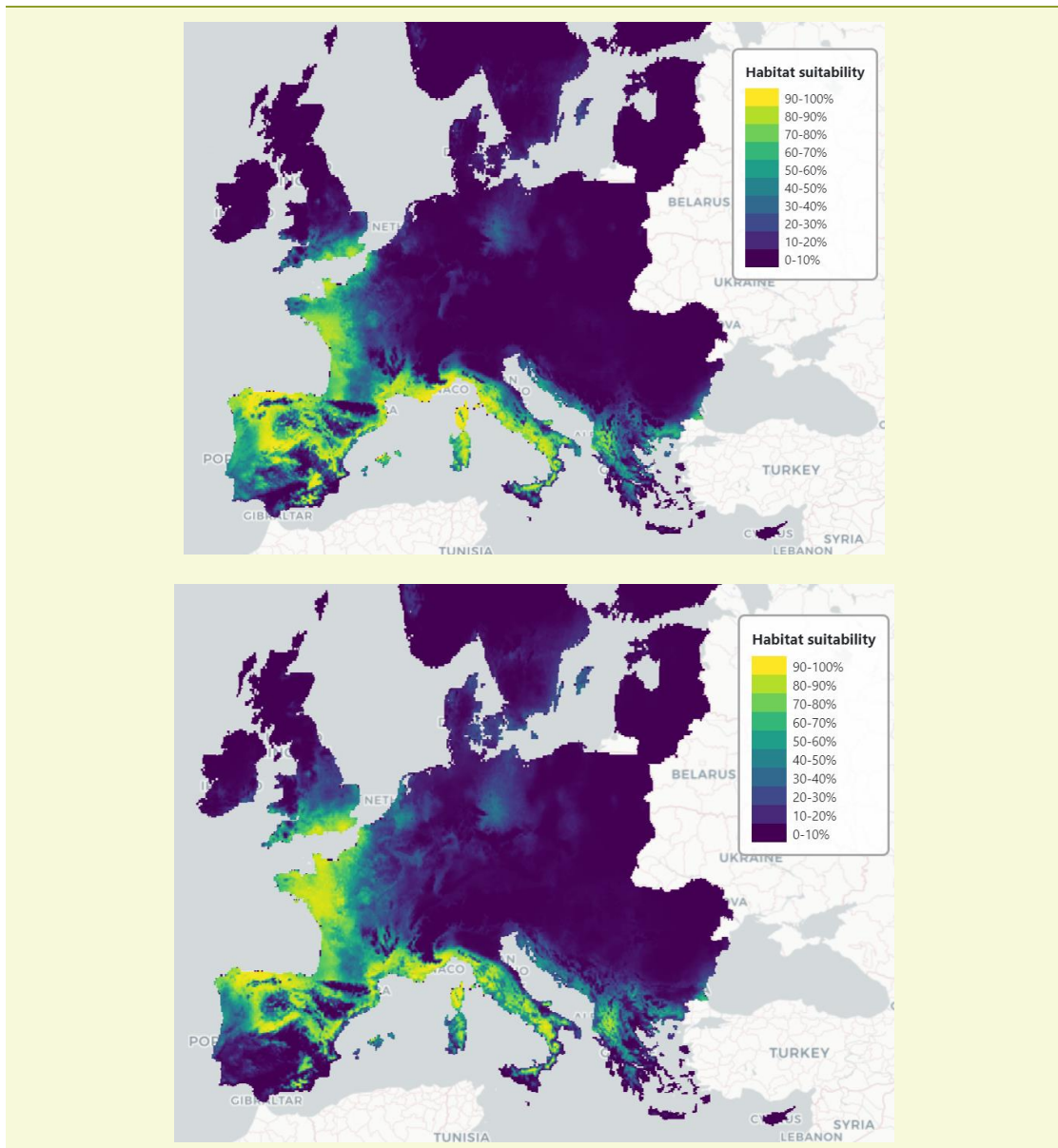
Van nature groeit zeeden in warme gematigde streken met een maritieme invloed (Abad Viñas *et al.*, 2016; Op den Kelder *et al.*, 2023b; Pereira, 2002). Hierbinnen is de soort vaak te vinden in matig vochtige tot vochtige gebieden met een jaarlijkse neerslag van meer dan 600 mm. De boom kan overleven op plaatsen met slechts 400 mm neerslag per jaar, op voorwaarde dat er een hoge luchtvochtigheid is. De optimale groeiomstandigheden zijn een gemiddelde jaartemperatuur van tussen de 10 en 23 °C en een gemiddelde jaarlijkse neerslag van 850 mm, waarvan minstens 75 mm in de periode mei-september valt (Pereira, 2002; Pasiecznik, 2007). Ter vergelijking, in Nederland valt er gemiddeld 850 mm neerslag per jaar en ligt de gemiddelde jaartemperatuur op 10,5 °C (KNMI, 2024). Met het huidige Nederlandse klimaat zou de zeeden zich dus moeten kunnen vestigen, al is de gemiddelde temperatuur aan de lage kant. Naarmate het warmer wordt in de toekomst, zal het vestigingsklimaat geschikter worden (zie ook Figuur 9.4 op de volgende pagina).

De soort stelt lage eisen aan de standplaats en kan vrijwel overal groeien. Goed gedraineerde, voedselarme tot matig voedselrijke zandgronden zijn volop aanwezig in Nederland. De goede tolerantie voor lagere bodem-pH-waarden (met het optimum bij pH 3,5-4,5) vergroot de kansen op succesvolle vestiging op (de vaak zure) zandgronden. Dus ook qua habitat is Nederland geschikt voor vestiging van zeeden.



Figuur 9.3

Verspreidingskaart van zeeden in Nederland (bron: NDFF Verspreidingsatlas, 2024f).



Figuur 9.4

Habitatgeschiktheid voor vestiging van zaden in Europa voor de periode 2021-2050 (boven) en 2081-2110 (onder) (afbeeldingen aangepast overgenomen van: Mauri *et al.*, 2022).

9.4 Kans op verspreiding

9.4.1 Natuurlijke verspreiding

Natuurlijke verjonging van zaden vindt plaats via zaden (Abad Viñas *et al.*, 2016; Op den Kelder *et al.*, 2023b; Pasiecznik, 2007). Zaadproductie begint rond de leeftijd van 10 à 15 jaar. De zaden liggen opgeslagen in de kegels en vormen zo een soort zaadbank in de boom. Verstoringen in de omgeving, zoals vuur tijdens een bosbrand, vormen een trigger voor de kegels om open te gaan waarna het zaad vrijkomt. Vervolgens verspreidt de wind de zaden, die meer dan 900 meter kunnen afleggen vanaf de ouderboom (Van Wilgen & Siegfried, 1986). Als de omstandigheden goed zijn,

kunnen de vrijgekomen zaden direct kiemen (Abad Viñas *et al.*, 2016; Op den Kelder *et al.*, 2023b). Als dit niet het geval is, kunnen de zaden in de grond een gunstig kiemmoment afwachten. Het zaad blijft immers lang kiemkrachtig: na 10 jaar is gewoonlijk meer dan de helft van de opgeslagen zaden nog levensvatbaar.

De NDFV Verspreidingsatlas (2024f) classificeert de zeeden als “aangeplant / niet verwilderend”. In open zandige situaties treedt echter vaak uitgebreide natuurlijke verjonging op (Op den Kelder *et al.*, 2023b). Vooral in de duinen kan de soort zich soms fors verspreiden.

9.4.2 Verspreiding via menselijke activiteiten

Naast natuurlijke verjonging vormt ook aanplant een belangrijke verspreidingswijze. Zeeden is vaak aangeplant voor houtproductie, het tegengaan van bodemerosie, duinstabilisatie en het beschermen van gewassen tegen inwaaiend zeezout (Abad Viñas *et al.*, 2016; Ferrer-Gallego *et al.*, 2024; Op den Kelder *et al.*, 2023b). Vanuit bosbeheer is er interesse in de soort als potentieel aanvullende boomsoort in het kader van klimaatslim bosbeheer.

Hiernaast bestaat er een kans dat mensen de kegels van zeeden meenemen als decoratie om ze vervolgens in de natuur te gooien. Het risico dat zaden uit verzamelde kegels in de natuur terechtkomen, is echter niet groot.

9.5 Effecten

9.5.1 Effecten op biodiversiteit en ecosystemen

Mede dankzij de sterke kiemkracht van het zaad en de snelle jeugdgroei kan zeeden zich invasief gedragen (Jansen *et al.*, 2018; Op den Kelder *et al.*, 2023b). De zeeden kan zich soms zo sterk verjongen dat de soort jonge grove en Corsicaanse dennen overgroeit, wegconcurrert en dominant wordt als er niet wordt ingegrepen (Jansen *et al.*, 2018). Dit risico geldt met name voor de duinen. Aangezien de boom schaduwgevoelig is, zal de concurrentiekracht onder een gesloten kronendak lager zijn. Vooralsnog is er dan ook geen sprake van invasiviteit van zeeden in Nederland. Buiten Europa is dit beeld wel anders; in andere delen van de wereld vormt zeeden een van de vijf meest invasieve dennensoorten (Abad Viñas *et al.*, 2016). In Chili, Uruguay, Australië, Nieuw-Zeeland en vooral Zuid-Afrika is zeeden een agressieve groeier (Pasicznik, 2007).

In Zuid-Afrika concurrert de zeeden de zeldzame en inheemse fynbos-vegetatie weg en heeft daarmee een negatief effect op de lokale soortenrijk en biodiversiteit (Abad Viñas *et al.*, 2016; Pasicznik, 2007). De redenen voor deze concurrentiekracht zijn de snelle groei, het vermogen bosbranden te weerstaan en lange levensduur van de zeeden. Over het effect van zeeden op de Nederlandse biodiversiteit is weinig bekend, al is de verwachting dat een eventuele positieve bijdrage redelijk beperkt zal zijn (Op den Kelder *et al.*, 2023b).

Verder wordt de zeeden in Zuid-Afrika gezien als een habitatvormer die (grond)waterstanden en de bodemnutriënteniveaus verandert en bodemerosie versnelt (Abad Viñas *et al.*, 2016; Pasicznik, 2007). Deze negatieve effecten treden met name op in het zeldzame fynbos en bij vestiging in oecosystemen. Dit vormt een grote tegenstelling met Europa waar de soort, ook buiten het natuurlijk verspreidingsgebied, is geplant om bodemerosie tegen te gaan (Abad Viñas *et al.*, 2016; Op den Kelder *et al.*, 2023b; Pasicznik, 2007). Als pionierssoort wordt de zeeden soms ook gebruikt om bodemvorming te bevorderen.

Recentelijk is in Spanje een natuurlijke hybride gevonden genaamd *Pinus × saportae* nothosubsp. *Currasii* (Ferrer-Gallego *et al.*, 2024). Deze hybride is een vermeende kruising tussen zeeden (ondersoort *escarena*) en Aleppoden (*Pinus halepensis*). De hybride is mogelijk meer wijdverspreid, maar de kans is groot dat die over het hoofd gezien wordt. Hybridisatie binnen het geslacht *Pinus* (den) zou sowieso vaker kunnen voorkomen dan nu bekend, maar vermeende hybriden zijn zelden gedocumenteerd en worden vaak over het hoofd gezien (Ferrer-Gallego *et al.*, 2024). Voor zover bekend treedt er geen hybridisatie op van zeeden in Nederland.

9.5.2 Effecten op planten, dieren en mensen

De zeeden kent een sterke kiemkracht en snelle jeugdgroei, inclusief een snellere jeugdgroei dan de grove den (*Pinus sylvestris*) en de Corsicaanse den (*Pinus nigra* subsp. *laricio*) (Jansen *et al.*, 2018; Op den Kelder *et al.*, 2023b). Deze eigenschappen maken dat zeeden zich invasief kan gedragen. Het risico hierop bestaat vooral in open duingebieden, waar de soort zich soms fors verjongt. Een belangrijke noot hierbij is wel dat explosieve jeugdgroei bij veel *Pinus*-soorten kan optreden.

In monoculturen van zeeden (of andere dennensoorten) met hoge boomaantallen en een gesloten kronendak hoopt zich veel potentiële brandstof op (Abad Viñas *et al.*, 2016; Cruz *et al.*, 2019; Op den Kelder *et al.*, 2023b). Dit brengt een extreem brandgevaar met zich mee. In natuurlijke bossen zorgen bosbranden ervoor dat de zeeden zich kan handhaven. Brand met een lage intensiteit kan de soort goed overleven, waarna de boom zich makkelijk herstelt. Het brandgevaar vormt echter ook een mogelijk risico voor de integriteit van het teelt- en beheersysteem.

Zeeden is gevoelig voor veel ziektes en plagen die ook bij grove den voorkomen (Op den Kelder *et al.*, 2023b). De zeeden is onder meer gevoelig voor aantasting door dennenmoorder (*Heterobasidion annosum*), honingzwam (*Armillaria mellea*) en de schimmel *Diplodia pinea*.

Voor zover bekend treedt er geen hybridisatie op in Nederland en ontstaan er ook geen problemen na fysiek contact met de boomsoort.

9.5.3 Effecten op infrastructuur

Uit de literatuurstudie is niets naar voren gekomen dat erop zou duiden dat zeeden een negatief effect heeft op infrastructuur.

9.6 Risicobeoordeling

De risicoclassificaties van zeeden en de zekerheden daarvan zijn weergegeven in Tabel 9.1 die begint op pagina 89. Hieronder wordt per thema de redenatie achter de gemaakte keuzes toegelicht.

Introductie

In de Belgische duinen en in de Kempen staan geïntroduceerde populaties van zeeden. Van hieruit kan de soort via natuurlijke verspreiding (op termijn) Nederland bereiken. Er is bovendien een hoge kans op bewuste introductie via menselijke activiteiten in de vorm van aanplant voor houtproductie en als klimaatslimme boomsoort. Onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten lijkt klein. De kegels van zeeden worden vaak verzameld en mogelijk zitten daar nog zaden in, maar de kegels belanden meestal als decoratie in woonkamers. Het risico dat zaden uit verzamelde kegels in de natuur terechtkomen, is niet groot.

Vestiging

Zeeden zou zich mogelijk moeten kunnen vestigen in Nederland. De soort stelt weinig eisen aan de standplaats en kan vrijwel overal groeien, dus habitatbeschikbaarheid vormt geen probleem. Dit blijkt ook uit het feit dat de soort op veel plekken voorkomt in Nederland. De gemiddelde jaartemperatuur in Nederland ligt wel aan de lage kant.

Verspreiding

Natuurlijke verspreiding vindt plaats via zaden die opgeslagen liggen in kegels. Deze kegels zijn zwaar en komen dus niet ver, maar vormen wel een grote zaadbank. Na een verstoring, zoals een bosbrand, gaan de kegels open en kan de wind de zaden over grotere afstanden verspreiden. Het risico op een snelle natuurlijke verspreiding van zeeden in Nederland lijkt, op dit moment, beperkt. Ook het risico op onbewuste verspreiding via menselijke activiteiten, via verzamelde kegels die in de natuur worden gegooid, lijkt klein. Aanplant vormt op dit moment de meest waarschijnlijke verspreidingsbron.

Milieurisico

Effecten van zeeden op inheemse soorten door predatie, parasitisme of begrazing (herbivorie) zijn niet van toepassing. Door de sterke kiemkracht van het zaad en de snelle jeugdgroei kan zeeden snel open plekken koloniseren en (tijdelijk) domineren. Dit speelt vooral in duingebieden. Als zeeden zich bijvoorbeeld zou vestigen in witte of grijze duinen (beide Natura 2000-habitattypen), dan kan dit grote problemen opleveren. Voor zover bekend treedt er geen hybridisatie op met grove den (*Pinus sylvestris*). Omdat er nog veel onbekend is over kruisingen binnen *Pinus*-soorten, is toch gekozen voor een lage zekerheidsscore. Zeeden en grove den delen naar verwachting veel van dezelfde ziektes en plagen, dus het risico op (nieuwe) problemen hiermee lijkt beperkt. De zeeden wordt vaak in duinen gebruikt om bodemvorming te bevorderen en/of bodemerosie te voorkomen. Beide processen beïnvloeden de natuurlijke ontwikkelingen, wat resulteert in een matige risicoscore. Omdat bij vestiging van zeeden in een duingebied het open landschap kan worden omgezet in bos, krijgt de soort een hoge risicoscore bij biotische effecten.

Risico voor plantenteelt

Parasitisme van zeeden op andere planten en begrazing zijn beide niet van toepassing. De soort is een goede kolonisator van open gebieden, maar is in bosverband minder concurrentiekrachtig. Vandaar dat de zeeden bij deze categorie toch laag scoort op concurrentierisico. Het is onbekend of er hybridisatie met grove den kan optreden, maar de kans lijkt klein. In bossen met een gesloten kronendak en hoge boomaantallen, hoopt zich veel potentiële brandstof op wat een extreem brandgevaar met zich meebrengt. Omdat dit risico ook speelt bij andere dennensoorten, is het risico op schade aan (de integriteit van) het beheer- en teeltsysteem ingeschaald als matig. Zeeden en grove den delen waarschijnlijk veel dezelfde ziektes. Het risico dat er een nieuwe (dennen)ziekte of -plaaginsect meekomt met een zeeden is dus laag. Maar mocht dit gebeuren, dan heeft het grote consequenties.

Risico voor gedomesticeerde dieren

Predatie of parasitisme op dieren is uitgesloten voor zeeden. Aangezien planten geen geschikte gastheren zijn voor ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op dieren, zijn schadelijke effecten als gevolg hiervan ook uitgesloten. Contact met de boom heeft, voor zover bekend, ook geen schadelijke effecten.

Risico voor volksgezondheid

Parasitisme op mensen speelt niet bij planten. Ditzelfde geldt voor schadelijke effecten van ziektes en parasieten, aangezien planten geen geschikte gastheren zijn ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op mensen. Ook contact met de boom levert, voor zover bekend, geen schadelijke effecten op voor de volksgezondheid.

Risico voor infrastructuur

Er is niets gevonden dat erop duidt op negatieve effecten van zeeden op infrastructuur of schade die hieraan toegebracht wordt door de boom.

Gevolgen voor ecosysteemdiensten

De verwachting is dat de zeeden zowel positieve als negatieve effecten kan hebben op de verschillende ecosysteemdiensten. Vaak balanceren deze voor- en nadelen elkaar echter uit, waardoor er gekozen is voor een netto neutraal effect.

Effect van klimaatverandering op risico's

Gezien de interesse in zeeden voor houtproductie en klimaatslim bosbeheer is een toename te verwachten in de introductiekans. Ook in België is er interesse in het aanplanten van zeeden binnen klimaatslim bosbeheer, wat een verhoogd risico kan opleveren voor natuurlijke verspreiding naar Nederland. De stijgende temperaturen door klimaatverandering maken het Nederlandse klimaat ook geschikter voor vestiging van zeeden. Het betere vestigingsklimaat in combinatie met de verwachte toename in bosbranden kan leiden tot een snellere verspreiding van de soort in de toekomst. De grotere aanwezigheid kan gaan zorgen voor meer problemen voor het milieu. Verder worden geen effecten van klimaatverandering op de risico's verwacht.

Tabel 9.1

Risicobeoordeling van zeeden met het Harmonia⁺-protocol.

1. Context risicobeoordeling

A01. Beoordelaar(s)	Baudewijn Odé (FLORON) Jesse Beyer (NIVIP) Johan van Valkenburg (NIVIP) Joyce Penninkhof (Stichting Probos) Paul Copini (CGN/WUR)
A02. Soortnaam	Zeeden (<i>Pinus pinaster</i>)
A03. Gebied	Nederland
A04. Soortstatus in gebied	Alien to, and established within The Area's wild
A05. Risicodomeinen	Milieu, plantenteelt, gedomesticeerde dieren en volksgezondheid

Risicocategorie

Risico

Zekerheid

2. Risico introductie

A06. Waarschijnlijkheid introductie via natuurlijke dispersie	Hoog	Hoog
A07. Waarschijnlijkheid onopzettelijke introducties	Laag	Matig
A08. Waarschijnlijkheid opzettelijke introducties	Hoog	Hoog

Tabel 9.1 (vervolg) Risicobeoordeling van zeeden met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
3. Risico vestiging		
A09. Klimaatomstandigheden voor vestiging	Suboptimaal	Matig
A10. Habitatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Hoog
4. Risico verspreiding		
A11. Waarschijnlijkheid secundaire verspreiding via natuurlijke dispersie	Laag	Matig
A12. Waarschijnlijkheid secundaire dispersie door de mens	Hoog	Matig
5a. Risico voor milieu		
A13. Effecten op inheemse soorten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A14. Effecten op inheemse soorten door concurrentie	Hoog	Matig
A15. Effecten op inheemse soorten door hybridisatie	Laag	Laag
A16. Effecten op inheemse soorten door overdracht parasieten of pathogenen	Laag	Matig
A17. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen abiotiek	Matig	Matig
A18. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen biotiek	Hoog	Matig
5b. Risico voor plantenteelt		
A19. Effecten op teeltplanten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A20. Effecten op teeltplanten door concurrentie	Laag	Matig
A21. Effecten op teeltplanten door hybridisatie	Laag	Laag
A22. Effecten op teeltsysteem integriteit	Matig	Matig

Tabel 9.1 (vervolg) Risicobeoordeling van zeeden met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A23. Effecten op teeltplanten door overdracht parasieten of pathogenen	Matig	Matig
5c. Risico voor gedomesticeerde dieren		
A24. Effecten op dierenwelzijn of -productie door parasitisme of predatie	Niet van toepassing	Hoog
A25. Effecten op dierenwelzijn of -productie door gevaarlijke eigenschappen	Zeer laag	Matig
A26. Effecten op dierenwelzijn of -productie door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
A27. Effecten op de volksgezondheid door parasitisme	Niet van toepassing	Hoog
A28. Effecten op de volksgezondheid door gevaarlijke eigenschappen	Zeer laag	Matig
A29. Effecten op de volksgezondheid door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5e. Risico voor overige effecten		
A30. Effecten op infrastructuur	Zeer laag	Matig
6. Risico voor ecosystemendiensten		
A31. Effecten op productiediensten	Neutraal	Matig
A32. Effecten op regulerende diensten	Neutraal	Matig
A33. Effecten op culturele diensten	Neutraal	Matig
7. Effect van klimaatverandering op de risico's		
A34. Introductie	Lichte toename	Matig
A35. Vestiging	Lichte toename	Matig
A36. Verspreiding	Lichte toename	Matig
A37. Effecten milieu	Lichte toename	Matig
A38. Effecten plantenteelt	Geen verandering	Matig

Tabel 9.1 (vervolg) Risicobeoordeling van zeeden met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A39. Effecten gedomesticeerde dieren	Geen verandering	Matig
A40. Effecten volksgezondheid	Geen verandering	Matig
A41. Effecten overige risico's	Geen verandering	Matig

Op basis van de risicoclassificaties zijn ook de risico- en zekerheidsscores voor de zeeden berekend met het Harmonia⁺-protocol (zie Tabel 9.2 hieronder en Tabel 9.3 op de volgende pagina). Wanneer de gemiddelde scores worden gehanteerd, dan scoort de zeeden hoog op de invasiescore en matig op de effect- en risicoscores. Wanneer de maximale scores worden gebruikt, dan scoort de soort hoog op de invasie-, effect- én risicoscores.

Tabel 9.2 Gemiddelde risico- en zekerheidsscores van zeeden met Harmonia ⁺ .				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie¹	Hoog	0,667	Hoog	0,833
Vestiging¹	Hoog	0,750	Hoog	0,750
Verspreiding¹	Matig	0,625	Matig	0,500
Milieu¹	Matig	0,500	Matig	0,400
Plantenteelt¹	Matig	0,375	Matig	0,375
Dierhouderij¹	Laag	0,000	Matig	0,500
Volksgezondheid¹	Laag	0,000	Matig	0,500
Overige¹	Laag	0,000	Matig	0,500
Invasiescore²	Hoog	0,679		
Effectscore³	Matig	0,500		
Risicoscore (invasie x effect)	Matig	0,340		

1: Risicoscore = gemiddelde score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

Tabel 9.3				
Maximale risico- en zekerheidsscores van zeeden met Harmonia*.				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Vestiging¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Verspreiding¹	Hoog	1,000	Matig	0,500
Milieu¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Plantenteelt¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Dierhouderij¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgesondheid¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Overige¹	Laag	0,000	Matig	0,500
Invasiescore²	Hoog	1,000		
Effectscore³	Hoog	1,000		
Risicoscore (invasie x effect)	Hoog	1,000		

1: Risicoscore = maximum score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

10 Zwarte walnoot (*Juglans nigra*)

10.1 Soortomschrijving

Zwarte walnoot (*Juglans nigra*) (zie Figuur 10.1) wordt ook wel zwarte noot genoemd. De soort komt van nature voor in het midden en oosten van de VS en in Oost-Canada (zie Figuur 10.2) (De Avila *et al.*, 2021; Nicolescu *et al.*, 2020; Op den Kelder *et al.*, 2023a). Hier komt de soort voor in gemengde bossen met Amerikaanse beuk (*Fagus grandifolia*), Amerikaanse es (*Fraxinus americana*), Amerikaanse linde (*Tilia americana*), Amerikaanse tulpenboom (*Liriodendron tulipifera*), Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*), suikeresdoorn (*Acer saccharum*), eiken (*Quercus* spp.) en hickorynoten (*Carya* spp.). De zwarte walnoot komt vaak voor in kleine groepjes of als verspreide individuen; de soort heeft zelden een groot aandeel. Monoculturen van zwarte walnoot zijn zeldzaam.



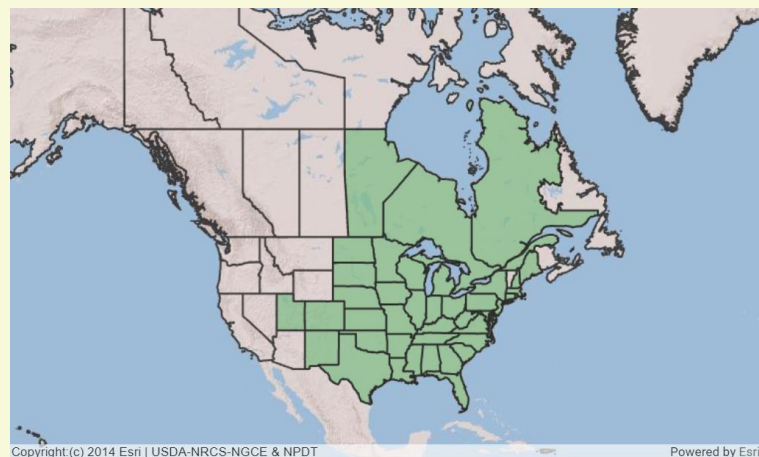
Figuur 10.1

Zwarte walnoot (foto: Gmihail, CC BY-SA 3.0).

Aan de westelijke grens van het natuurlijk verspreidingsgebied kan zwarte walnoot beperkt zijn tot uiterwaarden en andere overstromingsvlakten (Nicolescu *et al.*, 2020). Hier groeit de soort met Amerikaanse eik (*Quercus rubra*), Amerikaans iep (*Ulmus americana*), Amerikaanse linde (*Tilia americana*), vederesdoorn ofwel Californische esdoorn (*Acer negundo*), zachte es ofwel Pennsylvanische es (*Fraxinus pennsylvanica*) en zweepboom ofwel Westerse netelboom (*Celtis occidentalis*).

Qua standplaats vereist de soort een diep doorwortelbare (minimaal 80 - 100 cm),

voedsel- en humusrijke bodem met een goede vochtvoorziening (De Avila *et al.*, 2021; Nicolescu *et al.*, 2020; Op den Kelder *et al.*, 2023a). Gedurende het groeiseizoen is een constante aanvoer van



Figuur 10.2

Natuurlijk verspreidingsgebied van zwarte walnoot (aangepast overgenomen van: USDA-NRCS-NGCE & NPDT, 2014a).

regenwater of grondwater nodig. Zwarte walnoot kan groeien op licht zure tot neutrale bodems (pH 5 - 7), maar geeft de voorkeur aan neutrale bodems (pH 6 - 7). Op jonge leeftijd is de soort al schaduwintolerant, maar kan het een lichte bedekking van bovenaf nog wel verdragen. Lichte beschaduwing vanaf de zij- en bovenkant is zelfs wenselijk, aangezien dit beschermt tegen vorst en wind. Op latere leeftijd is de soort een uitgesproken lichtboomsoort die intolerant is voor schaduw (Nicolescu *et al.*, 2020; Niinemets & Valladares, 2006). Daarnaast is de soort ook intolerant voor (frequente en langdurige) overstromingen (De Avila *et al.*, 2021; Nicolescu *et al.*, 2020; Niinemets & Valladares, 2006).

De soort is erg resistent tegen lage wintertemperaturen (tot circa -40 °C), maar is erg gevoelig voor warme periodes tijdens de winter, late voorjaarsvorst en vroege herfstvorst (De Avila *et al.*, 2021; Nicolescu *et al.*, 2020). Warme periodes tijdens de winter kunnen leiden tot scheuren in de stam. Bij late voorjaarsvorst leidt de bevroering vaak tot het verlies van nieuwe bloemen en bladeren. Vroege vorst in de herfst kan jonge scheuten aantasten die nog onvoldoende gehard zijn, waardoor er vertakkingen in de stam ontstaan. De zwarte walnoot is daarnaast gematigd droogtetolerant en kan hoge zomertemperaturen goed verdragen zolang er voldoende regen- of grondwater beschikbaar is (Nicolescu *et al.*, 2020). Op jonge leeftijd is zwarte walnoot wel gevoelig voor windschade, wat kan leiden tot vervormingen en het afbreken van takken of de kroon (De Avila *et al.*, 2021; Nicolescu *et al.*, 2020). In de volwassen fase kan zwarte walnoot goed tegen wind.

In Europa wordt zwarte walnoot niet als invasief gezien met als enige uitzondering Tsjechië, waar de soort als ongewenst of zelfs invasief beschouwd wordt (Nicolescu *et al.*, 2020). Er wordt geen reden genoemd waarom de soort ongewenst of invasief zou zijn in Tsjechië. Het risico op invasiviteit lijkt ook gering bij zwarte walnoot (De Avila *et al.*, 2021; Op den Kelder *et al.*, 2023a). Als uitgesproken lichtboomsoort is de soort immers gevoelig voor beschaduwing en concurrentie van omringende bomen.

10.2 Kans op introductie

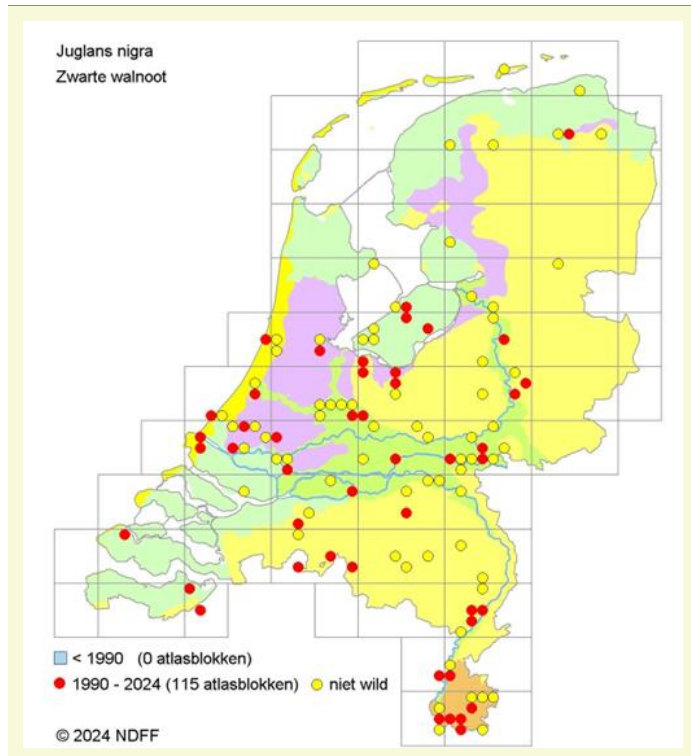
10.2.1 Introductie op natuurlijke wijze

Het natuurlijk verspreidingsgebied van zwarte walnoot ligt in het midden en oosten van de VS en in Oost-Canada (De Avila *et al.*, 2021; Nicolescu *et al.*, 2020; Op den Kelder *et al.*, 2023a). Introductie in Nederland op natuurlijke wijze vanuit het natuurlijk verspreidingsgebied is dus niet mogelijk. Verwildering vanuit geïntroduceerde Nederlandse populaties is wel mogelijk (NDFF Verspreidingsatlas, 2024d). Daarnaast kan er ook natuurlijke verspreiding plaatsvinden vanuit geïntroduceerde populaties in België en Duitsland.

10.2.2 Opzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Begin 17^e eeuw is zwarte walnoot geïntroduceerd in Europa (Nicolescu *et al.*, 2020). Eerst werd de soort vooral aangeplant als sierboom in parken, tuinen, botanische tuinen en als laanboom. Later is de zwarte walnoot ook in de bosbouw geïntroduceerd voor houtproductie. Tegenwoordig is er ook interesse vanuit agroforestry en voedselbossen voor zwarte walnoot als vruchtdragende boom (voor walnoten).

In Nederland is de zwarte walnoot ook op een aantal plekken geïntroduceerd en (op kleine schaal) aangeplant in bosverband (zie Figuur 10.3; Gereedchapskist Klimaatstim Bos- en Natuurbeheer, 2024d). Vaak komt de soort solitair of in kleine groepjes voor in gemengde bossen. Zwarte walnoot gedijt hier goed met beuk (*Fagus sylvatica*), fladderiep (*Ulmus laevis*), gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), winterlinde (*Tilia cordata*) en zomereik (*Quercus robur*). In bossen met een houtproductiefunctie, wordt zwarte walnoot ook wel eens aangeplant als alternatief voor gewone es (*Fraxinus excelsior*).



Figuur 10.3

Verspreidingskaart van zwarte walnoot in Nederland (bron: NDDFF Verspreidingsatlas, 2024d).

10.2.3 Onopzettelijke introductie via menselijke activiteiten

Naast opzettelijke verspreiding bestaat er ook een kans op onopzettelijke verspreiding via menselijke activiteiten. Mensen kunnen immers de walnoten oprapen en meenemen om ze vervolgens in de natuur weg te gooien, wat leidt tot verdere verspreiding.

10.3 Kans op vestiging

In Europa komt de boomsoort voor op standplaatsen met een gemiddelde jaartemperatuur tussen de 7 en 19 °C en jaarlijkse neerslag tussen de 600 en 1.800 mm (De Avila *et al.*, 2021; Nicolescu *et al.*, 2020). Hierbij is het wel belangrijk dat het vaak regent en dat de neerslag goed verspreid valt over het jaar. De optimale groeiomstandigheden zijn een gemiddelde jaartemperatuur van 13°C, ongeveer 900 mm neerslag per jaar en een groeiseizoen van 170 dagen. Ter vergelijking, Nederland heeft een gemiddelde jaartemperatuur van 10,5 °C en een jaarlijkse neerslag van circa 850 mm per jaar (KNMI, 2024). Qua klimaat zou vestiging van zwarte walnoot in Nederland mogelijk zijn. De gevoeligheid van de soort voor warme periodes tijdens de winter, late voorjaarsvorst en vroege herfstvorst kan mogelijk wel voor problemen zorgen.

Zoals in de soortomschrijving (paragraaf 10.1) beschreven, stelt zwarte walnoot hoge eisen aan de standplaats. De soort geeft de voorkeur aan naar voedselrijke, neutrale bodems (pH 6 - 7) met diep doorwortelbare grond en een goede vochtvoorziening. Vooral tijdens het groeiseizoen is een continue aanvoer van grond of regenwater nodig. Verder heeft zwarte walnoot een standplaats nodig met voldoende licht. Ook qua habitat zou zwarte walnoot zich in Nederland kunnen vestigen, al kan de constante beschikbaarheid van water in het groeiseizoen soms lastig worden.

10.4 Kans op verspreiding

10.4.1 Natuurlijke verspreiding

Natuurlijke verspreiding vindt plaats via zaden (walnoten) (Nicolescu *et al.*, 2020). Zaadproductie kan al op jonge leeftijd beginnen, maar zal pas na 30 jaar echt goed op gang komen (De Avila *et al.*, 2021; Williams, 1990). Vervolgens vindt de zaadproductie onregelmatig plaats om de 2 tot 5 jaar. De walnoten rijpen in september of oktober en vallen kort na het rijpen. Verspreiding van de walnoten vindt voornamelijk plaats via knaagdieren, zoals eekhoorns. Daarnaast kunnen ook vogels, zoals kraaien, gaaien en eksters, de zaden verspreiden (Nicolescu *et al.*, 2020).

Kieming vindt vooral plaats vanuit noten die eekhoorns begraven hebben. Zaailingen verschijnen in het eerste of tweede voorjaar nadat de walnoot begraven is en overleven over het algemeen goed (Williams, 1990).

In gesloten bossen vindt natuurlijke verjonging van zwarte walnoot vanuit zaden maar zelden plaats als gevolg van de lage schaduwtolerantie van de soort (Nicolescu *et al.*, 2020). Daarnaast kan ook vraatschade door muizen en hazen (en later ook groter wild) succesvolle verjonging verhinderen. De kans op natuurlijke verspreiding lijkt dan ook klein.

De NDFV Verspreidingsatlas (2024d) classificeert zwarte walnoot als “adventief / verwilderend”. Er bestaat er dus ook een risico op verwildering, met name van aanplant in parken en tuinen. In de NDFV zijn diverse waarnemingen die natuurlijke verjonging in de omgeving van ouderbomen aantoont (NDFV Verspreidingsatlas, 2024d).

10.4.2 Verspreiding via menselijke activiteiten

Aanplant van de zwarte walnoot lijkt de meest waarschijnlijke verspreidingswijze. Zoals eerder gezegd, vormt de soort een belangrijke sierboom in stedelijk gebied, een vruchtdragende boom voor agroforestry en voedselbossen en een potentieel aanvullende boom voor klimaatslim bosbeheer.

Er worden ook meerdere snelgroeïende rassen (*Juglans x intermedia*) gekweekt van de kunstmatige kruising van zwarte walnoot met okkernoot (*Juglans regia*). Deze hybriden zijn op een aantal plaatsen in Nederland ook al aangeplant (zie Gereedschapskist Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer, 2024e).

Verder bestaat er een kans dat mensen de walnoten oprapen en meenemen met het doel ze op te eten, maar ze vervolgens onderweg weggooien in de natuur.

10.5 Effecten

10.5.1 Effecten op biodiversiteit en ecosystemen

Het risico op invasiviteit lijkt gering bij zwarte walnoot (De Avila *et al.*, 2021; Op den Kelder *et al.*, 2023a). De soort is niet concurrentiekrachtig. Als uitgesproken lichtboomsoort is de zwarte walnoot gevoelig voor beschaduwing door omringende bomen, aangezien dit de groei remt (Nicolescu *et al.*, 2020; Op den Kelder *et al.*, 2023a). Om te kunnen overleven moet de soort dominant of co-dominant zijn. Een negatieve impact van zwarte walnoot in bos als gevolg van concurrentie is dus onwaarschijnlijk.

Verschillende bronnen stellen dat zwarte walnoot juglon kan afscheiden in de bodem (zie Chalker-Scott, 2019; Nicolescu *et al.*, 2020). Deze stof zou een remmende werking hebben op zaadkieming en plantengroei en zou naburige planten, inclusief bomen en andere zwarte walnoten, zelfs kunnen doen afsterven. Dit zou zwarte walnoot een concurrentievoordeel kunnen geven. Juglon zou werkzaam zijn tot een afstand van 15 tot 18 meter vanaf de zwarte walnoot. De effecten van juglon zouden soms pas na 12 tot 15 jaar na het planten van zwarte walnoot optreden. De onderzoeksresultaten naar de impact en werking van juglon zijn echter inconsistent (Chalker-Scott, 2019). Sommige onderzoeken, vaak laboratoriumstudies, vonden een vergaande negatieve impact van juglon (zie bijvoorbeeld Rietveld, 1983; Rietveld *et al.*, 1983). Tegelijk zijn er ook (veld)studies die geen effect vinden (zie bijvoorbeeld De Scisciolo *et al.*, 1990).

Over een eventuele bijdrage van zwarte walnoot aan de Europese en Nederlandse biodiversiteit is weinig bekend. In oeverbossen langs de Rijn in Duitsland zijn wel veel mossen en korstmossen aangetroffen, meer zelfs dan op geassocieerde boomsoorten (John & Stapper, 2015). Bovendien worden de walnoten gegeten door knaagdieren, vogels en wilde zwijnen (Nicolescu *et al.*, 2020). Desondanks zijn er maar weinig soorten geassocieerd met walnoot (*Juglans* spp.) in Europa (Alexander *et al.*, 2006). De verwachting is dan ook dat de bijdrage aan de biodiversiteit gering zal zijn.

10.5.2 Effecten op planten, dieren en mensen

Hybridisatie van zwarte walnoot met andere *Juglans*-soorten is mogelijk, maar in natuurlijke omstandigheden is de kans hierop klein (Cseke *et al.*, 2022; Pollegioni *et al.*, 2013). Sinds de jaren '80 en '90 lopen er in onder meer Frankrijk, Italië en het Verenigd Koninkrijk veredelingsprogramma's om zwarte walnoot kunstmatig te kruisen (Nicolescu *et al.*, 2020). De belangrijkste kruising, *Juglans x intermedia*, is een kruising van zwarte walnoot met okkernoot (*Juglans regia*) en is erg geliefd voor houtproductie. In Nederland zijn deze hybriden op sommige plekken ook al aangeplant (Gereedschapskist Klimaatlim Bos- en Natuurbeheer, 2024e; Op den Kelder *et al.*, 2023a). Er is weinig bekend over de impact die de hybridisatie van zwarte walnoot kan hebben. Wel is bekend dat hybridisatie een negatief effect kan hebben op biodiversiteit in gebieden waar de soort inheems is. Bovendien kan hybridisatie leiden tot verlies van genetisch onderscheidend vermogen en een verlaagd voorplantingssucces (Pollegioni *et al.*, 2013).

Uit de literatuurstudie is niets gevonden dat duidt op de (mogelijke) overdracht van schadelijke ziekteverwekkers of parasieten van zwarte walnoot op inheemse planten, dieren of mensen. Daarnaast ontstaan er, voor zo ver bekend, geen problemen na fysiek contact met de boomsoort.

10.5.3 Effecten op infrastructuur

In de literatuurstudie is niets naar voren gekomen dat zou duiden op een negatieve impact van zwarte walnoot op infrastructuur.

10.6 Risicobeoordeling

De risicoclassificaties van zwarte walnoot en de zekerheden daarvan zijn weergegeven in Tabel 10.1 die begint op pagina 100. Hieronder wordt per thema de redenering achter de gemaakte keuzes toegelicht.

Introductie

Natuurlijke introductie vanuit het natuurlijk verspreidingsgebied (Noord-Amerika) is zeer onwaarschijnlijk. Introductie via natuurlijke verspreiding vanuit (geïntroduceerde) populaties in buurlanden (België en Duitsland) is wel een reële mogelijkheid. Er zijn nu al tekenen dat er in Limburg zaailingen via of langs de Maas binnenkomen. Introductie via onopzettelijke verspreiding lijkt onwaarschijnlijk. Introductie via opzettelijke verspreiding is waarschijnlijker. Vanuit bosbeheer is er interesse in zwarte walnoot als potentieel klimaatslimme boomsoort en voor houtproductie. Daarnaast is er vanuit voedselbossen en agroforestry interesse in de soort vanwege de walnoten.

Vestiging

Zowel het Nederlandse klimaat als de beschikbare habitats in Nederland sluiten goed aan bij de eisen die zwarte walnoot hieraan stelt.

Verspreiding

De zwarte walnoot verjongt slecht onder een gesloten kronendak, maar kan open plekken wel koloniseren. Daarnaast is er een risico van verwildering. Naast natuurlijke verspreiding, kan ook verspreiding via menselijke activiteiten plaatsvinden waarbij mensen de walnoten oprapen, meenemen en vervolgens in de natuur weggooien.

Milieurisico

Effecten van zwarte walnoot op inheemse soorten door predatie, parasitisme of begrazing (herbivorie) zijn niet van toepassing. Dit kan met hoge zekerheid worden gesteld. Vanwege de schaduwintolerantie is de soort niet concurrentiekrachtig. Echter, omdat er veel onduidelijk blijft rondom de effecten en werking van juglon is toch gekozen voor een matig risico, maar met een lage zekerheid. Hybridisatie kan optreden met de eveneens uitheemse okkernoot, al is dit zeldzaam onder natuurlijke omstandigheden. Omdat er geen hybridisatie kan optreden met inheemse boomsoorten, is toch gekozen voor een lage risicoscore. Voor zover bekend draagt zwarte walnoot geen ziektes of parasieten mee die schadelijk kunnen zijn voor inheemse soorten. Maar omdat er veel onbekend is, is toch gekozen voor een matige zekerheidsscore. De biotische en abiotische effecten van zwarte walnoot zijn ingeschaald op een laag risico omdat er geen problemen verwacht worden. Door de onduidelijkheid rondom juglon is de zekerheidsscore toch ingeschaald op matig.

Risico voor plantenteelt

Parasitisme van zwarte walnoot op andere planten en het risico op begrazing zijn niet van toepassing. Het risico op concurrentie is laag, vanwege de schaduwintolerantie van de soort. Ook het risico op hybridisatie is laag, aangezien de zwarte walnoot niet met inheemse boomsoorten kan kruisen. Negatieve effecten op de integriteit van plantenteeltsystemen zijn niet te verwachten, mede vanwege de schaduwintolerantie (en daarmee lage concurrentiekracht) van de soort. Er zijn geen meldingen bekend over ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden door zwarte walnoot.

Risico voor gedomesticeerde dieren

Predatie of parasitisme van zwarte walnoot op dieren is ook niet van toepassing. Er zijn geen schadelijke effecten bekend van contact met zwarte walnoot. Aangezien planten geen geschikte gastheren zijn voor ziektes of parasieten die overgedragen kunnen worden op dieren, zijn schadelijke effecten als gevolg hiervan ook uitgesloten.

Risico voor volksgezondheid

Parasitisme op mensen speelt niet bij planten. Ditzelfde geldt voor schadelijke effecten van ziektes en parasieten, aangezien planten geen geschikte gastheren zijn voor ziektes of parasieten die

overgedragen kunnen worden op mensen. Er zijn geen schadelijke effecten bekend van contact met zwarte walnoot, wat resulteert in een zeer laag risico.

Risico voor infrastructuur

Er zijn geen gedocumenteerde effecten van zwarte walnoot op infrastructuur of schade die hieraan toegebracht wordt door de boom. Ook gezien de eigenschappen van de soort zijn geen problemen te verwachten op dit vlak.

Gevolgen voor ecosysteemdiensten

Vanwege de walnoten en het kwaliteitshout, is een licht positief effect op productiediensten te verwachten. Bij de regulerende en culturele diensten worden geen effecten van zwarte walnoot verwacht.

Effect van klimaatverandering op risico's

Onder klimaatverandering wordt een hogere introductiekans verwacht met het oog op de verwachte toenemende aanplant van zwarte walnoot als klimaatslimme soort. Verder worden geen effecten van klimaatverandering op de risico's verwacht.

Tabel 10.1

Risicobeoordeling van zwarte walnoot met het Harmonia⁺-protocol.

1. Context risicobeoordeling

A01. Beoordelaar(s)	Baudewijn Odé (FLORON) Jesse Beyer (NIVIP) Johan van Valkenburg (NIVIP) Joyce Penninkhof (Stichting Probos) Paul Copini (CGN/WUR)
A02. Soortnaam	Zwarte walnoot (<i>Juglans nigra</i>)
A03. Gebied	Nederland
A04. Soortstatus in gebied	Uitheems en aanwezig in Nederland, maar niet gevestigd in het wild
A05. Risicodomeinen	Milieu, plantenteelt, gedomesticeerde dieren en volksgezondheid

Risicocategorie

Risico

Zekerheid

2. Risico introductie

A06. Waarschijnlijkheid introductie via natuurlijke dispersie	Hoog	Hoog
A07. Waarschijnlijkheid onopzettelijke introducties	Laag	Matig
A08. Waarschijnlijkheid opzettelijke introducties	Hoog	Hoog

Tabel 10.1 (vervolg) Risicobeoordeling van zwarte walnoot met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
3. Risico vestiging		
A09. Klimaatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Hoog
A10. Habitatomstandigheden voor vestiging	Optimaal	Hoog
4. Risico verspreiding		
A11. Waarschijnlijkheid secundaire verspreiding via natuurlijke dispersie	Matig	Laag
A12. Waarschijnlijkheid secundaire dispersie door de mens	Matig	Laag
5a. Risico voor milieu		
A13. Effecten op inheemse soorten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A14. Effecten op inheemse soorten door concurrentie	Matig	Laag
A15. Effecten op inheemse soorten door hybridisatie	Geen / zeer laag	Hoog
A16. Effecten op inheemse soorten door overdracht parasieten of pathogenen	Zeer laag	Matig
A17. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen abiotiek	Laag	Matig
A18. Effecten op ecosysteem integriteit door veranderen biotiek	Laag	Matig
5b. Risico voor plantenteelt		
A19. Effecten op teeltplanten door predatie, parasitisme of herbivorie	Niet van toepassing	Hoog
A20. Effecten op teeltplanten door concurrentie	Laag	Matig
A21. Effecten op teeltplanten door hybridisatie	Laag	Matig
A22. Effecten op teeltsysteem integriteit	Zeer laag	Hoog
A23. Effecten op teeltplanten door overdracht parasieten of pathogenen	Zeer laag	Matig

Tabel 10.1 (vervolg) Risicobeoordeling van zwarte walnoot met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
5c. Risico voor gedomesticeerde dieren		
A24. Effecten op dierenwelzijn of -productie door parasitisme of predatie	Niet van toepassing	Hoog
A25. Effecten op dierenwelzijn of -productie door gevaarlijke eigenschappen	Zeer laag	Hoog
A26. Effecten op dierenwelzijn of -productie door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5d. Risico voor volksgezondheid		
A27. Effecten op de volksgezondheid door parasitisme	Niet van toepassing	Hoog
A28. Effecten op de volksgezondheid door gevaarlijke eigenschappen	Zeer laag	Hoog
A29. Effecten op de volksgezondheid door overdracht parasieten of pathogenen	Niet van toepassing	Hoog
5e. Risico voor overige effecten		
A30. Effecten op infrastructuur	Zeer laag	Hoog
6. Risico voor ecosystemendiensten		
A31. Effecten op productiediensten	Licht positief	Matig
A32. Effecten op regulerende diensten	Neutraal	Matig
A33. Effecten op culturele diensten	Neutraal	Matig
7. Effect van klimaatverandering op de risico's		
A34. Introductie	Lichte toename	Matig
A35. Vestiging	Geen verandering	Laag
A36. Verspreiding	Geen verandering	Matig
A37. Effecten milieu	Geen verandering	Matig
A38. Effecten plantenteelt	Geen verandering	Matig
A39. Effecten gedomesticeerde dieren	Geen verandering	Hoog

Tabel 10.1 (vervolg) Risicobeoordeling van zwarte walnoot met het Harmonia ⁺ -protocol.		
Risicocategorie	Risico	Zekerheid
A40. Effecten volksgezondheid	Geen verandering	Hoog
A41. Effecten overige risico's	Geen verandering	Matig

Op basis van de risicoclassificaties zijn ook de risico- en zekerheidsscores voor zwarte walnoot berekend met het Harmonia⁺-protocol (zie Tabel 10.2 hieronder en Tabel 10.3 op de volgende pagina). Wanneer de gemiddelde scores worden gehanteerd, dan scoort de zwarte walnoot hoog op de invasiescore en laag op de effect- en risicoscores. Wanneer de maximale scores worden gebruikt, dan scoort wederom hoog op de invasiescore en matig op de effect- en risicoscores.

Tabel 10.2 Gemiddelde risico- en zekerheidsscores van zwarte walnoot met Harmonia ⁺ .				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie¹	Hoog	0,667	Hoog	0,833
Vestiging¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Verspreiding¹	Matig	0,500	Laag	0,000
Milieu¹	Laag	0,100	Matig	0,500
Plantenteelt¹	Laag	0,125	Matig	0,625
Dierhouderij¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgezondheid¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Overige¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Invasiescore²	Hoog	0,693		
Effectscore³	Laag	0,125		
Risicoscore (invasie x effect)	Laag	0,087		

1: Risicoscore = gemiddelde score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

Tabel 10.3				
Maximale risico- en zekerheidsscores van zwarte walnoot met Harmonia*.				
Risicocategorie	Risico	Risicoscore	Zekerheid	Zekerheidsscore
Introductie¹	Hoog	1,000	Hoog	0,833
Vestiging¹	Hoog	1,000	Hoog	1,000
Verspreiding¹	Matig	0,500	Laag	0,000
Milieu¹	Matig	0,500	Hoog	1,000
Plantenteelt¹	Laag	0,250	Hoog	1,000
Dierhouderij¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Volksgesondheid¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Overige¹	Laag	0,000	Hoog	1,000
Invasiescore²	Hoog	0,833		
Effectscore³	Matig	0,500		
Risicoscore (invasie x effect)	Matig	0,417		

1: Risicoscore = maximum score per effectcategorie en zekerheidsscore; 2: geometrisch gemiddelde; 3: maximum score.

11 Discussie

11.1 Harmonia⁺-protocol

Tijdens de risicobeoordeling zijn een aantal belangrijke discussie- of aandachtspunten naar voren gekomen. Hieronder staan deze punten kort beschreven, inclusief de keuzes die hierbij gemaakt zijn (indien van toepassing).

Veel van de beoordeelde boomsoorten zijn te bestellen bij (Nederlandse) boomkwekerijen en kunnen vanuit hier bewust in de natuur geplant worden. Dit roept echter de vraag op of dit introductie of verdere verspreiding van de beoordeelde soort is. Na afstemming met de ontwikkelaars van het Harmonia⁺-protocol is besloten in deze gevallen het risico op opzettelijke introductie via menselijke activiteiten als 'hoog' te classificeren. De zekerheidsscore is hierbij ook als 'hoog' ingeschaald.

Bomen zijn langlevende organismen die zich pas na enige jaren kunnen voortplanten op natuurlijke wijze. In het Harmonia⁺-protocol wordt voor de natuurlijk verspreiding gekeken naar de gemiddelde afstand die een soort in een jaar kan afleggen. Als een boom na tien jaar zaden produceert die 250 meter kunnen afleggen via de wind, dan is de gemiddelde afstand slechts 25 meter per jaar. De beoordeelde boomsoorten, met uitzondering van hartbladige els (*Alnus cordata*), scoren dan ook 'laag' of 'matig' op natuurlijke verspreiding. Deze scores betekenen echter niet dat de beoordeelde soorten zich ook per se langzaam verspreiden voor *boomsoorten*.

Effectenbeoordelingen zijn makkelijker als de te beoordelen soort wijdverspreid voorkomt in het beoordelingsgebied (Vanderhoeven & Branquart, 2010). Er is dan meer informatie beschikbaar over de verspreidingscapaciteit en effecten van de soort in kwestie. Het merendeel van de beoordeelde boomsoorten is echter nog maar amper aangeplant in Nederland, vooral in bosverband. Deze soorten staan dus als het ware nog aan het begin van het 'invasieproces' in Nederland. Veel van de literatuur komt om die reden uit het buitenland. Dit levert een zekere mate van onzekerheid op over de daadwerkelijke effecten van de beoordeelde boomsoorten in Nederland. Deze onzekerheid is echter een integraal deel van elke risicobeoordelingsprocedure en moet ook al zodanig aanvaard worden (Vanderhoeven & Branquart, 2010).

11.2 Interpretatie van de uitkomsten

De risicobeoordelingen, en daarmee dus ook de berekende invasie-, effect- en risicoscores, vormen een gemiddelde voor heel Nederland. Het is dus goed mogelijk dat er situaties zijn waarin een boomsoort met bijvoorbeeld een lage of matige risicoscore toch onwenselijk is. Een goed voorbeeld hiervan is de donzige eik (*Quercus pubescens*). De soort heeft een 'lage' of 'matige' risicoscore bij het gebruik van respectievelijk de gemiddelde of maximale scores per risicocategorie. Zelfs met een matige risicoscore kunnen mensen denken dat het risico wel meevalt. Echter, donzige eik kan makkelijk hybridiseren (kruisen) met zomer- en wintereik (respectievelijk *Quercus robur* en *Quercus petraea*). Ondanks de 'lage' of 'matige' risicoscore, kan er beter geen donzige eik aangeplant worden in de buurt van autochtone populaties van zomer- of wintereik. Misschien is het zelfs beter geen donzige eik in de buurt te planten van alle zomer- en wintereiken.

Andersom geldt ook dat een boomsoort met een matige of hoge risicoscore niet in alle gevallen problematisch is. Dit is bijvoorbeeld het geval bij de zeeden (*Pinus pinaster*). Deze soort heeft een matige risicoscore als de gemiddelde scores per risicocategorie worden gebruikt en krijgt zelfs de hoogst mogelijke risicoscore als de maximale scores per categorie gehanteerd worden. Zeeden kan zich soms erg fors verspreiden, wat problematisch kan zijn in open duingebieden of andere natuurgebieden waar openheid gewenst is. Aan de andere kant, in menging kan zeeden een interessante soort vormen voor multifunctionele bossen in Nederland.

11.3 Kennishiaten

Uit de literatuurstudie en bij de risicobeoordeling kwam naar voren dat er nog diverse kennishiaten bestaan. Zo is er maar weinig bekend over de impact van de onderzochte boomsoorten op niet-boomsoorten, zoals struiken, varens of kruiden in de ondergroei. Het gaat hierbij vooral om het effect van concurrentie, maar ook over mogelijke veranderingen in de (a)biotiek is vaak niets te vinden. Wellicht zou er meer literatuur te vinden zijn als er binnen dit project meer beschikbare tijd was om te zoeken, maar dit is niet met zekerheid te zeggen. De afwezigheid van literatuur kan erop duiden dat er daadwerkelijk weinig tot geen negatieve effecten te verwachten zijn, maar ook dit is niet met zekerheid te zeggen. Mogelijk ligt het risico op nadelige effecten op niet-boomsoorten dan ook hoger ligt dan nu verwacht. Dit vraagt dus om goede, uitgebreide monitoring.

Voor een aantal beoordeelde boomsoorten was bovendien niet uit te sluiten of er hybridisatie met inheemse soorten kan optreden. Hoewel lastig te onderzoeken, is dit wel van groot belang voor het goed kunnen inschatten van de potentiële invasiviteit en negatieve effecten van (boom)soorten. Ditzelfde geldt voor het risico op overdracht van (nieuwe) ziektes en plagen op inheemse soorten. Ondanks de risico's en potentiële impact die het introduceren van een nieuwe ziekte of plaaginsect kan hebben, is hier vaak weinig tot geen literatuur over te vinden.

12 Conclusies en aanbevelingen

12.1 Conclusies

Wanneer wordt gerekend met de gemiddelde scores uit het Harmonia⁺-protocol, dan krijgen zwarte walnoot, Amerikaanse tulpenboom, elsbes, donzige eik en Oosterse beuk een lage risicoscore. Zeeden, boomhazelaar en hartbladige els hebben een matige risicoscore. Als wordt uitgegaan van de maximale scores, dan krijgen Amerikaanse tulpenboom, boomhazelaar, zwarte walnoot, elsbes en donzige eik een matige risicoscore. Hartbladige els, Oosterse beuk en zeeden krijgen een hoge risicoscore.

Opzettelijke introductie via menselijke activiteiten speelt bij alle soorten een belangrijke rol bij het risico op introductie. Het gaat hierbij vooral om aanplant in het kader van klimaatslim bosbeheer, maar ook aanplant voor houtproductie of als sierplant in stedelijk gebied kan voorkomen. Hiernaast vormt natuurlijke introductie vanuit omliggende landen voor de meeste boomsoorten ook een potentiële introductiewijze. Onopzettelijke introductie kan mogelijk optreden bij Oosterse beuk, als gevolg van verwarring met gewone beuk. Voor de andere soorten lijkt onopzettelijke introductie geen groot risico te vormen.

Nederland biedt geschikte standplaatsen (habitats) voor vestiging van elk van de beoordeelde boomsoorten. Ook het huidige klimaat in Nederland lijkt optimaal voor vestiging van de meeste soorten, alleen voor hartbladige els en zeeden is het klimaat (nog) suboptimaal voor vestiging. De stijgende temperaturen onder klimaatverandering hebben naar verwachting bovendien een licht positief effect op de vestigingskansen van zes van de acht beoordeelde boomsoorten. Voor de andere twee soorten (Amerikaanse tulpenboom en zwarte walnoot) wordt geen verandering in de vestigingskansen verwacht.

Negatieve effecten van de acht boomsoorten worden vooral verwacht op het milieu (biodiversiteit en het ecosysteem) en op de plantenteelt. De grootste risico's zitten vooral bij concurrentie of hybridisatie met inheemse boomsoorten en de mogelijke overdracht van ziektes of plagen. Daarnaast kunnen enkele soorten een mogelijk risico vormen voor aantasting van de (a)biotiek van het ecosysteem. De risico's op negatieve effecten op (gedomesticeerde) dieren, de volksgezondheid of infrastructuur zijn overwegend (zeer) laag of zijn zelfs niet eens van toepassing. Dit laatste geldt voor begrazing, predatie en parasitisme. Boomhazelaar en hartbladige els vormen wel belangrijke allergeenbomen voor hooikoorts. De beoordeelde boomsoorten hebben overwegend een neutrale of licht positief effect (rijkstrooisel, productie van bessen/noten) op ecosystemendiensten. Oosterse beuk had als enige een licht negatief effect op culturele diensten, met het oog op het hybridisatierisico in oude beukenbossen.

Gezien de interesse in de beoordeelde boomsoorten voor klimaatslim bosbeheer, is voor alle soorten een lichte toename van het introductierisico te verwachten in de toekomst. Met de stijgende temperaturen nemen ook de vestigingskansen toe voor het merendeel van de onderzochte soorten. De verwachte toename in aanwezigheid biedt een aantal boomsoorten ook voor meer kansen voor verdere verspreiding. Bij een deel van de beoordeelde soorten kan de grotere toekomstige verspreiding in Nederland ook leiden tot meer of grotere effecten op het milieu, de plantenteelt en/of de volksgezondheid (hooikoorts). De verwachting is dat de effecten op (gedomesticeerde) dieren of infrastructuur niet veranderen onder klimaatverandering.

Tabel 12.1 presenteert de ranking van de acht beoordeelde boomsoorten op basis van hun risicoscores, zoals berekend met het Harmonia⁺-protocol.

Tabel 12.1

Ranking van de acht beoordeelde boomsoorten op basis van hun risicoscores, zoals berekend met het Harmonia⁺-protocol. Links geeft de ranking weer op basis van de gemiddelde scores; rechts de ranking op basis van de maximale scores. De ranking loopt van 1 (laagste risicoscore) naar respectievelijk 8 en 5 (beide vertegenwoordigen de hoogste risicoscore). Groen duidt op een lage risicoscore; oranje op een matige risicoscore en rood op een hoge risicoscore. Voor de compleetheit zijn ook de risicoscores per boomsoort weergegeven. De schaal van de risicoscores loopt van 0 (zeer laag) tot 1 (zeer hoog).

Gemiddelde scores			Maximale scores		
Ranking	Boomsoort	Risicoscore	Ranking	Boomsoort	Risicoscore
1	Zwarte walnoot	0,087	1	Amerikaanse tulpenboom	0,417
2	Amerikaanse tulpenboom	0,143	1	Boomhazelaar	0,417
3	Elsbes	0,149	1	Zwarte walnoot	0,417
4	Donzige eik	0,206	2	Elsbes	0,500
5	Oosterse beuk	0,316	3	Donzige eik	0,625
6	Zeeden	0,340	4	Hartbladige els	0,917
7	Boomhazelaar	0,346	5	Oosterse beuk	1,000
8	Hartbladige els	0,475	5	Zeeden	1,000

12.2 Aanbevelingen

Op basis van de risicobeoordeling lijken **zwarte walnoot**, **elsbes** en **boomhazelaar** een (overwegend) laag risico op potentiële invasiviteit en problemen te vormen. Alle drie de soorten zijn weinig concurrentiekrachtig, vooral wanneer ze beschaduwd worden. Bovendien is hybridisatie met inheemse boomsoorten zeldzaam of niet eens van toepassing. Boomhazelaar is echter naar verwachting wel een belangrijke allergeenboom voor hooikoorts.

In menging met andere boomsoorten in een gesloten bos kan **zeeden** een interessante toevoeging vormen voor multifunctionele bossen in Nederland. Het is echter af te raden om zeeden aan te planten in of nabij open duingebieden of andere natuurgebieden waar openheid gewenst is. Door de hoge zaadproductie en snelle groei kan zeeden gemakkelijk open vlakten koloniseren en zo bijvoorbeeld open duingebied omzetten in bos.

Amerikaanse tulpenboom heeft ook een lage tot matige risicoscore en lijkt eveneens een (redelijk) veilige keuze te vormen. Echter, de soort bezit wel eigenschappen die zich (in de toekomst) kunnen leiden tot invasief gedrag. Het gaat hierbij vooral om de zeer grote zaadproductie en snelle groei.

Bovendien komt de Magnoliaceae-familie, waar ook de Amerikaanse tulpenboom onder valt, van nature niet voor in Europa. Er zijn dan ook maar weinig diersoorten die voorkomen op planten uit de Magnoliaceae-familie, waardoor de bijdrage aan de inheemse biodiversiteit zeer beperkt is. Om die twee redenen is het advies Amerikaanse tulpenboom niet (op grote schaal) aan te gaan planten.

Donzige eik en **Oosterse beuk** kunnen beide makkelijk hybridiseren (kruisen) met hun inheemse tegenhangers (respectievelijk zomer- en wintereik en gewone beuk). Om die reden is het af te raden donzige eik of Oosterse beuk aan te planten in de buurt van zomer- en wintereiken of gewone beuk. Dit geldt in het bijzonder voor autochtone populaties van zomer- en wintereik en gewone beuk.

Hartbladige els wordt afgeraden om aan te planten. De soort is een snelle groeier en kan open gebieden makkelijk koloniseren. Bovendien kan hartbladige els met de inheemse zwarte els kruisen, al is natuurlijke hybridisatie van de twee elzensoorten zeldzaam. Verder kan de hartbladige els, als stikstofbinder, zorgen voor toename van stikstof in de bodem. Op nutriëntarme bodems kan ertoe leiden dat planten die stikstofarme omstandigheden nodig hebben verdwijnen. Ten slotte, hartbladige els is een belangrijke allergeenboom voor hooikoorts.

Het aanplanten van 'nieuwe' boomsoorten, inclusief de acht in deze studie beoordeelde soorten, kan het beste eerst op kleine schaal gebeuren. Dit geldt voor aanplant in bossen, maar ook voor aanplant buiten bossen en in stedelijk gebied. Door de boomsoort eerst kleinschalig aan te planten, en goed te monitoren, kan men zien hoe de soort zich gedraagt (in die specifieke situatie). Bij positieve resultaten kan langzaam naar een grotere schaal toegewerkt worden. Daarnaast is ook monitoring van bestaande, al oudere aanplant belangrijk. Op die manier kan men zien hoe de boomsoorten zich gedragen op hogere leeftijd en of bijvoorbeeld verwildering optreedt. Ten slotte, is het van belang om goed vast te leggen welke soorten en herkomsten waar gebruikt zijn, zodat dit later ook nog te herleiden is.

Deel ervaringen met 'nieuwe' boomsoorten via het Boomsoortenportaal op de Gereedschapskist Klimaatlim Bos- en Natuurbeheer (<https://gereedschapskist.vbne.nl/boomsoortenportaal>). De gedeelde ervaringen in het Boomsoortenportaal zijn voor iedereen te raadplegen zodat men van elkaar kan leren. Daarnaast kan de verstrekte informatie een uitgangspunt bieden voor onderzoek.

Referenties

- Abad Viñas, R., Caudullo, G., Oliveira, S., & De Rigo, D. (2016). *Pinus pinaster in Europe: distribution, habitat, usage and threats*. In: San-Miguel-Ayanz, J., De Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.). (2016). *European Atlas of Forest Tree Species*. Publications Office of the EU, Luxembourg. https://forest.jrc.ec.europa.eu/media/atlas/Pinus_pinaster.pdf.
- Albrecht, A. T., Heinen, H., Koch, O., de Avila, A. L., & Hinze, J. (2024). The Range Potential of North American Tree Species in Europe. *Forests*, 15(1), 130. <https://doi.org/10.3390/f15010130>.
- Alexander, K., Buttler, J., & Green, T. (2006). The value of different tree and shrub species to wildlife. *British Wildlife*, p. 18-28. https://www.researchgate.net/profile/Keith-Alexander-5/publication/279898989_The_value_of_different_tree_and_shrub_species_to_wildlife/links/56ebe49708aefd0fc1c718df/The-value-of-different-tree-and-shrub-species-to-wildlife.pdf.
- Alexandrov, A.H. (1995). *Corylus colurna*. In: Schuett, P., Schuck, H. J., & Aas, G. (Eds.). (1995). *Enzyklopädie der Holzgewächse. Handbuch und Atlas der Holzgewächse*. 2. Erg.Lfg. Landsberg am Lech: Ecomed-Verlag. Band III-2. ISBN: 978-35-27321-41-4.
- Battipaglia, G., Pelleri, F., Lombardi, F., Altieri, S., Vitone, A., Conte, E., & Tognetti, R. (2017). Effects of associating *Quercus robur* L. and *Alnus cordata* Loisel. on plantation productivity and water use efficiency. *Forest ecology and management*, 391, 106-114. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.019>.
- Barendregt, A., Wassen, M. J., & Schot, P. P. (1995). Hydrological systems beyond a nature reserve, the major problem in wetland conservation of Naardermeer (The Netherlands). *Biological conservation*, 72(3), 393-405. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00101-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00101-U).
- Barina, Z., Rakaj, M., & Pifkó, D. (2013). Contributions to the flora of Albania, 4. *Willdenowia*, 43(1), 165-184. <https://doi.org/10.3372/wi.43.43119>.
- Beck, D. E. (1990). *Liriodendron tulipifera* L. Yellow-poplar. In: Burns, R. M. & Honkala, B. H. (1990). *Silvics of North America: Volume 2. Hardwoods* (406-416). Agriculture Handbook 654. United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Southern Research Station, Asheville, North Carolina, U.S.A. <https://dendro.cnre.vt.edu/dendrology/USDAFSSilvics/54.pdf>.
- Bernardinelli, I. (2002). Distribution of the Oak lace bug *Corythucha arcuata* (Say) in northern Italy (Heteroptera Tingidae). *Redia-Giornale Di Zoologia*, 83, 157-162.
- Bordács, S., Zhelev, P., & Schirone, B. (2019). *EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of pubescent oak (Quercus pubescens)*. European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), European Forest Institute. https://www.euforgen.org/fileadmin/templates/euforgen.org/upload/Publications/Technical_guidelines/Technical_guidelines_Quercus_pubescens.pdf.
- Budde, K. B., Hötzel, S., Müller, M., Samsonidze, N., Papageorgiou, A. C., & Gailing, O. (2022). Differentiation and admixture of *Fagus sylvatica* L. and *Fagus orientalis* Lipsky in a northern German forest—learning from pioneer forest work. *bioRxiv*, 2022-12. <https://doi.org/10.1101/2022.12.06.519312>.

- Buiteveld, J., de Mits, S. M. E., & Hendriks, V. (2022). *Behoud van autochtone bomen en struiken in hun natuurlijke omgeving: Hoe beheer je autochtone genenbronnen in jouw terrein?* Wageningen University & Research, Wageningen Nederland. <https://edepot.wur.nl/587177>.
- Caudullo, G. & Mauri, A. (2016). *Alnus cordata in Europe: distribution, habitat, usage and threats*. In: San-Miguel-Ayanz, J., De Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.). (2016). *European Atlas of Forest Tree Species*. Publications Office of the EU, Luxembourg. https://forest.jrc.ec.europa.eu/media/atlas/Alnus_cordata.pdf.
- Caudullo, G., Welk, E., & San-Miguel-Ayanz, J. (2017). Chorological maps for the main European woody species. *Data in Brief*, 12, 662-666. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.05.007>. Afbeeldingen aangepast overgenomen. Verspreidingskaart van donzige eik verkregen op 2 mei 2024, via https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Quercus_pubescens_range.svg. Verspreidingskaart van elsbes verkregen op 1 mei 2024, via https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Sorbus_torminalis_range.svg. Verspreidingskaart van hartbladige els verkregen op 3 april 2024, via https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Alnus_cordata_range.svg. Verspreidingskaart van zeeden verkregen op 14 maart 2024, via https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Pinus_pinaster_range.svg.
- Chalker-Scott, L. (2019). *Do black walnut trees have allelopathic effects on other plants?* Washington State University, Puyallup, Washington, U.S.A. <https://hdl.handle.net/2376/14212>.
- Christensen, K. I. (1995). *x Malosorbus florentina* (Zuccagni) Browicz. In: Phitos, D., Strid, A., Snogerup, S., & Greuter, W. (Eds.). (1995). *The Red Data Book of Rare and Threatened Plants of Greece* (pp. 358-359). WWF Greece, Athens, Greece. ISBN: 978-96-07506-04-7.
- Christian, T. (2019a). *Fagus orientalis*. Trees and Shrubs Online, International Dendrology Society. Geraadpleegd op 8 juli 2024, via: <https://www.treesandshrubsonline.org/articles/fagus/fagus-orientalis/>.
- Christian, T. (2019b). *Fagus x taurica*. Trees and Shrubs Online, International Dendrology Society. Geraadpleegd op 8 juli 2024, via: <https://www.treesandshrubsonline.org/articles/fagus/fagus-x-aurica/>.
- Cruz, O., Garcia-Duro, J., Casal, M., & Reyes, O. (2019). Role of serotiny on *Pinus pinaster* Aiton germination and its relation to mother plant age and fire severity. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 12(6), 491-497. <https://doi.org/10.3832/ifor2968-012>.
- Cseke, K., Bujdosó, G., Báder, M., Mertl, T., Benke, A., & Kámpel, J. D. (2022). Genetic Identification of Hybrid Walnuts (*Juglans x intermedia* Carr.) in Hungary, the Hidden Potential for Future Breeding. *Sustainability*, 14(8), 4782. <https://doi.org/10.3390/su14084782>.
- D'hondt, B., Vanderhoeven, R. S., Mayer, F., Versteirt, V., Ducheyne, E., San Martin, G., Grégoire, J. C., Stiers, I., Quoilin, S., & Branquart, E. (2014). *Harmonia* and Pandora*: risk screening tools for potentially invasive organisms*. Belgian Biodiversity Platform, Brussels, Belgium. Verkregen via: <https://www.biodiversity.be/2514/download>.
- Da Rosa Azambuja, R., DeVallance, D. B., & McNeel, J. (2022). Evaluation of low-grade yellow-poplar (*Liriodendron tulipifera*) as raw material for cross-laminated timber panel production. *Forest Products Journal*, 72(1), 1-10. <https://doi.org/10.13073/FPJ-D-21-00050>.

- De Avila, A. L. & Albrecht, A. (2017). *Alternative Baumarten im Klimawandel: Artensteckbriefe – eine Stoffsammlung*. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt (FVA), Freiburg, Baden-Württemberg, Deutschland. ISBN: 978-3-933548-95-5. De digitale versie is te downloaden via: <https://www.fva-bw.de/fileadmin/publikationen/sonstiges/180201steckbrief.pdf>.
- De Avila, A. L., Häring, B., Rheinbay, B., Brüchert, F., Hirsch, M., & Albrecht, A. (2021). *Artensteckbriefe 2.0. Alternative Baumarten im Klimawandel. Eine Stoffsammlung*. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt (FVA), Freiburg, Baden-Württemberg, Deutschland. ISBN: 978-3-933548-94-8. De digitale versie is te downloaden via: https://www.fva-bw.de/fileadmin/publikationen/sonstiges/2021_fva_artensteckbriefe.pdf.
- De Scisciolo, B., Leopold, D. J., & Walton, D. C. (1990). Seasonal patterns of juglone in soil beneath *Juglans nigra* (black walnut) and influence of *J. nigra* on understory vegetation. *Journal of Chemical Ecology*, 16, 1111-1130. <https://doi.org/10.1007/BF01021015>.
- Degen, B., Blanc-Jolivet, C., Mader, M., Yanbaeva, V., & Yanbaev, Y. (2023). Introgression as an Important Driver of Geographic Genetic Differentiation within European White Oaks. *Forests*, 14(12), 2279. <https://doi.org/10.3390/f14122279>.
- Denk, T., Grimm, G., Stögerer, K., Langer, M., & Hemleben, V. (2002). The evolutionary history of *Fagus* in western Eurasia: Evidence from genes, morphology and the fossil record. *Plant Systematics and Evolution*, 232, 213-236. <https://doi.org/10.1007/s006060200044>.
- Ducci, F., & Tani, A. (2009). *EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of Italian alder (Alnus cordata)*. Biodiversity International, Rome, Italy. https://www.euforgen.org/fileadmin/templates/euforgen.org/upload/Publications/Technical_guidelines/Technical_guidelines_Alnus_cordata.pdf.
- EPPO. (2013). PM 7/20 (2) *Erwinia amylovora*. EPPO Bulletin, 43(1), 21–45. <https://doi.org/10.1111/epp.12019>.
- EPPO. (2024a). *Fagus sylvatica* subsp. *Orientalis* (FAUSO). Geraadpleegd op 14 juni 2024, via <https://gd.eppo.int/taxon/FAUSO>.
- EPPO. (2024b). *Thaumetopoea processionea*. EPPO datasheets on pests recommended for regulation. https://gd.eppo.int/taxon/THAUPR/download/datasheet_pdf.
- Erdogan, V., & Mehlenbacher, S. (2000). Interspecific Hybridization in Hazelnut (*Corylus*). *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 125(4), 489-497. <https://doi.org/10.21273/jashs.125.4.489>.
- Ferrer-Gallego, P. P., Laguna, E., Roselló, R., & Peris, J. B. (2024). A new hybrid from Spain in the genus *Pinus* (Pinaceae). *Flora Montibérica*, 88, 44-49. http://www.floramontiberica.org/FM/088/Flora_Montib_088_044-049_2024.pdf.
- Fortini, P., Di Marzio, P., & Di Pietro, R. (2015). Differentiation and hybridization of *Quercus frainetto*, *Q. petraea*, and *Q. pubescens* (Fagaceae): insights from macro-morphological leaf traits and molecular data. *Plant systematics and evolution*, 301, 375-385. <https://doi.org/10.1007/s00606-014-1080-2>.
- Gereedschapskist Klimaatlim Bos- en Natuurbeheer. (2024a). *Boomsoorten*. Geraadpleegd op 15 februari 2024, via <https://www.vbne.nl/klimaatlimbosennatuurbeheer/boomsoorten>.

- Gereedschapskist Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer. (2024b). *Boomsoortenportaal - ervaringen*. Boom: *Corylus colurna* - Boomhazelaar. Geraadpleegd op 8 april 2024, via <https://gereedschapskist.vbne.nl/boomsoortenportaal/24>.
- Gereedschapskist Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer. (2024c). *Boomsoortenportaal - ervaringen*. Boom: *Fagus orientalis* - Oosterse beuk. Geraadpleegd op 2 mei 2024, via <https://www.vbne.nl/klimaatslimbosennatuurbeheer/boomsoortenportaal/32>.
- Gereedschapskist Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer. (2024d). *Boomsoortenportaal - ervaringen*. Boom: *Juglans nigra* - Zwarte walnoot. Geraadpleegd op 29 februari 2024, via <https://www.vbne.nl/klimaatslimbosennatuurbeheer/boomsoortenportaal/32>.
- Gereedschapskist Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer. (2024e). *Boomsoortenportaal - ervaringen*. Boom: *Juglans regia x nigra* - Hybride noot. Geraadpleegd op 29 februari 2024, via <https://www.vbne.nl/klimaatslimbosennatuurbeheer/boomsoortenportaal/102> <https://www.vbne.nl/klimaatslimbosennatuurbeheer/boomsoortenportaal/32>.
- Gereedschapskist Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer. (2024f). *Boomsoortenportaal - ervaringen*. Boom: *Liriodendron tulipifera* - Tulpenboom. Geraadpleegd op 21 maart 2024, via <https://gereedschapskist.vbne.nl/boomsoortenportaal/38> <https://www.vbne.nl/klimaatslimbosennatuurbeheer/boomsoortenportaal/102> <https://www.vbne.nl/klimaatslimbosennatuurbeheer/boomsoortenportaal/32>.
- Gereedschapskist Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer. (2024g). *Boomsoortenportaal - ervaringen*. Boom: *Pinus pinaster* - Zeeden. Geraadpleegd op 14 maart 2024, via <https://gereedschapskist.vbne.nl/boomsoortenportaal/45> <https://www.vbne.nl/klimaatslimbosennatuurbeheer/boomsoortenportaal/102> <https://www.vbne.nl/klimaatslimbosennatuurbeheer/boomsoortenportaal/32>.
- Gereedschapskist Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer. (2024h). *Boomsoortenportaal - ervaringen*. Boom: *Torminalis glaberrima* - Elsbes. Geraadpleegd op 1 mei 2024, via <https://gereedschapskist.vbne.nl/boomsoortenportaal/68> <https://www.vbne.nl/klimaatslimbosennatuurbeheer/boomsoortenportaal/102> <https://www.vbne.nl/klimaatslimbosennatuurbeheer/boomsoortenportaal/32>.
- Gereedschapskist Klimaatslim Bos- en Natuurbeheer. (2024i). *Factsheets*. <https://gereedschapskist.vbne.nl/factsheets> <https://www.vbne.nl/klimaatslimbosennatuurbeheer/boomsoorten>.
- Groenen, F. & Meurisse, N. (2012). Historical distribution of the oak processionary moth *Thaumetopoea processionea* in Europe suggests recolonization instead of expansion. *Agricultural and forest entomology*, 14(2), 147-155. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2011.00552.x>.
- Goudzwaard, L. (2013). *Loofbomen in Nederland en Vlaanderen: soorten en hybriden*. KNNV, Zeist, Nederland. ISBN: 978-90-50114-32-5.
- Informatiepunt Leefomgeving. (z.j.). *Dit valt onder invasieve uitheemse soorten (invasieve exoten)*. Geraadpleegd op 14 mei 2024, via: <https://iplo.nl/regelgeving/regels-voor-activiteiten/activiteiten-natuur/invasieve-uitheemse-soorten-invasieve-exoten/valt-invasieve-uitheemse-soorten-invasieve-exoten/>.

- Jansen, P., Boosten, M., Cassaert, M., Cornelis, J., Thomassen, E., & Winnock, M. (2018). *Praktijkboek Bosbeheer*. Stichting Probos & Inverde, Wageningen, Nederland. ISBN: 978-90-74277-29-7.
- Jiang, L., Bao, Q., He, W., Fan, D. M., Cheng, S. M., López - Pujol, J., Gi Chung, M., Sakaguchi, S., Sánchez-González, A., Gedik, A., Li, D. Z., Kou, Y. X., & Zhang, Z. Y. (2022). Phylogeny and biogeography of *Fagus* (Fagaceae) based on 28 nuclear single/low - copy loci. *Journal of Systematics and Evolution*, 60(4), 759-772. <https://doi.org/10.1111/jse.12695>.
- John, V., & Stapper, N. J. (2015). Schwarznuss (*Juglans nigra*) in Auwäldern am Rhein als Bedeutender Trägerbaum Für Flechten und Moose in Rheinland-Pfalz, *Herzogia*, 28(2), 405-429. <https://doi.org/10.13158/heia.28.2.2015.405>
- Kandemir, G. & Kaya, Z. (2009). EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of oriental beech (*Fagus orientalis*). Bioversity International, Rome, Italy. https://www.euforgen.org/fileadmin/templates/euforgen.org/upload/Publications/Technical_guidelines/Technical_guidelines_Fagus_orientalis.pdf.
- Kłosińska, T. (2021). American tulipwood (*Liriodendron tulipifera* L.) as an innovative material in CLT technology. *Annals of Warsaw University of Life Sciences-SGGW. Forestry and Wood Technology*. <https://doi.org/10.5604/01.3001.0015.3186>.
- KNMI. (2024). *De staat van ons klimaat 2023: Nederlands weer in tijden van klimaatverandering*. KNMI, De Bilt, Nederland. https://cdn.knmi.nl/system/data_center_publications/files/000/072/107/original/KNMI_Staat_van_ons_klimaat_2023_interactief_kleiner.pdf?1706782004.
- Kremers, J., Boosten, M., Van Best, S., Op den Kelder, G., De Groot, C., Penninkhof, J., Copini, P., Goudzwaard, L., Wiersma, H., Kragt, L., & Lindenbergh, D. (2023a). *Factsheet Corylus colurna – Boomhazelaar*. Stichting Probos, Staatsbosbeheer & WUR. <https://gereedchapskist.vbne.nl/uploads/factsheet-corylus-colurna-def-update2023-2.ce3cbc.pdf>.
- Kremers, J., De Groot, C., Boosten, M., Van Best, S., Copini, P., Kragt, L., Lindenbergh, D., Goudzwaard, L., & Op den Kelder, G. (2023b). *Factsheet Torminalis glaberrima (voorheen Sorbus torminalis) – Elsbes*. Stichting Probos, Staatsbosbeheer & WUR. <https://gereedchapskist.vbne.nl/uploads/factsheet-torminalis-glaberrima-def-update2023-3.4da08d.pdf>.
- Kurz, M. (2018). *Evidence for hybridization between exotic Fagus orientalis and native Fagus sylvatica in a forest stand of Switzerland* [Bachelor's thesis, ZHAW Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften]. <https://doi.org/10.21256/zhaw-2371>.
- Lauritzen, J. E. (2023). *Plant Guide for Tulip Poplar (Liriodendron tulipifera)*. USDA-Natural Resources Conservation Service, Rose Lake Plant Materials Center. East Lansing, Michigan, U.S.A. <https://www.nrcs.usda.gov/plantmaterials/mipmcpq14104.pdf>.
- Lepais, O. & Gerber, S. (2011). Reproductive patterns shape introgression dynamics and species succession within the European white oak species complex. *Evolution*, 65(1), 156-170. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2010.01101.x>.
- Magyar, D., Páldy, A., Szigeti, T., & Orlóci, L. (2022). A regulation-oriented approach for allergenicity categorization of plants. *Urban Forestry & Urban Greening*, 70, 127530. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127530>.

- Mamadashvili, G., Brin, A., Chumak, M., Diedus, V., Drössler, L., Förster, B., Georgiev, K. B., Ghreijan, T., Hleb, R., Kalashian, M., Kamburov, I., Karagyan, G., Kevlishvili, J., Khutsishvili, Z., Larrieu, L., Mazmanyanyan, M., Petrov, P. I., Tabunidze, L., Bässler, C., & Müller, J. (2024). Drivers of wood-inhabiting fungal diversity in European and Oriental beech forests. *Ecology and Evolution*, 14(7), e11660. <https://doi.org/10.1002/ece3.11660>.
- Marinšek, A., Bindewald, A., Kraxner, F., La Porta, N., Meisel, P., Stojnić, S., Coccozza, C., & Lapin, K. (2022). *Management of non-native tree species in urban areas of the Alpine space*. BFW (Bundesforschungszentrum für Wald), Vienna, Austria. ISBN: 978-39-03258-56-3. De digitale versie is te downloaden via: https://openpub.fmach.it/retrieve/640cf794-3abd-46a6-8484-b9c3a3f25fd3/Alptrees_Urban_mhb_3_eng.pdf.
- Mastrandrea, M. D., Field, C. B., Stocker, T. F., Edenhofer, O., Ebi, K. L., Frame, D. J., Held, H., Kriegler, E., Mach, K. J., Matschoss, P. R., Plattner, G. K., Yohe, G. W., & Zwiers, F. W. (2010). *Guidance Note for Lead Authors of the IPCC Fifth Assessment Report on Consistent Treatment of Uncertainties*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland. Verkregen via: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/uncertainty-guidance-note.pdf>.
- Mastrandrea, M. D., Mach, K. J., Plattner, G. K., Edenhofer, O., Stocker, T. F., Field, C. B., Ebi, K. L., & Matschoss, P. R. (2011). The IPCC AR5 guidance note on consistent treatment of uncertainties: a common approach across the working groups. *Climatic Change*, 108, 675-691. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0178-6>.
- Mauri, A., Girardello, M., Strona, G., Beck, P. S. A., Forzieri, G., Caudullo, G., Manca, F., & Cescatti, A. (2022). EU-Trees4F, a dataset on the future distribution of European tree species. *Scientific Data* 9, 37. [10.1038/s41597-022-01128-5](https://doi.org/10.1038/s41597-022-01128-5).
- Molnar, T. J. (2011). *Corylus*. In: Kole, C. (Eds.). (2011). *Wild crop relatives: genomic and breeding resources: forest trees* (pp. 15-48). Springer, Berlin, Heidelberg, Germany. ISBN: 978-3-642-21249-9. De digitale versie is te downloaden via: [10.1007/978-3-642-21250-5_2](https://doi.org/10.1007/978-3-642-21250-5_2).
- Nelson-Jones, E. B., Briggs, D., & Smith, A. G. (2002). The origin of intermediate species of the genus *Sorbus*. *Theoretical and Applied Genetics*, 105, 953–963. <https://doi.org/10.1007/s00122-002-0957-6>.
- NDFF Verspreidingsatlas. (2024a). *Alnus cordata* (Loisel.) Duby - Hartbladige els. Geraadpleegd op 29 februari 2024, via <https://www.verspreidingsatlas.nl/5011>.
- NDFF Verspreidingsatlas. (2024b). *Corylus colurna* L. Geraadpleegd op 29 februari 2024, via <https://www.verspreidingsatlas.nl/8084>.
- NDFF Verspreidingsatlas. (2024c). *Fagus orientalis* Lipsky. Geraadpleegd op 13 mei 2024, via <https://www.verspreidingsatlas.nl/5970https://www.verspreidingsatlas.nl/8084>.
- NDFF Verspreidingsatlas. (2024d). *Juglans nigra* L. - Zwarte walnoot. Geraadpleegd op 29 februari 2024, via <https://www.verspreidingsatlas.nl/6979>.
- NDFF Verspreidingsatlas. (2024e). *Liriodendron tulipifera* L. - Amerikaanse tulpenboom. Geraadpleegd op 29 februari 2024, via <https://www.verspreidingsatlas.nl/5574>.
- NDFF Verspreidingsatlas. (2024f). *Pinus pinaster* Aiton - Zeeden. Geraadpleegd op 29 februari 2024, via <https://www.verspreidingsatlas.nl/2248>.

- NDFD Verspreidingsatlas. (2024g). *Quercus pubescens* Wild. - Donzige eik. Geraadpleegd op 29 februari 2024, via <https://www.verspreidingsatlas.nl/5507>.
- NDFD Verspreidingsatlas. (2024h). *Sorbus torminalis* (L.) Crantz - Elsbes. Geraadpleegd op 29 februari 2024, via <https://www.verspreidingsatlas.nl/5943https://www.verspreidingsatlas.nl/5507>.
- Nicolescu, V. N., Rédei, K., Vor, T., Bastien, J. C., Brus, R., Benčať, T., Đodan, M., Cvjetkovic, B., Andrašev, S., La Porta, N., Lavnyy, V., Petkova, K., Perić, S., Bartlett, D., Hernea, C., Pástor, M., Mataruga, M., Podrázský, V., Sfeclă, V., & Štefančík, I. (2020). A review of black walnut (*Juglans nigra* L.) ecology and management in Europe. *Trees*, *34*, 1087-1112. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-01988-7>.
- Niinemets, Ü., & Valladares, F. (2006). Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate northern hemisphere trees and shrubs. *Ecological monographs*, *76*:521-547. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2006\)076\[0521:TTSDAW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2006)076[0521:TTSDAW]2.0.CO;2). Appendix A. A table showing shade, drought, and waterlogging tolerance for 806 species of woody plants from the temperate Northern Hemisphere geraadpleegd via: <https://esapubs.org/archive/mono/M076/020/appendix-A.htm>.
- NVWA. (z.j.). *Regelgeving bestrijden bacterievuur in bufferzones*. Geraadpleegd op 16 maart 2024, via <https://www.nvwa.nl/onderwerpen/plantenziekten-en-plagen/bacterievuur/regelgeving-in-bufferzones>.
- NVWA, Naturalis Biodiversity Center & Staatsbosbeheer. (2022). *Veldgids invasieve houtige planten in Nederland*. Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit, Utrecht, Nederland. ISBN: 978-90-817004-7-4. De digitale versie is te downloaden op: <https://www.nvwa.nl/binaries/nvwa/documenten/plant/planten-in-de-natuur/exoten/publicaties/veldgids-invasieve-houtige-planten-in-nederland/invasieve-houtige-planten-in-nederland.pdf>.
- Op den Kelder, G., Copini, P., De Groot, C., Goudzwaard, L., Wiersma, H., Penninkhof, J., Verbeek, I., & Mostert, A. (2023a). *Factsheet Juglans nigra – Zwarte walnoot*. Stichting Probos, Staatsbosbeheer & WUR. <https://gereedschapskist.vbne.nl/uploads/factsheet-juglans-nigra.22c20f.pdf>.
- Op den Kelder, G., Copini, P., De Groot, C., Goudzwaard, L., Wiersma, H., Penninkhof, J., Verbeek, I., & Mostert, A. (2023b). *Factsheet Pinus pinaster – Zeeden*. Stichting Probos, Staatsbosbeheer & WUR. <https://gereedschapskist.vbne.nl/uploads/factsheet-pinus-pinaster.9662e7.pdf>.
- Orwa, C., Mutua, A., Kindt, R., Jamnadass, R., & Anthony, S. (2009). *Alnus cordata*. Agroforestry Database: a tree reference and selection guide version 4.0. https://apps.worldagroforestry.org/treedb2/AFTPDFS/Alnus_cordata.PDF.
- Pasiecznik, N. (2007). *Pinus pinaster (maritime pine)*. CABI Compendium. Geraadpleegd op 14 maart 2024, via <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.41688>.
- Pasta, S., De Rigo, D., & Caudullo, G. (2016). *Quercus pubescens in Europe: distribution, habitat, usage and threats*. In: San-Miguel-Ayanz, J., De Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.). (2016). *European Atlas of Forest Tree Species*. Publications Office of the EU, Luxembourg. https://ies-ows.jrc.ec.europa.eu/efdac/download/Atlas/pdf/Quercus_pubescens.pdf.

- Pereira, J. S. (2002). *Pinus pinaster*. In: CABI. (2002). *Pines of Silvicultural Importance* (pp. 316-329). CABI Publishing, Wallingford, England, United Kingdom. ISBN: 978-08-51995-39-7.
- Pollegioni, P., Olimpieri, I., Woeste, K. E., De Simoni, G., Gras, M., & Malvolti, M. E. (2013). Barriers to interspecific hybridization between *Juglans nigra* L. and *J. regia* L. species. *Tree genetics & genomes*, 9, 291-305. <https://doi.org/10.1007/s11295-012-0555-y>.
- Qian, G. Z., Liu, L. F., Hong, D. Y., & Tang, G. G. (2008). Taxonomic study of *Malus* section *Florentinae* (Rosaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 158, 223–227. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2008.00841.x>.
- Quassinti, L., Maggi, F., Ortolani, F., Lupidi, G., Petrelli, D., Vitali, L. A., Miano, A., & Bramucci, M. (2019). Exploring new applications of tulip tree (*Liriodendron tulipifera* L.): Leaf essential oil as apoptotic agent for human glioblastoma. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 30485-30497. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06217-4>.
- Rietveld, W. J. (1983). Allelopathic effects of juglone on germination and growth of several herbaceous and woody species. *Journal of Chemical Ecology*, 9, 295-308. <https://doi.org/10.1007/BF00988047>.
- Rietveld, W. J., Schlesinger, R. C., & Kessler, K. J. (1983). Allelopathic effects of black walnut on European black alder coplanted as a nurse species. *Journal of Chemical Ecology*, 9, 1119-1133. <https://doi.org/10.1007/BF00982216>.
- Sarv, V., Rimantas Venskutonis, P., & Bhat, R. (2020) The *Sorbus* spp. - Underutilised Plants for Foods and Nutraceuticals: Review on Polyphenolic Phytochemicals and Antioxidant Potential. *Antioxidants*, 9(9), 813. <https://doi.org/10.3390/antiox9090813>.
- Šeho, M., Ayan, S., Huber, G., & Kahveci, G. (2019). A review on Turkish hazel (*Corylus colurna* L.): A promising tree species for future assisted migration attempts. *South-east European forestry: SEEFOR*, 10(1), 53-63. <https://doi.org/10.15177/seefor.19-04>.
- Šeho, M., Gerhard, H., Frischbier, N., & Schölch, M. (2017). *Kurzportrait Baumhasel (Corylus colurna L.)*. Geraadpleegd op 29 maart 2024, via <https://www.waldwissen.net/de/waldwirtschaft/waldbau/kurzportrait-baumhasel>.
- Smith, M., Emberlin, J., Stach, A., Czarnecka-Operacz, M., Jenerowicz, D., & Silny, W. (2007). Regional importance of *Alnus* pollen as an aeroallergen: a comparative study of *Alnus* pollen counts from Worcester [UK] and Poznan [Poland]. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 14(1), 123-128. <https://doi.org/10.1097/01.WOX.0000301387.88063.5b>.
- Stace, C. A., Preston, C., D., & Pearman, D. A. (2015). *Hybrid Flora of the British Isles*. Botanical Society of Britain and Ireland, Bristol, United Kingdom. ISBN: 978-0-901158-48-2.
- Thomas, P. A. (2017). Biological flora of the British Isles: *Sorbus torminalis*. *Journal of Ecology*, 105(6), 1806-1831. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12857>.
- Ulaszewski, B., Jankowska-Wróblewska, S., Świło, K., & Burczyk, J. (2021). Phylogeny of Maleae (Rosaceae) based on complete chloroplast genomes supports the distinction of *Aria*, *Chamaespilus* and *Torminalis* as separate genera, different from *Sorbus* sp. *Plants*, 10(11), 2534. <https://doi.org/10.3390/plants10112534>.

- USDA-NRCS-NGCE & NPDT. (2014a). *Juglans nigra* L. – black walnut. Afbeelding aangepast overgenomen. Geraadpleegd op 11 maart 2024, via: <https://plants.usda.gov/home/plantProfile?symbol=JUNI>.
- USDA-NRCS-NGCE & NPDT. (2014b). *Liriodendron tulipifera* L. – tuliptree. Afbeelding aangepast overgenomen. Geraadpleegd op 20 maart 2024, via: <https://plants.usda.gov/home/plantProfile?symbol=LITU>.
- Van Wilgen, B. W., & Siegfried, W. R. (1986). Seed dispersal properties of three pine species as a determinant of invasive potential. *South African Journal of Botany*, 52(6), 546-548. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(16\)31489-2](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(16)31489-2).
- Vanden Heuvel, B. D. (2011). *Alnus*. In: Kole, C. (Eds.). *Wild Crop Relatives: Genomic and Breeding Resources*. Springer, Berlin, Heidelberg, Germany. ISBN: 978-3-642-21249-9. De digitale versie is te downloaden via: https://doi.org/10.1007/978-3-642-21250-5_1.
- Vanderhoeven, S. & Branquart, E. (2010). *Het Harmonia informatiesysteem en het ISEIA protocol. Verklarend document voor het LIFE + Project AlterIAS*. Belgisch Biodiversiteitsplatform. http://www.agripress.nl/_STUDIOEMMA_UPLOADS/downloads/Harmonia_ISEIA_NL.pdf.
- Villani, F., Castellana, S., Beritognolo, I., Cherubini, M., Chiocchini, F., Battistelli, A., & Mattioni, C. (2021). Genetic Variability of *Alnus cordata* (Loisel.) Duby Populations and Introgressive Hybridization with *A. glutinosa* (L.) Gaertn. in Southern Italy: Implication for Conservation and Management of Genetic Resources. *Forests*, 12(6), 655. <https://doi.org/10.3390/f12060655>.
- Welk, E., De Rigo, D., & Caudullo, G. (2016). *Sorbus torminalis* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., De Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.). (2016). *European Atlas of Forest Tree Species*. Publications Office of the EU, Luxembourg. https://forest.jrc.ec.europa.eu/media/atlas/Sorbus_torminalis.pdf.
- Wellstein, C., & Spada, F. (2015). The status of *Quercus pubescens* Willd. in Europe. In: Box, E. & Fujiwara, K. (Eds). *Warm-Temperate Deciduous Forests around the Northern Hemisphere* (153-163). Geobotany Studies. Springer, Cham, Germany. ISBN: 978-3-319-01260-5. De digitale versie is te downloaden via: https://www.researchgate.net/profile/Camilla-Wellstein/publication/278682432_The_Status_of_Quercus_pubescens_Willd_in_Europe/links/57187ba808aed8a339e5bb7c/The-Status-of-Quercus-pubescens-Willd-in-Europe.pdf.
- Williams, R. D. (1990). *Juglans nigra* L., black walnut. In: Burns, R. M. & Honkala, B. H. (1990). *Silvics of North America: Volume 2. Hardwoods* (391-399). Agriculture Handbook 654. United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Southern Research Station, Asheville, North Carolina, U.S.A. <http://dendro.cnre.vt.edu/DENDROLOGY/USDAFSSilvics/32.pdf>.
- Xia, H., Si, W., Hao, Z., Zhong, W., Zhu, S., Tu, Z., Zhang, C., & Li, H. (2021). Dynamic changes in the genetic parameters of growth traits with age and their associations with heterosis in hybrid *Liriodendron*. *Tree Genetics & Genomes*, 17, 1-18. <https://doi.org/10.1007/s11295-021-01504-z>.
- Yao, J., Li, H., Ye, J., & Shi, L. (2016). Relationship between parental genetic distance and offspring's heterosis for early growth traits in *Liriodendron*: implication for parent pair selection in cross breeding. *New Forests*, 47, 163-177. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9508-2>.

Bijlage 1 Boomsoortenlijst

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
<i>Abies alba</i>	Gewone zilverspar
<i>Abies nordmanniana</i>	Kaukasische zilverspar
<i>Acer saccharinum</i>	Zilveresdoorn
<i>Acer saccharum</i>	Suikeresdoorn
<i>Ailanthus altissima</i>	Hemelboom
<i>Alnus cordata</i>	Hartbladige els
<i>Alnus subcordata</i>	Kaukasische els
<i>Alnus x spaethii</i>	Japanse Kaukasische els
<i>Betula maximowicziana</i>	Grootbladige berk
<i>Betula nigra</i>	Rode/zwarte berk
<i>Betula papyrifera</i>	Papierberk
<i>Carpinus orientalis</i>	Oosterse haagbeuk
<i>Carya ovata</i>	Witte hickory
<i>Cedrus libani / Cedrus atlantica</i>	Libanonceder / Atlasceder
<i>Corylus colurna</i>	Boomhazelaar
<i>Fagus orientalis</i>	Oosterse beuk
<i>Fraxinus mandshurica</i>	Mantsjoerijse es
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Pennsylvaanse es
<i>Gleditsia triacanthos</i>	Amerikaanse gleditsia / Valse christusdoorn
<i>Juglans regia + nigra</i>	Walnoot + zwarte noot
<i>Liriodendron tulipifera</i>	Tulpenboom
<i>Metasequoia glyptostroboides</i>	Watercipres
<i>Ostrya carpinifolia</i>	Hopbeuk
<i>Paulownia tomentosa</i>	Anna Paulownaboom

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
<i>Pinus pinaster</i>	Zeeden
<i>Pinus ponderosa</i>	Gele den
<i>Pinus strobus</i>	Weymouthden
<i>Platanus orientalis</i>	Oosterse plataan
<i>Platanus x acerifolia</i>	Gewone plataan
<i>Quercus cerris</i>	Moseik
<i>Quercus frainetto</i>	Hongaarse eik
<i>Quercus palustris</i>	Moereseik
<i>Quercus pubescens</i>	Donzige eik
<i>Quercus rubra</i>	Amerikaanse eik
<i>Quercus suber</i>	Kurkeik
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Robinia
<i>Sequoia sempervirens</i>	Kustmammoetboom
<i>Sequoiadendron giganteum</i>	Mammoetboom
<i>Sorbus aria</i>	Meelbes
<i>Sorbus domestica</i>	Peerbes
<i>Tilia tomentosa</i>	Zilverlinde
<i>Torminalis glaberrima / Sorbus torminalis</i>	Elsbes
<i>Tsuga heterophylla</i>	Westelijke hemlockspar
<i>Ulmus davidiana</i>	Japanse iep

Bijlage 2 Overzichtstabellen invasie-, effect- en risicoscores

Tabel B2.1

Overzicht van de invasie-, effect- en risicoscores van de acht beoordeelde boomsoorten, berekend op basis van de gemiddelde scores verkregen met het Harmonia⁺-protocol. De schaal loopt van 0 (zeer laag) naar 1 (zeer hoog). Groen duidt op een lage score; oranje op een matige score en rood op een hoge score.

Boomsoort	Invasiescore	Effectscore	Risicoscore
Amerikaanse tulpenboom	0,572	0,250	0,143
Boomhazelaar	0,693	0,500	0,346
Donzige eik	0,550	0,375	0,206
Elsbes	0,794	0,188	0,149
Hartbladige els	0,679	0,700	0,475
Oosterse beuk	0,721	0,348	0,316
Zeeden	0,679	0,500	0,340
Zwarte walnoot	0,693	0,125	0,087

Tabel B2.2

Overzicht van de invasie-, effect- en risicoscores van de acht beoordeelde boomsoorten, berekend op basis van de maximale scores verkregen met het Harmonia⁺-protocol. De schaal loopt van 0 (zeer laag) naar 1 (zeer hoog). Groen duidt op een lage score; oranje op een matige score en rood op een hoge score.

Boomsoort	Invasiescore	Effectscore	Risicoscore
Amerikaanse tulpenboom	0,833	0,500	0,417
Boomhazelaar	0,833	0,500	0,417
Donzige eik	0,833	0,750	0,625
Elsbes	1,000	0,500	0,500
Hartbladige els	0,917	1,000	0,917
Oosterse beuk	1,000	1,000	1,000
Zeeden	1,000	1,000	1,000
Zwarte walnoot	0,833	0,500	0,417