

Spätblühende Traubenkirsche: Waldpest oder Waldbaum, je nach Waldbaukontext

Bart Nyssen

Bosgroep Zuid Nederland (NL)*

Bart Muys

KU Leuven, Division of Forest, Nature and Landscape (BE)

Uwe Starfinger

Julius Kühn-Institut, Institut für nationale und internationale Angelegenheiten der Pflanzengesundheit (DE)

Marco Conedera

Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (CH)

Spätblühende Traubenkirsche: Waldpest oder Waldbaum, je nach Waldbaukontext

Die aus dem östlichen Teil von Nordamerika stammende Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh. var. *serotina*) wurde und wird zum Teil noch immer von den europäischen Forstleuten als «Feind» wahrgenommen. In diesem Artikel zeigen wir die Geschichte der Art in den Niederlanden, Belgien, Deutschland sowie der Schweiz auf und gehen der Frage nach, wie stark die Art bei uns in Europa waldbauliche und ökologische Ziele beeinträchtigt bzw. ob sie auch positive Wirkungen haben kann, zum Beispiel bei der Erfüllung von Ökosystemleistungen. Wir zeigen, dass je nach Kontext, in welchem sich Waldökologen und Waldbewirtschafter bewegen, die Antwort unterschiedlich ausfallen kann. Die in den vier genannten Ländern gewonnenen Erkenntnisse machen deutlich, dass die konkrete Situation zu berücksichtigen ist, wenn die Notwendigkeit und die Möglichkeiten zur Integration dieser eingeführten und sich spontan ausbreitenden Art bewertet werden.

Keywords: Black cherry, *Prunus serotina*, introduced tree species, integration, complex adaptive systems, regime shift, ecosystem services

doi: 10.3188/szf.2018.0093

* Huisvenseweg 14, NL-5591 VD Heeze, E-Mail b.nyssen@bosgroepen.nl

Der Ursprung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh. var. *serotina*) liegt in der östlichen Hälfte von Nordamerika. Dort gilt sie als die am weitesten verbreitete Art ihrer Gattung (Marquis 1990). Sie kommt häufig und in verschiedenen Waldgesellschaften vor. Eine bedeutende Rolle als kodominante Art nimmt sie jedoch nur im stark menschlich überprägten Kirschen-Ahorn-Wald (Typ 28 in der Klassifizierung der Society of American Foresters) ein, wo sie zusammen mit dem Rot-Ahorn (*Acer rubrum* L.), dem Zucker-Ahorn (*A. saccharum* Marshall) und der Amerikanischen Esche (*Fraxinus americana* L.) auftritt (Marquis 1990).

Die Art wurde bereits früh nach Europa eingeführt: Frankreich erreichte sie 1623, Grossbritannien 1629, Deutschland 1685 und Belgien und die Niederlande um 1740. In die Schweiz gelangte sie dagegen wahrscheinlich erst am Anfang des 20. Jahrhunderts (Ceschi 1992).

Anfangs wurde die Spätblühende Traubenkirsche vor allem wegen ihres Zierwertes – Blüten, Früchte, Herbstlaub – in Parks und Gärten gepflanzt. Ab Mitte des 19. Jahrhunderts wurde sie dann auch im Wald angebaut, zuerst experimentell und ab Beginn des 20. Jahrhunderts in grossem Stil (Abbildung 1). Seitdem veränderte sich die Einstellung von Förstern und Forschern gegenüber der Baumart (Starfinger et al 2003). Die anfänglich mehrheitlich positive Haltung gegenüber der Art schlug im Laufe der Zeit in ihr Gegenteil um, und vielerorts wurde die Art als eine der schlimmsten Feinde des Waldes betrachtet (Borrmann 1988, Muys et al 1992, van den Meerschaut 1996). Manche tun dies immer noch (Aerts et al 2017), andere aber nicht (Starfinger et al 2003). In diesem Text diskutieren wir ausgehend von ihrer Anbaugeschichte die positiven und negativen Eigenschaften der Spätblühenden Traubenkirsche, bzw. ob und in welchem Kontext sie waldbaulich integriert werden kann.

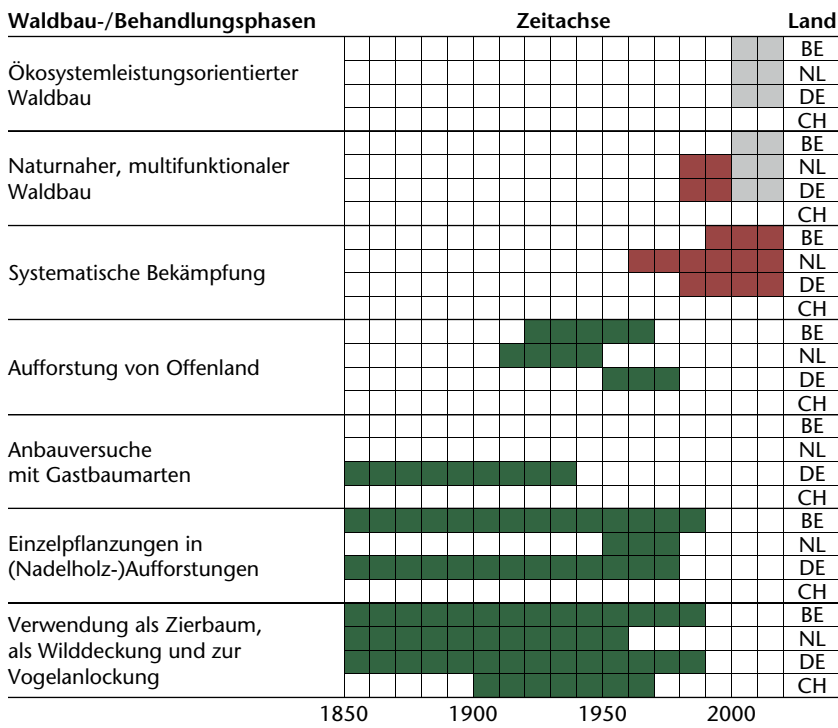


Abb 1 Waldbauphasen und Behandlung der Spätblühenden Traubenkirsche in Belgien (BE), den Niederlanden (NL), Deutschland (DE) und in der Schweiz (CH) mit Förderung (grün), Bekämpfung (rot) und neutraler Einstellung gegenüber der Art (grau).



Abb 2 Spätblühende Traubenkirsche auf Sandboden in Niedersachsen. Foto: Bart Nyssen

Phase der Anbauversuche und Einzelpflanzungen

Im 19. Jahrhundert begann der Grundsatz der Nachhaltigkeit bei der Waldbewirtschaftung in weiten Teilen Mittel- und Nordwesteuropas Fuss zu fassen. Grundlegende Ideen dazu lieferten Hartig (1764–1833) und Cotta (1763–1844). Beide bauten ihre waldbaulichen Systeme auf modernen landwirtschaftlichen Gedanken auf und propagierten hochproduktive Monokulturen mit turnusgemäßem Kahlschlag. Solche waren nicht zuletzt deswegen notwendig geworden, weil die Wälder zu dieser Zeit

stark übernutzt waren und im Zuge der Industrialisierung viel Holz benötigt wurde. Obwohl solche künstlichen Forsten bereits im 19. Jahrhundert kritisiert wurden (Pfeil 1860), blieben sie bis zum Ende des 20. Jahrhunderts weit verbreitet.

Ein Ansatz bestand damals auch in der Suche danach, *ob und in welchem Masse es möglich wäre, unsere Waldflora durch Einbürgerung fremder Holzarten zu bereichern* (Schwappach 1907: 126). Ziel war es vor allem, mit nicht einheimischen Baumarten die Holzproduktion gerade auch auf ärmeren Standorten zu steigern. Die Spätblühende Traubenkirsche war in diesem Zusammenhang schon früh in den Blickpunkt geraten und wurde in Deutschland, Belgien und den Niederlanden in Anbauversuche einbezogen (Abbildung 1). Sie galt dabei als vielversprechend: *Jeder Heideboden in der Mark Brandenburg, bringt sie nächst den Kiefern in kurzer Zeit zu ansehnlichen Bäumen, daher sie nicht genug empfohlen werden kann* (von Burgsdorf 1790: 194). Von den 47 nicht einheimischen Baumarten, die die Preussische Hauptstation des forstlichen Versuchswesens 1890 in einen Anbauversuch aufnahm, war die Spätblühende Traubenkirsche eine der 12 Arten, die 1918 noch als anbauwürdig galten (Schwappach 1918). In dieser Zeit wurde die Spätblühende Traubenkirsche waldbaulich in geringer Anzahl in Nadelholzaufforstungen eingebracht, wie der Einsatz der Art im «Mastbos» bei Breda (Niederlande) im Jahr 1898 belegt (Bakker 1963). Noch heute beobachten Förster geradschaftige Traubenkirschen in früheren Aufforstungen (Grundler 2011; Abbildung 2).

Phase der grossen Offenland-aufforstungen

Die Holznot, die nach dem Ersten Weltkrieg in vielen Ländern Europas herrschte, beschleunigte die Aufforstungsaktivitäten, die im vorherigen Jahrhundert begonnen hatten (Abbildung 1). In den Niederlanden wurden zwischen 1920 und 1940 grosse Teile der Heideflächen aufgeforstet, und das überwiegend mit der Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.). Bis etwa 1950 war die Aufforstung das bestimmende Thema der niederländischen Forstwirtschaft (Van Goor 1993). Auch in der belgischen Region Flandern wurden Heiden und Binnendünen aufgeforstet (De Keersmaeker et al 2015). Halleux schätzte 1902 das noch aufforstbare Brachland auf 75 000 ha (Halleux 1902). In Norddeutschland war die Aufforstung von Heideflächen ebenfalls ein grosses Thema. Dazu kamen die Wiederaufforstung von Waldflächen, die während oder nach dem Krieg wegen des Holzbedarfs oder wegen Reparationszahlungen kahlgeschlagen worden sind, sowie die Wiederherstellung des Waldes nach den Stürmen der 1970er-Jahre. Insgesamt wurden in Norddeutschland zwischen 1950

und 1980 etwa 180 000 ha mit Waldkiefer und Japanlärche (*Larix kaempferi* (Lamb.) Carr.) bestockt (Starfinger et al 2003).

In den Aufforstungen galt die Spätblühende Traubenkirsche als dienende Holzart: Sie sollte vor Brand- und Windschäden schützen, vor allem aber mit ihrer Streu den Boden verbessern (Schneider 1940, von Wendorff 1952). Teilweise waren bis zu 25% der gepflanzten Bäume Traubenkirschen.

Phase der systematischen Bekämpfung

Nachdem sich die Bäume in den Aufforstungen etabliert und sich die Bestände ausdifferenziert hatten, rückte der Aspekt der Bodenverbesserung in den Hintergrund, und die Aufmerksamkeit richtete sich zunehmend auf die Steigerung der Wertholzproduktion mit der Kiefer. Dabei wurden sich die Förster der Bewirtschaftungsschwierigkeiten bewusst, die durch die als Unterbau eingebrachten Laubhölzer, besonders die Traubenkirsche, hervorgerufen wurden. Diese bedrängten nicht nur die Hauptbaumart in der Oberschicht, sondern sie behinderten auch deren Naturverjüngung nach Kahlschlag. Deshalb wurde es zum Standard, Sandbirke (*Betula pendula* L.), Grauerle (*Alnus incana* [L.] Moench), Traubenkirsche und Roteiche (*Quercus rubra* L.) zurückzuschneiden, bevor sie in die Kronenschicht der Kiefern aufwachsen (Abbildung 1). Weil die Spätblühende Traubenkirsche sich nach Eingriffen vegetativ vermehren kann (vor allem durch Stockausschlag; Petersen et al 2015), entwickelte sich in den Kiefernforsten mit der Zeit vielerorts eine praktisch durchgehende Strauchschicht dieser Art (Lust 1987; Abbildung 3).

Die Rolle des Unterbaus wurde definitiv infrage gestellt, als gezeigt wurde, dass eine Mineraldüngung den Zuwachs in Nadelholzreinbeständen

ebenso positiv beeinflusst wie die Laubhölzer, aber ohne deren Nebenwirkungen (Van Goor 1952, Van Goor 1961). So wurde die Bekämpfung der Laubhölzer Teil der üblichen forstlichen Praxis (Oldenkamp 1968), wobei die Förster zu Beginn gegen alle Laubholzarten vorgingen (Van Goor et al 1957). Um 1960 tauchte dann das erste Mal der Begriff «Waldpest» im Zusammenhang mit der Spätblühenden Traubenkirsche auf (Leclercq 1960). Sie erhielt dieses Attribut, weil sie, anders als die Roteiche, als nicht geeignet für die Wertholzproduktion angesehen wurde (Göhre & Wagenknecht 1955, van Miegroet 1994).

Um 1970 galt die Traubenkirsche in den Niederlanden gemeinhin als Forstunkraut (Jager & Oldenkamp 1970). Dass ihre Präsenz als so problematisch empfunden wurde, ist natürlich auch eine Folge des Ausmasses ihrer Anpflanzung einige Jahrzehnte zuvor. Probleme zeigten sich auch in Deutschland (Ernst 1965), wurden aber als nicht so gravierend empfunden. So wurde zum Beispiel in der Forsteinrichtung des Jahres 1996 für den Käfertaler Wald in der Rheinebene bei Mannheim die Ausbreitungsdynamik und ihre Folgekosten gegenüber den Vorteilen beim gewünscht raschen Unterbau als zweitrangig bewertet und der Traubenkirsche gegenüber einheimischen Laubbaumarten der Vorzug eingeräumt (Haag & Wilhelm 1998). Niederländische Forstwissenschaftler berichteten, dass ihre Kollegen in Deutschland, Belgien und Polen von der Bekämpfung der Traubenkirsche in den Niederlanden überrascht waren (Eijsackers & Oldenkamp 1976).

Phase des naturnahen, multifunktionalen Waldbaus

Durch die Veränderungen im Kohlebergbau und die Schliessung von Kohleminen in den 1960er- und 1970er-Jahren sank die Nachfrage nach Kiefernholz stark, und die nordwesteuropäischen Kiefernforsten verloren an Bedeutung für die Holzproduktion. Trotz ihrer mangelnden Eignung für die neueren Waldfunktionen «Erholung» und «Naturschutz» wurde die bisherige Bewirtschaftung zunächst weitergeführt.

In den 1980er-Jahren setzte sich unter dem Einfluss eines wachsenden Naturbewusstseins der Gesellschaft der Gedanke des naturnahen Waldbaus durch (Abbildung 1). Managementziel war nun vielfach ein Waldbild, das der potenziellen natürlichen Vegetation (PNV; Tüxen 1956) entsprach. Als PNV wurde dabei für die Wälder auf Sandböden ein Schlusswaldstadium (Klimax) angenommen, das hauptsächlich aus den Lichtbaumarten Eiche, Birke und Kiefer bestand (Van Miegroet 1983). Die Klimax sollte allmählich durch Naturverjüngung erreicht werden. Dabei waren die teilweise sehr dichten Unterschichten nicht einheimischer Arten wie



Abb 3 Das regelmässige Abschneiden der Spätblühenden Traubenkirsche fördert die Bildung einer durchgehenden-Strauchschicht dieser Art unter Kiefer. Foto: Bart Nyssen

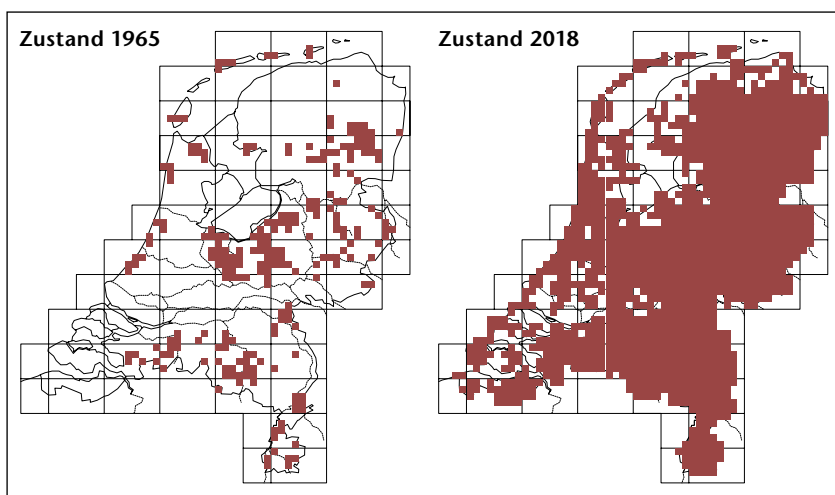


Abb 4 Präsenz der Spätblühenden Traubenkirsche in den Niederlanden in den Jahren 1965 (links; Vorkommen in 235 Quadraten) und im Jahr 2018 (rechts; Vorkommen in 1389 Quadraten). Quelle: Nationale Databank Flora en Fauna

Traubenkirsche und Roteiche schlicht unerwünscht. Die Einstellung gegenüber diesen beiden Arten war bemerkenswert: Die Roteiche galt weiterhin als wertvolle Holzlieferantin, der Traubenkirsche wurde diese Eigenschaft nach wie vor aberkannt. Maddelein et al (1990) bemerkten dazu sogar: *A good red oak regeneration can be useful as a basis for stand conversion towards a mixed, uneven-aged deciduous forest type, but in many cases this possibility is hampered by massive invasion of black cherry* (Maddelein et al 1990: 69). Der grosse Anteil der Spätblühenden Traubenkirsche ist einerseits dadurch zu erklären, dass andere, konkurrenzfähige Laubhölzer wegen der Standortbedingungen zu wenig produktiv waren und deswegen kaum gepflanzt wurden. Andererseits haben die durch die Durchforstungen ohnehin schon sehr lichtdurchlässigen Kiefernwälder ideale Bedingungen zur Etablierung und Ausbreitung der Traubenkirsche geboten. So konnte sich die Traubenkirsche halten und ausbreiten (Schröcker et al 2013). Dazu kommt, dass sich Schattenbaumarten wie Buche (*Fagus sylvatica*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) oder Linde (*Tilia* sp.) trotz günstiger werdenden Bodenbedingungen nicht oder nur sehr langsam ausbreiten konnten, da die Samenbäume fehlten.

Phase des ökosystemleistungsorientierten Waldbaus

Nahezu 30 (Deutschland und Belgien) bzw. 60 Jahre (Niederlande) Bekämpfung (Abbildung 1) haben die Vorkommen der Traubenkirsche nicht nachhaltig reduzieren können. Etliche Bekämpfungsprogramme wurden wegen des Ausbleibens des Erfolgs und wegen der enormen Kosten aufgegeben. In den Niederlanden verschlang die Bekämpfung beispielsweise die unglaubliche Summe von 200 Millionen Euro, ohne dass die Art zurückgegangen wäre

(Abbildung 4; Nyssen et al 2016). Für viele Förster gab es keine Alternative, als die Spätblühende Traubenkirsche als dauerhaftes Mitglied der europäischen Flora zu akzeptieren und entsprechend neue Wege für die Bewirtschaftung zu entwickeln (Starfinger et al 2003). Inzwischen sind in vielen Wäldern – auch dank Bekämpfungsmassnahmen gegen die Traubenkirsche – weitere Gehölze wie die Eberesche (*Sorbus aucuparia*) und der Faulbaum (*Rhamnus frangula*), aber auch Laubbäume wie Ahorn (*Acer* sp.), Buche und Edelkastanie (*Castanea sativa*) häufiger geworden. In den Niederlanden begann man in den 1980er-Jahren, die Integration der Traubenkirsche in den naturnahen Waldbau zu propagieren (Eijsackers & Oldenkamp 1976, Staatsbosbeheer 1984, Stichting Kritisch Bosbeheer 1983). Trotzdem herrschte weiterhin eine negative Grundeinstellung (Muys et al 1992, Starfinger 1990), und die angelegten Bekämpfungskampagnen wurden weitergeführt (Petersen et al 2015).

Zunehmend gerät nun allerdings das Paradigma, sich im Waldbau am Schlusswaldstadium zu orientieren, unter Druck: Einerseits wird die eindimensionale Vorstellung von Sukzessionsabläufen zugunsten komplexer, adaptiver Systeme infrage gestellt (Bauhus et al 2013). Andererseits richtet sich der Waldbau seit Beginn dieses Jahrtausends immer mehr auf die Leistungen aus, die ein Wald erbringen soll, inklusiv neuer Leistungen wie die Kohlenstoffspeicherung und die Bereitstellung von erneuerbarer Energie. In einem solchen Waldbau wird die spontane Ausbreitung nicht einheimischer Baumarten genauso genutzt wie diejenige einheimischer, solange sie der verlangten Waldleistung nützt und anderen nicht schadet. Der ökosystemleistungsorientierte Waldbau bewertet die Herkunft der Baumarten also weniger stark als ihre mögliche Rolle bei der Erbringung von Ökosystemleistungen (Davis et al 2011) und ermöglicht so die Integration von gebietsfremden Arten.

Die Situation in der Schweiz

Anders als in den Niederlanden, Belgien und Deutschland gab es in der Schweiz kaum Aufforstungen mit systematischer Verwendung der Spätblühenden Traubenkirsche (Abbildungen 1 und 5). Einzig in der Südschweiz sind einige Fälle dokumentiert: ein kleines Aufforstungsprojekt bei Sonvico zu Beginn des 20. Jahrhunderts (Pometta 1919), der Grossversuch Copera von 1960, in welchem die Traubenkirsche aber nur mit wenigen Hundert Bäumen vertreten ist (Buffi 1987), sowie drei weitere kleine Aufforstungen in der Region Malcantone (Ceschi 1992).

In der Südschweiz wurde die Spätblühende Traubenkirsche vor allem zur Fallenjagd auf Klein-

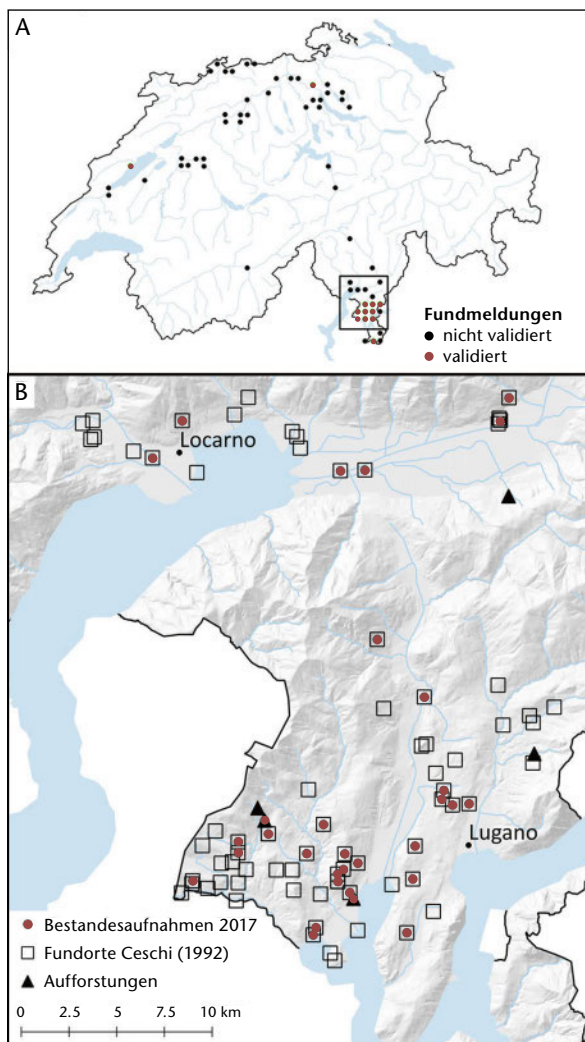


Abb 5 Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche in der Schweiz im Jahr 2017 (A) und im südlichen Tessin in den Jahren 1992 und 2007 (B). Quellen: Infoflora (A), Ceschi 1992 und eigene Daten (B)

vögel (ital. Roccoli) zusammen mit anderen Früchteproduzierenden Baumarten wie der Lotuspflaume (*Diospyros lotus* L.) kultiviert (Ceschi 1992). Nördlich der Alpen wurde sie fast nur als Ziergehölz gepflanzt (Nobis 2008, Rometsch 2014) und wird von Info Flora¹ in der Form von ganz wenigen, einzelnen, meistens unbestätigten Vorkommen gemeldet (Abbildung 5A). Die Art taucht auch kaum in den Daten des Landesforstinventars auf (Brändli 1996), obwohl Ceschi (1992) auf der Alpensüdseite einige Funde dokumentierte, wo sie nicht nur in Form von einzelnen Jungpflanzen in der Verjüngung, sondern auch bis in die Bestandesoberschicht hineinwachsende, kleinere Baumgruppen vorkommt (Abbildung 5B).

Im Jahr 2017 wurde auf 30 Standorten, auf denen im Jahr 1992 in der Südschweiz die Spätblühende Traubenkirsche vorhanden war, eine Wiederholungsaufnahme durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass die Art momentan keine grosse Ausbreitungsdynamik aufweist und gegenüber Schlussbaumarten wie Buche, Linde, Esche (*Fraxinus excelsior* L.), aber auch gegenüber der Edelkastanie nicht konkurrenzfähig ist (Abbildung 6). Nichtsdestotrotz ist sie in der Schweiz bei Info Flora auf der Schwarzen Liste aufgeführt.²

Was haben wir zur Ökologie der Art gelernt?

In ihrem Heimatgebiet ist die Spätblühende Traubenkirsche typischerweise mit Schattenbaumarten vergesellschaftet und hat die Funktion einer kurzlebigen Pionierart, die ausgehend von Vorverjüngung im Bestand entstehende Lücken opportunistisch kolonisiert und im Lauf der Sukzession von anderen Baumarten wieder verdrängt wird (Marquis 1990). Diese Eigenschaft wurde in der Südschweiz auch festgestellt (Abbildung 6). Studien aus Nordwest- und Mitteleuropa zeigen zudem, dass die Traubenkirsche keinen dichten Kronenschluss bildet und somit das Aufkommen anderer Bäume nicht ausschliesst (Vanhellemont 2009, Verheyen et al 2007). Ab dem Stangenholz lässt sie genügend Licht auf den Waldboden, sodass sich neben den Schattenbaumarten Buche, Linde und Eibe (*Taxus baccata*) auch lichtbedürftigere Arten wie Ahorn, Hasel (*Corylus avellana*), Kastanie, Traubeneiche (*Quercus petraea*), Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Eberesche verjüngen können (Hamm et al 2017, Niinemets & Valladares 2006). Bereits in den 1980er-Jahren wurde

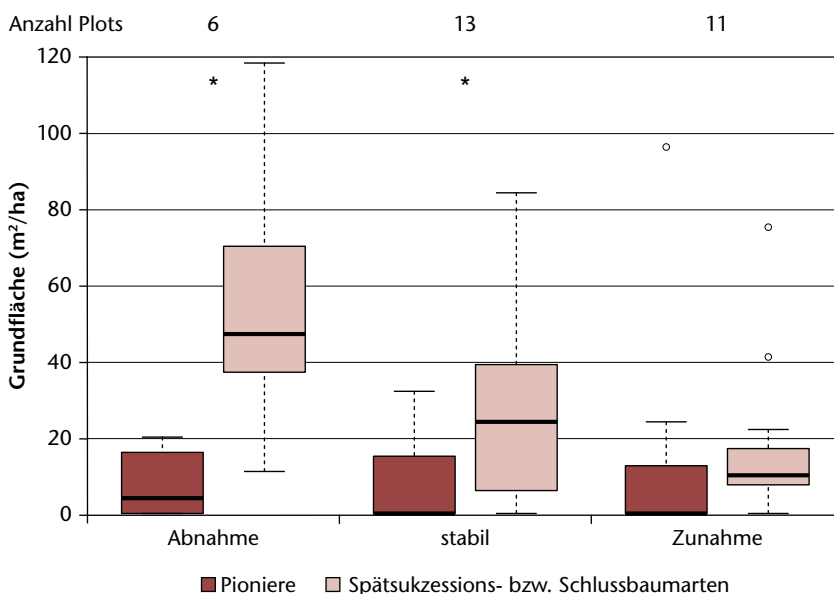


Abb 6 Grundfläche von Pionierbaumarten (rot) und Spät- bzw. Schlussbaumarten (rosa) im Jahr 2017 in Abhängigkeit der Populationsdynamik der Spätblühenden Traubenkirsche (Abnahme, stabil, Zunahme) zwischen 1992 und 2017. Sternchen bedeuten statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0.05$) im Wilcoxon-Rang-Test.

1 www.infoflora.ch/de/assets/content/documents/neophyten/inva_prun_ser_d.pdf (19.1.2018)
 2 Info Flora (2014) Schwarze Liste vom August 2014. www.infoflora.ch/de/assets/content/documents/neophyten/neophyten_diverses/Schwarze%20Liste_Watch%20Liste_2014.pdf (28.1.2018)



Abb 7 Anpflanzung von Linden unter Traubenkirsche-Auslese-bäumen bei Antwerpen. Foto: Bart Nyssen

daher die Idee entwickelt, die Spätblühende Traubenkirsche in die Oberschicht aufwachsen zu lassen, um so die Umwandlung in einen Bestand aus einheimischen Baumarten einzuleiten (Lust 1987 und Abbildung 7). Erfolgreich umbauen lassen sich Bestände mit viel Traubenkirsche auch durch das Einbringen der Buche (Unterpflanzung oder Naturverjüngung; Wagner 1996). Bei völliger Abwesenheit von Baumarten, die schattentoleranter sind als sie selbst, kann die Traubenkirsche sich aber unter dem eigenen Schirm verjüngen und so die Sukzession über längere Zeit dominieren.

Wo das waldbauliche Ziel Bestände aus Kiefer, Eiche und Birke mit entsprechend lichtem Schirm und Krautvegetation aus heliophilen Arten sind, wird die Anwesenheit der Traubenkirsche auch heute noch negativ zu bewerten sein, da sie das Lichtklima verändert – übrigens ähnlich wie das andere Arten wie Birke, Eberesche oder Faulbaum auch tun. Die Ausbreitung der Traubenkirsche in Wäldern auf Sandböden ist in der Regel nicht als Problem zu bewerten, da in diesen wenig naturschutzfachlich bedeutende Arten vorkommen – mit der Ausnahme einiger Bestände mit Rote-Liste-Arten aus der Familie der Wintergrünengewächse.³ In den Heideaufforstungen verändert die Traubenkirsche die Krautschicht

zuungunsten von Offenlandarten wie dem Pfeifengras oder dem Heidekraut zugunsten einer eher typischen Waldbodenflora, zum Beispiel mit dem Schattenblümchen und dem Salomonssiegel (Nyssen et al 2013). Die gut abbaubare Traubenkirschenstreu ist für die Etablierung des Jungwuchses für Arten späterer Sukzessionsstadien wie der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill.) günstig. Die Streuauflage unter Traubenkirsche ist einerseits weniger mächtig als unter anderen Bäumen, andererseits profitieren Baumkeimlinge von der besseren Nährstoffsituation (Hamm et al 2017). Die Streu der Spätblühenden Traubenkirsche verbessert den Boden armer Standorte, die normalerweise von Bäumen mit schlechter abbaubarer Streu besiedelt sind, tatsächlich, wie jüngere Untersuchungen zeigen (Lorenz et al 2004). So kann der Oberboden unter reifen Traubenkirschen höhere Nährstoffkonzentrationen und höhere pH-Werte aufweisen als unter Kiefer und Eiche (Crétin 2013). Die starke Stickstoffaufnahme der Traubenkirsche kann zudem die Nitratauswaschung ins Grundwasser reduzieren helfen (Crétin 2013).

In Bezug auf die Biodiversität ist die Spätblühende Traubenkirsche Wirtspflanze für viele Arten wie etwa Insekten (Meijer et al 2012, Nowakowska & Halarewicz 2006a, Nowakowska & Halarewicz 2006b), Vögel (Deckers et al 2008), Säugetiere (Sebert-Cuvillier et al 2008) und Pilze (Möller 1998), die auch einheimische *Prunus*-Arten besiedeln. Auf der Spätblühenden Traubenkirsche wurde eine geringere Dichte, aber eine grössere Vielfalt von Insektenarten gefunden als auf der einheimischen Traubenkirsche, dabei war das Verhältnis von Spezialisten zu Generalisten etwa gleich. Durch Auswertung von Frassschäden an Herbarmaterial konnte gezeigt werden, dass die Phytophagen auf der Spätblühenden Traubenkirsche in den letzten Jahrhunderten deutlich zugenommen hatten, während sie auf einheimischen Arten gleich geblieben waren, ein wichtiger Hinweis auf einen Evolutionsprozess, der letztlich zu einer Verminderung der Invasivität der Art führen kann (Schilthuizen et al 2016). Die Art kann natürlich auch unerwünschte Parasiten beherbergen, die dann schädlich auf Kulturen wie Obstbäume und Weinrebe wirken. Das ist zum Beispiel der Fall in der Südschweiz mit der neu eingeführten Kirschessigfliege (*Drosophila suzukii* Matsumura), die auf der Spätblühenden Traubenkirsche und auf anderen Wildbeerenfrüchten wie Vogelkirsche (*Prunus avium* L.) und Holunder (*Sambucus nigra* L.) überlebt (Lee et al 2015, Poyet et al 2014) und bei günstigen Wetterbedingungen Epidemien in den Kulturen auslösen kann (Jermini & Schoenenberger 2017).

³ STARFINGER U, KOWARIK I (2003) *Prunus serotina* Ehrh. (Rosaceae), Späte Traubenkirsche. In: Bundesamt für Naturschutz, editors. Portraits wichtiger invasiver und potenziell invasiver Pflanzen- und Tierarten. <https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefaesspflanzen/prunus-serotina.html> (20.1.2018)

Waldbauliche Behandlung der Spätblühenden Traubenkirsche auf Sandböden

1. Einleiten der Verjüngung unter lichtem Schirm oder in Löchern mit einem Durchmesser zwischen 10 m und dem 1.5-Fachen der Höhe der umgebenden Bäume.
2. Bestimmen der Artenzusammensetzung in gemischten Verjüngungsgruppen.
3. Feinerschliessung anlegen zur Kontrolle grösserer Verjüngungsflächen.
4. Wenn die Kronenbasis ca. 2 m erreicht, Auszeichnen eines Auslesebaums alle 5–7 m.
5. Bestand alle drei Jahre kontrollieren, um sicherzustellen, dass die Auslesebäume keiner Lichtkonkurrenz ausgesetzt sind.
6. Wenn die Kronenbasis 6 m erreicht hat, Reduktion der Auslesebäume auf einen gut entwickelten Stamm alle 15 m.
7. Trockenastung und – wenn notwendig – Grünastung ausführen.
8. Auslesebäume alle 3–6 Jahre weiter freistellen.

Die grösste Kronenausdehnung wird im Alter von 45 bis 50 Jahren erreicht. Auf sandigen Böden kann im Alter von 50 bis 80 Jahren ein Brusthöhendurchmesser von 50 bis 60 cm erzielt werden.

Kasten Waldbauliche Behandlungsempfehlung für die Spätblühende Traubenkirsche in den Niederlanden und Belgien. Quellen: Perkey & Wilkins 2001, Nyssen et al 2013

Nicht vergessen werden darf, dass die Spätblühende Traubenkirsche auch Potenzial für die Wertholzproduktion hat. In den Niederlanden und in Belgien wurden daher basierend auf den historischen Erfahrungen in Nordwesteuropa sowie den Artenkenntnissen aus Nordamerika Empfehlungen für die Wertholzproduktion entwickelt (siehe Kasten; Perkey & Wilkins 2001, Nyssen et al 2013). Von entscheidender Bedeutung für hochwertiges Holz und grosse Stammdurchmesser ist dabei die Entwicklung der Bäume in vollem Licht.

Schlussfolgerungen

Der Diskurs um die Spätblühende Traubenkirsche, also die Art und Weise, wie Forstpraktiker und Forstwissenschaftler die Art wahrnehmen, bewerten und mit ihr umgehen, war in den letzten 100 Jahren einem starken Wandel unterworfen. Das überrascht bei langlebigen Organismen wie Bäumen und sich langsam entwickelnden Ökosystemen wie Wäldern nicht. Überraschend ist vielmehr, dass der Wandel hauptsächlich durch die sich ändernden gesellschaftlichen Ansprüche an die Wälder und kaum durch neue wissenschaftliche Erkenntnisse über die Ökologie und das Wachstumspotenzial der Art angetrieben wurde.

Der heutige Waldbau orientiert sich stark an den zu erbringenden Ökosystemleistungen. Unter diesem Blickwinkel ergeben sich neue Sichtweisen auf einzelne Baumarten, wobei die Vor- und Nachteile der jeweiligen Art situationsbezogen und nicht nach ihrer Herkunft bewertet werden. In den Niederlanden, in Belgien und in Deutschland entwickeln die Förster zurzeit einen neuen Umgang mit

der Spätblühenden Traubenkirsche, wobei sie die Art kontextabhängig zum Teil weiterhin als Hindernis und zum Teil aber als Art mit interessanten Potenzialen ansehen.

Eingereicht: 16. November 2017, akzeptiert (mit Review): 28. Januar 2018

Literatur

- AERTS R, EWALD M, NICOLAS M, PIAT J, SKOWRONEK S ET AL (2017)** Invasion by the alien tree *Prunus serotina* alters ecosystem functions in a temperate deciduous forest. *Front Plant Sci* 8: 179.
- BAKKER J (1963)** De ontwikkelingsgeschiedenis van *Prunus serotina* (Amerikaanse vogelkers) en *Amelanchier leavis* (Drents krentebompje) in Nederland. Wageningen: Landbouw Hogeschool Wageningen. 60 p.
- BAUHUS J, PUETTMANN K, KÜHNE C (2013)** Close-to-nature forest management in Europe: does it support complexity and adaptability of forest ecosystems. In: Messier C, Puettmann K, Coates KD, editors. *Managing forests as complex adaptive systems*. London: Routledge. pp. 187–213.
- BORRMANN K (1988)** Ausbreitung und rationelle Bekämpfung der spätblühenden Traubenkirsche *Prunus serotina*. *Sozial Forstwirtschaft* 38: 366–371.
- BRÄNDLI UB (1996)** Die häufigsten Waldbäume der Schweiz. Ergebnisse aus dem Landesforstinventar 1983–85: Verbreitung, Standort und Häufigkeit von 30 Baumarten. Birmensdorf: Eidgenöss. Forsch. anstalt WSL, Ber 342. 278 p.
- BUFFI R (1987)** Le specie forestali per la zona castanile insubrica: la crescita giovanile di specie forestali indigene ed esotiche nei rimboschimenti sperimentali di Copera. *Mitt Eidgenöss. Forsch. anst. WSL* 63: 409–656.
- CESCHI I (1992)** La diffusione del prugnolo tardivo (*Prunus serotina* Ehrhart 1787/97) nel Ticino. *Boll. Soc. Tic. Sci. Nat.* 80: 97–105.
- CRÉTIN V (2013)** Effect of *Prunus serotina* litter on humus formation in pine and oak forests on poor sandy soils in The Netherlands. Wageningen: Wageningen University and Research. 67 p.
- DAVIS MA, CHEW MK, HOBBS RJ, LUGO AE, EWEL JJ ET AL (2011)** Don't judge species on their origins. *Nature* 474: 153–154.
- DE KEERSMAEKER L, ONKELINX T, DE VOS B, ROGIERS N, VANDEKERKHOVE K ET AL (2015)** The analysis of spatio-temporal forest changes (1775–2000) in Flanders (northern Belgium) indicates habitat-specific levels of fragmentation and area loss. *Landsc. Ecol.* 30: 247–259.
- DECKERS B, VERHEYEN K, VANHELLEMONT M, MADDENS E, MUYS B ET AL (2008)** Impact of avian frugivores on dispersal and recruitment of the invasive *Prunus serotina* in an agricultural landscape. *Biol. Invasions* 10: 717–727.
- EIJSACKERS H, OLDENKAMP L (1976)** Amerikaanse vogelkers, aanvaarding of beperking. *Landbouwkundig tijdschrift* 56: 366–375.
- ERNST K (1965)** Späte Traubenkirsche und Traubenholunder. *Berliner Naturschutzblätter* 26 (1): 4–11.
- GÖHRE K, WAGENKNECHT E (1955)** Die Roteiche und ihr Holz. Berlin: Deutscher Bauernverlag. 300 p.
- GRUNDLER A (2011)** Zu Wachstum von Krone und Schaft der spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) im Käfertaler Wald, Mannheim. Rottenburg: Höhere forstl. Fachschule. 35 p.
- HAAG C, WILHELM U (1998)** Arbeiten mit unerwünschter Baumart oder Verschleppung einer Katastrophe. *AFZ/Der Wald* 53: 276–279.
- HALLEUX L (1902)** Causerie sur la Campine. *Bull. Soc. Cent. For. Belg.* 9: 421–430, 489–498, 560–569.
- HAMM T, HUTH F, WAGNER S (2017)** Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) auf die Verjüngung hei-

- mischer Laubbaumarten in Kiefernforsten. In: Schäfer M, Schlegel-Starmann H, editors. Forschung auf DBU-Naturerbeflächen – Dynamik in Offenland und Wald. Osnabrück: Deutsche Bundesstiftung Umwelt. pp. 40–46.
- JAGER K, OLDENKAMP L (1970)** Chemische bestrijding van *Prunus serotina*. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 42: 287–290.
- JERMINI M, SCHOENENBERGER N (2017)** Neobiota nel sistema viticolo ticinese: stopria, diversità e impatti. Mem Soc tici Scienze nat e Museo cantstoria nat 12: 125–140.
- LECLERCQ W (1960)** Dennenmoorder en *Prunus serotina*. Nederlands Bosbouw tijdschrift 32: 74–75.
- LEE JC, DREVES AJ, CAVE AM, KAWAI S, ISAACS R ET AL (2015)** Infestation of wild and ornamental noncrop fruits by *Drosophila suzukii* (Diptera: Drosophilidae). Ann Entomol Soc Am: 108: 117–129.
- LORENZ K, PRESTON CM, KRUMREI S, FEGER KH (2004)** Decomposition of needle/leaf litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. Eur J For Res 123: 177–188.
- LUST N (1987)** An analysis of a spontaneous ingrowth of deciduous trees in 70 year old stands of Scots pine. Gent: State Univ. Fac Agricult Sciences. 28 p.
- MADDELEIN D, LUST N, MEYEN S, MUYS B (1990)** Dynamics in maturing Scots pine monoculture in north-east Belgium. Silva Gandavensis 55: 69–80.
- MARQUIS DA (1990)** Black Cherry. In: Burns RM, Honkala BH, editors. Silvics of North America, Volume 2, Hardwoods. Washington DC: US Forest Service. pp. 594–604.
- MEIJER K, SMIT C, BEUKEBOOM L, SCHILTHUIZEN M (2012)** Native insects on non-native plants in The Netherlands: curiosities or common practice? Entomologische Berichten 72: 288–293.
- MÖLLER G (1998)** Hinweise zur Berücksichtigung von Aspekten des Schutzes holzbewohnender Insekten und Pilze beim Umgang mit neophytischen Gehölzen. Novius 23: 524–534.
- MUYS B, MADDELEIN D, LUST N (1992)** Ecology, practice and policy of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) management in Belgium. Silva Gandavensis 57: 28–45.
- NIINEMETS Ü, VALLADARES F (2006)** Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs (main article and app A and B). Ecol Monogr 76: 521–547.
- NOBIS M (2008)** Invasive Neophyten auch im Wald. Wald Holz 89 (8): 46–49.
- NOWAKOWSKA K, HALAREWICZ A (2006A)** *Coleoptera* found on neophyte *Prunus serotina* (Ehrh.) within forest community and open habitat. Electronic Journal of Polish Agricultural Universities 9. www.ejpau.media.pl/volume9/issue1/art-05.html (28.1.2018).
- NOWAKOWSKA K, HALAREWICZ A (2006B)** *Prunus serotina* (Ehrh.) – new food resource for polyphagous *Lepidoptera*. Electronic Journal of Polish Agricultural Universities 9. www.ejpau.media.pl/volume9/issue1/art-13.html (28.1.2018).
- NYSSSEN B, DEN OUDEN J, VERHEYEN K (2013)** Amerikaanse vogelkers, van Bospest tot Bosboom. Zeist: KNNV Uitgeverij. 160 p.
- NYSSSEN B, DEN OUDEN J, VERHEYEN K, VANHELLEMONT M (2016)** Integrating black cherry in forest management in the Netherlands and Belgium. In: Krumm F, Vítková L, editors. Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges. Freiburg i.Br.: European Forest Institute. pp. 362–372.
- OLDENKAMP L (1968)** Onkruidbestrijding bij naaldhoutculturen. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 40: 146–154.
- PERKEY AW, WILKINS BL (2001)** Crop tree field guide: selecting and managing crop trees in the central Appalachians. Morgantown: USDA Forest Service, Northeastern Area State and Private Forestry. 140 p.
- PETERSEN R, ANNIGHOFER P, SPELLMANN H, LEDER B (2015)** Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.). In: Vor T, Spellmann H, Bolte A, Ammer C, editors. Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Göttingen: Universitätsverlag, Göttinger Forstwissenschaften. pp. 167–186.
- PFEIL W (1860)** Die deutsche Holzzucht: begründet auf die Eigenthümlichkeit der Forsthölzer und ihr Verhalten zu dem verschiedenen Standort. Leipzig: Baumgärtners Buchhandlung. 551 p.
- POMETTA M (1919)** Le sorgenti, i ripari, il rimboschimento di Canedo – Relazione al Municipio e alla popolazione di Caprino. Lugano: Tipografia Tessin Touriste. 15 p.
- POYET M, ESLIN P, HÉRAUDE M, LE ROUX V, PRÉVOST G ET AL (2014)** Invasive host for invasive pest: when the Asiatic cherry fly (*Drosophila suzukii*) meets the American black cherry (*Prunus serotina*) in Europe. Agricult For Entom 16: 251–259.
- ROMETSCH S (2014)** Invasive Neophyten im Wald. Wald Holz 95 (7): 23–26.
- SCHILTHUIZEN M, PIMENTA LPS, LAMMERS Y, STEENBERGEN PJ, FLOHIL M ET AL (2016)** Incorporation of an invasive plant into a native insect herbivore food web. PeerJ 4: e1954.
- SCHNEIDER B (1940)** Untersuchungen über den Einfluss des Unterbaues auf den biologischen Zustand des Auflagehumus im Nordwestdeutschen Kieferngebiete. Z Forst- Jagdwes 72: 122–125.
- SCHRÖCKER S, SCHMIEDEL D, SCHWABE M (2013)** Die Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) unter Prozessschutzbedingungen. Arch Forstwes Landsch.ökol, Fachbeitrag 01/2013.
- SCHWAPPACH A (1907)** Über die wichtigsten für deutsche Forsten geeigneten Laubholzarten. Mitt Deutsch Dendrol Ges 16: 126–135.
- SCHWAPPACH AF (1918)** Forstwissenschaft. Berlin: Göschen. 160 p.
- SEBERT-CUVILLIERE, SIMON-GOYHENECH V, PACCAUT F, CHABRIER O, GOUBET O ET AL (2008)** Spatial spread of an alien tree species in a heterogeneous forest landscape: a spatially realistic simulation model. Landsc Ecol 23: 787–801.
- STAATSBOSBEHEER (1984)** *Prunus serotina* Ehrh. Beleid en beheer van het Staatsbosbeheer ten aanzien van *Prunus serotina*. Utrecht: Staatsbosbeheer. 35 p.
- STARFINGER U (1990)** Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. Berlin: Techn Univ. Berlin. 119 p.
- STARFINGER U, KOWARIK I, RODE M, SCHEPKER H (2003)** From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? The perception of an alien tree species through the centuries. Biol Invasions 5: 323–335.
- STICHTING KRITISCH BOSBEHEER (1983)** Het natuurtechnische beheer van de Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina* Ehrhart) in de Nederlandse bossen. Utrecht: Stichting Kritisch Bosbeheer. 28 p.
- TÜXEN R (1956)** Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew Pflanzensoziol 13: 5–42.
- VAN DEN MEERSCHAUT D (1996)** Amerikaanse vogelkers vogelvrij. Brussel: Afdeling Bos en groen. 39 p.
- VAN GOOR CP (1952)** Degradatie en regeneratie. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 24: 307–309.
- VAN GOOR C (1961)** De invloed van witte els en berk als vulhout op de ontwikkeling van douglas. Nederlands Bosbouw tijdschrift 33: 165–167.
- VAN GOOR C, ZONDERWIJK P, VAN DER DRIFT J (1957)** Chemische bestrijding van enkele grassen en houtige gewassen in de bosbouw. Wageningen: Stichting Bosbouwproefstation «De Dorschkamp». 59 p.

- VAN GOOR CP (1993)** De geschiedenis van het Nederlandse bos (I). Bos en hout berichten 6: 27–30.
- VAN MIEGROET M (1983)** The early stages of spontaneous forest regeneration on poor soils and continental sand dunes in northern Belgium. *Silva Gandavensis* 49: 47–73.
- VAN MIEGROET M (1994)** Natuurgericht beheer van bossen. Kapellen: DNB/Pelckmans. 368 p.
- VANHELLEMONT M (2009)** Present and future population dynamics of *Prunus serotina* in forests in its introduced range. Ghent: Univ Ghent. 159 p.
- VERHEYEN K, VANHELLEMONT M, STOCK T, HERMY M (2007)** Predicting patterns of invasion by black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Flanders (Belgium) and its impact on the forest understorey community. *Divers Distrib* 13: 487–497.
- VON BURGSDORF FAL (1790)** Anleitung zur sichern Erziehung und zweckmässigen Anpflanzung der einheimischen und fremden Holzarten, welche in Deutschland und unter ähnlichen Klima im Freyen fortkommen. Berlin: Auf Kosten des Verfassers. 280 p.
- VON WENDORFF G (1952)** Die *Prunus serotina* in Mitteleuropa: eine waldbauliche Monographie. Hamburg: Univ Hamburg. 250 p.
- WAGNER S (1996)** Voranbau von Buche und Douglasie unter Spätblühender Traubenkirsche (*Prunus serotina*) im Forstamt Lingen, Revier Elbergen. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt. 35 p.

Quellen

NATIONALE DATENBANK INFO FLORA, www.infoflora.ch (28.1.2018)

NATIONALE DATABANK FLORA EN FAUNA, NDFF Verspreidingsatlas. <http://verspreidingsatlas.nl> (28.1.2018)

Le cerisier tardif: peste ou arbre forestier en fonction du contexte sylvicole

Le cerisier tardif (*Prunus serotina* Ehrh. var. *serotina*), originaire de la partie orientale de l'Amérique du Nord, a été – et est encore en partie – perçu comme un «ennemi» par les forestiers européens. Dans cet article, nous présentons l'histoire de cette essence aux Pays-Bas, en Belgique, en Allemagne et en Suisse. Nous discutons la question dans quelle mesure cette espèce affecte les objectifs sylvicoles et écologiques en Europe et si elle peut également avoir des effets bénéfiques, par exemple au niveau des services écosystémiques. Nous démontrons que, selon le contexte dans lequel se trouvent les écologues et gestionnaires forestiers, la réponse peut varier. Sur la base des recherches et expériences acquises dans les quatre pays précités, nous montrons l'importance de considérer la situation concrète lorsqu'on évalue la nécessité et les possibilités d'intégration de cette espèce forestière naturalisée qui se répand spontanément.

Black cherry: forest pest or forest tree, a context dependent perception

North-west European forest ecologists and forest managers perceived, and some still perceive, Black cherry (*Prunus serotina* Ehrh. var. *serotina*) as their “enemy”. In this paper we trace the history of this Northeast-American tree species in The Netherlands, Belgium, Germany and Switzerland and address the question whether Black cherry is causing silvicultural and ecological problems in the forest ecosystem or can be beneficial to fulfil ecosystem services. We argue that Black cherry does both, depending on the context in which forest ecologists and forest managers are operating. Relying on research and experiences in the four mentioned countries we bring evidence for the necessity to consider the general silvicultural context when evaluating the need and the possibility to integrate this naturalised tree species in forest ecosystems.