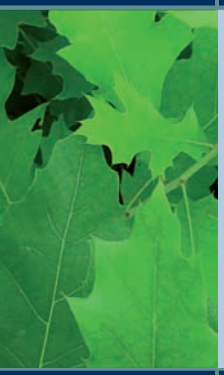
Band 7 Göttinger Forstwissenschaften



Torsten Vor, Hermann Spellmann,
Andreas Bolte, Christian Ammer (Hrsg.)

Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten

Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung

Universitätsverlag Göttingen

Torsten Vor, Hermann Spellmann, Andreas Bolte, Christian Ammer (Hg.)

Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten

Dieses Werk ist lizenziert unter einer
Creative Commons
Namensnennung - Weitergabe unter gleichen Bedingungen
4.0 International Lizenz.

erschienen als Band 7 in der Reihe „Göttinger Forstwissenschaften“
im Universitätsverlag Göttingen 2015

Torsten Vor, Hermann Spellmann,
Andreas Bolte und
Christian Ammer (Hrsg.)

Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten

Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung

Göttinger Forstwissenschaften
Band 7

Universitätsverlag Göttingen
2015

Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet über <http://dnb.dnb.de> abrufbar.

Herausgeber der Reihe
Prof. Dr. Christian Ammer
Prof. Dr. Hermann Spellmann
Prof. Dr. Friedrich Beese
Prof. Dr. Stefan Schütz

Schriftleiter
Dr. Norbert Bartsch (n.bartsch@forst.uni-goettingen.de)

Dieses Buch ist auch als freie Onlineversion über die Homepage des Verlags sowie über den Göttinger Universitätskatalog (GUK) bei der Niedersächsischen Staats- und Universitätsbibliothek Göttingen (http://www.sub.uni-goettingen.de) erreichbar. Es gelten die Lizenzbestimmungen der Onlineversion.

Satz und Layout: Katja Töpfer, Freie Kunst & Grafik, Göttingen
Layout Verbreitungskarten: Nora Tomm
Lektorat: Ilse Bechtold
Umschlaggestaltung: Jutta Pabst
Titelabbildung: Norbert Bartsch: Douglasien-Laubholz-Mischbestand bei Lensahn, Schleswig-Holstein

© 2015 Universitätsverlag Göttingen
http://univerlag.uni-goettingen.de
ISBN: 978-3-86395-240-2
ISSN: 1867-6731

Inhalt

Autoren VII

A – Allgemeiner Teil – Zielsetzung, Definitionen, Bewertung

1 Anlass und Zielsetzung

1.1 Einführung 3

1.2 Rechtliche Rahmenbedingungen auf nationaler und europäischer Ebene .. 6

1.2.1 Umgang mit invasiven Arten nach dem Bundesnaturschutzgesetz ... 6

1.2.2 EU-Biodiversitätsstrategie und Entwurf einer Europäischen Verordnung 7

1.3 Bewertung der Invasivität gebietsfremder Arten in der Diskussion 8

1.3.1 Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung des Bundesamtes für Naturschutz 8

1.3.2 Kritik der Forstwissenschaften an der Bewertung des Bundesamtes für Naturschutz 10

2 Definitionen und Kriterien zur Bewertung der Invasivität eingeführter Baumarten

2.1 Definitionen *Invasivität* 13

2.1.1 Ökologische Definition 13

2.1.2 Gesetzliche Definition 14

2.2 Bewertungskriterien 18

3 Zusammenfassende Bewertung und Ausblick

3.1 Zusammenfassung 21

3.2 Ausblick 24

B – Spezieller Teil – Baumartenportraits

4. Baumartenportraits

4.1 Große Küstentanne (*Abies grandis* Dougl. ex D. Don *Lindl.*) 29

4.2 Eschenahorn (*Acer negundo* L.) 47

4.3 Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) 59

4.4 Rotesche (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.) 73

4.5 Gleditschie (*Gleditsia triacanthos* L.) 85

4.6 Japanlärche (*Larix kaempferi* Lamb. *Carr.*, Syn. *Larix leptolepis* (Sieb et Zucc.) Gord.) 97

4.7 Paulownie (*Paulownia tomentosa* (Thunb. ex Murray) Steud.) 111

4.8 Schwarzkiefer (*Pinus nigra* Arn.) 127

4.9 Strobe (*Pinus strobus* L.) 141

4.10 Hybridpappel (*Populus* x *canadensis* Mönch; Syn. *Populus* x *euramericana* Guinier) 155

4.11 Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) 167

4.12 Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) 187

4.13 Roteiche (*Quercus rubra* L.) 219

4.14 Essigbaum (*Rhus typhina* L.) 269

4.15 Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) 277

Autoren

(alphabetische Reihenfolge)

Prof. Dr. Christian Ammer, Leiter der Abt. Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Georg-August-Universität Göttingen, Büsgenweg 1, 37077 Göttingen, E-Mail: Christian.Ammer@forst.uni-goettingen.de

Dr. Peter Annighöfer, Wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Abt. Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Georg-August-Universität Göttingen, Büsgenweg 1, 37077 Göttingen, E-Mail: pannigh@gwdg.de

Dr. Franz Binder, Mitarbeiter in der Abteilung Waldbau und Bergwald, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising, E-Mail: Franz.Binder@lwf.bayern.de

Prof. Dr. Andreas Bolte, Leiter des Thünen-Instituts für Waldökosysteme, Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde, E-Mail: andreas.bolte@ti.bund.de

Dr. Peter Brang, Leiter Forschungsprogramm Wald und Klimawandel, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Zürcherstr. 111, CH-8903 Birmensdorf, E-Mail: peter.brang@wsl.ch

Dipl. Forstw. Mark Geb, ehem. wissenschaftlicher Mitarbeiter der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen; Forstsachverständiger, Branntweinstein 8, 37520 Osterode am Harz

Dr. Helmut Grotehusmann, Wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Abteilung Waldgenressourcen, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Prof.-Oel-

kers-Str. 6, 34346 Hann. Münden, E-Mail: Helmut.Grotehusmann@NW-FVA.de

Udo Häger, Mitarbeiter Forstliches Forschungs- und Kompetenzzentrum, Referat 3, THÜRINGENFORST, Jägerstraße 1, 99867 Gotha, E-Mail: Udo.Haeger@forst.thueringen.de

Prof. Dr. Sebastian Hein, Professur Waldbau, Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg, Schadenweilerhof, 72108 Rottenburg am Neckar, E-Mail: hein@hs-rottenburg.de

Dr. Steffi Heinrichs, Wissenschaftliche Mitarbeiterin in der Abt. Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Georg-August-Universität Göttingen, Büsgenweg 1, 37077 Göttingen, E-Mail: sheinri@gwdg.de

Dr. Martin Hofmann, Wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Abteilung Waldgenressourcen, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Prof.-Oelkers-Str. 6, 34346 Hann. Münden, E-Mail: Martin.Hofmann@NW-FVA.de

Dr. Hans-Joachim Klemmt, Mitarbeiter in der Abteilung Waldbau und Bergwald, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising, E-Mail: Hans-Joachim.Klemmt@lwf.bayern.de

Dr. Bertram Leder, Leiter Schwerpunktaufgabe Waldbau und Forstvermehrungsgut des Lehr- und Versuchsforstamts Arnsberger Wald, Landesbetrieb Wald und Holz NRW, Obereimer 2a, 59821 Arnsberg, E-Mail: bertram.leder@wald-und-holz.nrw.de

Gudula Lermer, Leiterin der Abteilung Waldbau und Bergwald, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising, E-Mail: Gudula.Lermer@lwf.bayern.de

Barbara Meyer-Münzer, Mitarbeiterin in der Abteilung Waldbau und Bergwald, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising, E-Mail: Barbara.Meyer-Muenzer@lwf.bayern.de

Dr. Hans-Gerhard Michiels, Mitarbeiter der Abteilung Waldnaturschutz, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Wonnhaldestr. 4, 79100 Freiburg, E-Mail: Hans-Gerhard.Michiels@forst.bwl.de

Andreas Michl, Mitarbeiter in der Stabsstelle Juristische Beratung, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising, E-Mail: Andreas.Michl@lwf.bayern.de

Prof. Dr. Dr. Reinhard Mosandl, Leiter des Lehrstuhls für Waldbau, Technische Universität München, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, E-Mail: mosandl@ forst.wzw.tum.de

Ralf-Volker Nagel, Wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Abteilung Waldwachstum, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen, E-Mail: Ralf-Volker.Nagel@NW-FVA.de

Axel Noltensmeier, Wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Abteilung Waldwachstum, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen, E-Mail: Axel.Noltensmeier@NW-FVA.de

Regina Petersen, Wissenschaftliche Mitarbeiterin in der Abteilung Waldwachstum, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen, E-Mail: Regina.Petersen@NW-FVA.de

Stefan Quitt, Wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Abteilung Waldwachstum, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen, E-Mail: Stefan.Quitt@NW-FVA.de

Olaf Schmidt, Präsident der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising, E-Mail: Olaf.Schmidt@lwf.bayern.de

Prof. Dr. Wolfgang Schmidt, Prof. i. R. in der Abt. Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Georg-August-Universität Göttingen, Büsgenweg 1, 37077 Göttingen, E-Mail: wschmid1@gwdg.de

Prof. Dr. Hermann Spellmann, Direktor der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen, E-Mail: Hermann.Spellmann@ NW-FVA.de

Dr. Bernd Stimm, Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Lehrstuhl für Waldbau, Technische Universität München, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, E-Mail: stimm@ forst.wzw.tum.de

Dr. Torsten Vor, Wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Abt. Waldbau und Waldökologie der gemäßigten Zonen, Georg-August-Universität Göttingen, Büsgenweg 1, 37077 Göttingen, E-Mail: tvor@gwdg.de

Dr. Andreas Weller, Wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Abteilung Waldwachstum, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen, E-Mail: Andreas.Weller@NW-FVA.de

Grafische Überarbeitung der Verbreitungskarten:

Nora Tomm, Design und Illustration, Dunckerstr. 73, 10437 Berlin, www.noratomm.de

A – Allgemeiner Teil

Zielsetzung, Definitionen, Bewertung

Hermann Spellmann, Andreas Bolte, Torsten Vor, Andreas Michl,
Olaf Schmidt, Wolfgang Schmidt, Christian Ammer

1 Anlass und Zielsetzung

1.1 Einführung

Unter dem Eindruck allgemeiner Holznot begann Mitte des 18. Jahrhunderts der forstliche Anbau mit eingeführten Baumarten in Deutschland. Sie sollten dazu beitragen, die Leistungsfähigkeit und Stabilität der devastierten Wälder wieder zu erhöhen. Nach der ersten Euphorie führten zahlreiche Fehlschläge zu der Forderung, die Anbaueignung dieser Arten wissenschaftlich zu überprüfen. Die erste Anregung zur Anlage systematischer Anbauversuche durch den Verein Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten ging 1880 von dem Klein Flottbeker Baumschulbesitzer John Booth aus. Er forderte Anbauversuche auf vergleichbaren Standorten, die den Nachweis erbringen sollten, dass die eingeführten gegenüber den heimischen Baumarten wesentliche Vorzüge in der Massen- oder Wertleistung, ihren Standortansprüchen, ihrer Verwendbarkeit als Mischbaumarten, ihrer Widerstandsfähigkeit gegen Witterungsextreme oder in anderen wesentlichen Eigenschaften aufweisen. Auch heute gelten diese Kriterien für die Beurteilung der Anbaueignung von eingeführten Baumarten, es sind allerdings, wie im Folgenden ausgeführt wird, weitere Anforderungen hinzugekommen.

Der Vorschlag von Booth wurde von den Versuchsanstalten positiv aufgenommen. Bereits im August 1881 wurde der „Arbeitsplan für die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten“ beraten, festgestellt und bald danach in ganz Deutschland umgesetzt (Ganghofer 1884). In der Folgezeit erbrachten die Anbauversuche der ersten Serie zahlreiche wichtige Erkenntnisse, ohne jedoch die Frage der Anbauwürdigkeit bestimmter Arten abschließend beantworten zu können. So wurde nachfolgend mit neuen Versuchen das Standortspektrum erweitert, die Versuchsanbauten wurden vergrößert und ergänzend Herkunfts- und Standraumversuche angelegt. Heute bilden die Ergebnisse der verschiedenen Versuchsserien bereits für zahlreiche eingeführ-

te Baumarten eine belastbare wissenschaftliche Grundlage, um ihre Anbauwürdigkeit beurteilen zu können.

Ebenso lange wie es die Anbauversuche der Versuchsanstalten und die Anbauerfahrungen der forstlichen Praxis gibt, wird über das Für und Wider des Anbaus eingeführter Baumarten diskutiert. Dies erklärt sich nicht zuletzt daraus, dass mit der Baumartenwahl für lange Zeiträume nicht nur Aufwand und Ertrag der Forstbetriebe wesentlich beeinflusst werden, sondern damit auch die Bereitstellung bestimmter Ökosystemdienstleistungen, die Gestaltung des Landschaftsbildes und die Übernahme bestimmter Risiken verbunden sind. Hieraus erwächst eine hohe Verantwortung. Sie schließt im Rahmen einer nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft das Teilziel „Naturschutz im Wald" mit ein und leitet sich ab aus der Verpflichtung, die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter nachhaltig zu sichern und die Pflanzen- und Tierwelt sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft zu schützen (§ 1, Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG).

Beim Anbau eingeführter Baumarten ging es zu keiner Zeit darum, die erdgeschichtlich bedingte Artenarmut in Mitteleuropa wesentlich zu verändern, sondern lediglich um eine Bereicherung der schmalen Baumartenpalette durch einige wenige, anbauwürdige Baumarten unter Beachtung der rechtlichen Rahmenbedingungen. Im Gegensatz zu den frühen Anbauempfehlungen, die sich im Wesentlichen auf Erwartungen hinsichtlich der Ertragsleistung und Stabilität stützten, wurden die Anforderungen an die Anbaueignung eingeführter Baumarten mit steigendem Verständnis der komplexen Wirkungsgefüge unserer Waldökosystemen deutlich größer (Otto 1993). So werden heute sowohl die Durchwurzelung des Mineralbodens als auch die Effekte einer Baumart auf die Humusbildung und -umsetzung ebenso in eine Beurteilung der Anbaueignung einbezogen wie die Einbindung der eingeführten Arten in die heimische Fauna und Flora. Sofern eine eingeführte Art natürlich vorkommende Ökosysteme, Biotope oder Arten erheblich zu gefährden droht, wird sie als nicht anbauwürdig erachtet. Daraus wird deutlich, dass invasive Arten nach § 7 BNatschG nicht nur vom Naturschutz, sondern heute ebenso explizit von der Forstwirtschaft als ein ernst zu nehmendes Problem für die biologische Vielfalt angesehen werden.

In diesem Zusammenhang ist es wichtig festzuhalten, dass es in Mitteleuropa, anders als in anderen Regionen der Welt, kaum einheimische Tier- und Pflanzenarten gibt, die durch nicht-heimische Pflanzenarten ausgerottet oder in ihrem Areal stark eingeschränkt wurden (Kowarik 2010). Daher wird in der jüngeren Vergangenheit dafür plädiert, Risiken weniger art- als vielmehr situationsbezogen zu betrachten und die Thematik zu versachlichen (Kowarik 2010, Rotherham und Lambert 2011). Dazu gehört auch die Akzeptanz von Veränderungen in Lebensgemeinschaften, die es seit jeher gegeben hat, ebenso wie der Schutz seltener, oftmals kulturhistorisch entstandener Artengemeinschaften. Viele neue Arten besetzen freie oder frei gewordene

ökologische Nischen, ohne dass sie ökosystemare Schäden verursachen. Andererseits sind auch heimische Pflanzenarten in der Lage, weniger konkurrenzstarke Pflanzenarten zu verdrängen. Davon betroffen sind auch seltene Baumarten, wie Speierling, Elsbeere, Wildapfel oder Wildbirne, deren Schutz und Verwendung generell mehr Beachtung geschenkt werden könnte. Des Weiteren werden Sonderstandorte mit seltenen Pflanzen- und Tierarten immer ein besonderes Management benötigen, um von der Besiedelung durch invasive Arten bewahrt zu werden. Treten invasive Tier- und Pflanzenarten im Wald auf Normalstandorten auf, so können großflächige Bekämpfungs-/Beseitigungsaktionen nicht nur teuer, sondern auch kontraproduktiv sein, weil diese Arten oftmals positiv auf Störungen reagieren. Naturnahe Bewirtschaftungsformen bieten in solchen Fällen nach heutigem Stand des Wissens den besten Schutz vor Invasionen (vgl. Foxcroft et al. 2013).

Eine nachhaltige, multifunktionale Forstwirtschaft hat den Anspruch, Wälder so zu pflegen und zu nutzen, dass deren Produktivität, Verjüngungsfähigkeit und Vitalität erhalten bleiben und Maßnahmen zur Sicherung der biologischen Vielfalt getroffen werden. Die Vergangenheit hat gezeigt, dass sich weder im Kielwasser der Rohholzerzeugung noch in jenem des Naturschutzes alle Waldfunktionen angemessen erfüllen lassen (u. a. Otto 1991, Ammer und Puettmann 2009). Die Integration eingeführter Baumarten in einen Waldbau auf ökologischen Grundlagen erfordert daher Kompromisse, die sich auf der Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse in der Regel auch finden lassen. Konkret bedeutet dies, dass der Anbau nicht invasiver eingeführter Baumarten in bemessenem Umfang vom Naturschutz ebenso akzeptiert wird, wie seitens der Forstwirtschaft naturschutzfachliche Interessen dadurch berücksichtigt werden, dass bei ihrem Anbau auf eine räumliche Ordnung geachtet wird und bestehende Vorkommen invasiver Baumarten zurückgedrängt bzw. aufgelöst werden.

Ziel dieser Ausarbeitung ist es vor diesem Hintergrund, die Potenziale und Risiken von 15 eingeführten Baumarten auf der Grundlage wissenschaftlicher Literatur und langjähriger Forschungsarbeiten auf Versuchsflächen der verschiedenen Forschungseinrichtungen und Anbauflächen der Forstbetriebe aufzuzeigen, um die nach der Veröffentlichung des BfN-Skriptes 352 „Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen“ (Nehring et al. 2013) zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft aufgekommene Diskussion (siehe 1.3.1) zu versachlichen. In dem genannten BfN-Skript wurden neun Arten als invasiv und vier Arten als potenziell invasiv eingestuft. Zu diesen 13 Baumarten werden in der folgenden Darstellung mit der Küstentanne (*Abies grandis*) und der Japanlärche (*Larix kaempferi*) zwei weitere nichtheimische Arten mit hoher forstlicher Relevanz ergänzt. Andere forstlich gelegentlich angebaute, eingeführte Baumarten werden aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht beschrieben. Portraits und Bewertungen dieser Arten werden ggf. zu einem späteren Zeitpunkt erarbeitet. Unter den insgesamt 15 untersuchten Baumarten sind mit der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), der Küs-

tentanne (*Abies grandis*), der Roteiche (*Quercus rubra*) und der Japanlärche (*Larix kaempferi*) lediglich vier Baumarten, die für die Forstwirtschaft von überregionaler Bedeutung sind. Die nachfolgende Bewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit dieser eingeführten Baumarten soll nicht nur wissenschaftlichen Ansprüchen genügen, sondern auch Eingang in die Naturschutz- und Forstpolitik finden sowie im praktischen Umgang mit nichtheimischen Baumarten behilflich sein.

1.2 Rechtliche Rahmenbedingungen auf nationaler und europäischer Ebene

1.2.1 Umgang mit invasiven Arten nach dem Bundesnaturschutzgesetz

Auf nationaler Ebene regelt das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) vom 29. Juli 2009[1] in § 40 den Umgang mit nichtheimischen, gebietsfremden und invasiven Arten in Deutschland. Heimisch ist eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart, die ihr Verbreitungsgebiet oder regelmäßiges Wanderungsgebiet ganz oder teilweise a) im Inland hat oder in geschichtlicher Zeit hatte oder b) auf natürliche Weise in das Inland ausdehnt; als heimisch gilt eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart auch, wenn sich verwilderte oder durch menschlichen Einfluss eingebürgerte Tiere oder Pflanzen der betreffenden Art im Inland in freier Natur und ohne menschliche Hilfe über mehrere Generationen als Population erhalten (§ 7 (1) 7.). Als gebietsfremd wird eine wild lebende Tier- oder Pflanzenart bezeichnet, wenn sie in dem betreffenden Gebiet in freier Natur nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommt (§ 7 (1) 8.). Arten, die außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets vorkommen und dort für natürlich vorkommende Ökosysteme, Biotope oder Arten ein erhebliches Gefährdungspotenzial darstellen, sind als invasive Arten definiert (§ 7 (1) 9.).

Gemäß § 40 (3) Sätze 1 und 2 BNatSchG haben die zuständigen Behörden des Bundes und der Länder unverzüglich geeignete Maßnahmen zu ergreifen, um neu auftretende Tiere und Pflanzen invasiver Arten zu beseitigen oder deren Ausbreitung zu verhindern. Bei bereits verbreiteten invasiven Arten treffen sie Maßnahmen, um eine weitere Ausbreitung zu verhindern und die Auswirkungen der Ausbreitung zu vermindern, soweit diese Maßnahmen Aussicht auf Erfolg haben und der Erfolg nicht außer Verhältnis zu dem erforderlichen Aufwand steht. Gemäß nachfolgendem Satz 3 des § 40 (3) BNatSchG gelten die konkreten behördlichen Verpflichtungen der Sätze 1 und 2 jedoch nicht für die in der Land- und Forstwirtschaft angebauten Pflanzen. Was den Anbau von gebietsfremden Arten angeht, so ist dieser überdies gemäß

1 Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154)

§ 40 Abs. 4 S. 3 Nr. 1 BNatSchG genehmigungsfrei. Für den Anbau entsprechender Pflanzen in der Land- und Forstwirtschaft gelten hiernach nur die allgemeineren artenschutzrechtlichen Anforderungen des § 40 (1) und (2) BNatSchG. Danach sind geeignete Maßnahmen zu treffen, um einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen und Arten durch Tiere und Pflanzen nichtheimischer oder invasiver Arten entgegenzuwirken und Arten zu beobachten, bei denen Anhaltspunkte dafür bestehen, dass es sich um invasive Arten handelt.

1.2.2 EU-Biodiversitätsstrategie und Entwurf einer Europäischen Verordnung

In der im Jahr 2011 veröffentlichten EU-Biodiversitätsstrategie zur Erreichung der Ziele des internationalen Übereinkommens über die biologische Vielfalt[2] wurde als Ziel 5 formuliert, bis zum Jahr 2020 die invasiven gebietsfremden Arten von europäischer Bedeutung einschließlich ihrer Einschleppungspfade zu ermitteln und zu priorisieren. Die entsprechend als prioritär herausgestellten Arten sollen bekämpft oder getilgt sowie ihre Einschleppungspfade dahingehend gesteuert werden, dass die Einführung und Etablierung neuer Arten verhindert wird.

Diesem Ziel entsprechend hat die Europäische Kommission am 09.09.2013 einen Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Prävention und die Kontrolle der Einbringung und Verbreitung invasiver gebietsfremder Arten[3] veröffentlicht. Im Laufe des Frühjahrs 2014 wurde im sogenannten Trilog-Verfahren Einigkeit zwischen den Vertretern des Rates, des Europäischen Parlaments und der Europäischen Kommission über die konkrete Ausgestaltung des Verordnungsvorschlags vom 09.09.2013 erzielt. Am 16.04.2014 hat das Europäische Parlament im Rahmen eines ordentlichen Gesetzgebungsverfahrens daraufhin in erster Lesung dem Verordnungsvorschlag über die Prävention und die Kontrolle der Einbringung und Verbreitung invasiver gebietsfremder Arten zugestimmt[4],[5].

Die auch vom Rat der Gemeinschaft formal gebilligte Verordnung wurde am 04.11.2014 im Anzeiger der EU veröffentlicht und ist zum 01.01.2015 in Kraft getreten. Gemäß Artikel 4 erstellt die Kommission innerhalb von zwölf Monaten nach Inkrafttreten anhand festgelegter Kriterien eine Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung, auf welche die Inhalte der Verordnung Anwendung

2 http://ec.europa.eu/news/environment/110503_de.htm (abgerufen am 04.11.2014)

3 COM/2013/620/final; http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/docs/proposal/de.pdf (abgerufen am 04.11.2014)

4 http://www.europarl.europa.eu/news/de/news-room/content/20140411IPR43471/html/Parlament-stimmt-EU-Pl%C3%A4nen-gegen-Verbreitung-invasiver-gebietsfremder-Arten-zu (abgerufen am 04.11.2014)

5 http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+TA+P7-TA-2014-0425+0+DOC+XML+V0//DE#def_2_20 (abgerufen am 04.11.2014)

finden. Sowohl bei der Erstellung dieser Liste als auch bei der laufenden Umsetzung der Verordnung wird die Kommission gemäß Artikel 27 von einem Ausschuss unterstützt, der sich aus Vertretern der Mitgliedstaaten (ein Vertreter pro Mitgliedstaat) zusammensetzt.

Darüber hinaus sorgt die Kommission gemäß Artikel 28 mit der Einrichtung eines wissenschaftlichen Forums für die Beteiligung von Vertretern der Wissenschaft, die von den Mitgliedstaaten ernannt werden, um bei allen wissenschaftlichen Fragen im Zusammenhang mit der Anwendung der Verordnung Ratschläge zu geben. Dies gilt insbesondere auch im Hinblick auf die zu erstellende Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung. Derzeit arbeitet die Generaldirektion Umwelt der Kommission an den Verfahrensregeln für das wissenschaftliche Forum. Sie ist der Auffassung, dass es notwendig ist, dass in diesem Forum die betroffenen Fachbereiche (Forstwirtschaft, Landwirtschaft etc.) entsprechend fachkundig vertreten sind, um dem Ausschuss mit dieser Expertise fundierte Entscheidungshilfen vorzulegen. Für Deutschland liegt die Ressortzuständigkeit für die Durchführung der Verordnung beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB). Bei Arten, die die Land- und Forstwirtschaft betreffen, ist ein Einvernehmen mit dem Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft erforderlich.

1.3 Bewertung der Invasivität gebietsfremder Arten in der Diskussion

1.3.1 Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung des Bundesamtes für Naturschutz

Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) befasst sich als nachgeordnete Fachbehörde des BMUB bereits seit mehreren Jahren mit gebietsfremden Arten, die andere Arten oder deren Lebensräume bedrohen könnten. Mit dem BfN-Skript 128 (Abb. 1, Klingenstein et al. 2005) wurde im Jahr 2005 ein erstes grundlegendes Positionspapier zu der Thematik erarbeitet.

Unmittelbar nach Vorlage des Verordnungsentwurfs der Europäischen Kommission über die Prävention und die Kontrolle der Einbringung und Verbreitung invasiver gebietsfremder Arten am 09.09.2013 veröffentlichte das BfN im November 2013 eine als BfN-Skript 352 (Nehring et al. 2013, Abb. 1) herausgegebene Studie zum Thema „Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen“. Hierin stuft das BfN 38 von rund 430 in Deutschland vorkommenden gebietsfremden Gefäßpflanzenarten als problematisch und invasiv im Sinne der Begriffsbestimmung des § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG ein.

Ungeachtet der Rechtslage, der zufolge in der Land- und Forstwirtschaft angebaute Pflanzen von den Verpflichtungen des § 40 (3) BNatschG ausgenommen sind, werden in dem Skriptum neben der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) u. a. die Baumarten Strobe (*Pinus strobus*), Hybridpappel (*Populus* x *canadensis*), Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Roteiche (*Quercus rubra*) und Robinie (*Robinia pseudoacacia*) als invasive gebietsfremde Arten auf einer sogenannten „Schwarzen Liste" (Unterkategorie Managementliste) geführt. Diese Liste umfasst im Bezugsgebiet wild lebende invasive Arten, für die nach Einschätzung des BfN keine geeigneten Bekämpfungsmaßnahmen bekannt sind oder deren Vorkommen bereits großräumig ist. Maßnahmen gegen diese Baumarten sollen darauf abzielen, den negativen Einfluss, z. B. auf besonders schützenswerte Arten, Lebensräume oder Gebiete, zu minimieren und sie u. a. im Hinblick auf ihre Bestandsentwicklung, Verbreitung und die Gefährdung der biologischen Vielfalt zu überwachen. Als erforderlich werden vom BfN darüber hinaus auch Forschungsaktivitäten zur Entwicklung neuer erfolgversprechender Methoden zur Bekämpfung oder zumindest verbesserten Kontrolle erachtet.

Abb. 1. BfN-Skripten 128 (Klingenstein et al. 2005) und 352 (Nehring et al. 2013)

In Anbetracht der bisherigen nationalen Rechtsvorschriften des § 40 BNatSchG ist festzustellen, dass die Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die Prävention und die Kontrolle der Einbringung und Verbreitung invasiver gebietsfremder Arten bei Inkrafttreten unmittelbare Rechtswirksamkeit in den Mitgliedstaaten entfaltet und anderslautende nationale Rechtsnormen ggf. überlagert. Würde der Inhalt des BfN-Skripts 352 insofern bei der Erarbeitung der Liste prioritärer gebietsfremder und invasiver Arten durch die Kommission Berücksichtigung finden, wäre

die Genehmigungsfreistellung der Forstwirtschaft beim Anbau der entsprechenden Baumarten gemäß § 40 Abs. 3 BNatSchG zumindest gefährdet.

Unabhängig hiervon wird seitens des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) beabsichtigt, die Liste der invasiven gebietsfremden Arten gemäß BfN-Skript 352 als zusätzliche Grundlage für den im vierjährigen Turnus vom Bundeskabinett zu verabschiedenden Indikatorenbericht zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt heranzuziehen.

1.3.2 Kritik der Forstwissenschaften an der Bewertung des Bundesamtes für Naturschutz

In einem offenen Brief an das BfN vom 04.06.2014 haben 21 Forstwissenschaftler über den Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten (DVFFA) ihre erheblichen Zweifel an der im BfN-Skript vorgenommenen naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung einiger forstlich relevanter Baumarten zum Ausdruck gebracht. Nach Ansicht der Unterzeichner aus verschiedenen Forschungseinrichtungen stellt eine wissenschaftlich fundierte und objektive Bewertung des Invasivitätspotenzials nichtheimischer Baumarten zweifelsohne ein wichtiges Instrument zur Erhaltung der Biodiversität und zur Sicherung einer umweltgerechten Landnutzung dar. Um jedoch Fehleinschätzungen mit weitreichenden negativen Folgen für die Wirkungen und Leistungen von Wäldern und der Forstwirtschaft zu vermeiden, sind hohe Ansprüche an die wissenschaftliche Qualität und Präzision der Invasivitätsbewertung und der zugrunde liegenden Methoden zu stellen.

Die vom BfN vorgelegte Bewertungsmethode und die daraus entstandenen Ergebnisse genügen nach Auffassung der Forstwissenschaftler diesen Ansprüchen nicht. Zu den erheblichen Mängeln, die Zweifel an der Objektivität des Verfahrens aufkommen lassen, zählen u. a.:

- eine zweifelhafte Auswahl von Schadensindikatoren,
- eine unzureichende Berücksichtigung ausbreitungsbiologischer Eigenschaften,
- eine fragwürdige Absicherung der Invasivitätseinstufung bei mehreren Baumarten,
- eine nicht vollständige und damit nicht sachgerechte, weil unausgewogene Berücksichtigung der Fachliteratur,
- wenig zielführende Verallgemeinerungen lokaler Biodiversitätsgefährdungen sowie

- eine einseitige Betrachtung von Ursache/Wirkungs-Beziehungen bei der Gefährdung von Arten.

Aufgrund der aufgezeigten Mängel kündigten die Unterzeichner des offenen Briefs gleichzeitig an, dass eine Expertengruppe aus Waldökologen und Forstwissenschaftlern zeitnah eine eigene Bewertung des Invasivitätspotenzials von Gehölzarten vorlegen werde. Dabei solle das Augenmerk auch auf geeignete Maßnahmen zur Kontrolle und zur Begrenzung der Ausbreitung dieser Arten gelegt werden.

2 Definitionen und Kriterien zur Bewertung der Invasivität eingeführter Baumarten

2.1 Definitionen *Invasivität*

2.1.1 Ökologische Definition

In der Ökologie wird der Begriff „Invasion" bzw. „invasive Art" unterschiedlich verwendet, wobei ein gewisser Bedeutungswandel mit der Zeit unverkennbar ist. Am deutlichsten wird dieser Bedeutungswandel im Wörterbuch der Ökologie (Schaefer und Tischler 1983). Erst in der 2. Auflage aus dem Jahre 1983 findet sich eine Definition für den Begriff Invasion: „In der Populationsökologie die Einwanderung (Immigration) von größeren Individuenanteilen einer Population (Beispiel: Invasionsvögel)". Diese Definition wird in der 5. Auflage 2012 (Schaefer 2012) durch die Aufnahme der Begriffe „Invasibilität", „Invasionsbiologie" und „invasive Arten" erweitert. Damit verbunden sind drei wesentliche Eigenschaften:

- ausdrücklicher Hinweis auf nichtheimische Arten (Invasibilität, Invasionsbiologie, invasive Art)
- direkte oder indirekte Beteiligung des Menschen (Invasionsbiologie)
- dauerhafte Etablierung (Persistenz) in größerer Individuenzahl (Invasionsbiologie, invasive Art).

Diese Erweiterung kommt auch in der Definition von Kowarik (2010) zum Ausdruck: „Invasion: Durch Menschen ermöglichter Prozess der Vermehrung und Ausbreitung von Organismen in Gebieten, die sie auf natürliche Weise nicht erreicht

haben." Im Sinne dieser Definition müssten auch viele einheimische Baumarten als invasiv gelten.

Eine Wertung ist damit nicht verbunden, im Gegensatz etwa zu den Definitionen im Rahmen von Gesetzestexten oder auch naturschutzfachlich orientierter Literatur. Besonders seit der Umweltkonferenz in Rio 1992 werden invasive Arten als Gefährdung für die biologische Vielfalt genannt und wird deshalb ihre Bekämpfung gefordert. Dementsprechend wird auch nach BNatSchG § 7 (2), 9 von 2009 unter einer invasiven Art eine Art verstanden, deren Vorkommen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets für die dort natürlich vorkommenden Ökosysteme, Biotope oder Arten ein erhebliches Gefährdungspotenzial darstellt. Dieses negative Verständnis des Begriffs „Invasion" in Verbindung mit der biologischen Vielfalt findet sich bereits bei Elton (1958) und ist seitdem im anglo-amerikanischen naturwissenschaftlichen Sprachgebrauch weit verbreitet. In den letzten Jahrzehnten ist die Bewertung noch um negative gesundheitliche und ökonomische Auswirkungen von invasiven Arten erweitert worden. So definiert Weber (2013) invasive Arten als verwilderte Arten, die sich besonders rasch ausbreiten, zu massenhaftem Vorkommen neigen und dadurch negative Auswirkungen auf Mensch und Umwelt an den Tag legen.

Ausführliche Darlegungen zu den Begriffen „Invasion", „invasive Art" usw. finden sich auch bei Hubo et al. (2007).

2.1.2 Gesetzliche Definition

Der Begriff „invasive Art" ist im § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG definiert.
§ 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG wurde neu in das Bundesnaturschutzgesetz eingeführt und enthält eine Legaldefinition für invasive Arten. Der Begriff ist insoweit verbindlich für die zutreffende Handhabung des Kapitels 5 des BNatSchG (Artenschutzrecht). Folglich sind die im BNatSchG für invasive Arten vorgesehenen Rechtsfolgen nur dann anzuwenden, wenn die betroffene Art die Tatbestandsmerkmale des § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG erfüllt.

I. Tatbestandsmerkmale

Tatbestandsmerkmale des § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG, die im Rahmen einer Einzelfallbeurteilung abgeprüft werden müssen, sind:

1. Vorkommen der Art außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets

   Das Verbreitungsgebiet umfasst – anders als bei § 7 Abs. 2 Nr. 7 BNatSchG – nicht die Bundesrepublik Deutschland, sondern nur das „natürliche Verbreitungsgebiet" der Art (Landmann/Rohmer, Umweltrecht, BNatSchG, 2013, § 7 Rn. 21). Das Verbreitungsgebiet umfasst das Gebiet, in dem die Art dauer-

haft vorkommt oder vorkam, wenn auch in geringer Zahl (vgl. Erbs/Kohlhaas, Strafrechtliche Nebengesetze, 2012, § 7 Rn. 24).

2. Die Art hat erhebliches Gefährdungspotenzial für natürlich vorkommende Ökosysteme, Biotope oder Arten (s. a. Michl 2014).

Eine Erläuterung der Begriffe „Gefährdungspotenzial" und „erheblich" enthält das Gesetz nicht. Auch in der Literatur zum neuen § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG wird auf den Begriff des erheblichen Gefährdungspotenzials nicht gesondert eingegangen. Letztlich wird beinahe einheitlich der Begriff der Invasivität erläutert bzw. erörtert und das „erhebliche Gefährdungspotenzial" übergangen. Dies wird dem Wortlaut des Gesetzes nicht gerecht.

Die Verwendung des Begriffs „Gefährdungspotenzial" macht zunächst deutlich, dass ein Schadenseintritt nicht erforderlich ist, insoweit stimmt die Kommentarliteratur überein. Die Möglichkeit einer Schädigung in dem Sinne, dass selbige nicht ausgeschlossen werden kann, wird hier ausreichen.

Im Übrigen ist davon auszugehen, dass der Gesetzgeber bewusst den Zusatz der Erheblichkeit gewählt hat. Folglich reicht nicht jedes Gefährdungspotenzial im Sinne einer möglichen Schädigung aus, das Gefährdungspotenzial muss vielmehr die Erheblichkeitsschwelle überschreiten. Es geht in § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG nicht um eine generelle Abwehr von Arten außerhalb ihres Verbreitungsgebiets, sondern nur solcher Arten, die dort, wo sie sich außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets befinden, für die in § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG genannten Güter eine erhebliche Gefahr darstellen können. Das erhebliche Gefährdungspotenzial muss sich dabei auf natürlich vorkommende Ökosysteme, Biotope oder Arten beziehen.

Eine einheitliche (gesetzesübergreifende) Definition des Begriffes der Erheblichkeit lässt sich nicht finden. Im Polizeirecht liegt eine erhebliche Gefahr etwa dann vor, wenn bedeutsame Rechtsgüter betroffen sind (vgl. Nr. 10.2 der Bekanntmachung des Bayerischen Staatsministeriums des Inneren zum Vollzug des Polizeiaufgabengesetzes vom 28.08.1978 – VollzB). Die Erheblichkeit ergibt sich hier bereits aus der Bedeutsamkeit des betroffenen Rechtsguts. Ähnlich verhält es sich im Sicherheitsrecht. Dieser Ansatz, der es für die Bejahung der Erheblichkeit genügen lässt, dass eine mögliche Gefährdung für bedeutende Güter droht, lässt sich nicht auf die vorliegende Fragestellung übertragen. Die Rechtsgüter, auf die sich die Gefährdung im Rahmen des § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG beziehen muss, werden bereits im Gesetzestext abschließend genannt (Ökosysteme, Biotope oder Arten). Das gesondert angeführte Tatbestandsmerkmal der Erheblichkeit bezieht sich bei § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG daher auf das im Gesetz nachgenannte Gefährdungspotenzial für eben die-

se Güter. Im Unterschied zum Polizeirecht, das auf eine Nennung einzelner Rechtsgüter verzichtet, erhält das Erheblichkeitsmerkmal damit eine über das Vorliegen bedeutsamer Rechtsgüter hinausgehende Bedeutung. „Erheblichkeit" im Sinne des § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG erfordert damit mehr als die bloße Gefährdung bedeutsamer Güter.

Somit erscheint es sinnvoll, den Begriff der Erheblichkeit durch Betrachtung anderer Stellen im BNatSchG unter Heranziehung der diesbezüglichen Kommentarliteratur auszufüllen. Der unbestimmte Rechtsbegriff der Erheblichkeit wird im Naturschutzrecht häufig gebraucht und dient dazu, Bagatellen bereits auf der Tatbestandsebene auszuscheiden.

Die Frage nach der Erheblichkeit spielt dabei u. a. bei der Eingriffsregelung, im Rahmen des Biotopschutzes und beim Artenschutz eine besondere Rolle, sodass die diesbezüglichen Regelungen als Anknüpfungspunkt gewählt wurden.

Im Rahmen der Eingriffsregelung wird eine Veränderung dann als erheblich (und erst dann als Eingriff) erachtet, wenn die (negative) Beeinträchtigung deutlich spürbar ist (Lau in NuR, 2011/683). Ausgehend vom objektiven Sprachgebrauch ist ein gewisses Gewicht zu verlangen (Guckelberger in Frenz/Müggenborg, Komm. zum BNatSchG, § 14, Erl. 27). Hierzu gibt es unterschiedliche Interpretationen. Nach dem OVG Münster liegt Erheblichkeit in diesem Sinne erst vor, wenn ernsthafte, schwerwiegende oder dauerhafte Funktionsstörungen des betroffenen Ökosystems eintreten (OVG Münster vom 04.06.1993 - 7 A 3157/91). Nach dem VGH München ist hingegen danach zu fragen, ob die Beeinträchtigung (im Hinblick auf die Ziele und Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege) ein beachtliches Gewicht hat und zumindest auf einige Zeit wirksam ist (VGH München, Urteil vom 20.11.2007 - 1 N 05.2571). Nach der Begründung zum „Gesetzesentwurf zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (2002)" sind Beeinträchtigungen nur dann als erheblich zu werten, wenn sie von einer gewissen Nachhaltigkeit sind (Bundestagdrucksache BT-Drs. 14/6378, S. 48; textidentisch mit Bundesratdrucksache BR-Drs. 411/01, S. 87). Dies gilt auch für kurzfristige Beeinträchtigungen, wenn sie intensive Wirkungen für die betroffenen Schutzgüter nach sich ziehen (Guckelberger in Frenz/Müggenborg, Komm. zum BNatSchG, § 14 Erl. 28 m.w.N.). Die Entscheidung ist für den Einzelfall zu treffen und kann sich am Schutzwürdigkeitsprofil der betroffenen Güter orientieren (Gassner/Heugel, Das neue Naturschutzrecht, Rz. 281).

Nach § 30 Abs. 2 BNatSchG (Biotopschutz) sind Handlungen, die zu einer Zerstörung oder sonstigen erheblichen Beeinträchtigung der in der Vorschrift nachgenannten Biotope führen, verboten. „Erheblich" in diesem Sinne

ist eine Beeinträchtigung, wenn sie nach Art, Umfang, Schwere oder Dauer als nicht nur geringfügig anzusehen ist (Heugel in Lütkes/Ewer, Komm. zum BNatSchG, § 30 Rz. 8).

Im Artenschutzrecht findet sich in § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG eine Legaldefinition für eine „erhebliche Störung". Eine solche liegt vor, wenn sich durch die Störung der Erhaltungszustand der lokalen Population einer Art verschlechtert. Kann die lokale Population bestimmte nachteilige Wirkungen in absehbarer Zeit auffangen, liegt keine erhebliche Störung vor (Lau in Frenz/Müggenborg, Komm. zum BNatSchG, § 44 Erl. 12). Auch hier ist also die bereits in der Gesetzesbegründung im Rahmen der Eingriffsregelung geforderte Nachhaltigkeit der Störung erforderlich, damit die Erheblichkeitsschwelle überschritten wird.

Auch wenn sich die Erläuterungen nicht eins zu eins auf die invasiven Arten übertragen lassen, so zeigt sich doch Folgendes:

Erhebliches Gefährdungspotenzial im Rahmen von § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG fordert mehr als die bloße Gefährdung der genannten Güter. Zusätzlich zur möglichen bzw. nicht auszuschließenden Gefahr der Schädigung bzw. nachteiligen Beeinträchtigung der genannten Schutzgüter muss stets die Erheblichkeitsschwelle überschritten sein. Da die Ausfüllung dieses Begriffs nicht vorgegeben ist, besteht Interpretationsbedarf. In Anlehnung an die Verwendung der Begrifflichkeit im Zusammenhang mit anderen im BNatSchG geregelten Materien wird man in rechtlicher Hinsicht eine gewisse Schwere und Nachhaltigkeit für das Überschreiten der Erheblichkeitsschwelle auch im Rahmen von § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG fordern müssen. Daraus ergibt sich folgende Definition:

Invasiv ist eine Art dann, wenn sie durch das Auftreten außerhalb ihres ursprünglichen Verbreitungsgebiets die Schutzgüter Ökosysteme, Biotope oder Arten zwar nur möglicherweise, im Falle des Eintretens aber merklich und zumindest von gewisser Dauer gefährden kann. Das ist dann der Fall, wenn heimische Arten sich auf Dauer nicht mehr durchzusetzen vermögen bzw. Ökosysteme oder Biotope sich auf Dauer nachteilig verändern oder gar verschwinden.

II. Rechtsfolgen

Erfüllt eine Tier- oder Pflanzenart (im betreffenden Gebiet) die vorgenannten Tatbestandsmerkmale der „invasiven" Art, knüpft das BNatSchG hieran folgende mögliche Rechtsfolgen:

- gemäß § 40 Abs. 1 BNatSchG Ergreifen geeigneter Maßnahmen bei Gefährdungen

Gefährden invasive Arten Ökosysteme, Biotope und Arten, sind geeignete Maßnahmen zu treffen. § 40 Abs. 1 BNatSchG stellt dabei keine Ermächtigungsgrundlage für Anordnungen gegenüber dem Bürger da (Umkehrschluss aus § 40 Abs. 6 BNatSchG).

- gemäß § 40 Abs. 2 BNatSchG Beobachtungspflicht
  Arten, bei denen Anhaltspunkte dafür bestehen, dass es sich um invasive Arten handelt, sind zu beobachten.
- gemäß § 40 Abs. 3 BNatSchG Beseitigungs- und Verhinderungsmaßnahmen
  Neu auftretende invasive Arten sind durch geeignete Maßnahmen zu beseitigen, oder es ist ihre Ausbreitung zu verhindern (§ 40 Abs. 3 S. 1 BNatSchG). Bei bereits verbreiteten invasiven Arten sind Maßnahmen zu ergreifen, die eine weitere Ausbreitung verhindern und die Auswirkungen der Ausbreitung vermindern, soweit diese Maßnahmen verhältnismäßig sind (§ 40 Abs. 3 S. 2 BNatSchG). Die vorgenannten Beseitigungs- und Verhinderungsmaßnahmen gelten ausdrücklich nicht, wenn es um den Anbau von Pflanzen in der Land- und Forstwirtschaft geht.
- Beseitigungsanordnung gemäß § 40 Abs. 6 BNatSchG
  Eine Beseitigungsanordnung kann bei invasiven Arten (nur dann) ausgesprochen werden, wenn sie sich unbeabsichtigt in der freien Natur ausbreiten. Weitere Voraussetzung ist, dass die Beseitigung zur Abwehr einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen oder Arten erforderlich ist. Liegen beide Voraussetzungen tatsächlich vor, erfolgt die Entscheidung über die Beseitigungsanordnung nach pflichtgemäßem Ermessen der Behörde.

III. Allgemeiner Hinweis

Das Artenschutzrecht liegt in der alleinigen Gesetzgebungskompetenz des Bundes und gehört zu den abweichungsfesten Regelungsmaterien des BNatSchG. Die Bundesländer können somit keine hiervon abweichenden Regelungen treffen.

2.2 Bewertungskriterien

Die hier vorgestellte Invasivitätsbeurteilung der in Deutschland eingeführten Baumarten orientiert sich an den im vorhergehenden Abschnitt 2.1 vorgestellten Definitionen. Dabei stellen die dauerhafte Etablierung (Persistenz) einer Art (s. 2.1.1) und ihr erhebliches Gefährdungspotenzial (s. 2.1.2) wichtige Merkmale dar. Die Beurteilung des Gefährdungspotenzials kann neben Erfahrungen mit tatsächlichen Invasionen einer Art nur durch Betrachtung ihrer populationsbiologischen Eigen-

schaften (Reproduktions-, Ausbreitungs- und Konkurrenzverhalten, vgl. Colautti und MacIsaac 2004) und des Standorteinflusses erfolgen. Da wir es in Wäldern zu einem sehr hohen Anteil mit waldbaulich gesteuerten Ökosystemen zu tun haben bzw. mögliche Invasionen von Baumarten hier ihren Anfang nehmen, stellt die Steuerungsmöglichkeit durch gezieltes Management ein weiteres wichtiges Kriterium der Beurteilung dar. In der vorgelegten Darstellung werden daher fünf Einzelkriterien zur Bewertung der Invasivität einer Baumart verwendet. Es sind dies **(1)** die **negative Standortbeeinflussung, (2)** das **hohe Reproduktionspotenzial, (3)** das **hohe Ausbreitungspotenzial, (4)** die Fähigkeit zur **Artenverdrängung** sowie **(5)** die **begrenzten Steuerungsmöglichkeiten** durch gezieltes Management. Die darauf aufbauende **Gesamtbewertung der Invasivität der Baumarten** zielt darauf ab, sowohl ökosystemare (Kriterien 1 und 4) als auch verjüngungsökologische Aspekte (Kriterien 2 und 3) gleichermaßen zu berücksichtigen (vgl. Formann und Kesseli 2003, Elofsson et al. 2012). Außerdem wird die Steuerungsmöglichkeit (Kriterium 5) der Verjüngungsprozesse in die Bewertung mit einbezogen, weil eine einfach zu begrenzende Ausbreitung von Baumarten anders zu beurteilen ist, als eine solche, die nur mit sehr hohem Aufwand oder gar nicht zu kontrollieren ist. Nur die gleichzeitige Berücksichtigung aller Kriterien ermöglicht es, eine reale Gefährdung für die heimische Flora und Fauna durch eine eingeführte Baumart festzustellen. **Als invasiv ist eine Art demnach erst dann zu beurteilen, wenn von ihr nachweisbar eine solch reale Gefährdung ausgeht und waldbauliche oder sonstige Steuerungsmöglichkeiten fehlen bzw. unverhältnismäßig aufwendig wären** (Ammer et al. 2014).

Im Folgenden werden die Kriterien für die Invasivität einer Baumart im Einzelnen erläutert. Dabei gilt das Kriterium als erfüllt, wenn einer der genannten Aspekte (Nennung mehrerer Aspekte in Verknüpfung mit ‚oder') oder alle Aspekte erfüllt sind.

(1) Negative Standortbeeinflussung

Eine negative Standortbeeinflussung durch eine Baumart liegt dann vor, wenn aufgrund von Luftstickstoff-Fixierung (Stickstoffeutrophierung), durch schlecht abbaubare Streu (Bodenversauerung) oder pflanzenhemmende Streu-Inhaltsstoffe oder Ausscheidungen (Allelopathie) die Besiedelungs- und Lebensbedingungen für heimische Arten stark beeinträchtigt werden.

(2) Hohes Reproduktionspotenzial

Ein hohes Reproduktionspotenzial ist gekennzeichnet durch eine frühe und starke generative Vermehrung (Blühen und Fruchten in jungen Jahren, eine hohe Samenmenge), die Möglichkeit zur vegetativen Vermehrung (Stockausschlag, Wurzelbrut) und das Vermögen, überlebensfähige Jungbestände am Standort zu etablieren.

(3) Hohes Ausbreitungspotenzial
Ein hohes Ausbreitungspotenzial beschreibt die Fähigkeit von Baumarten, Lebensräume relativ schnell und auf großer Fläche zu besiedeln. Dies hängt von ihrem Reproduktionspotenzial, ihren Verbreitungsstrategien, ihren standörtlichen Ansprüchen, ihrer Überlebensfähigkeit und ihrem Jugendwachstum ab. Von der Windverbreitung profitieren vor allem Baumarten mit leichten, geflügelten Samen, während Baumarten mit schweren Samen auf Vektoren wie Säugetiere, Vögel oder Insekten angewiesen sind.

(4) Fähigkeit zur Artenverdrängung

Eingeführte Baumarten müssen sich in die heimische Fauna und Flora integrieren lassen. Sie dürfen die Biodiversität nicht dadurch negativ beeinflussen, dass sie sich nicht mit heimischen Baumarten mischen lassen und aufgrund ihrer Konkurrenzkraft stark zur Bildung von Reinbeständen neigen, wodurch heimische Tier- und Pflanzenarten auf Dauer ihre angestammten Lebensräume verlieren. Es werden hiermit explizit auch die Wirkungen eingeführter Baumarten auf die gesamte Biozönose in die Betrachtungen einbezogen.

(5) Begrenzte Steuerungsmöglichkeiten

Eingeführte Baumarten sind dann als invasiv einzustufen, wenn man unerwünschte Vorkommen nicht mehr rückgängig machen kann, weil die möglichen biologischen, mechanischen oder notfalls auch chemischen Steuerungsmöglichkeiten nicht wirksam, ökologisch nicht vertretbar oder nicht finanzierbar sind.

Die Gesamtbewertung der Invasivität einer Baumart erfolgt in der Zusammenschau der genannten Einzelkriterien. Die Einstufung erfolgt dabei in der Zusammenschau der Einzelkriterien nach deren überwiegenden Bewertung. Für die Bewertung der Invasivität sind dabei insbesondere die Befunde zum Ausbreitungspotenzial und zur Fähigkeit zur Artenverdrängung wichtig, bei der Bewertung der Anbauwürdigkeit die begrenzte Steuerungsmöglichkeit. Insgesamt werden 15 nichtheimische Baumarten einer entsprechenden Bewertung unterzogen, von denen die Mehrzahl forstlich unbedeutend ist. Die im Folgenden zusätzlich angesprochene Anbauwürdigkeit zeigt darüber hinaus auf, dass es auch nicht invasive eingeführte Baumarten gibt, die aus anderen Gründen nicht anbauwürdig sind und deren Anbau daher nicht empfohlen wird.

3 Zusammenfassende Bewertung und Ausblick

3.1 Zusammenfassung

Anhand der im vorangegangenen Abschnitt 2.2 dargestellten fünf Kriterien wurden 15 in Deutschland eingeführte Baumarten in ihrer Invasivität beurteilt.

In der Gesamtbewertung sind vier Baumarten, namentlich der **Eschenahorn** (*Acer negundo*), der **Götterbaum** (*Ailanthus altissima*), die **Rotesche** (*Fraxinus pennsylvanica*) und die **Spätblühende Traubenkirsche** (*Prunus serotina*) aufgrund ihres hohen Reproduktions-, Ausbreitungs- und Verdrängungspotenzials sowie der begrenzten Steuerungsmöglichkeiten als **invasiv** anzusehen. Sie sind daher **nicht anbauwürdig**, und eine Anpflanzung hat zu unterbleiben.

Für die **Paulownie** (*Paulownia tomentosa*) liegt insgesamt kein eindeutiger Befund der Invasivität vor. Indizien deuten jedoch auf ein **invasives Verhalten** hin. **Für Wälder** ist diese Baumart daher ebenfalls als **nicht anbauwürdig** anzusehen. Bei ihrer möglichen Verwendung als schnellwüchsige Art in landwirtschaftlichen Kurzumtriebsplantagen muss darauf geachtet werden, dass eine unerwünschte Ausbreitung in angrenzende Gebiete unterbleibt.

Für einige Arten wie die **Gleditschie** (*Gleditsia triacanthos*), den **Essigbaum** (*Rhus typhina*) und die **Robinie** (*Robinia pseudoacacia*) ergibt sich eine **differenzierte Bewertung**. Da diese Baumarten sehr lichtbedürftig sind, können sie sich in der Konkurrenz mit heimischen Baumarten langfristig nicht durchsetzen und zeigen nur auf einigen Offenlandstandorten **invasive Tendenzen**. **Gleditschie** und **Essigbaum** sind **in Wäldern nicht anbauwürdig**. Die **Robinie** ist demgegenüber auf armen, trockenen Waldstandorten und in Kurzumtriebsplantagen im subkontinentalen Bereich **anbauwürdig**, sofern diese Standorte nicht aus kulturgeschichtlichen oder naturschutzfachlichen Gründen erhalten werden sollen. Eine Ausbreitungskontrolle muss dabei gewährleistet sein.

Einen Sonderfall stellt die **Hybridpappel** (*Populus* x *canadensis*) dar, da es bei dieser Art zur Verdrängung der heimischen Schwarzpappel durch spontane Kreuzung (Introgression) kommen kann. Widersprüchliche Angaben zur tatsächlichen Gefahr einer Introgression lassen allerdings derzeit keine eindeutige Bewertung zu. **Im Wald** ist die Art nur **eingeschränkt anbauwürdig**, in Kurzumtriebsplantagen auf landwirtschaftlichen Standorten mit Kontrolle der Ausbreitung ist sie dagegen als anbauwürdig anzusehen.

Die **übrigen Arten**, für die bereits eine lange Anbauerfahrung vorliegt, sind nach den Ergebnissen dieser Studie **nicht invasiv**. Weder ihre ökosystemaren noch ihre verjüngungsökologischen Auswirkungen stellen für natürlich vorkommende Ökosysteme, Biotope oder Arten ein erhebliches Gefährdungspotenzial dar. Unerwünschte Vorkommen lassen sich mit waldbautechnischen Mitteln einfach steuern. Für die Forstwirtschaft haben sie dennoch einen sehr unterschiedlichen Stellenwert. Die **Strobe** (*Pinus strobus*) ist aufgrund ihrer starken Gefährdung durch den Strobenrost (*Cronartium ribicola*) zwar anbaufähig, aber **nicht anbauwürdig**. Das Anbauspektrum der **grundsätzlich anbauwürdigen Schwarzkiefer** (*Pinus nigra*) beschränkt sich weitgehend auf gut basenversorgte, sommertrockene und trockene Standorte, deren Flächenanteil mit fortschreitendem Klimawandel voraussichtlich zunehmen wird. Von größerer Bedeutung sind hingegen die bereits auf nennenswerter Fläche vertretenen und bewährten eingeführten Baumarten **Douglasie** (*Pseudotsuga menziesii*), **Küstentanne** (*Abies grandis*), **Japanlärche** (*Larix kaempferi*) und **Roteiche** (*Quercus rubra*). **Diese Baumarten sind nicht invasiv und außerdem anbauwürdig** und stellen für die Forstbetriebe eine echte Bereicherung der heimischen Baumartenpalette dar. Im Zuge der Anpassung der Wälder an die Herausforderungen des Klimawandels wird ihre Bedeutung vermutlich weiter steigen.

Die Bewertungen von Invasivität und Anbauwürdigkeit aller o. g. Baumarten werden in Tab. 1 in Form einer zusammenfassenden Übersicht dargestellt, die naturgemäß die notwendigen Differenzierungen nicht vornehmen kann. Es wird deshalb ausdrücklich auf die detaillierten Informationen zur Einzelbewertung der Arten in Kapitel 4, d. h. auf die jeweiligen Baumartenportraits, verwiesen.

Baumarten	Invasivitätskriterien					Gesamtbewertung		Ausschlussgründe für Anbauwürdigkeit
	negative Standortbeeinflussung	hohes Reproduktionspotenzial	hohes Ausbreitungspotenzial	Fähigkeit zur Artenverdrängung*	begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	Invasivität	Anbauwürdigkeit (Wälder)	
Abies grandis **Große Küstentanne**	○	◖	○	○	○	nein	ja	–
Acer negundo **Eschenahorn**	○	●	●	●	●	ja	nein	invasiv in Auwäldern
Ailanthus altissima **Götterbaum**	◖	●	●	●	●	ja	nein	konkurrenzschwach in Wäldern, invasiv im Offenland
Fraxinus pennsylvanica **Rotesche**	○	●	●	◖	●	ja	nein	invasiv in Auwäldern
Gleditsia triacanthos **Gleditschie**	◖	●	◖	◖	◖	bedingt	nein	konkurrenzschwach in Wäldern, invasiv im Offenland
Larix kaempferi **Japanlärche**	◖	◖	○	○	○	nein	ja	–
Paulownia tomentosa **Paulownie**	◖	●	◖	◖	◖	bedingt	nein	konkurrenzschwach in Wäldern, invasiv im Offenland
Pinus nigra **Schwarzkiefer**	◖	○	○	○	○	nein	ja	–
Pinus strobus **Strobe**	○	●	◖	○	○	nein	nein	Schädigung durch Strobenrost
Populus x canadensis **Hybridpappel**	○	●	○	◖	○	bedingt	bedingt	Introgression Schwarzpappel
Prunus serotina **Spät. Traubenkirsche**	○	●	●	●	●	ja	nein	invasiv in lichten Eichen- und Kiefernwäldern
Pseudotsuga menziesii **Douglasie**	○	○	○	○	○	nein	ja	–
Quercus rubra **Roteiche**	○	◖	○	○	○	nein	ja	–
Rhus typhina **Essigbaum**	○	●	◖	◖	◖	bedingt	nein	konkurrenzschwach in Wäldern, invasiv im Offenland
Robinia pseudoacacia **Robinie**	◖	●	◖	◖	◖	bedingt	bedingt	invasiv im Offenland, Standorteinfluss (N-Fixierung)

* ausgenommen sind Tendenzen auf Sonderstandorten

Symbole:

○ trifft nicht zu

◖ trifft bedingt zu

● trifft zu

3.2 Ausblick

Der Naturschutz im Wald widmet sich vorrangig der Erhaltung, Wiederherstellung und Verbesserung der autochthonen und kulturhistorisch gewachsenen Lebensgemeinschaften, also der Sicherung des Natur- und Kulturerbes. Er verfolgt dabei sowohl statische als auch dynamische Ziele mit abwehrenden oder gestaltenden Maßnahmen, um die genetische Vielfalt, einheimische Arten, ihre Lebensräume und Landschaften in ihrer ganzen Vielfalt zu schützen bzw. vor Gefahren durch Nutzungen, Nutzungsänderungen oder indirekte anthropogene Umweltänderungen zu bewahren (vgl. Scherzinger 1996). In diesem Sinne können eingeführte Baumarten kein Beitrag für den Waldnaturschutz sein, wohl aber ein wichtiger Beitrag zur Erfüllung der vielfältigen Aufgaben einer nachhaltigen, multifunktionalen Forstwirtschaft.

Die Erhaltung der biologischen Vielfalt ist dabei eines von mehreren zentralen Kriterien. Sie lässt sich im Zielkatalog einer multifunktionalen Forstwirtschaft durch zahlreiche quantitative Indikatoren hinterlegen, die von der Baumartenzusammensetzung, über die Naturnähe und das Totholz bis hin zu den Vorrangflächen für den Naturschutz reichen. Die Umsetzung eines multifunktionalen Nachhaltigkeitsverständnisses erfordert unabdingbar die ständige Suche nach tragfähigen Kompromissen. Dabei muss angesichts knapper Ressourcen der Maßstab der Wirksamkeit ebenso angelegt werden, wie ein Gespür für das Zumutbare und die Einsicht in das Machbare zu entwickeln sind. Ausdruck für den Stellenwert des Naturschutzes im Wald sind der heutige Erhaltungsstand der Wälder, seine Verankerung in Gesetzen, Verordnungen und Betriebsanweisungen, seine Bedeutung für Inventuren, Erfolgskontrollen und Planungen im Forstbetrieb sowie seine Beachtung im forstbetrieblichen Alltag, auch wenn Anspruch und Wirklichkeit nicht immer übereinstimmen (Spellmann 2013).

Wichtige gemeinsame Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft sind der Ausschluss, die Beseitigung bzw. das Zurückdrängen von invasiven Arten in Waldökosystemen. Weil dem so ist, wäre es wünschenswert gewesen, wenn vor der Veröffentlichung des BfN-Skriptes 352 „Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen“ (Nehring et al. 2013) eine Diskussion und Abstimmung zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft stattgefunden hätten, zumal in der Land- und Forstwirtschaft angebaute Pflanzen einen gesetzlich formulierten Sonderstatus genießen. Da dieser Dialog unterblieben ist, entfalten die seitens des BfN vorgenommenen Invasivitätsbewertungen bei naturschutzfachlichen Maßnahmen oder Planungen Wirkungen, die weder durch das BNatschG gedeckt noch fachlich immer zutreffend sind und bedauerlicherweise das Verhältnis zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz unnötig belastet haben.

Vor diesem Hintergrund wird mit dem vorliegenden Fachbeitrag von Forstwissenschaftlern/innen eine eigene Bewertung für in Waldökosysteme eingeführte Bau-

marten vorgelegt, die versucht, die von ihnen am BfN-Skriptum geäußerten Mängel zu beheben und eine belastbare Diskussionsgrundlage bereitzustellen. Sie ist gleichzeitig als ein Gesprächsangebot zu verstehen, in dessen Mittelpunkt zunächst das gemeinsame Ziel stehen sollte, natürlich vorkommende Waldökosysteme, -biotope oder -arten vor Gefährdungen durch invasive Arten zu schützen. In einem zweiten Schritt sollte danach darüber diskutiert werden, in welchem Umfang und in welcher Form anbauwürdige eingeführte Baumarten tatsächlich in Waldbestände eingebracht werden können. Eine solche Diskussion ist einerseits erforderlich, um Vorrangflächen des Naturschutzes nicht zu beeinträchtigen, Naturschutzaspekte integrativ zu berücksichtigen sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft zu schützen, und andererseits, um die erwerbswirtschaftlichen Ziele der Forstbetriebe, ihr Risikomanagement im Zeichen des Klimawandels und die nachhaltige Rohholzversorgung der Holz- und Energiewirtschaft nicht zu gefährden. Angesichts der sich ändernden ökologischen und ökonomischen Rahmenbedingungen sowie des fortschreitenden Erkenntnisgewinns ist der zweite Schritt der sicherlich schwierigere, und er erfordert eine dauerhafte Abstimmung und die Überprüfung zeitlich begrenzt gültiger Einschätzungen.

Literatur A – Allgemeiner Teil

Ammer, C., Puettmann, K. J. 2009. Waldbau, quo vadis? – Waldbewirtschaftung zwischen Funktionenorientierung und Multifunktionalität. Forstarchiv 80, 90-96

Ammer, C., Arenhövel, W., Bauhus, J., Bolte, A., Degen, B., Dieter, M., Erhart, H. P., Erler, J., Hein, S., Kätzel, R., Konnert, M., Leder, B., Mosandl, R., Spellmann, H., Schölch, M., Schmidt, O., Schmidt, W., Schmitt, U., Spathelf, P., Teuffel, K. v., Vor, T. 2014. Erhebliche Zweifel an der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung einiger forstlich relevanter Baumarten. AFZ-DerWald 69 (14), 12-14

Colautti, R. I., MacIsaac, H. J. 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. Diversity and Distributions 10, 135-141

Elofsson, K., Bengtsson, G., Gren, I.-M. 2012. Optimal management of invasive species with different reproduction and survival strategies. Natural Resource Management 25, 599-628

Elton, C. S. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London. 181 S.

Forman, J., Kesseli, R. V. 2003. Sexual reproduction in the invasive species *Fallopia japonica* (Polygonaceae). American Journal of Botany 90, 586-592

Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., Genovesi, P. 2013. Plant Invasions in Protected Areas. Patterns, Problems and Challenges. Invading Nature – Spring-

er Series in Invasion Ecology, Vol. 7. Heidelberg, Dordrecht, New York, London. 656 S.

Ganghofer, A. v. 1884. Das Forstliche Versuchswesen. Bd. II. Augsburg. 477 S.

Hubo, C., Jumpertz, E., Krott, M., Nockemann, L., Steinmann, A., Bräuer, I. 2007. Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. BfN-Skripten 213. 370 S.

Klingenstein, F., Kornacker, P. M., Martens, H., Schippmann, U. 2005. Gebietsfremde Arten. Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Skripten 128. 30 S.

Kowarik, I. 2010. Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 492 S.

Michl, A. Invasive Art – was heißt das konkret? AFZ-DerWald 69 (11), 33-34 Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W., Essl, F. (Hrsg.) 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352. 202 S.

Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W., Essl, F. (Hrsg.) 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352, Bonn. 202 S.

Otto, H.-J. 1991. Übereinstimmung und Konflikt – Forstökologie, Waldbau und Naturschutz. Allgemeine Forstzeitschrift 46, 9-14

Otto, H.-J. 1993. Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. Forst und Holz 48, 454-456.

Rotherham, I. D., Lambert, R. A. 2011. Invasive and Introduced Plants and Animals. Human Perceptions, Attitudes and Approaches to Management. Earthscan Verlag, London, Washington DC. 375 S.

Schaefer, M. 2012. Wörterbuch der Ökologie. 5. Aufl. Spektrum Verlag, Heidelberg. 379 S.

Schaefer, M., Tischler, W. 1983. Wörterbücher der Biologie – Ökologie. UTB 430. 2. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 354 S.

Scherzinger, W. 1996. Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Praktischer Naturschutz, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 447 S.

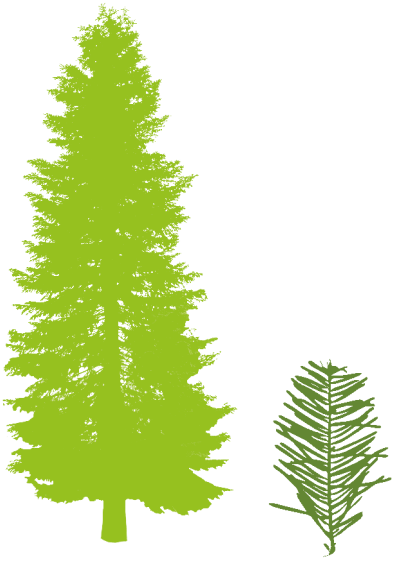
Spellmann, H. 2013. 300 Jahre forstliche Nachhaltigkeit – „... jede Zeit will ihre Antworten“. AFZ-DerWald 68 (11), 14-18

Weber, E. 2013. Invasive Pflanzen der Schweiz erkennen und bekämpfen. Haupt Verlag, Bern. 223 S.

B – Spezieller Teil

Baumartenportraits

4. Baumartenportraits



4.1 Große Küstentanne (*Abies grandis* Dougl. ex D. Don *Lindl.*)

Autoren: Hermann Spellmann, Peter Brang, Sebastian Hein, Mark Geb

4.1.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Pinaceae (Kieferngewächse)
Gattung:	Abies Mill. (Tanne)
Art:	*Abies grandis,* Große Küstentanne, grand fir

4.1.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die Große Küstentanne (*Abies grandis*) ist nicht invasiv und aus heutiger Sicht uneingeschränkt anbauwürdig. Aufgrund eines positiven Standorteinflusses, ihres begrenzten Reproduktions- und Ausbreitungspotenzials, moderaten Konkurrenzverhaltens und guter waldbaulicher Steuerungsmöglichkeit liegen derzeit keine Anhaltspunkte für ein invasives Verhalten der Küstentanne in Deutschland vor. Sie stellt für natürlich vorkommende Ökosysteme, Biotope und Arten nachweislich kein erhebliches Gefährdungspotenzial dar. Naturschutzfachliche Vorrangflächen sowie seltene und gefährdete Waldgesellschaften auf Sonderstandorten lassen sich dabei durch eine räumliche Ordnung des Küstentannen-Anbaus zusätzlich absichern, indem sie in ihrer Nachbarschaft nur unter Einhaltung eines ausreichenden Puffers angebaut wird.

Für einen Anbau in Wäldern spricht, dass die Küstentanne standortgemäß, bodenpfleglich, nicht über ein Normalmaß hinaus gefährdet, natürlich zu verjüngen, gut waldbaulich zu führen und als Mischbaumart zu integrieren ist (vgl. Otto 1993).

Gleichzeitig überzeugt sie durch ihre hervorragende Wuchsleistung, ihr vielfältig zu verwendendes Holz (Riebel 1994, Hapla 2011) und ihre Trockenheitstoleranz. Gerade vor dem Hintergrund des Klimawandels ist sie eine interessante Mischbaumart, um künftig im kontinentaler getönten Tiefland die Palette der standortgemäßen Baumarten zu erweitern und im Bergland in begrenztem Flächenumfang nicht mehr standortgemäße Fichtenreinbestände abzulösen.

4.1.3 Vorkommen

4.1.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet der Großen Küstentanne liegt im westlichen Nordamerika und erstreckt sich über 12 Breitengrade (39° bis 51° nördliche Breite) und 11 Längengrade (114° bis 125° westliche Länge). Es ist durch die Trockengebiete von British Columbia, Washington und Oregon zweigeteilt (Abb. 2). Das westliche Vorkommen umfasst im Wesentlichen den pazifischen Küstenstreifen und die Westhänge der Kaskaden. Die Nord-Süd-Ausdehnung beträgt ca. 1.400 km. Das östliche Teilareal reicht von den Okanagan- und Kootenay-Seen im südöstlichen British Columbia bis zur Nordosthälfte des Staates Idaho. Zu diesem Verbreitungsgebiet gehören außerdem noch mehrere isolierte Vorkommen in den Blauen Bergen

Abb. 2.
Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Abies grandis* (verändert nach Burns und Honkala 1990)

des nordöstlichen Oregons und im Felsengebirge im nordwestlichen Montana. Die längste Ost-West-Ausdehnung im Norden Washingtons, Idahos und Montanas erreicht etwa 900 km (Klinka 2007, Foiles et al. 1990, Hermann 1981).
Die Große Küstentanne kommt in ihrem westlichen Teilareal vom Meeresniveau bis in Höhenlagen von 300 m ü. NN im Küstengebirge und annähernd bis 1.600 m ü. NN auf dem niederschlagsarmen Ostabhang der Kaskaden vor. Im östlichen Teilareal ist sie zwischen 400 m ü. NN und 2.200 m ü. NN anzutreffen (Foiles 1965, Hermann 1981).

Klima, Böden, Waldgesellschaften
Die breite klimatische Amplitude der Küstentanne reicht vom milden ozeanischen bis hin zum ausgesprochen kontinentalen Klima (Klinka 2007, Foiles et al. 1990, Hermann 1981). Die Niederschläge umfassen eine Spanne von 350 mm/Jahr auf den trockensten bis zu 2.800 mm/Jahr auf den feuchtesten Standorten. Die Niederschläge fallen überwiegend im Winterhalbjahr. Im östlichen, deutlich kontinentaleren Teilareal beträgt die Spanne zwischen Temperaturminima und Temperaturmaxima annähernd 80 °C (von -40 bis +40 °C). Die jährlichen Durchschnittstemperaturen reichen von 6 bis 10 °C; die durchschnittlichen Temperaturen während der Vegetationszeit von 14 bis 19 °C. Die Anzahl der frostfreien Tage liegt zwischen 60 und 250. Die Länge der Vegetationszeit sinkt von 180 Tagen im nordwestlichsten Teil (Olympic Peninsula im westlichen Washington) bis auf 100 Tage im nordöstlichsten Teil (Idaho) des natürlichen Verbreitungsgebiets (Foiles 1965, Hermann 1981).

A. grandis gilt in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet als sehr bodenvag. Die Amplitude der Bodenfeuchtigkeit reicht von sommertrocken über frisch und feucht bis hin zu sehr feucht, die Nährstoffamplitude von schwach nährstoffversorgt bis hin zu reichen Böden. Bodentypologisch handelt es sich meist um Podsole und Braunerden (Müller 1938, Hermann 1981).

In ihrer Heimat tritt die Große Küstentanne überwiegend in Einzel- bis Kleingruppenmischung mit zahlreichen anderen Laub- und Nadelbaumarten auf. Natürliche Reinbestände sind äußerst selten und erreichen Flächengrößen von maximal ein bis zwei Hektar (Hermann 1981, Eyre 1981, Foiles et al. 1990).

Genetische Differenzierung und Provenienzen
In Amerika werden zwei phänotypische Hauptformen der *A. grandis* unterschieden, nämlich die „grüne" Form aus dem ozeanischen Bereich und die „graue" Form aus dem kontinentalen Verbreitungsgebiet. Die Farbunterschiede der Nadeln beruhen nach Larsen et al. (1981) auf der dickeren Cuticula und einer zusätzlichen Wachsschicht auf den Nadeln der Inlandform (erhöhter Transpirationsschutz und damit Anpassung an die geringeren Niederschläge im Inland). Bereits Mitte der dreißiger Jahre des letzten Jahrhunderts teilte Müller (1935/36a, b) das gesamte Verbreitungs-

areal in fünf Formenkreise ein und wies fünf „Klimarassen“ aus. Der Formenkreis 1 entspricht dabei dem ozeanisch getönten Klimagebiet bis zum Hauptkamm der Kaskaden, während die vier anderen Formenkreise das kontinentale Inlandsgebiet unterteilen (vgl. Xie und Ying 1993).

4.1.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang

Die Große Küstentanne gelangte im Jahre 1833 nach Europa. David Douglas – Entdecker und Erstbeschreiber der Küstentanne[6] – schickte in diesem Jahr Samen an das Westonbirt Arboretum in Wessex (Riebel 1994). Ein Teil des Saatgutes gelangte auch in die Baumschule von John Booth in Hamburg-Flottbek. Der forstliche Anbau begann unter dem Eindruck allgemeiner Holznot Mitte des 19. Jahrhunderts. Umfangreiche wissenschaftliche Anbauversuche zur Feststellung der Anbauwürdigkeit wurden durch die neu gegründeten Forstlichen Versuchsanstalten Ende des 19. Jahrhunderts angelegt (Ganghofer 1884). Den ersten Versuchsserien folgten bis in die Gegenwart zahlreiche Anbau-, Ertrags-, Provenienz- und Standraumversuche. Zahlreichen positiven Anbauerfahrungen (vgl. Schwappach 1901, 1911, Hausrath 1921, Killius 1931, Penschuk 1935/37, Wiedemann 1950, Rohmeder und Dimpflmeier 1960, Lembcke 1973, Schober 1977, 1978, Röhrig 1978, Gussone 1978, Stratmann 1988, Spellmann 1994, LFV Baden-Württemberg 1997, Schober und Spellmann 2001, Lockow 2001, Spellmann et al. 2010) stehen auch einige Vorbehalte aus Bayern (Seitschek 1988) und Hessen (Zimmermann 1988) gegenüber.

Die größten Anbauflächen finden sich heute in Deutschland in den Bundesländern Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein und Niedersachsen mit jeweils deutlich mehr als 1.000 ha (Lüdemann 2007). In den letzten Jahren konnte überregional ein verstärkter Anbau festgestellt werden, der sich nicht zuletzt aus der Verbreitung der Erkenntnisse aus einem BMBF-Verbundprojekt (Geb und Spellmann 2008) erklärt.

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Ende der siebziger Jahre wurde von 22 Forschungseinrichtungen in 17 Ländern der internationale IUFRO-Küstentannen-Herkunftsversuch mit 58 verschiedenen Herkünften angelegt. Die deutschen Teilversuche waren Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. Danach waren in der Jungwuchsphase Herkünfte aus dem nördlichen Teil der Olympic-Halbinsel den anderen Herkünften im Höhenwachstum überlegen (Kleinschmit und Svolba 1979). Herkünfte aus niederen Lagen und südlichen Breiten erwiesen sich als empfindlicher gegenüber Spät- und Frühfrösten (Larsen 1978). Die

6 Die Große Küstentanne wurde 1825 vom schottischen Botaniker David Douglas anlässlich einer Expedition nach Washington und Oregon in der Gegend des Columbia-Flusses entdeckt (Fletcher 1986).

Küstenherkünfte waren den Kaskadenherkünften in den Merkmalen Pflanzenhöhe, Verhältnis Sprosshöhe/Sprossbasisdurchmesser, Gewichtsverhältnis Spross/Wurzel, Anzahl der Zweige erster Ordnung und mittlere Zweiglänge ausnahmslos überlegen (Friedrich 1981). In einer Untersuchung aller Teilversuche in Westdeutschland (27 Versuchsflächen) stellen Rau et al. (1998) fest, dass bis zu einem Alter von 15 bis 18 Jahren insbesondere die Herkünfte aus den Regionen Olympic-Halbinsel, Puget-Senke, Kaskadenwesthang und Vancouver Island besonders stabil und wüchsig sind. In der bisher letzten Erhebung – im Alter von 27 Jahren – werden diese Ergebnisse im Wesentlichen bestätigt (Rau et al. 2008). Sie decken sich auch mit den Ergebnissen weiterer *A.-grandis*-Versuchsanbauten in Bayern (Wolf und Ruetz 1988).

In Deutschland unterliegt die Große Küstentanne schon seit Langem dem Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG). Die Erntebestände verteilen sich in Deutschland auf die Herkunftsgebiete 830 01 (Norddeutsches Tiefland) und 830 02 (Übriges Bundesgebiet) (Lüdemann 2007), die Einfuhr von Saatgut aus dem Ursprungsgebiet ist derzeit nicht zugelassen.

4.1.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.1.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

Die Große Küstentanne wächst auch in Deutschland auf einer außerordentlich breiten Standortpalette. Sie ist sowohl für den Anbau im atlantischen als auch im subkontinentalen Bereich geeignet, verträgt hohe Luftfeuchtigkeit und übersteht auch Trockenperioden gut. Die Nährstoffansprüche sind gering, frische bis mäßig frische Standorte werden aber bevorzugt (Weege 1988, Riebel 1994, Spellmann et al. 2010). Stratmann (1988, 1991) räumt der Küstentanne auf ärmeren, trockenen Sandböden und auf wechselfeuchten bzw. verdichteten Böden den Vorzug gegenüber der Douglasie ein. Einen Anbau auf strengen Tonen schließt er aus. Die Streu der Küstentanne ist sehr gut zersetzbar. Demzufolge wird die Küstentanne als bodenpfleglich eingestuft (Alpers 1960, Büttner und Kramer 1992, Hanisch 1997, Meiwes et al. 2001, Heinsdorf 2002).

Kreutzer et al. (1988) untersuchten das Wurzelsystem der Großen Küstentanne auf verschiedenen Standorten. Danach entwickeln Küstentannen auf gut durchlüfteten, tiefgründigen Böden ähnlich wie Weißtannen ein klassisches Pfahlwurzelsystem. Bei mechanischen Widerständen durch hohe Skelettanteile im Boden oder aufgrund Sauerstoffmangels durch Staunässe oder hoch anstehendes Grundwasser wird ihr Wurzelsystem jedoch stärker modifiziert als bei der Weißtanne. Vernässungszonen bewirken bei der Küstentanne eine erheblich stärkere Verzweigungstendenz. Auf Pseudogley stellt die Küstentanne ihr anfänglich ausgebildetes Pfahlwurzelsystem schon in den ersten Jahrzehnten auf ein Abläufersystem um. Insgesamt ist die Tie-

fendurchwurzelung auf Stau- und Grundwasserstandorten geringer als bei der Weißtanne, jedoch besser als bei der Fichte. Dies deckt sich mit Ergebnissen von Xu und Fölster (1992), wonach die Küstentanne den Boden auf gleichen Standorten stets tiefer erschließt als die Fichte.

An die erwarteten Klimaänderungen mit trockenen, heißen Sommern und milden, feuchten Wintern dürfte die Küstentanne aufgrund der entsprechenden Verhältnisse in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet gut angepasst sein. So haben Pflanzungen in Frankreich auch das extreme Trockenjahr 1976 sehr gut überstanden (Hermann und Birot 1978). Gleiches gilt für die Versuchsanbauten der Küstentanne in Niedersachsen im Jahrhundertsommer 2003. Hier überstanden die Küstentannen die extreme Trockenheit sogar deutlich besser als die ebenfalls an Trockenheit gut angepassten Douglasien (Spellmann et al. 2010).

4.1.4.2 Verjüngung

A. grandis ist einhäusig und beginnt etwa im Alter von 20 Jahren zu fruktifizieren (Klinka et al. 1999). Sie blüht vom späten März bis in den Juni. Die Zapfen reifen innerhalb einer Wuchsperiode bis zum August/September, und die Samen werden im September/Oktober vom Wind verbreitet (Schopmeyer 1974). Das Ausbreitungspotenzial ist relativ gering. Die durchschnittliche Fruchtverbreitung liegt zwischen 45 und 60 m, das Maximum wird mit 120 m angegeben (Klinka et al. 1999). Außer durch Wind wird der Samen auch durch Nagetiere verbreitet. Das Saatgut bleibt auf dem Waldboden nur einen Winter lang lebensfähig (Franklin 1968). Die Keimung erfolgt im darauffolgenden Frühling und verläuft epigäisch mit Keimprozenten, die selten über 50 liegen. Die geringen Keimprozente sind meist auf Insektenbefall, embryonale Schwäche oder Pilzbefall zurückzuführen. Die besten Keimerfolge erzielt die Küstentanne auf mineralischen Böden. Die Sämlinge sind relativ trockenheitsresistent. Mäßiger Schatten begünstigt anfangs das Überleben und das Wachstum (Foiles 1965).

A. grandis ist wie die Douglasie eine Halbschattbaumart. Auf trockenen Standorten und in trockenen Klimaten ist sie in der Jugend schattentoleranter, auf frischen und feuchten Standorten bzw. in feuchten Klimaten in Konkurrenz mit anderen Baumarten hingegen lichtbedürftiger. In seinen vergleichenden Untersuchungen über das Schattenerträgnis junger Weiß- und Küstentannen kommt Magnussen (1981) zu dem Ergebnis, dass die Küstentanne auf armen Sandböden nur etwas mehr Licht benötigt als die Weißtanne. Auf schweren Böden verschieben sich dagegen die Relationen deutlich zugunsten der Weißtanne. Er empfiehlt, die Küstentanne unter einem leichten Schirm anzubauen und dabei die Freilandstrahlung nicht für längere Zeit auf unter 50 % absinken zu lassen.

4.1.4.3 Wachstum

In ihrer Heimat zählt die Große Küstentanne zu den wuchskräftigsten Baumarten. Auf den besten Standorten an der Küste Washingtons erreicht sie Höhen von über 60 m mit Brusthöhendurchmessern von mehr als 100 cm. Gleiche oder sogar noch darüber hinausgehende Dimensionen wurden in den Redwood-Wäldern im Norden Kaliforniens gemessen (Foiles 1965). Im Inlandsverbreitungsgebiet ist die Wuchsleistung geringer, aber auch dort wird sie unter günstigen Bedingungen 35 bis 45 m hoch und erreicht dabei Brusthöhendurchmesser von 50 bis 90 cm.

In Deutschland überzeugt die Küstentanne ebenfalls durch eine sehr hohe Wuchsleistung. Sie zählt zu den schnell wachsenden Baumarten, deren Höhenzuwachs bereits im Alter von 15 bis 20 Jahren kulminiert und danach nur allmählich abfällt (Lockow und Lockow 2007). Auf vielen Standorten übertrifft sie ab dem Alter von 30 Jahren selbst die Douglasie in der Wuchsleistung (Röhle und Heiss 1988, Nagel 1990, Dong et al. 1993, Spellmann et al. 2010). Ihr Leistungspotenzial ist gekennzeichnet durch hohe laufende jährliche Derbholzzuwächse von über 30 Vfm/ha, durch kurze Produktionszeiträume von 40 bis 60 Jahren bei einer Zielstärke von 60 cm und durch eine Gesamtwuchsleistung, die bis zum Alter von 60 Jahren deutlich 800 Vfm/ha überschreiten kann (Weege 1988, Wolf und Ruetz 1988, Dong et al. 1993, LFV Baden-Württemberg 1997, Spellmann et al. 2010). Ihr rasches Wachstum spiegelt sich auch in den Küstentannen-Wuchsmodellen für Nordostdeutschland (Lockow und Lockow 2007) und Nordwestdeutschland (Spellmann et al. 2010) wider. Die hohe Produktivität der *Abies grandis* ist im Zusammenhang mit ihrer effizienten Wasser- und Nährstoffverwertung, ihrer großen Blattbiomasse, ihrer Schattentoleranz, ihrem geringen Standraumbedarf und der daraus resultierenden hohen Grundfläche und ihrer geringen Abholzigkeit zu sehen. Hervorzuheben sind auch ihre ausgesprochen starke Durchmesser- und Höhendifferenzierungen (Spellmann et al. 2010).

4.1.5 Waldbauliche Behandlung

Die Große Küstentanne ist für den Anbau auf sehr unterschiedlichen Standorten geeignet. Die reichen und gut nährstoffversorgten Standorte sollten wegen des zu starken Dickenwachstums ebenso gemieden werden wie die stark stauenden und wechseltrockenen Standorte wegen der Windwurfgefahr. Die Einbringung kann unter lichtem Kiefern- oder Lärchenschirm, in Bestandeslücken ab 0,2 ha in Fichten- oder Buchenbeständen und auch auf Freiflächen erfolgen. Ausgangspflanzenzahlen von 2.500-3.000 St./ha auf Freiflächen bzw. 2.000-2.500 St./ha unter Schirm tragen den Jugendgefahren Rechnung (Spellmann et al. 2010). Als Sortiment werden 2+1-jährige Pflanzen (zwei Jahre im Saatbeet und ein Jahr im Verschulungsbeet ge-

wachsen) empfohlen, die je nach waldbaulicher Ausgangsbedingung 15-30 cm (Caesar 1988) bzw. 30-50 cm groß sein sollten (Lüdemann 1998). Zur besseren Integration in die heimische Fauna und Flora sollte die Küstentanne bevorzugt in Mischung mit der Buche angebaut werden. Angesichts ihrer deutlichen Wuchsüberlegenheit und der unterschiedlichen Produktionszeiträume empfiehlt sich eine horstweise Buchenbeimischung in Küstentannengrundbeständen bzw. eine trupp- bis horstweise Küstentannenbeimischung in Buchengrundbeständen (Spellmann et al. 2010). Auf schwächeren, trockeneren Standorten kommen auch Winterlinde und Roteiche als Mischbaumarten in Betracht (vgl. Nagel 1990, Büttner und Kramer 1992).

Mittlerweile gibt es auch zahlreiche Praxisbeispiele für eine erfolgreiche Naturverjüngung der Küstentanne (Abb. 3). Sie setzt aber eine Bodenverwundung durch Holzerntemaßnahmen bzw. eine entsprechende Bodenbearbeitung voraus.

Die starke Selbstdifferenzierung der Küstentanne, unterstützt durch eine hochdurchforstungsartige Pflege oder variable Schirmstellung über Voranbauten, ermöglicht die Entwicklung strukturreicher Waldgefüge (Spellmann et al. 2010). Läuterungen sind in der Regel nicht erforderlich oder beschränken sich auf die Entnahme von Protzen. Durch einen intakten Unter- und Zwischenstand wird die Astreinigung gefördert und die Bildung von Wasserreisern verhindert bzw. stark gemindert. Unterschiedlich starke Durchforstungseingriffe beeinflussen die Durchmesserentwicklung deutlich (Lockow und Lockow 2007); bezogen auf das Kollektiv der 100 stärksten Bäume liegen die Durchmesser bei verschiedenen Durchforstungsintensitäten jedoch nahe beieinander. Während die starke Durchforstung zu unverhältnismäßigen Ein-

Abb. 3. Küstentannen-Buchen-Naturverjüngung und Küstentannen-Buchen-Mischbestand im Privatwald von Oheimb in Lübbecke / Westfalen (Fotos: P. Lex)

bußen im durchschnittlichen Gesamtzuwachs führt, ist der Verzicht auf Eingriffe mit unbefriedigenden Stabilitätsparametern verbunden (Spellmann et al. 2010). Zur Erreichung des Produktionsziels von qualitativ höherwertigem Sägeholz mit akzeptablen Jahrringbreiten und einer Zielstärke von mindestens 45 cm in einem Produktionszeitraum von 40 bis 60 Jahren empfiehlt sich daher im Oberhöhenbereich 12 bis 20 m eine schrittweise Nutzung der vorherrschenden weitringigen Küstentannen und anschließend eine mäßige Hochdurchforstung zugunsten von 200 Z-Bäumen/ha. Ab Oberhöhen von 30 m setzt die stamm- bzw. gruppenweise Zielstärkennutzung ein, möglichst mit dem Ziel, den Bestand wieder natürlich zu verjüngen.

4.1.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.1.6.1 Biotische Risiken

In ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet stellen vor allem pilzliche Schaderreger eine Gefährdung für die Küstentanne dar. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Holz nicht verkernt und keine fungiziden Stoffe enthält (Hermann 1981). Auch in Deutschland sind pilzliche Schaderreger bisher das Hauptproblem. Weidenbach und Schmidt (1988) berichten aus baden-württembergischen Anbauten von Ausfällen vor allem durch Hallimasch (*Armillaria mellea*). Dies deckt sich mit Beobachtungen von Roering (1988) in *Abies-grandis*-Kulturen in Schleswig-Holstein und Rohmeder (1953) in Bayern. Weege (1988) weist auf der Grundlage von Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen darauf hin, dass Hallimasch-Ausfälle vor allem in ehemaligen Laubwäldern auftreten und nach dem Alter 15 bis 20 Jahre auslaufen. Nach Ansicht von Kramer (1976) gefährdet *Armillaria mellea* die Große Küstentanne nicht stärker als andere Baumarten. Letzteres gilt auch für den Kiefern-Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum s. str.*), der in den letzten Jahren im Norddeutschen Tiefland vermehrt an der Küstentanne auftrat (Langer 2011).

Von den zahlreichen Insektenarten, die *Abies grandis* in ihrer Heimat befallen, sind nur wenige wirtschaftlich bedeutend. Zu ihnen zählen nach Hermann (1981) die zwei Schmetterlingsarten *Choristoneura occidentalis* und *Orgya pseudotsugata*, der Borkenkäfer *Scolytus ventralus* sowie die Laus *Adelges piceae*. In Europa wird Rüsselkäferbefall (*Hylobius abietis*) in Kulturen von mehreren Autoren beschrieben (Schwind 1976, Weidenbach und Schmidt 1988, Stratmann 1991). Schenck (1939) berichtet von vereinzeltem Trieblausbefall (*Dreyfusia nüsslini*) in Weinheim (Baden), ebenso wie Rohmeder (1953) in Grafrath (Bayern), ohne dass nachteilige Folgen festgestellt wurden.

Nach Beobachtungen aus Baden-Württemberg ist die Küstentanne gegenüber Wildverbiss wesentlich unempfindlicher als die heimische Weißtanne. Das rasche Jugendwachstum bringt sie zudem schnell über die Äserhöhe (Weidenbach und

Schmidt 1988). Dies deckt sich mit den Einschätzungen von Burchhardt (1960) und Stratmann (1991). Im niedersächsischen Syke wurden demgegenüber Kulturen stark vom Rehwild verbissen (Alpers 1960). Verbissschäden wurden auch von Schwind (1976) beobachtet. Auf starke Fege- und Schlagschäden weisen übereinstimmend Rohmeder (1953), Weidenbach und Schmidt (1988) sowie Trauboth (2005) hin. Heuer (1988) empfiehlt in Gebieten mit normaler bis hoher Wilddichte auf jeden Fall das Einzäunen der Kulturen.

4.1.6.2 Abiotische Risiken

In ihrer Heimat spielen Waldbrände während der sommerlichen Dürrezeit eine große Rolle. Im Vergleich zu ihren Mischbaumarten wird die Große Küstentanne als mittelmäßig feuerresistent eingestuft, was mit ihrer Rinden- bzw. Borkendicke zusammenhängt (Foiles et al. 1990).

Gegenüber Trockenheit ist die Küstentanne bemerkenswert unempfindlich (Burchhardt 1960). Die regional und standörtlich breit gestreuten Küstentannen-Anbauversuche der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt mit Douglasien-Vergleichsparzellen zeigen eine größere Trockenstresstoleranz der Küstentanne als bei der Douglasie, die sich in der Benadelung und im Wachstum nach dem Trockenjahr 2003 gezeigt haben (Spellmann et al. 2010). Ebert (2001) weist ebenfalls auf diesen Sachverhalt hin.

Nach Weege (1988) ist die gut verwurzelte Große Küstentanne weniger sturmwurf-, als vielmehr sturmbruchgefährdet. Dies erklärt sich dadurch, dass die Kronen der vorwüchsigen Küstentannen oftmals aus dem Kronendach von Mischbeständen herausragen. Die gebrochenen Kronen regenerieren sich jedoch sehr rasch zu breiten Becherkronen.

Aufgrund des schmalen Kronenhabitus der Küstentanne ist die Gefahr durch Schneebruch eher gering einzustufen.

Über die Gefährdung der Küstentanne durch Spätfröste liegen in Deutschland unterschiedliche Erfahrungen vor (Rohmeder und Dimpflmeier 1960, Branz 1972, Schober 1978, Stratmann 1991). Die Abweichungen erklären sich z. T. aus den Unterschieden in der Spätfrostgefährdung verschiedener Provenienzen. Da die Küstentanne aber im Allgemeinen erst recht spät austreibt, liegt keine besondere Gefährdung vor.

4.1.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.1.7.1 Ökologische Integration

Aufgrund der begrenzten Anbaufläche liegen bislang in Deutschland keine Untersuchungen über die naturschutzfachlichen Auswirkungen des Küstentannen-Anbaus vor. Aus ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet ist jedoch bekannt, dass sie fast ausschließlich in Mischbeständen vorkommt und keine anderen Baumarten verdrängt (Hermann 1981, Eyre 1980, Foiles et al. 1990). Auch in Deutschland zeigen zahlreiche Anbauten, dass sich die Küstentanne gut als Mischbaumart integrieren lässt. Sowohl im Tiefland als auch im Bergland finden sich strukturreiche Mischbestände (s. Abb. 3). In diesen ist sie vor allem mit Buche, Winterlinde, Weißtanne und Lärche, aber auch mit Douglasie oder Roteiche gemischt (Nagel 1990, Büttner und Kramer 1992, Spellmann et al. 2010). Ihr großes Wuchspotenzial sichert ihre Beteiligung in der herrschenden Schicht, die starke Selbstdifferenzierung und die Schmalkronigkeit lassen Raum für andere Baumarten.

4.1.7.2 Prädation und Herbivorie

Vom Wild wird sie sowohl verbissen als auch gefegt und geschlagen, sodass Zaunschutz für einen erfolgreichen Anbau vielerorts notwendig ist.

4.1.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Nach vegetationskundlichen Aufnahmen auf den zahlreichen Versuchsflächen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt geht das lebensraumtypische Arteninventar der bodensauren Buchenwälder in den Buchen-Küstentannen-Mischbeständen nicht verloren. Es wird vielmehr durch lichtliebende Pflanzenarten erweitert, da die Transmissivität gegenüber dem Buchen-Reinbestand steigt.

4.1.7.4 Hybridisierung

Mit europäischen Tannenarten hybridisiert die Küstentanne nicht (Schenck 1939).

4.1.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Es sind keine Übertragungen von Krankheiten und Schadorganismen bekannt.

4.1.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Verjüngungsökologie und Ausbreitungsdynamik der Küstentanne schließen ein invasives Verhalten dieser Baumart aus (s. 4.1.4.2).

4.1.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Der schnelle Streuabbau spricht für eine artenreiche Bodenfauna, und die zeitlich stark begrenzte Verweildauer des Totholzes weist auf zahlreiche Xylobionten und totholzzersetzende Pilze hin, die mit dieser Baumart zurechtkommen (Navarro-Gonzáles und Kües 2009). Bei einem standortgemäßen Anbau ist die Küstentanne weder durch biotische noch durch abiotische Risiken über ein Normalmaß hinaus gefährdet.

4.1.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Kontrollieren lassen sich das Ankommen und die Etablierung von Küstentannen-Naturverjüngung durch die Steuerung des Lichtangebots und des Oberbodenzustands. Unerwünschter Nachwuchs kann leicht mechanisch entfernt werden, da die Küstentanne nicht zum Stockausschlag befähigt ist.

4.1.8 Literatur

Alpers, W. 1960. Küstentanne und Bodenmelioration. Allgemeine Forstzeitschrift 7, 89-93

Branz, P. 1972. Ergebnisse von Untersuchungen zur Anbauwürdigkeit der großen Küstentanne im Bereich der VVB Forstwirtschaft Suhl und Karl-Marx-Stadt. Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Universität Dresden 6, 1219-1220

Burchhardt 1960. Westfälische Erfahrungen mit der großen Küstentanne. Allgemeine Forstzeitschrift 15, 81-84

Burns, R. M. 1983. Silvicultural systems for the major forest types of the United States. USDA Forest Service, Washington, D.C., Agriculture Handbook 445

Burns, R. M., Honkala, B. H. (techn. coord.) 1990. Silvics of North America. 1. Conifers; 2. Hardwoods. USDA Forest Service, Washington, D. C., Agriculture Handbook 654, Volume 2, pp. 877

Büttner, G., Kramer, W. 1992. Zur Entwicklung von Mischbeständen von *Abies grandis* (Lindley) im Forstamt Syke. Forstarchiv 63, 219-230

Caesar, C. J. 1988. Erfahrungen bei der Begründung von *Abies-grandis*-Kulturen. Allgemeine Forstzeitschrift 43, 701-702

Dong, P. H., Roeder, A., Adam, H. 1993. Zum Wachstum der Großen Küstentanne in Rheinland-Pfalz. Forst und Holz 48, 86-90

Ebert, H. P. 2001. Behandlung seltener Baumarten. Schriftenreihe der Fachhochschule Rottenburg, Nr. 8, 23-28

Eyre, F. H. (Hrsg.) 1981. Forest cover types of the United States and Canada. Society o American Foresters, Washington, D. C. 148 S.

Fletcher, A. M. 1986. IUFRO *Abies grandis* provenance experiments: Nursery stage results. Introduction. Forestry Commission Research and Development Paper, Edinburgh, 139

Foiles, M. W. 1965. Grand fir, *Abies grandis* (Dougl.) Lindl. In: Fowells, H. A. (Hrsg.) Silvics of forest trees of the United States. USDA Forest Service, Washington, D. C., Agriculture Handbook 271, 19-24

Foiles, M. W., Graham, R. T., Olson, D. F. 1990. *Abies grandis* (Dougl. Ex D. Don) Lindl. Grand Fir. In: Burns, R. M., Honkala, B. H. (techn. coord.) Silvics of North America. USDA Forest Service, Washington, D. C., Agriculture Handbook 654, Volume 1, Conifers, 52-59

Franklin, J. F. 1968. Cone production by upper-slope conifers, USDA Forest Service, Research Paper PNW-60. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, OR, 21

Friedrich, E. 1981. Wachstum, Aufbau und Substanzproduktion von dreijährigen *Abies grandis* (Lindley) aus 21 Herkünften. In: Röhrig, E. (Hrsg.) Neuere Grundlagen für den Anbau von *Abies grandis*. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 71, 31-50

Ganghofer, A. v. 1884. Das Forstliche Versuchswesen. Bd. II. Augsburg

Geb, M., Spellmann, H. 2008. Abschlussbericht des BMBF-Projektes „Verwertungsorientierte Untersuchungen der Holzarten *Fagus sylvatica* (Buche) und *Abies grandis* (Küstentanne) aus nachhaltig bewirtschafteten Mischbeständen zur Herstellung innovativer und zukunftsfähiger Holzprodukte und -werkstoffe, Teilvorhaben 1. Verwendungsorientierte Managementstrategien für Buchen-Küstentannen-Mischbestände“ (Förderkennzeichen. 0330551B), 37 S., unveröffentlicht

Gussone, H. A. 1978. Der waldbauliche *Abies grandis*-Anbauversuch 1980. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 54, 83-90

Hanisch, B. 1997. Fremdländeranbauten in Baden Württemberg im Forstbezirk Nagold seit 1955. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg 79, 15-66

Hapla, F. 2011. Verwendungsmöglichkeiten für Küstentannen-Schnittholz. Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft, LWF Wissen 66, 74-75

Hausrath, H. 1921. Erfahrungen mit dem Anbau fremder Holzarten in den Forsten Badens aufgrund der Erhebungen der Badischen Forstlichen Versuchsanstalt. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 31, 233-244

Heinsdorf, D. 2002. Zum Einfluss einiger wichtiger ausländischer Baumarten auf den Bodenzustand. In: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.) Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Potsdam, 137-160

Hermann, R. 1981. *Abies grandis* in ihrem Heimatland. In: Röhrig, E. (Hrsg.) Neuere Grundlagen für den Anbau von *Abies grandis*. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 71, 6-30

Hermann, R., Birot, Y. 1978. Vorläufige Ergebnisse des ersten französischen Provenienzversuches mit *Abies grandis*. In: Röhrig, R. (Hrsg.) Grundlagen für den Anbau von *Abies grandis*. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 54, 67-82

Heuer, B. 1988. Das Fremdländerversuchsrevier Burgholz (NRW) und das dortige Wuchsverhalten von *Abies homolepis*, *Abies procera* und *Abies grandis*. Diplomarb. Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Universität Göttingen. 166 S.

Killius, R. 1931. Anbauversuche fremdländischer Holzarten in badischen Waldungen nach dem Stand von 1929/1930. C. A. Wagner Buchdruckerei, Freiburg i. Br. 123 S.

Kleinschmit J., Svolba, J. 1979. Die große Küstentanne (*Abies grandis* Lindl.) in Deutschland. Allgemeine Forstzeitschrift 33, 218-221

Klinka, K. 2007. Die Große Küstentanne (*Abies grandis* Lindl.) in Kanada und in den USA. Forst und Holz 62, 10-13

Klinka, K., Worral, J., Skoda, L., Varga, P. 1999. The distribution and synopsis of ecological and silvical characteristics of tree species of British Columbia's forests. Canadian Cartographics Ltd., Coquitlam

Kramer, W. 1976. *Abies grandis* Lindley – Große Küstentanne. Forst- und Holz 31, 365-372

Kreutzer, K., Führich, M., Zercher, H. 1988. Wurzeluntersuchungen an *Abies grandis*. Allgemeine Forstzeitschrift 25, 720-721

Langer, G. J. 2011. Distribution and genetic variability of *Heterobasidion annosum s. l.* in the Northwest German Lowland. In: Biotic Risks and Climate Change in Forests. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 89, 51-53

Larsen, J. B. 1978. Die Klimaresistenz der *Abies grandis* (Dougl.) Lindl. Silvae Genetica 27, 156-161

Larsen, J. B., Magnussen, S., Rossa, M.-L. 1981. Untersuchungen über die Trockenresistenz und den Wasserhaushalt verschiedener Herkünfte von *Abies grandis* (Dougl.) Lindley. In: Röhrig, E. (Hrsg.) Neuere Grundlagen für den Anbau von *Abies grandis*. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 71, 122-149

Lembcke, G. 1973. Der gegenwärtige Stand des unter Schwappach begründeten Freienwalder Anbauversuchs mit ausländischen Baumarten. Beiträge für die Forstwirtschaft 7, 24-37

LFV Baden-Württemberg 1997. Versuchsanbauten mit nicht heimischen Baumarten – Historische Entwicklung in Baden-Württemberg. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg 79

Lockow, K.-W. 2001. Ergebnisse der Anbauversuche mit amerikanischen und japanischen Baumarten. In: Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.) Adam Schwappach – Ein Forstwissenschaftler und sein Erbe. Nimrod-Verlag, Hanstedt, 191-235

Lockow, K.-W., Lockow, J. 2007. Anbau der Großen Küstentanne in Brandenburg aus ertragskundlicher Sicht. Forst und Holz 6, 15-18

Lüdemann, G. 1998. Schnellwachsende Baumarten in Wald und Landschaft Norddeutschlands. Gesellschaft zur Förderung Schnellwachsender Baumarten, Eutin. 144 S.

Lüdemann, G. 2007. Die Küstentanne in den norddeutschen Bundesländern. Forst und Holz 62, 12-14

Magnussen, S. 1981. Vergleichende Untersuchungen über die Schattenerträgnis junger Weiß- und Küstentannen. In: Röhrig, E. (Hrsg.) Neuere Grundlagen für den Anbau von *Abies grandis*. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 71, 51-121

Meiwes, K. J., Jülke, G., Wendland, J. 2001. Untersuchungen zur Humusform und Auflagehumusmengen in ausgewählten Tannenversuchen. In: Schober, R., Spellmann, H. (Hrsg.) Von Anbauversuchen mit Tannen und anderen Koniferen aus Japan, Nordamerika und Europa. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 130, 131-133

Müller, K. M. 1935/36a. *Abies grandis* und ihre Klimarassen. Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 47, 54-123

Müller, K. M. 1935/36b. *Abies grandis* und ihre Klimarassen. Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 48, 82-127

Müller, K. M. 1938. *Abies grandis* und ihre Klimarassen. Ein Beitrag zur Klimarassenfrage bei Holzarten mit großem Verbreitungsgebiet. Neudamm, Verlag J. Neumann. 118 S.

Nagel, J. 1990. Das Wachstum von *Abies grandis* – Mischbeständen im Forstbezirk Syke. Tagungsbericht der Sektion Ertragskunde im DVFFA, Verden, 201-211

Navarro-Gonzáles, M., Kües, U. 2009. Abschlussbericht des BMBF-Projektes „Verwertungsorientierte Untersuchungen der Holzarten *Fagus sylvatica* (Buche) und *Abies grandis* (Küstentanne) aus nachhaltig bewirtschafteten Mischbeständen zur Herstellung innovativer und zukunftsfähiger Holzprodukte und -werkstoffe, Teilvorhaben 6. Überprüfung der Dauerhaftigkeit von Holzwerkstoffen und Dämmstoffen gegenüber holzabbauenden Pilzen und zur Entsorgung von Dämmstoffen durch Kompostierung (Förderkennzeichen 0330551F), unveröffentlicht

Otto, H.-J. 1993. Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. Forst und Holz 48, 454-456

Penschuk, H. 1935/37. Die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten unter Berücksichtigung ihrer Ertragsleistung. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 67, 113-137; 69, 525-555

Rau, H.-M., Kleinschmit, J., König, A., Ruetz, W., Svolba, J. 1998. Provenienzversuche mit Küstentanne (*Abies grandis* LINDL.) in Westdeutschland. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 169, 109-115

Rau, H.-M., König, A., Ruetz, W., Rumpf, H., Schönfelder, E. 2008. Ergebnisse des westdeutschen IUFRO-Küstentannen-Provenienzversuches im Alter 27. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 4. 62 S.

Riebel, H. 1994. Über einige Holzeigenschaften der Großen Küstentanne (*Abies grandis* (Douglas) Lindley) aus südwestdeutschen Anbauten. Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Heft 177

Roehring, H.-W. 1988. Waldbauliche Erfahrungen mit der Großen Küstentanne in Schleswig-Holstein. Allgemeine Forstzeitschrift 43, 697-698

Röhle, H., Heiss, A. 1988. Die Wuchsleistung von *Abies grandis* im Stadtwald Augsburg im Vergleich zu Douglasie und Fichte. Allgemeine Forstzeitschrift 43, 711-712

Röhrig, E. 1978. Anbauergebnisse mit *Abies grandis* in Deutschland. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 54, 37-52

Rohmeder, E. 1953. Anbauversuche mit *Abies grandis* in Bayern. Allgemeine Forstzeitschrift 8, 577-580 und 589-590

Rohmeder, E., Dimpflmeier, R. 1960. Entwicklung der *Abies grandis* – Probeanbauten in Bayern im dritten Lebensjahrzehnt. Allgemeine Forstzeitschrift 15, 84-86

Schenk, C. A. 1939. Fremdländische Wald- und Parkbäume. Zweiter Band. Die Nadelhölzer. Verlag Paul Parey, Berlin, 48-54

Schober, R. 1977. Erste Ergebnisse von Anbauversuchen mit Tannen und anderen Koniferen aus Japan im Vergleich mit nordamerikanischen und europäischen Nadelhölzern.Teil 1. Zielsetzung der Versuche und Eigenschaften japanischer Koniferen in ihrer Heimat. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 148, 197-207

Schober, R. 1978. Erste Ergebnisse von Anbauversuchen mit Tannen und anderen Koniferen aus Japan im Vergleich mit nordamerikanischen und europäischen Nadelhölzern. Teil 2. Die Versuche und ihre Ergebnisse. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 149, 197-221

Schober, R., Spellmann, H. 2001. Von Anbauversuchen mit Tannen und anderen Koniferen aus Japan, Nordamerika und Europa. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 130. 178 S.

Schopmeyer, C. S. 1974. Seeds of woody plants in the United States. USDA Forest Service, Agriculture Handbook 450

Schwappach, A. 1901. Die Ergebnisse der in den Preußischen Staatsforsten ausgeführten Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten. Zeitschrift für das Forst- und Jagdwesen 33, 137-169, 195-225 und 261-292

Schwappach, A. 1911. Die weitere Entwicklung der Versuche mit fremdländischen Holzarten in Preußen. Mitteilung der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 20, 3-37

Schwind, W., 1976. Kulturversuche mit und Jugendverhalten von *Abies grandis*. Diplomarbeit Universität Göttingen, Institut für Waldbau

Seitschek, O. 1988. Zum weiteren Anbau der *Abies grandis* in Bayern. Allg. Forstz. 43, 714

Spellmann, H. 1994. Ertragskundliche Aspekte des Fremdländeranbaus. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 165, 27-34

Spellmann, H., Geb, M., Nagel, J., Nagel, R., Schmidt, M. 2010. Verwendungsorientierte Managementstrategien für Buchen-Küstentannen-Mischbestände. Forst und Holz 65, 12-19

Stratmann, J. 1988. Ausländeranbau in Niedersachsen und den angrenzenden Gebieten. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 91. 131 S.

Stratmann, J. 1991. Ausländer-Anbau in Niedersachsen. Forst und Holz 46, 235-237.

Trauboth, V. 2005. Anbauten der Großen Küstentanne in Thüringen. AFZ-DerWald 60, 841-843

Weege, K. 1988. Beobachtungen am Wachstum der Küstentanne in Nordrhein-Westfalen. Allgemeine Forstzeitschrift 25, 703-706

Weidenbach, P., Schmidt, J. 1988. Erfahrungen und Folgerungen aus dem bisherigen Anbau der Großen Küstentanne in Baden-Württemberg. Allgemeine Forstzeitschrift 25, 715-717

Wiedemann, E. 1950. Ertragskundliche und waldbauliche Grundlagen der Forstwirtschaft. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M., 346 S.

Wolf, H., Ruetz, F. 1988. Die Ergebnisse älterer und jüngerer *Abies grandis*- Versuchsanbauten in Bayern. Allgemeine Forstzeitschrift 43, 707-710

Xie, C.-Y., Ying, C. C. 1993. Geographic variation of grand fir (*Abies grandis* (Dougl.) Lindl.) in the Pacific Coast region – 10 year results from a provenance trail. Canadian Journal of Forest Research 23, 1065-1072

Xu, Y., Fölster, H. 1992. Vergleichende Untersuchung über Durchwurzelungstiefe und Wurzelverteilung von Küstentanne und Fichte auf pseudovergleyten Böden. Forst und Holz 47, 560-565

Zimmermann, H. 1988. Zum Anbau der Großen Küstentanne in Hessen. Allgemeine Forstzeitschrift 43, 719

4.2 Eschenahorn (*Acer negundo* L.)

Autor: Torsten Vor

4.2.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Aceraceae (Ahorngewächse)
Gattung:	Acer (Ahorn)
Art:	*Acer negundo,* Eschenahorn, Eschenblättriger Ahorn, box elder, ashleaf maple

4.2.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Der Eschenahorn (*Acer negundo*) muss vor allem in Auwald-Ökosystemen als invasiv angesehen werden, ein aktiver Anbau sollte unterbleiben. Sein hohes Ausbreitungspotenzial insbesondere in gestörten und anthropogen beeinflussten Auenlandschaften, die hohe Konkurrenzkraft im Jungwuchsstadium und die dadurch bedingte Verdrängung heimischer Auwaldarten verdeutlichen den invasiven Charakter dieser Baumart. Eine Eindämmung des Eschenahorns in Auengebieten erscheint nur durch die Renaturierung von degradierten Auwaldökosystemen erfolgversprechend; der nachhaltige Erfolg einer direkten waldbaulichen Kontrolle ohne Renaturierungsmaßnahmen bleibt zweifelhaft.

Der Eschenahorn wird forstlich kaum aktiv gefördert. Die Klimaerwärmung könnte aber die Ausbreitung der Art in Mitteleuropa auch außerhalb der Auengebiete weiter begünstigen. Aus diesem Grund sollte auch der nicht-forstliche Anbau, z. B. als Landschafts-, Park-, oder Windschutzgehölz außerhalb städtischer Bereiche zu-

künftig eingeschränkt werden. Eine große Gefahr für einheimische Ökosysteme mit Ausnahme von Auengebieten geht vom Eschenahorn nach heutigem Kenntnisstand jedoch nicht aus.

4.2.3 Vorkommen

4.2.3.1 Natürliches Vorkommen

Geographische und höhenzonale Verbreitung
Der Eschenahorn ist in Nordamerika in einem sehr großen Areal vom südlichen Rand des borealen kanadischen Waldgürtels bis zu mediterranen Lagen Kaliforniens und subtropischen Regionen Floridas verbreitet (Abb. 4). Ähnlich wie *Fraxinus pennsylvanica* bevorzugt *A. negundo* frische und wärmere Standorte entlang von Gewässern, toleriert aber auch sehr trockene und winterkalte Wuchsbedingungen in Höhenlagen bis 2.800 m ü. NN (Schütt und Lang 2000).

Abb. 4. Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Acer negundo* (verändert nach Schütt und Lang 2000)

Klima, Böden, Waldgesellschaften
Aufgrund der sehr weiten natürlichen Verbreitung verwundert es nicht, dass für den Eschenahorn verschiedene Klimarassen angenommen werden (Overton 1990). Diese Unterschiede manifestieren sich z. B. im Keim- und Stratifikationsverhalten, in der Frosthärte und in der Tracheidenlänge. Morphologische Varianten unterscheiden sich

z. B. in der Farbe des Blattlaubs. Dies hat zur Selektion und Kultivierung von Zierformen geführt.

Im natürlichen Verbreitungsgebiet wächst *A. negundo* hauptsächlich entlang von Flussufern mit Überschwemmungszeiten von bis zu 30 Tagen, wurde jedoch wegen der Dürreresistenz auch in sommertrockenen Ebenen als Windschutz und Straßenbaum gepflanzt. Die physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften sind für Wachstums- und Überlebensraten ebenso relativ unbedeutend, der Eschenahorn kommt auf sandigen bis tonigen sowie auf sauren bis alkalischen Böden vor (Schütt und Lang 2000).

Reinbestände bildet der Eschenahorn im Ursprungsareal kaum, auf alluvialen Standorten kommt er hauptsächlich in Gesellschaft von *Populus deltoides*, *Ulmus americana*, *Fraxinus nigra*, *Quercus palustris*, *Celtis occidentalis*, *Acer saccharinum* und *Juglans nigra* vor.

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Heute wird die Art in zwei Varietäten (*A. negundo* var. *arizonicum* und var. *californicum*) unterschieden, die auch als geografisch getrennte Klimarassen bezeichnet werden können (Overton 1990). Insgesamt sind phänotypische Variationen (Triebfarbe, Blattfarbe und -form) beim Eschenahorn sehr häufig. Dies hat dazu geführt, dass die Art häufig in Zierformen (z. B. mit bunt panaschierten Blättern) als Straßen-, Garten- oder Parkbaum kultiviert wurde (s. o., Schütt und Lang 2000). Die hohe Anpassungsfähigkeit an standörtliche Verhältnisse lässt auf eine große genetische Variabilität des Eschenahorns schließen. Diese wurde in einigen Untersuchungen auch bestätigt (Nybom und Rogstad 1990, Erfmeier et al. 2011). Neuere Untersuchungen weisen allerdings auch darauf hin, dass physiologische und phänotypische Anpassungsmechanismen ebenso bedeutsam sind (Saccone et al. 2010, 2013, Porté et al. 2011, Lamarque et al. 2013).

4.2.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang

A. negundo wurde bereits Ende des 17. Jahrhunderts in Mitteleuropa eingeführt (Kowarik 2010). Zunächst beschränkte man sich auf den Anbau als Ziergehölz. Aufgrund seiner Schnellwüchsigkeit, standörtlichen Anspruchslosigkeit und Toleranz gegenüber anthropogenen Umwelteinflüssen wurde der Eschenahorn bald auch in Europa als Straßenbaum und für Windschutzpflanzungen beliebt. Interessanterweise gilt *A. negundo* jedoch als empfindlich gegenüber Streusalz (Lumis et al. 1976). Die Frosthärte wird wesentlich von der ursprünglichen Provenienz bestimmt. Forstliche Bedeutung hat diese Baumart aufgrund geringer Holzqualität nie erlangt (Schütt und Lang 2000). Trotzdem ist sie heute in vielen Auwäldern besonders in Süd- und Ost-

europa verbreitet, wo sie sich spontan verjüngt und Dominanzbestände aufbauen kann (Kowarik 2010). In der Hördter Rheinaue kommt *A. negundo* nur selten und nicht dominierend vor (Vor und Schmidt 2008). Seit zwei Jahrzehnten breitet sich der Eschenahorn auch auf trockenen, oft ruderalen Standorten aus (Erfmeier et al. 2011). Dies trifft auch für innerstädtische Bereiche zu, in denen es häufig wärmer ist als in den umliegenden Regionen (Sukopp und Wurzel 2004).

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Siehe 4.2.3.1.

4.2.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.2.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

Die Aufforstung von Prärieböden in Nordamerika mit dem Eschenahorn schlug nur auf sehr trockenen und sehr nassen Standorten fehl (Schenk 1939), was die Anspruchslosigkeit der Art unterstreicht. Lediglich die mangelnde Frostresistenz von Herkünften aus dem Süden des natürlichen Verbreitungsgebiets kann zu Einschränkungen führen. Aufgrund seiner breiten genetischen Basis und hohen phänotypischen Plastizität kann der Eschenahorn schnell auf veränderte Umweltbedingungen reagieren (Saccone et al. 2010 und 2013, Porté et al. 2011, Lamarque et al. 2013).

In einem Vergleich verschiedener Ahornarten (*A. negundo*, *A. pseudoplatanus* und *A. platanoides*) wurde die Laubstreu des Eschenahorns signifikant schneller abgebaut als Blätter der beiden anderen Arten, was am niedrigeren C/N-Verhältnis der Eschenahornblätter liegen könnte (Janušauskaitė und Straigytė 2011). Andererseits konnte *A. negundo* im Vergleich vieler Pflanzenarten die höchsten Mengen an Blei und Zink in den Blättern speichern (Doğanlar und Atmaca 2011), was auch das vergleichsweise gute Wachstum auf belasteten Industrieböden erklärt. Die intensive Durchwurzelung des Bodens trägt örtlich zum Erosionsschutz bei (Schütt und Lang 2000). Der größte standörtliche Einfluss des Eschenahorn dürfte von der Fähigkeit ausgehen, dichte Reinbestände zu bilden und damit ein hohes Maß an Beschattung zu verursachen (Bottollier-Curtet et al. 2012).

4.2.4.2 Verjüngung

Der Eschenahorn ist zweihäusig und wird ausschließlich durch Wind bestäubt. Die Zweihäusigkeit könnte der Grund dafür sein, dass sich die Baumart erst spät nach der Ersteinführung generativ ausgebreitet hat (Doyle 1995). Der Eschenahorn kann bereits mit 8 Jahren fruktifizieren (Schütt und Lang 2000). Die weiblichen Bäume können dann große Mengen an Früchten (bis zu 20.000 pro Baum, Starfinger und

Kowarik 2011) produzieren, die oft lange Zeit bis in den Winter reif an den Zweigen hängen bleiben. Der Blühzeitpunkt liegt zwischen März und Mai. Die Fruchtreife zieht sich von September bis in den Winter hinein. Die geflügelten Teilfrüchte fliegen bei stärkerem Wind bis zu 130 m weit (Dirr 1990), können aber auch mit Flüssen, Bächen und sogar von Fahrzeugreifen weit davongetragen werden (Säumel und Kowarik 2010).

Bei einer natürlichen Keimrate von ca. 33 % (Vines 1976) können bei der hohen Zahl an Samen pro Baum dichte Verjüngungsteppiche entstehen. Die Keimrate und das anfängliche Überleben der Sämlinge werden nicht durch Lichtmangel negativ beeinflusst. Erst am Ende des ersten Jahres und im zweiten Jahr können Verluste durch Lichtmangel auftreten (Overton 1990). Generell wird der Lichtbedarf mit zunehmendem Alter höher, eine Etablierung gelingt nur auf offenen, lichten Stellen (Kowarik 2010). Daher profitiert *A. negundo* grundsätzlich von Störungen, die zur Öffnung des Kronendachs oder zur Freilegung des Keimbetts durch die Beseitigung hoher Streuauflagen führen. Neben der generativen Vermehrung ist auch Wurzelbrut und Stockausschlag möglich und typisch für diese Baumart. Obwohl oft in Auwäldern vorkommend, ist der Eschenahorn auch in der Lage, sich auf trockenen und nährstoffarmen Standorten erfolgreich zu etablieren (Schütt und Lang 2000, Kowarik 2010, Sukopp und Wurzel 2004, Erfmeier et al. 2011).

4.2.4.3 Wachstum

Auch bezogen auf das Wachstum hat der Eschenahorn typische Pioniereigenschaften. Er wächst mit Höhenzuwächsen bis 1,5 m/Jahr und Durchmesserzuwächsen in Brusthöhe bis 2,5 cm/Jahr sehr schnell in der Jugend, bleibt mit durchschnittlich 25 m und maximal 29 m Höhe aber relativ klein, kulminiert mit 15 bis 20 Jahren

Abb. 5. Reiterationen von *Acer negundo* in den ungarischen Theißauen (Foto: M. Weller)

früh im Höhen- und Volumenzuwachs und hat mit 60 bis 100 Jahren ein relativ geringes maximales Alter (Maeglin und Ohmann 1973, Schütt und Lang 2000).

Das Holz des Eschenahorns gilt als besonders spröde und brüchig, weshalb es oft zu Stamm- und Astbrüchen durch Sturm, Schnee und Eis kommt (Schütt und Lang 2000). Außerdem wachsen die Bäume häufig krumm und mehrstämmig, sodass sie bei geringer Höhe eher einem Strauch ähneln. *A. negundo* ist auch bekannt für Reiterationsfreudigkeit (Abb. 5). Das Wurzelwerk ist zwar flach, aber sehr stark verzweigt und dicht. Kurze Pfahl- sowie Adventivwurzeln können ebenfalls gebildet werden (Maeglin und Ohmann 1973).

4.2.4.4 Waldbauliche Behandlung

Über eine gezielte waldbauliche Behandlung des Eschenahorns ist aufgrund der geringen forstlichen Bedeutung nichts bekannt. Das Holz kommt im Wesentlichen nur für die Verarbeitung in der Faser- und Spanplattenindustrie zur Verwendung, wofür besonders gute Stammqualitäten nicht erforderlich sind. Viel häufiger als im Wald wurde *A. negundo* zum Schutz vor Wind und Sonne gepflanzt (Schütt und Lang 2000). Doch auch hierfür gibt es keine konkreten Hinweise zur Pflege solcher Flächen. Der hohe Lichtbedarf und die abnehmende interspezifische Konkurrenzkraft mit zunehmendem Alter müssten bei einer gezielten Förderung berücksichtigt werden. Andererseits können diese Ansprüche genutzt werden, um eine natürliche Ausbreitung der Baumart in Waldökosystemen zu verhindern.

4.2.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.2.6.1 Biotische Risiken

In Nordamerika kommt am Eschenahorn eine Vielzahl von Pilzen und Insekten vor, die aber nur in den seltensten Fällen zum Absterben der Bäume führen (Schütt und Lang 2000). Andere Großschädlinge wie der Schwammspinner (*Lymantria dispar*) meiden jedoch den Eschenahorn. Ebenso wenig wird *A. negundo* von Weißwedelhirschen (*Odocoileus virginianus*) verbissen (Cogger et al. 2014). Im europäischen Raum sind Kahlfraß am Eschenahorn durch den Weißen Bärenspinner (*Hypantria cunea*, auch Amerikanischer Webebär genannt, in Österreich, Italien und Ungarn vorkommend) und eine Viruserkrankung (in Ungarn vorkommend) bekannt (Schütt und Lang 2000, Krehan und Steyrer 2009).

4.2.6.2 Abiotische Risiken

Die Anfälligkeit gegen Stamm- und Astbrüche wurde bereits erwähnt. Obwohl diese Schädigungen durch raschen Neuaustrieb ausgeglichen werden, sind sie oft Eintrittspforten für holzzerstörende Pilze, die sekundär zum Absterben der Bäume führen können (Schütt und Lang 2000). *A. negundo* gilt als besonders rauchhart, aber empfindlich gegenüber Streusalz und Herbiziden. Herkünfte aus dem südlichen ursprünglichen Verbreitungsgebiet sind nicht in allen Regionen Mitteleuropas frosthart. Überschwemmungen, die länger als einen Monat andauern, können ebenfalls zu Schädigungen bis zum Tod der Bäume führen. Deshalb findet man den Eschenahorn in naturnahen Auwäldern auch nicht direkt in der Weichholzaue, sondern nur am Übergang zur Hartholzaue (Saccone et al. 2010).

4.2.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.2.7.1 Ökologische Integration

Der Eschenahorn hat offensichtlich in Europa ökologische Nischen gefunden, die besonders durch anthropogene Störungen frei wurden. So kommt er in Auwäldern teilweise dort vor, wo früher Silberweiden dominierten und wo die natürliche Überflutungsdynamik des Flusses durch Verbauungen und damit der typische Weichholzauencharakter eingeschränkt wurde (z. B. in den mittleren Rhôneauen in Frankreich, Saccone et al. 2010). Teilweise tritt *A. negundo* auch in der Hartholzaue anstelle der durch die Ulmenkrankheit verschwundenen Ulmen auf (Bücking und Kramer 1982, Kowarik 2010). Werden keine solcher Nischen frei oder sind andere, konkurrenzstärkere Baumarten vorhanden, bleibt eine Besiedlung mit dem Eschenahorn aus. Dies konnte z. B. in den oberen Rhôneauen in Frankreich nachgewiesen werden, wo *Alnus incana* und *Fraxinus excelsior* konkurrenzstärker waren (Saccone et al. 2013). Interessanterweise gibt es auch Hinweise dafür, dass *A. negundo* als Neophyt einerseits davon profitiert, dass es in dem neu „eroberten" Gebiet wenige Antagonisten gibt, andererseits aber auch davon, dass einheimische Arten der gleichen Gattung (z. B. *A. platanoides*) einen nicht artspezifischen Mutualismus mit Bodenmikroorganismen hervorrufen können (Reinhart und Callaway 2004). Problematisch im Sinne einer Verdrängung von einheimischen Arten scheint der Eschenahorn nur dort zu sein, wo er Dominanzbestände aufbaut. Dies ist z. B. am Mittellauf der Weichsel der Fall (Kunstler 1999). Weber (1999) fasst jedoch zusammen, dass die Ausbreitung stagniert und weniger dramatisch als ursprünglich angenommen verläuft. In der Heimat des Eschenahorns werden seine Samen und andere Teile des Baums von vielen Tierarten als Nahrungsquelle genutzt (Maeglin und Ohmann 1973). Ähnliche Nachweise sind für Mitteleuropa nicht bekannt.

4.2.7.2 Prädation und Herbivorie

Hinweise zur Nutzung der Art als Nahrungsquelle verschiedener Vogelarten und Kleinsäuger sind nur aus dem ursprünglichen Heimatareal bekannt (s. o.). Aufgrund des hohen Zuckergehalts im Xylemsaft (Schütt und Lang 2000) ist jedoch davon auszugehen, dass auch im europäischen Raum Herbivorie am Eschenahorn stattfindet. Im Nationalpark Donau-Auen in Österreich wurden jedoch am Eschenahorn deutlich weniger spezialisierte herbivore Invertebratenarten (7 Arten) als am Feldahorn (*A. campestre*, 19 Arten) gefunden (Krebs 2012).

4.2.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Die relativ hohe Konkurrenzkraft von *A. negundo* im Jungwuchsstadium wird darauf zurückgeführt, dass das Wachstum unter guten Lichtbedingungen ebenso hoch ist wie das der Weiden- und Pappelarten und höher als das von anderen einheimischen Arten (z. B. *Fraxinus excelsior*). Außerdem ist die Schattentoleranz bezogen auf die Überlebensrate unter ungünstigen Lichtverhältnissen höher als die der einheimischen Pionierbaumarten (Saccone et al. 2010). Schnelleres Wachstum unter sehr günstigen Licht- und Nährstoffverhältnissen wird damit begründet, dass der Eschenahorn offenbar besser in der Lage ist, die Allokation von Ressourcen zu steuern (Porté et al. 2011). Die in jüngster Zeit vermehrte Ausbreitung auf trockenen und nährstoffarmen Standorten (Kowarik 2010) deutet auf die Fähigkeit einer lokalen Adaption aufgrund einer breiten genetischen Variabilität hin, die z. B. dazu führt, dass unterschiedlich hohe Mengen an Blättern und Samen produziert werden (Erfmeier et al. 2011). Der wichtigste Konkurrenzfaktor des Eschenahorns im Jungwuchsstadium liegt hauptsächlich in der Beschattung lichtbedürftigerer Pflanzenarten. In verschiedenen Flussauen Frankreichs wurden besonders Brennnesselbestände (*Urtica dioica*) durch *A. negundo* ausgedunkelt (Bottollier-Curtet et al. 2012). Lokal wurde dort aber auch, ähnlich wie am Mittellauf der Weichsel (Kunstler 1999), die Phytodiversität insgesamt durch den Eschenahorn negativ beeinflusst.

In Serbien gilt *A. negundo* als sehr invasiv, kommt in naturnahen Waldbeständen eines Naturschutzgebiets aber kaum vor (Glišić et al. 2014). Am Oberlauf der Rhône konnte sich der Eschenahorn ebenfalls nicht gegen den einheimischen Baumbestand durchsetzen (Saccone et al. 2013).

4.2.7.4 Hybridisierung

Ackerly und Donoghue (1998) gehen davon aus, dass es keine Hybridisierungen zwischen *A. negundo* und heimischen Ahorn-Arten geben wird.

4.2.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Siehe 4.2.6.1

4.2.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Kowarik (2010) betont, dass die lokale Ausbreitung des Eschenahorns weniger die Ursache für unerwünschte Umweltveränderungen ist, als vielmehr ein Symptom. So lässt sich der Erfolg des Eschenahorns in Auwäldern durch den Verlust der natürlichen Überflutungsdynamik erklären. Sind Häufigkeit und Dauer von Überflutungen gering, so haben typische Weichholzauenarten wie Weiden und Pappeln einen relativen Konkurrenznachteil. Fallen typische Hartholzauenarten wie Stieleiche und Ulmenarten aus verschiedenen Gründen aus, so werden zusätzlich diese Nischen für den Eschenahorn frei. In erster Linie geht danach der typische Auwaldcharakter durch eine dichte Besiedlung mit *A. negundo* verloren, ohne dass die Artenvielfalt großflächig gefährdet zu sein scheint. Am Beispiel von Brennnesselbeständen (Bottollier-Curtet et al. 2012, s. o.) konnte allerdings gezeigt werden, dass sich die Dominanzverhältnisse in der Bodenvegetation durch die Ausbreitung des Eschenahorns verändern können. Dies kann sekundär bedeuten, dass sich die Artenvielfalt z. B. auf höherer Trophieebene ebenfalls verändert. Von der Brennnessel ist z. B. bekannt, dass sehr viele Schmetterlingsraupen diese als Hauptnahrungspflanze nutzen (Taylor 2009).

4.2.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Eine Verschlechterung der Bodeneigenschaften in Bezug auf die Nährstoffversorgung und den Humuszustand ist aufgrund der guten Abbaubarkeit der Laubstreu des Eschenahorns (s. o.) nicht zu erwarten. Kowarik (2010) weist daraufhin, dass anspruchslose Arten wie *A. negundo* im innerstädtischen Bereich sehr wohl als Bereicherung betrachtet werden können, weil sie zur raschen Begrünung von brachliegenden schwierigen Standorten beitragen können.

4.2.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

In Auwäldern wäre sicher eine Renaturierung und damit die Wiederherstellung natürlicher Überflutungsflächen eine Möglichkeit, typische Vertreter der einheimischen Weichholzaue zu fördern, da die Wuchsbedingungen für den Eschenahorn damit schlechter werden. Ebenso könnten Nachpflanzungen konkurrenzstärkerer einheimischer Baumarten zu einem Rückgang des Eschenahorns führen. Dies gilt auch für

andere Waldökosysteme. Generell sollten Störungen, also auch stärkere waldbauliche Eingriffe, bei unerwünschtem Vorkommen des Eschenahorns vermieden werden.

Mechanische Beseitigung kommt dort infrage, wo keine geschlossenen Waldstrukturen vorhanden sind. Dies ist auch erfolgversprechend, weil das Regenerationsvermögen (Wurzelbrut, Stockausschlag) deutlich geringer ist als bei anderen Gehölzen (z. B. *Rhus typhina*, Kowarik 2010).

4.2.8 Literatur

Ackerly, D. D., Donoghue, M. J. 1998. Sapling allometry, and corner's rules: Phylogeny and correlated evolution in maples (*Acer*). The American Naturalist 152, 767-791

Bottollier-Curtet, M., Charcosset, J. Y., Poly, F., Planty-Tabacchi, A. M., Tabacchi, E. 2012. Light interception principally drives the understory response to boxelder invasion in riparian forests. Biological Invasions 14, 1445-1458

Bücking, W., Kramer, F. 1982. Wenn der Wald zum Urwald werden soll! Bann- oder Schonwald Mannheimer Reißinsel? Allgemeine Forstzeitschrift 37, 677-681

Cogger, B. J., Jager, N. R. de, Thomsen, M., Adams, C. R. 2014. Winter browse selection by White-tailed deer and implications for bottomland forest restoration in the Upper Mississippi River Valley, USA. Natural Areas Journal 34, 144-153

Dirr, M. A. 1990. Manual of woody landscape plants. Stipes Publ. Comp., Champaign, Il.

Doğanlar, Z. B., Atmaca, M. 2011. Influence of airborne pollution on Cd, Zn, Pb, Cu, and Al accumulation and physiological parameters of plant leaves in Antakya (Turkey). Water, Air, and Soil Pollution 214, 509-523

Doyle, U. 1995. Geschlechtsspezifischer Dimorphismus und Verteilung von männlichen und weiblichen Individuen des Eschenahorns (*Acer negundo* L.). „Sukopp-Festschrift", Schriftenreihe Vegetationskunde 27, 373-380

Erfmeier, A., Böhnke, M., Bruelheide, H. 2011. Secondary invasion of *Acer negundo*: the role of phenotypic responses versus local adaptation. Biological Invasions 13, 1599-1614

Glišić, M., Lakušić, D., Šinžar-Sekulić, J, Jovanović, S. 2014. GIS analysis of spatial distribution of invasive tree species in the protected natural area of Mt. Avala (Serbia). Botanica Serbica 38, 131-138

Janušauskaitė, D., Straigytė, L. 2011. Leaf litter decomposition differences between alien and native maple species. Baltic Forestry 17, 189-196

Kowarik, I. 2010. Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart

Krebs, H. 2012. Comparison of herbivore communities on the native Field Maple *Acer campestre* (L.) and the neophyte Box Elder *Acer negundo* (L.). Unveröff. Masterarbeit Univ. Wien

Krehan, H., Steyrer, G. 2009. Amerikanischer Webebär *Hyphantria cunea* im Burgenland. Forstschutz aktuell 47, 28-29

Kunstler, P. 1999. The role of *Acer negundo* in the structure of floodplain forests in the middle course of the Vistula river. Proceedings 5th International Conference on the Ecology of Invasive Alien Plants, 13-16 October, La Maddalena, Italia, 74

Lamarque, L. J., Porté, A. J., Eymeric, C., Lasnier, J. B., Lortie, C. J., Delzon, S. 2013. A test for pre-adapted phenotypic plasticity in the invasive tree *Acer negundo* L. PLoS ONE 8, e74239

Lumis, G. P., Hofstra, G., Hall, R. 1976. Roadside woody plant susceptibility to sodium and chloride accumulation during winter and spring. Canadian Journal of Plant Science 56, 853-859

Maeglin, R. R., Ohmann, L. F. 1973. Boxelder (*Acer negundo*): a review and commentary. Bulletin of the Torrey Botanical Club 100, 357-363

Nybom, H., Rogstad, S. H. 1990. DNA "fingerprints" detect genetic variation in *Acer negundo* (Aceraceae). Plant Systematics and Evolution 173, 49-56

Overton, R. P. 1990. *Acer negundo* Linné. Box elder. In: Burns, R. M., Honkala, B. H. (techn. coord.) Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. Agric. Handb. 654. U.S. Dep. Agric. Washington D. C.

Porté, A. J., Lamarque, L. J., Lortie, C. J., Michalet, R., Delzon, S. 2011. Invasive *Acer negundo* outperforms native species in non-limiting resource environments due to its higher phenotypic plasticity. BMC Ecology 11, 28

Reinhart, K. O., Callaway, R. M. 2004. Soil biota facilitate exotic *Acer* invasions in Europe and North America. Ecological Applications 14, 1737-1745

Saccone, P., Brun, J. J., Michalet, R. 2010. Challenging growth-survival trade-off: a key for *Acer negundo* invasion in European floodplains? Canadian Journal of Forest Research 40, 1879-1886

Saccone, P., Girel, J., Pages, J. P., Brun, J. J., Michalet, R. 2013. Ecological resistance to *Acer negundo* invasion in a European riparian forest: relative importance of environmental and biotic drivers. Applied Vegetation Science 16, 184-192

Säumel, I., Kowarik, I. 2010. Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. Landscape and Urban Planning 94, 244-249

Schenk, C. A. 1939. Fremdländische Wald- und Parkbäume. Band 3, Die Laubhölzer. Verlag Paul Parey, Berlin

Schütt, P., Lang, U. 2000. *Acer negundo*. In: Roloff, A., Weisgerber, H., Lang, U., Stimm, B., Schütt, P. (Hrsg.). Enzyklopädie der Holzgewächse. 19. Erg.Lfg. 3/00, 1-10

Starfinger, U., Kowarik, I. 2011. *Acer negundo* L. (Aceraceae), Eschen-Ahorn. Bundesamt für Naturschutz, http://www.neobiota.de/12658.html (abgerufen am 04.11.2014)

Sukopp, H., Wurzel, A. 2004. The effects of climate change on the vegetation of central European cities. Urban Habitats 1, 66-86

Taylor, K. 2009. Biological Flora of the British Isles: *Urtica dioica* L. Journal of Ecology 97, 1436-1458

Vines, R. A. 1976. Trees, shrubs and woody vines of the Southwest. Univ. Texas Press, Austin and London

Vor, T., Schmidt, W. 2008. Neophyten in der Hördter Rheinaue/Rheinland Pfalz. Forstarchiv 79, 143-151

Weber, E. 1999. Gebietsfremde Arten der Schweizer Flora. Ausmass und Bedeutung. Bauhinia 13, 1-10

4.3 Götterbaum (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle)

Autoren: Olaf Schmidt, Steffi Heinrichs

4.3.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Simaroubaceae
Gattung:	Ailanthus
Art:	*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, 1916, Drüsiger Götterbaum, tree of heaven

4.3.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Der Götterbaum (*Ailanthus altissima*) verhält sich invasiv, so dass auf eine Anpflanzung der Baumart grundsätzlich verzichtet werden sollte. Seine frühe Fruktifikation, die Windverbreitung seiner Früchte, seine vegetative Vermehrung und sein schnelles Wachstum weisen auf ein hohes Reproduktions- und Ausbreitungspotenzial und auf Eigenschaften einer Pionierbaumart hin. Mit diesen Eigenschaften dringt er auch immer häufiger in naturnahe Ökosysteme ein. Dazu zählen Trockenrasen, lichte Wälder und Hartholzauen, in denen er mit heimischen Arten konkurriert und diese z. T. verdrängt (u. a. durch seine allelopathische Wirkung). Auf Temperaturerhöhungen reagiert er mit einem verstärkten Wachstum und einer erhöhten Produktion allelopathisch wirkender Toxine, sodass er von der globalen Klimaerwärmung besonders profitieren dürfte. Seine hohe Ausbreitungstendenz macht eine wirkungsvolle Steuerung und Kontrolle sehr aufwendig.

In den Wäldern Deutschlands wurde der Götterbaum nie nennenswert gefördert. Er wurde aber außerhalb von Wäldern in ganz Europa häufig als Zierbaum, Straßenbaum, Parkbaum, zur Holzgewinnung auf Schnellwuchsplantagen und sogar zur Produktion von Naturseide angepflanzt. Dadurch ist der Götterbaum heute weltweit in Gebieten mit gemäßigtem und mediterranem Klima verbreitet. Zwar kann der Götterbaum eine wichtige Begrünungsfunktion auf gestörten industriellen Standorten im urbanen Bereich erfüllen; da diese Bestände jedoch häufig der Ausgangspunkt einer weiteren unkontrollierten Ausbreitung sind, sollte auf eine Anpflanzung generell verzichtet werden.

4.3.3 Vorkommen

4.3.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung

Das angenommene natürliche Verbreitungsgebiet des Götterbaums liegt im Osten Chinas zwischen der Liaoning und der Hebei Provinz im Norden und Nord-Vietnam im Süden (Abb. 6). Die Art kommt ursprünglich in sommergrünen Laubwäldern vor, gilt auf Hochebenen und auf kalkreichen Gebirgsstandorten aber auch als Pionierart. Einzelne Vorkommen wurden in Höhenlagen bis 2000 m gefunden (Kowarik und Böcker 1984); in der Flora von China wird eine Verbreitung zwischen 100 und 2500 m ü. NN angegeben (eFloras 2014). Die tatsächliche natürliche Verbreitung ist jedoch unsicher, da der Götterbaum in China bereits früh kultiviert wurde und damit auch das heutige vermutete natürliche Verbreitungsgebiet bereits anthropogen geprägt ist (Kowarik und Säumel 2007).

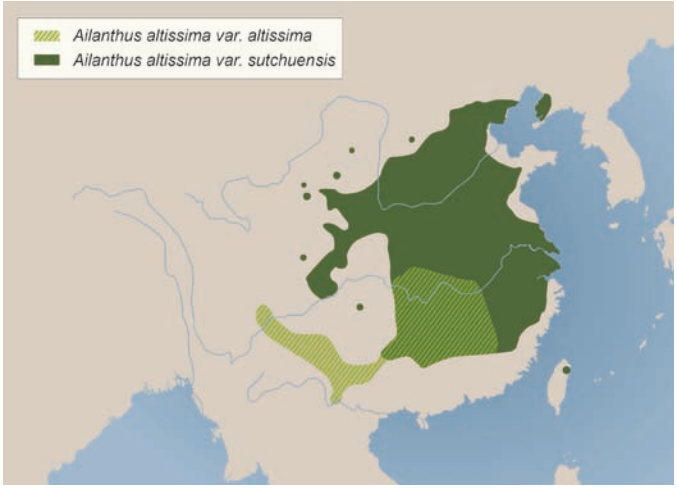


Abb. 6. Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Ailanthus altissima* (verändert nach Kowarik und Säumel 2007)

Klima, Böden, Waldgesellschaften

Das sehr weite natürliche Verbreitungsareal dieser Art und das weite höhenzonale Vorkommen lassen auf eine relative Anspruchslosigkeit hinsichtlich klimatischer Bedingungen und auf eine hohe Plastizität schließen. Diese zeigt der Götterbaum in Klimakammerversuchen insbesondere bei stärkeren Temperaturschwankungen. Im Allgemeinen benötigt *A. altissima* eine genügend lange Vegetationsperiode, die eine ausreichende Wärmesumme aufweist (Kowarik und Säumel 2007, Albright et al. 2010). Während der Vegetationsperiode sollten mehr als 20 Tage mit 15 °C und einem Jahresmittel über 9 °C auftreten, damit der Götterbaum vital wächst (Kowarik und Böcker 1984). Insbesondere in der Jugendphase ist der Götterbaum sehr frostempfindlich, was die Etablierung spontaner Populationen unterdrücken kann (Kowarik und Säumel 2007).

Die Ansprüche des Götterbaums an den Boden sind ebenfalls gering. Das beste Wachstum zeigt die Baumart auf nährstoffreichen, lehmigen Böden, sie toleriert jedoch auch nährstoffärmere Standorte sowie hohe Salinitätsgrade (zusammengefasst in Kowarik und Säumel 2007). Auch pH-Werte < 4.1 erlauben das Wachstum von *A. altissmia*. Der Götterbaum gilt jedoch als intolerant gegen Überflutungen, kann dagegen länger andauernde Trockenphasen gut überstehen (Albright et al. 2010).

Obwohl der Götterbaum seinen Ursprung in sommergrünen Laubwäldern Chinas hat, wo er als eine von vielen Mischbaumarten vorkommt, wird er heute in seinem natürlichen Verbreitungsgebiet hauptsächlich auf landwirtschaftlichen und urbanen Flächen gepflanzt. Albright et al. (2010) konnten sogar einen negativen Zusammenhang zwischen Waldfläche und dem Vorkommen des Götterbaums feststellen. Hier spiegelt sich auch die lange Nutzung dieser Baumart in China für medizinische Zwecke, aber auch als Brenn- und Bauholz sowie als Nahrung für den Seidenspinner wider (Hu 1979, zitiert in Kowarik und Säumel 2007). Im Allgemeinen werden für den Götterbaum in seinem natürlichen Verbreitungsgebiet nur geringe Abundanzen angegeben (Nooteboom 1962, zitiert in Kowarik und Säumel 2007)

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Kowarik und Säumel (2007) unterscheiden zwei Varietäten im natürlichen Verbreitungsgebiet, die sich teilweise überlappen. In der Flora von China werden jedoch unterschiedliche Habitate angegeben. So scheint *A. altissima* var. *altissima* eine Reihe verschiedener Habitat zu besiedeln, während *A. altissima* var. *sutchuenensis* hauptsächlich in Tallagen und offenen Wäldern vorkommt (eFloras 2014). Hinzu kommt noch *A. altissima* var. *tanakae*, die auf alpine Wälder im Norden Taiwans beschränkt ist.

Verschiedene Untersuchungen, hauptsächlich außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebiets, konnten eine hohe genetische Variabilität zwischen Populationen unterschiedlicher Herkunft feststellen, die mit der Variabilität chinesischer Populationen vergleichbar ist (Feret und Bryant 1974). So unterschieden sich das Keimungs-

verhalten, die Überlebensrate von Keimlingen und das Wachstum von *A. altissima* zwischen Provenienzen sowohl bei Untersuchungen in Nordamerika (Feret 1985, Felker-Quinn et al. 2011) als auch im europäischen Mittelmeerraum (Constán-Nava und Bonet 2012). Feret et al. (1974) zeigten, dass Unterschiede in Samengröße und Biomasse der Bäume mit dem Längengrad korreliert sind und nicht auf klimatische oder edaphische Unterschiede zurückgeführt werden können. Constán-Nava und Bonet (2012) konnten einen Einfluss der Herkunft auf die Anpassung an unterschiedliche Standortbedingungen nachweisen.

4.3.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang

Von 1740 bis 1757 sammelte der französische Jesuit Pierre d'Incarville in Peking reichlich Pflanzen und sandte Samen des Götterbaums von Nanking nach Paris (Kramer 1995). Von dort wurde der Götterbaum nach ganz Europa gebracht und in Gärten und Parks gepflanzt. Im Frankreich des 19. Jahrhunderts wurde der Götterbaum als Nahrungsgrundlage für den Seidenspinner kultiviert (Rebel 1925 und Moussallli 1939, zitiert nach Kowarik und Säumel 2007). Aber auch das Holz war wegen seiner hohen Biegefestigkeit bei Tischlern und Stellmachern sehr beliebt (Kowarik 1983). In Deutschland ist der Götterbaum heute besonders in Städten zu finden (Kowarik und Säumel 2007).

Aufgrund seiner Anspruchslosigkeit und der bereits in China genutzten Pioniereigenschaften des Götterbaums wurde er seit den 50er-Jahren des 20. Jahrhunderts in verschiedenen Ländern Europas als Wind- und Erosionsschutz auf teilweise großer Fläche gepflanzt (Kowarik und Säumel 2007). Insbesondere in Ländern Ost- und Südosteuropas wurde die Baumart auch für die Wiederbewaldung von Flächen genutzt. Ausgehend von diesen größeren Beständen hat sich der Götterbaum auch immer stärker außerhalb von Städten ausgebreitet (Ambraß et al. 2014). Dabei wandert er auch in naturnahe Ökosysteme ein, insbesondere in geschützte Trockenrasen und in Auwälder (Kowarik und Säumel 2007).

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Wie bereits unter 4.3.3.1 beschrieben, weist der Götterbaum eine hohe genetische Variabilität auf, die innerhalb und außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebiets ähnlich hoch ist. Allerdings unterscheiden sich Populationen in China und Nordamerika deutlich, so sind amerikanische Populationen größer, verteilen mehr Biomasse in den Stamm im Vergleich zu den Wurzeln und zeichnen sich durch größere Blattflächen aus, sodass offenbar seit der Einführung vor über 200 Jahren eine Selektion hin zu Individuen mit gutem Wachstum erfolgte. Aldrich et al. (2010) konnten außerdem einen deutlichen Genfluß zwischen Populationen feststellen, insbesondere zwischen

größeren Städten mit guter Infrastruktur und hohem Verkehrsaufkommen. Das hohe Ausbreitungspotenzial durch eine hohe Samenproduktion und Windausbreitung (s. u.), insbesondere entlang von Straßen, ist sicher auch dafür verantwortlich, dass der Götterbaum keine Anzeichen einer Inzucht-Depression außerhalb seines natürlichen Verbreitungsgebietes zeigt (Feret und Bryant 1974).

4.3.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.3.4.1 Standortsansprüche und Einflüsse auf den Standort

Der Götterbaum besiedelt als Pionierbaumart ein breites Spektrum natürlicher und anthropogen veränderter Standorte. In Europa ist *A. altissima* überwiegend an wärmere Standorte gebunden (insbesondere im Mittelmeerraum), sodass die Baumart in der gemäßigten Zone hauptsächlich im städtischen Bereich zu finden ist, wo sie sämtliche Standorte von Mauern bis Parkanlagen besiedeln kann. Insbesondere nach dem Zweiten Weltkrieg hat sich der Götterbaum in den zerstörten Städten Europas auf den offenen Trümmerflächen und Pionierstandorten weiter ausgebreitet. Außerhalb der Städte findet man den Götterbaum oft entlang von Straßen und Bahnstrecken, die der Art als Ausbreitungskorridore in andere Habitate, u. a. Brachflächen und Gebüsche, dienen (Kowarik und Böcker 1984, Kowarik und Säumel 2007). Obwohl der Götterbaum als schattenintolerant gilt, breitet er sich in Mitteleuropa aber auch in Auwäldern aus, z. B. entlang der Donau oder im Süden der Schweiz, wo die Art von den nährstoffreichen Bodenbedingungen profitieren kann. Am Übergang der mediterranen und gemäßigten Zone kommt der Götterbaum auch in natürlichen Eichenwäldern vor. Gleiches gilt für lichte als Niederwald genutzte Bestände in Südtirol (Ambraß et al. 2014). Insbesondere Trockenheit kann der Götterbaum gut ertragen, da er durch morphologische und physiologische Prozesse an Trockenstress angepasst ist. So ist das Wurzelsystem weitläufiger als bei anderen Baumarten und kann bei höheren Temperaturen durch Biomasseallokation auf Kosten anderer Pflanzenteile erweitert werden (Kowarik und Säumel 2007).

Untersuchungen aus dem Mittelmeergebiet zeigen, dass die Laubstreu des Götterbaums sehr viel schneller abgebaut wird als die einheimischer Baumarten und sich dies auch auf den Stickstoffgehalt des Bodens positiv auswirkt. Außerdem konnten ein engeres C/N-Verhältnis und höhere pH-Werte im Boden unter dem Götterbaum im Vergleich zu einheimischen Arten festgestellt werden (Vilà et al. 2006). Besonders prägend für einen Standort ist vermutlich die allelopathische Wirkung des Götterbaums, die sich mit zunehmender Temperatur verstärkt (Lawrence et al. 1991). Die toxischen Inhaltsstoffe, die in allen Pflanzenteilen vorkommen, können das Vorkommen anderer Arten an einem Standort komplett verhindern, trotz der kurzen Haltbarkeit der Toxine im Boden. Die Toxizität nimmt jedoch mit dem Alter der Bäume

ab. Lawrence et al. (1991) konnten außerdem Anpassungen anderer Arten an die toxischen Substanzen beobachten.

Positiv wirkt sich der Götterbaum vor allem auf industriell stark beeinflussten Standorten aus, wo er die unterschiedlichsten Standortbedingungen und Schadstoffe tolerieren kann. Im Hinblick auf den Erosionsschutz kann sich das starke Wurzelwachstum als positiv erweisen, in der Nähe historischer Gebäude und Stätten hat diese Eigenschaft jedoch ernsthafte negative Folgen (Kowarik und Säumel 2007).

4.3.4.2 Verjüngung

Der Götterbaum ist zweihäusig und wird durch Insekten (insbesondere Bienen und andere nektar- und pollenfressende Insekten – der Honig des Götterbaums gilt als Delikatesse) bestäubt. Er kann sich bereits in frühen Jahren erfolgreich sowohl über Samen als auch über Wurzelausläufer vermehren. Bereits mit 3 bis 5 Jahren kann die Fruchtbildung einsetzen, während die größten Samenmengen bei 12- bis 20-jährigen Bäumen beobachtet wurden (Kowarik und Säumel 2007). Der Götterbaum produziert eine große Anzahl leichter und flugfähiger Samen, die entsprechend leicht vom Wind transportiert werden können. Sie können mehr als 100 m weit fliegen und so in benachbarte Habitate eindringen. Insbesondere entlang von Straßen kann der Fahrtwind die Samen weite Strecken transportieren (Von der Lippe et al. 2013). Die Samen wachsen in Fruchtständen mit bis zu 500 Samen. Die Zahl produzierter Samen nimmt exponentiell mit der Baumhöhe zu und lag bei einem 8 m hohen Baum bei 325.000 Stück. Der Anteil lebensfähiger Samen liegt zwischen 59 bis 98 %.

Insbesondere wenn ein Mutterbaum durch Frost, Feuer oder durch menschliche Eingriffe beschädigt wird, ist der Götterbaum in der Lage, Ausläufer zu bilden. Diese können sowohl von den Wurzeln, der Wurzelkrone oder dem Stamm ausgehen und die Zahl ursprünglicher Kernwüchse um das 34-Fache übertreffen. Nach Kowarik (1983) können auch die Ausläufer bis 120 m Länge aufweisen. Sowohl vegetative als auch generative Pflanzenteile des Götterbaums können über Wasserwege über längere Strecken verbreitet werden (Kowarik und Säumel 2008).

Im Allgemeinen werden hohe Keimungsraten zwischen 60 und 98 % angegeben, die durch Licht und eine kurzzeitige Überflutung vor der Keimung positiv beeinflusst werden. Zwar ist die Keimung auch unter einem geschlossenen Kronendach möglich, die Etablierung neuer Individuen schlug jedoch in geschlossenen Wäldern fehl (u. a. Knapp und Canham 2000). Durch die Ausbildung von Ausläufern ist der Götterbaum aber dennoch in der Lage auch dieses Habitat zu besiedeln, da die Wurzelbrut, ausgehend von Lücken, in der Lage ist, in geschlossene Bestandesteile einzudringen, solange der Mutterbaum oder weitere Teile der Population genügend Licht erhalten (Kowarik und Säumel 2007).

4.3.4.3 Wachstum

Der Götterbaum als typische Pionierbaumart wächst in der Jugend sehr rasch und gilt in Nord-Amerika und Großbritannien als die am schnellsten wachsende Baumart. Höhen- und Durchmesserzuwachs sind am stärksten im Alter zwischen 5 und 10 Jahren. 1 Jahr alte Sämlinge können unter guten Lichtbedingungen eine Höhe bis 2 m erreichen. Vegetative Sprösslinge können innerhalb eines Jahres sogar bis zu 3 m hoch werden. Das Höhenwachstum ist generell sehr stark standortabhängig. Der Götterbaum erreicht in Mitteleuropa kaum Höhen über 25 m. Von einem besonders starken Exemplar mit einem BHD von ca. 1,20 m wird aus München berichtet (Schmidt 2013).
Jungpflanzen investieren die meiste Biomasse in das Wachstum des Hauptstammes, sodass in den ersten Wachstumsjahren kaum Verzweigungen auftreten (Singh et al. 1992 zitiert in Kowarik und Säumel 2007).

4.3.5 Waldbauliche Behandlung

In China ist der Götterbaum das zweitwichtigste Nutzholz und ist wesentlicher Rohstoff in der Wertholzproduktion und im Energiesektor. Trotz des schnellen Wachstums hat der Götterbaum qualitativ hochwertiges Holz mit guten physikalischen und mechanischen Eigenschaften, das der Gemeinen Esche ähnelt (Berki 2014). In Mitteleuropa wird der Götterbaum aber hauptsächlich im urbanen Bereich gepflanzt oder als Wind- und Erosionsschutz, sodass es kaum Erfahrungen zur waldbaulichen Behandlung gibt. Untersuchungen in Südtirol zeigen, dass Niederwaldwirtschaft mit wiederkehrenden Kahlschlägen alle 20 bis 30 Jahre die Verjüngung des Götterbaums begünstigt (Radtke et al. 2013, Ambraß et al. 2014). Zur Bekämpfung dieser Art ist wiederkehrendes Zurückschneiden mit gleichzeitiger Herbizidbehandlung erfolgreich. In den Donau-Auen bei Wien kommt *A. altissima* zusammen mit *Populus alba, P. nigra und Fraxinus excelsior* vor. Im dortigen Nationalpark werden Eschenahorn und Götterbaum u.a. durch Ringeln bekämpft (Höfle et al. 2014).

4.3.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.3.6.1 Biotische Risiken

Aufgrund seiner Inhaltsstoffe (Alpha-Pinen, Beta-Pinen und Alpha-Terpinen) wird der Götterbaum wenig durch Blattfresser und Pathogene beeinträchtigt (Kowarik und Säumel 2013). In der Anfangszeit der Einführung des Götterbaums im urbanen Grün wurde diese „Schädlingsfreiheit“ geschätzt. Unter dem Gesichtspunkt der Biodiversität fällt die Bewertung jedoch heute ganz anders aus, fehlende Parasiten

oder wenig vorkommende Herbivorie werden als mangelnde ökologische Integration gewertet. Aus Europa sind zwei Schmetterlingsarten bekannt, deren Raupen die Blätter des Götterbaums als Nahrungsquelle nutzen: der Nordamerikanische Falter *Hyphantria cunea* und der Ailanthus-Seidenspinner *Samia cynthia*.

Schädlich können die Pilze der Gattung *Verticillium* am Götterbaum auftreten (Cech 1998, Harris et al. 2013) sowie eine Reihe weiterer Pilze wie der Hallimasch *Armillaria* spec. (Kowarik und Säumel 2007).

4.3.6.2 Abiotische Risiken

A. altissima gilt als sehr resistent gegen Luftschadstoffe und ist auch sonst anspruchslos hinsichtlich diverser Standortbedingungen. Der Götterbaum reagiert jedoch mit einem reduzierten Wachstum auf tiefe Temperaturen vor allem in der Jugendphase; Keimlinge können besonders bei rapidem Temperaturabfall weit unter 0 °C absterben. Auch ältere Pflanzen können Frostschäden erleiden, die jedoch durch das schnelle Wachstum bereits in der nächsten Vegetationsperiode wieder kompensiert werden können. Gegenüber Eisstürmen ist die Art sehr resistent (Croxton 1939). Des Weiteren ist der Götterbaum auf gut drainierte Böden angewiesen; verdichtete Böden können das Wachstum um 50 % reduzieren (Pan und Bassuk 1985). Außerdem toleriert der Götterbaum keine längeren Überflutungsphasen, sodass er in Auwäldern vermehrt in der Hartholzaue zu finden ist (Höfle et al. 2014).

4.3.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.3.7.1 Ökologische Integration

Aufgrund seiner Toleranz gegenüber Luftschadstoffen hat die Anpflanzung in Städten die Diversität dort bereichert und das Stadtklima verbessert. Insbesondere die Blüten bieten Nahrung für Honigbienen und Milbenarten. Aufgrund der Bitterstoffe werden die Blätter des Götterbaums in Mitteleuropa von einheimischen phytophagen Insekten jedoch überwiegend gemieden, die Samen werden ebenfalls kaum von Nagetieren gefressen (Kowarik und Säumel 2007).

In Wäldern nutzt die Art Bestandeslücken, um sich zu etablieren (Knapp und Canham 2000). Insbesondere die hohe Störungsfrequenz in Auwäldern fördert die Etablierung von *A. altissima*. Aufgrund der allelopathischen Wirkung der verschiedenen Pflanzenteile des Götterbaums kann die Art viele weitere Arten in der Strauch- und Krautschicht ausschließen (s. o.).

4.3.7.2 Prädation und Herbivorie

Wild verbeißt Götterbäume eher wenig im Vergleich zu einheimischen Baumarten. Aus Ungarn gibt es jedoch Untersuchungen, die zeigen, dass in einem Mischbestand aus den ebenfalls nichtheimischen Arten Robinie (*Robinia pseudoacacia*) und Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) *A. altissima* die am stärksten vom Rotwild verbissene Art ist (Mátrai et al. 2004). Auch für Ziegen ist der Götterbaum nicht toxisch; ansonsten werden Samen, Sämlinge und Blätter von verschiedenen Tiergruppen gemieden (Kowarik und Säumel 2013).

4.3.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Zwar ist der Götterbaum für eine erfolgreiche Etablierung in Wäldern auf Bestandeslücken und ausreichend Licht angewiesen, aufgrund des schnellen Wachstums reichen jedoch bereits kleine Lücken aus, um das Kronendach zu erreichen (Knapp und Canham 2000). In der Regel werden einheimische Arten schnell vom Götterbaum überwachsen. Durch die Bildung von Wurzelbrut ist der Baum dann in der Lage, ausgehend vom Mutterbaum, weiter in Wälder vorzudringen oder sich dauerhaft in der Unterschicht zu halten, bis eine erneute Störung ausreichend Licht liefert (Kowarik 1995, Radtke et al. 2013). Durch die allelopathischen Eigenschaften kann die Ausbreitung des Götterbaums in Wäldern und in anderen wertvollen Habitaten zu einem erheblichen Verlust an Artenvielfalt führen (Vilá et al. 2006, Motard et al. 2011). Im Vergleich mit dem ebenfalls nicht einheimischen Eschenahorn (*Acer negundo*), der auf ähnlichen Standorten vorkommen kann, hat der Götterbaum einen deutlichen Vorteil hinsichtlich Keimung und Wuchsleistung (Kowarik und Säumel 2007).

4.3.7.4 Hybridisierung

Keine Erkenntnisse!

4.3.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Es gibt einige Erkenntnisse, dass Pollen von *A. altissima* Allergien auslösen können. Auch die Inhaltsstoffe der Blätter und des Holzes können allergische Hautreaktionen hervorrufen (Kowarik und Säumel 2013, Neobiota 2014). Auf diesem Gebiet ist jedoch noch Forschungsbedarf vorhanden. In der traditionellen chinesischen Medizin dagegen wird der Götterbaum z. B. für die Behandlung von Asthma, Epilepsie und Augenkrankheiten eingesetzt. Derzeit wird die Eignung diverser Inhaltsstoffe gegen Malaria, Krebs und HIV untersucht (Kowarik und Säumel 2007).

4.3.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Da sich der Götterbaum in Deutschland zunächst auf Ruderalstandorten und im städtischen Bereich ansiedelte, ging von ihm keine Beeinträchtigung naturschutzfachlich wertvoller Gebiete aus. In wärmeren Gebieten, insbesondere in Süd- und Südosteuropa, sind jedoch verschiedene Lebensraumtypen von einer Invasion durch den Götterbaum betroffen. Darunter sind vor allem Trockenrasen und Auwälder (Kowarik und Säumel 2007, Höfle et al. 2014). Auch in wärmebegünstigten lichteren Wäldern, z. B. im Tessin oder in Südtirol, unterwandert der Götterbaum die Bestände (Wunder et al. 2014, Radtke et al. 2013) und wird auf der schweizerischen Alpensüdseite als problematischer Neophyt eingeschätzt. In einem Leitfaden werden daher Vollzugshinweise zum Umgang mit dem Götterbaum gegeben (BAFU 2014). Im Waldgebiet Fontainebleau in Frankreich zeigten Untersuchungen, dass der Götterbaum zwar auf Störungen für die erste Besiedlung angewiesen ist, er sich jedoch aufgrund seiner Ausbreitungsbiologie auch langfristig in temperaten Wäldern etablieren kann (Motard et al. 2011). Auch in Deutschland beginnt der Götterbaum naturnähere Lebensräume zu besiedeln, so z. B. Wald- und Feldränder, stadtnahe Kiefernforste auf Binnendünen, Sandmagerrasen und Eichenfelswälder (Neobiota 2014, siehe auch Abb. 7). Es sind jedoch noch keine eindeutigen Befunde für die Verdrängung seltener Arten bekannt. In Frankreich und auch im Mittelmeergebiet führt das Vorhandensein des Götterbaums jedoch zu einem Rückgang der Artenvielfalt und zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung (Vila et al. 2006, Motard et al. 2011). So können nitrophile Arten vom Götterbaum profitieren, während andere Arten entweder aufgrund der allelophatischen Wirkung oder durch Konkurrenz um Licht

Abb. 7. Feldrand in der Magdeburger Börde mit *Ailanthus altissima* (Foto: S. Heinrichs)

und Nährstoffe verdrängt werden (Motard et al. 2011). Nach Essl et al. (2011) erleichtert das Vorkommen größerer Götterbaumbestände auch das Eindringen weiterer fremdländischer Arten. So konnte auch in Fontainebleau die fremdländische Art *Parthenocissus quinquefolia* nur unter dem Götterbaum gefunden werden, jedoch nicht unter einheimischen Baumarten (Motard et al. 2011). Auch eine Studie aus Nord-Amerika unterstreicht die mögliche Förderung weiterer fremdländischer Arten durch den Götterbaum (Small et al. 2010).
Untersuchungen im Donau-Auen-Nationalpark zeigen, dass sich der Götterbaum, ähnlich wie der Eschenahorn und die Robinie, weiter ausbreitet und noch nicht alle für ihn günstigen Habitate besiedelt hat (Höfle et al. 2014). Insbesondere seine positive Reaktion auf erhöhte Temperaturen lässt eine weitere Ausbreitung unter sich ändernden klimatischen Bedingungen vermuten (Kowarik und Säumel 2007).

4.3.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Der Götterbaum kann auch schwierigste Standorte im veränderten urbanen-industriellen Bereich erobern (s. o.). Er erfüllt auf diese Weise eine Begrünungsfunktion und damit zusammenhängende Ökosystem-Dienstleistungen. Er verbessert das Stadtklima, bindet Stäube und lässt unwirtliche Stellen angenehmer erscheinen (Kowarik und Säumel 2013). In früheren Jahren wurde er wegen seiner Fiederblätter und seiner häufig rötlichen Früchte als ornamentaler Parkbaum geschätzt (Kreh 1956).

4.3.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Aufgrund des starken Ausbreitungspotenzials ist die Entfernung größerer Götterbaumvorkommen äußerst schwierig. Junge Sämlinge können per Hand ausgerissen werden, bevor sie ein weitreichendes Wurzelsystem ausgebildet haben. Eine alleinige mechanische Bekämpfung größerer Individuen durch Rückschnitt, Fällung oder Rodung erwies sich als nicht erfolgreich, da sie die Regeneration über das Wurzelsystem anregt (Kowarik und Säumel 2007). Im Nationalpark Donau-Auen werden Bäume zu 80 bis 90 % geringelt, um sie dann nach ca. 2 Jahren zu fällen. Die Wurzeln sind dann durch die Ringelung so geschwächt, dass sie nur geringfügig austreiben (Neobiota 2014). Insbesondere die kombinierte mechanische und chemische Behandlung war bisher erfolgreich mit einer Anwendung von Glyphosat nach Fällung der Bäume (Meloche und Murphy 2006, Costán-Nava et al. 2010). Die Anwendung von Herbiziden sollte jedoch in Abhängigkeit des betroffenen Biotoptyps und des Entwicklungspotenzials einer Fläche oder eines Gebiets erfolgen.

4.3.8 Literatur

Albright, T. P., Chen, H., Chen, L., Guo, Q. 2010. The ecological niche and reciprocal prediction of the disjunct distribution of an invasive species: the example of *Ailanthus altissima*. Biological Invasions 12, 2413-2427

Aldrich, P. R., Briguglio, J. S., Kapadia, S. N., Morker, M. U., Rawal, A., Kalra, P., Huebner, C. D., Greer, G. K. 2010. Genetic structure of the invasive tree *Ailanthus altissima* in Eastern United States cities. Journal of Botany Artikel ID 795735. 9 S.

Ambraß, S., Radtke, A., Zerbe, S., Fontana, V., Ammer, C. 2014. Ausbreitung und Management von Götterbaum und Robinie in Niederwäldern. Erkenntnisse aus einer Fallstudie zu invasiven Baumarten in Südtirol. Naturschutz und Landschaftsplanung 46, 45-51

BAFU 2014. Leitfaden zum Umgang mit dem Götterbaum *Ailanthus altissima*, Bundesamt für Umwelt, Abt. Wald. 15 S.

Berki, D. 2014. Eigenschaften und Verwendung des Holzes des Götterbaums (*Ailanthus altissima*). Unveröff. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur Wien

Cech, T. 1998. Absterben von Götterbäumen in der Südsteiermark. Forstschutz aktuell 22, 16-18

Constán-Nava, S., Bonet, A. 2012. Genetic variability modulates the effect of habitat type and environmental conditions on early invasion success of *Ailanthus altissima* in Mediterranean ecosystems. Biological Invasions 14, 2379-2392

Costán-Nava, S., Bonet, A., Pastor, E., Lledó, M. J. 2010. Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: Insights from Mediterranean protected forests. Forest Ecology and Management 260, 1058-1064

Croxten, W. C. 1939. A study of the tolerance of trees to breakage by ice accumulation. Ecology 20, 71-73

eFloras 2014. Flora of China. Missouri Botanical Garden, St. Louis, MO und Harvard University Herbaria, Cambridge, MA.http://www.efloras.org (abgerufen am 24.11.2014)

Essl, F., Milasowszky, N., Dirnböck, T. 2011. Plant invasions in temperate forests: resistance or ephemeral phenomenon? Basic and Applied Ecology 12, 1-9

Felker-Quinn, E., Bailey, J. K., Schweitzer, J. A. 2011. Soil biota drive expression of genetic variation and development of population-specific feedbacks in an invasive plant. Ecology 92, 1208-1214

Feret, P. P. 1985. *Ailanthus*: variation, cultivation and frustration. Journal of Arboriculture 11, 361-368

Feret, P. P., Bryant, R. L. 1974. Genetic differences between American and Chinese *Ailanthus* seedlings. Silvae Genetica 23, 144-148

Feret, P. P, Bryant, R. L., Ramsey, J. A. 1974. Genetic variation among American seed sources of Ailanthus altissima (Mill.) Swingle. Scientia Horticulturae 2, 405-411

Harris, P. T., Cannon, G. H., Smith, N. E., Muth, N. Z. 2013. Assessment of plant community restoration following Tree-of-Heaven (*Ailanthus altissima*) control by *Verticillium albo-atrum*. Biological Invasions 15, 1887-1893

Höfle, R., Dullinger, S., Essl, F. 2014. Different factors affect the local distribution, persistence and spread of alien tree species in floodplain forests. Basic and Applied Ecology 15, 426-434

Knapp, L. B., Canham, C. D. 2000. Invasion of an old-growth forest in New York by *Ailanthus altissima*: sapling growth and recruitment in canopy gaps. Journal of the Torrey Botanical Society 127, 307-315

Kowarik, I. 1983. Zur Einbürgerung und zum pflanzengeographischen Verhalten des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) im französischen Mittelmeergebiet Bas-Languedoc. Phytocoenologia 11, 389-405

Kowarik, I. 1995. Clonal growth in *Ailanthus altissima* on a natural site in West Virginia. Journal of Vegetation Science 6, 853-856

Kowarik, I., Böcker, R. 1984. Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) in Mitteleuropa. Tuexenia 4, 9-29

Kowarik, I., Säumel, I. 2007. Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 8, 207-237

Kowarik, I., Säumel, I. 2008. Water dispersal as an additional pathway to invasions by the primarily wind-dispersed tree *Ailanthus altissima*. Plant Ecology 198, 241-252

Kowarik, I., Säumel, I. 2013. *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, 1916. In: Roloff, A., Weisgerber, H., Lang, U., Stimm, B. (Hrsg.). Enzyklopädie der Holzgewächse, 63. Ergänzungslieferung 04/13, 1-24

Kramer, H. 1995. Über den Götterbaum. Natur und Museum 125 (4), 101-121

Kreh, W. 1956. Götterbaumhaine auf deutschem Boden. Kosmos 5, 235-238

Lawrence, J. G., Colwell, A., Sexton, O. J. 1991. The ecological impact of allelopathy in *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). American Journal of Botany 78, 948-958

Mátrai, K., Szemethy, L., Tóth, P., Katona, K., Székely, J. 2004. Resource use by red deer in lowland nonnative forests, Hungary. Journal of Wildlife Management 68, 879-888

Meloche, C., Murphy, S. D. 2006. Managing tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) in parks and protected areas: a case study of Rondeau Provincial Park (Ontario, Canada). Environmental Management 37, 764-772

Motard, E., Muratet, A., Clair-Maczulaitys, D., Machon, N. 2011. Does the invasive species *Ailanthus altissima* threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests? Comptes Rendus Biologies 334, 872-879

Neobiota 2014. Ailanthus altissima. Online-Publikation: www.neobiota.de/12657.html. Letzter Zugriff: 24. November 2014

Pan, E., Bassuk, N. 1985. Effects of soil type and compaction on the growth of *Ailanthus altissima* seedlings. Journal of Environmental Horticulture 3, 158-162

Radtke, A., Ambraß, S., Zerbe, S., Tonon, G., Fontana, V., Ammer, C. 2013. Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. Forest Ecology and Management 291, 308-317.

Schmidt, O. 2013. Münchens größter Götterbaum gefällt. LWF aktuell 98, 53

Small, C. J., White, D. C., Hargbol, B. 2010. Allelopathic influences of the invasive *Ailanthus altissima* on a native and a non-native herb. Journal of the Torrey Botanical Society 137, 366-372

Vilà, M., Tessier, M., Suehs, C. M., Brundu, G., Carta, L., Galanidis, A., Lambdon, P., Manca, M., Médail, F., Moragues, E., Traveset, A., Troumbis, A. Y., Hulme, P. E. 2006. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean Islands. Journal of Biogeography 33, 853-861

Von der Lippe, M., Bullock, J. M., Kowarik, I., Knopp, T., Wichmann, M. 2013. Human-mediated dispersal of seeds by the airflow of vehicles. PLoS ONE 8(1) e52733

Wunder, J., Nobis, M., Conedera, M. 2014. Der Götterbaum – eine Gefahr für den Schweizer Wald? Wald und Holz 95, 40-43

4.4 Rotesche (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.)

Autor: Torsten Vor

4.4.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Oleaceae (Ölbaumgewächse)
Gattung:	Fraxinus (Esche)
Art:	*Fraxinus pennsylvanica,* Rotesche, Grünesche, red ash, green ash

4.4.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die Rotesche (*Fraxinus pennsylvanica*) weist Eigenschaften auf, die für ein invasives Verhalten sprechen. Dazu gehört ein hohes Reproduktionspotenzial, die Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung und die aktive Ausbreitung in Auwald-Ökosystemen. Allerdings scheint die Rotesche durch ihre hohe Überflutungstoleranz Standorte zu besiedeln, die von heimischen Baumarten gemieden werden. Damit ist unklar, ob und inwieweit heimische Arten negativ beeinflusst werden. Das Zurückdrängen der Rotesche ist durch ihre ausgeprägte Fähigkeit zu Stockausschlag und Wurzelbrut aufwendig.

Nach heutigen Erkenntnissen ist die Rotesche nicht anbauwürdig und sollte langfristig nicht angebaut und dort, wo sie außerhalb urbaner Bereiche vorkommt, aktiv beseitigt werden. Dass dies erfolgreich sein kann, zeigen Ergebnisse aus der ungarischen Tiefebene. Dort wurde diese Baumart schon sehr früh (1924) zur Aufwertung von Auwäldern eingebracht, konnte die hohen Erwartungen allerdings nicht erfüllen und wurde daher von 19 % Flächenanteil in 1954 auf 11 % Flächenanteil in

1994 herabgesetzt. Für die Veränderung des Auwaldcharakters sind aber häufig andere Faktoren maßgeblich, die nicht im Vorkommen von *F. pennsylvanica* begründet liegen.

4.4.3 Vorkommen

4.4.3.1 Natürliches Vorkommen

Geographische und höhenzonale Verbreitung

F. pennylvanica ist im östlichen Nordamerika aufgrund ihrer weiten Standortsamplitude zwar weit verbreitet (von Nova Scotia im Norden bis nach Texas und Florida im Süden, Abb. 8), ist dort aber dennoch nicht sehr häufig anzutreffen. Schwerpunkte des Vorkommens liegen in Auwäldern und entlang von Flüssen. In den Appalachen kommt *F. pennsylvanica* in Höhenlagen bis 900 m ü. NN vor, angebaut wird sie bis auf 1.830 m Höhe (Gucker 2005, zitiert nach Schmiedel 2011). Vorwiegend findet man diese Baumart jedoch in tieferen Lagen.

Abb. 8. Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Fraxinus pennsylvanica* (verändert nach Schmiedel 2011)

Klima, Böden, Waldgesellschaften

F. pennsylvanica ist besonders in schwach ozeanisch beeinflussten Klimaregionen verbreitet, mit Schwerpunkten in meridionalen, submeridionalen und temperaten Florenzonen. Das Klima ist dort überwiegend subhumid bis humid, mit jährlichen Niederschlagssummen von 380 bis 1.520 mm und durchschnittlichen Temperaturen

im Januar zwischen -18 und 13 °C, im Juli zwischen 18 und 27 °C (Wright 1959). Diese weiten Niederschlags- und Temperaturspannen machen deutlich, wie groß die ökologische Amplitude und auch die genetische Variabilität dieser Baumart sein müssen. Außerdem verträgt. *F. pennsylvanica* Überflutungen, die bis zu 40 % der Vegetationszeit andauern, aber auch längere Trockenheit. Weiterhin toleriert sie sowohl sehr saure als auch basische Böden und sogar hohe Salzgehalte im Boden. Daher wird sie auch häufig im innerstädtischen Bereich als Straßenbaum und zur Rekultivierung von Abraumhalden gepflanzt. Begrenzt wird ihr Wachstum durch extreme Trockenheit und sehr kalte Winter (Wright 1965).

Im natürlichen Verbreitungsgebiet ist die Rotesche regelmäßig mit vielen Baumarten vergesellschaftet, so z. B. in Ulmen-Silberahorn-Wäldern oder in Eichen-Eschen-Hickory-Auwäldern. Die in diesen Wäldern außer der Rotesche vorkommenden Baumarten sind vor allem *Acer negundo*, *A. rubrum*, *Carya illinoensis*, *Celtis laevigata*, *Liquidambar styraciflua*, *Platanus occidentalis*, *Populus deltoides*, *P. tremuloides*, *Salix nigra*, *Quercus phellos* und *Ulmus americana* (Schmiedel 2011). Als „intermediäre" Baumart hat sie sowohl Pioniereigenschaften, kommt aber auch in Schlusswäldern vor. Der Mischungsanteil von *F. pennsylvanica* nimmt in solchen Wäldern jedoch mit zunehmendem Bestandesalter ab. Aufgrund ihrer standörtlichen Toleranz ist sie in der Lage, rasch größere und kleinere Lücken zu besiedeln. *F. pennsylvanica* gilt allerdings als wenig schattentolerant (Kennedy 1990).

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Die frühere Unterteilung der Art in zwei Varietäten (*F. pennsylvanica* var. *pennsylvanica*, Rotesche, und var. *lanceolata*, Grünesche) anhand von Behaarungsmerkmalen wurde inzwischen aufgegeben, da sämtliche Übergangsformen gefunden wurden. Daher spricht man heute nur noch von ökologischen Rassen (Buttler 2005). Insgesamt sind phänotypische Variationen bei dieser Eschenart sehr häufig. Physiologische und morphologische Anpassungen hinsichtlich Wachstumsraten, Frost- und Trockenheitsresistenz führten auch zur Unterscheidung von mehreren geografischen Ökotypen (Wright 1965, Abrams et al. 1990). Kreuzungsversuche mit *F. velutina* brachten fertile Nachkommen hervor, Kreuzungen mit *F. americana* und *F. excelsior* dagegen nicht (Wright 1965).

4.4.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang

F. pennsylvanica wurde zwar schon 1783 in Europa kultiviert (Rehder 1951), der erste planmäßige forstliche Anbau erfolgte in Deutschland jedoch erst zwischen 1870 und 1892 (Schwerin 1928, Schenk 1939). Dabei gab es häufig Verwechslungen mit *F. americana* (Schaffrath 2001). Auch in östlichen und südöstlichen Nachbarländern

fand die überflutungstolerante Rotesche forstliche Verwendung. Während das forstliche Interesse rasch nachließ, wurde sie weiterhin bis ins 20. Jahrhundert besonders als Park- und Straßenbaum und zur Rekultivierung von Abraumhalden gepflanzt. Heute sind eingebürgerte Bestände am häufigsten in Ostdeutschland (Oder- und Elbeeinzugsgebiet, Schaffrath 2001, Schmiedel 2010) sowie in östlichen, südlichen und südöstlichen Nachbarländern (Schmiedel 2011) zu finden. Besonders in Osteuropa dient die Rotesche aufgrund ihrer Anspruchslosigkeit schon seit langer Zeit der Rekultivierung von Tagebauflächen.

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Siehe 4.4.3.1!

4.4.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.4.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

Die Anspruchslosigkeit bezogen auf den Bodenwasser- und Nährstoffhaushalt und die hohe Stresstoleranz der Rotesche wurde bereits oben geschildert. Offensichtlich führt die hohe Überflutungstoleranz (bis zu 40 % der Vegetationszeit) auf alluvialen Standorten dazu, dass in Mittel-, Süd- und Osteuropa Nischen besetzt werden, die von anderen, zumeist heimischen Baumarten nicht mehr eingenommen werden (können). Negative Auswirkungen von *F. pennsylvanica* auf den Standort wurden bislang in Mitteleuropa nicht beobachtet (Schmiedel und Schmidt 2010).

4.4.4.2 Verjüngung

Die zweihäusige Rotesche fruktifiziert bereits in jungen Jahren bei Baumhöhen von 6 bis 8 m und einem Brusthöhendurchmesser von 8 bis 10 cm (Kennedy 1990). Die weiblichen Bäume können dann nahezu jährlich und in großen Mengen Samen produzieren. Der Blühzeitpunkt liegt zwischen März und Mai. Die Blüten erscheinen kurz vor oder mit dem Blattaustrieb und werden windbestäubt, die Fruchtreife zieht sich von September bis in den Winter hinein. Die meisten Samen fallen unweit des Mutterbaums herab, einige werden allerdings durch Fließgewässer verdriftet und können dann weit entfernt keimen (Schmiedel und Tackenberg 2013). Dazu benötigen die Samen kein besonderes Substrat, sie keimen nicht nur auf Mineralboden. Wichtig für die Keimung ist eine ausreichende Feuchtigkeit. Nach Boerner und Brinkmann (1996) können bis zu 10 Keimlinge pro m² auflaufen. Unter guten Lichtbedingungen wachsen die jungen Bäumchen dann etwa 30 cm im ersten und weitere 46 cm im zweiten Jahr, südliche Provenienzen wachsen unter optimalen Bedingungen noch schneller (Schmiedel 2011). Junge Roteschen können mehrere Wachstumsschübe als

Reaktion auf sich verändernde Umweltbedingungen in einer Vegetationsperiode leisten und Terminaltriebverluste sehr rasch durch sich aufrichtende Seitentriebe ersetzen. Nach Küßner (2003) spielt Konkurrenz mit anderen Arten in den ersten Jahren eine geringere Rolle für das Überleben der Sämlinge als ausreichend gute Lichtbedingungen. Insgesamt beträgt die Mortalität bis zum Ende des dritten Lebensjahres bis zu 72 % (Küßner und Wagner 2002). Höchste Verjüngungszahlen wurden in Bestandeslücken mit einem Durchmesser von einer halben Bestandeshöhe (ca. 10 bis 20 m, Hosner und Minckler 1960) sowie in Flutmulden von Auwäldern (Zacharias und Breucker 2008) ermittelt. Berichte, nach denen eine Diasporenbank aufgebaut werden kann mit Samen, die bis zu 8 Jahre überlebensfähig bleiben können (Sutherland et al. 2000), konnten von anderen Autoren nicht bestätigt werden. Diese fanden eine maximale Keimfähigkeitsdauer der Samen von 1 bis 2 Jahren (Meadows et al. 2006, Schmiedel 2010).

Neben der generativen Vermehrung ist *F. pennsylvanica* auch in der Lage, sich vegetativ auszubreiten. In ihrer Heimat tritt dies vor allem nach Störungen, z. B. durch Waldbrände auf (Lesica 2003, Gucker 2005). Außer der Ausbildung von Adventivknospen werden dafür auch Proventivknospen angelegt.

4.4.4.3 Wachstum

Das Wachstum der Rotesche wird maßgeblich durch die Standortbedingungen bestimmt. Obwohl die Baumart eine sehr weite Standortamplitude hat (s. o.), reagiert sie auf bessere Standortsbedingungen (bezogen auf die Nährstoff- und Wasserversorgung sowie auf die Länge der Vegetationszeit) mit schnellerem Wachstum. Mit einem maximalen Alter von 125 bis 150 Jahren (Schmiedel 2011) erreichen Roteschen unter besseren Bedingungen Höhen von 37 bis 40 m und Brusthöhendurchmesser von über 70 cm (maximal bis 2 m). Im nördlichen Heimatareal sind unter schlechteren Bedingungen aber nur Höhen zwischen 15 und 18 m und Durchmesser bis 61 cm bekannt (Kennedy 1990). Anders als in ihrer Heimat (Schmiedel 2011) wurden an Bäumen in Mitteleuropa häufig unregelmäßige Wuchsformen und Mehrstämmigkeit festgestellt (Scheller 1977).

Einige Anpassungsmechanismen bezogen auf das Wurzelwachstum bedingen die hohe Überflutungs- und Trockenstresstoleranz von *F. pennsylvanica*. So kann die Baumart ihre Wurzeln in verschiedenen Bodentiefen (bis zu 3 m) konzentrieren und sich damit rasch auf veränderte Wasserstände einstellen. Außerdem ist sie in der Lage, durch physiologische Fähigkeiten Überflutungen zu überdauern (Hosner et al. 1965, Wright 1965).

4.4.5 Waldbauliche Behandlung

Eingeführt wurde die amerikanische Rotesche hauptsächlich wegen ihrer höheren Überflutungstoleranz gegenüber der einheimischen Gemeinen Esche (*F. excelsior*). Unterschiede in der waldbaulichen Behandlung beider Eschenarten sind nicht bekannt. Beide Arten gelten als mäßig schattentolerant in der Jugend, *F. pennsylvanica* sogar als intolerant während der ersten drei Lebensjahre (Küßner und Wagner 2002). Mit höherem Alter steigt bei beiden Arten der Lichtbedarf, und die Konkurrenzkraft gegenüber anderen Baumarten sinkt. Entsprechend müssen Roteschen mit höherem Alter freigestellt werden, um ihr volles Wuchspotenzial ausschöpfen zu können. Andererseits bedeutet dies, dass sich Roteschen ohne waldbauliche Pflege in geschlossenen Beständen zusammen mit anderen, konkurrenzstärkeren Baumarten nicht halten können. Dieses Ergebnis wurde auch im Stadtwald Bremen festgestellt, wo sich *F. pennsylvanica* zwar nachweislich über zwei Folgegenerationen natürlich verjüngt hat und damit als eingebürgert gilt, aufgrund der geringen Störungsintensitäten auf den vorliegenden Wesermarschböden aber bislang kein invasives Verhalten zeigt (Albrecht et al. 2014). Die älteste Rotesche im Bremer Stadtwald war 107 Jahre alt. Aufgrund ihrer geringen forstwirtschaftlichen Bedeutung und im Bewusstsein ihres invasiven Potenzials wird *F. pennsylvanica* nicht mehr aktiv waldbaulich gefördert.

4.4.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.4.6.1 Biotische Risiken

In ihrer Heimat gibt es einige Schädlinge, die Probleme an der Rotesche verursachen. Hierzu gehören die Gemeine Kommaschildlaus (*Lepidosaphes ulmi*), Bakterien (z. B. *Candidatus Phytoplasma fraxini*), der dort invasive Asiatische Eschenprachtkäfer (*Agrilus planipennis*) und einige Pilzerkrankungen (Schmiedel 2011). *A. planipennis* gilt allerdings auch schon in Russland als invasiv und wird sich vermutlich in den nächsten Jahren weiter Richtung Westen ausbreiten, sodass Roteschen und einheimische Eschen auch bald in Mitteleuropa von dieser Käferart beeinträchtigt werden könnten (Orlova-Bienkowskaja 2014). Mittlerweile ist auch bekannt, dass amerikanische Roteschen in Mitteleuropa ebenso vom Eschentriebsterben (*Hymenoscyphus pseudoalbidus* mit der Nebenfruchtform *Chalara fraxinea*) betroffen sind wie einheimische Eschenarten (Baumann 2013). Wie *F. excelsior* wird auch *F. pennsylvanica* stark durch Schalenwild verbissen (Johnson 1971, Kolka et al. 1998, Schmiedel 2011).

4.4.6.2 Abiotische Risiken

F. pennsylvanica gilt bis ins höhere Alter als frostgefährdet (besonders durch Spätfrost), was allerdings wesentlich von der Provenienz abhängt (Schmiedel 2011, Albrecht et al. 2014). So gelten Herkünfte aus nördlicheren Lagen als weniger frostgefährdet. Außerdem können in höherem Alter Stammbrüche durch Schneedrift (Gucker 2005) und Stammdeformationen durch Eisanhang (Weller 1996, siehe auch Abb. 9) auftreten. Für andere abiotische Risiken ist die Rotesche dagegen aufgrund von morphologischen und physiologischen Anpassungsmechanismen wenig anfällig.

Abb. 9. Stammbrüche und -deformationen an *Fraxinus pennsylvanica* in den ungarischen Theißauen, verursacht durch Eisanhang (Foto: M. Weller)

4.4.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.4.7.1 Ökologische Integration

Die Rotesche wird wie andere Laubbaumarten als Höhlenbaum und somit als Lebensraum und Brutbaum von vielen Vogel- und Fledermausarten genutzt (Schmiedel und Schmidt 2010). Aufgrund geringerer Dimensionen im Vergleich zu vielen einheimischen Baumarten sind die Bäume der Rotesche allerdings generell weniger als Habitatbäume geeignet.

4.4.7.2 Prädation und Herbivorie

Die Samen dienen einer Vielzahl von Vogel- und anderen Tierarten als Nahrung (Schmiedel 2011). Junge Bäume werden häufig von Schalenwild verbissen (s. 4.4.6.1).

4.4.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Im Bremer Stadtwald konnte sich *F. pennsylvanica* zwar über mehrere Generationen natürlich verjüngen, eine invasive Ausbreitung findet aber derzeit noch nicht statt (Albrecht et al. 2014). Als Gründe hierfür werden die geringere Konkurrenzstärke mit zunehmendem Alter gegenüber heimischen Baumarten des Eichen- und Buchenmischwalds und die geringe Frequenz und Intensität von Störungen in diesen Wäldern auf Moormarschböden genannt. In Auwäldern ist das Ausmaß an Störungen naturgemäß größer, durch unregelmäßige Überflutungen können stetig neue Pionierstandorte entstehen. Diese werden rasch durch die Rotesche besiedelt, wenn in ausreichender Nähe (für die anemochore Ausbreitung 90 bis 239 m, für die hydrochore Ausbreitung einige Kilometer, Albrecht und Lietsch 2013, Schmiedel und Tackenberg 2013, Schmiedel et al. 2013, Albrecht et al. 2014) Mutterbäume vorhanden sind. Offensichtlich ist die Rotesche durch ihre hohe Überflutungstoleranz in der Lage, diese ökologische Nische zu besetzen. Eine weitere wichtige Rolle könnte dabei der Rückgang heimischer Arten (Ulmenarten, Stieleiche) aus anderen Gründen in unseren Auwäldern spielen (Schmiedel und Schmidt 2010). Weller (1996) konnte in den ungarischen Theißauen eine geringere Konkurrenzkraft älterer Roteschen im Vergleich zu Stieleiche, Feldulme und Schwarzpappelhybriden feststellen. In der Verjüngungsschicht dominierte dort allerdings häufig die Rotesche. Probleme durch sich rasch ausbreitende Roteschenbestände sind vor allem in Auwäldern der Mittelelbe (Schmiedel 2010) und südost- bzw. osteuropäischer Nachbarländer (Albrecht et al. 2014) bekannt. Dort können teilweise noch konkurrenzschwächere Baumarten (z. B. *F. angustifolia*) und krautige Pflanzen durch Beschattung verdrängt werden (Schmiedel 2011). In der Hördter Rheinaue kommt *F. pennsylvanica* zwar vor, führte dort aber nicht zur Verdrängung von heimischen Arten (Vor und Schmidt 2008).

4.4.7.4 Hybridisierung

Kreuzungsversuche mit *F. excelsior* erbrachten keine nachweisbaren Hybriden (Wright 1965).

4.4.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Bislang in Deutschland nicht nachgewiesen.

4.4.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Invasives Verhalten der Rotesche im Sinne einer raschen Ausbreitung mit angenommenen negativen Folgen für die Biodiversität ist nur aus Auwäldern bekannt. Hier

kommt offenbar die effektive, häufig hydrochore Art der Samenverbreitung zum Tragen (Schmiedel und Tackenberg 2013). Vor allem in dichten Verjüngungssituationen scheint *F. pennsylvanica* auf bestimmten Standorten in der Lage zu sein, andere Pflanzenarten zu verdrängen (Weller 1996). Eindeutige Nachweise der Verdrängung von einheimischen Arten sind jedoch nicht bekannt. Es gibt Beispiele, wo es bislang keine Anzeichen von Verdrängung einheimischer Pflanzenarten gibt (in der Hördter Rheinaue, Vor und Schmidt 2008 und an der Mittelelbe, Zacharias und Breucker 2008).

4.4.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Negative Auswirkungen von *F. pennsylvanica* auf den Standort sind nicht bekannt. Durch die hohe Reiterationsfähigkeit nach mechanischen Schädigungen (Stammbruch und -biegung, Weller 1996) können neue Strukturen in den Waldbeständen entstehen, die z. B. von verschiedenen Vogelarten als Bruthabitat genutzt werden. Insgesamt kann der Landschaftscharakter (hauptsächlich in Auwäldern) durch dichtes Roteschenvorkommen verändert werden.

4.4.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Wie für andere, sehr stark zu Stockausschlag und Wurzelbrut neigende Baumarten gilt, dass mechanische und mechanisch-chemische Bekämpfungen nur erfolgreich sein können, wenn sie über einen langen Zeitraum kontinuierlich durchgeführt werden. Um den FFH-Lebensraumtyp der Elbeauen zu erhalten, wurden dort Bekämpfungsmaßnahmen angewandt und getestet (Zacharias und Breucker 2008). Dazu wurden einzelne Altbäume mit zwei verschiedenen Verfahren (Kettensäge und Baumfräse) geringelt. Nur die mit der Kettensäge tief eingeschnittenen Verwundungen führten zu einem sicheren Absterben der Kronen. Allerdings trieben auch hier die Stämme unterhalb des Einschnitts wieder rasch aus. Biologische Maßnahmen sollten an der geringen Konkurrenzkraft in höherem Alter ansetzen, d. h. bei einer gezielten Förderung von Mischbaumarten. Außerdem sollte darauf geachtet werden, dass die hydrochore Fernausbreitung eingedämmt wird, indem Roteschen in unmittelbarer Nähe zu Fließgewässern entfernt werden. Aufgrund des hohen Reproduktionspotenzials auf optimalen Standorten ist es unrealistisch, dort eine vollständige Beseitigung der Rotesche anzustreben (Zacharias und Breucker 2008).

4.4.8 Literatur

Abrams, M. D., Kubiske, M. E., Steiner, K. C. 1990. Drought adaptations and responses in five genotypes of *Fraxinus pennsylvanica* MARSH.: Photosynthesis, water relations and leaf morphology. Tree Physiology 6, 305-315

Albrecht, B. M., Lietsch, V. 2013. Die Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* MARSH.) im Stadtwald Bremen – Bestand, Altersverteilung, Wuchsleistung und Ausbreitungspotenzial einer neophytischen Baumart. Bachelorarbeit, Hochschule Bremen, Fakultät 5, ISTAB.

Albrecht, B. M., Lietsch, V., Zacharias, D. 2014. Die Rotesche (*Fraxinus pennsylvanica* MARSH.): Ein im Stadtwald Bremen eingebürgerter Neophyt. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 99, 13-24

Baumann, M. 2013. Das Eschentriebsterben in Sachsen. http://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/schaden/pilze_nematoden/sbs_eschentriebsterben_sachsen/index_DE (abgerufen am 14.11.2014)

Boerner, R. E. J., Brinkmann, J. A. 1996. Ten years of tree seedling establishment and mortality in an Ohio deciduous forest complex. Bulletin of the Torrey Botanical Club 123, 309-317

Buttler, K. P. 2005. Die Grün-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* subsp. novae-angliae) an der Mainspitze eingebürgert. Botanik und Naturschutz in Hessen 18, 15-22

Gucker, C. L., 2005. *Fraxinus pennsylvanica*. In: Fire Effects Information System, U. S. Dep. Agric., Forest Serv., Rocky Mountain Res. Sta., Fire Sciences Laboratory (Producer). http://www.fs.fed.us/databaselfeis/

Hosner, J. E., Minckler, L. S. 1960. Hardwood reproduction in the river bottoms of Southern Illinois. Forest Science 6, 67-77

Hosner, J. E., Leaf, A. L., Dickson, R., Hart, J. B. 1965. Effects of varying soil moisture upon the nutrient uptake of four bottomland tree species. Soil Science Society of America 29, 313-316

Johnson, W. C. 1971. The forest overstory vegetation on the Missouri River floodplain in North Dakota. Diss., Fargo, ND: North Dakota State Univ.

Kennedy, H. E. 1990. *Fraxinus pennsylvanica* MARSH. Green ash. In: Burns, R. M., Honkala, B. H. (techn. coords.) Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. Agric. Handb. 654. U.S. Dep. Agric. Washington DC, 348-354

Kolka, R. K., Trettin, C. C., Nelson, E. A., Conner, W. H. 1998. Tree seedlings establishment across a hydrologic gradient in a bottomland restoration. In: Cannizzaro, P. J. (ed.) Proc. Twenty Fifth Ann. Conf. Ecosystems Restoration and Creation, May 1998, 89-102

Küßner, R. 2003. Mortality patterns of *Quercus*, *Tilia* and *Fraxinus* germinants in a floodplain forest on the river Elbe, Germany. Forest Ecology and Management 173, 37-48

Küßner, R., Wagner, S. 2002. Struktur, Dynamik und Bewirtschaftung von Auenwäldern am Mittellauf der Elbe. In: Roloff, A., Bonn, S. (Hrsg.) Ergebnisse

ökologischer Forschung zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Auenwäldern an der Mittleren Elbe. Forstwiss. Beiträge Tharandt/Contrib. For. Sc. 17, 193-227

Lesica, P. 2003. Effects of wildfire on recruitment of *Fraxinus pennsylvanica* in Eastern Montana Woodlands. Am. Midl. Naturalist 149, 258-267

Meadows, J. S., Bonner, F. T., Haywood, J. D. 2006. Soil seed bank survival in forests of the Southern United States. New Forests 32, 335-345

Orlova-Bienkowskaja, M. J. 2014. European range of the emerald ash borer *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) is expanding: The pest destroys ashes in the northwest of Moscow oblast and in part of Tver oblast. Russian Journal of Biological Invasions 5, 32-37

Rehder, A. 1951. Manual of Cultivated Trees and Shrubs. Hardy in North America; exclusive of the subtropical and warmer temperate regions. 2nd ed., rev. and enlarged. The Macmillan Company, New York

Schaffrath, J. 2001. Vorkommen und spontane Ausbreitung der Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* Marshall) in Ost-Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10, 134-193

Scheller, H. 1977. Kritische Studien über die kultivierten *Fraxinus*-Arten. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 69, 49-162

Schenk, C. A. (Hrsg.) 1939. Fremdländische Wald- und Parkbäume. Bd. 3: Die Laubhölzer. Berlin

Schmiedel, D. 2010. *Fraxinus pennsylvanica* in den Auenwäldern der Mittelelbe – Invasionsbiologie und ökologisches Verhalten im naturschutzfachlichen Kontext. Berliner Beiträge zur Ökologie, Band 6. Weißensee Verlag, Berlin

Schmiedel, D. 2011. *Fraxinus pennsylvanica* MARSHALL, 1785. In: Roloff, A., Weisgerber, H., Lang, U., Stimm, B., Schütt, P. (Hrsg.) Enzyklopädie der Holzgewächse, 57. Erg.Lfg. 03/11, 1-12

Schmiedel, D., Schmidt, P. A. 2010. *Fraxinus pennsylvanica* Marsh (Oleaceae), Rot-Esche. Bundesamt für Naturschutz, http://www.neobiota.de/12643.html (abgerufen am 14.11.2014)

Schmiedel, D., Tackenberg, O. 2013. Hydrochory and water induced germination enhance invasion of *Fraxinus pennsylvanica*. Forest Ecology and Management 304, 437-443

Schmiedel, D., Huth, F., Wagner, S. 2013. Using data from seed-dispersal modelling to manage invasive tree species: the example of *Fraxinus pennsylvanica* Marshall in Europe. Environmental Management 52, 851-860

Schwerin, F., Graf v. 1928. Was bedeutet „*Fraxinus americana*“? Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 40, 214

Sutherland, E. K., Hale, B. J., Hix, D. M. 2000. Defining species guilds in the Central Hardwood Forest, USA. Plant Ecology 147, 1-19

Vor, T., Schmidt, W. 2008. Neophyten in der Hördter Rheinaue/Rheinland Pfalz. Forstarchiv 79, 143-151

Weller, M. 1996. Bestandesstrukturen in Auenwäldern der mittleren Theiß. Unveröff. Diplomarbeit an der Fak. f. Forstwissenschaften und Waldökologie, Univ. Göttingen

Wright, J. W. 1959. Silvical characteristics of Green Ash (*Fraxinus pennsylvanica*). Sta. Pa. 126. Northeastern Forest Exp. Sta. Forest Servo U. S. Dep. Agric. Washington D. C.

Wright, W. 1965. Green Ash (*Fraxinus pennsylvanica* MARSH.). In: Fowells, H. A. (ed.) Silvics of forest trees of the United States. Agric. Handb. 271. U. S. Dep. Agric. Washington DC, 185-190

Zacharias, D., Breucker, A. 2008. Die nordamerikanische Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* MARSH.) – zur Biologie eines in den Auenwäldern der Mittelelbe eingebürgerten Neophyten. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 9, 499-529

4.5 Gleditschie (*Gleditsia triacanthos* L.)

Autoren: Bernd Stimm, Steffi Heinrichs

4.5.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Fabaceae Lindl. (Schmetterlingsblütengewächse)
Gattung:	Gleditsia L. (Gleditschie)
Art:	*Gleditsia triacanthos,* Amerikanische Gleditschie, Lederhülsenbaum, Schotenbaum, Falscher Christusdorn, honey locust

4.5.2 Gesamtbewertung der ökologischen Zuträglichkeit und Anbauwürdigkeit

Die Gleditschie (*Gleditsia triacanthos*) ist im Wald nicht als invasiv einzuschätzen, kann aber im Offenland invasiv werden. Die Baumart ist relativ lichtbedürftig, sodass sie in Wäldern in erster Linie mit Störungen assoziiert ist (Überflutungen, Kronenlücken) und dort mit schattentoleranten Baumarten leicht zu beherrschen ist. So konnten in Mittel- und Osteuropa bisher keine negativen Auswirkungen auf die heimische Biodiversität durch verwilderte Vorkommen nachgewiesen werden. Anders ist dies auf der Südhalbkugel, wo die Art insbesondere in Argentinien und in Australien als invasiv gilt und einheimische Arten verdrängt. Verantwortlich für die Dominanz der Gleditschie dort sind die höhere Samenproduktion und Keimungsrate sowie die höhere Wachstumsrate im Vergleich zu einheimischen Baumarten. Da die Art als trockenheitstolerant gilt und eine gute Anpassungsfähigkeit an hohe Temperaturen

zeigt, ist eine weitere Ausbreitung im Zuge des Klimawandels auch in Mitteleuropa denkbar. Bestehende Populationen sollten daher beobachtet werden. Für die Nutzung als Zierbaum sollte auf wenig fruchtende Varianten zurückgegriffen werden, um keine Ausgangspunkte für eine weitere Ausbreitung zu schaffen. Vorteile wie die Rolle der Baumart als Pollen- und Nektarspender sowie Futterquelle für Insekten und andere Tiere sollten gegen die genannten Nachteile abgewogen werden.

Die Gleditschie wurde in erster Linie als Zier- und Parkbaum in Mitteleuropa gepflanzt und hat forstwirtschaftlich weder hier noch im natürlichen Verbreitungsgebiet in Nordamerika eine große Bedeutung. Neben der Nutzung als Ziergehölz wurde die Art in Europa vor allem im mediterranen Raum angepflanzt, um die zuckerhaltigen Früchte als Ergänzung für das Viehfutter zu nutzen. Im Wald ist die Gleditschie daher nicht als anbauwürdig einzustufen, da sie sich schlecht mit heimischen Arten mischen lässt und auch keinen nennenswerten wirtschaftlichen Ertrag erwarten lässt. Im Offenland sollte ebenfalls aufgrund der möglichen Invasivität zurückhaltend mit Anpflanzungen umgegangen werden.

4.5.3 Vorkommen

4.5.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung

Abb. 10. Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Gleditsia triacanthos* (verändert nach Blair 1990)

Die Gleditschie kommt in den östlichen bis zentralen USA, von Zentral-Pennsylvania nach Westen bis Südost-Dakota, nach Süden bis Zentral- und Südost Texas, von dort nach Osten bis Alabama und nordöstlich am Westabhang der Appalachen bis West-Maryland vor (Abb. 10). Östlich der Appalachen ist die Art eingebürgert. Isolierte Vorkommen gibt es in Nord-Florida, West-Texas und Westzentral-Oklahoma (Blair 1990). Die Art ist im natürlichen Verbreitungsgebiet bis in Höhenlagen von 760 m ü. NN (in Ausnahmefällen bis 1500 m) anzutreffen.

Klima, Böden, Waldgesellschaften

Die Art wächst im natürlichen Verbreitungsgebiet unter verschiedensten Klima- und Bodenbedingungen. Die jährliche Niederschlagssumme innerhalb des Verbreitungsgebiets variiert zwischen 500 und über 1.500 mm, die Länge der frostfreien Periode zwischen 140 und 340 Tagen (National Academy of Sciences 1983, Gold und Hanover 1993). Als Minimumtemperatur, die *G. triacanthos* toleriert, wird ein Wert von -34 °C angegeben, generell ist die Baumart aber eher im warm temperierten Klima verbreitet (Csurhes und Markula 2010).

Die Gleditschie wächst auf flachgründigen Böden und ist resistent gegen Trockenheit und hohe Salinitätsgrade. Ihr bestes Wachstum erzielt die überflutungstolerante Art jedoch in nährstoffreichen und feuchten Flussniederungen (Schenck 1939, Gold und Hanover 1993, Sullivan 1994). Die Gleditschie wächst auf basenreichen und sauren Böden; optimales Wachstum wurde bei pH-Werten zwischen 6 und 8 beobachtet (Blair und Roberts 1990, zitiert nach Sullivan 1994, s. a. 4.5.4.1).

Insbesondere die hohe Störungsfrequenz durch Überflutungen fördert die Baumart in den alluvialen Wäldern. Auch außerhalb der Flussniederungen ist *G. triacanthos* in Wäldern mit Störungen assoziiert. Sie ist meist in Bestandeslücken oder an Waldrändern zu finden (Csurshes und Markula 2010). In allen Waldtypen spielt die Baumart jedoch nur eine untergeordnete Rolle (Sullivan 1994). Invasiv verhält sich die Art in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet in Ackerbrachen (Burton und Bazzaz 1991, Sullivan 1994).

Genetische Differenzierung und Provenienzen

G. triacanthos zeigt eine hohe genetische Variabilität, was der Art die Anpassung an die unterschiedlichen Bedingungen im natürlichen Verbreitungsgebiet ermöglicht. Insbesondere nördliche Rassen sind äußerst frosthart, während sich südliche Vorkommen durch nährstoffreichere Früchte auszeichnen, die dort vor allem zur Viehfütterung genutzt werden.

Für die Nutzung als Ziergehölz wurden unterschiedlichste Formen kultiviert, insbesondere verschiedene dornenlose Varianten (Blair 1990).

4.5.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang
Die Gleditschie kam 1700 nach Europa und wird in Mitteleuropa vorwiegend als Park-, Zier- und Stadtbaum angebaut (MonumentalTrees 2014). Für Belgien, Frankreich und Österreich werden nicht etablierte bzw. etablierte Vorkommen gemeldet (DAISIE 2014). In der Schweiz ist sie als Parkbaum kultiviert, im Süden gelegentlich verwildert (Infoflora 2014). Neben der Nutzung als Zierbaum wurde die Art vor allem in Südosteuropa auch häufig als Hecke zum Sicht- und Windschutz, aber auch als Plantage zur Nutzung der Früchte für die Viehfütterung gepflanzt (zusammengefasst in Ferus et al. 2013).

Für Deutschland berichtet bereits Schenck (1939) von älteren und großen Exemplaren aus Parks bei Rostock, Braunfels, Potsdam, Stuttgart, Darmstadt, Hamburg, Teltow und Heidelberg. Unbeständige Vorkommen werden für die Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern, Hessen und Rheinland-Pfalz genannt (Buttler et al. 2014). Über Anbauten zur Holznutzung ist jedoch nichts bekannt.

Genetische Differenzierung und Provenienzen
Wie bereits unter 4.5.3.1 erwähnt, wurden vor allem viele dornenlose Varietäten kultiviert (z. B. *Gleditsia triacanthos* var. *inermis* Willd.), die als Zier- und Straßenbäume Verwendung finden. Viele dieser, im Handel angebotenen, Kultivare produzieren nur wenige Früchte (CABI 2014). Im mediterranen Europa werden insbesondere Kultivare angepflanzt, deren Früchte sich durch einen hohen Zuckergehalt auszeichnen und entsprechend als Viehfutter dienen (Papanastasis et al. 1999).

4.5.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.5.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

G. triacanthos ist in hohem Maße überflutungstolerant, aber auch trockenresistent und toleriert saline, basische und saure Bodenverhältnisse. Sie zeigt optimales Wachstum bei pH-Werten zwischen 6 und 8 und wächst auch auf Standorten mit geringer Stickstoffversorgung (Blair 1990). Für die Schweiz geben Landolt et al. (2010) ökologische Zeigerwerte für die Gleditschie an. Demnach besiedelt die Baumart frische, stark wechselfeuchte, schwach saure bis neutrale, mäßig nährstoffreiche, halbschattige Standorte in der warm kollinen Zone. Eine aktuelle Untersuchung zeigt außerdem die hohe Toleranz der Baumart hinsichtlich hoher Temperaturen unter Wasserstress (Godoy et al. 2011).

Die Gleditschie besitzt ein tiefes, weit ausgedehntes Wurzelsystem mit reicher Verzweigung und einer ausgeprägten Pfahlwurzel, sodass die Art das Bodengefüge

stabilisiert und häufig als Erosionsschutz angebaut wurde. Tiefgründige Böden werden nicht selten bis zu einer Tiefe von 6 m erschlossen. Das Wurzelsystem reagiert sehr flexibel auf die vorhandenen standörtlichen Bedingungen (Blair 1990). Im Gegensatz zu anderen Leguminosen ist die Gleditschie jedoch kein Stickstofffixierer (Sullivan 1994).

Untersuchungen aus Südamerika zeigen darüber hinaus, dass ein dominantes Auftreten der exotischen Gleditschie zu einem langsameren Streuabbau führt als bei Dominanz einheimischer Arten, was langfristig die Nährstoffverfügbarkeit einschränken kann (Furey et al. 2014).

4.5.4.2 Verjüngung

Die Gleditschie ist einhäusig, die Blüten sind eingeschlechtig und werden durch Insekten bestäubt. Die Blüte der Gleditschie beginnt, wenn die Blätter nahezu voll entfaltet sind. Im südlichen Teil des natürlichen Verbreitungsgebiets ist dies ab ca. 10. Mai der Fall, im nördlichen Teil ab ca. 25. Juni. Früchte in Form von vielsamigen Schoten bildet die Art ab einem Alter von 10 Jahren. Das Optimum der Samenproduktion, die in der Regel bis zu einem Alter von 100 Jahren andauert, wird zwischen 25 und 75 Jahren erreicht. Mastjahre finden im Turnus von zwei bis wenigen Jahren statt; eine reichliche Fruktifikation kann aber auch jährlich gegeben sein. Die Früchte reifen von September bis Oktober und fallen dann ab. Sie können aber auch am Baum überwintern (Blair 1990).

Die Samen der Gleditschie sind aufgrund einer undurchlässigen Schale lange Zeit lebensfähig. Die Schalen der Samen einer Schote werden zu unterschiedlichen Zeiten durchlässig, sodass eine Schote über mehrere Jahre Sämlinge produzieren kann. Die generative Verbreitung erfolgt durch Vögel und Säugetiere, wobei der Durchgang der Samen durch den Verdauungstrakt (z. B. beim Verzehr durch Rinder) die Keimfähigkeit verbessert. Künstlich kann das durch mechanisches Aufrauen, durch Heißwasser- oder Säurebehandlung erzeugt werden. Im Vergleich mit anderen Baumarten zeigt die Art die höchste Keimungsrate über ein breites Temperaturangebot hinweg. Unterschiedliche Wasserverfügbarkeiten führen zu einer größeren Varianz in der Keimungsrate als Temperaturunterschiede (Burton und Bazzaz 1991). Sämlinge wachsen auf Tonböden besonders gut und zeigen dort auch keine Abhängigkeit von der Lichtverfügbarkeit. Auf Löss- und Schlammböden ist das Wachstum jedoch im Schatten verlangsamt (Sullivan 1994).

Die Baumart bildet Adventivknospen am Wurzelstock und ist somit zur Ausbildung von Stockausschlägen und Wurzelbrut befähigt (Blair 1990).

4.5.4.3 Wachstum

In ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet erreicht die Art eine Höhe von ca. 25 m und einen BHD von 60-90 cm. Dort gilt sie als schnell wachsende Baumart und häufig als Pionierbaum (Sullivan 1994). Auf sehr guten Standorten können Höhen von über 40 m und Brusthöhendurchmesser bis 180 cm erzielt werden. Auf schlechten Standorten wächst die Art gedrungen, weitverzweigt und bei bedornten Varietäten mit starker Dornenausbildung. In 18- bis 35-jährigen Plantagen in Nebraska werden mittlere Durchmesserzuwächse von 4,6 cm in 10 Jahren erreicht. Unter günstigen Bedingungen liegt der jährliche Durchmesserzuwachs junger Gleditschien zwischen 8 und 13 mm. Die mittleren jährlichen Höhenzuwächse von Gleditschien in Windschutzpflanzungen lagen bei 50 cm in den ersten 7 Jahren. Im Allgemeinen erreicht die Baumart ein Alter von durchschnittlich 125 Jahren (Blair 1990).

4.5.5 Waldbauliche Behandlung

Die Gleditschie spielt in geschlossenen Wäldern Mitteleuropas, ähnlich wie in unterschiedlichen Waldtypen des natürlichen Verbreitungsgebiets, kaum eine Rolle und kann aufgrund ihrer Lichtbedürftigkeit rasch durch schattentolerantere Baumarten ausgedunkelt werden. Erkenntnisse über eine waldbauliche Behandlung gibt es daher nicht. In ihrer Heimat erfolgt die Bestandesbegründung durch Direktsaat oder Pflanzung.

Obwohl sich das Holz aufgrund einer hohen Festigkeit und Dauerhaftigkeit mit Bodenkontakt generell als Bau- und Möbelholz eignet, ist es auch im natürlichen Verbreitungsgebiet aufgrund der relativ geringen Verfügbarkeit ökonomisch kaum von Bedeutung (Sullivan 1994). In Mitteleuropa beschränkt sich der Anbau der meist dornenlosen Varietäten auf Zierbäume, insbesondere auf trockenen Standorten, und Windschutzstreifen. Im mediterranen Raum erfolgte der Anbau zur Futtergewinnung, da die sich die Früchte durch einen hohen Protein- (Samen) und Zuckergehalt (Schote) auszeichnen (s. o.).

4.5.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.5.6.1 Biotische Risiken

Nach Schenck (1939) hat die Gleditschie weder unter den holzzerstörenden Pilzen noch unter den holzbohrenden Insekten besondere Feinde. Eine Liste von Schädlingen und Krankheiten findet sich in CABI (2014).

Die Gleditschie beherbergt im natürlichen Verbreitungsgebiet eine Reihe herbivorer Insekten, z. B. die Mottenart *Homadaula anisocentra*, die erhebliche Fraß-

schäden verursacht (Blair 1990). Seit den 1970er Jahren wurde die invasive Mücke *Dasineura gleditchiae* (Diptera: Cecidomyiidae) zunächst in den Niederlanden, später dann auch in anderen europäischen Ländern an der Gleditschie festgestellt (EPPO 2008). Starker Befall führt zu Wuchsverzögerung, Absterben von Trieben und partiellem Laubfall.

Unter den pathogenen Pilzen verursacht *Thyronectria austro-americana* eine sehr ernst zu nehmende Krebserkrankung der Gleditschie (Blair 1990, Worf und Heimann 1999, CABI 2014).

4.5.6.2 Abiotische Risiken

Die Gleditschie ist anspruchslos hinsichtlich diverser Standortbedingungen (s. o.) und kann auch sehr niedrige Temperaturen (bis -34 °C) überstehen. Die Art gilt jedoch als äußerst schattenintolerant, sodass eine erfolgreiche Etablierung nur unter Offenlandbedingungen, in Lücken oder an Waldrändern möglich ist. Sie charakterisiert überwiegend frühe – selten auch mittlere – Stadien der Sukzession.

Obwohl die Gleditschie aufgrund ihrer relativ dünnen Borke gegen Waldbrände und Feuer empfindlich ist, wird ihre Regeneration durch solche Störungen in der Folge begünstigt. Junge Bäume schlagen nach Feuer wieder aus (Sullivan 1994).

Die Art ist tolerant gegenüber Trockenheit, hohen Temperaturen und Luftschadstoffen (zusammengefasst in Ferus et al. 2013).

4.5.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.5.7.1 Ökologische Integration

Die Hülsenfrüchte werden im natürlichen Verbreitungsgebiet von Rindern, Ziegen, Wildtieren, Eichhörnchen, Kaninchen, Rabenvögeln und Staren verzehrt. Weißwedelhirsche schälen mit Vorliebe die weiche Rinde junger Bäume im Winter und verbeißen die jungen Triebe (Sullivan 1994). Die Blätter gelten jedoch als giftig (Bös 2000). Insbesondere aufgrund des hohen Nährstoffgehaltes der Früchte wird die Art im Mittelmeergebiet zur Aufbesserung der Mast, meist von Schafen, gepflanzt (Papanastasis et al. 1999). Die Einbringung in Weiden dient sowohl zur Ergänzung der Nahrung als auch als Schattenspender, ohne jedoch die Weidegräser zurückzudrängen. Sie können unter dem lockeren Kronendach gut gedeihen (Sullivan 1994).

Die Gleditschie ist während ihrer relativ kurzen Blütezeit Pollenquelle und Nektarspender (Blair 1990).

4.5.7.2 Prädation und Herbivorie

Wie bereits beschrieben, stellen die Früchte eine wertvolle Nahrungsergänzung für verschiedene Wildtiere dar. Des Weiteren treten im natürlichen Verbreitungsgebiet verschiedene blattfressende Tiere an der Gleditschie auf, u. a. Spinnmilben- und Motten-Arten (s. o.). Nach Nehring et al. (2013) wurde die Gleditschien-Gallmücke (*Dasineura gleditchiae*) in den 1970er-Jahren aus Nordamerika nach Europa eingeschleppt und anschließend durch den Handel mit *G. triacanthos* in fast alle europäischen Ländern verbreitet (1997 Erstfund in Deutschland, EPPO 2008).

Die invasive asiatische Käferart *Megabruchidius tonkineus* nutzt die Samen der Gleditschie in Europa als Nahrung (György und Germann 2012, Ferus et al. 2013).

Gegen Verbiss durch Säugetiere wehrt sich die Gleditschie vor allem durch lange Dornen am Stamm und an den Trieben (Abb. 11).

Abb. 11. Charakteristisch für die Wildform der Gleditschie: Lange Dornen an Stamm und Trieben (Fotos: T. Vor)

4.5.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet ist bekannt, dass die Entwicklung der Jungbäume im Schatten, sowohl ober- als auch unterirdisch, aufgrund der geringen Schattentoleranz deutlich verzögert ist, insbesondere auf schlechteren Standorten. Um in der Konkurrenz mit anderen Waldbäumen zu überleben und sich zu entwickeln, muss die Gleditschie stets eine dominante Position im Kronendach der jeweiligen Waldentwicklungsphase einnehmen (Blair 1990). Dies gelingt ihr zumeist in Argentinien, wo *G. triacanthos* sich insbesondere nach menschlichen Störungen in Wäldern etablieren kann und dort dichte Bestände bildet (Marco und Paéz 2000, Ferreras et al. 2014). Grund für die Dominanz sind in der Regel die hohe Samenproduktion, die hohe Keimungsrate und das schnelle Wachstum im Vergleich zu einheimischen Baumarten, die als Folge durch die Gleditschie verdrängt werden. Auch in der argentinischen Pampa verhält sich die Gleditschie invasiv und hat die Pampa insbesondere auf gut drainierten Böden so

stark verändert, dass die ursprüngliche Vegetation nur unter großem Aufwand wiederhergestellt werden kann (Ghersa et al. 2002). Im australischen Queensland hat sich *G. triacanthos* besonders in beweideten Flussniederungen bis 1993 ausgebreitet und dem Vieh häufig den Zugang zum Wasser versperrt sowie einheimische Grasland-Vegetation verdrängt. Um einer weiteren Ausbreitung entgegenzuwirken, wurden ab 1993 alle Individuen chemisch und mechanisch bekämpft (Csurhes und Markula 2010).

4.5.7.4 Hybridisierung

Im ursprünglichen Verbreitungsgebiet wird *G.* x *texana* als Hybrid zwischen *G. aquatica* und *G. triacanthos* angesehen (Blair 1990).

4.5.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Siehe 4.5.7.2!

4.5.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Insbesondere auf der Südhalbkugel (vor allem in Argentinien und Australien, aber auch in Südafrika (Richardson und Rejmánek 2011)) gilt *G. triacanthos* als invasiv und kann sowohl im Grasland als auch in Waldökosystemen dichte Bestände bilden und einheimische Arten verdrängen (Marco und Paéz 2000, Ferreras et al. 2014, Ghersa et al. 2002, Csurhes und Markula 2010). Dies wird auf die hohe Samenproduktion, die hohe Keimungsrate, das schnelle Wachstum, die Fähigkeit zur generativen und vegetativen Vermehrung und die kurze Jugendphase zurückgeführt, die diese Baumart im Vergleich zu den dort heimischen Baumarten fördern.

Für Europa stuften Weber und Gut (2004) die Baumart als potenziell invasiv ein. Funde verwilderter Gleditschien in Österreich zeigten bisher jedoch keine negativen Auswirkungen (Essl und Rabitsch 2002). Als gelegentlich invasiv wird die Art in Ungarn eingeschätzt (Balogh et al. 2004, zitiert nach Ferus et al. 2013). In der Slowakei gilt die Art als eingebürgert. Hier ist sie stetiger Bestandteil in der Donau-Niederung, wo die Keimung und weitere Ausbreitung jedoch häufig durch den Käfer *Megabruchidius tonkineus* verhindert werden (Ferus et al. 2013). Im Donau-Delta fällt die Gleditschie nach Doroftei et al. (2009) nicht unter die bedeutenden neophytischen Arten. In einem Schutzgebiet nahe Belgrad in Serbien konnte die Art nur in Grünlandbrachen, an Waldrändern und an Ruderalstandorten, nicht jedoch in den natürlichen Waldgesellschaften gefunden werden, sodass die Gleditschie auch hier als wenig riskant für die einheimische Biodiversität eingestuft wurde (Glišić et al. 2014). In der Tschechischen Republik tritt die Baumart gelegentlich in naturnaher Vegetation auf (Pyšek et al. 2012).

4.5.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Die mit Dornen bewehrten Varietäten verhindern das Erklettern der Bäume durch Katzen und Eichhörnchen und damit das Plündern von Vogelnestern. Auch dichte Hecken mit dieser Baumart können wertvolle Habitate sein (Schenck 1939). Darüber hinaus wird sie als Erosionsschutz gepflanzt, sie kann in Städten eine Begrünungsfunktion und damit zusammenhängende Ökosystemdienstleistungen erfüllen und eine wertvolle Ergänzung zur Viehfütterung sein (Sullivan 1994). In den USA wurde auch das Potenzial der Gleditschie für Kurzumtriebsplantagen untersucht. Die Art zeigte eine gute Überlebensrate auch nach der vierten jährlichen Ernte (Geyer 1989).

In Australien war neben der Gefahr für einheimische Pflanzengesellschaften auch die Verletzungsgefahr des Viehs an den Dornen Grund für die radikale Bekämpfung (Csurhes und Markula 2010).

4.5.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Insbesondere in Queensland/Australien wurde die Art Anfang der 1990er-Jahre radikal bekämpft durch den Einsatz mechanischer (Umdrücken, Tiefpflügen) und chemischer Maßnahmen, sodass die Gleditschie heute dort nur noch isoliert vorkommt (Csurhes und Markula 2010). Eine weitere regelmäßige Kontrolle wird aber vor allem hinsichtlich des Klimawandels empfohlen.

4.5.8 Literatur

Blair, R. M. 1990. *Gleditsia triacanthos* L. – Honeylocust. In: Burns, R. M. und Honkala, B. M. (tech. coords.) Silvics of North America: 2. Hardwoods. Agriculture Handbook 654, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC., Vol. 2

Bös, B. 2000. Lederhülsenbaum (*Gleditsia triacanthos*). http://www.giftpflanzen.com/gleditsia_triacanthos.html (abgerufen am19.12.2014)

Burton, P. J., Bazzaz, F. A. 1991. Tree seedling emergence on interactive temperature and moisture gradients and in patches of old-field vegetation. American Journal of Botany 78, 131-149

Buttler, K. P., Thieme, M. 2014. Florenliste von Deutschland – Gefäßpflanzen. Version 5 (Juli 2013). http://www.kp-buttler.de/florenliste/index.htm (abgerufen am 04.03.2014)

CABI 2014. *Gleditsia triacanthos*. Forestry Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/fc (abgerufen am 05.03.2014)

Csurhes, S., Markula, A. 2010. Weed risk assessment. Honey locust tree – *Gleditsia triacanthos*. The State of Queensland, Department of Employment, Economic Development and Innovation

DAISIE 2014. *Gleditsia triacanthos*. http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do? speciesId=12634# (abgerufen am 04.03.2014)

Doroftei, M., Mierlă, M., Marinov, M. 2009. Ecology of some alien plant species in Danube Delta. Ovidus University Annals of Natural Sciences, Biology – Ecology Series 9, 1-4

EPPO 2008. *Dasineura gleditchiae* (Diptera: Cecidomyiidae): an invasive species in Europe. EPPO Reporting Service No. 11, Paris, 2008-11-01, 2008/224

Essl, F., Rabitsch, W. 2002. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien. 432 S.

Ferreras, A. E., Funes, G., Galetto, L. 2014. Interannual evaluation of the regenerative strategies of the exotic invasive species *Gleditsia triacanthos* compared with the native *Acacia aroma* in the Chaco Serrano Woodland of Cordoba (Argentina). Bosque 35, 155-162 [in Spanisch]

Ferus, P., Barta, M., Konôpková, M., Turčeková, J., Maňka, P., Bibeň, T. 2013. Diversity in honey locust (*Gleditsia triacanthos* L.) seed traits across the Danube basin. Folia Oecologica 40, 163-169

Furey, C., Tecco, P. A., Perez-Harguindeguy, N., Giorgis, M. A., Grossi, M. 2014. The importance of native and exotic plant identity and dominance on decomposition patterns in mountain woodlands of central Argentina. Acta Oecologica 54, 13-20

Geyer, W. A. 1989. Biomass yield potential of short-rotation hardwoods in the Great Plains. Biomass 20, 167-175

Ghersa, C. M., de la Fuente, E., Suarez, S., Leon, R. J. C. 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. Agriculture, Ecosystems and Environment 88, 271-278

Glišić, M., Lakušić, D., Šinžar-Sekulić, J., Javanović, S. 2014. GIS analysis of spatial distribution of invasive tree species in the protected natural area of Mt. Avala (Serbia). Botanica Serbica 38, 131-138

Godoy, O., Pires de Lemos-Filho, J., Valladares, F. 2011. Invasive species can handle higher leaf temperature under water stress than Mediterranean natives. Environmental and Experimental Botany 71, 207-214

Gold, M. A., Hanover, J. W. 1993. Honeylocust (*Gleditsia triacanthos*), a multi-purpose tree for the temperate zone. The International Tree Crops Journal 7, 189-207

György, Z., Germann, C. 2012. First record of the invasive *Megabruchidius tonkineus* (Pic, 1904) for Switzerland (Coleoptera, Chrysomelidae, Bruchinae). Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 85, 243-249

Infoflora. 2014. *Gleditsia triacanthos* L. http://www.infoflora.ch/de/flora/12173-gleditsia-triacanthos.html (abgerufen am 04.03.2014)

Landolt, E., Bäumler, B., Erhardt, A., Hegg, O., Klötzli, F., Lämmler, W., Nobis, M., Rudmann-Maurer, K., Schweingruber, F.-H., Theurillat, J.-P., Urmi, E., Vust, M., Wohlgemuth, T. 2010. Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Haupt Verlag, Bern

Marco, D. E., Páez, S. A. 2000. Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraea ternifolia* montane forests of central Argentina. Environmental Management 26, 409-419

Monumental Trees 2014. Monumentale Bäume. http://www.monumentaltrees.com/de/ weltweit-gleditsiatriacanthos/; http://www.monumentaltrees.com/de/baeume/ gleditsiatriacanthos/rekorde/ (abgerufen am 04.03.2014)

National Academy of Sciences 1983. Firewood crops and tree species for energy production volume 2. Washington DC, United States of America

Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W., Essl, F. (Hrsg.) 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschlandwild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skript 352, 100-101

Papanastasis, V. P., Tsiouvaras, C. N., Dini-Papanastasi, O., Vaitsis, T., Stringi, L., Cereti, C. F., Dupraz, C., Armand, D., Meuret, M., Olea, L. 1999. Selection and utilization of cultivated Fodder Trees and Shrubs in the Mediterranean Region. Options Méditerranéennes. SERIE B: Etudes et Recherches 23, 1-93

Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtek, J. Jr., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, J., Štajerová, K., Tichý, L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2_{nd} edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia 84, 155-255

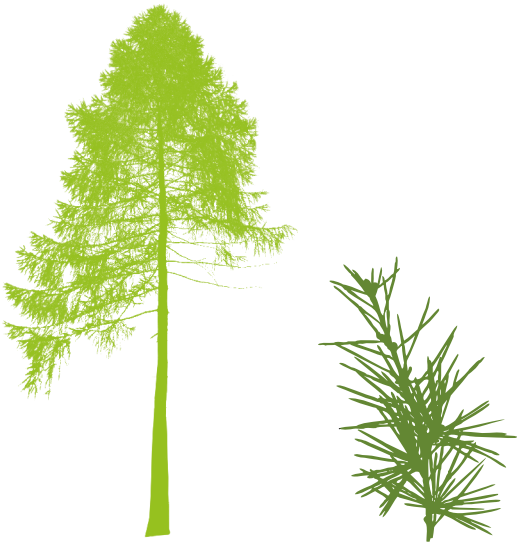
Richardson, D. M., Rejmánek, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. Diversity and Distributions 17, 788-809

Schenck, C. A. 1939. Fremdländische Wald- und Parkbäume. 3. Die Laubhölzer. P. Parey, Berlin

Sullivan, J. 1994. *Gleditsia triacanthos*. In: Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). http://www.fs.fed.us/database/feis/ (abgerufen am 17.12.2014)

Weber, E., Gut, D. 2004. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. Journal for Nature Conservation 12, 171-179

Worf, G. L., Heimann, M. F. 1999. Honeylocust disorder: Canker diseases in Wisconsin. UW Extension A 3281



4.6 Japanlärche (*Larix kaempferi* Lamb. *Carr.*, Syn. *Larix leptolepis* (Sieb et Zucc.) Gord.)

Autoren: Hermann Spellmann, Regina Petersen, Axel Noltensmeier

4.6.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Pinaceae (Kieferngewächse)
Gattung:	Larix (Lärchen)
Art:	*Larix kaempferi,* Japanische Lärche, Japanlärche, Japanese larch

4.6.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die Japanlärche (*Larix kaempferi*) ist nicht als invasiv anzusehen. Ihr begrenztes Ausbreitungspotenzial und ihre geringe Konkurrenzkraft gegenüber einheimischen Baumarten ermöglichen eine leichte waldbauliche Kontrolle. Negative Auswirkungen auf die Biodiversität sind nicht zu erwarten bzw. können durch geeignetes Management problemlos vermieden werden. Die schlecht abbaubare Streu der Japanlärche kann in Reinbeständen zur Rohhumusbildung und Standortversauerung beitragen.

Die Japanlärche ist in Deutschland insbesondere im küstennahen Raum und in den Mittelgebirgen anbauwürdig. Sie ist in ihren Ansprüchen an den Bodennährstoffhaushalt genügsam, biotisch und abiotisch relativ wenig gefährdet und bei Beachtung ihrer lichtökologischen Ansprüche und ihres Wachstumsganges leicht in waldbauliche Entwicklungskonzepte zu integrieren. In Mischung mit einheimischen Baumarten entstehen strukturreiche Wälder, die einen vielfältigen Lebensraum bieten

und die ungünstigen Humuseigenschaften ausgleichen. Ihre Ansprüche an eine ausreichende Wasserversorgung schließen eine Ausweitung des Japanlärchenanbaus bei fortschreitenden Klimaänderungen weitgehend aus.

4.6.3 Vorkommen

4.6.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *Larix kaempferi* in Japan ist auf die japanischen Alpen auf der Hauptinsel Honshu beschränkt (Abb. 12). Die horizontale Verbreitung reicht vom 35. bis zum 37. Grad nördlicher Breite und vom 137. bis zum 140. Grad östlicher Länge. Höhenzonal kommt die Japanlärche zwischen 1.100 und 2.400 m ü. NN vor. Am Mt. Fuji bildet die Japanlärche mit *Abies mariesii* die Baumgrenze bei 2.700 m ü. NN (Hayashi 1951, zitiert nach Schober und Rau 1991).

Abb. 12. Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Larix kaempferi* in Japan (verändert nach Hayashi 1951)

Klima, Böden, Waldgesellschaften

Das Klima im natürlichen Verbreitungsgebiet ist durch relativ warme feuchte Sommer und trockene kalte Winter geprägt. Es fallen jährlich zwischen 1.500 und 2.500 mm Niederschlag, davon mehr als die Hälfte in der Vegetationszeit. Bei den Böden in den japanischen Alpen handelt es sich meist um nährstoffreiche jung- und altvulkanische Lehme und Kiese, die sich aus Lava, Tuffen oder Aschen entwickelt haben. Die Japanische Lärche kommt häufig in Mischbeständen mit verschiedenen Tannenarten wie *Abies veitchii*, *A. homolepis* oder *A. mariesii* vor, die die Lärchenbe-

stände in der Alterungsphase unterwandern und in der nächsten Generation teilweise ablösen. Aufgrund ihrer ausgesprochenen Pioniereigenschaften breitet sich die Japanische Lärche im Gegenzug nach Katastrophen auf Freiflächen wieder temporär aus (Schober 1987a).

Genetische Differenzierung und Provenienzen
Das Areal von *Larix kaempferi* ist nicht zusammenhängend, sondern besteht aus kleineren und größeren, voneinander getrennten Teilvorkommen, die jeweils bestimmte Gebirgszüge, Bergrücken und deren Ausläufer umfassen. Die Phänotypen sind nach Schaftform, Ast- und Kronenausbildung standörtlich sehr verschieden. Dies ist zum großen Teil auf die in den alpinen Hochlagen örtlich wechselnden Einflüsse harter Umweltbedingungen zurückzuführen (Schober und Rau 1991).

4.6.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang
Die Japanische Lärche wurde Ende des 19. Jahrhunderts in Deutschland eingeführt (Schober 1953) und seit den Anfängen des Forstlichen Versuchswesens in Anbauversuchen und anschließend in Provenienz-, Standraum- und Mischbestandsversuchen wissenschaftlich untersucht (Ganghofer 1884). Heute ist sie nach der Douglasie die flächenmäßig bedeutsamste eingeführte Baumart. Ihr Baumartenanteil am bestockten Holzboden beträgt nach den Ergebnissen der dritten Bundeswaldinventur 0,76 %. Hauptgründe für ihren Anbau waren das im Vergleich zu den meisten Herkünften der Europäischen Lärche überlegene Wachstum und ihre Widerstandsfähigkeit gegenüber dem Lärchenkrebs (*Lachnellula willkommii*). Die Japanische Lärche gedeiht am besten bei hoher Luftfeuchtigkeit und ausreichender Bodenwasserversorgung (Schober 1987a), weshalb sie bisher vermehrt im Küstenbereich angebaut wurde.

Genetische Differenzierung und Provenienzen
Im Gegensatz zur Europäischen Lärche (*Larix decidua*) haben internationale und nationale Herkunftsversuche nur eine relativ geringe Differenzierung in der Wuchsform und der Wuchsleistung zwischen den Herkünften der Japanischen Lärche aufgezeigt (Schober und Rau 1991). Dies ist im Zusammenhang mit dem vergleichsweise kleinen natürlichen Verbreitungsgebiet zu sehen. Entsprechend gering ist das Risiko von Anbau-Misserfolgen durch Verwendung einer ungeeigneten Herkunft, solange die Standortansprüche der Japanischen Lärche beachtet werden. Das für forstliche Zwecke benötigte Vermehrungsgut stammt seit Inkrafttreten des Forstvermehrungsgutgesetzes von 2002 ausschließlich aus für die Saatguternte amtlich zugelassenen Beständen oder Samenplantagen in Deutschland oder im EU-Raum. In Deutschland sind rund 300 Bestände mit einer reduzierten Fläche von 677 ha für die Saatguternte zu-

gelassen. Hinzu kommen fünf Samenplantagen, von denen zwei nach der internationalen Kategorie „geprüft“ für die Saatgutgewinnung zugelassen sind (BLAG 2014).

4.6.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.6.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

In Deutschland geht das geeignete Standortspektrum für den Anbau der Japanlärche deutlich über dasjenige in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet hinaus. Die Ansprüche an die Wasserversorgung schließen ihren Anbau in subkontinentalen Wuchsbezirken oft aus. Empfohlen wird hingegen der Anbau auf schwach bis mäßig versorgten, grundwasserbeeinflussten Standorten im küstennahen Raum, auf frischen bis feuchten, jedoch nicht stärker stauenden, mäßig nährstoffversorgten Standorten des Tieflandes und auf den besser wasserversorgten Standorten in den Mittelgebirgen, insbesondere an Schatthängen (Otto 1987, Wachter 1987). Geringe Niederschläge können ggf. durch Grundwasseranschluss und geringe Bodenwasservorräte durch hohe Luftfeuchtigkeit kompensiert werden. Zur Austrocknung neigende Standorte scheiden für einen Anbau aus. Nach Untersuchungen in den Niederlanden besteht eine deutliche Beziehung zwischen der Bodentextur/Bodenwasserspeicherkapazität und der Wuchsleistung (Schelling 1961, zitiert nach Westphal 1997). Bei ausreichender Wasserversorgung zeigt die Japanlärche selbst auf mäßig nährstoffversorgten Standorten befriedigende bis gute Wuchsleistungen (Schober und Rau 1991, Schober und Spellmann 2001).

Aufgrund ihrer Ansprüche an eine ausreichende Wasserversorgung ist bei fortschreitenden Klimaänderungen nicht mit einer Ausweitung des Japanlärchenanbaus zu rechnen. Ihre Frosthärte macht sie geeignet für den Anbau auf Freiflächen. Mit ihr lassen sich wirksame Vorwälder begründen, die bei Erstaufforstungen und Walderneuerungen auf frostgefährdeten Standorten gute Dienste leisten (Hamm 1963, Röhe 1997).

Nach Murach und Heydeck (2002) bildet die Japanische Lärche auf lockeren, ausreichend durchlüfteten Böden eine Pfahlwurzel als Primärwurzel, die sich mit zunehmendem Alter in ein Herzwurzelsystem mit Senkerwurzeln weiterentwickelt. Sie ist wurzelintensiver und sturmfester als die Fichte (Eggert 1987). Auf Staunässe und Bodenverdichtungen reagiert sie empfindlich durch Bildung eines Flachwurzelsystems und scheidet hier für einen Anbau aus.

Lärchenstreu ist relativ schwer zersetzbar und bewirkt in Reinbeständen den Aufbau größerer Humusauflagen. Auch auf besseren Standorten kommt es zur Ausbildung rohhumusartiger Moder. Damit einhergehend ist auch eine deutliche Versauerung des Oberbodens nachweisbar (Otto 1987, Heinsdorf 2002), weshalb ein Anbau nur in Mischbeständen empfohlen wird.

4.6.4.2 Verjüngung

Die Lärche ist einhäusig und beginnt im Freistand etwa nach dem 15., im Schluss nach dem 20. bis 30. Lebensjahr zu blühen. Auf günstigen Standorten fruktifiziert sie alle 3 bis 4 Jahre reichlich. Die kleinen Samen werden vom Wind verbreitet. Konkrete Untersuchungen zur Ausbreitungsdistanz liegen aus Deutschland nicht vor. Sie dürfte sich aber mit der Europäischen Lärche vergleichbar sein. Nach Kohlermann (1950) beträgt die Flugweite bei Windgeschwindigkeiten von 1,7 m/sec 20 bis 30 m, bei Windgeschwindigkeiten von 5,9 m/sec 50 bis 80 m. Der Samen überlebt im Boden lediglich einige Monate. In ihrer Heimat stellt sich Naturverjüngung bevorzugt auf jungen, flachgründigen vulkanischen Böden ein (Schenck 1939) sowie nach Taifun-Abschwemmungen und in kalten Hochlagen (Plochmann 1961). Nach Hayashi (1952) ist die natürliche Verjüngung nur sporadisch erfolgreich. In Norddeutschland findet sich Naturverjüngung immer wieder auf Störungslöchern in Japanlärchenrein- und -mischbeständen ein (Hamm 1963, Röhe 1997). Voraussetzungen sind freigelegte Mineralbodenanteile und ein ausreichendes Strahlungsangebot. Die Japanlärche besitzt nicht die Fähigkeit, sich vegetativ zu regenerieren (Stimm 2004).

Etwa ab dem Alter von 40 Jahren kann davon ausgegangen werden, dass alle Bäume eines Bestandes in der Lage sind, zu blühen und fertile Samen hervorzubringen. Deshalb darf von diesem Alter an Saatgut für forstliche Verwendungszwecke geerntet werden (Forstvermehrungsgut-Zulassungsverordnung 2002). Die autovegetative Vermehrung Japanischer Lärchen über Stecklingsbewurzelung bereitet keine größeren Probleme, spielt aber bei der Produktion von Pflanzen für die Forstwirtschaft eine untergeordnete Rolle (Wunder 1987). Auch die heterovegetative Vermehrung mittels Pfropfung ist ohne Weiteres möglich und wurde bei der Begründung von Samenplantagen eingesetzt.

4.6.4.3 Wachstum

Die Japanische Lärche ist eine sehr robuste und schnellwüchsige Pionierbaumart, die sich einfach und sicher kultivieren lässt (Röhe 1997). Als typische Lichtbaumart kulminieren Höhen-, Durchmesser- und Volumenzuwachs früh. Die Schattentoleranz und Plastizität der Kronen nehmen von der Jungwuchsphase bis zur Baumholzphase kontinuierlich ab. Die Japanlärche benötigt ausreichend Standraum und freie Kronen ohne Schirmdruck. Wie bei allen Lichtbaumarten ist ihre Fähigkeit zur Selbstdifferenzierung gering. Im Gegensatz zur Europäischen Lärche hat die Japanische Lärche aber eine deutlich höhere Kronenplastizität. In dichten Naturverjüngungshorsten bildet sie meist gerade und feinastige Schaftformen aus. Bei früher Freistellung oder in lückigen Jungbeständen entwickeln sich häufig grobe Äste und weit ausladende Kronen. Säbelwuchs oder starke Krümmungen sind nicht genetisch, sondern durch

die Standort- und Witterungsbedingungen, vor allem Wind, bedingt. Der Windeinfluss bremst auch deutlich das Höhenwachstum in Küstennähe (Westphal 1997). Auf geeigneten Standorten zeigen Japanische Lärchen einen lang anhaltend hohen Zuwachs, der das Niveau wüchsiger Herkünfte der Europäischen Lärche erreicht und teilweise übertrifft. Schober (1987b) konnte in 79- bis 99-jährigen Anbauversuchen mit Japanischer Lärche einen durchschnittlichen Gesamtzuwachs pro Jahr und Hektar von 11,8 bis 13,1 Vorratsfestmetern bei einer Gesamtwuchsleistung von 930 bis 1212 Vorratsfestmetern ermitteln. In Unterbauversuchen mit Japanlärche im Oberstand und Tannen im Unterstand lagen in Versuchen in Nordwestdeutschland die Gesamtzuwächse deutlich über den Ertragstafelzuwächsen für Japanlärchen-Reinbestände gleicher Bonität (Schober und Spellmann 2001).

Nach Schober und Rau (1991) bestehen keine signifikanten Wuchsleistungs- und Qualitätsunterschiede zwischen einzelnen Provenienzen, und so sind die Risiken für örtliche Anbau-Misserfolge durch die Wahl falscher Provenienzen wesentlich geringer als bei der Europäischen Lärche. In Mischbeständen mit heimischer Buche werden eine hohe Produktivität und strukturelle Vielfalt bei vergleichbaren Produktionszeiträumen erreicht.

4.6.5 Waldbauliche Behandlung

Die potenziellen Anbauflächen der Japanischen Lärche liegen nach Otto (1987), Wachter (1987), Spellmann (1994) und Röhe (1997) im küstennahen Flachland bzw. kühl-feuchten Bergland. Zur Streuverbesserung wird ein Anbau in Mischung mit Buche oder anderen Baumarten empfohlen. Femelartige Strukturen mit horst- bis kleinflächigen Mischungen sind intensiveren Mischungsformen vorzuziehen, da andernfalls die früh im Zuwachs kulminierende Japanlärche überwachsen wird oder ständig freigestellt werden muss. Außerdem ist bei dieser Lichtbaumart stets auf ein ausreichendes Strahlungsangebot zu achten. Als Vorwald gestattet die Japanlärche die gefahrlose Einbringung von Halb- und Schattbaumarten auf der Kahlfläche und dient ihnen als Wegbereiter (Hamm 1963, Röhe 1997).

Lärchennaturverjüngung kann auf Störungsflächen genutzt oder über Femellöcher eingeleitet werden. Als Mineralbodenkeimer setzt dies entweder Standorte mit geringer Nadelstreu oder Flächen mit Bodenverwundungen z. B. durch Holzerntemaßnahmen voraus. Krautschichten mit einem hohen Deckungsgrad, dichter Grasfilz oder hohe Laubstreuauflagen schließen hingegen wie bei der Europäischen Lärche das Auflaufen und die Etablierung von Japanlärchen-Naturverjüngung weitgehend aus (vgl. Untersuchungen zur Europäischen Lärche von Lüpke und Röhrig 1972). Bei Pflanzungen mit qualifiziertem Vermehrungsgut sollte die Mindestgröße der Kultur nicht unter 0,2 ha liegen und mit einer Stückzahl von 2.500 bis 3.000 Pflanzen pro Hektar begründet werden.

In der Jungwuchs- und Dickungsphase (bis 6 m Oberhöhe) sind qualitativ schlechte Vorwüchse zu entfernen und die Stammzahlen in dichten, undifferenzierten Naturverjüngungen zu reduzieren. In Buchengrundbeständen sollte der Wuchsvorsprung der Lärchen mindestens 2 bis 3 m betragen, um ohne wiederholte Mischwuchsregulierungen in der Konkurrenz mit der überlegenen Buche zu stehen. Im Gerten- bis Stangenholz (Oberhöhe 6 bis 12 m) sind 100 bis 150 vitale Zukunftsbäume auszuwählen und in starken Eingriffen freizustellen. Zur Wertholzproduktion ist eine Ästung der Zukunftsbäume vorzusehen (Totasterhalter). Die ausgewählten, geästeten Zukunftsbäume sind in der Altersstufe geringes Baumholz (Oberhöhe 12 bis 20 m) kontinuierlich mit Eingriffen im Turnus von 3 bis 5 Jahren konsequent freizustellen. Für langsam wüchsigere Mischbaumarten beginnt zu diesem Zeitpunkt die intensive Pflegephase.

Mit Nachlassen der Wuchsdynamik ab 20 bis 28 m Oberhöhe (Altersstufe mittleres Baumholz) sind die Durchforstungsintervalle zu verlängern und die jeweiligen Eingriffsstärken zu reduzieren. In die Kronen gut veranlagter Japanlärchen eindringende Mischbaumarten sind zu entnehmen. Ab einer Oberhöhe von 28 m (Altersstufe starkes Baumholz) sollte zu einer Vorratspflege übergegangen werden, und die Lärchen können unter Beachtung der ortsüblichen Risiken individuell ausreifen, bis sie bei Erreichen ihrer Zielstärke geerntet werden. Angestrebt ist ein Durchmesser in Brusthöhe von 60 cm und mehr in 80 bis 120 Jahren.

Die Mischung von Japanischer Lärche mit Buche, die bei gleichzeitiger Begründung zunächst im Unterstand bleibt bzw. über den Weg des Unterbaus eingebracht wird, stuft Schober (1953) sowohl in biologischer als auch in ertragskundlicher Sicht als wertvoll ein. Hier kommen die waldbaulichen und betriebswirtschaftlichen Vorzüge der Japanlärche am besten zur Geltung, und Nachteile werden kaum noch wirksam (Röhe 1997). Auf die beachtlichen Wuchsleistungen von Japanlärchen in Mischung mit Buche, Douglasie bzw. Lebensbaum weist auch Spellmann (1994) hin.

4.6.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.6.6.1 Biotische Risiken

Gegenüber der Europäischen Lärche besitzt die Japanlärche den großen Vorteil, kaum anfällig für den Lärchenkrebs (Erreger: *Lachnellula willkommii*) zu sein (Schober 1987a, Heydeck und Majunke 2002). Die japanische Art ist daher in gefährdeten luftfeuchten Lagen eine Alternative zur europäischen Verwandten. Auch andere Schaderreger, wie der Lärchenblasenfuß (*Taeniothrips laricivorus*) und die Lärchenschütte (Erreger: *Mycosphaerella laricina* und *Meria laricis*), befallen die Japanlärche weniger. Des Weiteren treten Phomopsis und Hallimasch an ihr auf. Unter den nadelfressenden Insekten tritt vor allem die Lärchenminiermotte (*Coleophora laricella*)

mit ihrem auffälligen Minierfraß an den Nadeln in Erscheinung. Dabei kommt es nicht selten zu starken Nadelverlusten. Für die Gespinstblattwespe (*Cephalcia laricіphila*) oder die Nonne (*Lymantria monacha*) gehört die Japanlärche ebenfalls zum Nahrungsspektrum.

Der Lärchenborkenkäfer (*Ips cembrae*) kommt ebenfalls an der Japanlärche vor. Untersuchungen von Zhang und Niemeyer (zitiert nach Niedersächsische Landesforsten 1991) belegen, dass sie aber weniger angenommen wird als die Europäische Lärche.

Ähnlich wie *L. decidua* wird *L. kaempferi* kaum durch Schalenwild verbissen, jedoch vor allem durch Rot- und Sikawild geschält (Orihashi et al. 2003, s. a. Abb. 13).

Abb. 13. Alter, überwallter Schälschaden durch Rotwild an einer Japanlärche (Foto: T. Vor)

4.6.6.2 Abiotische Risiken

Die Japanische Lärche ist auf eine ausreichende Wasserversorgung während der Vegetationszeit angewiesen. Auf trockenen sandigen Standorten ist sie dürregefährdet, insbesondere nach der Kulturbegründung. In älteren Stadien nimmt die Disposition für einen Borkenkäferbefall zu. Auf wechselfeuchten Stau-Standorten oder solchen mit hoch anstehendem Grundwasser hat sich der Anbau aufgrund der Windwurfgefährdung nicht bewährt. An Nassschnee oder Eisanhang ist sie nicht ausreichend adaptiert und eher gefährdet als die Europäische Lärche.

4.6.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.6.7.1 Ökologische Integration

Die Japanlärche ist ein Neophyt, der in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts in Deutschland eingeführt wurde und mittlerweile gemäß § 7 BNatschG heimisch ist. Aufgrund ihrer Pionierbaumeigenschaften und Standortansprüche wurde diese Baumart in der Vergangenheit vermehrt in Nordwestdeutschland im Zuge von Erstaufforstungen eingesetzt. Daraus haben sich mittlerweile vielerorts Mischbestände mit standortheimischen Baumarten entwickelt, die die ungünstigen Humuseigenschaften ausgleichen und eine diverse Bodenvegetation ermöglichen (vgl. Otto 1993). Konkrete Untersuchungen zu den Auswirkungen des Japanlärchenanbaus auf die Flora und Fauna liegen in Mitteleuropa bisher nur vereinzelt vor. So finden sich an der rauen Borke älterer Japanlärchen seltene Flechtenarten (Kaiser et al. 2005).

4.6.7.2 Prädation und Herbivorie

Von den biotischen Schaderregern sorgt bisher der Lärchenborkenkäfer (*Ips cembrae*) für die größten Schäden, insbesondere dort, wo der Wasserhaushalt der Standorte die Ansprüche der Japanlärche nicht deckt. Das Fegen des Rehwildes bzw. das Schlagen von Rot- oder Damwild kann zum Ausfall von Naturverjüngungen und Pflanzungen führen.

4.6.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Als ausgesprochene Lichtbaumart hat es die Japanlärche im naturnahen Waldbau in Konkurrenz mit Schatt- bzw. Halbschattbaumarten schwer, sich zu behaupten. Insbesondere in Mischung mit Buche benötigt sie in der Jugend einen ausreichenden Wuchsvorsprung und im Alter eine kontinuierliche Kronenpflege, wobei sie im Vergleich zur Europäischen Lärche etwas mehr Seitendruck verträgt. Naturverjüngungen sind nur in älteren Mischbeständen mit der Lichtbaumart Birke und in Mischung mit anderen Nadelbaumarten auf ausreichend großen Störungslöchern zu finden (vgl. 4.6.4.2 und 4.6.5). Diese Verjüngungsansätze vergehen oftmals wieder, weil das Strahlungsangebot nicht ausreicht.

4.6.7.4 Hybridisierung

Mit dem Ziel, erwünschte typische Eigenschaften der Europäischen und der Japanischen Lärche zu verbinden, hat es in Deutschland wie international erhebliche Anstrengungen zur Züchtung von Hybridlärchen gegeben (Paques et al. 2013). Das hat dazu geführt, dass Hybriden von diesen Lärchenarten hierzulande sogar den Re-

gelungen des Forstvermehrungsgutgesetzes unterstellt sind, was vergleichbar sonst nur bei der Gattung *Populus* der Fall ist. Das Gesetz schreibt vor, dass nur solches Vermehrungsgut für forstliche Zwecke verwendet werden darf, für das in langjährigen Nachkommenschaftsprüfungen seine besondere Eignung belegt werden konnte. Insbesondere die überragende Jugendwuchsleistung (vgl. Schneck 2011) bestimmter Lärchenarthybriden hat dazu geführt, dass sie z. B. in Ländern wie Irland und Schottland verstärkt angebaut wurden. In den meisten deutschen Ländern hingegen ist das Interesse an diesem Material eher gering. Eine natürliche Hybridisierung zwischen der Japanischen und der Europäischen Lärche wurde bislang noch nicht beobachtet, ist aber nicht auszuschließen.

4.6.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Entsprechende Auswirkungen des Japanlärchenanbaus sind im deutschen und mitteleuropäischen Anbaugebiet nicht bekannt.

4.6.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Aufgrund ihrer Verjüngungsökologie, ihres Ausbreitungspotenzials, ihrer relativ geringen Konkurrenzkraft in Mischbeständen und ihrer waldbaulichen Kontrollierbarkeit ist die Japanlärche gemäß § 7 BNatSchG nicht als invasiv anzusehen.

4.6.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Da die Nadelstreu wie bei der heimischen Europäischen Lärche schwer zersetzlich ist, führt der Anbau der Japanlärche in Reinbeständen zur Ausbildung von Rohhumusauflagen. Diese wiederum behindern das Ankommen von Naturverjüngung und Begleitvegetation. In Mischbeständen mit Laubbaumarten ist dieser Effekt kaum von Bedeutung.

4.6.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Unerwünschte Japanlärchen-Naturverjüngung lässt sich einfach und dauerhaft mechanisch entfernen.

4.6.8 Literatur

BLAG 2014. Tätigkeitsbericht der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Forstliche Genressourcen und Forstsaatgutrecht“, Berichtszeitraum 2009-2013. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (Hrsg.), Bonn, im Druck

Eggert, H. 1987. Die Japanlärche in Schleswig-Holstein, Allgemeine Forstzeitschrift 42, 662-664

Forstvermehrungsgutgesetz 2002. BGBl. I, S.1658 vom 22.05.2002, geändert durch Artikel 214 V vom 31.10.2006

Forstvermehrungsgut-Zulassungsverordnung 2002. BGBl. I, S. 4721, 2003 I, S. 50

Ganghofer, A. v. 1884. Das Forstliche Versuchswesen. Bd. II. Augsburg

Hamm, H, 1963. Der Vorwald mit Japanlärche. Allgemeine Forstzeitschrift 49, 768-771

Hayashi, Y. 1951. The natural distribution of important trees, indigenous to Japan. Conifers Report I, Bull. of the Gov. For. Exp. St. Nr. 48, Tokio

Heinsdorf, D. 2002. Zum Einfluss einiger wichtiger ausländischer Baumarten auf den Bodenzustand. In: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.) Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Potsdam, 147-150

Heydeck, P., Majunke, C. 2002. Gefährdung ausgewählter ausländischer Baumarten durch biotische und abiotische Schadeinwirkungen. In: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.) Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Potsdam, 175-177

Kaiser, T., Spellmann, H., Zacharias, D. 2005. Erstinventur der Flora ausgewählter Gebiete der nordöstlichen Lüneburger Heide für die Indikation einer nachhaltigen Forstwirtschaft. Jahrbuch des Naturwissenschaftlichen Vereins für das Fürstentum Lüneburg 43, 35-62

Kohlermann, L. 1950. Untersuchungen über die Windverbreitung der Früchte und Samen mitteleuropäischen Waldbäume. Forstwissenschaftliches Centralblatt 69, 606-624

Lüpke, B. v., Röhrig, E. 1972. Die natürliche Verjüngung der europäischen Lärche – Ökologische Untersuchungen im Staatlichen Forstamt Reinhausen. Aus dem Walde 17. 76 S.

Murach, D., Heydeck, P. 2002. Wurzelwachstum, Wurzelsysteme und Stabilität, dargestellt an Douglasie, Rot-Eiche, Küsten-Tanne und japanischer Lärche. In: Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Hrsg: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, 130-131

Niedersächsische Landesforsten 1991. Tätigkeitsbericht der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Abteilung B

Orihashi, K., Hiyama, R., Kojima, Y., Terazawa, M., Kamoda, S., Kasahara, H., Takahashi, Y. 2003. Resistance of larches to bark stripping by sika deer in Hokkaido, northern Japan. Journal of Forest Research 8, 317-320

Otto, H.-J. 1987. Die Japanlärche in Niedersachsen. Allgemeine Forstzeitschrift 42, 664-667

Otto, H.-J. 1993. Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. Forst und Holz 48, 454-456

Paques, L. E., Foffova, E., Heinze, B., Lelu-Walter, M.-A., Liesebach, M., Philippe, G. 2013. Larch Breeding. In: Paques, L. E. (ed.) Forest tree breeding across Europe. Springer-Verlag, 13-122

Plochmann, R. 1961. Ökologische und waldbauliche Beobachtungen und Untersuchungen an *Larix leptolepis* Gord. in ihrer Heimat. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 80, 129-157

Röhe, P. 1997. Die forstlich wichtigsten nichtheimischen Baumarten in Mecklenburg-Vorpommern. Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern 1, 28-34

Schelling, J. 1961. De Hoge Bosgronden van Midden-Nederland. Uitvoerige Verslagen van de Stichting Bosbouwproefstation „de Dorschkamp". Wageningen, Nederland.

Schenck, C. A. 1939. Fremdländische Wald- und Parkbäume, 2. Band. Paul Parey Verlag, Berlin. 645 S.

Schneck, V. 2011. Züchtung von Hybridlärchen in Deutschland – ein Beispiel für erfolgreiche Forstpflanzenzüchtung? In: Maurer W. D., Haase, B. (Hrsg.) Holzproduktion auf forstgenetischer Grundlage im Hinblick auf Klimawandel und Rohstoffverknappung. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 69, 149-157

Schober, R. 1953. Die Japanische Lärche. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 7 und 8, S. 35

Schober, R. 1987a. Die Japanlärche in ihrer Heimat. Allgemeine Forstzeitschrift 42, 661

Schober, R. 1987b. Zur Ertragsleistung der Japanlärche. Allgemeine Forstzeitschrift 42, 676

Schober, R., Rau, H.-M. 1991. Ergebnisse des I. Internationalen Japanlärchen-Provenienzversuches. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 102. 168 S.

Schober, R., Spellmann, H. 2001. Von Anbauversuchen mit Tannen und anderen Koniferen aus Japan, Nordamerika und Europa. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 130. 178 S.

Spellmann, H. 1994. Ertragskundliche Aspekte des Fremdländeranbaus. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 165, 27-33

Stimm, B. 2004. Gastbaumarten in Bayerns Wäldern: Altlast oder Bereicherung? LWF aktuell 45, 4-6

Wachter, H. 1987. Die Japanlärche in Nordrhein-Westfalen, Allgemeine Forstzeitschrift 42, 665-667

Westphal, B. 1997. Beschreibung und Modellierung des Wachstums von Japanlärchen (*Larix kaempferi*) im Reinbestand. Dissertation. Cuvillier Verlag, Göttingen

Wunder, W. 1987. Die vegetative Vermehrung der Japanlärche. Allgemeine Forstzeitschrift 42, 681-682

4.7 Paulownie (*Paulownia tomentosa* (Thunb. ex Murray) Steud.)

Autoren: Bernd Stimm, Steffi Heinrichs, Reinhard Mosandl

4.7.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Paulowniaceae (Blauglockenbaumgewächse)
Gattung:	Paulownia Siebold et Zucc. (Blauglockenbaum)
Art:	*Paulownia tomentosa,* Blauglockenbaum, Kiri-Baum, Kaiser-Paulownie, princess tree, royal paulownia tree

4.7.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die Paulownie (*Paulownia tomentosa*) ist in ihrer Invasivität in Wäldern und im Offenland wegen ihrer hohen Lichtbedürftigkeit unterschiedlich zu beurteilen. Zwar besitzt sie ein hohes Reproduktions- und eine deutliches Ausbreitungspotenzial, die sie aber nur bei ausreichendem Lichtangebot auf Ruderalflächen, Bahngeländen, Industrie- und Gewerbebrachen sowie in Siedlungen bedingt umsetzen kann. Im Wald unterliegt sie der Konkurrenz heimischer Waldbaumarten und ist somit nicht als invasiv anzusehen. Im Offenlandbereich dagegen zeigen sich Anzeichen für eine mögliche Invasivität.

Die Paulownie wurde in Europa zunächst vorrangig als Zier- und Parkbaum gepflanzt. In Wäldern ist sie nur eingeschränkt als anbauwürdig anzusehen. Aufgrund eines vergleichsweise späten Blattaustriebs der Sämlinge auf Waldstandorten kommt es häufig zum Unterliegen gegenüber der Konkurrenz der Begleitvegetation. Eine Mischung mit heimischen Baumarten und eine ökologische Integration in natürliche

oder naturnahe Waldökosysteme sind fraglich. Auf Agrarflächen laufen zurzeit Versuche zur Nutzbarkeit der schnellwüchsigen Art in Kurzumtriebsplantagen zur Energie- und Wertholzerzeugung (Agro-Forstwirtschaft). Bei Anpflanzungen im Offenland sollten die Vorteile der Paulownie als trockenheitstolerante Art mit den genannten Nachteilen abgewogen werden. In Nordamerika wandert sie bereits ausgehend von solchen Wertholzplantagen in Wälder ein, allerdings nur nach großflächigen Störungen.

4.7.3 Vorkommen

4.7.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet der Paulownie ist hauptsächlich Zentral- bis West-China (28 bis 40 Grad n. Br., 105 bis 123 Grad ö. L.), vor allem in folgenden Provinzen: Liaoning, Shanxi, Henan, Shaanxi, Gansu, Sichuan, Hubei sowie Jiangxi (Abb. 14). Sie kommt dort in Höhenlagen von 500 bis 1.800 m ü. NN vor (Hecker und Weisgerber 2003). Aufgrund einer weit verbreiteten Kultivierung der Art auch in anderen Ländern Süd- und Ostasiens (Korea, Japan) ist die genaue Definition des natürlichen Verbreitungsgebiets schwierig (eFloras 2014).

Abb. 14. Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Paulownia tomentosa* (verändert nach Hecker und Weisgerber 2003)

Klima, Böden, Waldgesellschaften

Im natürlichen Verbreitungsgebiet toleriert *P. tomentosa* erhebliche Temperaturspannen. Als absolute Minimumtemperatur werden Werte zwischen -25 und -18 °C angegeben, wobei jüngere Pflanzenteile frostgefährdeter sind und lediglich Temperaturen von ca. -10 °C tolerieren (Richter und Böcker 2001, CABI 2014). Die Paulownie

kann Temperaturen bis über 40 °C ertragen, als mittlere Maximaltemperaturen im heißesten Monat werden Werte zwischen 26 und 33 °C angegeben. Die Jahresmitteltemperaturen im natürlichen Verbreitungsgebiet liegen zwischen 10 und 16 °C; das Wärmeoptimum liegt bei 24 bis 29 °C mit Niederschlägen um die 1.000 mm. Aber auch hinsichtlich der Niederschlagssumme zeigt die Baumart eine hohe Plastizität mit tolerierten Werten zwischen 500 und 2.500 mm (Kiermeier 1977, CABI 2014). *P. tomentosa* bevorzugt basenreiche, tiefgründige, gut drainierte Böden. Untersuchungen aus den USA zeigen, dass die Baumart insbesondere von sandigen Böden profitiert, während sie durch einen hohen Tongehalt eher benachteiligt ist (Johnson et al. 2003, Ehrenfeld 2008). *P. tomentosa* ist aber auch zur Besiedelung von Rohböden befähigt und gedeiht bei pH-Werten zwischen unter 4,0 bis 8,5 (Zhu et al. 1986, Richter und Böcker 2001, CABI 2014). Bei pH-Werten um 3,0 zeigten Sämlinge kein Wachstum (Melhuish et al. 1990).

Die Paulownie ist ausgesprochen lichtliebend und kommt daher im natürlichen Verbreitungsgebiet in offenen Laub- und Mischwäldern vor und seltener auch in Sekundärwäldern (Richter und Böcker 2001, CABI 2014, s. a. Abb. 15).

Abb. 15. *Paulownia tomentosa* (im Bild rechts) im natürlichen Verbreitungsgebiet in China neben *Phyllostachis edulis, Cunninghamia lanceolata und Miscanthus sinensis* (Foto: T. Vor)

Genetische Differenzierung und Provenienzen
Die Gattung *Paulownia* weist sieben Arten auf (eFloras 2014). Die Flora von China unterteilt die Art *P. tomentosa* in zwei Varietäten im natürlichen Verbreitungsgebiet (*P. tomentosa* var. *tomentosa* und var. *tsinlingensis*), die sich in der Behaarung und im Anbaugebiet unterscheiden. Die Blätter von *P. tomentosa* var. *tomentosa* sind im Gegensatz zu var. *tsinlingensis* abaxial stark behaart. Des Weiteren wird diese Variante in größeren Höhenlagen kultiviert (eFloras 2014). Jiang (1988, zitiert nach CABI 2014) nennt drei Varietäten, die sich hinsichtlich ihrer Verbreitung unterscheiden: *P. tomentosa* var. *lucida* ist danach hauptsächlich im Norden Chinas verbreitet, var. *lanata* in der nördlichen Jangtse-Region und var. *tsinlingensis* in Zentral- und Südwest-China.

Im Hauptwuchsgebiet der Paulownie in China werden verschiedene Versuche mit unterschiedlichen Provenienzen durchgeführt, um die Herkünfte mit dem bestem Wachstum sowie Resistenzen gegen die Hexenbesen-Krankheit und Frost zu identifizieren und in Großplantagen anzubauen. Verschiedene chinesische Forschungsstationen sind an diesen Versuchen beteiligt (CABI 2014).

4.7.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang
1834 wurde die Art als Zierbaum nach Europa (Frankreich) eingeführt (Hu 1961). In Deutschland wurde ein erstes verwildertes Vorkommen 1925 entdeckt (Kiermeier 1977). Heute gilt die Baumart als etabliert in Deutschland, Frankreich, Großbritannien, Italien, Österreich, der Schweiz und Spanien (siehe DAISIE 2014).

Vermehrte verwilderte Vorkommen in Deutschland gibt es jedoch erst seit den 1970er- und 1980er-Jahren, die sich auf die wärmsten Regionen in Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg beschränkten (Kiermeier 1977). Etabliert ist die Art heute insbesondere im städtischen Bereich sowie entlang von Bahnstrecken, wo sie sich auch rasant ausbreitet, und in stadtnahen Industriebrachen (Richter und Böcker 2001, Schmid 2005). In anderen Regionen wurde die Art erst später (ab 1987) verwildert gefunden, selbst in Gebieten, in denen sie bereits seit Jahrzehnten angepflanzt wurde, wie z. B. in der Ruhr-Niederung (Keil und Loos 2004). Aktuell zeigt sie dort jedoch Ausbreitungstendenzen in größeren Städten und entlang von Bahnschienen. Tendenziell eingebürgert ist sie heute in Baden-Württemberg, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen, unbeständige Vorkommen werden für die Bundesländer Berlin, Bayern, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz genannt (Buttler und Thieme 2013). In anderen europäischen Ländern konnte eine ähnliche Entwicklung beobachtet werden mit einigen spontanen Vorkommen im urbanen Bereich und einer Ausbreitung in diesen Gebieten seit den 1980-er Jahren (zusammengefasst in Essl 2007).

Aufgrund des hochwertigen Holzes der Paulownie, welches als Bau- und Möbelholz, zur Isolation oder zum Bau von Musikinstrumenten genutzt werden kann, gibt

es seit Herbst 2011 koordiniert von der TU München einen Anbauversuch verschiedener *Paulownia*-Arten und -Herkünfte entlang eines Klimagradienten, der Erkenntnisse darüber liefern soll, ob ein Anbau zur Wertholzproduktion auch in Deutschland möglich ist (Stimm et al. 2013).

Genetische Differenzierung und Provenienzen
In Deutschland wird neben *P. tomentosa* u. a. die Art *P. elongata* kultiviert, die höhere Wuchsleistungen erwarten lässt. Besonders von Letzterer werden selektierte Kultivare bzw. Sorten, z. T. auch Hybride mit anderen *Paulownia*-Arten, im Handel angeboten (Stimm et al. 2013).

4.7.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.7.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

P. tomentosa bevorzugt nährstoffreiche, ausreichend feuchte, gut drainierte Böden mit pH-Werten zwischen 4,0 und 8,5. Für hochproduktive Plantagen wird z. B. fruchtbarer Ackerboden benötigt (CABI 2014). Die Art ist lichtliebend und kommt daher im natürlichen Verbreitungsgebiet nur in offenen Wäldern z. B. nach Störungen vor (s. o.). Sie gilt als Pionierart. Trotz dieser Standortansprüche beschränkt sich das spontane Vorkommen in Europa jedoch auf trockene Grenzstandorte im urbanen Bereich (Fugen, Mauerritzen, trockene Ruderalstandorte, Bahndämme), wo die Art Rohboden besiedeln kann (Richter und Böcker 2001, Essl 2007). An diesen Standorten ist die Paulownie äußerst tolerant gegenüber Tritt, hohen Sommertemperaturen (bis 60 °C, Richter und Böcker 2001) und Trockenheit und bildet häufig Reinbestände. In naturnäheren Vegetationstypen, z. B. in Waldlichtungen oder auch in Auen, tritt die Baumart bisher in Europa kaum auf (Essl 2007). Anders ist dies in Nord-Amerika, wo anthropogene und natürliche Störungen die Einwanderung der Paulownie in Wälder massiv fördern (Williams 1983, 1993). In der Regel ist die Art jedoch wenig konkurrenzkräftig gegenüber mittel- und spätsukzessionalen Arten. Gelingt es ihr jedoch, über 1,5 m hinauszuwachsen, kann sie mit ihrem dichten Blätterdach jegliche Bodenvegetation ausschließen (Beckjord et al. 1983, zitiert nach Innes 2009).

Die Paulownie kann, u. a. aufgrund der Größe der Blätter mit bis zu 40 cm Länge und bis 20 cm Breite, große Mengen an Blattstreu produzieren, die die Etablierung anderer Arten, aber auch der Paulownie selbst behindern kann. Aufgrund der schlechten thermischen Eigenschaften der Paulownie führt die Materialakkumulation jedoch nicht zu einer Erhöhung des Feuerrisikos (Innes 2009). Die Blätter enthalten hohe Stickstoffkonzentrationen (ca. 3 %), sodass sich die Zersetzung der Laubstreu auch auf die Nährstoffverfügbarkeit des Standorts auswirken kann (CABI 2014).

4.7.4.2 Verjüngung

Der Blütenstand der Paulownie ist ein aufrechter, bis 35 cm langer Thyrsus (Hecker und Weisgerber 2003). Die zwittrigen Blüten werden durch verschiedene pollen- und nektarfressende Insekten bestäubt. Die Baumart fruchtet bereits ab einem Alter von 4 bis 5 Jahren (manchmal auch 3 Jahren oder 8 bis 10 Jahren im natürlichen Verbreitungsgebiet; Innes 2009) und produziert eine große Menge leichter, geflügelter Samen (z. T. über 2.000 pro Samenkapsel und 20 Millionen pro Baum und Jahr, CABI 2014), die durch Wind und Wasser leicht über große Distanzen ausgebreitet werden können, wobei die meisten Jungpflanzen bis zu einer Entfernung von 200 m vom Mutterbaum auftreten (Richter und Böcker 2001). In den USA wurden aber auch Sämlinge in 3 km Entfernung vom Mutterbaum gefunden (Innes 2009). Die Samen können sofort nach der Ausbreitung (ab Oktober) keimen, aber auch einige Jahre lebensfähig im Boden verbleiben, wobei Studien auf eine Überlebensdauer der Samen von 2 bis 3 Jahren hindeuten (Innes 2009). Eine Untersuchung zur Ausbildung von Samenbanken in einem nordamerikanischen Laubwald zeigte, dass die Paulownie zu den drei häufigsten Arten in der Samenbank gehörte (Hyatt und Casper 2000).

Freiland-Untersuchungen in Nord-Amerika belegen, dass die Keimungsrate entlang eines Lichtgradienten generell gering ist (15 %) und fast ausschließlich unter hoher Lichtverfügbarkeit auf einem Kahlschlag erfolgte (Longbrake 2001). Des Weiteren verhindert eine dichte Laubstreu die Keimung (Kuppinger 2008). Eine Untersuchung in Süd-Osteuropa ergab außerdem, dass die Temperaturen und die Lichtverfügbarkeit zur Zeit der Samenausbreitung in Europa limitierend wirken und das geringe Vorkommen verwilderter Exemplare erklären können. Lediglich starke Temperaturschwankungen, wie sie an Grenzstandorten in Städten, die bereits jetzt von *P. tomentosa* besiedelt werden, auftreten, können die Keimung induzieren, sodass sich die Baumart dort halten kann (Grubišić und Konjević 1992).

Nach erfolgreicher Etablierung ist das Wachstum des Keimlings im ersten Jahr gering, da die Energie in unterirdisches Wachstum investiert wird. Danach erfolgt eine Allokation in oberirdische Pflanzenteile (Longbrake 2001). Außerdem führen Spätfröste, Trockenheit, Herbivorie und Konkurrenz von begleitender Vegetation häufig zu geringen Überlebensraten der Keimlinge. Das Wachstum der Keimlinge ist außerdem stark positiv mit der Lichtverfügbarkeit korreliert (Longbrake 2001).

Neben der großen Samenproduktion ist *P. tomentosa* auch in der Lage, sich vegetativ über Adventivknospen am Stamm und an den Wurzeln zu vermehren und auszubreiten. Je nach Größe des Wurzelstocks ist der Stockausschlag mit bis zu 5 m pro Jahr zu einem sehr schnellen Wachstum in der Lage, sodass die Art auch für Kurzumtriebsplantagen genutzt wird. Sämlinge sind bereits 4 Wochen nach der Keimung in der Lage, Stockausschläge zu bilden, selbst unter geringer Lichtverfügbarkeit (Innes 2009). Verantwortlich dafür ist die anfängliche Allokation der Ressourcen in

unterirdische Pflanzenteile, die es der Art erlaubt, sich früh vegetativ zu vermehren, sodass sie sich auch unter schlechter werdenden Bedingungen an einem Standort halten kann (Longbrake und McCarthy 2001).

4.7.4.3 Wachstum

Die Paulownie gilt als Pionierbaum, die insbesondere unter hoher Lichtverfügbarkeit in der Jugend sehr rasch wächst (> 1 m pro Jahr bzw. vegetativ bis zu 5 m pro Jahr; s. o.). Die höchste Wuchskraft erreicht die Baumart mit 20 bis 30 Jahren. Sie kann in Einzelfällen Höhen bis 30 m erreichen und Durchmesser von 1 bis 2 m. Die Art neigt zu starker Verzweigung, wenn sie unter guten Lichtbedingungen wächst. Sie kann im Wald aber auch einen geraden Stamm hervorbringen. Die Paulownie ist jedoch sehr kurzlebig; im Alter von 60 bis 70 Jahren sterben die meisten Bäume ab (Innes 2009).

P. tomentosa hat ein gut entwickeltes, weitstreichendes Wurzelsystem, das jedoch je nach Bodenbedingung variiert. Eine dominierende Hauptwurzel fehlt meist; geotrop orientierte, teils gekrümmte Wurzeln erschließen jedoch Bodentiefen von 0,8 bis 1,0 m. Die oberflächennahen Wurzeln wachsen sehr dicht in einem Radius bis etwa 0,5 m, teilweise bis 4 m; in tieferen Bodenbereichen ab ca. 0,4 m können plagiotrope Seitenwurzeln deutlich über die Kronenprojektion hinausreichen (Hecker und Weisgerber 2003).

4.7.5 Waldbauliche Behandlung

Aufgrund der geringen Schattentoleranz der Paulownie ist eine Einbringung in geschlossene Wälder in Mitteleuropa nur nach größeren Störungen möglich. Alternative Anbaumöglichkeiten ergeben sich jedoch in Form von Wertholz- oder Kurzumtriebsplantagen bzw. im agroforstlichen Anbau, wobei entweder Reinkulturen oder Mischungen mit Feldfrüchten wie Weizen oder Raps gepflanzt werden können (CABI 2014).

Die hohe Wuchsleistung der Jungpflanzen ist dabei insbesondere für die Biomasseproduktion interessant. Durch die sympodiale Verzweigung der Paulownie ist die Wertholzerzeugung jedoch mit hohem Pflegeaufwand verbunden (Stimm et al. 2013). Da das Überleben von Sämlingen vor allem nach Bodenstörung sehr hoch ist, sollte der Boden vor einer Plantagenbegründung bearbeitet werden (Innes 2009).

Über die natürliche Variabilität von *P. tomentosa* liegen keine genauen Informationen vor. Die Art unterliegt nicht dem Forstvermehrungsgutgesetz.

4.7.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.7.6.1 Biotische Risiken

Der Hauptschädling in China ist die blattfressende Mottenart *Eumeta variegata*. In Plantagen ist die Hexenbesen-Krankheit besonders häufig, die durch Phytoplasmen verursacht wird und beträchtliche Zuwachsverluste hervorrufen kann, besonders bei jungen Bäumen. Die Krankheit wird im natürlichen Verbreitungsgebiet durch *Halymorpha picus* verbreitet. Eine andere Art dieser Gattung konnte auch in Europa nachgewiesen werden (Wermelinger et al. 2008). Bei der Brennfleckenkrankheit (Anthraknose) werden Blätter und Triebe von Sämlingen befallen. Es kommt zu vorzeitigem Blattfall und Triebsterben (CABI 2014). Eine Entwertung des Holzes findet durch *Thylactus simulans* (Cerambycidae) statt. Als Herbivore werden die Imagines von *Anomala antiqua* und *A. corpulenta* (Scarabaeidae) genannt. Die Raupen von *Agrotis ypsilon* und *A. toxionis* (Noctuidae) befallen Keimlinge und Jungpflanzen. Jungpflanzen können an Keimlings- und Wurzelfäulen erkranken. Auch *Sphaceloma paulowniae* verursacht an jungen Sämlingen und ebenso an mehrjährigen Pflanzen Blatt- und Triebschäden (CABI 2014, Hecker und Weisgerber 2003).

Auch Säugetiere (u. a. Weißwedelhirsche) verbeißen die Blätter der Paulownie gern. Aufgrund der Fähigkeit zum raschen Wiederaustrieb kann die Art jedoch auch bei hoher Wilddichte überleben (Longbrake 2001, Longbrake und McCarthy 2001).

4.7.6.2 Abiotische Risiken

Die Paulownie toleriert diverse Standortbedingungen. So wächst die Art zwar auf nährstoffreichen, wenig verdichteten und feuchten Böden am besten, sie wächst jedoch auch auf nährstoffarmen, sauren und trockenen Böden. Sehr saure (pH-Wert < 4,0) und trockene Böden behindern jedoch die Samenkeimung und das ober- und unterirdische Wachstum der Keimlinge (zusammengefasst in Innes 2009). Auch ein hoher Tonanteil wirkt sich negativ auf das Überleben von Jungpflanzen aus (Johnson et al. 2003).

Sowohl für die Samenkeimung als auch für das Wachstum ist eine ausreichende Lichtverfügbarkeit erforderlich. Die Paulownie gilt als Pionierart, die leicht von umgebender Vegetation überwachsen werden kann (Innes 2009).

Ein weiterer limitierender Faktor für *P. tomentosa* ist die Minimumtemperatur im Winter. Ältere Bäume können Temperaturen unter -20 °C überstehen. Noch nicht ausgereifte Pflanzenteile und Jungpflanzen können jedoch durch Frühfröste und Neuaustriebe im Frühling durch Spätfröste geschädigt werden. Im Zusammenhang mit tiefen Temperaturen wirken sich auch windexponierte Lagen negativ auf das Wachstum von *P. tomentosa* aus (Richter und Böcker 2001). Im Vergleich zu anderen

Arten der Gattung *Paulownia* besitzt *P. tomentosa* eine größere Winter- und Frosthärte (Stimm et al. 2013).

Durch Feuer werden oberirdische Pflanzenteile meist abgetötet, die Wurzeln bleiben jedoch intakt, sodass sich die Baumart nach Feuer leicht vegetativ regenerieren kann. Die Samen der Paulownie können größere Hitze (> 100 °C) ebenfalls nicht überstehen, allerdings schaffen großflächige Brände optimale Ausgangsbedingung für die Keimung anfliegender Samen der Paulownie aus der Nachbarschaft. So zeigt die Baumart in den USA insbesondere nach größeren Feuerereignissen eine hohe Invasivität (Langdon und Johnson 1994, Innes 2009). Bei Immissionsuntersuchungen erwies sich *P. tomentosa* gegenüber Schwefeldioxid und Ozon als weitgehend tolerant im Vergleich zu anderen Baumarten (Hecker und Weisgerber 2003). Empfindlich ist die Paulownie gegen Sonnenbrand; südliche Expositionen sollten daher vermieden werden (Stimm et al. 2013).

4.7.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.7.7.1 Ökologische Integration

In Europa ist die Paulownie meist auf urbane Bereiche beschränkt, wo der Baumart durch ihre auffälligen Blüten eine wichtige ästhetische Rolle zukommt. Die Blüten dienen jedoch auch einer Reihe von pollen- und nektarfressenden Insekten als Nahrung (Innes 2009). Die Blüten und Blätter zeichnen sich durch einen hohen Zuckergehalt aus, der in Nordamerika auch von Säugetieren geschätzt wird (Innes 2009). Untersuchungen in Ohio zeigten hohe Verbissraten an der Paulownie (Longbrake 2001).

Aufgrund des Pioniercharakters der Art wird sie auch im Rahmen von Rekultivierungsmaßnahmen ehemaliger Tagebauflächen genannt. Da die Paulownie in der Konkurrenz mit anderen Arten jedoch langfristig unterliegt, wird der Einsatz der Art für die Rekultivierung degradierter Standort stark eingeschränkt (Innes 2009).

Gelingt es der Paulownie, sich gegenüber anderen Arten zu behaupten, so kann ihr dichtes Blätterdach jegliche weitere Bodenvegetation ausschließen, wie Untersuchungen in den USA zeigten (Beckjord et al. 1983, zitiert nach Innes 2009). Die dichte Blattstreu kann darüber hinaus die Keimung anderer Arten und der Paulownie selbst unterdrücken (s. 4.7.4.2). Dass sie auch in Europa überwiegend in Reinbeständen wächst, lässt sich jedoch meist auf die extremen Standorte zurückführen, an denen die Paulownie vorkommt und die von nur wenigen anderen Arten besiedelt werden können (Essl 2007).

4.7.7.2 Prädation und Herbivorie

Der hohe Zuckergehalt der Blätter und Blüten führte dazu, dass die Art in China als wertvolles Viehfutter genutzt wurde (Zhu et al. 1986). Aus den USA ist bekannt, dass die Paulownie auch von Säugetieren gern verbissen wird (s. o.). Insbesondere im natürlichen Verbreitungsgebiet gibt es einige Schädlinge an der Paulownie (s. o.). Samenprädation scheint jedoch minimal zu sein (Longbrake 2001).

Insbesondere in jungen Pflanzenteilen und in Reproduktionsorganen konnten Kobayashi et al. (2008) verschiedene Strukturen zum Schutz gegen Herbivore nachweisen.

4.7.7.3 Interspezifische Konkurrenz

P. tomentosa gilt als reine früh-sukzessionale Art, die im weiteren Verlauf der Sukzession anderen Arten unterlegen ist. Aufgrund ihrer großen Zahl an Samen und des schnellen Wachstums der Keimlinge kann die Art insbesondere gestörte Standorte, z. B. nach Feuer, aber auch Erdrutschen und Stürmen, schnell besiedeln. Im weiteren Verlauf wird sie jedoch meist von später auftretenden, schattentoleranteren Arten verdrängt, sodass die Paulownie kaum den Kronenraum erreicht und unterdrückt in der Bodenvegetation verbleibt (Kuppinger et al. 2010). Da die Art auf offenen Boden zur Keimung angewiesen ist, kann sie sich in einem geschlossenen Bestand auch nicht mehr regenerativ verjüngen (Innes 2009). Die geringe Konkurrenzkraft der Paulownie zeigt sich auch in Untersuchungen, bei denen erst die Entfernung der Nachbarvegetation durch Herbizide das Überleben und das Wachstum von *Paulownia*-Sämlingen förderte (Innes 2009).

Auf trockenen und nährstoffarmen Standorten kann die Paulownie sich jedoch behaupten, da die dort herrschenden Standortbedingungen die meisten anderen Pflanzen ausschließen. An diesen Standorten kann es auch zu einer Verdrängung einheimischer Arten kommen (Simberloff 2000, Kuppinger 2008).

4.7.7.4 Hybridisierung

Hybridisierungen sind aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet bekannt. Dort wurde auch ein Hybrid zur weiteren Kultivierung gefördert, der ein erhöhtes Wachstum und Resistenz gegen starke Winde zeigte (CABI 2014). Auch ein Anbauversuch der TU München nutzt neben verschiedenen *Paulownia*-Arten einen Hybriden aus *P. tomentosa* und *P. fortunei* (Stimm et al. 2013).

4.7.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Wermelinger et al. (2008) berichten über erste Funde der invasiven Wanzenart *Halyomorpha halys*, die aus Ostasien stammt und auch die Paulownie als Nahrung nutzt.

4.7.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Obwohl die Paulownie seit den 1970er-Jahren deutliche Ausbreitungstendenzen zeigt, beschränkt sich ihr Vorkommen in Mitteleuropa weiterhin auf Ruderalstandorte im urbanen Bereichen, die neben der Paulownie nur noch von Ruderalarten oder anderen Neophyten besiedelt werden können, sodass naturnahe Ökosysteme bisher nicht beeinträchtigt werden (Essl 2007). Lediglich aus der Schweiz wird über die Besiedlung von Waldlichtungen und Niederwäldern durch die Paulownie berichtet (Landolt 1993, Richter und Böcker 2001). Über eine Verdrängung einheimischer Arten ist jedoch nichts bekannt.

Dies steht im Gegensatz zu Nordamerika, wo die Baumart vor allem nach großflächigen Störungen als stark invasiv gilt, insbesondere im Südosten der USA. Auf mittleren Standorten mit einer ausreichenden Wasser- und Nährstoffversorgung wird die Paulownie jedoch schnell von einheimischen Arten verdrängt, sodass keine Artenverluste zu erwarten sind. Anders ist dies jedoch auf trockenen und nährstoffarmen Standorten, die sonnenexponiert und flachgründig sind. An diesen Standorten verdrängte die Paulownie z. B. im Great Smokey Mountains National Park zwei geschützte Pflanzenarten (*Liatris helleri* und *Hudsonia montana*), die an diese Grenzstandorte gebunden sind (Kuppinger 2008, Innes 2009). Aufgrund der Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung und der schnellen Samenkeimung nach Feuer war die Paulownie im selben Nationalpark auch gegenüber einheimischen feuerangepassten Kiefernarten im Vorteil (Simberloff 2000).

Die größere Invasivität in Nordamerika im Vergleich zu Mitteleuropa wird auch auf die größere Anbaufläche der Art in den USA zurückgeführt, wo *P. tomentosa* zur Wertholzproduktion in den 1970er- und 1980er-Jahren vermehrt angebaut wurde (Innes 2009). In Mitteleuropa dagegen beschränkte sich der Anbau bisher auf Zierbäume in Städten, sodass sich auch die Diasporenverfügbarkeit auf städtische Bereiche beschränkt (Taylor und Irwin 2004, zitiert nach Essl 2007). Eine Erweiterung der Anbaufläche in Mitteleuropa könnte möglicherweise den Druck auf naturnähere Artengemeinschaften, insbesondere an Grenzstandorten, erhöhen, wie dies bei einer Reihe fremdländischer Arten beobachtet worden ist (Kowarik 2003, Lockwood et al. 2005). Die Toleranz der Paulownie gegenüber Trockenheit und extreme Sommertemperaturen sowie die Abhängigkeit der Samenkeimung von hohen Temperaturen und von größeren Temperaturschwankungen deuten darauf hin, dass die Baumart auch vom Klimawandel profitieren kann. Bestehende Populationen und zukünftige An-

bauten sollte daher beobachtet werden, um eine weitere spontane Ausbreitung und mögliche Gefährdung naturnaher Ökosysteme abschätzen zu können.

4.7.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Aufgrund der Pioniereigenschaften der Paulownie wurde sie auch zur Rekultivierung von Tagebauflächen genutzt, wo die Art möglicherweise durch die stickstoffreiche Laubstreu auch den Standort verbessern kann (s. o.).

Aufgrund des schnell wachsenden Wurzelsystems, besonders im ersten Jahr, kann die Art auch als Erosionsschutz gepflanzt werden. In Städten kann sie insbesondere auf sehr trockenen Standorten eine wichtige Begrünungsfunktion einnehmen (CABI 2014).

4.7.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Aufgrund der geringen Konkurrenzkraft der Baumart gegenüber schattentoleranteren Pflanzenarten wird die Art auf den meisten Standorten auf natürliche Weise im Zuge der Sukzession zurückgedrängt. Auf Standorten, auf denen sie sich jedoch dauerhaft etablieren und einheimische Arten verdrängen kann, kann ein kombiniertes Management mit Ringeln zur Verhinderung der Samenproduktion, regelmäßigem Zurückschneiden des Stockausschlags sowie einer anschließenden Herbizidbehandlung der Schnittflächen erfolgreich sein (Innes 2009).

Eine Studie aus den USA zeigte außerdem, dass die Einbringung von Samen einheimischer Arten den Erfolg der Paulownie auf gestörten Standorten ebenfalls verringern kann. Die Keimungsraten von *Liquidambar styraciflua* (Amberbaum) und *Platanus occidentalis* (Platane) lagen deutlich höher als die der Paulownie, sodass beide einheimischen Arten einen Wachstumsvorsprung hatten und die Paulownie ausdunkeln konnten (Moore und Lacey 2009).

4.7.8 Literatur

Buttler, K. P., Thieme, M. 2013. Florenliste von Deutschland – Gefäßpflanzen. Version 5 (Juli 2013). http://www.kp-buttler.de/florenliste/index.htm (abgerufen am 24.03.2014)

CABI 2014 *Paulownia tomentosa*. In: Forestry Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/fc (abgerufen am 24.03.2014)

DAISIE 2014 *Paulownia tomentosa*. http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do? speciesId=18222# (abgerufen am 24.03.2014)

eFloras 2014 *Paulownia*. In: Flora of China. Missouri Botanical Garden, St. Louis, MO & Harvard University Herbaria, Cambridge, MA. http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=2&taxon_id=124177 (abgerufen am 24.03.2014)

Ehrenfeld, J. G. 2008. Exotic invasive species in urban wetlands: environmental correlates and implications for wetland management. Journal of Applied Ecology 45, 1160-1169

Essl, F. 2007. From ornamental to detrimental? The incipient invasion of Central Europe by *Paulownia tomentosa*. Preslia 79, 377-389

Grubišić, D., Konjević, R. 1992. Light and temperature action in germination of seeds of the empress tree (*Paulownia tomentosa*). Physologia Plantarum 86, 479-483

Hecker, U., Weisgerber, H. 2003. *Paulownia tomentosa* (Thunb. ex Murray) Steud. In: Schütt, P., Weisgerber, H., Schuck, H.-J., Lang, U., Roloff, A. (Hrsg.): Enzyklopädie der Holzgewächse. 32. Erg.Lfg. 06/03. ecomed-Verlag, Landsberg am Lech, München, 1-10

Hu, S. Y. 1961. The economic botany of the Paulownias. Economic Botany 15, 11-27

Hyatt, L. A., Casper, B. B. 2000. Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. Journal of Ecology 88, 516-527

Innes, R. J. 2009. *Paulownia tomentosa*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). http://www.fs.fed.us/database/feis/ [2014, December 22]

Johnson, J. E., Mitchem, D. O., Kreh, R. E. 2003. Establishing royal paulownia on the Virginia Piedmont. New Forests 25, 11-23

Keil, P., Loos, G. H. 2004. Ergasiophygophyten auf Industriebrachen des Ruhrgebietes. Floristische Rundbriefe 38, 101-112

Kiermeier, P. 1977. Erfahrungen mit *Paulownia tomentosa* (Thunb.) Steud. im Rheingau. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 69, 11-22

Kobayashi, S., Asai, T., Fujimoto, Y., Kohshima, S. 2008. Anti-herbivore structures of *Paulownia tomentosa*: morphology, distribution, chemical constituents and changes during shoot and leaf development. Annals of Botany 101, 1035-1047

Kowarik, I. 2003. Human agency in biological invasions: secondary releases foster naturalization and population expansion of alien plant species. Biological Invasions 5, 281-300

Kuppinger, D. M. 2008. Post-fire vegetation dynamics and the invasion of *Paulownia tomentosa* in the southern Appalachians. Dissertation University of North Carolina at Chapel Hill

Kuppinger, D. M., Jenkins, M. A., White, P. S. 2010. Predicting the post-fire establishment and persistence of an invasive tree species across a complex landscape. Biological Invasions 12, 3473-3484

Landolt, E. 1993. Über Pflanzenarten, die sich in den letzten 150 Jahren in der Stadt Zürich stark ausgebreitet haben. Phytocoenologia 23, 651-663

Langdon, K. R, Johnson, K. D. 1994. Additional notes on invasiveness of *Paulownia tomentosa* in natural areas. Natural Areas Journal 14, 139-140

Lockwood, J. L., Cassey, P., Blackburn, T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. Trends in Ecology and Evolution 20, 223-228

Longbrake, A. C.W. 2001. Ecology and invasive potential of *Paulownia tomentosa* (Scrophulariaceae) in a hardwood forest landscape. Dissertation Ohio University

Longbrake, A. C.W, McCarthy, B. C. 2001. Biomass allocation and resprouting ability of princess tree (*Paulownia tomentosa*: Scrophulariaceae) across a light gradient. The American Naturalist 146, 388-403

Melhuish, J. H. jr., Gentry, C. E., Beckjord, P. R. 1990. *Paulownia tomentosa* seedling growth at differing levels of pH, nitrogen, and phosphorus. Journal of Environmental Horticulture 8, 205-207

Moore, J. E., Lacey, E. P. 2009. A comparison of germination and early growth of four early successional tree species of the southeastern United States in different soil and water regimes. The American Midland Naturalist 162, 388-394

Richter, M., Böcker, R., 2001. Städtisches Vorkommen und Verbreitungstendenzen des Blauglockenbaumes (*Paulownia tomentosa*) in Südwestdeutschland. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft 86, 125-132

Schmid, M. 2005. Untersuchungen zur neophytischen Gehölzflora im Stuttgarter Stadtgebiet. Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg 161, 187-257

Simberloff, D. 2000. Global climate change and introduced species in United States forests. The Science of the Total Environment 262, 253-261

Stimm, B., Stiegler, J., Genser, C., Wittkopf, S., Mosandl, R. 2013. *Paulownia* – Hoffnungsträger aus Fernost? Eine schnellwachsende Baumart aus China in Bayern auf dem Prüfstand. LWF aktuell 96, 18-21

Wermelinger, B., Wyniger, D., Forster, B. 2008. First records of an invasive bug in Europe: Halymorpha halys Stål (Heteroptera: Pentatomidae), a new pest on woody ornamentals and fruit trees? Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 81, 1-8

Williams, C. E. 1983. The exotic empress tree, *Paulownia tomentosa*: an invasive pest of forests. Natural Areas Journal 13, 221-222

Williams, C. E. 1993. Age structure and importance of naturalized *Paulownia tomentosa* in a central Virginia streamside forest. Castanea 58, 243-249

Zhu, Z.-H., Chao, C.-J., Lu, X.-Y., Xiong, Y. G. 1986. *Paulownia* in China: Cultivation and Utilization. Chin. Acad. Forestry, Beijing. Publ. Asian Network for Biological Sciences & International Development Research Centre

4.8 Schwarzkiefer (*Pinus nigra* Arn.)

Autoren: Hermann Spellmann, Stefan Quitt, Hans-Joachim Klemmt, Udo Häger

4.8.1 Nomenklatur und Systematik

Familie: Pinaceae (Kieferngewächse)
Gattung: Pinus (Kiefern)
Art: *Pinus nigra*, Schwarzkiefer, black pine
Unterarten (nach Fitschen 1987):

- ssp. *nigra*
- ssp. *salzmannii*
- ssp. *laricio*
- ssp. *pallasiana*

4.8.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die Schwarzkiefer (*Pinus nigra*) ist als nicht invasiv einzustufen. Durch ihr begrenztes Re-produktions- und Ausbreitungspotenzial, ihre als Lichtbaumart eingeschränkte Konkurrenz-kraft gegenüber vielen einheimischen Baumarten und ihre leichte waldbauliche Kontrollierbarkeit liegt keine Bedrohung des heimischen Arteninventars vor. Zudem weisen bisherige Erkenntnisse aus der Forstpraxis darauf hin, dass die Schwarzkiefer mit relativ einfachen Mitteln wieder entfernt werden kann.

Die Schwarzkiefer ist forstlich anbauwürdig, wobei sorgfältig auf die jeweilige Herkunft und die Standortverhältnisse geachtet werden muss. Ihr Anbau hat sich in der Vergangenheit auf flachgründigen Kalkverwitterungsböden ebenso bewährt wie auf armen Sanden in Gebieten mit einer hohen Schadstoffbelastung. Die Anbaufläche beträgt nach den Ergebnissen der dritten Bundeswaldinventur lediglich 0,14 % (Hennig 2015).

4.8.3 Vorkommen

4.8.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung
Das weit ausgedehnte und disjunkte natürliche Verbreitungsgebiet der Schwarzkiefer erstreckt sich über den mediterranen bzw. submediterranen Raum (Abb. 16). Die nördlichsten Vorkommen befinden sich im Wienerwald, die südlichsten liegen auf Zypern und Kreta bzw. in Algerien und Marokko. Im Osten reicht das Verbreitungsgebiet bis ins türkische Taurus-Gebirge, im Westen erstreckt sich das Areal bis zur östlichen Hälfte der iberischen Halbinsel bzw. zum Südwesten Frankreichs.

Abb. 16. Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Pinus nigra* (verändert nach Grossoni 2000)

Die Höhenverbreitung korreliert eng mit der Kontinentalität des Standorts (Grossoni 2000) und variiert erheblich zwischen den Unterarten und Varietäten. In Spanien, Korsika und in Italien trifft man die Schwarzkiefer im Wesentlichen in Höhenlagen

zwischen 800 und 1500 m an, auf dem französischen Festland liegt ihr Areal zwischen 250 und 800 m ü. NN. In etwa vergleichbar ist die Höhenverbreitung in Österreich. Im südlichen Griechenland geht die Schwarzkiefer bis in Höhen von 1.300 m hinauf und in der Türkei ist sie bis in Höhenlagen um 2.000 m anzutreffen (Röhrig 1956).

Klima, Böden, Waldgesellschaften

In den einzelnen Teilarealen des natürlichen Verbreitungsgebiets sind erhebliche klimatische Unterschiede zu beobachten. In den südlichen Gebieten herrscht überwiegend ein mediterranes, subhumides Klima mit ausgeprägter Sommertrockenheit vor (Grossoni 2000). Im niederösterreichischen Verbreitungsgebiet der Subspezies „*nigra*" sind Klimaextreme weniger ausgeprägt. Nach Zukrigl (1999) liegen dort die jährlichen Durchschnittstemperaturen im Bereich von 8-9 °C, die Januartemperaturen erreichen im Mittel -2 °C, die Julitemperaturen 18-19 °C, und die Jahresniederschlägen variieren zwischen 700 und 950 mm mit einem Maximum im Sommer. Im gesamten Verbreitungsgebiet ist die Gefahr von Spätfrösten gering.

Generell stellt die Schwarzkiefer in ihren natürlichen Verbreitungsgebieten geringe Ansprüche an den Standort. Sie wächst je nach Unterart auf lockeren sandigen, auf kalk- und silikatreichen, aber auch auf schweren tonigen Böden. Während *P. nigra* ssp. *nigra* überwiegend Kalkböden bevorzugt, kommt *P. nigra* ssp. *laricio* fast ausschließlich auf Böden aus Granitverwitterungsmaterial, auf Sanden oder Substraten vulkanischen Ursprungs vor (Grossoni 2000).

Innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets ist die Schwarzkiefer an sehr verschiedenen Waldgesellschaften beteiligt. Auf Korsika erstreckt sich ihr Areal von den trockenen *Quercus-ilex*-Beständen bis zu den höher gelegenen Buchen-Waldgesellschaften des *Fagion sylvaticae*. In Kalabrien nimmt *P. nigra* ssp. *laricio* eine ähnliche Stellung ein und wird hier von *Quercus cerris* und *Quercus frainetto* begleitet. Bestände von *P. nigra* ssp. *nigra* sind oft mit Flaumeiche oder Buche gemischt und weisen eine Strauchschicht mit thermophilen Arten wie *Sorbus aria*, *Amelanchier ovalis*, *Cornus mas* u. a. auf. In Slowenien wächst die Schwarzkiefer gemeinsam mit einer ausgesprochen thermophilen Baum- und Strauchflora, während sie in Mazedonien von mitteleuropäischen Baumarten wie *Quercus petraea*, *Sorbus aucuparia* und *Populus tremula* begleitet wird (Grossoni 2000).

Im Teilareal der Unterart *P. nigra* ssp. *nigra* var. *austriaca* (Österreichische Schwarzkiefer) am Alpenostrand werden im Wesentlichen die drei primären natürlichen Schwarzkiefernwaldtypen *Felsenwolfsmilch-Schwarzkiefernwald*, *Blaugras-Schwarzkiefernwald* und *Flaumeichenwald-Felssteppe mit Schwarzkiefer* ausgeschieden, die sich auf sonnenseitige Extremstandorte mit flachgründigen Dolomit-Rendzinen beschränken. Bei den heutigen niederösterreichischen Schwarzkiefernvorkommen (80.000 ha) handelt es sich überwiegend um Sekundärwälder auf Laubmischwaldstandorten (Mayer 1984).

4.8.3.2 Vorkommen in Deutschland

Anbaugeschichte und Anbauerfahrung

Der genaue Zeitpunkt des ersten Anbaus der Baumart Schwarzkiefer in Deutschland ist nicht bekannt. Es ist davon auszugehen, dass die ersten Exemplare als Parkbäume gepflanzt wurden, wie z. B. im Schlosspark Hallenburg oder in Potsdam Sanssouci. Einer der ersten forstlichen Anbauten stammt wahrscheinlich aus dem Jahr 1818 im Raum Münster (Buvry 1868). Für das Jahr 1845 weist Killius (1931) auf Anbauten auf Weiß-Jurakalken im südbadischen Raum hin. Sproßmann und Blaß (2005) berichten von Schwarzkiefern-Aufforstungen um 1850 auf ausgemergelten, sehr trockenen Kalkböden im Thüringischen Forstamt Arnstadt. Nach Mörmann (1969) liegen ab 1870 für die Gegenden um Tauberbischofsheim sowie Wertheim umfangreichere Anbaunachweise vor.

Die preußische Versuchsanstalt legte in den Jahren 1883 und 1884 zahlreiche Anbauversuche mit *P. nigra* ssp. *laricio* var. *corsicana* an, die aber meist aufgrund der Frostempfindlichkeit der Korsischen Schwarzkiefer in den rechtsrheinischen Gebieten fehlschlugen (Stratmann 1988).

Heute spielen Schwarzkiefernanbauten nur in einigen Regionen Deutschlands eine nennenswerte Rolle. Sie wurden bevorzugt auf flachgründigen Kalkverwitterungsböden angebaut, um vor allem trockene Weidetriften wieder zu bewalden. Dabei wurde meist die Varietät *P. nigra* ssp. *nigra* var. *austriaca* („Österreichische Schwarzkiefer") verwandt, weil sie geringe Ansprüche an die Wasserversorgung stellt und winterhart, langlebig und relativ sturmfest ist (Stratmann 1988). Die Anbauschwerpunkte befinden sich auf der Fränkischen Platte, am Rande des Spessarts sowie auf der Münchner Schotterebene. In Baden-Württemberg ist die nordbadische Muschelkalkplatte (Löwe 1984), in Thüringen sind die Wälder in der Nähe der Städte Jena, Weimar und Arnstadt und in Niedersachsen das Weser- und das Leinebergland (Stratmann 1988) zu nennen. Des Weiteren finden sich größere Anbauten in Rheinland-Pfalz (Petri 1961) und in Nordrhein-Westfalen (Röhrig und Lohbeck 1978, Wachter 1984).

Genetische Differenzierung und Provenienzen

In dem stark zersplitterten Verbreitungsgebiet der Schwarzkiefer haben sich verschiedene Herkünfte herausgebildet, die sich in ihrer Anpassung an die jeweiligen standörtlichen Verhältnisse und in ihrer Wuchsleistung wesentlich unterscheiden. Seit 2010 untersuchen die führenden deutschen Forschungsanstalten in einem abgestimmten, groß angelegten Herkunftsversuch mit 19 Herkünften aus elf Ländern bundesweit Wachstums- und Qualitätsunterschiede der Schwarzkiefer (Huber 2011).

In Deutschland werden heute hauptsächlich österreichische Herkünfte verwandt (Stratmann 1988, Huber 2011, s. a. 4.8.3.2). Diese kommen aufgrund ihrer

Frosthärte besser mit den mitteleuropäischen Verhältnissen zurecht als die z. T. auch sehr wüchsigen Herkünfte aus Korsika und Kalabrien.

Das Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) i.d.F. vom 22.5.2002 bezieht sich auf die drei Scharzkiefern-Varietäten *P. nigra* var. *austriaca*, *P. nigra* var. *corsicana* und *P. nigra* var. *calabrica*. Die Herkunftsgebiete sind für alle drei Varietäten in die Herkunft *Norddeutsches Tiefland* und die Herkunft *Übriges Bundesgebiet* eingeteilt.

4.8.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.8.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

Die Schwarzkiefer ist weitgehend bodenvag und relativ immissionstolerant (Schütt et al. 1992, Heinze 1996). Lediglich für die Subspecies „*nigra*" Varietät „*austriaca*" wird eine Bevorzugung gut basenversorgter Standorte beschrieben (Grossoni 2000). Das verstärkte Vorkommen auf Kalk bedeutet aber nicht zwingend eine Bevorzugung dieser Standorte durch die Schwarzkiefer, sondern ist auf ihre Überlegenheit gegenüber anderen Baumarten auf diesen schwierigen Standorten zurückzuführen.

Trotz der hohen Trockenresistenz wird das Wachstum der Schwarzkiefer vorrangig vom Wasserangebot bestimmt (Altherr 1969, Heinze 1996), wobei hoch anstehendes Grundwasser nicht toleriert wird.

Während der Vegetationszeit ist die Schwarzkiefer wärmebedürftiger als die heimische Waldkiefer. Ansonsten hat sich die in Deutschland überwiegend angebaute Österreichische Schwarzkiefer als absolut winterhart erwiesen. Sie ist unempfindlich gegenüber Spätfrösten.

Die hohe Streuproduktion der Schwarzkiefer führt zu starken Streuauflagen, die sich aber besser zersetzen als diejenigen der Waldkiefer (Mayer 1984).

Die Schwarzkiefer bildet ein typisches Pfahlwurzelsystem aus, mit dem sie auch sehr skelettreiche Böden gut erschließen kann (Mayer 1984). Es stellt zugleich eine Rückversicherung gegenüber Trockenheitsstress dar. Hinzu kommt der hohe Kaliumgehalt in den Nadeln, der die Trockenheitsresistenz erhöht (Fiedler et al. 1989) und die Schwarzkiefer sehr anpassungsfähig gegenüber den zu erwartenden Klimaveränderungen macht.

4.8.4.2 Verjüngung

Die Schwarzkiefer verjüngt sich ausschließlich generativ. Sie fruktifiziert im Freistand mit etwa 15 bis 20 Jahren, in geschlossenen dichten Beständen erst mit 40 bis 50 Jahren. Mit Vollmasten ist in 2- bis 5-jährigen Abständen zu rechnen (Grossoni 2000, Starfinger und Kowarik 2003). Die Schwarzkiefernsamen werden durch den Wind verbreitet. Ihre maximale Flugweite beträgt wie bei der Waldkiefer ca. 2 km.

Die Samen benötigen zur Keimung möglichst freien Mineralboden. Dementsprechend stellt sich auf vegetationsfreien Standorten reichlich Naturverjüngung ein, während auf vergrasten Standorten eine Bodenverwundung zu deren Einleitung notwendig ist (Mayer 1984). Als Halbschattenbaumart mit trotzdem relativ hohem Lichtbedarf verträgt sie in der Jugendphase lediglich eine seitliche Beschattung. Aufgrund ihres langsamen Jungendwachstums ist sie anfangs relativ konkurrenzschwach und für eine einzelstammweise Mischung ungeeignet.

In Deutschland sind die Schwarzkiefernbestände bisher überwiegend aus Pflanzungen hervorgegangen. Die dabei verwandten Pflanzenzahlen schwanken in einem sehr weiten Rahmen von 1.500 bis 8.000 Pflanzen/ha. Da das Schwarzkiefern-Triebsterben verstärkt in sehr dichten Dickungen auftritt (Butin 1984) und *Pinus nigra* weniger als die Waldkiefer zur Protzenbildung neigt (Röhrig 1984), sind eher weitere Pflanzverbände mit geringeren Pflanzenzahlen zwischen 3.500 bis 4.500 Pflanzen/ha zu empfehlen.

In der Literatur sind aber auch sehr erfolgreiche Schwarzkiefernsaaten beschrieben. Nach Fischer (1958) wurden zu Beginn des letzten Jahrhunderts im früheren Forstamt Zellingen Ödlandaufforstungen durch Schwarzkiefernsaaten mit Saatmengen von 10 bis 16 kg/ha ausgeführt.

4.8.4.3 Wachstum

Die Schwarzkiefer zählt allgemein zu den wüchsigeren Baumarten. Ihre Volumenleistung übertrifft im Alter auf vielen Standorten die der Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) deutlich. Sie ist in der Jugend vergleichsweise schattentolerant und weist Wachstumsgänge auf, die mit denen von Halbschattenbaumarten vergleichbar sind.

Im Vergleich zur Waldkiefer ist die Österreichische Schwarzkiefer in ihrer Durchmesser- und Höhenentwicklung eine ausgesprochene Spätentwicklerin. Sie holt aber bei vergleichbarer Bonität mit zunehmendem Alter immer mehr auf.

Für das Bundesland Baden-Württemberg existiert für die Baumart Schwarzkiefer eine Ertragstafel von Altherr (1969). Nach seinen Untersuchungen kulminiert das Höhenwachstum der Österreichischen Schwarzkiefer auf nordbadischen Muschelkalkstandorten bereits im Alter von 10 bis 16 Jahren mit wesentlich geringeren Werten als bei der Waldkiefer. Danach lässt das Höhenwachstum aber nur langsam nach, sodass die Schwarzkiefer im höheren Alter noch beachtliche Endhöhen erreicht. In diesem Wachstumsgang liegt ein deutlicher Unterschied zur Waldkiefer, deren Höhenwachstum nach der Kulmination relativ stark nachlässt. Altherr bezeichnet daher die Schwarzkiefer auch als eine Baumart mit langsamer Jugendentwicklung.

Der Durchmesserzuwachs kulminiert in den von Altherr untersuchten Beständen sehr früh, fällt dann bis zum Alter 25 relativ stark ab, um danach bis zum Alter 56 weitgehend konstant zu bleiben. Der laufende Volumenzuwachs kulminiert

erst im Alter von 60-70 Jahren, also wesentlich später als bei der Waldkiefer. Der durchschnittliche Gesamtzuwachs hat in einem Alter von 90 Jahren seinen Kulminationspunkt noch nicht erreicht. Dies lässt darauf schließen, dass die Schwarzkiefer in längeren Produktionszeiträumen bewirtschaftet werden sollte.

Allgemein variiert die Wuchsleistung der Schwarzkiefer je nach Herkunft und standörtlichen Bedingungen (Kohlross 2006). In einer Untersuchung von Seho et al. (2010) waren auf vier baden-württembergischen Standorten die Korsischen Schwarzkiefern im Alter von 49 Jahren signifikant höher als die Herkünfte aus Bosnien, Italien und Österreich, aber aufgrund geringerer Durchmesser in der Gesamtwuchsleistung unterlegen. Bei diesem Merkmal lag die bosnische Herkunft vorn. Ein nicht so einheitliches Bild zeigen die Untersuchungen von Stratmann (1988) in Nordwestdeutschland, die aber auch die Wuchsüberlegenheit gegenüber der Gemeinen Waldkiefer bestätigen.

4.8.5 Waldbauliche Behandlung

Die Schwarzkiefer ist als Pionierbaumart auf die Besiedlung von Sonderstandorten spezialisiert, auf denen andere Baumarten an ihre ökologischen Grenzen stoßen bzw. ausfallen. Auf besseren Standorten kann sie mit guten Wuchsleistungen angebaut werden, allerdings ist in Mischung mit Buche mit einem erhöhten Pflege- und Durchforstungsaufwand zu rechnen, da die Schwarzkiefer meist konkurrenzschwächer ist. Diesem Problem kann mit einer nicht zu innigen Mischungsform begegnet werden (Abb. 17).

Im Jungwuchsstadium beschränkt sich die Bestandespflege auf die Entnahme schlecht geformter Vorwüchse und deformierter Stämme. In sehr dichten Jungwüchsen, z. B. aus Naturverjüngung, empfehlen sich Stammzahlredu-

Abb. 17. *Pinus nigra* in Mischung mit heimischen Baumarten in Schernfeld, Bayern (Foto: H.-J. Klemmt)

zierungen auf ca. 3.000 Stück/ha, um die Bestände zu stabilisieren, die Gefahr eines Befalls durch den Erreger des Schwarzkiefern-Triebsterbens zu mindern und den Zuwachs auf weniger Bäume zu konzentrieren
In der ausgehenden Läuterungsphase sollten bereits Z-Bäume ausgewählt und entsprechend freigestellt werden. Die nachfolgenden Durchforstungseingriffe sollten als gestaffelte Hochdurchforstungen erfolgen, eine Astung der Z-Bäume auf 6 m ist zur Erzielung von werthaltigem Stammholz notwendig.

Vor dem Hintergrund des Klimawandels verdient die Schwarzkiefer eine größere Beachtung (Klemmt et al. 2007 und 2012, Roloff und Grundmann 2008). Insbesondere auf flachgründigen, trockenen Standorten und auf armen Sanden kann sie aufgrund ihrer hohen Trockenheitsresistenz eine Alternative zur Waldkiefer oder Douglasie sein. Gesicherte Anbauempfehlungen für Deutschland lassen sich zurzeit nur für die Österreichische Schwarzkiefer (*P. nigra* ssp. *nigra* var. *austriaca*) geben. Ob andere Unterarten der Schwarzkiefer zur Erweiterung des Baumartenspektrums hinsichtlich des Klimawandels geeignet sind, muss erst durch weitere Anbauversuche geklärt werden (Huber 2011).

4.8.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsphasen

4.8.6.1 Biotische Risiken

In ihren natürlichen Arealen ist die Schwarzkiefer eine stabile und wenig anfällige Baumart. Dabei sind die Schaderreger nahezu dieselben wie bei anderen Kiefern. Neuartig sind in den letzten Jahren erstmalige Schäden durch *Sphaeropsis sapinea* in autochthonen österreichischen Beständen (Tomiczek et al. 2004).

Außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets können die Risiken der Schwarzkiefer insbesondere auf wenig geeigneten Standorten deutlich ansteigen. Häufig tritt das Scleroderris-Triebsterben (Verursacher: *Gremmeniella abietina* = *Scleroderris lagerbergii*, Konidienform: *Brunchorstia pinea*) auf. Es kann vor allem im atlantischen Klimagebiet bei starkem Befall bis zum Absterben führen (Butin 1989). Die Anfälligkeit variiert zwischen den verschiedenen Herkünften und hängt zudem stark vom Standort ab. *Sphaeropsis sapinea,* ein häufig latent vorhandener Endophyt, verursacht auch in künstlichen Anbauten zunehmend massive Trieb- und Kronenschäden, die oft im Zusammenhang mit Witterungsextremen auftreten (Hänisch et al. 2006).

Des Weiteren werden Schwarzkiefernkulturen durch Wühlmausfraß hochgradig gefährdet (Gärtner 1991).

Von den heimischen Kiefernschädlingen kommen die Kiefernbuschhornblattwespe (*Diprion pini)* ebenso wie der Große und Kleine Waldgärtner (*Blastophagus piniperda*, *Blastophagus minor*) an der Schwarzkiefer vor. Von Nonne (*Lymantria mo-*

nacha) und Forleule (*Panolis flammea*) wird die Schwarzkiefer weitgehend gemieden. Von den anderen an der Waldkiefer vorkommenden nadelfressenden Großschädlingen ist kein Schadfraß an Schwarzkiefer bekannt (Altenkirch et al. 2002).

4.8.6.2 Abiotische Risiken

Die Frostresistenz, insbesondere die Anfälligkeit gegenüber Spätfrösten, ist bei der Auswahl der Herkünfte zu beachten. Die Unterart „*nigra*" gilt als besonders frostresistent (Altherr 1969, Heinze 1996), was ihren Anbau unter mitteleuropäischen Klimabedingungen ermöglicht. Nassschnee kann in der Jungbestandsphase zu Problemen führen. Die Schwarzkiefer ist weitgehend resistent gegenüber Trockenstress und leidet kaum unter Rauchschäden.

Die starke Nadelstreuauflage in Schwarzkiefernbeständen kann das Waldbrandrisiko erhöhen.

Aufgrund ihres sehr tief gehenden Wurzelsystems hat sie sich in der Vergangenheit als sehr sturmfest erwiesen.

4.8.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.8.7.1 Ökologische Integration

Die Schwarzkiefer ist eine in Deutschland eingeführte Baumart, die in der Vergangenheit vornehmlich zur Aufforstung von Ödlandflächen auf flachgründigen Kalkverwitterungsböden eingesetzt wurde. Diese Anpflanzungen mit Schwarzkiefer dienten ebenso wie die Aufforstungen mit Edellaubbaumarten der Sicherung der Holzversorgung und werden aus heutiger Sicht z. T. kritisch gesehen, weil mit diesen Aufforstungen licht- und wärmebedürftige Tier- und Pflanzenarten auf Kalkmagerrasen zurückgedrängt wurden. Andererseits berichtet Schmidt (1999), dass die Vorkommen von seltenen Winterlieb-Kiefern-Gesellschaften in Unterfranken nur durch die dortigen Aufforstungen mit Schwarzkiefern entstanden sind. Die Nadelstreu-Humusauflagen direkt über Kalk haben dort die Voraussetzungen geschaffen, dass sich die schützenswerten Lebensgemeinschaften wintergrüner Arten sowie von Orchideen in Symbiose mit Wurzelpilzen einfinden konnten.

4.8.7.2 Prädation und Herbivorie

Auf gleichem Standort konnten Boulant et al. (2008) in Südfrankreich einen stärkeren Verbiss an naturverjüngter Schwarzkiefer als an Waldkiefer feststellen.

4.8.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Trotz der relativ häufigen Fruktifikation der Schwarzkiefer und der effektiven Windverbreitung der Samen ist das Ausbreitungspotenzial der Schwarzkiefer gering. Als Mineralbodenkeimer haben es die Samen schwer, ein geeignetes Keimbett zu finden. Das verzögerte Jugendwachstum und der relativ hohe Lichtbedarf schränken die Konkurrenzkraft im Vergleich zu den heimischen Baumarten deutlich ein. Mit waldbautechnischen Mitteln lassen sich das Ankommen, die Entwicklung und das Überleben der Schwarzkiefer relativ einfach steuern.

4.8.7.4 Hybridisierung

Aus der Literatur ist aus Deutschland keine natürliche Artenhybridisierung bekannt. Die Aussage in Schmitz et al. (2008), dass Hybriden zwischen *Pinus nigra* und *Pinus sylvestris* in Deutschland existieren, ist nicht richtig. Hier kam es zu einer geografischen Verwechslung (Schmitz 2014). In der verwandten Quelle (Markgraf 1981) beziehen sich alle Angaben auf Orte in Österreich.

4.8.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Die Schwarzkiefer ist Wirtspflanze des Pilzes *Brunchorstia pinea*, der das Schwarzkieferntriebsterben verursacht und auch andere heimische Koniferen befallen kann, ohne sie allerdings zu gefährden (Butin 1989)

4.8.7.6 Gefährung der Biodiversität, Invasivität

Aufgrund ihrer Verjüngungsökologie, ihres Ausbreitungspotenzials, ihrer relativ geringen Konkurrenzkraft in Mischbeständen und ihrer waldbaulichen Kontrollierbarkeit ist die Schwarzkiefer gemäß § 7 BNatSchG nicht als invasiv anzusehen.

4.8.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

In Laubwaldgebieten oder Hecken können einzelne Horste mit tiefbeasteten Schwarzkiefern vielen Tierarten Schutz vor Winterkälte und Wind bieten.

4.8.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Mit waldbautechnischen Mitteln lassen sich das Ankommen, die Entwicklung und das Überleben der Schwarzkiefer im Wald relativ einfach durch Mischung mit konkurrenzstarken und beschattenden Baumarten steuern. Spontane Verjüngung im Of-

fenland kann leicht mechanisch beseitigt werden, indem man die jungen Pflanzen auszieht oder abschneidet.

4.8.8 Literatur

Altenkirch, W., Majunke, C., Ohnesorge, B. 2002. Waldschutz auf ökologischer Grundlage. 1. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart

Altherr, E. 1969. Vorläufige Hilfszahlen zur Darstellung des Wachstums der Schwarzkiefer auf den nordbadischen Muschelkalkstandorten. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg 29

Boulant, N., Kunstler, G., Rambal, S., Lepart, J. 2008. Seed supply, drought, and grazing determine spatio-temporal patterns of recruitment for native and introduced invasive pines in grasslands. Diversity and Distributions 14, 862-874

Buvry, L. 1868. Anbauversuche mit ausländischen Nutzpflanzen in Deutschland. Wiegandt & Hempel, Berlin. 146 S.

Butin, H. 1984. Pilzkrankheiten der Schwarzkiefer, Allgemeine Forstzeitschrift 39, 585-587

Butin, H. 1989. Krankheiten der Wald- und Parkbäume, Diagnose – Biologie – Bekämpfung. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York

Fiedler, H. J., Heinze, M., Vien, N. V. 1989. Die Ernährung der Schwarzkiefer auf Kalk- und Silikatstandorten. Forst und Holz 44, 422-428

Fischer, P. 1958. Die Schwarzkiefer im Forstamt Zellingen, Allgemeine Forstzeitschrift 13, 524-525

Fitschen, J. 1987.Gehölzflora. Quelle & Meyer, Heidelberg, Berlin

Gärtner, S. 1991. Baumartengefährdung durch Schäden von Erdmäusen und Rötelmäusen. Beiträge für die Forstwirtschaft 25, 79-82

Grossoni, P. 2000. Die Schwarzkiefer. In: Schütt, P., Schuck, H.-J., Lang, U., Stimm, B., (Hrsg.) Enzyklopädie der Holzgewächse. 19. Erg.Lfg, 03/00. ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech, 1-11

Hänisch, T., Kehr, R., Schubert, O. 2006. Schwarzkiefer auf Muschelkalk trotz Sphaeropsis-Befall. AFZ-DerWald 61, 227-230

Heinze, M. 1996. Standorte, Ernährung und Wachstum der Schwarzkiefer (*Pinus nigra* Arn.). Forstwissenschaftliches Centralblatt 115, 17-35

Hennig, P. 2015. Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Schriftliche Mitteilung.

Huber, G. 2011. Neue Tests für Schwarzkiefern-Herkünfte in Bayern im Hinblick auf den Klimawandel. Forstarchiv 82, 134-141

Killius, R. 1931. Anbauversuche fremdländischer Holzarten in badischen Waldungen nach dem Stand von 1929/1930. C. A. Wagner Buchdruckerei, Freiburg i. Br. 123 S.

Klemmt, H.-J., Uhl, E., Biber, P., Pretzsch, H. 2007. Zum Wachstum der Kiefer in Bayern. LWF Wissen 57, 31-35

Klemmt, H.-J., Falk, W., Bickel, E. 2012. Wie wächst die Schwarzkiefer? LWF aktuell 89, 41-45

Kohlross, H. 2006. Die Schwarzföhre in Österreich. http://www.schwarzfoehre.at (abgerufen am 19.08.2014)

Löwe, W. 1984. Schwarzkiefernanbau im Taubergrund. Allgemeine Forstzeitschrift 39, 588-589

Markgraf, F. (Hrsg.) 1981. Hegi, G. Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Band I/2. 3. Auflage, Parey. Berlin. 269 S.

Mayer, H. 1984. Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. 3. Auflage. Gustav Fischer Verlag Stuttgart New York. 513 S.

Mörmann, P. 1969. Erfahrungen mit der österreichischen Schwarzkiefer im Bereich der nordbadischen Muschelkalkplatte. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg 29

Petri, H. 1961. Wachstumsverhältnisse der Schwarzkiefer im nördlichen Rheinland-Pfalz. Forstarchiv 32, 201-206

Röhrig, E. 1956. Über die Schwarzkiefer (*Pinus nigra* Arnold) und ihre Formen. Silvae Genetica 6, 39-53

Röhrig, E. 1984. Die Schwarzkiefer – in der Bundesrepublik Deutschland oft unterschätzt. Allgemeine Forstzeitschrift 39, 571-572

Röhrig, E., Lohbeck, H. 1978. Anbauten von Schwarzkiefer in Nordrhein-Westfalen. Forst- und Holzwirt 33, 397-403

Roloff, A., Grundmann, B. 2008. Klimawandel und Baumarten-Verwendung für Waldökosysteme. Forschungsstudie TU Dresden. 46 S.

Schmidt, O. 1999. Die Schwarzkiefer in Unterfranken. LWF aktuell 20, 17-19

Schmitz, U. 2014. Schriftliche Mitteilung

Schmitz, U., Ristow, M., May, R., Bleeker, W. 2008. Hybridisierung zwischen Neophyten und heimischen Pflanzenarten in Deutschland. Natur und Landschaft 83, 444-451

Schütt, P., Schuck, H.-J., Stimm, B. 1992. Lexikon der Forstbotanik. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech. 579 S.

Seho, M., Kohnle, U., Albrecht, A., Lenk, E. 2010. Wachstumsanalysen von vier Schwarzkiefer-Provenienzen (*Pinus nigra*) auf trockenen Standorten in Baden-Württemberg. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 181, 104-116

Sproßmann, H., Blaß, M. 2005. Anbau der Schwarzkiefer im Thüringer Forstamt Arnstadt. AFZ-DerWald 60, 223-225

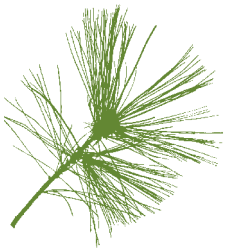
Starfinger, U., Kowarik, I. 2003. *Pinus nigra* J. F. Arnold (Pinaceae), Schwarz-Kiefer. Bundesamt für Naturschutz. http://www.neobiota.de/12634.html (abgerufen am 19.08.2014)

Stratmann, J. 1988. Ausländeranbau in Niedersachsen und den angrenzenden Gebieten. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 91

Tomiczek, C., Cech, T.-L., Krehan, H., Perny, B., Steyrer, G. 2004. Forstschutzsituation 2003 in Österreich. AFZ-DerWald 58, 384

Wachter, H. 1984. Die Bedeutung des Winterfrostes als Standortsfaktor beim Anbau der Korsischen Schwarzkiefer. Allgemeine Forstzeitschrift 39, 582-583

Zukrigl, K. 1999. Die Schwarzföhrenwälder am Alpenostrand in Niederösterreich. Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum 12, 11-20



4.9 Strobe (*Pinus strobus* L.)

Autoren: Axel Noltensmeier, Gudula Lermer

4.9.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Pinaceae (Kieferngewächse)
Gattung:	Pinus (Kiefern)
Art:	*Pinus strobus* Linné 1753, Weymouthskiefer, Strobe, white pine

4.9.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die Strobe (*Pinus strobus*) wird insgesamt als nicht invasiv angesehen. Zwar weist sie typische Eigenschaften einer Pionierbaumart mit hohem Reproduktionspotenzial auf, die Sämlinge und Jungpflanzen sind allerdings nur mäßig konkurrenzfähig, und eine vegetative Vermehrung kommt nicht vor. Eine starke Konkurrenzfähigkeit gegenüber heimischen Baumarten ist nicht belegt. Zudem behindert die Anfälligkeit gegenüber dem Strobenrost (*Cronartium ribicola*) die Ausbreitung und langfristige Etablierung der Strobe in vielen Wäldern und macht eine waldbauliche Kontrolle häufig überflüssig. Im Nationalpark Sächsische Schweiz treten lokal Probleme mit der Strobe durch starken Streufall und Verdrängung der für Felsspalten und -ritzen typischen Moos- und Flechtenflora auf. Dies könnte dort durch Entfernung der Strobe leicht vermieden werden.

Die große Anfälligkeit der Strobe gegenüber dem Strobenrost spricht gegen einen weiteren Anbau dieser Art in Deutschland. Dadurch konnten die großen wirt-

schaftlichen Erwartungen an diese Baumart mit hoher Wuchsleistung, standortverbessernder Nadelstreu und breiter Standortamplitude nicht erfüllt werden.

4.9.3 Vorkommen

4.9.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung
Das natürliche Verbreitungsgebiet der Strobe erstreckt sich über den gesamten Südosten Kanadas, den Nordosten der USA bis in das Gebiet der Großen Seen im Westen und der Appalachen im Süden (Abb. 18). Die Varietät *Pinus strobus* var. *chiapiensis* ist auf einzelne kleinere Inselvorkommen in Guatemala und Süd- Mexiko beschränkt.

Abb. 18. Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Pinus strobus* (verändert nach Wendel und Smith 1990)

Klima, Böden, Waldgesellschaften
Aufgrund der Größe des Verbreitungsgebiets sind die Klima- und Standortbedingungen sehr heterogen. Die Strobe ist vorwiegend in der Ebene und im Hügelland zu Hause (Stratmann 1988). Ihre vertikale Verbreitung erstreckt sich von der planaren Stufe im Norden bis maximal 1.200 m ü. NN in den südlichen Appalachen. Das natürliche Verbreitungsareal ist durch durchschnittliche Julitemperaturen zwischen 18 und 23 °C und Niederschläge zwischen 510 und 2.000 mm pro Jahr geprägt. Wendel und Smith (1990) charakterisieren das Klima im natürlichen Verbreitungsgebiet als eher kühl und feucht.

Nach Stratmann (1988) ist die Strobe auf allen Böden des Verbreitungsgebiets zu finden. Hauptsächlich stockt sie aber auf gut drainierten, sandigen Böden, die ihr Vorteile gegenüber konkurrierenden Laubbaumarten bieten. Auf schweren Tonen oder staunassen Böden kommt sie nur in Ausnahmenfällen vor (Barnes und Wagner 2003).

Die Strobe kommt sowohl als Baumart der Pioniergesellschaften mit Aspe und Birke als auch als wichtige Komponente in einigen Laub- und Nadelwaldgesellschaften in Mischung mit Roteiche, Weißesche, Ahorn, Linde und Hemlocktanne vor. Als Baumart der Laubmischwälder lässt sie sich gut in Laubholz-Grundbestände einmischen. Reliktvorkommen von natürlichen Strobenbeständen sind noch in einigen Regionen der USA zu finden. In diesen stocken nach Sommer (1963) einige der damals noch sehr begehrten durchmesserstarken, feinringigen, mehrere hunderte Jahre alten Stroben, die im 17. und 18. Jahrhundert einen Boom in der Holz- und Schiffsbauindustrie auslösten.

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Fowells (1965) nimmt an, dass es bis heute in Nordamerika noch nicht zur Ausbildung lokaler Varietäten gekommen ist, sondern dass die Strobe eine hohe genetische Diversität und klare Variationsmuster in Bezug auf Höhenentwicklung, Dürreresistenz oder Erholungsfähigkeit nach Schäden durch den Stroben-Rüssler *(Pissodes pini)* hat. Andere Autoren konnten anhand von Auswertungen in Provenienzversuchen genetische Verschiedenheit in physiologischen Eigenschaften und morphologischen Merkmalen der Strobe nachweisen. Zu den wichtigsten Untersuchungsmerkmalen gehört u. a. die Anfälligkeit für den Strobenrost und die Widerstandsfähigkeit gegen den Stroben-Rüssler.

4.9.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang

In Deutschland gehört die Strobe zu den am längsten angebauten ausländischen Baumarten. Erste Anbauten entstanden um 1770 im Pfälzer Wald. Sie galt bis zur Verbreitung des Strobenrostes *(Cronartium ribicola)* lange als leistungsfähigste der eingeführten Baumarten. Die Anbaufläche lag nach einer Aufstellung der Weymouthskiefern-Kommission des Deutschen Forstvereins 1935 in Deutschland bei 20.697 ha im Reinbestand und 5.656 ha in Mischbeständen. Heute hat sich die Anbaufläche bundesweit nach der dritten Bundeswaldinventur auf gut 13.000 ha reduziert (Hennig 2015).

Nach Stratmann (1988) zählt die Strobe nach wie vor zu den leistungsfähigsten Nadelhölzern. Neben den geringen Ansprüchen an die Nährstoffversorgung sind die große Forsthärte und Verjüngungsfreudigkeit hervorzuheben. Die Wuchsleistung

wird vor allem durch die Wasserversorgung beeinflusst. Auf frischen, wechselfeuchten und nassen Böden mit geringer bis mäßiger Nährstoffversorgung ist sie den heimischen Nadelbaumarten überlegen. Erstaunlich widerstandsfähig zeigt sich die Strobe gegen Schneebruch, der auch in Naturverjüngungen kein Problem darstellt.

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Die Strobe gehört mit zu den ersten Baumarten, die für den forstlichen Anbau in Europa eingeführt wurden. Der hiesige Saatgutbedarf wird weitgehend aus eigenen Beständen gedeckt, deren Ursprung kaum noch zu klären ist (Stephan 1974). In den 1960er-Jahren wurden Versuchsanbauten in Norddeutschland mit Provenienzen aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet angelegt. Nach Ergebnissen von Stephan (1975) besteht bis zum Alter von 11 Jahren eine negative Korrelation zwischen Höhenwuchsleistung und Breitengrad. Die wüchsigsten Herkünfte stammten aus Gebieten südlich des 39. Breitengrades aus Höhenlagen zwischen 400 m und 800 m ü. NN. Die Herkünfte nördlich des 45. Breitengrades lagen unter dem Versuchsmittel. Herkünfte aus der Zone zwischen dem 39. und 45. Breitengrad zeigen starke Variation in der Höhenwuchsleistung selbst bei geografisch eng benachbarten Herkünften.

Die Strobe wird wegen ihrer Empfindlichkeit gegenüber dem Strobenrost in Deutschland kaum noch angebaut und hat deshalb auch den gesetzlichen Schutz durch die Forstvermehrungsgut-Zulassungsverordnung (2002) mit Inkrafttreten des Forstvermehrungsgutgesetzes (2002) verloren.

4.9.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.9.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

Die Strobe wird von Sterns (1992) als anpassungsfähige Pionierbaumart charakterisiert. Paläontologische Untersuchungen zu den letzten 12.000 Jahren zeigen nach Jacobson (1992), dass sich trocken-warme Klimabedingungen vorteilhaft auf die Ausbreitung der Strobe ausgewirkt haben.

Die Strobe bildet ein kräftiges Wurzelsystem aus, das meist aus einer Pfahlwurzel und mehreren starken, weitreichenden Seitenwurzeln besteht, an denen sich in grobkörnigen Substraten tiefstreichende Senkerwurzeln bilden. Kräftige Lehm- oder Tonböden werden nicht sehr tief durchwurzelt, sondern nur oberflächlich durch breites, intensives Ausstreichen der Seitenwurzeln erschlossen. Auf diesen Böden ist mit Wurzel- und Stockfäulen zu rechnen.

Schwere, staunasse Böden (z. B. Stagnogleye) eignen sich nicht zum Anbau. Auf entwässerten Nieder- und Übergangsmooren sowie auf Kreidestandorten ist sie der Waldkiefer überlegen. Sie kann auch extreme Standorte wie Sande, Schotter und

Blockböden besiedeln und stellt nur geringe Ansprüche an die Nährstoffausstattung des Standorts.

Die Strobe bildet nach Ernst (1954) bereits in frühen Bestandesentwicklungsphasen locker geschichtete, leicht zersetzbare Streuauflagen, die zur Aktivierung devastierter oder gestörter Böden beitragen oder in Mischbeständen schwer zersetzliche Rohhumusauflagen anderer Baumarten aktivieren. Ihre Streu ist wesentlich leichter zersetzlich als die Nadeln der in Deutschland heimischen Kiefernarten, auch wenn in Strobenreinbeständen bisweilen kompakte Streuauflagen entstehen können (Härtel und Hadincová 1998).

4.9.4.2 Verjüngung

Nach Waldherr (2000) fruktifiziert die Strobe sehr früh und häufig. Bereits im Alter von 5 bis 10 Jahren erscheinen die ersten Blütenanlagen, die aber kaum keimfähige Samen hervorbringen. Ab einem Alter von 25 Jahren ist etwa alle 3 bis 5 Jahre mit reichlichem Samenertrag zu rechnen, besonders bei großen und freistehenden Exem-

Abb. 19. Alte freistehende Stroben können große Mengen an Samen produzieren. (Foto: A. Noltensmeier)

plaren (Abb. 19). Die Samen reifen im zweiten Jahr nach der Bestäubung und werden nach Lyon (1951) und Wood (1932) ab August durch Wind im Bestandesinneren bis zu 60 m und im Freiland weiter als 200 m verbreitet. Im Elbsandsteingebirge wurden Samen bis auf eine Entfernung vom Mutterbaum von 757 m gefunden (Münzbergová et al. 2010). In guten Samenjahren können je nach Schlussgrad zwischen 4,9 und 9,9 Mio. Samen pro Hektar gebildet werden.

Die überaus reichliche Verjüngung führt zu einer raschen Ausweitung des Areals, zu hohen Ausfallquoten in der allerersten Entwicklungsphase und damit zu einem hohen Niveau der Anpassungsfähigkeit. Dies sind typische Eigenschaften einer Pionierbaumart, die sich nach Waldherr (2000) auch in den Oberpfälzer Wäldern zeigen, in denen sich die Stroben unter Kiefernschirm auf größerer Fläche verjüngen als die Waldkiefern. Allerdings zeigt er in Untersuchungen, dass sie bei längerem Schirmdruck der schattentoleranteren Fichte im Höhenwachstum unterlegen ist. Naturnahe Waldstrukturen mit längeren Schirmhaltungen setzen der Ausbreitung der Strobe deshalb enge Grenzen.

Bestände aus dichten Naturverjüngungen haben nach Einschätzungen von Waldherr (2000) zahlreiche Vorteile. Neben natürlicher Feinastigkeit und Wipfelschäftigkeit setzen sich nur wüchsige und widerstandsfähigere Exemplare gegen den allgegenwärtigen Befallsdruck durch den Strobenrost durch.

Künstliche Ausbringungen und Aufforstungen mit Strobe spielen in Deutschland seit der letzten Anbauwelle in den 1950er- und 1960er-Jahren keine Rolle mehr. In Programmen wie der Emslandaufforstung in Nordwestdeutschland oder der Wiederbestockung von Reparationsflächen wurde die Strobe aufgrund ihrer Pioniereigenschaften noch berücksichtigt.

4.9.4.3 Wachstum

Nach einer von verhaltenem Wachstum geprägten Etablierungsphase nach der Keimung von 4 bis 5 Jahren steigt der jährliche Höhenzuwachs bis zur Kulmination im Alter von 15 bis 35 Jahren rasch an (Sommer 1963). Auf vergleichbaren Standorten wachsen die heimischen Lichtbaumarten Europäische Lärche und Waldkiefer in der Jugendphase schneller, werden aber rasch eingeholt bzw. von der Strobe überwachsen. Die Waldkiefer kann nach Waldherr (2000) nur bis zum Alter von 30 Jahren mithalten, die Europäische Lärche bis zum Alter von 60 Jahren.

Eindrucksvoll ist auch die Überlegenheit der Stroben in der Durchmesserentwicklung. Bis zum Alter von 80 Jahren kann sie in der ersten Bonität im Mittel 50 cm erreichen. Bis zum Alter von 50 Jahren steigt die Grundfläche kontinuierlich an, danach stagniert oder sinkt sie oft durch die Ausfälle nach Strobenrostbefall stark ab. Bemerkenswert ist, dass die Strobe trotz der Ausfälle das Niveau der Waldkiefer in der

Grundflächenhaltung erreichen und in der Volumenleistung sogar noch übertreffen kann.

Nach der Ertragstafel von Eckstein (1965) liegt die Gesamtwuchsleistung der Strobe in der I. Ertragsklasse im Alter von 80 Jahren um 30 % über der Leistung der Fichte und um 50 % über der Leistung der Waldkiefer.

4.9.5 Waldbauliche Behandlung

Die Gefährdung durch den Strobenrost zwingt zur Beschränkung auf kleine Flächen und Mischbestände. Um das Anbaurisiko zu reduzieren, sollten die Strobenanteile in Mischbeständen 20 % bis 25 % nicht übersteigen und intensive, truppweise Mischungen angestrebt werden, damit sich Lücken bei Ausfall der Strobe schließen können. In der Nähe zu Ortslagen erhöht sich das Befallsrisiko (Abb. 20). Eine Mischung mit Laubhölzern (Eiche, Roteiche, Buche) oder auch Koniferen (Fichte, Lärche, Kiefer, Douglasie) wird empfohlen.

Abb. 20. Leidet häufig unter Pathogenen: *Pinus strobus* (Foto: T. Vor)

Im Tiefland und in mittleren Lagen des Berglandes ist sie für tiefgründige, mäßig frische bis grundfeuchte Sandstandorte geeignet. Durch ihr hohes Verjüngungspotenzial und ihre meliorierende Streu bietet sie sich sehr gut zur Wiederbewaldung von Problemflächen auf armen Standorten an.

Nur in Ausnahmefällen wird die Strobe über Pflanzungen verjüngt. Waldherr (2000) empfiehlt 6.000 bis 8.000 Pflanzen pro Hektar. Stratmann (1991) hält Pflanzenzahlen von 5.000 bis 6.000 für ausreichend. Um ein frühzeitiges Absterben von infektionsgefährdeten Seitentrieben und unteren Kronenteilen zu fördern, sind Verjüngungen der Strobe möglichst geschlossen zu halten. Mischungsregulierende Maß-

nahmen oder Protzenaushiebe in Jungbeständen sollten den Bestandesschluss nicht dauerhaft unterbrechen.

Entgegen den Behandlungsempfehlungen bei anderen Nadelbaumarten sind junge Strobenbestände ab der Stangenholz- bzw. geringen Baumholzphase nur zurückhaltend und mit geringen Eingriffsstärken zu pflegen. Kräftige Freistellungen zur Förderung der Vitalität und Wuchsleistung einzelner Individuen sind kontraproduktiv. Sie fördern das Kronenwachstum und die Aststärkenentwicklung. Großkronige Bäume fangen wesentlich mehr Sporen auf und werden stärker befallen. Zudem verlangsamt ein großer Standraum die Astreinigung, die dem Pilzbefall entgegenwirkt (Waldherr 2000).

Bei der Bestandespflege müssen befallene Stroben konsequent entnommen werden. Dies führt langfristig zu einer Verbesserung der Resistenzeigenschaften, die sich nach Ritter (1988) und Waldherr (2000) auf die Naturverjüngung der nächsten Generation übertragen.

4.9.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.9.6.1 Biotische Risiken

Der bedeutendste Schadfaktor nach Heydeck und Majunke (2002) an der Strobe ist der Strobenrost *(Cronartium ribicola),* der die Anbauerfolgswelle jäh gestoppt hat und dazu führte, der Strobe jede Anbauwürdigkeit abzusprechen. Nach Wulf (2004) handelt es sich um eine Baumkrankheit, die zu den klassischen Beispielen für anthropogen ausgelöste pandemische Seuchenzüge gehört. *Cronartium ribicola* war ursprünglich nur im Gebiet der sibirischen und alpinen Arve endemisch verbreitet, ohne für diese Baumart jedoch lebensbedrohend zu sein. Die Situation änderte sich, als man begann, die aus Nordamerika stammende hochanfällige *P. strobus* in Europa in verstärktem Maße anzubauen. Nachdem der Kontakt zwischen dem sibirischen Arvenareal und den europäischen Stroben-Anbaugebieten hergestellt war, brach der Strobenrost derart in die europäischen Strobenbestände ein, dass der weitere Anbau dieser Baumart zunächst infrage gestellt schien. Durch Einfuhr kranker Pflanzen in die Nordoststaaten Amerikas wurde der Pilz auch dort heimisch. Heute zählt der Strobenrost auf beiden Kontinenten zu den bedeutendsten Krankheiten fünfnadeliger Kiefern (Butin und Zycha 1973).

Als Symptome dieser Rindenkrankheit treten an Stamm und Zweigen Anschwellungen mit Harzfluss auf, und es entwickeln sich orange-gelbe Aecidien im Bereich der Schadstellen. Jüngere Pflanzen reagieren mit Kümmerwuchs und Verbuschung, ältere mit Stammdeformationen, und nach jahrelangem chronischem Verlauf sterben sie meist ab (Hartmann et al. 1988).

Neben dem Strobenrost kommen einige Stamm- und Wurzelfäuleerreger wie Hallimasch (*Armillaria* spec.), Wurzelschwamm (*Heterobasidium annosum*) oder Kiefernbaumschwamm (*Phellinus pini*) vor.

Von zahlreichen Insektenarten an Strobe haben die Strobenlaus (*Eopineus strobi*) und der Strobenrüssler *(Pissodes strobi)* die mit Abstand größte Bedeutung als Schadinsekten, wobei *Pissodes strobi* bisher noch nicht in Europa vorkommt!

Aufgrund der Gattungsspezifikation der meisten xylobionten Insekten wird die Strobe auch von Arten, die an heimischen Kiefern vorkommen, besiedelt. Pfeffer (1995) nennt 16 an der Strobe vorkommende Borkenkäferarten, darunter als forstschutzrelevante Arten den Großen und Kleinen Waldgärtner (*Tomicus piniperda* und *T. minor*) und den Kupferstecher *(Pityogenes chalcographus*). Nur drei Großschmetterlingsarten werden für die Strobe aufgeführt, gegenüber 20 Arten an den heimischen Kiefernarten (Hacker 1998).

Gefahren durch Verbiss- und Schälschäden werden von Stratmann (1988) als hoch eingeschätzt.

4.9.6.2 Abiotische Risiken

Die Strobe gilt insgesamt als sehr frosthart. Weitständig erwachsene, vorwüchsige Stroben werden nach Stratmann (1988) häufiger durch Eis und Nassschnee gebrochen als enger und feinästig aufgewachsene Exemplare. Im Freistand bilden Stroben in windreichen Gebieten sog. Fahnenkronen aus. Im ursprünglichen Verbreitungsgebiet gelten Klimaextreme und Feuer als die größten Schadrisiken.

4.9.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.9.7.1 Ökologische Integration

Die Strobe dient dem seltenen Elfenbeinröhrling *(Suillus placidus)* als Mykorrhiza-Partner, dessen Vorkommen sonst nur an der Zirbe bekannt ist. Weiteres s. 4.9.6.1.

4.9.7.2 Prädation und Herbivorie

Gefahren durch Verbiss- und Schälschäden werden von Stratmann (1988) als hoch eingeschätzt.

4.9.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Nicht belegt mit Ausnahme von Sondersituationen wie z. B. dem Elbsandsteingebirge (s. 4.9.7.7).

4.9.7.4 Hybridisierung

Keine Kenntnisse!

4.9.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Keine Kenntnisse!

4.9.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Vor dem Hintergrund des Kimawandels vermuten Kleinbauer et al. (2010) eine Zunahme des Invasionsrisikos. Doch aufgrund ihrer Anfälligkeit gegenüber Strobenrost *(Cronartium ribicola)* ist ihr Ausbreitungsverhalten als nicht invasiv einzustufen.

4.9.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Wie viele nichtheimische Baumarten wurde die Strobe u. a. speziell auch für die Kultivierung problematischer Standorte verwendet, z. T. experimentell, so auf Sanddünen und Moorstandorten. Diese Standorte sind heute überwiegend nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützte Waldbiotope, die dortigen Strobenbestände (oft Reinbestände, z. B. Schönramer Filz, Dinkelscherbener Moor) sind als Fremdkörper aufzufassen, die diese Standorte entwerten.

Aus dem Fichtelgebirge ist bekannt, dass Stroben im Winter bevorzugt als Nahrungsbäume von Auerhühnern genutzt werden, wie große Mengen an Auerwildlosung unter diesen Bäumen zeigen. Strobennadeln sind vermutlich besonders leicht verdaulich (Schmidt 2014, schriftl. Mitt.).

Ille und Schmidt (2007) sowie Wild et al. (2013) beschäftigen sich mit der Ausbreitung und Etablierung der Strobe im Nationalpark Elbsandsteingebirge. Dort tritt das Problem auf, dass der zeitige und starke Streufall der Strobe Spalten und Ritzen in Felsriffen verfüllt und damit die dort typische Flechten- und Moosflora verdrängt. Der im Vergleich mit der heimischen Waldkiefer stärkere und höhere Streufall sowie die bessere Zersetzlichkeit der Streu werden demgegenüber v. a. auf ärmeren und streugenutzten Böden als Vorteil gesehen. Die Strobe wurde gezielt als Meliorationsbaumart z. B. in der Oberpfalz Anfang des 20. Jahrhundert angebaut. Im speziellen Fall des Elbsandsteingebirges kann sich dieser waldbaulich-standörtliche Vorteil aus Naturschutzsicht nachteilig auswirken.

4.9.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Die Strobe wird wegen des Blasenrostes nicht mehr aktiv angebaut. Nachkommen aus Naturverjüngung werden i. d. R. bereits im Jugendstadium vom Strobenrost befallen. Zudem wird die Naturverjüngung unter dem längeren Schirmdruck der überwiegend naturnahen Waldbauverfahren stark unterdrückt, andere Baumarten wie Buche und Fichte setzen sich durch. Da sich Stroben ausschließlich generativ vermehren, ist ein Aushieb auf besonders schützenswerten Sonderstandorten wie z. B. im Elbsandsteingebirge leicht möglich.

4.9.8 Literatur

Barnes, B., Wagner, W. 2003. Michigan Trees – a guide to the trees of the Great Lakes Region. The University of Michigan Press. 448 S.

Butin, H., Zycha, H. 1973. Forstpathologie für Studium und Praxis. Stuttgart

Eckstein, E. 1965. Ertragstafel für Strobe, mäßige Durchforstung. In: Schober, R. 1987 (Hrsg.) Ertragstafeln wichtiger Baumarten. 3., neu bearbeitete und erweiterte Auflage. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M, 122-123

Ernst, F. 1954. Die Bedeutung der Strobe für die Aufforstung von Kahlflächen besonders in Spätfrostgebieten. Forstwissenschaftliches Centralblatt 73, 166-175

Forstvermehrungsgutgesetz 2002, BGBl. I, S. 1658 vom 22.05.2002, geändert durch Artikel 37 vom 09.12.2010

Forstvermehrungsgut-Zulassungsverordnung 2002, BGBl. I, S. 4721, 2003 I. S. 50

Fowells, H. A. 1965. Silvics of forest trees of the United States. USDA For. Serv. Washington DC (Eds.) Agric. Handbook 271. 762 S.

Hacker, H. 1998. Schmetterlinge und Sträucher. In: Bayer Forstverein (Hrsg.) Sträucher in Wald und Flur, ecomed-Verlag Landsberg. S. 514

Härtel, H., Hadincová, V. 1998. Invasion of the White pine (*Pinus strobus*) into the Vegetation of the Elbsandsteingebirge (Czech Republic/Germany. In: Synghe, H.; Akeryod, J. (Eds.) Planta Europa Proceedings 1998. Uppsala & London, 251-255

Hartmann, G., Nienhaus, F., Butin, H. 1988. Farbatlas Waldschäden. Diagnose von Baumkrankheiten. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 94-95

Heiniger, U. 2003. Das Risiko eingeschleppter Krankheiten für die Waldbäume, Schweiz. Zeitschrift für das Forstwesen 154, 410-414

Hennig, P. 2015. Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Schriftliche Mitteilung

Heydeck, P., Majunke, C. 2002. Gefährdung ausgewählter ausländischer Baumarten durch biotische und abiotische Schadeinwirkungen. In: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.) Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Potsdam, 172-180

Ille, D., Schmidt, P. A. 2007. Zur Ausbreitung und Etablierung der Weymouth-Kiefer (*Pinus strobus* L.) im Nationalpark Sächsische Schweiz. Waldökologie online 5, 5-23

Jacobson, G. L. 1992. A 7000-Year history of white pines. In: Stine, R. A.,Baughman, N. F. (Eds.) Proc. White pine symp. Univ. of Minnesota, St. Paul Minn. USA, Publ. No. NR-BU-6044, 19-26

Kleinbauer, I., Dullinger, S., Klingenstein, F., May, R., Nehring, S., Essl, F. 2010. Das Ausbreitungspotenzial von Neophyten unter Klimawandel – Viele Gewinner, wenige Verlierer? In: Rabitsch, W., Essl, F. (Hrsg.) Aliens. Neobiota und Klimawandel – eine verhängnisvolle Affäre? Bibliothek der Provinz, Weitra, 27-43

Lyon N. F. 1951. Seed dipersal test. Ontario Dept. Lands and Forests. Proj Rept. 1950-1951, In: Schütt P. et al. (Hrsg.) 1996 Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie. 6. Erg.Lfg. 11/96. ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech, 1-15

Münzbergová, Z., Hadincová, V., Wild, J., Herben, T., Marešová, J. 2010. Spatial and temporal variation in dispersal pattern of an invasive pine. Biological Invasions 12, 2471-2486

Pfeffer, A. 1995. Zentral- und westpaläarktische Borken- und Kernkäfer, Pro Entomologia, 230

Ritter, H. 1988. Eine Weymouthskiefernbetriebsklasse. Allgemeine Forstzeitschrift 22, 612-614

Schmidt, O. 2014. Strobennadeln als Nahrung für das Auerwild. Schriftliche Mitteilung

Sommer H. G. 1963. Die Strobe in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet. Forstwissenschaftliches Zentralblatt 82, 269-273

Stephan, B. R. 1974. Zur geographischen Variation von *Pinus strobus* aufgrund erster Ergebnisse von Versuchsflächen in Niedersachsen, Silvae Genetica 23, 214-220

Sterns, F. 1992. Ecological characteristics of white Pine. In: Schütt, P., Weisgerber, H., Lang, U., Stimm, B., Roloff, A. (Hrsg.) 1994. Enzyklopädie der Holzgewächse. 43. Erg.Lfg 03/06. Hürthig Jehle Rehm Verlagsgruppe, Landsberg am Lech

Stratmann J. 1988. Ausländeranbau in Niedersachsen und in den angrenzenden Gebieten. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und

der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt Band 91. J. D. Sauerländer´s Verlag, Frankfurt a. M. 131 S.

Stratmann, J. 1991. Ausländer-Anbau in Niedersachsen. Forst und Holz 46, 237

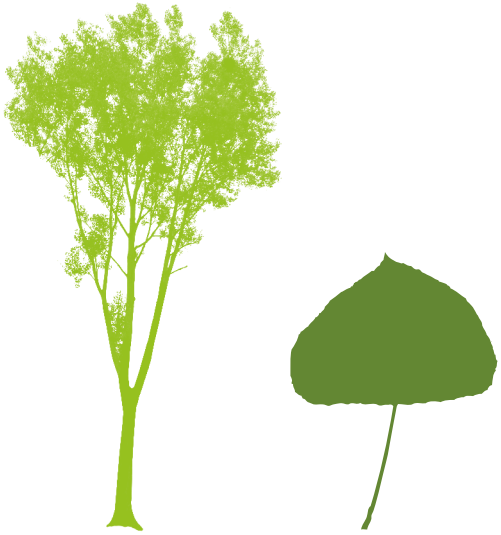
Waldherr, M. 2000. Die Strobe in Ostbayern (Niederbayern-Oberpfalz) Wachstum und Waldbauliche Erfahrungen. Forst und Holz 55, 35-39

Wendel, G. W., Smith, C. H. 1990. Eastern white pine *Pinus strobus* In: Burns, R. M. und Honkala, B. H. (tech. coords.) Silvics of North America, Vol. 1, Conifers. USDA For. Serv. Agr. Handbook No 654, Washington DC, 973-1000

Wild, J., Hadincová, V., Münzbergová, Z., Härtel, H. 2013. Modell der räumlichen Ausbreitung der Weymouth-Kiefer (*Pinus strobus* L.) im Nationalpark Böhmische Schweiz. Historische Waldentwicklung in der Sächsisch-Böhmischen Schweiz, 41-61

Wood, O. M. 1932. An example of white pine reproduction on burned lands in Northeastern Pennsylvania. Journal of Forestry 30, 836-845

Wulf, A. 2004. Krankheiten und Schädlinge an fremdländischen Baumarten. AFZ-DerWald 16, 865-866



4.10 Hybridpappel (*Populus* x *canadensis* Mönch; Syn. *Populus* x *euramericana* Guinier)

Autoren: Franz Binder, Martin Hofmann

4.10.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Salicaceae
Gattung:	Populus
Sektion:	Aigeiros DUBY
Art:	Hybridschwarm *Populus* x *canadensis* Mönch, Bastard-Schwarz-Pappel, Kanadische Pappel, Hybrid-Pappel, hybrid poplar
Eltern:	*Populus deltoides* x *Populus nigra*
Sorten:	Müller und Sauer (1961) haben 16 Altsorten, u. a. *'Serotina'* mit Verbreitung in Deutschland und Mitteleuropa gefunden. Der Nachweis geht noch bis vor das Jahr 1700 zurück. *'Robusta'*, die häufigste Altpappelsorte, ist etwa um 1890 aufgetaucht, Geschlecht männlich. *'Regenerata'*, jetzt *'Harff'*, vermutlich vor 1800 entstanden, Geschlecht weiblich. Zum gewerbsmäßigen Verkehr sind derzeit 23 Sorten zugelassen (Dagenbach 1996, Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung 2012).

4.10.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die verschiedenen Hybridpappelsorten (*Populus* x *canadensis*) stellen zwar keine „eingeführte Baumart" im eigentlichen Sinne dar (ein Elternteil ist heimisch), werden hier aber als solche behandelt. Die Hybridpappeln werden als bedingt invasiv eingestuft, da es zu ihrem Invasivitätspotenzial widersprüchliche Ansichten gibt. Sie zeigen wie andere Pionierarten ein hohes Reproduktionspotenzial. Eine waldbauliche Steuerung ist aber in der Regel ohne großen Aufwand möglich. Entscheidendes Argument für die Bewertung ist die Introgression (spontane Kreuzung) von Hybridpappeln mit der heimischen, gefährdeten Schwarzpappel (*Populus nigra*). Hierzu liegen widersprüchliche Einschätzungen vor, die bisher keinen klaren Befund zur tatsächlichen Gefährdung der Schwarzpappel durch Introgression ergeben.

Hybridpappeln sind grundsätzlich als bedingt anbauwürdig zu erachten. Ihr Anbau ist derzeit rückläufig. Sie wird vor allem durch einheimische Baumarten ersetzt. So folgt nach einem Pappeleinschlag in der Regel die Verjüngung mit Eichen und Edellaubhölzern, auf stärker vernässten Standorten mit Erle. Zur Erhaltung und Förderung der naturnahen Auenvegetation sollte ein verstärktes Einbringen der einheimischen Schwarzpappel oder anderer heimischer Gehölze anstelle des Anbaus von Hybridpappeln erfolgen.

4.10.3 Vorkommen

Pappeln sind zur interspezifischen Hybridisierung fähig (Aas 2006a,b). Wo im natürlichen Verbreitungsgebiet der eurasischen Schwarzpappel (*P. nigra*) auch die nordamerikanische Schwarzpappel (*P. deltoides*) angebaut wird, können natürliche Hybride von *P.* x *canadensis* entstehen und sich etablieren. Da es sich bei der Hybridpappel nicht um eine eigene „Art" handelt, entfällt eine kartographische Angabe des Herkunftgebiets.

Ende des 17. Jahrhunderts kam es zum ersten Austausch zwischen den Pappelarten Nordamerikas und Europas. Ab diesem Zeitpunkt kann man davon ausgehen, dass infolge der Anpflanzungen von *P. deltoides* in Europa Arthybride entstanden sind (Mostert und van den Berg 2013), deren besonders wüchsige Exemplare über Steckhölzer vermehrt und weiter verbreitet wurden (Hofmann 1999). Als vermutlich ältester, aus Kreuzung zwischen der europäischen (*P. nigra*) und der nordamerikanischen Schwarzpappel (*P. deltoides*) entstandener Klon gilt *'Serotina'* mit Ursprung in Frankreich. Der Klon war in Europa weit verbreitet und wurde auch in Deutschland bekannt (Müller und Sauer 1961).

Seit dem Ende des 18. Jahrhunderts wird *P.* x *canadensis* verstärkt in Europa angebaut, insbesondere in den Auen (Zerbe 2003). Häufig wird sie auch als Baumart für die Erstaufforstung und als Alleebaum verwendet.

Hybridpappel-Forste und daraus in ihrer Umgebung entstandene naturverjüngte Pflanzen finden sich in ganz Deutschland mit Schwerpunkt in sommerwarmen Lagen des Tief- und Hügellandes (Bundesamt für Naturschutz 2013).

4.10.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.10.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

P. x *canadensis* zeichnet sich durch besonders hohe Ansprüche an Licht und Wärme aus, und benötigt für gutes Wachstum gut durchlüftete und wasserversorgte, eutrophe Böden. Pappeln sind dankbar für eine lange Vegetationsperiode (Hesmer 1951). Für die Sorte *'Robusta'* gibt Kramer (1988) eine Vegetationszeit von mehr als 150 Tagen und eine durchschnittliche Temperatur während der Vegetationszeit von mind. 14,5 °C an. Temporäre Überflutungen übersteht sie ohne Schaden, auf stagnierende Nässe reagiert sie jedoch wegen der unzureichenden Durchlüftung sehr empfindlich (Kramer 1988, s. a. Abb. 21). Sie wächst am besten auf tiefgründigen Böden von mindestens 1 m Mächtigkeit (Demeritt 2004). Optimal sind Grundwasserstände zwischen 0,5 und 2 m unter der Geländeoberfläche sowie ein locker gelagerter und gut durchwurzelbarer Boden (vgl. Hofmann 2014, Souleres 1992, zit. nach Mostert und van den Berg 2013, Stanturf et al. 2001). Nach Wettstein (1941) verlangt eine gutwüchsige Pappel leichten nährstoffreichen Boden mit fließendem Grundwasser in 60 bis 80 cm Tiefe. In Wäldern bevorzugt sie Lichtungen oder andere Freiflächen. Kramer (1988) kommt zum gleichen Schluss. Sandig-lehmige Bodenarten in einem pH-Wertebereich von 6,0 bis 7,5 sind besonders günstig. Die leicht zersetzliche Pappelstreu gewährleistet ein aktives Bodenleben mit Mullhumusformen. Von dem prognostizierten Klimawandel werden die Arthybriden begünstigt. Auf sonst geeignetem Standort werden auch Trockenperioden und andere Witterungsextreme überstanden.

Abb. 21. Hybridpappeln können kurzzeitige Überflutungen wie hier in der Hördter Rheinaue gut überdauern.
(Foto: E.-C. Driedger)

P. x *canadensis* wurzelt besonders intensiv (Joachim 1953 und Hoffmann 1966, beide zitiert nach Kutschera und Lichtenegger 2002). Auf tief zu durchwurzelnden Böden bildet sie ein abwärts strebendes, kompaktes Wurzelsystem. Auch entlang der flach verlaufenden Wurzeln zweigen häufig Senker ab (Kutschera und Lichtenegger 2002).

4.10.4.2 Verjüngung

Als Erstbesiedler von Freiflächen und Rohböden sind Pappeln allgemein raschwüchsig, in der Jugend aber konkurrenzschwach. Eine frühe und regelmäßige, hohe Samenbildung, häufig bereits ab 10 Jahren, ist charakteristisch (Abb. 22). Der Same reift je nach Witterung meist Ende Mai. Die Keimfähigkeit ist bei frisch gereiften Samen sehr hoch (90 %), schon 2 bis 3 Tage später lässt sie nach. Weisgerber (2010) gibt eine Spanne von 7 bis 20 Tagen an, in denen die Keimkraft von anfänglich 90 bis 100 % auf Werte unter 20 % absinkt. Die Verbreitung erfolgt durch Wind. Der Same keimt im Freien auf weichem, feuchtem und nacktem Boden, auf festgelagertem Boden keimt fast nichts aus (Hesmer 1951). Die Sämlinge von Hybridpappeln entwickeln sich am besten auf feuchten mineralischen Böden, auf denen sich in den ersten zwei Jahren nach Ankommen wenig Konkurrenzvegetation einstellt (Demeritt 2004).

P. x *canadensis* ist zur Ausbildung von Stockausschlägen und Wurzelbrut befähigt (Demeritt 2004, Bundesamt für Naturschutz 2013).

Abb. 22. Pappeln können große Mengen an Samen produzieren. (Foto: E.-C. Driedger)

4.10.4.3 Wachstum

Das Jugendwachstum der Sorte *'Robusta'* ist sehr rasch. Nach der Ertragstafel von Rätzel (1969) für Baden-Württemberg (zit. nach Kramer 1988) erreicht sie mit 10 Jahren bei erster Ertragsklasse eine Mittelhöhe von 16,6 m, mit 20 Jahren eine von 30 m, mit 50 Jahren eine von 40,5 m. Der Vorrat in der ersten Ertragsklasse liegt bei 417 m^3/ha im Alter von 50 Jahren. Die Pappel-Ertragstafel von Blume (1949) enthält Durchschnittszahlen für alle Pappelsorten (Hesmer 1951). In der ersten Ertragsklasse wird nach 50 Jahren eine Höhe von 40 m erreicht und ein BHD von 75,5 cm. Die Derbholzmasse liegt bei 865 m^3, der durchschnittliche jährliche Gesamtzuwachs beträgt 27,1 m^3.

Hybridpappeln sind die raschwüchsigsten, forstlich genutzten Bäume in Mitteleuropa. Sie zeigen einen echten Heterosiseffekt, da die F1-Hybriden den Eltern in der Wuchsleistung und meistens auch in den Formeigenschaften deutlich überlegen sind (Gebhardt und Janßen 2006).

4.10.5 Waldbauliche Behandlung

P. x *canadensis* ist wenig schattentolerant (Maurice 2004). Ihre Verjüngung erfolgt in der Regel künstlich durch Steckhölzer oder die bewurzelte Baumschulpflanze. Klassisch wird sie fast immer in Reinbeständen angebaut. Empfohlen werden für die künstliche Begründung von Pappelbeständen zweijährige und dreijährige Pflanzen (MLR 1999). Bewährt hat sich ein Pflanzverband von 7 x 7 m = ca. 200 Stück/ha (Ainerdinger 1984). Eine Einzelmischung in Edellaubkulturen ist möglich. Aufgrund der Raschwüchsigkeit der Pappel sollte das Edellaubholz allerdings bereits gesichert sein. Erste Durchforstungseingriffe finden in der I. Ertragsklasse im Alter von 10 Jahren bei einer Mittelhöhe von 15 m und einem Brusthöhendurchmesser von 23 cm des ausscheidenden Bestandes statt. Frühe Auswahl und Freistellung der Zukunftsbäume, ständige Schirm- und Seitendruckfreiheit, Vermeidung von Lichtlücken (Wasserreiserbildung, Müller 1951) sind wichtige Elemente der waldbaulichen Behandlung. Ein Eingriff zu einem späteren Zeitpunkt kann sich nachteilig auswirken, da die Erstdurchforstung dann nicht mehr ohne eine Schädigung des verbleibenden Bestandes verschoben werden kann. Im Regelfall genügen ein bis zwei Durchforstungseingriffe in der Umtriebszeit. Die Umtriebszeit sollte nicht wesentlich über 40 Jahre liegen. Eine Ästung ist die Regel (Greißl 1986).

Die raschwüchsigen Hybridpappeln werden weiterhin häufig bei der Rekultivierung von großen Haldenflächen verwendet (Abb. 23). Die im weiten Verband gepflanzten oder als Steckhölzer eingebrachten Pappeln können vorzeitig geerntet werden.

Abb. 23. Raschwüchsige Hybridpappelsorten (im Bild rechts und im Hintergrund) werden häufig zur Rekultivierung von Tagebauflächen genutzt. (Foto: T. Vor)

4.10.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.10.6.1 Biotische Risiken

Rostpilzbefall an den Blättern ist die wichtigste Erkrankung bei Pappeln (Mostert und van den Berg 2013, Hesmer 1951). Zwei Pilzarten aus der Gattung *Melampsora* greifen *P.* x *canadensis* an: *M. allii-populina* Kleb. und *M. larici-populina* Kleb. Der Pilz *Dothichiza populea* besiedelt durch Frost bereits geschädigte Zweige, die dann im Verlauf der Krankheit absterben. Bei älteren Bäumen entsteht das Schadbild des Braunfleckengrinds, mit oval geformten Wucherungen (Nekrosen), an denen die Rinde einsinkt und sich graubraun verfärbt. Tritt der Pilz großflächig auf, kann dies zum Absterben des ganzen Baumes führen. Das Auftreten des Braunfleckengrinds wird durch Wassermangel in der Rinde begünstigt. Der Pilz ist ein typischer Schwächeparasit, der auf Standorten mit schwankendem Wasserhaushalt oder Staunässe verstärkt auftritt (Altenkirch et al. 2002).

Die Erscheinungsform des bakteriellen Pappelkrebses (*Xanthomonas populi*) äußert sich vor allem durch deutliche Wucherungen auf dem Stamm.

Nach Joachim (2000, zitiert nach Barsig 2004) werden von der Weißbeerigen Mistel (*Viscum album*) nur Hybridpappeln befallen, nicht die einheimische Schwarzpappel.

Es gibt zahlreiche Insekten, welche die Pappeln schädigen. In der Rheinaue ist der Große Pappelbock (*Saperda carcharias*) am häufigsten vertreten. Vor allem die Schäden an Jungpflanzen sind erheblich (Weber 2013, zit. nach Mostert und van den

Berg 2013). Der Große Pappelbock tritt vor allem am Fuß junger, bis 15 cm dicker Stämme in Erscheinung. Die Larven fressen 20 bis 30 cm lange Gänge und werfen grobe Späne aus den Löchern heraus, die sich am Stammfuß anhäufen.

4.10.6.2 Abiotische Risiken

Es gibt eine große Anzahl abiotischer Schäden, die Pappeln gefährden können. Hierunter sind die Spät- und Frühfrostereignisse am bedeutsamsten (Mostert und van den Berg 2013). Ungünstig wirken sich besonders Spät- und Frühfröste aus, wenn sie die Terminalknospe in ihrem Aufbrechen oder die jungen Sprosse vor Vegetationsabschluss treffen. Durch Austreiben von Seitenknospen können Zwieselbildungen verursacht werden. Dabei müssen Frühtreiber nicht zwingend gefährdeter sein als Spättreiber.

Bei Frost haben frühtreibende Klone sehr oft den Vorteil, dass ihre Blätter bereits ausgebildet sind. Die Schäden sind dann geringer als bei denjenigen Pappeln, die gerade ausgetrieben haben. Italienische Sorten, die eine sehr lange Vegetationszeit haben, sind sehr frühfrostgefährdet.

4.10.7 Naturschutzfachliche Bewertung

Barsig (2004) hat die hierzu bekannte Literatur umfassend dargestellt. Er kommt aufgrund seiner Literaturrecherche zu folgenden Schlussfolgerungen: „Klar ist, dass die Hypothese der ökologischen Wertlosigkeit von Hybridpappeln in Stromtälern als widerlegt anzusehen ist. Die neuesten Untersuchungen zeigen zudem, dass es keineswegs immer nötig ist, ältere Hybridpappeln in der Nähe autochthoner Restvorkommen von Schwarzpappeln zu entfernen. Hybridpappel-Bestände stehen auch nicht einer potenziellen Sukzession zu standortgerechteren Waldgesellschaften in Flusstälern im Weg“ (Barsig 2004, S. 16).

4.10.7.1 Ökologische Integration

Hybridpappeln werden von heimischen Pilzarten besiedelt. Von besonderer Bedeutung ist hierbei das Auftreten des Schwefelporlings (*Laetiporus sulphureus*), der als Braunfäuleerreger ein wichtiger Höhlenbildner an Pappeln ist. Da große Höhlungen, im Gegensatz beispielsweise zur Eiche, bereits in kurzen Zeiträumen entstehen können, stellen Hybridpappeln an ihren Standorten potenziell ein schnell verfügbares Höhlenangebot. Hiervon profitieren höhlenbrütende Vogelarten und Fledermäuse. Fast alle xylobionten Käferarten, die an heimischen Pappelarten bekannt sind, wurden auch an Hybridpappeln nachgewiesen. Das xylobionte Spektrum umfasst u. a. Bockkäfer (*Xylotrechus rusticus*, *Saperda scalaris*, *Saperda perforata*), Prachtkäfer

(*Agrilus populneus*, *Agrilus ater*), Mulmhöhlenbesiedler (*Osmoderma eremita*, *Protaetia* spp.), Baumschwammkäfer (*Mycetophagus* spp.) und Pilzkäfer (*Triplax* ssp.). Auch der Scharlachkäfer (*Cucujus cinnaberinus*) wurde schon häufig an Hybridpappeln nachgewiesen (Bussler 2013). Bei den Tagfaltern sind Raupenfunde vom Großen und Kleinen Schillerfalter (*Apatura iris* und *A. ilia*) und vom Großen Eisvogel (*Lemenitis populi*) an Hybridpappeln dokumentiert.

4.10.7.2 Prädation und Herbivorie

Nach Schwerdtfeger (1951) kommt es an Pappeln zu Wurzelfraß durch Engerlinge des Maikäfers. Vor allem im Winter benagen Mäuse (Rötelmaus, Feldmaus) die Rinde. Ähnliche Schäden verursachen auch Kaninchen und Hase. Fegeschäden werden durch Rehböcke hervorgerufen. Die Hybridpappeln werden von Bibern bevorzugt als Bau- und Fraßmaterial genutzt (Joachim 2000, zit. nach Barsig 2004).

4.10.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Smulders et al. (2008) untersuchten in den Niederlanden entlang dem Rhein und seiner Nebenflüsse 44 Pappeln aus Naturverjüngung. Im Untersuchungsgebiet kommen nur wenige Schwarzpappelbestände im Verbund mit vielen Hybridpappeln vor. Ihren Ergebnissen zu Folge waren etwas mehr als die Hälfte der Verjüngung reine Schwarzpappeln (*P. nigra*). Dies weist darauf hin, dass Schwarzpappeln und Hybridpappeln um dieselbe ökologische Nische konkurrieren. Die Untersuchung bestätigt, was nach Smulders et al. (2008) Botaniker schon vermuteten: Pappeln, die in natürlichen oder halb-natürlichen Lebensräumen gefunden werden, sind meistens reine Schwarzpappeln.

4.10.7.4 Hybridisierung

Siehe 4.10.3.1!

4.10.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Keine Kenntnisse!

4.10.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Nach Aas (2006b) ist die Schwarzpappel völlig zu Recht als in ihrem Bestand ‚gefährdet' eingestuft. Als Ursache hierfür wird die Introgression genannt. Unter Introgression wird ein zwischenartlicher Genfluss verstanden bzw. eine Übertragung von

Genen aus einer Art in eine andere durch Bastardisierungsvorgänge (Schütt et al. 1992). Im konkreten Fall könnte die introgressive Hybridisierung der autochthonen Schwarzpappel mit der Hybridpappel, die selber fruchtbar ist, die genetische Integrität von Populationen der heimischen Schwarzpappel gefährden. Das komplette Ausmaß und die populationsbiologischen Folgen der Introgression zwischen beiden Pappelarten sind aber bislang noch unzureichend bekannt. Nach den Ergebnissen mehrerer Untersuchungen konnte keine Introgression nachgewiesen werden (Fossati et al. 2003, Imbert und Lefèvre 2003, beide zitiert nach Bialozyt et al. 2012). Eine spontane Befruchtung von weiblichen *P.-nigra*-Bäumen durch Hybridpappel-Pollen im Freiland wurde allerdings bereits nachgewiesen (Broeck et al. 2004, zitiert nach Rathmacher et al. 2008, Ziegenhagen et al. 2008). Nach Schirmer (2006) hat die Hybridisierung der Schwarzpappel wegen unterschiedlicher Blühzeitpunkte nur eine untergeordnete Bedeutung. Dies scheinen Untersuchungen von Bialozyt et al. (2012) zu bestätigen, die in ihren Untersuchungen Introgressionsraten bei den Samen zwischen 0 und 6 % fanden. Ein weiterer Grund für die geringen Introgressionsraten könnten präzygotische und zygotische Barrieren sein, wie Staeps et al. (2014) bei ihren Bestäubungsexperimenten an Hybrid- und Schwarzpappeln feststellten. In ihren Experimenten reagierten die weiblichen Schwarzpappeln abweisend auf männliche *P.*-x-*canadensis*-Bäume des Klons *'Robusta'*. Gebhardt und Janßen (2006) teilen mit, dass in Naturverjüngung von reiner Schwarzpappel Anteile an Hybriden von weniger als 2 % ermittelt wurden. Sie gehen davon aus, dass es nördlich des Mains kaum zur Introgression kommt, da die Pappelhybriden deutlich früher blühen als die einheimische Schwarzpappel. Nichtsdestotrotz ist die Blühphase beider Taxa überlappend. Im Jahr 2006 war in Nordhessen aufgrund eines langen Winters diese Überlappung vollständig (Bialozyt et al. 2012).

Wo es standörtlich möglich ist, sollte mittel- bis langfristig eine Umwandlung in naturnahe Auwälder stattfinden. Da alte Pappeln reich an Höhlen und Totholz sind, ist ein behutsamer Umbau einem abrupten Wechsel vorzuziehen (Starfinger und Kowarik 2008).

4.10.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Siehe 4.10.7.1!

4.10.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Aufforstungen mit *P.* x *canadensis* sollten grundsätzlich nicht in unmittelbarer Nachbarschaft zu *P. nigra* erfolgen. Damit kann unerwünschte Fremdbestäubung vermieden werden (Wühlisch 2006).

Nach Gebhardt und Janßen (2006) besteht auch keine Notwendigkeit, Hybride in einheimischen, forstlich genutzten Schwarzpappelbeständen zu eliminieren, wenn sich die Blühzeiten zwischen den Hybriden und der einheimischen Schwarzpappel unterscheiden.

4.10.8 Literatur

Aas, G. 2006a. Die Schwarzpappel (*Populus nigra*) – zur Biologie einer bedrohten Baumart. LWF Wissen 52, 7-12

Aas, G. 2006b. Ursachen der Gefährdung der Schwarz-Pappel (*Populus nigra*) aus botanischer Sicht. Forst und Holz 61, 504-506

Ainerdinger, H. 1984. Vorläufige Anbau- und Sortenempfehlungen für Pappeln und Baumweiden für den südbayerischen Raum. Die Holzzucht 1/2, 10-11

Altenkirch, W., Majunke, C., Ohnesorge, B. 2002. Waldschutz auf ökologischer Grundlage. 1. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart

Barsig, M. 2004. Literaturrecherche. Vergleichende Untersuchungen zur ökologischen Wertigkeit von Hybrid- und Schwarzpappeln. Literarturstudie TU Berlin. 32 S.

Bialozyt, R., Rathmacher, G., Niggeman, M, Ziegenhagen, B. 2012. Wie groß ist das Potenzial von *Populus nigra* mit *Populus* x *canadensis* Hybridschwärme zu bilden? – Wo sich Mendel und molekulare Marker begegnen. Beiträge aus der NW-FVA 8, 295-313

Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) 2013. *Populus* x *canadensis*. Portraits wichtiger invasiver und potenziell invasiver Pflanzen- und Tierarten. http://www.neobiota.de/12632.html (abgerufen am 18.04.2014)

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung 2012. Die Pappel Klone, Klonmischungen und Familieneltern. Bonn. 11 S.

Bussler, H. 2013. Phoenix aus der Asche? – Der Scharlachkäfer *Cucujus cinnaberinus* (*Scopoli*, 1763) in Bayern (*Celeoptera: Cucujidae*). Entomologische Zeitschrift 123, 195-200

Dagenbach, H. 1996. Zur Erhaltung der Pappel entlang des Neckars http://www.fva-bw.de/indexjs.html?http://www.fva-bw.de/forschung/versgut/pappel.html (abgerufen am 18.04.2014)

Demeritt, M. E. Jr. 2004. Poplar Hybrids. http://na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/volume_2/Populus/Populus.htm (abgerufen am 18.04.2014)

Gebhardt, K., Janßen, A. 2006. Das genetische Potenzial der Schwarz-Pappeln: eine Schatzsuche der Neuzeit. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXVII. Die Schwarz-Pappel Fachtagung zum Baum des Jahres 2006. Ministerium für

Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Referat Presse- und Öffentlichkeitsarbeit, 21-24

Greißl, S. 1986. Standortsoperat für den Donauwald des Forstamtes Neuburg a. d. Donau unveröffentlicht)

Hesmer, H. (Hrsg.). 1951. Das Pappelbuch. Verlag des Deutschen Pappelvereins, Bonn. 304 S.

Hofmann, M. 1999. Die Bedeutung von *P. nigra* als Genressource für den praktischen Pappelanbau. Die Holzzucht 52, 17-19

Hofmann, M. 2014. Anbauwürdigkeit und naturschutzfachliche Bewertung ausgewählter eingeführter Baumarten (unveröffentlicht)

Joachim, H.-F. (Hrsg.) 2000. Die Schwarzpappel (*Populus nigra* L.) in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XI

Kramer, H. 1988. Waldwachstumslehre. Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin, S. 374

Kutschera, L., Lichtenegger, E. 2002. Wurzelatlas mitteleuropäischer Waldbäume und Sträucher. Leopold Stocker Verlag Graz, Stuttgart. S. 604

Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg (MLR) (Hrsg) 1999. Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Richtlinie Landesweiter Waldentwicklungstypen, S. 54

Mostert, J. G., van den Berg, M. P. 2013. Wertholzproduktion mit Pappeln im Auewald. Bachelorarbeit, Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg http://edepot.wur.nl/27067 (abgerufen am 19.04.2014)

Müller, R. 1951. Durchforstung und Ästung. In: Hesmer, H. (Hrsg.). 1951. Das Pappelbuch. Verlag des Deutschen Pappelvereins, Bonn, 142-154

Müller, R.. Sauer, E. 1961. Altstammsorten der Schwarzpappelbastarde für den Anbau in Deutschland, II. Teil. Erweiterter und überarbeiteter Sonderdruck aus dem Holzzentralblatt, Stuttgart

Rathmacher, G., Niggemann, M., Ziegenhagen, B., Bialozyt, R. 2008. Genfluss bei der Pappel-Risiko und Chance für die Arterhaltung von *Populus nigra L.* In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). Treffpunkt Biologische Vielfalt 8, 89-95

Schirmer, R. 2006. Zum Vermehrungsgut von Schwarzpappel (*Populus nigra*) und ihrer Hybridformen. LWF Wissen 52, 51-56

Schwerdtfeger, F. 1951. Pappelkrankheiten und Pappelschutz. In: Hesmer, H. (Hrsg.) Das Pappelbuch. Verlag des Deutschen Pappelvereins, Bonn, 155-186

Schütt, P., Schuck, H. J., Stimm, B. (Hrsg.) 1992. Lexikon der Forstbotanik. ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech . 581 S

Smulders, M. J. M., Beringen, R., Volosyanchuk, R., Broeck, A.V., Van der Schoot, J., Arens, P., Vosman, B. 2008. Natural hybridisation between *Populus nigra* L. and *P. x canadensis* Moench. Hybrid offspring competes for niches along the Rhine river in the Netherlands. Tree Genetics & Genomes 4, 663-675

Staeps, F., Hasel, J., Bialozyt, R., Borschel, M. 2014. Unterschiedliche Reproduktionsfolge von Pappelklonen. Bestäubungsexperimente an Hybrid- und Schwarzpappeln. AFZ-DerWald 69 (12), 20-22

Stanturf, J. A., van Oosten, C., Netzer, D. A., Coleman, M. D., Portwood, C. J. 2001. Ecology and silviculture of poplar plantations. In: Dickmann, D. I., Isebrands, J. G., Eckenwalder, J. E., Richardson, J. (eds.) Poplar Culture in North America. Part A Chapter 5. NRC Research Press. National Research Council of Canada, ON K1A 0R6, Canada, 153-206

Starfinger, U., Kowarik, I. 2008. *Populus x canadensis* Moench (Salicaceae), Bastardpappel. Bundesamt für Naturschutz, http://www.neobiota.de/12632.html (abgerufen am 19.04.2014)

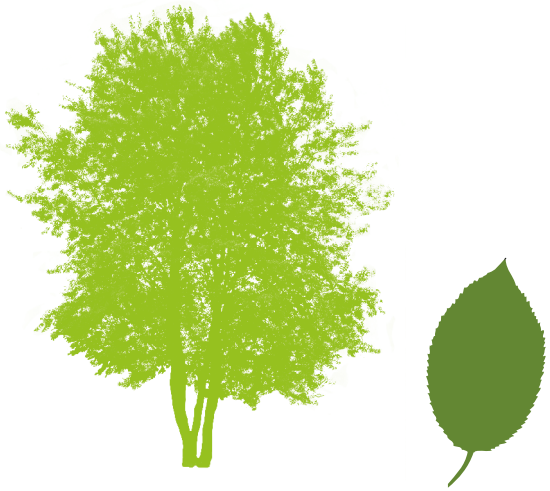
Weisgerber, H. 2010. *Populus* L., 1753. In: Roloff, A., Weisgerber, H., Lang, U. M., Stimm, B. (Hrsg.) Enzyklopädie der Holzgewächse, 54. Erg.Lfg. 01/10, 1-30

von Wettstein, W. 1941. Die Vermehrung und Kultur der Pappel. Sauerländer Verlag, Frankfurt, S. 48

Wühlisch, G. v. 2006. Maßnahmen zur Erhaltung genetischer Ressourcen der Schwarz-Pappel (*Populus nigra* L.) in Europa. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXVII. Die Schwarz-Pappel Fachtagung zum Baum des Jahres 2006. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg Referat Presse- und Öffentlichkeitsarbeit, 37-44

Zerbe, S. 2003. Vegetation and future natural development of plantations with the Black poplar hybrid *Populus* x *euramericana* Guinier introduced to Central Europe. Forest Ecology and Management 179, 293-309

Ziegenhagen, B., Gneuss, S., Rathmacher, G., Leyer, I., Bialozyt, R., Heinze, B., Liepelt, S. 2008. A fast and simple genetic survey reveals the spread of poplar hybrids at a natural Elbe river site. Conservation genetics 9, 373-379



4.11 Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.)

Autoren: Regina Petersen, Peter Annighöfer, Hermann Spellmann, Bertram Leder

4.11.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Rosaceae Juss (Rosengewächse)
Gattung:	Prunus L. (Kirsche)
Art:	*Prunus serotina,* Spätblühende Traubenkirsche, black cherry

4.11.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) ist invasiv. Sie besitzt sowohl ein hohes Reproduktionspotenzial (frühe Samenbildung, Stockausschlag, Wurzelbrut) als auch ein recht hohes Ausbreitungspotenzial (endozoochor). Durch diese typischen Eigenschaften einer Pionierbaumart, kombiniert mit einer hohen Schattentoleranz in der Jugend, dringt sie in Mitteleuropa v. a. in lichte Eichen-, Kiefern- und Lärchenbestände ein und verdrängt aufgrund ihrer hohen interspezifischen Konkurrenz andere Arten. Einzig positiv hervorzuheben ist die bodenverbessernde Wirkung ihrer Streu in Nadelholzbeständen. Steuerung und Bekämpfung der Art gestalten sich nach einer Ausbildung von dichten Unter- und Zwischenständen als schwierig und aufwendig.

Die Spätblühende Traubenkirsche ist nach heutigen Erkenntnissen auf der gesamten Waldfläche Deutschlands als nicht anbauwürdig einzustufen. Durch das Vorhandensein von *P. serotina* werden alle waldbaulichen Tätigkeiten mit dem Ziel, naturnahe Wälder aufzubauen, erheblich erschwert. Langfristig lässt sich die im Al-

ter lichtliebende Spätblühende Traubenkirsche im Wald nur durch schattentolerante Baumarten wie z. B. Buche, Hainbuche und Linde verdrängen. An vielen Waldrändern und in Offenlandschaften, vor allem auf Sandböden, hat sich *P. serotina* fest etabliert.

4.11.3 Vorkommen

4.11.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung

Das Hauptverbreitungsgebiet von *P. serotina* liegt in den östlichen USA, in angrenzenden Gebieten in Kanada im Norden und südlich bis zum Golf von Mexiko (*P. serotina* var. *serotina*, Abb. 24). Im Süden und Westen der USA kommen noch zwei Varietäten (var. *exima* und var. *rufula*) vor, die lediglich Höhen zwischen 9 und 15 m erreichen. Des Weiteren existiert *P. serotina* var. *salicifolia* mit besonders großen Früchten, deren Verbreitung von Zentralmexiko bis Guatemala reicht und die in vielen Ländern Südamerikas angebaut wird (örtliche Bezeichnung „Capulin“).

Die höhenzonale Verbreitung reicht von nahe Meeresniveau in Kanada bis in Höhenlagen von 1.520 m in den südlichen Appalachen sowie bis 2.290 m ü. NN im südwestlichen Verbreitungsgebiet.

Abb. 24. Karte des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Prunus serotina* (verändert nach Roloff et al. 1994)

Klima, Böden, Waldgesellschaften

P. serotina wächst unter vielen klimatischen Bedingungen, am besten allerdings in kühl und feucht temperierten Wäldern. Im Herzen der kommerziellen Nutzung (Allegheny Plateau) liegen die jährlichen Niederschlagssummen zwischen 970 und 1.120 mm, gleichmäßig über das Jahr verteilt, mit Jahresdurchschnittstemperaturen zwischen 7,5 und 11,5 °C (Prasad et al. 2007). Die frostfreie Vegetationszeit beträgt dort 120 bis 150 Tage.

Im natürlichen Verbreitungsgebiet wächst sie auf allen Böden mit Ausnahme von staunassen oder extrem trockenen Standorten. Besiedelte Böden sind meist sauer, relativ nährstoffarm, tiefgründig verwittert und haben einen hohen Skelettanteil. Die Bodenart reicht von sandigem bis zu schluffig-tonigem Lehm.

P. serotina ist als Laubbaum der nördlichen Breiten in 22 Waldgesellschaften vertreten (Marquis 1990). Zusammen mit *Acer rubrum*, *A. saccharum* und *Fraxinus americana* bildet sie eine eigene Waldgesellschaft („Black Cherry-Maple"), in der *P. serotina* dominiert. Entsprechend ihren natürlichen Verbreitungsmechanismen, ist sie trotz relativ hoher Schattentoleranz in der Jugend eher als Pionierbaumart zu bezeichnen, sie benötigt Lücken oder sonstige flächige Störungen für eine erfolgreiche Ansiedlung. Aufgrund der intensiven Nutzung Anfang des 20. Jahrhunderts wurde sie in Pennsylvania selten, und Illick (1923) befürchtete sogar ihr Verschwinden.

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Neben der Ausweisung von 4 Varietäten liegen über die natürliche Variabilität einige Ergebnisse aus Herkunftsversuchen in ihrer Heimat vor (Cech und Kitzmiller 1968, Cech und Carter 1979, Farmer und Barnett 1972, Pitcher und Dorn 1972, Barnett und Farmer 1980, Pitcher 1984, Walters 1985). So weist die Samengröße einen geografischen Trend auf; mit zunehmendem Breitengrad sind größere Samen korreliert. Die Saatgutdichte nimmt nach Süden und Osten hin ab, und auch die Höhenlage beeinflusst die Saatgutdichte; so produzieren Hochlagenherkünfte mehr Samen. Weiterhin wurden Unterschiede in der Stammform, im Verzweigungssystem und in der Krebsanfälligkeit zwischen verschiedenen Herkünften festgestellt. Die Herkunft beeinflusst auch die Überlebensrate und das Wachstum. So überlebten Sämlinge aus dem südlichen und westlichen Verbreitungsgebiet auf Versuchsflächen an der Ostküste (Pennsylvania, Maryland, Virginia) gar nicht oder wuchsen nur sehr schlecht (Genys und Cech 1975, zit. nach Liesebach 2005). Für den Anbau von qualitativ hochwertigen Spätblühenden Traubenkirschen (furniergeeignet) in Pennsylvania, aber auch den anderen Bundesstaaten des Allegheny Plateaus, wird Saatgut von örtlichen Herkünften empfohlen.

4.11.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang

Der erste Nachweis von *P. serotina* in Europa erfolgte 1623 in Rahmen einer Bestandsaufnahme eines mitten in Paris gelegenen Gartens (Wein 1930). Wann die Art explizit nach Deutschland gebracht worden ist, lässt sich nicht exakt rekonstruieren. Booth betonte 1907 die Genügsamkeit im Anbau und bedauerte, dass man die Baumart zwar schon seit über drei Jahrhunderten kenne, sie aber trotzdem weitgehend unbekannt geblieben sei. In Zeiten der Holznot wies er allgemein auf den Anbau fremdländischer Holzarten hin und schlug dabei die Pflanzung von *P. serotina* auf Kiefernstandorten vor, da sie hier den 10- bis 12-fachen Ertrag im Vergleich zur Kiefer leisten könne. Aufgrund der schlechten, z. T. strauchartigen Wuchsform scheiterten diese Vorhaben in den meisten Fällen. Eine detaillierte Zusammenfassung über die Erfahrungen mit der Spätblühenden Traubenkirsche Anfang des 20. Jahrhunderts vermitteln Sinner (1926) und Starfinger (1990). Demnach gab es vier Hauptgründe für den großflächigen Anbau von *P. serotina* als sog. dienende Baumart: 1. als Wind- und Brandschutz an den Rändern von Nadelholzkulturen, 2. zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit aufgrund ihrer nährstoffreichen Streu, 3. bei der Aufforstung von Heideflächen als Bodenbedecker und 4. in Kiefern-Reinbeständen aus Gründen der Vorbeugung gegen Waldbrand und Massenvermehrung von Kiefern-Schadinsekten (Abb. 25). Weitere Gründe waren der Anbau als Vogelschutzgehölz und der zur Bienenweide. So erklärt sich, warum *P. serotina* über Jahrzehnte hinweg angebaut wurde und heute in großen Beständen in den Beneluxstaaten über die norddeutsche Tiefebene hinweg bis nach Polen und Ungarn anzutreffen ist (Kowarik 2010).

Abb. 25. Dichter Unterstand aus *Prunus serotina* in einem Kiefernreinbestand im Waldschutzgebiet Bärenthoren / Sachsen-Anhalt (Foto: M. Ziegeler)

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebiets ist das Erscheinungsbild der Spätblühenden Traubenkirsche ausgesprochen vielseitig. Es reicht vom krummwüchsigen Busch bis zum einschnürigen, langschaftigen Baum. Die genaue Herkunft der in Deutschland vorkommenden Spätblühenden Traubenkirschen ist unbekannt. Untersuchungen belegen aber, dass die Populationen im Nordwesten Europas aus dem Ursprungsgebiet der Appalachen (vornehmlich Allegheny Plateau) stammen. Von hier wurden zahlreiche Einfuhren mit vielen Individuen durchgeführt, zudem fand später auch noch ein Austausch zwischen den Standorten statt (Pairon et al. 2010). Ob die weitverbreitete Krummschäftigkeit eine Folge des Lichtmangels, der Herkunft oder standörtlicher Bedingungen bzw. eine Kombination mehrerer Faktoren ist, ist derzeit noch nicht bekannt.

4.11.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.11.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

Auch außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes wird *P. serotina* als anspruchslos und robust, stadtklimafest, windresistent und verträglich gegenüber Salzluft beschrieben (Pflanzenhandel 2000, zit. nach Liesebach 2005). Die Baumart gilt als nitrophil und kaum spätfrostgefährdet. Auf trockenen (sehr sandigen) und flachgründigen Standorten (z. B. Muschelkalk) wächst sie meist nur strauchförmig. *P. serotina* gilt als nicht sehr überflutungstolerant (Hall und Smith 1955, Liesebach 2005, Bourtsoukidis et al. 2014), kommt aber auch in Auwäldern (z. B. im Valle del Ticino in Italien, Annighöfer et al. 2012a) vor.

In ihrer Heimat ist das Wurzelsystem breit und flach und erschließt auf gut entwässerten und tiefgründigen Sanden im Allgemeinen die obersten 60 cm. Gelegentlich bilden sich Senkerwurzeln aus, die dann auch bis 90 und 120 cm in die Tiefe reichen können (Marquis 1990).

P. serotina bewirkt auf schlechten bis mittleren Standorten aufgrund ihrer leicht zersetzbaren Streu (C/N-Verhältnis < 20) eine Standortmelioration (Wendorff 1952, Lorenz et al. 2004). Die Humusform verbessert sich in Kiefernbeständen mit vorhandenem Unterstand aus *P. serotina* vom rohhumusartigen Moder zum typischen Moder (Bilke 1995). Auf ärmeren Böden ist die Spätblühende Traubenkirsche ebenfalls nährstoffeffizienter als Birke und Eberesche (Nyssen et al. 2013). Eine gut entwickelte Strauchschicht aus Spätblühender Traubenkirsche unter Kiefer liefert mehr als 2 t Streu (Trockengewicht) pro ha (Urban et al. 2009), und der Fluss an basischen Kationen über die Streu ist dort ungefähr doppelt so hoch wie in Kiefernbeständen ohne *P. serotina* (Joos 2012, zit. nach Nyssen et al. 2013). Dementsprechend sind die Basenversorgung und der pH-Wert unter Spätblühender Traubenkirsche signifikant

höher (Vanderhoeven et al. 2005). Dagegen stellten Rode et al. (2002) auf Flächen in der Lüneburger Heide einen nachweislich niedrigeren pH-Wert unter *P. serotina* fest. Da der Stickstoffbedarf von *P. serotina* relativ hoch ist, kann die Wurzelaufnahme zu einer Reduzierung der Nitratauswaschung und damit zu einer Entlastung des Grundwassers führen (Lorenz et al. 2004). Über die Laubstreu werden aber auch einige cyanogene Glykoside und Benzoesäure in den Boden abgegeben, denen in einem Experiment mit Kresse und Ahorn (*Acer* ssp.) eine geringfügig allelopathische Wirkung nachgewiesen werden konnte (Böckmann 2010). Der Einfluss dieser Stoffe im Freiland ist allerdings noch nicht belegt und spielt wohl nur eine untergeordnete Rolle (Weidenhammer 1996, Dalton 1999, beide zit. nach Böckmann 2010).

Aufgrund ihrer breiten Standortamplitude in der Heimat und der Fähigkeit, auch trockene Böden zu besiedeln, lässt sich ableiten, dass *P. serotina* vermutlich eine hohe Anpassungsfähigkeit in Hinblick auf einen Klimawandel besitzt (Kleinbauer et al. 2010). Gerade im Wurzelraum erweist sie sich Eichen und Kiefern in Störungssituationen überlegen (Kalhoff 2000). Trocknet der Boden im Sommer aus, sterben bei allen Baumarten Feinwurzeln ab und regenerieren sich erst, wenn der Boden wieder feucht ist. Die Spätblühende Traubenkirsche reagiert sowohl auf verschlechterte als auch auf verbesserte Bedingungen schneller als Eichen und Kiefern. Die Feinwurzeln von *P. serotina* wachsen schneller und haben hierdurch einen Vorsprung bei der Nutzung von Nährstoffen und Wasser.

4.11.4.2 Verjüngung

Der Blühzeitpunkt liegt im Mai bis Juni etwa zwei bis drei Wochen nach der heimischen Gemeinen Traubenkirsche (*P. padus* L.). Die Blüten werden insektenbestäubt, die Fruchtreife liegt im August. Bei vollem Licht ist die Fähigkeit zur Fruktifikation bereits im Alter von 4 Jahren festgestellt worden (Nyssen et al. 2013), unter Schirm beträgt das mittlere Alter für die erste Samenbildung 20 Jahre. In einem Topfversuch blühte die Spätblühende Traubenkirsche schon im Alter von drei Jahren (Kawaletz 2013). Eine Vollmast gibt es alle ein bis zwei Jahre. Die meisten Samen werden im Alter zwischen 30 und 100 Jahren gebildet (Hough 1965) und fallen im Umkreis von 0 bis 5 m auf den Boden (Pairon et al. 2006). Die Samenverbreitung erfolgt endozoisch, denn die Kirschen sind eine wichtige Nahrungsgrundlage für zahlreiche Vögel und Säugetiere. Dabei beträgt die Ausbreitungsentfernung durch Vögel im Bestand rund 25 m, außerhalb des Waldes 100 bis 300 m, je nach Landschaftsstruktur (Deckers et al. 2008). Die Keimfähigkeit kann bis zu 5 Jahre andauern, die meisten Samen keimen aber bereits nach ein oder zwei Jahren. Phartyal et al. (2009) konnten nicht nachweisen, dass *P. serotina* eine ausdauernde Samenbank aufbaut. Die Spätblühende Traubenkirsche keimt hypogäisch.

Der Kern reift über Winter nach, und die Keimung erfolgt Ende Mai meist in einem feuchten Saatbeet in der Humusauflage oder unter der Streuschicht. Der Anschluss an den Mineralboden ist nicht erforderlich. Besondere Ansprüche an den Standort hinsichtlich der Nährstoffausstattung stellt *P. serotina* für die Keimung der Samen nicht, lediglich ein feuchtes Keimbett ist für eine hohe Keimrate wichtig.

Die unter einem dichten Kronendach gekeimten Schösslinge entwickeln eine „sit-and-wait"-Strategie (auch „Oskar-Strategie") und nehmen kaum an Höhe zu (< 0,06 mm pro Jahr, Auclair 1975, Closset-Kopp et al. 2007). Zudem sind sie in der Lage, bei einer Lichtversorgung von nur 10 % mehrere Vegetationsperioden zu überleben (Starfinger 1990). Kommt es zu einer Störung durch menschliche oder natürliche Einflüsse und das Kronendach wird durchbrochen, beginnen die Sämlinge rasch zu wachsen (Höhenwachstum > 56 cm pro Jahr) und besetzen die entstandene Lücke (Closset-Kopp et al. 2007). Der frühe Beginn der Produktion einer enormen Menge an Samen kann dazu führen, dass in kurzer Zeit eine dichte Strauchschicht aufgebaut wird (Starfinger et al. 2003). Durch das dichte Blätterdach kommt kaum noch Licht auf den Boden, und andere Baumarten können sich z. T. nicht etablieren bzw. verjüngen (Retter 2004, Annighöfer et al. 2012b). *P. serotina* tritt somit zum einen als schattentoleranter K-Stratege in juvenilen Stadien auf und zum anderen als lichtliebender r-Stratege bei Störungen, bei denen viel Energie in das Höhenwachstum und in die Reproduktion gesteckt wird (Godefroid et al. 2005, Closset-Kopp et al. 2007). Im Vergleich mit anderen bedeutsamen Baumarten ihrer Heimat wird der Spätblühenden Traubenkirsche hinsichtlich ihrer Schattentoleranz auf einer Skala von 0 (= keine Toleranz) bis 5 (maximale Toleranz) der Wert von 2,46 zugesprochen. Dies entspricht dem Wert von *Fraxinus americana* und liegt geringfügig unter der Schattentoleranz von *Quercus rubra* (2,75). Mit einer Trockentoleranz von 3,03 liegt *P. serotina* zwischen den Ansprüchen von *Quercus rubra* (2,88) und *Pinus sylvestris* (4,34) (Niinemets und Valladares 2006).

Hervorzuheben ist auch die Fähigkeit von *P. serotina* zur vegetativen Vermehrung durch Wurzelbrut und Stockausschlag. Letzterer ist bis ins hohe Alter möglich, erreicht aber sein Maximum im Alter von 40 bis 50 Jahren. Stockausschläge wachsen in den ersten 20 bis 30 Jahren schneller als gleich alte Kernwüchse (Marquis 1990).

In Mitteleuropa konnte sich die Art aufgrund ihres schnellen Wachstums, früher Fruktifikation und der Fähigkeit zu Stockausschlag und Wurzelbrut in lichten Kiefern-, Lärchen- und Eichenwäldern ausbreiten. Ein weiterer Vorteil gegenüber Kiefer und Lärche ist, dass sie keinen freien Mineralboden zur Keimung benötigt. Aus Sicht des Artenschutzes wird die Ausbreitung von *P. serotina* innerhalb von Forsten als weniger problematisch betrachtet, da sie im Allgemeinen weder besonders schutzwürdige Biotoptypen noch seltene und gefährdete Pflanzenarten betrifft (Starfinger und Kowarik 2011). Dennoch könnte die durch die Spätblühende Traubenkirsche ausgelöste verjüngungshemmende Wirkung auf die anderen Baumarten auch

in Waldökosystemen lokal eine Verschiebung der Artenzusammensetzung bewirken, was wiederum die Ökosystemfunktion des Waldes beeinflussen (beeinträchtigen) könnte. Gehölzfreie Lebensräume, insbesondere Magerrasen, Calluna-Heiden und entwässerte Feuchtgebiete, besiedelt sie rasch, und auch dort kann sie als invasive Art einheimische Pflanzenarten verdrängen (Liesebach 2005, Starfinger und Kowarik 2011).

4.11.4.3 Wachstum

Das Jugendwachstum ist wie bei allen Kirschenarten schnell. In Baumschulen hat *P. serotina* unter besten Bedingungen einen mittleren jährlichen Höhenzuwachs von 46 cm, einzelne Individuen können sogar Jahreszuwächse von 94 cm und mehr erreichen (Marquis 1990). Stammanalysen von 25 Jahre alten Spätblühenden Traubenkirschen in Westen Niedersachsens zeigten eine Kulmination des Höhenwachstums bereits im Alter von 4 Jahren (Zuwachs 81 cm), danach lässt das Höhenwachstum stark nach und beträgt mit 35 Jahren noch 25 cm pro Jahr (Retter 2004). Vergleichbare Zuwachswerte zeigen auch die Höhenanalysen von Grundler (2011) in der badischen Oberrheinebene auf mäßig trockenen und nährstoffarmen Sanden. Im Nordosten der USA erreicht die Spätblühende Traubenkirsche der besten Bonität im Alter von 50 Jahren eine Höhe von 22 m, im Alter von 100 Jahren 28 m (Carmean et al. 1989), was ebenfalls auf einen schnellen Rückgang des Höhenzuwachses in fortgeschrittenem Alter hinweist. Bei vollem Licht behält *P. serotina* ihren Wachstumsvorsprung gegenüber den vergesellschafteten Baumarten für 60 bis 80 Jahre. Unter schattigeren Bedingungen, gerade in der Verjüngungsphase, sind die schattentoleranteren Baumarten im Vorteil, und der Anteil an mit- und vorherrschenden Kirschen im Oberstand bleibt gering. Ab einem Alter von 80 bis 100 Jahren verringert sich dann der Zuwachs im Durchmesser, und die Mortalität nimmt rapide zu (Marquis 1990).

Grundsätzlich ist auch bei *P. serotina* (wie bei anderen mitteleuropäischen Bäumen) das Dickenwachstum des Schaftes ein Ergebnis des verfügbaren Kronenraums. Beispielsweise können nach 20 Jahren Stammdurchmesser von 15 bis 25 cm erreicht werden (Gottwald 1985). Im Durchschnitt beträgt der jährliche Durchmesserzuwachs vorherrschender und herrschender Bäume im Zentrum des heimischen Verbreitungsgebiets 6,5 mm im Alter von 10 bis 40 Jahren, 5 mm im Alter von 40 und 70 Jahren und 4 mm im Alter zwischen 70 und 100 Jahren (Marquis 1990). Einzelne Exemplare erreichen ein Alter von gut 200 Jahren (Liesebach 2005).

Der von *P. serotina* benötigte Standraum ist geringer als der mit ihr vergesellschafteter Baumarten. Bestände mit einem hohen Kirschenanteil zeichnen sich durch höhere Grundflächen aus als Bestände mit einem geringen Kirschenanteil. So hatten vollbestockte Bestände mit einem mittleren Durchmesser von 25 cm und 20 % Kirschenbeimischung eine Grundfläche von 31,7 m²/ha und solche mit 80 % Kirsche

eine Grundfläche von 42,2 m²/ha. In Mischbeständen, die zur Hälfte aus *P. serotina* bestanden, betrug die Grundfläche 31,7 m² bei einem mittleren Brusthöhendurchmesser (BHD) von 15 cm, 37,0 m²/ha bei einem mittleren BHD von 25 cm und 40,4 m²/ha bei einem BHD von 35 cm (Stout et al. 1987).

4.11.5 Waldbauliche Behandlung

Bis heute wird *P. serotina* als ästhetisch attraktive und an Vogelnahrung reiche, schnell wachsende Baumart in Feldgehölzen, Hecken, Gärten sowie an Straßenrändern verwendet und als Bienenweide empfohlen (PPP-Index 2006). In den Niedersächsischen Landesforsten ist ihre Verwendung allerdings durch einen ministeriellen Erlass seit 1989 verboten. Doch seit der Anbauwelle Mitte des 20. Jahrhunderts vor allem auf bodensauren Sandböden hat sich die Art stark ausgebreitet. Die Geschwindigkeit, mit der *P. serotina* in Wälder vordringt, ist deutlich niedriger als in Heckenlandschaften (Starfinger und Kowarik 2011). Im Wald wird in einem Zeitraum von 40 Jahren eine Distanz von rund 400 m zurückgelegt, in Offenlandschaften konnten sich im gleichen Zeitraum einzelne Individuen bis zu 900 m von den Ausgangspflanzen entfernt etablieren (Kowarik 2010).

In lichtdurchlässigen Nadelholzbeständen (z. B. Kiefernwälder), in denen die Spätblühende Traubenkirsche durch Durchforstungen waldbaulich begünstigt wurde, konnte sie sich rechtzeitig als „Pseudoklimaxart" (Nyssen et al. 2013) etablieren. Den Zusammenhang von Lichtverfügbarkeit und Ausbreitungserfolg konnten auch Vanhellemont et al. (2009) und Schröcker et al. (2013) nachweisen. Ihr Vordringen wird zudem durch die Abwesenheit von Halbschatt- und Schattbaumarten in diesen Wäldern begünstigt, und da sie vom Reh- und Damwild kaum verbissen wird, besitzt sie einen weiteren Konkurrenzvorteil. Auch in ihrer Heimat ist der Verbiss an *P. serotina* im Vergleich mit zu den ihr vergesellschafteten Baumarten eher gering (Healy 1971), sodass mit der Zeit eine hohe Wilddichte ihre Verbreitung deutlich begünstigt (Horsley et al. 2003). Unter mitteleuropäischen Bedingungen wird erst durch eine der Auflichtung langsam folgende dichte Grasdecke aus Drahtschmiele oder Waldreitgras ein weiteres Vordringen gehemmt. So sind im Laufe der Zeit dichte Dominanzbestände entstanden, die zum einen das forstliche Arbeiten erschweren, aber vor allem das Verjüngen der Wirtschaftsbaumarten stark behindern. Besonders durchsetzungsstark tritt die Spätblühende Traubenkirsche in Befallsgebieten des Waldmaikäfers auf, weil sie im Gegensatz zu anderen Laubgehölzen wie Buche und Traubeneiche wenig vom Engerlingsfraß beeinträchtigt wird.

Die im Zuge einer Kulturvorbereitung auf den Stock gesetzten Spätblühenden Traubenkirschen schlagen zahlreich und wuchskräftig wieder aus und bedrängen bzw. überwachsen die gepflanzten Wirtschaftsbaumarten schnell. Dies trifft vor allen bei Aufforstungen nach Sturmschäden zu, da hier die Spätblühende Traubenkirsche

i. d. R. volles Licht erhält und optimal wächst. Aber auch in einem vollbestockten Kiefernbaumholz dringt noch ausreichend Licht (vgl. 4.11.4.2) für ein konkurrenzstarkes Wachstum von *P. serotina* durch das Kronendach (Schönfeld-Simon 2012). So ist in vielen Fällen eine mehrfache Jungwuchspflege notwendig, bis die gepflanzten oder gesäten Kulturpflanzen anderer Baumarten einen ausreichenden Höhenvorsprung erreicht haben und der Konkurrenz der Spätblühenden Traubenkirsche entwachsen sind bzw. bis der Bestand geschlossen ist und die *P. serotina* in ihrer Konkurrenzkraft zurückgedrängt bzw. sogar ausgedunkelt wird (Haag und Wilhelm 1998, Reimann 2011).

In älteren Bestandesphasen lässt die Konkurrenzkraft von *P. serotina* stark nach (Marquis 1990). Wenn das Licht fehlt, wächst sie ausgesprochen phototrop. Auf eine nachträgliche Einengung der Krone aufgrund von starker Konkurrenz reagiert sie empfindlich. Der Baum kümmert rasch und bildet dann eine regenschirm- oder besenartige Krone (Haag und Wilhelm 1998, Nyssen et al. 2013).

In den Niederlanden, in Belgien und in Deutschland fanden vielerorts zeit- und kostenintensive Bekämpfungsmaßnahmen statt, die meist nicht zum Erfolg führten. Eine effektive Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche wird in größeren Waldkomplexen Zeiträume von mindestens 20 bis 30 Jahren benötigen. Die Kosten einer mechanisch-chemischen Bekämpfung liegen je nach Pflanzendichte zwischen 200 bis 2.200 €/ha für jeden einzelnen Eingriff. Im Anschluss daran muss in einem Abstand von fünf Jahren regelmäßig eine Nachsorge erfolgen, damit keine neuen Samenbäume heranwachsen (Nyssen et al. 2013). Somit kommt eine intensive Bekämpfung nur in Betracht, wenn das Vorkommen lokal begrenzt ist oder ein konkretes Objekt geschützt werden soll (Spellmann 1998). Zeitlich befristete Maßnahmen, wie gezielte Pflegeeingriffe zur Freistellung von Zielbaumarten vor allem im Zuge der Jungwuchspflege, sind vielfach unumgänglich. Ein Zurückdrängen der Spätblühenden Traubenkirsche kann langfristig nur durch ein systematisches Eingrenzen des Wuchsraumes mithilfe eines Gürtels aus Schattbaumarten wie Hainbuche oder Buche erfolgen (Haag und Wilhelm 1998, Nyssen et al. 2013).

Mittlerweile ist man vielfach dazu übergegangen, die Spätblühende Traubenkirsche als regulären Waldbaum vorübergehend in unseren Wäldern zu akzeptieren (Haag und Wilhelm 1998, Spellmann 1998, Olsthoorn und Hees 2002, Bundesforst 2007, Kowarik 2010, Nyssen et al. 2013) und verschiedene Möglichkeiten der Nutzung (Biomasseproduktion, Wertholzproduktion) in Erwägung zu ziehen. Gerade unter einem lichten Kiefernschirm mit gelegentlichen Öffnungen im Kronenraum wachsen einige Bäume geradschaftig nach oben (Haag und Wilhelm 1998, Grundler 2011, Nyssen et al. 2013) und können in die Bewirtschaftung dieser Bestände integriert werden. In den Niederlanden gibt es neuerdings eine Waldbaurichtlinie zur Behandlung von flächigen Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche (Nyssen et al. 2013), die sich u. a. an den Erfahrungen aus dem Käfertaler Wald bei Mannheim

orientiert. Ziel ist die Erziehung von Wertholz in einem Produktionszeitraum von 50 bis 80 Jahren. Entscheidend hierfür ist eine bereits in der Dickungsphase stattfindende starke Förderung der 200 bestveranlagten Bäume, damit diese große und runde Kronen entwickeln und optimalen Durchmesserzuwachs leisten. Diese Läuterung muss ggf. mehrmals wiederholt werden. Nach Erreichen einer Trockenastzone von 5 bis 6 m erfolgen die Auswahl, Ästung und weitere Pflege von 40 bis 50 Z-Bäumen, die dann je nach Standort im Alter zwischen 50 und 80 Jahren einen BHD von 50 bis 60 cm erreichen können. Noch fehlen allerdings Beispiele von hiebsreifen Beständen in dieser Erntedimension, um die waldwachstumskundliche Gangbarkeit dieser Konzepte belegen zu können.

Eine Ablösung der Spätblühenden Traubenkirsche durch Halbschatt- und Schattbaumarten könnte im Zuge eines Voranbaus erfolgen, wenn die Spätblühende Traubenkirsche für diese Arten genügend Licht durch ihr Kronendach lässt, ohne sich aber bereits selbst verjüngen zu können. Dies ist bei einer relativen Beleuchtungsstärke von unter 10 % der Fall. Unter solchen Lichtverhältnissen wächst vor allem die Buche noch ausreichend gut und kann durch ihren Schattenwurf und die verjüngungsbehindernde Streu eine erneute Ansiedlung von *P. serotina* eindämmen (Retter 2004). Auch die Douglasie lässt sich unter zweischichtigen Beständen aus Kiefer und Spätblühender Traubenkirsche erfolgreich begründen (Hansmann 2010). Als Folgebaumarten kommen im Weiteren auch je nach Standort Roteiche (*Quercus rubra*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Linde (*Tilia* ssp.), Ahorn (*Acer* ssp.), Küsten-Tanne (*Abies grandis*), Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*) und Westamerikanische Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*) infrage (Reihenfolge nach zunehmender Schattentoleranz).

4.11.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.11.6.1 Biotische Risiken

Die Spätblühende Traubenkirsche hat in ihrem amerikanischen Verbreitungsgebiet lokal eine hohe forstwirtschaftliche Bedeutung, sodass sich dort ein Befall durch verschiedene Schmetterlingsraupen und pilzliche Parasiten ertragsmindernd auswirkt. Vor allem der Amerikanische Ringelspinner *(Malacosoma americanum,*), der in Europa als Quarantäneschädling eingestuft ist (EPPO 2012), und der Spanner *Hydria prunivorata* verursachen gelegentlich bedeutenden Kahlfraß (Marquis 1990). Unter den Pilzen löst eine ganze Reihe von Schwäche- und Wundparasiten vorrangig an vorgeschädigten Bäumen Stamm- und Wurzelfäulen aus. Darunter sind auch die in Mitteleuropa heimischen Arten Hallimasch (*Armillaria mellea*), Echter Zunderschwamm (*Fomes fomentarius*), Rotrandiger Baumschwamm (*Fomitopsis pinicola*) und Schwefelporling (*Laetiporus sulphureus*) (Marquis 1990).

In Deutschland bleiben schwerwiegende Störungen der Spätblühenden Traubenkirsche jedoch aus. Nur vorübergehend schwächte ein Befall des Fünfpunktigen Blattkäfers (*Gonioctena quinquepunctata)* bei einer lokalen Massenvermehrung die Vitalität durch den Laub-Skelettierfraß der Larven und den Lochfraß der Käfer (Klaiber 1999). Auch Pilzpathogene wie der Violette Knorpelschichtpilz (*Chondrosteum purpureum*) als Erreger der Bleiglanzkrankheit konnten in Deutschland bisher keine großflächigen Ausfälle verursachen, selbst dann nicht, wenn sie gezielt im Rahmen von biologischen Bekämpfungsmaßnahmen eigesetzt wurden (Heydeck und Münte 2008).

Die Erfahrungen zum Wildverbiss sind wie oben erwähnt unterschiedlich. In ihrer Heimat werden die Sämlinge häufig von Weißwedelhirschen, Kaninchen und Hasen gefressen, sodass in manchen Teilen Pennsylvanias der Verbiss von P. *serotina* ein echtes Problem für deren Verjüngung darstellt (Healy 1971, Marquis 1990). In Deutschland wird sie wegen des bitteren Zellinhaltsstoffes Amygdalin vor allem von Reh- und Muffelwild verschmäht (Kowarik 2010) und dadurch von hohen Wildbeständen indirekt begünstigt (Münte 2009).

4.11.6.2 Abiotische Risiken

Auf staunassen Standorten steigt die Tendenz zur Ausbildung eines flachstreichenden Wurzelsystems. Da sie in Amerika in Mischungen meist vorwüchsig ist, besteht dort die Gefahr von Windwurf vor allem im höheren Alter (Marquis 1990).

4.11.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.11.7.1 Ökologische Integration

Als Wirtspflanze dient die Spätblühende Traubenkirsche zahlreichen Arthropoden, Vögeln, Säugetieren und Pilzen. Dies sind zum Teil die gleichen Arten, die an anderen *Prunus*-Arten (besonders *P. avium* L., *P. spinosa* L.) vorkommen (Nyssen et al. 2013). Möller (1998) betont, dass alte, anbrüchige oder abgestorbene Exemplare der *P. serotina* häufig vom Schwefelporling (*Laetiporus sulphureus*) und vom Runzligen Schichtpliz (*Stereum rugosum*) besiedelt werden. Beide Pilzarten sind für zahlreiche xylomycetobionte Insekten attraktiv. Untersuchungen im Grunewald dokumentieren 27 unterschiedliche Käferarten an einer am Stammfuß etwa 30 cm dicken, abgestorbenen *P. serotina*. Geudens (1998, zit. nach Möller 1998) machte in Belgien ähnliche Erfahrungen.

4.11.7.2 Prädation und Herbivorie

Die Früchte werden von Wildschweinen, Rehen, Füchsen, Baummardern, Steinmardern, Iltissen und Igeln sowie von 60 verschiedenen Vogelarten gefressen (Turček 1961). Die Keimlinge und jungen Bäume werden von Reh- und Muffelwild verschmäht (s. o.).

4.11.7.3 Interspezifische Konkurrenz

In den Berliner Forsten wird z. B. der seltene Rautenfarn *Botrychium matricariifolium* in lichten Kiefern- und Birkenwäldern verdrängt (Klemm und Ristow 1995, zit. nach Kowarik 2010). In Ungarn wurden im Schutzgebiet Barci Borókás Waldstrukturen auf 500 ha durch die Invasion von *P. serotina* verändert (Juhász 2008), und in einem 14.000 ha großen Waldgebiet in Nordfrankreich konnten Chabrerie et al. (2010) eine Artenverarmung nachweisen. Im italienischen Valle del Ticino Biosphären-Reservat führte *P. serotina* zu einer Verdrängung der Naturverjüngung heimischer Baumarten (Annighöfer et al. 2012a). Otto (1993) beschreibt für manche Flächen eine völlige Intoleranz der Spätblühenden Traubenkirsche gegenüber der heimischen Vegetation.

In Offenlandbiotopen beschleunigt die Spätblühende Traubenkirsche die Sukzession, da sie von Heidschnucken meist verschmäht wird, und konkurriert mit *Antennaria dioica*, *Arnica montana*, *Lycopodium annotinum* u. a. (Schepker 1998).

4.11.7.4 Hybridisierung

Keine Kenntnisse!

4.11.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Keine Kenntnisse!

4.11.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Die Einwanderung von *P. serotina* in Magerrasen, Heiden und Feuchtgebiete und die damit verbundene Gefährdung der dort typischen Artenzusammensetzung ist bekannt (Starfinger und Kowarik 2011). Da die Spätblühende Traubenkirsche sehr feuchte Standorte meidet, könnte eine Wiedervernässung der Feuchtgebiete ihre Ansiedlung verhindern (vgl. Brehm 2004) bzw. aktuelle Vorkommen zurückdrängen. In Wäldern kann die Spätblühende Traubenkirsche die Verjüngung einiger anderer Baumarten unterdrücken und langfristig möglicherweise eine Verringerung der Biodiversität und Verschiebung der Artenzusammensetzung herbeiführen. In FHH-Gebieten bedroht

die Spätblühende Traubenkirsche zudem durch Entmischung der Baumartenzusammensetzung das dort einzuhaltende Verschlechterungsverbot (Sturm 2005).

4.11.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Die Auswirkungen auf die Waldfauna sind eher positiv zu beurteilen (Kowarik 2010), vor allem Rüsselkäferarten scheinen von der Spätblühenden Traubenkirsche zu profitieren. Singvögel wiederum fressen neben den Früchten auch die Käfer an *P. serotina*, u. a. den sich ausbreitenden Blattkäfer *Gonioctena quinquepunctata*. Die in den Blättern enthaltene Blausäure kann aber bei Aufnahme für Nutztiere gefährlich sein (Marquis 1990).

4.11.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Mechanische als auch mechanisch-chemische Bekämpfungen sind nur erfolgreich, wenn sie über einen langen Zeitraum kontinuierlich durchgeführt werden. Brehm (2004) bietet zur Auswahl einer in der individuellen Situation geeigneten Maßnahme einen umfassenden Entscheidungsschlüssel. Dabei hat sich das Absägen von Samenbäumen in Kombination mit dem Bestreichen der Schnittfläche mit Glyphosat (z. B. Roundup) bewährt (Jarchow 1994, Meerschaut und Lust 1997, Brehm 2004, Sturm 2005, Nyssen et al. 2013). Aber auch das Ringeln der Spätblühenden Traubenkirsche hat sich als vielversprechende Methode herausgestellt, wobei diese Methode sehr arbeitsintensiv ist (Annighöfer et al. 2012b, s. a. Abb. 26).

Darüber hinaus existieren waldbauliche Möglichkeiten, wie das gezielte Ausdunkeln, um die Art zu kontrollieren und zurückzudrängen. Wichtig sind eine langjährige Nachsorge und konsequente Umsetzung der Maßnahmen.

Abb. 26. Wiederaustrieb von *P. serotina* nach dem Fällen (links), Heppen (Mitte) oder Ringeln (rechts) von einzelnen Bäumen im Valle Ticino/Italien (Fotos: P. Annighöfer)

4.11.8 Literatur

Annighöfer, P., Mölder, I., Zerbe, S., Kawaletz, H., Terwei, A., Ammer, C. 2012a. Biomass functions for the two alien tree species *Prunus serotina* Ehrh. and *Robinia pseudoacacia* L. in floodplain forests of Northern Italy. European Journal of Forest Research 131**,** 1619-1635.

Annighöfer, P., Schall, P., Kawaletz, H., Mölder, I., Terwei, A., Zerbe, S., Ammer, C. 2012b. Vegetative growth response of black cherry (*Prunus serotina*) to different mechanical control methods in a biosphere reserve. Canadian Journal of Forest Research 42, 2037-2051

Auclair, A. N. 1975. Sprouting response in *Prunus serotina* Ehrh.: Multivariate analysis of site, forest structure and growth relationships. American Midland Naturalist 94, 72-87

Barnett, P. E., Farmer, R. E. 1980. Altitudinal variation in juvenile characteristics of southern Appalachian black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). Silvae Genetica 29, 157-160

Bilke, G. 1995. Ausbreitung, Biomasseproduktion und Nährelementinkorporation von Strauchschichten aus Spätblühender Traubenkirsche. Unveröff. Diplomarbeit der Fachhochschule Eberswalde, Fachbereich Forstwirtschaft

Böckmann, I. 2010. Einfluss der neophytischen Art *Prunus serotina* EHRH. auf ihre Umgebungsvegetation – unter besonderer Berücksichtigung der allelopathischen Wirkung. Unveröff. Masterarbeit Experimentelle Ökologie und Ökosystembiologie, Fakultät für Biologie, Universität Bielefeld.

Booth, J. 1907. Die Versuche mit ausländischen Holzarten in den bayerischen Staatswaldungen. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 531-541

Bourtsoukidis, E., Kawaletz, H., Radacki, D., Schütz, S., Hakola, H., Hellén, H., Noe, S., Mölder, I., Ammer, C., Bonn, B. 2014. Impact of flooding and drought conditions on the emission of volatile organic compounds of *Quercus robur* and *Prunus serotina*. Trees, 28, 193-204

Brehm, K. 2004. Erfahrungen mit der Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) in Schleswig-Holstein in den Jahren 1977 bis 2004. In: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) Proceedings: Neophyten in Schleswig-Holstein: Problem oder Bereicherung? Dokumentation einer Tagung im LANU am 31.03.2004, Kiel

Bundesforst 2007. Spätblühende Traubenkirsche (TKs). Merkblatt zu GA Waldbau, Version 1.0, ZEBF, PA

Carmean, W. H., Hahn, J. T., Jacobs, R. D. 1989. Site index curves for forest tree species in the eastern United States. General Technical Report NC-128. U.S.

Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. St. Paul, MN. 153 S.

Cech, F. C., Carter, K. K. 1979. Geographic variation in black cherry: ten-year results of a West Virginia provenance test. In: Proceedings, First North Central Forest Tree Improvement Conference, St. Paul, MN, 21-27

Cech, F. C., Kitzmiller, J. H. 1968. Geographic cariation in seed and seedling characteristics of black cherry (*Pruns serotina* Ehrh.). In: Proceedings, Fifteenth Northeastern Forest Tree Improvement Conference, Upper Darby, PA, 53-60

Chabrerie, O., Loinard, J., Perrin, S., Saguez, R., Decocq, G. 2010. Impact of *Prunus serotina* invasion on understory functional diversity in a European temperate forest. Biological Invasions 12, 1891-1907

Closset-Kopp, D., Chabrerie, O., Valentin, B., Delachapelle, H., Decocq, G. 2007. When Oskar meets Alice: Does a lack of trade-off in *r/K*-strategies make *Prunus serotina* a successful invader of European forests? Forest Ecology and Management 247, 120-130

Deckers, B., Verheyen, K., Vanhellemont, M., Maddens, E., Muys, B., Hermy, M. 2008. Impact of avian frugivores on dispersal and recruitment of the invasive *Prunus serotina* in an agriculture landscape. Biological Invasions 10, 717-727

EPPO 2012. EPPO A1 and A2 lists of pest recommended for regulation as quarantine pests as approved by EPPO council in September 2012. PM 1/2(21) www.eppo.int/QUARANTINE/quarantine.htm (abgerufen am 08.10.2012)

Farmer, R. E., Barnett, P. E. 1972. Altitudinal variations in seed characteristics of black cherry in the Southern Appalachians. Forest Science 18, 169-175

Godefroid, S., Phartyal, S. S., Weyembergh, G., Koedam, N. 2005. Ecological factors controlling the abundance of non-native invasive black cherry (*Prunus serotina*) in deciduous forest understory in Belgium. Forest Ecology and Management 210, 91-105

Gottwald, H. 1985. Kirschbaum – ein Klassiker unter den Möbelhölzern. Holz aktuell 5, 15-25

Grundler, A. 2011. Zu Wachstum von Krone und Schaft der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) im Käfertaler Wald, Mannheim. Unveröff. Bachelorarbeit, Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg,

Haag, C., Wilhelm, U. 1998. Arbeiten mit der „unerwünschten Baumart“ oder Verschleppung einer Katastrophe? Allgemeine Forstzeitschrift, 276-279

Hall, T. F., Smith G. E. 1955. Effects of flooding on woody plants, West Sandy dewatering project, Kentucky Reservoir. Journal of Forestry 53, 281-285.

Hansmann, J. 2010. Traubenkirsche: ein lästiger Neubürger. Land und Forst 15, 56-57

Healy, W. M. 1971. Forage preferences of tame deer in a northwest Pennsylvanian clear-cutting. Journal of Wildlife Management 34, 717-723

Heydeck, P., Münte, M. 2008. Der Violette Knorpelschichtpilz als „Bioherbizid" gegen Traubenkirsche. AFZ-DerWald 63, 188-190

Horsley, S. B, Stout, S. L., de Calesta, D. S. 2003. White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. Ecological Applications 13, 98-118

Hough, A. F. 1965. Black Cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). Silvics of forest trees of the United States. US Department of Agriculture, Handbook 271, 539-545

Illick, J. S. 1923. Pennsylvania Trees. Bulletin 11, Pennsylvania Department of Forestry

Jarchow, D. 1994. Versuche zur Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche. Forst und Holz, 12-13

Juhász, M. 2008. Black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) . In: Botta-Dukát, Z., Balogh, L. (eds.) The most important invasive plants in Hungary. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Science, Vácrátót, 77-84

Kalhoff, M. 2000. Das Feinwurzelsystem in einem Kiefern-Eichen-Mischbestand: Struktur, Dynamik und Interaktion. Diss. Botanicae 332. J. Cramer, Berlin, Stuttgart. 199 S.

Kawaletz, H. 2013. Competition mechanisms of native and exotic tree species. Dissertation Georg-August Universität, Göttingen

Klaiber, C. 1999. Massenvermehrung des Blattkäfers *Gonioctena quinquepunctata* an der Spätblühenden Traubenkirsche. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 25, 1350-1352

Kleinbauer, I., Dullinger, S., Klingenstein, F., May, R., Nehring, S., Essl, F. 2010. Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich. BfN-Skript 275. 76 S.

Kowarik, I. 2010. Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart

Liesebach, M. 2005. *Prunus serotina* EHRH., 1788. In: Roloff, A., Weisgerber, H., Lang, U., Stimm, B., Schütt, P. (Hrsg.) Enzyklopädie der Holzgewächse. 41. Erg.Lfg 9/05, 1-12

Lorenz, K., Preston, C. M., Krumrei, S., Feger, K.-H. 2004. Decomposition of needle/leef litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. European Journal of Forest Research, 177-188

Marquis D. A. 1990. *Prunus serotina* Ehrh. Black Cherry. In: Burns, R. M, Honkala, B. H. (techn. coords.) Silvics of North America. Vol. 2 Hardwoods, Handb. 654, USDA Forest Service Washington DC, 594-604

Meerschaut, D. van der, Lust, N. 1997. Comparison of mechanical, biological and chemical methods for controlling Black cherry (*Prunus serotina*) in Flanders (Belgium). Silva Gandavensis, 90-109

Möller, G. 1998. Hinweise zur Berücksichtigung von Aspekten des Schutzes holzbewohnender Insekten und Pilze beim Umgang mit neophytischen Gehölzen. Novius, Mitteilungsblatt der Fachgruppe Entomologie Berlin 23, 524-534

Münte, M. 2009. Spätblühende Trauben-Kirsche in Berlin. AFZ-DerWald 64, 688-690

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

Nyssen, B., Ouden, J. den, Verheyen, K. 2013. Amerikaanse vogelkers. Van bopest tot bosboom. KNNV Uitgeverij, Zeist

Olsthoorn, A. F. M., Hees, A. F. M. van. 2002. 40 years of Black Cherry (*Prunus serotina*) control in the Netherlands: lessons for management of invasive tree species. In: Kowarik, I., Starfinger, U. (Hrsg.) Biologische Invasionen. Herausforderung zum Handeln? Neobiota 1, 339-341

Otto, H.-J. 1993. Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. Forst und Holz, 454-456

Pairon, M. C., Jonard, M., Jacquemart, A. L. 2006. Modeling seed dispersal of black cherry, an invasive forest tree: how microsatellites may help? Canadian Journal of Forest Research 36, 1385-1394

Pairon, M., Petitpierre, B., Campbell, M., Guisan, A., Broennimann, O., Baret, P., Jacquemart, A.-L., Besnard, G. 2010. Multiple introductions boosted genetic diversity in the invasive range of Black Cherry. Annals of Botany, 881-890

Phartyal, S. S., Godefroid, S., Koedam, N. 2009. Seed development and germination ecophysiology of the invasive tree *Prunus serotina* (Rosaceae) in a temperate forest in Western Europe. Plant Ecology 204, 285-294

Pitcher, J. A. 1984. Geographic variation patterns in seed and nursery characteristics of black cherry. USDA Forest Service, Research Paper. 208 S.

Pitcher, J. A., Dorn, D. E. 1972. Geographic source differences noted in black cherry seed weight, germination. Tree Planters‘ Notes 23, 7-9

PPP-Index. 2006. Pflanzeneinkaufsführer für Europa. Pflanzenporträt *Prunus serotina* Ehrh, Späte Traubenkirsche. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. http://www.ppp-index.de/ (abgerufen am 21.09.2014)

Prasad, A. M., Iverson, L. R., Matthews, S., Peters, M. 2007 – ongoing. A Climate Change Atlas for 135 Forest Tree Species of the Eastern United States http://

www.nrs.fs.fed.us/atlas/tree, Northern Research Station, USDA Forest Service, Delaware, Ohio (abgerufen am 21.09.2014)

Reimann, S. 2011. Zur Populationsdynamik der Spätblühenden Traubenkirsche im Bereich des Naturwaldes Neue Forst. Unveröff. Bachelorarbeit im Studiengang Forstwirtschaft an der Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst; Fachhochschule Hildesheim/Holzminden/Göttingen

Retter, S. 2004. Wachstum der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*) im Nds. FoA Lingen. Unveröff. Diplomarbeit an der Fakultät Ressourcenmanagement der Fachhochschule Hildesheim/Holzminden/Göttingen

Rode, M., Kowarik, I., Müller, T., Wendebourg, T. 2002. Ökosystemare Auswirkungen von *Prunus serotina* auf norddeutsche Kiefernforsten. In: Kowarik, I., Starfinger, U. (Hrsg.) Biologische Invasionen: Herausforderungen zum Handeln? Neobiota 1, 135-148

Roloff, A., Weisgerber, H., Lang, U., Stimm, B., Schütt, P. (Hrsg.) 1994. Enzyklopädie der Holzgewächse. Handbuch und Atlas der Dendrologie. Wiley-VCH, Weinheim

Schepker, H. 1998. Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten: eine Analyse der problematischen nichteinheimischen Pflanzenarten in Niedersachsen. Dissertation Universität Hannover, Ibidem-Verlag, Stuttgart

Schönfeld-Simon, M. 2012. Wachstum vorangebauter Buchen unter Kiefernschirm bei Konkurrenz durch Spätblühende Traubenkirsche. Unveröff. Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen

Schröcker, S., Schmiedel, D., Schwabe, M. 2013. Die Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) unter Prozessschutzbedingungen. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie, online Ausgabe Fachbeitrag 01/2013

Sinner, H. 1926. *Prunus serotina*, die spätblühende Traubenkirsche als Waldbaum. Mitteilungen Deutsche Dendrologische Gesellschaft 37, 164-189

Spellmann, H. 1998. Empfehlungen der NFV zum Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche in den Landesforsten. Bericht an das Nds. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Göttingen

Starfinger, U. 1990. Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin 69

Starfinger, U., Kowarik. I. 2011. *Prunus serotina* Ehrh. (Rosaceae), Späte Traubenkirsche. Bundesamt für Naturschutz, http://www.neobiota.de/12631.html (abgerufen am 21.09.2014)

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. Biological Invasions 5, 323-335

Stout, S. S., Marquis, D. A., Ernst, R. L. 1987. A relative density measure for mixed species stands. Journal of Forestry 85, 45-47

Sturm, M. 2005. Spätblühende Traubenkirsche: Ist nicht mehr Handlung gefragt? AFZ-DerWald 60, 147-149.

Turček, F. J. 1961. Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze. Verlag der Slowakischen Akademie der Wissenschaften, Bratislava. 329 S.

Urban, J., Tatarinov, F., Nadezhdina, N., Cermak, J., Ceulemans, R. 2009. Crown structure and leaf area of the understorey species *Prunus serotina*. Trees 23, 391-399

Vanderhoeven, S., Dassonville, N., Meerts, P. 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. Plant and Soil 275, 169-179

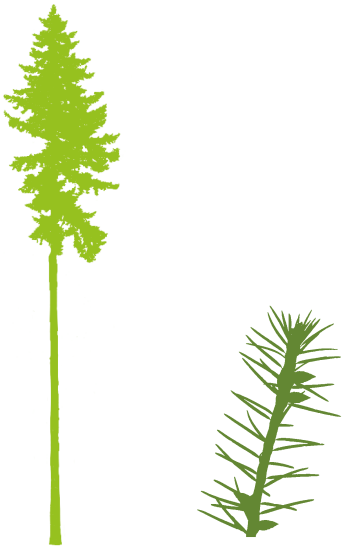
Vanhellemont, M., Verheyen, K., Keersmaeker, L. de, Vanderkerkhove, K., Hermy, M. 2009. Does *Prunus serotina* act as an aggressive invader in areas with a low propagule pressure? Biological Invasions 11, 1451-1462

Walters, R. S. 1985. Black cherry provenances for planting in northwestern Pennsylvania. US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Radnor, PA. 6 S.

Weidenhammer, J. D. 1996. Distinguishing resource competition and chemical interference: overcoming the methodological impasse. Agronomy Journal 88, 866

Wein, K. 1930. Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa. Teil I. Mitteilung Deutsche Dendrologische Gesellschaft 42, 137-163

Wendorf, G. v. 1952. Die *Prunus serotina* in Mitteleuropa. Eine waldbauliche Monographie. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Hamburg



4.12 Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco)

Autoren: Hermann Spellmann, Andreas Weller, Peter Brang, Hans-Gerhard Michiels, Andreas Bolte

4.12.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Pinaceae („Kieferngewächse“)
Gattung:	Pseudotsuga (Douglasien)
Art:	*Pseudotsuga menziesii,* Douglasie (Gewöhnliche Douglasie), Douglas-fir

4.12.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) ist aufgrund ihrer Verjüngungsökologie und der Kontrollierbarkeit ihrer Ausbreitung nicht invasiv. Sie stellt für natürlich vorkommende Ökosysteme, Biotope und Arten keine Gefährdung dar. Beobachtete Einwanderungstendenzen auf einzelnen Sonderstandorten (lichte und warme, blocküberlagerte Waldstandorte) lassen sich mit geringem Aufwand kontrollieren bzw. verhindern.

Langjährige wissenschaftliche Anbauversuche und praktische Anbauerfahrungen belegen die Anbauwürdigkeit der Douglasie (Schwappach 1901, 1911, Münch 1923, Penschuk 1935, 1937, Kanzow 1937, Zimmerle 1950, Wiedemann 1951, Lembcke 1973, Stratmann 1988, Lockow 2002). Sie ist nicht nur leistungsstark und ertragreich, sondern auch standortgemäß, bodenpfleglich, nicht über ein Normalmaß hinaus gefährdet, natürlich zu verjüngen, gut waldbaulich zu führen und leicht als

Mischbaumart in heimische Ökosysteme zu integrieren (Otto 1993). Vor dem Hintergrund des Klimawandels sollte künftig die gut angepasste Douglasie in die Waldbauplanungen einbezogen werden, um als führende oder nachrangige Mischbaumart nicht mehr standortgemäße Baumarten abzulösen und die Risiken zu senken bzw. zu verteilen (Spellmann et al. 2011). Naturschutzfachliche Vorrangflächen sowie seltene und gefährdete Waldgesellschaften auf Sonderstandorten lassen sich dabei durch eine räumliche Ordnung des Douglasienanbaus zusätzlich absichern, indem ein Anbau in ihrer Nachbarschaft nur unter Einhaltung eines ausreichenden Puffers erfolgt.

4.12.3 Vorkommen

4.12.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung
Die Douglasie besiedelt im westlichen Nordamerika ein ausgedehntes und topografisch sehr stark gegliedertes Gebiet. Das natürliche Vorkommen erstreckt sich in Nord-Süd-Ausdehnung über 4.000 km von 55° bis 19° nördlicher Breite und in West-Ost-Ausdehnung über 1.500 km von 128° bis 97° westlicher Länge (Little 1971, Hermann 1981, Kleinschmit und Bastién 1992, Hermann und Lavender 2004, Lavender und Hermann 2014, s. a. Abb. 27). Dieses Gebiet schließt die Olympic-Halbinsel und Vancouver Island sowie die Küstengebirge in Washington, Oregon und im nördlichen Kalifornien ein. Es umfasst ferner das Kaskadengebirge mit den Übergangsbereichen zur Sierra Nevada im Südosten und die kanadische Küstenkordillere als Fortsetzung im Norden. Die östlichsten Vorkommen liegen in den Rocky Mountains in den US-Bundesstaaten Montana, Wyoming und Colorado. In Mexiko sind inselartige und räumlich sehr begrenzte Vorkommen zu beobachten (Little 1971, Hermann und Lavender 2004, Lavender und Hermann 2014). Höhenzonal reichen die Vorkommen hinauf bis 750 m ü. NN im Olympic-Inselgebirge, bis 1.700 m ü. NN in den Küstengebirgen und bis 3.300 m ü. NN im südöstlichen Kaskadengebirge (Hermann 1981, Li und Adams 1989).

Klima, Böden, Waldgesellschaften
Kennzeichnend für das natürliche Vorkommen der Douglasie sind die sehr unterschiedlichen Standortverhältnisse. Sie schließen Standorte verschiedenster Bodenarten und -typen mit wechselnder Gründigkeit, Nährstoff- und Wasserversorgung über unterschiedlichen geologischen Formationen ein. Die klimatischen Verhältnisse reichen von ozeanischer bis zu stark kontinentaler Klimatönung. Bei großklimatischer Betrachtung bilden die Kammlinien des Kaskadengebirges und der kanadischen Küstenkordillere eine Grenze zwischen dem ozeanisch getönten Klima im Westen und dem kontinentaleren Klima im Osten (Abb. 27). Mit Ausnahme des unmittelbaren

Abb. 27. Natürliches Verbreitungsgebiet von *Pseudotsuga menziesii*, differenziert nach Varietäten: hellgrün = *Pseudotsuga menziesii* var. *viridis*, dunkelgrün = *Pseudotsuga menziesii* var. *glauca* (verändert nach Little 1971)

Küstensaums („fog-belt") sind auch für das Gebiet der Küstendouglasie (*Pseudotsuga menziesii* var. *viridis*) jährlich wiederkehrende Großwetterlagen mit bis zu mehrere Monate andauernden sommerlichen Trockenperioden typisch (Jenssen 2009, Weller 2011, 2012; siehe auch St. Clair und Howe 2007 oder Bansal et al. 2015). Hierauf begründen sich nicht zuletzt die hohen Erwartungen an die Douglasie vor dem Hintergrund der projizierten Klimaänderungen für Deutschland. Die Resistenz gegenüber zeitweiser Trockenheit wird physiologisch auf einen im Vergleich zu anderen Koniferen effektiveren Kontrollmechanismus der Stomata zurückgeführt (Lassoie und Salo 1981, Grieu et al. 1988, Lévesque et al. 2013, 2014). Die Unterschiede zwischen den Klimaverhältnissen im natürlichen Verbreitungsgebiet und beispielhaft in bewährten Anbaugebieten in Nordwestdeutschland lassen sich durch die klimatischen Kenngrößen „Vegetationszeitniederschlag" und „Jahrestemperaturschwankung" verdeutlichen (Abb. 28).

In den Waldgesellschaften ihres natürlichen Verbreitungsgebiets ist die Douglasie eine sogenannte Subklimaxbaumart, deren sukzessionale Entwicklung häufig vor dem Erreichen des Klimaxstadiums durch Waldbrände unterbrochen wird. Sie ist mit vielen Baumarten vergesellschaftet und tritt nur nach großflächigen Kalamitäten als Reinbestand auf (Isaac 1959, Otto 1984, 1987). Im natürlichen Areal werden Douglasien 500 Jahre (var. *glauca*) bis 1.400 Jahre (var. *viridis*) alt (Schütt et al. 2004).

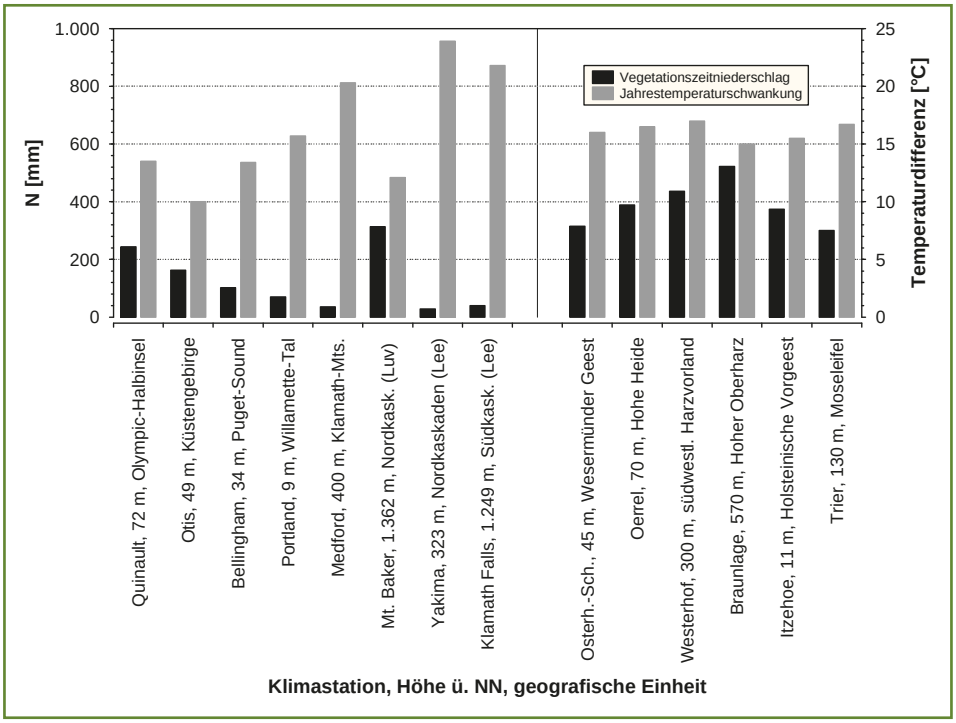


Abb. 28. Langfristige Niederschläge (Mai bis September) [mm] sowie Jahrestemperaturschwankung [°C] im natürlichen Areal der Douglasie (links der senkrechten durchgezogenen Trennlinie) und im Vergleich dazu beispielhaft ausgewählter Klimastationen in Nordwestdeutschland (rechts der senkrechten durchgezogenen Trennlinie, verändert nach Weller 2011)

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Die stark variierenden geografischen, topografischen, standörtlichen und klimatischen Verhältnisse im natürlichen Verbreitungsgebiet haben zur Ausbildung genetisch differenzierter Populationen geführt, die an die jeweiligen Umweltbedingungen gut angepasst sind. Geografisch-klimatisch ist das Douglasien-Areal deutlich zweigeteilt. Dieser Einteilung folgt das Auftreten der Varietäten „*viridis*“ und „*glauca*“ mit einer Vielzahl von Ökotypen. Die „grüne“ Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* var. *viridis*) kommt westlich des Kaskadenkamms vom südwestlichen Britisch Kolumbien bis ins nördliche Kalifornien vor, die „blaue“ Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* var. *glauca*) ist vom mittleren Britisch Kolumbien bis nach Mexiko heimisch. In Britisch Kolumbien und im nordwestlichen Washington besitzen beide Varietäten eine Introgressionszone (Halliday und Brown 1943), in der von europäischen Wissenschaftlern eine Übergangsform (*Pseudotsuga menziesii* var. *caesia*; „graue“ Douglasie) ausgewiesen wird (Flöhr 1958, Konnert 2009).

4.12.3.2 Vorkommen in Deutschland

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang

Die Douglasie wurde im Jahr 1792 durch den schottischen Naturforscher Archibald Menzies entdeckt und 1826 durch den schottischen Botaniker David Douglas in Europa eingeführt (Hermann 1981); andere Quellen nennen diesbezüglich das Jahr 1827 (Konnert 2009) bzw. 1828 (Kownatzki et al. 2011). In Deutschland wurde die Douglasie um 1830 zunächst zum Zwecke der Landschaftsgestaltung gepflanzt (Brosinger und Baier 2008), bevor ab 1850 ihr forstlicher Anbau vom Privatwald ausgehend einsetzte. Erste wissenschaftlich begleitete Anbauversuche folgten ab 1881 durch die Forstlichen Versuchsanstalten (Ganghofer 1884). Die aus den späteren Herkunftsversuchen abgeleiteten positiven Erfahrungen mit standortangepassten Provenienzen führten zu einer stetigen Zunahme der Douglasienanbaufläche (u. a. Schwappach 1907, 1912, Münch 1923, 1928, Wiedemann 1951, Schober 1973, Spellmann 1994). Einen herben Rückschlag erlitt der Douglasienanbau in Deutschland in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts, als die bis dahin überwiegend verwendeten sehr frostharten Inlandsherkünfte (var. *glauca*) von der Rostigen Douglasienschütte (*Rhabdocline pseudotsugae*) dahingerafft wurden.

Die Anbaufläche in Deutschland beträgt nach den Ergebnissen der dritten Bundeswaldinventur ca. 217.600 ha, dies entspricht einem Waldflächenanteil von 2,0 % (BMEL 2014). Dabei kommt die Douglasie überwiegend in Mischbeständen v. a. mit Fichten-, Kiefern- und Buchenbeimischungen vor (BMELV 2005, Höltermann et al. 2008, BMEL 2014). Anbauschwerpunkte sind Rheinland-Pfalz, Hessen und Baden-Württemberg mit Flächenanteilen von 6,4 %, 3,6 % bzw. 3,3 % (BMEL 2014). In Bayern, dem Bundesland mit der größten Waldfläche, liegt der Anteil bei 0,6 % (Eggert 2014a).

Genetische Differenzierung und Provenienzen

In Deutschland wurde die Bedeutung der Herkunft für das Wachstum der Douglasie früh erkannt. In zahlreichen Provenienzversuchen wurden quantitative und qualitative Merkmale sowie verschiedene Gefährdungsfaktoren untersucht (u. a. Flöhr 1954, Schober 1954, Rohmeder 1956, Kleinschmit et al. 1974, 1979, 1991, Schober et al. 1983, 1984, Kenk und Thren 1984, Rau 1985, Ruetz 1989, Stimm und Dong 2001, Konnert 2009, Weller 2011, 2012).

Übereinstimmend wurde dabei die Mattwüchsigkeit von Herkünften der Inlandsdouglasie (var. *glauca*) festgestellt (Flöhr 1954, Schober 1954, Rohmeder 1956, Kleinschmit et al. 1974 und 1991, Schober et al. 1983 und 1984, Kenk und Thren 1984, Rau 1985, Stimm und Dong 2001, Konnert 2009, Weller 2011, 2012). Diese gelten zwar als frosthärter und trockenresistenter (Pharis und Ferrell 1966, Joly et al. 1989), sind jedoch in den atlantischeren Klimaten des deutschen Anbaugebiets an-

fällig für die bestandesbedrohende Rostige Douglasienschütte (Liese 1932 und 1936, Lyr 1958, Kleinschmit 1973, Stephan 1981, Hartmann et al. 2007). Lediglich in Regionen mit stark kontinental getöntem Klima können auch Herkünfte der *glauca*-Form erfolgreich angebaut werden (Wolf et al. 2007).

Leistungsstarke Herkünfte der Küstendouglasie (var. *viridis*) stammen aus dem US-Bundesstaat Washington von der Olympic-Halbinsel und aus der Puget-Senke (Rau 2005). Weitere wuchskräftige Provenienzen finden sich in der Darrington-Region sowie am Kaskadenwesthang in Höhenlagen bis 600 m ü. NN (Schober et al. 1983, 1984, Kenk und Thren 1984, Kleinschmit et al. 1991, Weller 2011). Aus Oregon überzeugen Einzelherkünfte aus dem Küstengebirge sowie aus dem Willamette-Tal (Kenk und Thren 1984, Weller 2011). Die Herkünfte von Vancouver Island und aus dem Festlandküstenbereich in Britisch Kolumbien zeigen hingegen eher ein durchschnittliches bis geringes Wachstum (Kenk und Thren 1984, Kleinschmit et al. 1991, Rau 2005, Weller 2011). Mattwüchsiger sind noch die Herkünfte aus dem Süden des Douglasien-Areals im nördlichen Kalifornien (Kleinschmit et al. 1991, Rau 2005). Noch variabler als bei der Wuchsleistung sind die Qualitätsmerkmale wie z. B. Ästigkeit und Schaftform. Eine starke Qualitätsstreuung ist bei Provenienzen aus dem Darrington-Gebiet sowie vom Kaskadenwesthang zu beobachten. Herkünfte aus der Puget-Senke und dem Willamette-Tal sind hingegen einheitlich gut veranlagt (Weller 2011).

Mit Inkrafttreten des Forstvermehrungsgutgesetzes am 1. Januar 2003 (FoVG 2002) war es bis 2008 nicht möglich, bewährte Herkünfte aus dem Ursprungsgebiet einzuführen. Inzwischen haben die USA das OECD-Schema für forstliches Vermehrungsgut anerkannt, sodass seit 2009 wieder Saatgut direkt importiert werden kann. Unter dieses Schema fällt bis jetzt nur Vermehrungsgut der Kategorien ausgewählt und qualifiziert, so dass Saatgut der Kategorie geprüft nicht eingeführt werden kann. In Deutschland wurden durch die Forstvermehrungsgut-Herkunftsgebietsverordnung (FoVHgV 1994) sechs Herkunftsgebiete (853 01 bis 853 06) für die Saatgutgewinnung ausgewiesen.

4.12.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.12.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

Die Douglasie ist bodenvag. Die beste Entwicklung zeigt sie auf carbonatfreien, gut wasserversorgten Braunerden, Parabraunerden, Semipodsolen und Podsolen (z. B. Riehl 2000, Stähr und Kohlstock 2002, Englisch 2008, Kölling 2008). Im norddeutschen Pleistozän zeigt sie selbst auf unverlehmten Sanden mit mäßigem Bodenwasserhaushalt beachtliche Wuchsleistungen und ist anderen Nadelbaumarten wie Fichte oder Kiefer deutlich überlegen (Otto 1972 und 1987, Kleinschmit et al. 1991, Röhe

1997). Auf stark kalkhaltigen Böden kann es hingegen zu Wuchsstörungen durch Chlorosen kommen. Mangan im Boden kann in Verbindung mit geringen pH-Werten < 4 und hoher Bodenfeuchte für die Douglasie toxisch wirken. Es kommt zu Nadelvergilbungen bis hin zu Kronenverlichtungen und erheblichen Zuwachsrückgängen (Meyer und Ulrich 1990, Kleinschmit und Svolba 1997, Kehr und Büttner 2003, Jasser 2008). Gegenüber Wassermangel ist die Douglasie sehr tolerant, gegen Wasserüberschuss jedoch empfindlich. Ungeeignet sind daher wechselfeuchte Böden oder Nassstandorte. Dort sterben die Feinwurzeln ab, und die Douglasie ist windwurfgefährdet. Ansonsten zählt sie als sogenannter Herzwurzler zu den sturmfesten Baumarten (Foerst 1981, Englisch 2008).

Die Einflüsse der Douglasie auf den forstlichen Standort beziehen sich auf die Streuqualität, die Ausfilterung von Stoffen aus der Luft und den Nährstoffbedarf bzw. den Nährstoffentzug mit der Nutzung. Bezüglich der Streuqualität ist seit Langem bekannt, dass sich die Streu gut zersetzt. Die Douglasie ist daher eine der bodenpfleglichsten Nadelbaumarten in Deutschland (Wittich 1961, Höltermann et al. 2008, Prietzel und Bachmann 2011). Aufgrund der hohen Filterleistung ihres rauen Kronendachs ist der Nitrataustrag unter Douglasienbeständen in Nahimmissionsgebieten (beispielsweise intensive Tierhaltung) höher als in Kiefern- oder Eichenbeständen (Horvarth et al. 2011). Demgegenüber sind die Nährstoffentzüge bei unterschiedlichen Nutzungsintensitäten relativ gering (Block et al. 2008, Block und Schuck 2011, Rumpf et al. 2012, Block und Meiwes 2013). Bei der Nutzung der Nährstoffe zum Aufbau von Biomasse ist die Douglasie unter den Hauptbaumarten am effizientesten (Rumpf et al. 2012).

Auf vergleichbaren Böden sind Wuchsleistung und Vitalität der Douglasie in den atlantischeren Gebieten des nordwestdeutschen Diluviums allgemein höher als in den kontinental getönten Klimaten im nordostdeutschen Pleistozän (Otto 1987, Röhe 1997). Dies schränkt ihre Anbaueignung in diesen Regionen aber nicht ein, weil sie an trockene und heiße Sommer gut angepasst ist. Vor dem Hintergrund des Klimawandels stellt sie damit eine wichtige Anbaualternative zu anderen, weniger trockenheitstoleranten Baumarten dar (Spellmann et al. 2011, Sutmöller et al. 2013).

4.12.4.2 Verjüngung

Die Douglasie ist monözisch und fruktifiziert mit 15 bis 40 Jahren. Die Blütezeit reicht von April bis Mai, und die Samen reifen bis Ende September des Blütejahres. In ihrem natürlichen Areal ist sie für ihre unregelmäßige Fruktifikationsneigung und -intensität bekannt: Im Durchschnitt fruktifizieren die Bestände nur alle 7 Jahre in ausreichendem Maße (Strehlke 1959, zit. nach Schober et al. 1983). Die mittlere Ausbreitungsdistanz mit dem Wind beträgt nach Stimm (2004) 100 m, die maximale 170 m (Tschopp et al. 2012) bis 200 m (Eggert 2014a). Die Samen liegen in der

Regel nicht über: Die Keimfähigkeit bleibt unter natürlichen Bedingungen ein Jahr erhalten, ausnahmsweise keimt auch ein geringer Prozentsatz der Samen bis ins zweite Jahr (Isaac 1943, Wegener 2008). *Pseudotsuga menziesii* verjüngt sich ausschließlich generativ, sie bildet weder Wurzelbrut oder Stockausschläge noch wird sie durch Vögel verbreitet.

Als Mineralbodenkeimer kann sich die Douglasie nur dort natürlich verjüngen, wo der Samen auf ein entsprechendes Keimbett fällt. Hierzu zählen Standorte mit geringer Nadelstreu, Flächen mit Bodenverwundungen z. B. durch Holzerntemaßnahmen, aber auch blocküberlagerte Standorte, auf denen immer wieder durch Geröllbewegungen Mineralboden freigelegt wird. Krautschichten mit einem hohen Deckungsgrad, dichter Grasfilz oder hohe (Laub-)Streuauflage schließen hingegen das Auflaufen und die Etablierung von Douglasien-Naturverjüngung weitgehend aus (Meyer-Ohlendorf 1996, Knoerzer und Reif 1996, Lüth 1997, Knoerzer 1999, Eggert 2014a). Entsprechend nimmt der Verjüngungserfolg von armen-trockenen zu nährstoffreichen-frischen Standorten rasch ab. Als Halbschattbaumart ist die Douglasie darüber hinaus bereits ab früher Jugend auf ein ausreichendes Strahlungsangebot angewiesen. Naturverjüngung stellt sich daher insbesondere in Beständen mit lockerem Kronenschluss ein. In lichten (Konkurrenzfaktor Vegetation) und geschlossenen (Konkurrenzfaktor Licht) Beständen verjüngt sich die Douglasie spärlicher. Reine Nadelholzbestände stellen die günstigste Ausgangssituation für Douglasien-Naturverjüngung dar, in Mischbeständen mit Laubholzbeimischung nimmt das Verjüngungsgeschehen ab. Mischbestände mit dichtem Buchen-Unter- und -Zwischenstand sind für die Douglasien-Naturverjüngung ungeeignet (Knoerzer und Reif 1996, Vor und Schmidt 2006, Vor 2011).

Die künstliche Bestandesbegründung erfolgt i. d. R. durch Pflanzung mit Pflanzenzahlen um 1.200 St./ha in Baden-Württemberg (Klädtke et al. 2012) und 2.000 bis 3.000 St./ha in Norddeutschland (Weller und Spellmann 2014).

4.12.4.3 Wachstum

Die Douglasie kennzeichnet eine starke Selbstdifferenzierung, ein lang anhaltendes Höhenwachstum und eine sehr hohe Wuchsleistung (Bergel 1986a, Bégin 1992, Pretzsch und Spellmann 1994, Spellmann 2004). Unter den verschiedenen Standortfaktoren ist der Grad der Kontinentalität für das Wachstum der Douglasie entscheidend (Hessenmöller et al. 2000). Der laufende Volumenzuwachs kulminiert im Alter zwischen 35 und 45 Jahren und erreicht Werte zwischen 24,1 m^3 und 15,3 m^3 Derbholz mit Rinde (Bergel 1985, Bégin 1992). Auf vergleichbaren, nicht extremen Standorten ist sie Fichte und Buche mit Abstand (15 bis 50 % und mehr) und Kiefer und Eiche noch weit deutlicher (50 bis 60 % und mehr) in der Wuchsleistung überlegen (Meyer 1988, Kleinschmit et al. 1991, Weise et al. 2001, Nörr 2004, Wördehoff

et al. 2011, Wördehoff 2014). Dieser Sachverhalt zeigt sich auch in den durch die Bundeswaldinventuren (BWI) erfassten Zuwachs- und Vorratsleistungen, obwohl die Douglasie bisher häufig auf schwächeren Standorten als Eiche, Buche oder Fichte angebaut wurde (BMELV 2005, BMEL 2014).

Die Ausgangspflanzenzahl beeinflusst das Wachstum der Douglasie deutlich. Mit der Ausgangspflanzendichte steigt die Gesamtwuchsleistung, während Durchmesserleistung, Aststärken und Kronenprozente sinken (Kristöfel 2008, Klädtke et al. 2012, Weller und Spellmann 2014). Gleichgerichtet wirkt sich auch die Stärke der Durchforstungen aus, die vor allem die Qualitätsentwicklung und Stabilität der Bestände fördert (Schober 1969, Bergel 1986b, Pretzsch und Spellmann 1994, Spellmann 2004). Akuter Trockenstress wirkt sich stärker auf das Höhen- als auf das Durchmesserwachstum aus und lässt sich in seinen Auswirkungen durch Durchforstungseingriffe mildern (Rais et al. 2014).

4.12.5 Waldbauliche Behandlung

Waldbauliches Leitbild sind standortgerechte, strukturreiche Douglasien-Mischbestände (z. B. Niedersächsische Landesforsten 1997, Hessen-Forst 2008, Schütz und Pommerening 2013, ForstBW 2014, s. a. Abb. 29). Die Douglasie lässt sich mit einheimischen Baumarten, insbesondere mit der Buche, aber auch mit der Fichte (weitständige Überpflanzung von Fichten-Naturverjüngungen mit Douglasie oder Kulturen mit geringen Douglasien-Anteilen, sogenannte Sparmischung) oder durch Voranbau unter Kiefer gut mischen. Wegen der Wuchsüberlegenheit der Douglasie sollte die Mischung mit Licht- und Halbschattbaumarten horst- bis klein-

Abb. 29. Gemischter Jungwuchs der Baumarten Douglasie, Fichte (truppweise) und Buche (einzelbaum- bis truppweise) aus Naturverjüngung in einem 102-jährigen Douglasienaltbestand in der submontanen Klimastufe in den nördlichen Ausläufern der Eifel („Hohes Venn“) (Foto: A. Weller)

flächenweise erfolgen, die Mischung mit der schattentoleranten Buche gruppen- bis horstweise (De Wall et al. 1998).
Voranbauten bzw. Naturverjüngungen unter Schirm sind bei der Halbschattbaumart Douglasie möglich und als Frostschutz oftmals auch förderlich (Etfeld 1970, Petersen und Wagner 1999, Schrader 2013). Der Nachlichtungsbedarf hängt allerdings von der Strahlungstransmission der Baumarten im Schirm ab (Nagel et al. 2014). Die Selbstdifferenzierung und die Konzentration des Zuwachses auf die bestveranlagten Bäume sollten durch eine entsprechende Pflege (Hochdurchforstung) unterstützt werden (Spellmann 1995, 2004). Zur Sicherung der Wertleistung muss die Totäste erhaltende Douglasie geästet werden (Schmidt et al. 2001). Das Produktionsziel ist Wertholz mit einem Durchmesser in Brusthöhe von 70 cm und mehr in 80 bis 120 Jahren bzw. Stammholz mit einem Durchmesser von 50 cm und mehr in 60 bis 80 Jahren. Als Endnutzungsform ist die Zielstärkennutzung bei der Douglasie mit ihrer starken Durchmesser- und Höhendifferenzierung ökonomisch besonders erfolgversprechend (Spellmann 1997a). Sie erlaubt zudem lang gestreckte Verjüngungszeiträume und die Erhaltung bzw. Entwicklung strukturreicher Waldgefüge (Spellmann 1999).

4.12.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.12.6.1 Biotische Risiken

Nach derzeitigem wissenschaftlichem Kenntnisstand ist die Douglasie in Deutschland unter Beachtung der standörtlichen Anbauempfehlungen und der Wahl einer geeigneten Herkunft als betriebssicher und stabil einzustufen. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass sich bisher nicht bedeutsame heimische Schadinsekten oder Pilze mit zunehmender Anbaudauer und stärkerer Verbreitung der Douglasie im Rahmen eines koevolutiven Prozesses besser auf diese Baumart einstellen und sie stärker als bisher nutzen (vgl. Schönherr 1983, Möller und Heydeck 2009, Roques 2010) oder dass neue Schädlinge auf den globalen Transportwegen nach Deutschland gelangen.

Die Douglasie ist in den Ökosystemen ihres natürlichen Areals die Baumart mit dem größten Artenspektrum an ihr lebender Insekten (> 250 Arten) (Altenkirch et al. 2002, Tomiczek 2008, Roques 2010). Unter den rindenbrütenden Insekten besitzt der Douglasien-Riesenbastkäfer (*Dendroctonus pseudotsugae*) das größte Gefährdungspotenzial: Bei Massenvermehrungen kommt es durch Stehendbefall zum Absterben ganzer Bestände. Der Reifungsfraß des Douglasien-Spinners (*Orgya pseudotsugata*) und der Wicklerart *Choristoneura occidentalis* kann bei Gradationen ebenfalls zu bedeutenden Schäden auf großer Fläche führen (Barbosa und Schultz 1987, Möller und Heydeck 2009). Die bedeutendste Pilzerkrankung ist die Laminierte Wurzelfäule

(*Phellinus weirii*) (Hermann und Lavender 2004, Blaschke et al. 2008, Lavender und Hermann 2014).

Wenige Insektenschädlinge sind der Douglasie bisher in das mitteleuropäische Anbaugebiet gefolgt bzw. haben sich an die seit Mitte des 19. Jahrhunderts in europäischen Waldgesellschaften verbreitete Baumart angepasst (vgl. Höltermann et al. 2008). Ein solcher Schädling ist die Amerikanische Zapfenwanze (Leptoglossus occidentalis), die seit 1999 in Europa nachgewiesen ist und die Samenproduktion der Douglasie erheblich einschränken kann (Werner 2011).

Weniger als 100 Insektenarten, wovon die meisten zur Ordnung *Coleoptera* (45 Arten) und *Lepidoptera* (34 Arten) zählen, sind im europäischen Anbaugebiet von heimischen Baumarten zur Douglasie übergegangen (Roques 2010). In Mitteleuropa gehören Borkenkäferarten wie z. B. Furchenflügeliger Fichtenborkenkäfer (*Pityophthorus pityographus*), Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*), Buchdrucker (*Ips typographus*), Lärchenborkenkäfer (*Ips cembrae*) sowie verschiedene Kiefernborkenkäfer zu den Sekundärschädlingen, die nach Prädisposition durch Immissionsbelastung oder Witterungsstress an Douglasie zu finden sind (Tomiczek 2008). Hinzu kommen einige wirtsunspezifische Schmetterlinge wie der Schwammspinner *(Lymantria dispar*) oder die Nonne (*Lymantria monacha*) (Altenkirch et al. 2002). Der Gestreifte Nutzholzborkenkäfer (*Trypodendron lineatum*) befällt und entwertet Douglasien-Stammholz (Schönherr 1983). Douglasien-Kulturen werden vom Großen Braunen Rüsselkäfer (*Hylobius abietis*) oftmals stark geschädigt.

Die erhebliche Schäden verursachende Rostige Douglasienschütte (*Rhabdocline pseudotsugae*) befällt Herkünfte der Inlandsdouglasie (var. *glauca*) sowie der Übergangsform (var. *caesia*) (Liese 1932, 1936, Stephan 1981, Hartmann et al. 2007). Ihr kann durch die Wahl einer Herkunft aus dem Formenkreis der Küstendouglasie (var. *viridis*) begegnet werden. Die Rußige Douglasienschütte (*Phaeocryptopus gaeumannii*) ist demgegenüber nur ein Schwächeparasit, der vor allem in mattwüchsigen und dicht bestockten Beständen in luftfeuchten Lagen auftritt (Stephan 1981, Metzler 2012). Ihm kann durch frühzeitige und starke Durchforstung vorgebeugt werden. Der Erreger der Phomopsis-Krankheit (*Phacidium coniferarum*) verursacht an Douglasien jeden Alters einen Rindenbrand, der zu rautenförmigen Rindennekrosen führt, die den Wert des Holzes mindern (Siemonsmeier 2008). Empfindlich ist die Douglasie gegenüber den Wurzelfäulen *Armillaria* sp. und *Heterobasidion annosum,* die vor allem in der Jungbestandsphase zum Absterben führen können (Tomiczek 2008).

Rehwild kann in Douglasien-Kulturen und -Jungwüchsen starke Schäden durch Verbiss und Fegen hervorrufen, beim Rot- und Damwild sind es vor allem die Schlag- und Schälschäden. Letztere können, wenn sie nicht großflächig und stammumfassend sind, gesund überwallt werden.

Im Vergleich zu Fichte und Kiefer ist die Douglasie in Mitteleuropa deutlich weniger durch biotische Schädlinge bedroht (Schmidt 2012).

4.12.6.2 Abiotische Risiken

In der Jugend ist die Douglasie durch Spät- und Winterfröste sowie durch Frosttrocknis gefährdet. Sommertrockenheit verträgt sie besser als die heimischen Nadelhölzer (Lévesque et al. 2013, 2014). In Mittelgebirgslagen kann es zu Schnee- und Eisbruchschäden in den Kronen kommen (Schober et al. 1983), die die Douglasie in der Regel ohne Stammfäule wieder auswächst. Als Herzwurzler zählt sie zu den sturmfesten Baumarten. Albrecht (2009) und Albrecht et al. (2010) verglichen das Sturmwurfrisiko für die Douglasie in Südwestdeutschland mit dem für die Fichte. Grundlage der Untersuchungen waren Sturmschäden durch die Orkane Wiebke 1990 und Lothar 1999 auf Douglasien- und Fichten-Versuchsflächen in Baden-Württemberg. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass die Douglasie im Vergleich zur Fichte nicht sturmstabiler ist. Diese Schlussfolgerung widerspricht gänzlich den Erfahrungen der forstlichen Praxis und des Versuchswesens im norddeutschen Raum, die stärker von den Orkanen von 1972, 2007 und 2013 betroffen waren, oder in der Schweiz, und bedarf einer weiteren Klärung.

4.12.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.12.7.1 Ökologische Integration

Vegetationsökologisch ist die Douglasie in Europa als Neophyt einzustufen, da sie durch den Menschen in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts eingeführt wurde (Klingenstein et al. 2005). Mittlerweile hat sie sich in mitteleuropäischen Waldökosystemen etabliert. Sie ist standortgemäß auf bodensauren Standorten und sollte auf extremen Standorten (zu sauer, zu basisch, zu nass) nicht angebaut werden (Walentowski 2008). Ihre Streu ist gut zersetzbar und wirkt der Rohhumusbildung in Nadelwaldgesellschaften entgegen (vgl. Wittich 1961, Flöhr 1956, Nüsslein 1968, Prietzel und Bachmann 2011).

Über die Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Flora und Fauna liegen bisher relativ wenige Untersuchungen vor, die zum Teil auch widersprüchlich sind. Während Höltermann et al. (2008) davon sprechen, dass die Douglasie nur wenig ausgeprägte Interaktionen mit der heimischen Tier- und Pflanzenwelt eingeht, fassen Tschopp et al. (2012 und 2015) ihre Literaturauswertungen dahingehend zusammen, dass die Douglasie einer großen Anzahl einheimischer Arten Lebensraum bietet, wobei es sich überwiegend um generalistische Tier- und Pflanzenarten handelt (vgl. Müller und Stollenmeier 1994, Goßner und Utschick 2001, Winter 2001, Glatz et al. 2003, Finch und Szumelda 2007).

Nach Untersuchungen von Budde und Schmidt (2005) und Budde (2006) ist die Bodenvegetation in Douglasien-Rein- und -Mischbeständen ähnlich divers wie

in vergleichbaren Laub- und Nadelbeständen. Das Artenspektrum und die Anteile einzelner Arten variieren. Der Baumarteneinfluss wird vielfach überprägt von den Faktoren Standort, Licht und Bewirtschaftung. Auch Zerbe et al. (2000) weisen auf den Artenreichtum im Vergleich zu anderen Nadelwäldern hin. Vor und Schmidt (2006) fanden ebenfalls eine höhere Arten- und Strukturdiversität der Bodenvegetation in ca. 100-jährigen Douglasien-Rein- und -Mischbeständen in den rheinland-pfälzischen Naturwaldreservaten „Eselskopf" (Nordwesteifel) und „Grünberg" (Pfälzer Wald) im Vergleich zu gleichaltrigen Buchen-Hainbuchen-Traubeneichen-, Buchen-Kiefern- und Fichten-Buchen-Mischbeständen.

Die meisten Studien zu Pilzen an Douglasie beschäftigen sich nach Tschopp et al. (2012) mit Mykorrhiza-Pilzen. Danach bildet die Douglasie in Mitteleuropa artenreiche Mykorrhizen aus, die sich mit denen der Fichte und Kiefer vergleichen lassen. Ansonsten präferieren andere Pilze die Douglasie nur in geringem Maße (Utschik 2001), was aus Waldschutzsicht ein Vorteil ist.

Im Bereich Fauna befassen sich die meisten Untersuchungen mit dem Einfluss der Douglasie auf Vogel- und Arthropodenarten. Auf die Ergebnisse der ornithologischen Untersuchungen hat der geringe Anteil älterer Douglasienbestände am Gesamtvorkommen einen unmittelbaren Einfluss. So zeigt sich, dass ältere Douglasienbestände oft eine ähnliche oder höhere Abundanz und Diversität an Vogelarten aufweisen im Vergleich zu heimischen Nadelwaldbeständen. Die Beobachtungen variieren jeweils in Abhängigkeit von den Jahreszeiten (Ammer und Detsch 1999, Goßner und Utschick 2001, Marion und Frochat 2001). Die Ergebnisse zur Arthropodenfauna hängen stark von den betrachteten Artengruppen ab (Goßner 2004). Kohlert und Roth (2000) fanden mit Bodenfallen in der Nadelstreu von Fichtenbeständen mehr saprophage Arthropoden als in Douglasienbeständen. In den Fichtenbeständen waren auch die epigäischen Prädatoren und parasitischen Regulatoren häufiger vertreten. In den Baumkronen von Fichten- und Douglasienbeständen stellten hingegen Goßner und Simon (2002) bei der Artenzahl der Arthropodenfauna keine signifikanten Unterschiede fest. Es gab jedoch leichte Unterschiede in der Artenzusammensetzung und in den Häufigkeiten der festgestellten Arten. In Buchen-Douglasien-Mischbeständen konnten Glatz et al. (2003) im Vergleich zu Kiefern-Buchen-Mischbeständen keinen Einfluss des Douglasienanbaus auf das Artenspektrum und die Individuenzahl der Käferpopulation feststellen. Im Vergleich zu Fichtenbeständen kommt Winter (2001) bei den epigäischen Arthropoden, den Spinnen und Käfern zu geringeren Artenzahlen und Individuendichten, während die Artenzahlen im Vergleich zu Buchenbeständen in etwa gleich hoch sind. Die mehrjährigen Untersuchungen der Arthropodengemeinschaften in von Douglasie, Fichte oder Buche dominierten Mischbeständen von Goßner und Ammer (2006) zeigen, dass im Kronenbereich keine, wohl aber im Stammbereich Unterschiede bei den drei Bestandestypen bestehen. Im Kronenbereich finden sich auf Douglasie mehr

zoophage, auf Fichte mehr xylophage Arthropoden. Die oft aus dem Kronendach herausragenden Douglasienkronen (Abb. 30) bieten Nischen für thermophile Arten. Die Spinnendiversität in Fichten- und Douglasienbeständen sowie in Buchen-Fichten- und Buchen-Eichen-Mischbeständen ist stärker von verschiedenen, durch die waldbauliche Behandlung gesteuerten mikroklimatischen Faktoren abhängig als von der jeweiligen Baumart (Ziesche und Roth 2008). Zu einem anderen Schluss kommen Schuldt und Scherer-Lorenzen (2014) in Mischbestands-Exploratorien, die allerdings noch sehr jung und von Startschwierigkeiten der beteiligten Baumarten in der Jungwuchsphase geprägt sind.

Abb. 30. Förderung der Vertikalstruktur in Waldbeständen durch einzelne Douglasienüberhälter (Foto: J. Bauhus)

4.12.7.2 Prädation und Herbivorie

Bisher waren die Risiken durch Schwammspinner, Nonne, Kupferstecher, Buchdrucker, Rostige Douglasienschütte und die Phomopsis-Krankheit relativ gering (vgl. 4.12.6.1). Mit zunehmender Anbaufläche ist aber damit zu rechnen, dass die Gefährdung durch einheimische und eingeschleppte Schaderreger zunehmen wird. Nach der

Abb. 31. Junge Douglasien werden häufig durch Rehwild verbissen und gefegt. (Fotos: B. Leder, T. Vor)

Anpassung heimischer polyphager Schadorganismen an die neophytische Douglasie oder nach Einschleppung neuer Schädlinge wird sich zeitverzögert eine Nützlingsfauna (Räuber und Parasitoide) einstellen oder anpassen (Möller und Heydeck 2009).

Die Samen der Douglasie werden von verschiedenen Vogelarten gefressen (Müller und Stollenmeier 1994, Goßner und Utschick 2001, Matthes und Balcar 2011). Das Rehwild verbeißt die Knospen junger Pflanzen (Abb. 31). Der Verbiss und insbesondere auch das Fegen (Eggert 2014a) können zum Ausfall von Naturverjüngungen und Pflanzungen führen und selektiv wirken.

4.12.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Die boden- und klimavage Douglasie zeigt auf vielen Standorten eine überlegene Wuchsleistung gegenüber den heimischen Baumarten. Die Strahlungstransmission durch ihr Kronendach ist aber ausreichend, sodass in den Unterstand abgedrängte Schatt- und Halbschattbaumarten nicht vergehen und sich in Lücken gut entwickeln können (vgl. Baade 1996, De Wall et al. 1998, Hilbrig 2005, Vor 2011). In Mischbeständen mit führender Buche verjüngt sich die Douglasie erst gar nicht oder nur sporadisch (vgl. 4.12.4.2) und hat aufgrund des geringen Strahlungsangebots keine Entwicklungsmöglichkeiten (vgl. Spellmann 1997b, Vor und Schmidt 2006). Zur Entwicklung strukturreicher Mischbestände sehen zahlreiche Waldbaukonzepte grundsätzlich Bestandesbegründungen mit nicht zu inniger Mischung der Baumarten vor. In der späteren Pflegephase sind wiederholt Mischwuchsregulierungen geplant (z. B. Niedersächsische Landesforsten 1997, Hessen-Forst 2008), um je nach waldbaulicher Ausgangssituation vitale Douglasien oder Buchen zu erhalten. Für das Ankommen und die Etablierung von Douglasien-Naturverjüngung sind kleinflächige Störungen des Oberbodens oder Mineralböden sowie nach der Keimung ein ausreichendes Lichtangebot unverzichtbar. Unter diesen Bedingungen ist Douglasien-Naturverjüngung konkurrenzstark und kann ggf. andere Baumarten zurückdrängen.

Vor dem Hintergrund der projizierten Klimaänderungen gibt es auf vielen schwächeren Standorten mit sekundärer Fichten- und Kiefernbestockung keine Alternative zur Douglasie als stabile Wirtschaftsbaumart (Jasser 2008).

4.12.7.4 Hybridisierung

Aus der Literatur ist für die Douglasie keine natürliche Artenhybridisierung bekannt, wie sie beispielsweise zwischen Sitkafichte (*Picea sitchensis*) und Weißfichte (*Picea glauca*) oder auch Engelmann-Fichte (*Picea engelmannii*) zu beobachten ist (Forrest 1980). Zwischen den Varietäten der Douglasie kann spontane Introgression auftreten (Olberg 1951, Leinemann und Maurer 1999, Franklin und Halpern 2000, Kleinschmit 2000, Hermann und Lavender 2004, Aas 2008, Lavender und Hermann 2014).

4.12.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Die Douglasie ist Sekundärwirt der Sitka-Gallenlaus (*Gilletteella cooleyi*) (Hartmann et al. 2007). Weitere pathogene Auswirkungen des Douglasienanbaus auf andere Baumarten sind im deutschen und mitteleuropäischen Anbaugebiet nicht bekannt.

4.12.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Die Douglasie stellt allgemein keine Gefährdung für die Biodiversität dar (vgl. 4.12.7.1). So konnten z. B. in Bayern bislang keine Anzeichen von Invasivität festgestellt werden, weder in bewirtschafteten Wäldern (Schmidt und Konnert 2012, Eggert 2014b), noch in unbewirtschafteten Naturwaldreservaten (Endres und Förster 2013). Lediglich auf einzelnen Sonderstandorten, z. B. lichte, warme Blockhalden (vgl. Knoerzer 1999), ist sie in der Lage, die typische Ausprägung der dort natürlich vorkommenden Lebensgemeinschaften zu verändern. Unerwünschte Entwicklungen lassen sich jedoch mit geringem Aufwand rückgängig machen bzw. durch eine räumliche Ordnung des Douglasienanbaus mit einem Puffer zu bzw. um Vorrangflächen des Naturschutzes (Nationalparke, Naturschutzgebiete auf trocken-warmen Standorten, FFH-Lebensräume mit hervorragendem Erhaltungszustand oder gesetzlich geschützte Biotope nach § 30 BNatSchG) vermeiden.

Aufgrund ihrer Verjüngungsökologie, ihres Ausbreitungspotenzials und ihrer waldbaulichen Kontrollierbarkeit ist die Douglasie gemäß § 7 BNatSchG nicht als invasiv anzusehen. Diese ökologisch und waldbaulich begründete Einschätzung wird auch Bestand haben, wenn mit der Zeit der Anteil älterer Douglasienbestände zunehmen wird und damit der Sameneintrag steigt, und sie dürfte nach heutigem Kenntnisstand auch in einem zunehmend wärmeren und trockeneren Klima zutreffen. Auch Kleinbauer et al. (2010) vermuten, dass sich durch den Klimawandel das Invasionsrisiko nicht erhöht.

4.12.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Ein vermehrter Umbau von Kiefernbeständen in Douglasie kann zu einer Veränderung der Kulturlandschaftsbilder führen. Bei der Ablösung von Fichtenanteilen durch Douglasie in laubwaldgeprägten Kulturlandschaften ist dieser ästhetische Effekt nicht zu erwarten, weil der Habitus von Fichten und der von Douglasien einander sehr ähnlich sind. Auswirkungen auf Nahrungsketten lassen sich noch nicht abschließend bewerten (vgl. 4.12.7.1), diejenigen auf den Stoffhaushalt sind überwiegend positiv zu beurteilen (vgl. 4.12.4.1).

4.12.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Das Ankommen und die Etablierung von Douglasien-Naturverjüngung lassen sich über Eingriffe in den Altholzschirm, die das Strahlungsangebot verändern und den Oberboden verwunden, waldbaulich steuern. Unerwünschte Douglasien-Verjüngung kann mit einem Freischneidegerät leicht wieder beseitigt werden. Häufig reichen aber allein schon Verbiss und Fegen durch Schalenwild aus, um eine Verjüngung zu verhindern. In Buchen-Douglasien-Mischbeständen führt die vorzeitigere Entnahme zielstarker Douglasien dazu, dass ihre natürliche Verjüngung weitgehend ausgeschlossen wird, weil die Douglasiensamen auf der Laubstreu kein günstiges Keimbett finden, die plastischen Buchenkronen das Kronendach schnell wieder schließen und dadurch das Lichtangebot für eine Etablierung häufig nicht ausreicht (Abb. 32).

Naturschutzfachliche Vorrangflächen sowie seltene und gefährdete Waldgesellschaften auf Sonderstandorten lassen sich durch eine räumliche Ordnung des Douglasienanbaus zusätzlich absichern, indem ein Anbau in ihrer Nachbarschaft nur unter Einhaltung eines ausreichenden Puffers durchgeführt wird (vgl. Starfinger und Kowarik 2003).

Abb. 32. In Douglasien-Buchen-Mischbeständen kann sich Douglasien-Naturverjüngung selten etablieren. (Foto: T. Vor)

14.12.8 Literatur

Aas, G. 2008. Die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) in Nordamerika: Verbreitung, Variabilität und Ökologie. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.) Die Douglasie – Perspektiven im Klimawandel. LWF Wissen 59, 7-11

Albrecht, A. 2009. Sturmschadensanalysen langfristiger waldwachstumskundlicher Versuchsflächendaten in Baden-Württemberg. Diss. Forstl. Fakultät Univ. Freiburg. 170 S.

Albrecht, A., Kohnle, U., Hanewinkel, M., Bauhus, J. 2010. Storm damage of Douglas-fir and Norway spruce in southwest Germany: Stability of Douglas-fir and the impact of silviculture on the vulnerability of conifers. Freiburger Forstliche Forschung 85, 25-27

Altenkirch, W., Majunke, C., Ohnesorge, B. 2002. Waldschutz auf ökologischer Grundlage. 1. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart

Ammer, U., Detsch, R. 1999. Waldökologischer Vergleich von Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern. AFZ-DerWald 54, 394-396

Baade, U. 1996. Anlage und Auswertung einer Douglasien-Buchen-Wuchsreihe im Wuchsbezirk Geest-Mitte. Unveröff. Diplomarbeit Fakultät Forstwiss. u. Waldökologie Univ. Göttingen. 98 S.

Bansal, S., Harrington, C. A., Gould, P. J., St. Clair, J. B. 2015. Climate-related genetic variation in drought-resistance of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*). Global Change Biology 21, 947-958

Barbosa, P., Schultz, J. C. 1987. Insect outbreaks. Academic press, San Diego. 563 S.

Bégin, J. 1992. Productivité du Douglas vert (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco var. menziesii Franco) en relation avec des caractéristiques stationelles, ETH Zürich, Diss. Nr. 9567

Bergel, D. 1985. Douglasien-Ertragstafel für Nordwestdeutschland. In: Schober, R. 1987 (Hrsg.) Ertragstafeln wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländer's Verlag, 3. neu bearbeitete und erweiterte Auflage, Frankfurt am Main

Bergel, D. 1986a. Douglasien-Ertragstafel für Nordwestdeutschland. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 157, 49-59

Bergel, D. 1986b. Der Wertertrag von Douglasienreinbeständen in Abhängigkeit von Durchforstungsstärke, Umtriebszeit und Ertragsniveau. Forstarchiv 57, 129-134

Blaschke, M., Bussler, H., Schmidt, O. 2008. Die Douglasie – (k)ein Baum für alle Fälle. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.) Die Douglasie – Perspektiven im Klimawandel. LWF Wissen 59, 57-61

Block, J., Meiwes, K. J. 2013. Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: Bachmann G., König, W., Utermann, J. (Hrsg.) Bodenschutz – Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 1. Lfg., Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1-50

Block, J., Schuck, J. 2011. Douglasie, eine standortspflegliche Baumart? FAWF-Seminar 2.4.6, 19.05.2011 in Trippstadt: Douglasie – Neophyt oder Baum der Zukunft?, 3-28. http://www.fawf.wald-rlp.de/fileadmin/.../_Seminar_2-4-6_aktuell.pdf (abgerufen am 8.8.2012)

Block, J., Schuck, J., Seifert, T. 2008. Einfluss unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen auf Buntsandstein im Pfälzerwald, Forst und Holz 63, 66-69

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) 2005. Bundeswaldinventur 2. http://www. bundeswaldinventur.de/enid/31.html (abgerufen am 14.8.2012)

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) 2014. Bundeswaldinventur 3

BNatSchG (Bundesnaturschutzgesetz) 2009. Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege vom 29. Juli 2009, BGBl. I, S. 2542, zuletzt geändert durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013, BGBl. I, S. 3154

Brosinger, F., Baier, R. 2008. Chancen und Grenzen des Waldbaus mit der Douglasie in Bayern. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.) Die Douglasie – Perspektiven im Klimawandel. LWF Wissen 59, 33-38

Budde, S. 2006. Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Bodenvegetation im nordwestdeutschen Tiefland. Diss. Fakultät Forstwiss. u. Waldökologie Univ. Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen. 146 S.

Budde, S., Schmidt, W. 2005. Impact of introduced *Pseudotsuga menziesii* (Douglas-fir) on understory vegetation: A comparison with native *Fagus sylvatica* (European beech) and *Pinus sylvestris* (Scots pine) forests. In: Nentwig, W., Bacher, S., Cock, M.J.W., Dietz, H., Gigon, A., Wittenberg, R. (eds.) Biological Invasions – From Ecology to Control. Neobiota 6, 79-88

De Wall, K., Dreher, G., Spellmann, H., Pretzsch, H. 1998. Struktur und Dynamik von Buchen-Douglasien-Mischbeständen in Niedersachsen. Forstarchiv 69, 179-191

Eggert, M. 2014a. Wie verjüngt sich die Douglasie? AFZ-DerWald 69, 27-29

Eggert, M. 2014b. Verjüngungspotenzial der Douglasie in Bayern. Keine Einstufung als invasive Art gemäß BNatSchG. Naturschutz und Landschaftsplanung 46, 345-352 Endres, U., Förster B. 2013. Die Douglasie in Naturwaldreservaten –

passt das zusammen? Vorkommen der Douglasie in bayerischen Naturwaldreservaten. LWF aktuell 93, 37-39

Englisch, M. 2008. Die Douglasie – Für und Wider aus standortkundlicher Sicht. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien. BFW Praxisinformation 16, 6-8

Etfeld, B. 1970. Der Anbau der Douglasie unter Kiefern-Schirm. Allgemeine Forstzeitschrift 25, 810-811

Finch, O.-D., Szumelda, A. 2007. Introduction of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) into western Europe: Epigaeic arthropods in intermediate-aged pure stands in northwestern Germany. Forest Ecology and Management 242, 260-272

Flöhr, W. 1954. Die bisherigen Ergebnisse der Douglasien-Provenienzversuche in den Lehrrevieren der Forstwirtschaftlichen Fakultät Eberswalde, Teil I. Die Entwicklung des Douglasien-Provenienzversuches aus dem Jahre 1910 in Chorin, Abt. 90e. Archiv für Forstwesen 5/6, 385-398

Flöhr, W. 1956. Untersuchungen über die Ertragsleistung und Anbauwürdigkeit der grünen Douglasie (Pseudotsuga taxifolia Britton, var. viridis) auf verschiedenen Standorten des nordostdeutschen Diluviums. Diss. Humboldt-Universität, Berlin-Eberswalde,

Flöhr, W. 1958. Kennzeichnung, Varietäten und Verbreitung der Douglasie. In: Göhre, K., Wagenknecht, E. (Hrsg.) Die Douglasie und ihr Holz. Akademieverlag, Berlin, 4-10

Foerst, K. 1981. Empfehlungen zum Douglasienanbau in Bayern. Allgemeine Forstzeitschrift 36, 1071-1072

Forrest, G. 1980. Geographic variation in the monoterpene composition of Sitka spruce cortical oleoresin. Canadian Journal of Forest Research 10, 108-115.

ForstBW 2014. Richtlinien landesweiter Waldentwicklungstypen. MLRV Baden-Württemberg, Stuttgart. 116 S.

FoVG (Forstvermehrungsgutgesetz) 2002. Forstvermehrungsgutgesetz vom 22. Mai 2002, BGBl. I, S. 1658, geändert durch die Verordnung vom 31. Oktober 2006, BGBl. I, S. 2407

FoVHgH (Forstvermehrungsgut-Herkunftsgebietsverordnung) 1994. Forstvermehrungsgut-Herkunftsgebietsverordnung vom 7. Oktober 1994, BGBl. I, S. 3578, geändert durch die Verordnung vom 15. Januar 2003 (BGBl. I, S. 238)

Franklin, J. F., Halpern, C. B. 2000. Pacific Northwest Forests. In: Barbour, M. G., Wright, W. D. (eds.) North American terrestrial Vegetation. 2nd ed., Cambridge University Press, Cambridge, 123-161

Ganghofer, A. v. 1884. Das forstliche Versuchswesen. Bd. II. Schmid'sche Verlagsbuchhandlung, Augsburg. 477 S.

Glatz, K., Winter, K., Niemeyer, H. 2003. Beitrag zur epigäischen Käferfauna in niedersächsischen Mischwäldern mit und ohne Douglasie. Forst und Holz 58, 32-36

Goßner, M. 2004. Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. Ein Beitrag zur Bewertung des Anbaus von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) und Roteiche (*Quercus rubra* L.). Neobiota 5, 1-241

Goßner, M., Ammer, U. 2006. The effects of Douglas-fir on tree-specific arthropod communities in mixed species stands with European beech and Norway spruce. European Journal of Forest Research 125, 221-235

Goßner, M., Simon, U. 2002. Introduced Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) affects community structure of tree-crown dwelling beetles in a managed European forest. Neobiota 1, 167-179

Goßner, M., Utschick, H. 2001. Douglasienbestände entziehen überwinternden Vogelarten die Nahrungsgrundlage. Ber. Bayer. Landesanstalt Wald und Forstwirtschaft 33, 41-44

Grieu, P., Guehl, J. M., Aussenac, G. 1988. The effects of soil and atmospheric drought on photosynthesis and stomatal control of gas-exchange in 3 coniferous species. Physiologia Plantarum 73, 97-104

Halliday, W. E. C., Brown, A. W. A. 1943. The distribution of some important forest trees in Canada. Ecology 24, 353-373

Hartmann, G., Nienhaus, F., Butin, H. 2007. Farbatlas Waldschäden. Diagnose von Baumkrankheiten. 3. neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 269 S.

Hermann, R. K. 1981. Die Gattung Pseudotsuga – Ein Abriss ihrer Systematik, Geschichte und heutigen Verbreitung. Forstarchiv 52, 204-212

Hermann, R. K., Lavender, D. P. 2004. Douglas-fir. *Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco. In: Burns, R. M., Honkala, B. H. (tech. coords.) Silvics of North America, Vol. 1, Conifers. USDA For. Serv. Agr. Handb. No. 654, Washington DC, 1080-1108

Hessen-Forst 2008. Hessische Waldbaufibel – Grundsätze und Leitlinien zur naturnahen Wirtschaftsweise im hessischen Staatswald. Kassel: Landesbetrieb Hessen-Forst (Hrsg.), 97 S.

Hessenmöller, D., Lüdemann, G., Nagel, J., Gadow, K. v. 2000. Untersuchungen zum potenziellen Wachstum der Douglasie in Nordwestdeutschland. Forst und Holz 56, 366-369

Hilbrig, L. 2005. Zur Wuchsleistung, Struktur und Konkurrenz in Buchen-Douglasien-Mischbeständen des Nordwestdeutschen Flachlands. Unveröff. Masterarbeit Fakultät Forstwiss. u. Waldökologie Univ. Göttingen. 86 S.

Höltermann, A., Klingenstein, F., Ssymank, A. 2008. Naturschutzfachliche Bewertung der Douglasie aus Sicht des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.) Die Douglasie – Perspektiven im Klimawandel. LWF Wissen 59, 74-81

Horváth, B., Meiwes, K. J., Meesenburg, H. 2011. Stickstoffaustrag und -speicherung in Waldböden bei hohem Eintrag. AFZ-DerWald 66 (17), 22-24

Isaac, L. A. 1943. Reproductive Habits of Douglas-fir. Charles Lathrop Pack Foundation, Washington D.C., 107 S.

Isaac, L. A. 1959. Waldbau und Ökologie der Douglasie. In: Appel, C. (Hrsg.) Die Douglasie. Selbstverlag Conrad Appel, Darmstadt, 7-16

Jasser, C. 2008. Douglasie in Oberösterreich – Möglichkeiten und Grenzen. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien. In: BFW Praxisinformation, Nr. 16, 19-20

Jenssen, M. 2009. Die grüne Douglasie im klimaplastischen Wald des Tieflandes – ökoklimatisch-waldgeografische Grundlagen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 43, 15-22

Joly, R. J., Adams, W. T., Stafford, S. G. 1989. Phenological and morphological response of mesic and dry site sources of coastal Douglas-fir to water deficit. Forest Science 35, 987-1005

Kanzow, H. 1937. Die Douglasie. Zeitschr. f. Forst- u. Jagdwes. 69, 65-93, 113-139, 242-271

Kehr, I., Büttner, G. 2003. Mangan-Schäden an Douglasie im Provenienzversuch Sobernheim. Forstarchiv 74, 53-61

Kenk, G., Thren, M. 1984. Ergebnisse verschiedener Douglasienprovenienzversuche in Baden-Württemberg. Teil I: Der Internationale Douglasien-Provenienzversuch von 1958. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 155, 165-183

Klädtke, J., Kohnle, U., Kublin, E., Ehring, A., Pretzsch, H., Uhl, E., Spellmann, H., Weller, A. 2012. Wachstum und Wertleistung der Douglasie in Abhängigkeit von der Standraumgestaltung. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 163, 96-104

Kleinbauer, I., Dullinger, S., Klingenstein, F., May, R., Nehring, S., Essl, F. 2010. Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich. BfN-Skript 275. 76 S.

Kleinschmit, J. 1973. Zur Herkunftsfrage bei der Douglasie. Der Forst- und Holzwirt 28, 209-213

Kleinschmit, J. 2000. Mit der Douglasie in die Zukunft. Ökologische und ökonomische Bilanz: Genetik. Forst und Holz 55, 713-715

Kleinschmit, J., Bastién, J. C. 1992. IUFRO's role in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) tree improvement. Silvae Genetica 41, 161-173

Kleinschmit, J., Svolba, J. 1997. Ergebnisse von Douglasien-Provenienzversuchen unter besonderer Berücksichtigung von Douglasienschäden. Mitt. Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 41, 128-144

Kleinschmit, J., Racz, J., Weisgerber, H., Dietze, W., Dietrich, H., Dimpflmeier, R. 1974. Ergebnisse aus dem internationalen Douglasien-Herkunftsversuch von 1970 in der Bundesrepublik Deutschland. Silvae Genetica 23, 167-176

Kleinschmit, J., Svolba, J., Weisgerber, H., Jestaedt, M., Dimpflmeier, R., Ruetz, W., Dieterich, H. 1979. Ergebnisse aus dem Internationalen Douglasien-Herkunftsversuch von 1970 in der Bundesrepublik Deutschland. II. Ergebnisse der Feldversuche im Alter 6. Silvae Genetica 23, 167-176.

Kleinschmit, J., Svolba, J., Weisgerber, H., Rau, H.-M., Dimpflmeier, H., Ruetz, W. 1991. Ergebnisse des IUFRO-Douglasien-Herkunftsversuches in West-Deutschland im Alter 20. Forst und Holz 46, 238-241

Klingenstein, F., Kornacker, P. M., Martens, H., Schippmann, U. 2005. Gebietsfremde Arten – Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. BfN Skript 128

Knoerzer, D. 1999. Zur Naturverjüngung der Douglasie im Schwarzwald. Dissertationes Botanicae 306, 283 S.

Knoerzer, D., Reif, A. 1996. Die Naturverjüngung der Douglasie im Bereich des Stadtwaldes von Freiburg. AFZ-DerWald 51, 1117-1120

Kohlert, A., Roth, M. 2000. Der Einfluss fremdländischer Baumarten (Douglasie: *Pseudotsuga menziesii*) auf saprophage Arthropoden und epigäische Regulatoren. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 12, 71-74

Kölling, C. 2008. Die Douglasie im Klimawandel: Gegenwärtige und zukünftige Anbaubedingungen in Bayern. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.) Die Douglasie – Perspektiven im Klimawandel. LWF Wissen 59, 12-21

Konnert, M. 2009. Genetische Aspekte und Herkunftsfragen bei der Douglasie. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 43, 28-32

Kownatzki, D., Kriebitzsch, W.-U., Bolte, A., Liesebach, H., Schmitt, U., Elsasser, P. 2011. Zum Douglasienanbau in Deutschland. Bundesforschungsinstitut für ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI), Sonderheft 344. 78 S.

Kristöfel, F. 2008. 120 Jahre ertragskundliche Versuche mit Douglasie. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien. BFW-Praxisinformation 16, 14-16

Lassoie, J. P., Salo, D. J. 1981. Physiological-response of large Douglas-fir to natural and induced soil-water deficits. Canadian Journal of Forest Research 11, 139-144

Lavender, D. P., Hermann, R. K. 2014. Douglas-fir. The Genus Pseudotsuga. Oregon State University Press, Corvallis. 352 S.

Leinemann, L., Maurer, W. 1999. Bedeutung von Isoenzymgenmarkern für den Anbau der Douglasie. AFZ-DerWald 54, 242-243

Lembcke, G. 1973. Der gegenwärtige Stand des unter Schwappach begründeten Freienwalder Anbauversuchs mit ausländischen Baumarten. Beiträge für die Forstwirtschaft 7, 24-37

Lévesque, M., Saurer, M., Siegwolf, R., Eilmann, B., Brang, P., Bugmann, H. 2013. Drought response of five conifer species under contrasting water availability suggests high vulnerability of Norway spruce and European larch. Global Change Biology 19, 3184-3199

Lévesque, M., Rigling, A., Bugmann, H., Weber, H., Brang, P. 2014. Growth response of five co-occurring conifers to drought across a wide climatic gradient in Central Europe. Agricultural and Forest Meteorology 197, 1-12

Li, P., Adams, W. 1989. Range-wide patterns of allozym variation in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*). Canadian Journal of Forest Research 19, 149-161

Liese, L. 1932. Zur Biologie der Douglasiennadelschütte. Z. Forst- u. Jagdw. 64, 680-693

Liese, L. 1936. Die Douglasienrassen und ihre Anfälligkeit gegenüber der Douglasien-Nadelschütte (*Rhabdocline pseudotsugae*). Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft, 259

Little, E. L. 1971. Atlas of United States trees, Volume 1, conifers and important hardwood. USDA Miscellaneous Publication, No. 1146

Lockow, K.-W. 2002. Ergebnisse der Anbauversuche mit amerikanischen und japanischen Baumarten. In: Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.) Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern, 41-101

Lüth, S. 1997. Beschreibung spontaner Mischnaturverjüngungen aus Buche (*Fagus sylvatica*, Linné.) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) unter

Berücksichtigung der lichtökologischen Verhältnisse. Unveröff. Diplomarbeit Fakultät Forstwiss. und Waldökologie Univ. Göttingen. 105 S.

Lyr, H. 1958. Die Krankheiten der Douglasie. In: Göhre, K., Wagenknecht, E. (Hrsg.) Die Douglasie und ihr Holz. Akademie-Verlag, Berlin. 595 S.

Marion, P., Frochat, B. 2001. L'avifaune nicheuse de la succession écologique de Sapin du Douglas en Morvan (France). Revue d'Écologie – La Terre et la Vie 56, 53-79

Matthes, U., Balcar, P. 2011. Arten- und Strukturvielfalt in Douglasienwäldern. FAWF-Seminar 2.4.6, 19.05.2011 in Trippstadt: Douglasie – Neophyt oder Baum der Zukunft?, 29-55. http://www.fawf.wald-rlp.de/fileadmin/.../_Seminar_2-4-6_aktuell.pdf (abgerufen am 29.8.2012)

Metzler, B. 2012. Rußige Douglasienschütte. Waldwissen.net. http://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/schaden/pilze_nematoden/fva_douglasienschuette/index_DE (abgerufen am 11.8.2014)

Meyer, M., Ulrich, B. 1990. Auswirkungen einer Kalkung auf Böden mit Mangantoxizität bei Douglasienbeständen auf Buntsandstein in der Nordeifel. Forst und Holz 45, 493-498

Meyer, U. C. 1988. Ertragskundliche Auswertung der Forsteinrichtungs- und Standortskartierungsergebnisse für wichtige Hauptbaumarten in verschiedenen Wuchsbezirken der Niedersächsischen Landesforsten. Diss. Fakultät Forstwiss. u. Waldökologie Univ. Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen. 239 S.

Meyer-Ohlendorf, J. 1996. Entwicklung der Douglasien-Naturverjüngung (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) in Abhängigkeit vom Strahlungsgenuß im Bereich des niedersächsischen Tieflands. Unveröff. Diplomarbeit Fakultät Forstwiss. u. Waldökologie Univ. Göttingen. 73 S.

Möller, K., Heydeck, P. 2009. Risikopotenzial und akute Gefährdung der Douglasie – biotische und abiotische Faktoren. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 43, 49-58

Müller, J., Stollenmeier, S. 1994. Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Vogelwelt. Allgemeine Forstzeitschrift 49, 237-239

Münch, E. 1923. Anbauversuch mit Douglasfichten verschiedener Herkunft und anderen Holzarten. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft, 61

Münch, E. 1928. Klimarassen der Douglasie. Centralblatt für das gesamte Forstwesen, 9

Nagel, R.-V., Rumpf, H., Meiwes, K. J., Klinck, U., Spellmann, H. 2014. Hiebsformen zum Umbau älterer Fichtenreinbestände. AFZ-DerWald 69 (10), 22-26

Niedersächsische Landesforsten 1997. Entscheidungshilfen zur Behandlung und Entwicklung von Douglasienbeständen. Merkblatt Nr. 36. 19 S.

Nörr, R. 2004. Vom Exoten zur Wirtschaftsbaumart. LWF aktuell 45, 7-9. http://www.lwf.bayern.de/.../lwf-aktuell/45/lwf-aktuell_45-03.pdf (abgerufen am 14.8.2012)

Nüsslein, H. 1968. Der Anbau der Douglasie im Spessart. Diss. Forstliche Fakultät Univ. München. 126 S.

Olberg, A. 1951. Zur Frage der Douglasien- und Lärchenbastarde. Allgemeine Forstzeitschrift 6, 75

Otto, H.-J. 1972. Zu den Standortsansprüchen der Douglasie. Forstarchiv 43, 62-65

Otto, H.-J. 1984. Standortskundliche Aufnahmen und Gliederungen in wichtigen Herkunftsgebieten der Douglasie des westlichen Washington und Oregon sowie in Südwest-Britisch-Kolumbien. Niedersächsisches Ministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) Aus dem Walde 38. 269 S.

Otto, H.-J. 1987. Skizze eines optimalen Douglasienwaldbaus in Nordwestdeutschland. Forst und Holz 42, 515-522

Otto, H.-J. 1993. Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. Forst und Holz 48, 454-456

Penschuk, H. 1935. Die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten unter Berücksichtigung ihrer Ertragsleistung. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 67, 113-137

Penschuk, H. 1937. Die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten unter Berücksichtigung ihrer Ertragsleistung. Zeitschr. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 69, 525-555

Petersen, R., Wagner, S. 1999. Erste Ergebnisse eines Voranbauversuches unter Kiefer im östlichen Niedersachsen. Forst und Holz 54, 647-653

Pharis, R. P., Ferrell, W. K. 1966. Differences in drought resistance between coastal and inland sources of Douglas-fir. Canadian Journal of Botany 44, 1651-1659

Pretzsch, H., Spellmann, H. 1994. Leistung und Struktur des Douglasien-Durchforstungsversuchs Lonau 135. Forst und Holz, 49, 64-69

Prietzel, J., Bachmann, S. 2011. Verändern Douglasien Wasser und Boden? LWF aktuell 84, 50-52

Rais, A., van de Kuilen, J.-W. G., Pretzsch, H. 2014. Growth reaction pattern of tree height, diameter, and volume of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) under acute drought stress in Southern Germany. European Journal of Forest Research 133, 1043-1056

Rau, H.-M. 1985. Der Douglasien-Provenienzversuch von 1958 in Hessen. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 156, 72-79

Rau, H.-M. 2005. Der Internationale Douglasien-Provenienzversuch in Hessen. Ergebnisse bis zum Alter 27. Forst und Holz 60, 291-294

Riehl, G. 2000. Zum Waldbau der Douglasie in Nordwestdeutschland – Erfahrungen eines Praktikers. Forst und Holz 55, 716-718

Röhe, P. 1997. Die forstlich wichtigsten nichtheimischen Baumarten in Mecklenburg-Vorpommern. Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern 1. 61 S.

Rohmeder, E. 1956. Professor Münchs Anbauversuch mit Douglasien verschiedener Herkunft und anderen Nadelbaumarten im Forstamt Kaiserslautern-Ost 1912 bis 1954. Zeitschrift für Forstgenetik 5, 142-156

Roques, A. 2010. Review of present and potential insect pests affecting Douglas-fir in Europe in a context of global change. Freiburger Forstliche Forschung 85, 20

Ruetz,W. 1989. Provenienzforschung bei der Douglasie. Allgemeine Forstzeitschrift 43, 563-565

Rumpf, S., Nagel, J., Schmidt, M. 2012. Biomasseschätzfunktionen von Fichte (*Picea abies* [L.] Karst), Kiefer (*Pinus sylvestris* [L.]), Buche (*Fagus sylvatica* [L.]), Eiche (*Quercus robur* [L.] und *petraea* [Liebl.]) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) für Nordwestdeutschland. Ergebnisbericht zum FNR-Forschungsvorhaben, FKZ: 22015407, 25-124. http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf (abgerufen am 23.7.2014)

Schmidt, M., Spellmann, H., Nagel, J. 2001. Waldwachstumskundliche Entscheidungshilfen zur Wertästung der Douglasie. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 172, 126-136

Schmidt, O. 2012. Fragen und Antworten zur Douglasie. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) Forstinfo 04, 8

Schmidt, O., Konnert, M. 2012. Die Douglasie in Bayern – Perspektiven im Klimawandel. AFZ-DerWald 67 (18), 30-34

Schober, R. 1954. Douglasien-Provenienzversuche, Teil I. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 125, 160-178

Schober, R. 1969. Massen- und Wertleistung der Douglasie bei verschiedener Durchforstung. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 140, 145-157

Schober, R. 1973. Ergebnisse von Douglasien-Provenienzversuchen in Deutschland. IUFRO Working Party on Douglas-fir Provenances, S 2.02-05, 1-10

Schober, R., Kleinschmit, J., Svolba, J. 1983. Ergebnisse des Douglasien-Provenienzversuches von 1958 in Nordwestdeutschland, Teil I. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 209-236

Schober, R., Kleinschmit, J., Svolba, J. 1984. Ergebnisse des Douglasien-Provenienzversuches von 1958 in Nordwestdeutschland, Teil II. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 155, 53-80

Schönherr, J. 1983. Douglasienanbau als Alternative? Zur Frage der Gefährdung der Douglasie bei verstärktem Anbau. Allgemeine Forstzeitschrift 38, 1369

Schrader, M. 2013. Wachstum und Entwicklung von langfristig überschirmten Douglasien-Voranbauten unter Kiefer im nördlichen Sachsen-Anhalt. Unveröff. Masterarbeit Fakultät Forstwiss. u. Waldökologie Univ. Göttingen. 88 S.

Schuldt, A., Scherer-Lorenzen, M. 2014. Non-native tree species (*Pseudotsuga menziesii*) strongly decreases predator biomass and abundance in mixed-species plantations of a tree diversity experiment. Forest Ecology and Management 327, 10-17

Schütt, P., Weisgerber, H., Schuck, H. J., Lang, U. M., Stimm, B., Roloff, A. 2004. Lexikon der Nadelbäume. Nikol Verlag, Hamburg. 640 S.

Schütz, J. P., Pommerening, A. 2013. Can Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) sustainably grow in complex forest structures? Forest Ecology and Management 303, 175-183

Schwappach, A. 1901. Die Ergebnisse der in den Preußischen Staatsforsten ausgeführten Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten. Zeitschrift für Forst- u. Jagdwesen 33, 137-169, 195-225 und 261-292

Schwappach, A. 1907. Über den Wert der verschiedenen Formen der Douglasfichte. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft, 122

Schwappach, A. 1911. Die weitere Entwicklung der Versuche mit fremdländischen Holzarten in Preußen. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft, 3-37

Schwappach, A. 1912. Der Einfluß der Herkunft des Samens von Ps. Douglasie auf das Wachstum der Pflanzen. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft, 35

Siemonsmeier, A. 2008. Phomopsis-Krankheit der Douglasie. In: Bayerische Forstverwaltung (Hrsg.) Bayerische Waldschutznachrichten 7/8, 1-2. http://www.lwf.bayern.de/waldbewirtschaftung/waldschutz/schaedlinge-und-baumkrankheiten/verzeichnis/phomopsis-krankheit/35799/index.php (abgerufen am 13.8.2012)

Spellmann, H. 1994. Ertragskundliche Aspekte des Fremdländeranbaus. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 165, 27-34

Spellmann, H. 1995. Holzqualität als Beurteilungskriterium im langfristigen Versuchswesen. Forst und Holz 50, 743-747

Spellmann, H. 1997a. Zielstärkennutzung – Waldbauliche und ertragskundliche Aspekte. Tagungsbericht der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA in Grünberg 1997, 186-198

Spellmann, H. 1997b. Ertragsenwicklung im „LÖWE"-Wald der Niedersächsischen Landesforstverwaltung. Forst und Holz 52, 711-718

Spellmann, H. 1999. Überführung als betriebliche Aufgabe. Forst und Holz 54, 110-116

Spellmann, H. 2004. Ursachen-Wirkungs-Beziehungen am Beispiel der Douglasie, waldwachstumskundliche Entscheidungshilfen für Waldbewirtschaftung und Forstplanung. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 175, 142-150

Spellmann, H., Albert, M., Schmidt, M., Sutmöller, J., Overbeck, M. 2011. Waldbauliche Anpassungsstrategien für veränderte Klimaverhältnisse. AFZ-DerWald 66 (11), 19-23

Stähr, F., Kohlstock, N. 2002. Standortsansprüche und Verjüngung der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirbel] Franco). In: Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Landesforstanstalt Eberswalde, 102-116

Starfinger, U., Kowarik, I. 2003. *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco (Pinaceae), Gewöhnliche Douglasie. Bundesamt für Naturschutz, http://www.neobiota.de/12630.html (abgerufen am 17.11.2014)

St. Clair, J. B., Howe, G. T. 2007. Genetic maladaptation of coastal Douglas-fir seedlings to future climates. Global Change Biology 13, 1441-1454

Stephan, B. R. 1981. Douglasienschütte. In: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Hrsg.) Merkblätter der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 2. 8 S.

Stimm, B. 2004. Gastbaumarten in Bayerns Wäldern: Altlast oder Bereicherung? LWF aktuell 45, 4-6

Stimm, B., Dong, P. H. 2001. Der Douglasien-Herkunftsversuch Kaiserslautern nach neun Jahrzehnten Beobachtung. Forstwissenschaftliches Centralblatt 120, 173-186

Stratmann, J. 1988. Ausländeranbau in Niedersachsen und den angrenzenden Gebieten. Schriftenr. Forstl. Fakultät Univ. Göttingen., Bd. 91

Sutmöller, J., Ahrends, B., Schmidt, M., Albert, M., Fleck, S., Plašil, P., Hansen, J., Overbeck, M., Nagel, R., Evers, J., Spellmann, H., Meesenburg, H. 2013. Klimafolgenstudie 2012: Forstwirtschaft. Untersuchungen zu den Folgen des Klimawandels in Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 8. 150 S.

Tomiczek, C. 2008. Ist die Douglasie hinsichtlich des Forstschutzes weniger problematisch als heimische Koniferen? Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum

für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien. BFW Praxisinformation 16, 7-18

Tschopp. T., Holderegger, R., Bollmann, K. 2012. Die Douglasie in der Schweiz: Auswirkungen auf Biodiversität und Lebensräume im Wald. Eine Literaturübersicht. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. 53 S.

Tschopp. T., Holderegger, R., Bollmann, K. 2015. Auswirkungen der Douglasie auf die Waldbiodiversität. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 166, 9-15 Utschik, H. 2001. Vögel, Schnecken, Pilze – Ergebnisse für Naturschutz-Lobbyisten. LWF-Bericht 33, 45-49

Vor, T. 2011. Bodenvegetation und Naturverjüngung in Douglasien-Altbeständen. Forstarchiv 82, 159-160

Vor, T., Schmidt, W. 2006. Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Vegetation der Naturwaldreservate „Eselskopf" (Nordwesteifel) und „Grünberg" (Pfälzer Wald). Forstarchiv 77, 169-178

Walentowski, H. 2008. Die Douglasie aus naturschutzfachlicher Sicht. LWF Wissen 59, 67-69

Wegener, B. 2008. Die Konkurrenzkraft der Douglasiennaturverjüngung auf unterschiedlichen Standorten und unter verschiedenen Lichtverhältnissen. Unveröff. Bachelorarbeit Fakultät Forstwiss. u. Waldökologie Univ. Göttingen. 30 S.

Weller, A. 2011. Prüfung der Anbaueignung von 38 autochthonen bzw. nichtautochthonen Douglasienherkünften (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) in Bezug auf ihre Wuchsleistung und qualitative Entwicklung. Diss. Fakultät Forstwiss. u. Waldökologie Univ. Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen. 274 S.

Weller, A. 2012. Douglasien-Provenienzversuch von 1961 in Nordwestdeutschland: Ergebnisse nach 38 Jahren. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 163, 105-114

Weller, A., Spellmann, H. 2014. Wachstum der Douglasie abhängig von Ausgangspflanzenzahl und Pflanzverband. Forstarchiv 85, 3-15

Weise, U., Flöß, M., Kenk, G. 2001. Behandlung und Wertleistung von Douglasienbeständen in Baden-Württemberg. AFZ-DerWald 58, 802-806

Werner, D. J. 2011. Die amerikanische Koniferen-Samen-Wanze Leptoglossus occidentalis (Heteroptera: Coreidae) als Neozoon in Europa und in Deutschland: Ausbreitung und Biologie. Entomologie heute 23, 31-68

Wiedemann, E. 1951. Ertragskundliche und waldbauliche Grundlagen der Forstwirtschaft. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. Main. 346 S.

Winter, K. 2001. Zur Arthropodenfauna in niedersächsichen Douglasienforsten. Forst und Holz 56, 355-363

Wittich, W. 1961. Der Einfluß der Baumart auf den Bodenzustand. Allgemeine Forstzeitschrift 16, 41-45

Wolf, H., Gerold, D., Bach, C. 2007. Ergebnisse des Internationalen Provenienzversuches von 1958 und des IUFRO-Provenienzversuches von 1970. Kolloqium Staatsbetrieb Sachsenforst am 13. März 2007, unveröff. Autoren-Manuskript. 19 S.

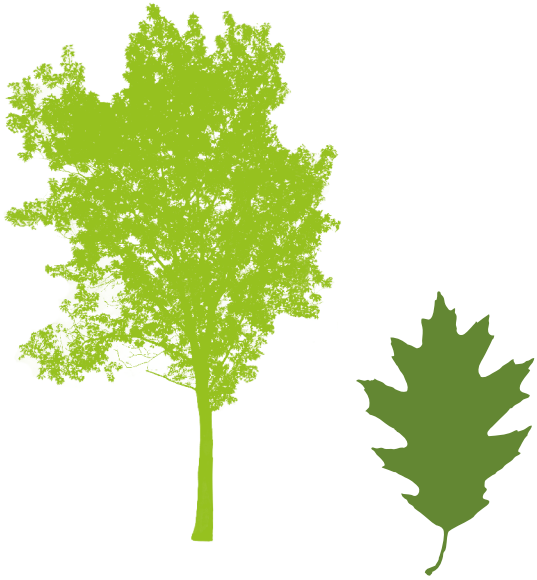
Wördehoff, R. 2014. Kohlenstoffspeicherung als Teilziel der strategischen Waldbauplanung. NW-FVA, 215 S. Unveröff. Manuskript

Wördehoff, R., Spellmann, H., Evers, J., Nagel, J. 2011. Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen. Beiträge aus der NW-FVA, Bd. 6. Universitätsverlag Göttingen. 92 S.

Zerbe, S., Brande, A., Gladitz, F. 2000. Kiefer, Eiche und Buche in der Menzer Heide (N-Brandenburg). Veränderungen der Waldvegetation unter dem Einfluss des Menschen. Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg 133, 43-86

Ziesche, T. M., Roth, M. 2008. Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? Forest Ecology and Management 255, 738-752

Zimmerle, H. 1950. Anbauwürdigkeit fremdländischer Holzarten nach neueren Erfahrungen in Württemberg. Allgemeine Forstzeitschrift 5, 135-138



4.13 Roteiche (*Quercus rubra* L.)

Autor: Ralf-Volker Nagel

4.13.1 Nomenklatur und Systematik

Familie: Fagaceae (Buchengewächse)
Gattung: Quercus L. (Eichen)
Sektion: Lobatae (fr. subgen. Erythrobalanus „Roteichen"; 12–14 Arten in Nord- und Mittelamerika)
Art: *Quercus rubra,* Roteiche, northern red oak
andere Bezeichnungen: common red oak, eastern red oak, mountain red oak, gray oak

4.13.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die Roteiche (*Quercus rubra*) wird als nicht invasiv eingestuft. Hauptgrund hierfür ist ihr geringes Ausbreitungspotenzial, das sich ergibt aus den ineffektiven Vektoren, der fehlenden vegetativen Vermehrung durch Wurzelbrut und einem hohen Verbissdruck. Das relativ hohe Reproduktionspotenzial kommt dadurch nicht zum Tragen. Zudem spielt die geringe Konkurrenzkraft im Wettbewerb mit heimischen Schattbaumarten wie Rotbuche, Hainbuche und Winterlinde eine wichtige Rolle. Negative Auswirkungen auf den Standort waren bisher nicht nachweisbar. Ansätze einer ökologischen Integration sind vor allem durch die Besiedlung mit zahlreichen Pilzen, die am Anfang von Nahrungsketten stehen und zur Schaffung geeigneter Strukturen für einheimische Lebensgemeinschaften beitragen, gewährleistet. Ausgesprochen

stenophagen, an die heimischen Eichen angepassten Arten, insbesondere hoch spezialisierten Insekten, kann die Roteiche dagegen nicht oder nur eingeschränkt als Lebensgrundlage dienen. Punktuell bestehende oder potenzielle Konflikte mit naturschutzfachlichen Zielen in lichten und warmen Sonderbiotopen, die vor allem aus der beschattenden Wirkung der Baumart resultieren, lassen sich durch die Berücksichtigung potenzieller Ausbreitungsentfernungen beim Anbau bzw. durch die relativ einfache und sichere Beseitigung von Verjüngungspflanzen lösen.

Die Roteiche hat sich nach über 250-jährigem forstlichen Anbau und über 130-jähriger systematischer Überprüfung der Anbaueignung als eine der wenigen eingeführten Laubbaumarten als anbauwürdig erwiesen. Sie zeigt nicht nur auf einem relativ breiten Standortspektrum eine höhere Massen- und Wertleistung als heimische Laubbaumarten, sondern ist auch gegenüber abiotischen und biotischen Schadeinflüssen sehr widerstandsfähig und hat viele positive waldbauliche Eigenschaften. Dazu gehören die Steuerungsmöglichkeiten durch die Ausbildung strukturreicher Bestände, die gute Mischbarkeit auch mit Schattbaumarten wie Rotbuche, Hainbuche und Winterlinde und die Möglichkeit der natürlichen Verjüngung.

4.13.3 Vorkommen

4.13.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung

Das große natürliche Verbreitungsgebiet von *Q. rubra* liegt in den östlichen USA und dem angrenzenden Südosten Kanadas. Es erstreckt sich von der Atlantikküste bis an den Rand der Prärien und damit bis in den äußersten Osten der US-Bundesstaaten Oklahoma, Kansas und Nebraska sowie über weite Teile Minnesotas. Im Süden reicht das Areal bis in die westlichen Teile von North und South Carolina sowie Georgia und schließt dabei Alabama nahezu vollständig ein, ohne jedoch die Golfküste zu erreichen. Südliche Inselvorkommen gibt es darüber hinaus in Mississippi und Louisiana. Im Norden wächst *Q. rubra* im gesamten Gebiet der Großen Seen bis in das südliche Ontario, in Quebec bis zum südlichen Teil der Gaspé-Halbinsel und in New Brunswick, Nova Scotia und den Prince Edward Islands (Little 1971, USDA NRCS 2002, s. a. Abb. 33).

Die höhenzonale Verbreitung von *Q. rubra* reicht bis in Höhenlagen von 1.600 m in den südlichen Appalachen (u. a. Schenck 1939, Sander 1990), nach anderen Angaben sogar bis 1.800 m ü. NN (USDA NRCS 2002), im nördlichen Teil des Verbreitungsgebiets jedoch deutlich weniger hoch (Tirmenstein 1991).

Bis zu 15 weitere Eichenarten kommen im natürlichen Verbreitungsgebiet von *Q. rubra* vor (Johnson et al. 2002).

Abb. 33. Natürliches Verbreitungsgebiet von *Quercus rubra L* (verändert nach USGS 2013, Little 1971)

Klima, Böden, Waldgesellschaften

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *Q. rubra* ist durch eine weite Spanne klimatischer und edaphischer Bedingungen gekennzeichnet. Die jährlichen Niederschlagsmengen liegen zwischen 760 mm (Dreßel und Jäger 2002: Minimum 600 mm) im Nordwesten und 2.030 mm in den südlichen Appalachen, die Jahresmitteltemperaturen zwischen 4,5 und fast 16 °C (Sander 1990, Tirmenstein 1991, Thompson et al. 1999). *Q. rubra* erträgt sehr kalte Winter (Januar-Mittel von -14 °C) und sehr heiße Sommer (Juli-Mittel bis 26 °C). Im trockeneren Teil des Verbreitungsgebiets fällt mindestens die Hälfte der Niederschläge in der Vegetationsperiode. Allerdings können neben nassen Perioden durchaus auch längere Trockenphasen in der Vegetationszeit auftreten (Bauer 1953a). Die Spanne der Vegetationsperiodenlänge reicht von 100 Tagen im Norden bis zu 220 Tagen im Süden des Verbreitungsgebiets. Im Ohio-Tal und an den Westhängen der Allegheny Mountains, wo die Roteiche die besten Wuchsleistungen erzielt, liegen die durchschnittlichen Jahresniederschläge bei 1.000 mm, die Hälfte davon in der Vegetationszeit, die Jahresdurchschnittstemperatur bei 12,8 °C bei einer Länge der Vegetationsperiode von 160 Tagen.

Q. rubra ist in 25 Waldtypen („Forest Cover Types“[7], Eyre 1980) im Osten Nordamerikas vertreten (Sander 1990, Johnson et al. 2002), nach anderen Angaben (Tirmenstein 1991) sogar in 32, davon aber nur einmal vorherrschend (Waldtyp

7 „Forest (cover) type“ ist eine Kategorisierung von Wäldern nach ihrer vorherrschenden Vegetation; vorrangig basiert die Einteilung auf den Anteilen der Baumarten an der Bestockung.

„Northern red oak“, verbreitet in Minnesota, Michigan und Wisconsin, vereinzelt in Neuengland und den Appalachen von Pennsylvania südwärts) und in vier weiteren als wichtiger Bestandteil. Nach vegetationskundlicher Systematik (Kuchler 1964) ist sie Bestandteil von acht Waldgesellschaften der potenziellen natürlichen Vegetation Nordamerikas (Tirmenstein 1991). In den an Gehölzarten sehr reichen Mischbeständen, in denen *Q. rubra* v. a. auf den mittleren und besseren Standorten am häufigsten vorkommt, ist sie vergesellschaftet mit zahlreichen, z. T. auch schattentoleranteren Laub- und Nadelbaumarten wie Rotahorn (*Acer rubrum*), Zuckerahorn (*Acer saccharum*), Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*), Strobe (*Pinus strobus*), Östlicher Hemlockstanne (*Tsuga canadensis*), Spätblühender Traubenkirsche (*Prunus serotina*), Amerikanischer Buche (*Fagus grandifolia*) sowie mehreren anderen Eichen- (z. B. häufiger Weißeiche, *Q. alba*) und Hickory-Arten (Abb. 34). Unter den Eichenarten im Osten Nordamerikas erreicht *Q. rubra* neben *Q. marcrocarpa* Michx. die nördlichste Verbreitung, was nach Aizen und Patterson (1990) vor allem aus der ökologischen Vorteilhaftigkeit ihrer großen Früchte als Reservestoffspeicher resultiert.

Abb. 34. *Quercus rubra* in Mischung mit vielen weiteren Baumarten im Osten Nordamerikas (Allamuchy State Park, New Jersey) (Foto: T. Vor)

Standörtlich bevorzugt *Q. rubra* Unter- und Mittelhanglagen mittlerer Nährstoffversorgung, vorrangig in Nord- und Ostexposition, sowie gut drainierte Plateaus und Täler („mesic sites“). Ausgeprägt trockene oder staunasse Standorte werden in der Regel gemieden, die Besiedlung sehr trockener Standorte ist aber möglich (Desmarais 1998). Das beste Wachstum zeigt sie auf tiefgründigem, sandigem Lehm mit leicht saurem pH-Wert, sie wächst aber auch auf Lehm, Ton und sandigen bis kiesigen Böden. Über ihre Toleranz gegenüber Kalk-Standorten, auf denen sie nach Tirmenstein (1991) ebenfalls vorkommt, findet man in der älteren deutschen Literatur widersprüchliche Angaben (Schenck 1939, Kleiber 1954, Anonymus 1955). Neue

Ergebnisse von Major et al. (2013) legen nahe, dass Roteichen-Naturverjüngung Standorte mit hohem Carbonatgehalt meidet. Hinsichtlich ihrer sukzessionalen Stellung nimmt *Q. rubra* aufgrund ihrer Ausbreitungs- und Verjüngungsmechanismen (Crow 1988, Aizen und Patterson 1990, Desmarais 1998, Gribko et al. 2002, Moran 2010) sowie ihrer zwar durch andere Wachstumsfaktoren modifizierten, allgemein aber nur mäßigen bis mittleren Schattentoleranz eine Zwischenposition ein. Die Anpassung an bestimmte Störungen wie Waldbrand (Abrams 1992, Lear et al. 2000) und spezielle morphologische Merkmale und physiologische Fähigkeiten, z. B. die Fähigkeit, gewisse Zeit unter dichtem Schirm zu überdauern (Johnson et al. 2002, Major et al. 2013) und auf die Entstehung von Überschirmungslücken zu reagieren („edge conditions", Johnson et al. 2002, Kuehne et al. 2014) ermöglichen ihr die Besetzung bestimmter ökologischer Nischen. In Abwesenheit von Störungen üben Standorteigenschaften wie Seehöhe, Standortgüte und Exposition einen starken Einfluss auf die Häufigkeitsmuster von Eichen verschiedener Entwicklungsstadien aus (Collins und Carson 2004). Demnach kommt etablierte Verjüngung von *Q. rubra* bevorzugt bei geringerer Seehöhe, auf weniger produktiven Standorten und auf Oberhängen und Rücken vor.

Nacheiszeitlich hat neben der klimatischen Entwicklung vor allem die wechselvolle menschliche Einflussnahme, verstärkt seit der europäischen Kolonisation Amerikas, zu Schwankungen des tatsächlichen Vorkommens von *Q. rubra* in Ausdehnung und Dichte innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets geführt (Hicks 1997, Thompson et al. 2013). Für die letzten Jahrzehnte wird für das östliche Nordamerika ein insgesamt sehr deutlicher Rückgang der Eichenanteile in den Wäldern konstatiert (Fei und Yang 2011). Nach Untersuchungen von Rogers et al. (2008) in Wisconsin war speziell die Abnahme der Roteichenanteile einschl. *Q. rubra* sehr ausgeprägt, und zwar stärker auf mittleren bis guten Standorten als auf ärmeren, sandigen Substraten.

Besonders dramatisch ist der durch komplexe Ursachen bewirkte Rückgang in der Verjüngung (McGee und Loftis 1993, Johnson et al. 2002, Woodall et al. 2008), obwohl von Forschung und Praxis seit längerer Zeit Anstrengungen unternommen werden, dem entgegenzuwirken (Desmarais 1998, Dey et al. 2008). Als wichtigste Ursachen werden die zunehmende Dominanz schattentoleranterer Arten zunächst im Unterstand, begünstigt durch ausbleibende Waldbrände (Crow 1988, Nowacki et al. 1990, Abrams 1992), der Übergang zu einzelstammweiser Nutzung, die starke Zunahme des Wildverbisses durch extrem vergrößerte Weißwedelhirsch-Populationen (Collins und Carson 2003, Rooney und Waller 2003, Wakeland und Swihart 2009), die seltene bzw. geringe Samenproduktion der durch Klimaextreme und Schwammspinnerfraß geschwächten Alteichen, aber auch Defizite und waldbauliche Fehler bei der Begründung und Schirmsteuerung sowie Versäumnisse in der Pflege der Natur- und Kunstverjüngungen genannt (McGee und Loftis 1993).

Genetische Differenzierung und Provenienzen

In der Literatur wird häufig, wenn auch nicht durchgängig, auf die Ausprägung von zwei Varietäten von *Q. rubra* verwiesen (Schenck 1939, Göhre und Wagenknecht 1955, Tirmenstein 1991). Hinsichtlich der Nomenklatur dieser Varietäten gibt es teilweise verwirrende Abweichungen in den unterschiedlichen Quellen. Hier werden die Bezeichnungen der jüngsten, diesbezüglich ausgewerteten Quelle (USDA NRCS 2002) verwendet. Im Weiteren werden diese bei Bezugnahme auf die Varietäten sinngemäß auf die Aussagen anderer Autoren übertragen.

Varietäten: *Quercus rubra* var. *ambigua* (A. Gray) Fernald;
(Syn. *Q. borealis* Michx. f. bzw. *Q. rubra* var. *borealis* (Michx. f.) Farw.);
Quercus rubra var. *rubra;*
(Syn. *Q. maxima* (Marsh.) Ashe bzw. *Q. borealis* var. *maxima* (Marsh.) Ashe).

Im südlichen Teil des Verbreitungsgebiets soll die durch kleinere Früchte und weiter die Eichel umschließende Fruchtbecher gekennzeichnete, weniger wüchsige Varietät *ambigua* vorherrschen, während im nördlichen Arealteil, nach Göhre und Wagenknecht (1955) nördlich des 35. Breitengrades, nach Schenck (1939) sogar erst nördlich des 40. Breitengrades, im Wesentlichen die wüchsigere, morphologisch an größeren Früchten und einem deutlich flacheren Fruchtbecher zu identifizierende Varietät *rubra* dominiert. In größeren Teilen des Verbreitungsgebiets überlappt sich das Vorkommen beider Varietäten

Allgemein existieren aufgrund des großen natürlichen Verbreitungsgebietes und der Rückwanderungsgeschichte nach der letzten Eiszeit genetische Differenzierungen innerhalb der Art (Schlarbaum et al. 1982, McDougal und Parks 1984, Sork et al. 1993). Kriebel et al. (1976) fanden in Provenienzversuchen im natürlichen Verbreitungsgebiet herkunftsbedingte Unterschiede vor allem bei Eigenschaften wie Winterhärte, Austriebszeitpunkt, Laubfärbung und Dürreresistenz. Demnach wachsen extrem nördliche Herkünfte weiter südlich langsam. Frühtests bezüglich der Wuchsleistung erwiesen sich als wenig aussagefähig, da in länger laufenden Versuchen anfängliches und späteres Wachstum nur gering korreliert waren. Zusammenfassend wird empfohlen, für die zentrale nördliche Laubwaldregion, wo *Q. rubra* die größte forstliche Bedeutung besitzt, hinsichtlich der Wuchsleistung eher den Einzelbestand als das geografische Herkunftsgebiet zu beurteilen. Magni et al. (2005) fanden bei Untersuchungen der Chloroplasten-DNA an Material von 66 Populationen aus dem gesamten natürlichen Verbreitungsgebiet eine im Vergleich zu anderen Eichen-Arten geringe genetische Variabilität mit einer Zunahme nach Norden. Zurückgeführt wird das auf ein großes, einheitliches Rückzugsgebiet mit nur einigen nördlich vorgelager-

ten Einzelvorkommen während der letzten Eiszeit, während die europäischen Arten Stieleiche und Traubeneiche lange Rückwanderungen aus isolierten Refugialräumen vollziehen mussten.

4.13.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang

Q. rubra wurde 1691 nachweislich in der Schweiz eingeführt (Badoux 1932) und gelangte damit als eine der ersten amerikanischen Eichenarten nach Europa (Göhre und Wagenknecht 1955). Zunächst häufig als Parkbaum gepflanzt, erlangte sie in Deutschland ungefähr ab der Mitte des 18. Jahrhunderts erste forstliche Beachtung (Grundner 1921, Göhre und Wagenknecht 1955, Stratmann 1988). Dabei blieb der Anbauumfang jedoch nach anfänglichen Rückschlägen und daraus resultierender Skepsis zunächst gering (Stratmann 1988, Trauboth 2004). Neuen Auftrieb erhielt der systematische Anbau von *Q. rubra* in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts insbesondere mit der Denkschrift des John Booth aus dem Jahre 1880, die in einen Erlass der preußischen Regierung zur Anlage von Versuchen zur Anbaufähigkeit fremdländischer Holzarten und 1881 in einen entsprechenden Arbeitsplan der Hauptstation für das forstliche Versuchswesen mündete (Danckelmann 1884, Penschuck 1935). Danach wurden in ganz Deutschland erstmals systematische, wissenschaftlich begleitete Versuche mit fremdländischen Baumarten auf einem breiten Spektrum standörtlicher und klimatischer Bedingungen angelegt. *Q. rubra* wurde dabei in vergleichsweise großem Umfang berücksichtigt (u. a. Danckelmann 1884, Schwappach 1911, Grundner 1921, Killius 1931, Zimmerle 1930, Mitscherlich 1957a, b). Ungefähr zeitgleich gab es auch Anbauversuche in Österreich (Cieslar 1901). Viele dieser Versuchsflächen befinden sich bis heute in Beobachtung (Spellmann 1994, Lockow 2002, Kristöfel 2003, Seidel und Kenk 2003).

Seit der Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert wandte sich auch die forstliche Praxis in Deutschland stärker der Roteiche zu (Schöpffer 1903, Heß 1905). Örtlich ist eine weiter zurückreichende Anbaugeschichte sehr gut dokumentiert, so z. B. für den Stadtwald Lübeck, wo *Q. rubra* seit 1846 mittlerweile in der dritten, aus demselben Bestand hervorgegangenen Generation vorkommt und Reste des ältesten Bestandes noch existieren (Reimers 2011, unveröffentlicht).

In Deutschland erfuhr der Roteichenanbau in den 1950er- bis 1960er-Jahren nach den umfassenden waldwachstumskundlichen und waldbaulichen Auswertungen von Bauer (1953a) für Westdeutschland sowie Göhre und Wagenknecht (1955) für Ostdeutschland eine erneute, zwischenzeitlich jedoch wieder abgeebbte Intensivierung (Trauboth 2004). Übereinstimmend hatten beide Arbeiten *Q. rubra* auf einem breiten Standortspektrum eine hohe, den heimischen Eichenarten deutlich überlegene Wuchsleistung, vorteilhafte waldbauliche Eigenschaften sowie positive

Holzeigenschaften aufgrund umfangreicher eigener Untersuchungen bescheinigt. Sie bestärkten so das Urteil früherer Auswertungen der Versuchsanbauten von *Q. rubra* (Schwappach 1911, Zimmerle 1930, 1950, 1952, Penschuck 1935, 1937, Wiedemann 1951). Deren Kriterien für die Anbauwürdigkeit gibt Spellmann (1994) wieder: Die Baumarten sollten auf vergleichbaren Standorten den Nachweis erbringen, dass sie gegenüber heimischen Baumarten wesentliche Vorzüge in der Massen- oder Wertleistung, in ihren Standortansprüchen, in ihrer waldbaulichen Eignung als Mischbaumarten oder in ihrer Widerstandsfähigkeit aufweisen. *Q. rubra* war eine der wenigen fremdländischen Baumarten, die nach der Kulturphase durchgängig in allen Auswertungen bis zu Stratmann (1988) als „anbauwürdig" eingestuft wurden. Otto (1993) erweiterte die Kriterien um die ökologische Zuträglichkeit, die neben der Standortanpassung und Bodenpfleglichkeit auch die Risikobelastung, die Integrierbarkeit in die heimische Flora und Fauna sowie die Möglichkeiten der Naturverjüngung und der waldbaulichen Gestaltung von Waldstrukturen einschloss. Nach den meisten dieser Kriterien wird *Q. rubra* ebenfalls positiv beurteilt. Einschränkungen angesichts von Befürchtungen im Hinblick auf die amerikanische Eichenwelke (*Ceratocystis fagacearum*) hatten sich zwischenzeitlich relativiert (Lüpke 2001, s. 4.13.7.5). Trotzdem ist der Anbau von *Q. rubra* beispielsweise in den Niedersächsischen Landesforsten nur in sehr bemessenem Umfang, vorrangig zulasten reiner Kiefernbestände und ausschließlich mit ökologisch wirksamen Mischungsanteilen der heimischen Buche (*Fagus sylvatica*) vorgesehen (NMLELV 2004).

Derzeit macht der Flächenanteil von *Q. rubra* im Hauptbestand 0,4 % der Waldfläche Deutschlands aus, dies entspricht ca. 44.000 ha (BMVEL 2005). Damit ist die Roteiche die flächenmaßig bedeutendste eingeführte Laubbaumart. Regionale Angaben innerhalb Deutschlands finden sich bei verschiedenen Autoren und beziehen sich auf bestimmte Bundesländer (Biermayer 1999, Nüßlein 1999, Müller und Müller 2002, Seidel und Kenk 2003, Trauboth 2004, Mews 2012). Gewisse Schwerpunkte des Roteichenanbaus stellten große Bergbau-Rekultivierungsflächen dar (Dilla 1983, Trauboth 2004, Balkenhol 2006).

Ein Überblick des über Deutschland hinausgehenden synanthropen Areals in Europa unter Auswertung zahlreicher Einzelquellen findet sich bei Dreßel und Jäger (2002) auch in Form einer Kartendarstellung. Demnach ist *Q. rubra* in West- und Zentraleuropa weit verbreitet, ebenso in weiten Teilen Süd- und Südosteuropas (Pavari, zit. nach Amberg 1953, Podhorski 1956, Boudru 1979, Danusevičius et al. 2002, Rédei et al. 2010). Gewisse Schwerpunkte nach den absoluten Flächengrößen des forstlichen Anbaus liegen neben Deutschland in Frankreich (Magni Diaz 2004), in Belgien (Vansteenkiste et al. 2005) und den Niederlanden (Oosterbaan und Olsthoorn 2005). *Q. rubra* fehlt nach Dreßel und Jäger (2002) im extrem ozeanischen Bereich (Nordengland, Schottland, Irland, nördliche Niederlande und Westdänemark). Im Osten erreicht *Q. rubra* mit der erfolgreichen Behauptung in der Wolgaregion

um Saratow einen deutlich kontinentalen Klimabereich mit Jahresniederschlägen nur zwischen 400 und 500 mm und einer Temperaturdifferenz von über 30 °C zwischen dem kältesten und dem wärmsten Monat (Jakuschev und Beresuzkij 2007).

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Für die Anbauten in Deutschland soll überwiegend die leistungsfähigere Varietät *rubra* (Syn. *maxima*) eingeführt worden sein (Schenck 1939, Göhre und Wagenknecht 1955). Der genaue genetische Ursprung der meisten älteren und mittelalten Roteichenbestände in Deutschland ist nicht mehr zu ermitteln. Nielsen (1956) führt aus, dass Alleen in Holland und Belgien nach 1900 zu den wichtigsten Saatgutquellen für *Q. rubra* in Europa gehörten. Obwohl bereits durch Bauer (1953a) angeregt, gab es in Deutschland bislang sehr wenig Herkunftsforschung zu *Q. rubra*. Mayr (1906, zit. nach Bauer 1953a) empfahl für den Anbau in Deutschland Herkünfte aus Wisconsin, Michigan, Pennsylvania und New York. Schenck (1939) sprach sich für die Bevorzugung höherer Lagen in North Carolina und Tennessee (Appalachen) aus. Der erste Herkunftsversuch deutscher Bestandesabsaaten wurde 1956/58 an zwei Standorten in Südniedersachsen angelegt. In einer ersten Auswertung fand Krahl-Urban (1966) deutliche, offensichtlich genetisch bedingte Unterschiede der untersuchten deutschen Bestände und gibt – neben einer Bestätigung der älteren Herkunftsempfehlungen für Saatgut aus Amerika – die vorrangige Empfehlung, phänotypisch sehr gute deutsche Anbauten für die Reproduktion heranzuziehen. Liesebach und Schneck (2011) kommen nach Auswertung einer Provenienzversuchsserie von 1991 mit drei noch existierenden Teilversuchen deutscher Herkünfte, Einsammlungen aus dem westlichen Teil des Verbreitungsgebiets in den USA sowie aus Kanada zu dem Ergebnis, dass in der Wuchsleistung nur die kanadischen Herkünfte eine Mehrleistung gegenüber in Deutschland etablierten durchschnittlichen Beständen versprechen. Ähnliche Schlussfolgerungen zieht Göckede (2010) nach Auswertung eines vergleichbar alten Versuchs in Schleswig-Holstein mit zahlreichen Herkünften aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet und der deutschen Referenz-Herkunft „Bornheim“ (Holthausen 1987). Daubree und Kremer (1993) halten nach einem Vergleich genetischer und phänologischer Merkmale von Roteichenbeständen in Frankreich mit verschiedenen Populationen aus dem gesamten natürlichen Verbreitungsgebiet erste Anpassungen hinsichtlich bestimmter in Europa anders wirkender Selektionsfaktoren (u. a. Spät- und Frühfröste) für bereits nachweisbar. Die in den „französischen“ Beständen gefundene größere genetische Vielfalt gegenüber amerikanischen Einzelbeständen wird auf die Vermischung genetischen Materials unterschiedlicher Lokalitäten des ursprünglichen Verbreitungsgebiets zurückgeführt. Außerdem ergab die Untersuchung eine bessere Saatgutqualität der europäischen Bestände, da Saatgutschädlinge hier viel geringer vertreten sind. Magni Diaz (2004) fand bei einem Vergleich von 66 Populationen aus dem gesamten natürlichen Verbreitungsgebiet

mit 66 Populationen aus Europa (Schwerpunkt Frankreich, Benelux, Deutschland) mit unbekannter Ursprungsherkunft eine vergleichbare genetische Differenzierung. Ein einheitlicher geografischer Trend der DNA-Variation innerhalb Europas wurde nicht nachgewiesen, nur einige räumliche Muster, die nahelegen, dass es sich bei den ursprünglichen Einfuhren der Baumart um einen Zufallsprozess handelte. Innerhalb der Bestände war die genetische Vielfalt der europäischen Populationen höher, was, wie bei Daubree und Kremer (1993), auf eine Vermischung von Material aus dem ursprünglichen Herkunftsgebiet hinweist. Kempkes (2013) stellte bei genetischen Untersuchungen in zwei Provenienzversuchen und vier Praxisbeständen anhand von DNA-Markern tendenziell größere genetische Abstände zwischen den vertretenen deutschen Herkünften als zwischen den amerikanischen fest. Gleichzeitig fanden sich Hinweise auf die ursprüngliche Herkunft zumindest zweier deutscher Provenienzen. Phänotypische Qualitätsmerkmale konnten in der Arbeit von Kempkes (2013) nicht mit den genetischen Strukturen in Zusammenhang gebracht werden.

Gemäß der Herkunftsgebietsverordnung zum Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) werden für Vermehrungsgut von *Q. rubra* in Deutschland lediglich zwei Herkunftsgebiete unterschieden: 01 - Norddeutsches Tiefland und 02 - Übriges Bundesgebiet. In guten Mastjahren wie 2008 steht bundesweit eine Saatgutmenge von ca. 120 t zur Verfügung (Bachmann et al. 2009). Durch die forstlichen Herkunftsempfehlungen wird auf die vorrangige Verwendung von DKV- (Gütegemeinschaft für forstliches Vermehrungsgut e.V.) Sonderherkünften verwiesen. Als solche sind bei *Q. rubra* bisher bundesweit nur knapp 71 ha anerkannt (DKV 2014), davon beispielsweise nur je zwei Herkünfte aus Niedersachsen und Hessen. Zur mittelfristigen Sicherung der Versorgung mit sehr hochwertigem Vermehrungsgut empfiehlt Steiner (2012) die Anlage von Plusbaum-Samenplantagen, die die besten Individuen von deutschen Vorkommen in Kleinparzellen zusammenbringen, welche durch die Form der Anlage die Anforderungen an eine Nachkommenschaftsprüfung erfüllen und gleichzeitig eine „Selektionsreserve“ bieten. Qualitativ sehr gute Erntebestände von *Q. rubra* mit hoher genetischer Variabilität sind im östlichen Frankreich vorhanden (Bachmann et al. 2009).

4.13.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.13.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

Auch außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebiets erbringt *Q. rubra* auf einem breiten Standortspektrum sehr gute bis befriedigende Wuchsleistungen, obwohl die Niederschläge in einigen deutschen Anbaugebieten unter dem Optimum und teilweise sogar unter dem Minimum des natürlichen Verbreitungsgebiets liegen. Dagegen entsprechen die mittleren Temperaturkennwerte des deutschen Anbaubereichs fast

den Mittelwerten des natürlichen Verbreitungsgebiets und sind damit weit entfernt von deren extremen Minima und Maxima (Kölling 2013). Bezüglich der Bodeneigenschaften werden *Q. rubra* durch zahlreiche Untersuchungen geringere Ansprüche als den heimischen Eichenarten bescheinigt. Gleichzeitig zeigt sie auf gleichen Standorten deutlich überlegene Wuchsleistungen gegenüber Stiel- und Traubeneiche (z. B. Zimmerle 1950, Wiedemann 1951, Bauer 1953a, Göhre und Wagenknecht 1955, Stratmann und Warth 1987, Spellmann 1994, Lockow 2002, Seidel und Kenk 2003, Klemmt et al. 2013). Sehr differenziert untersuchten Göhre und Wagenknecht (1955) für das nordostdeutsche Tiefland sowie das Hügelland in Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen das Leistungsvermögen in Abhängigkeit vom Standort. Im Tiefland erwiesen sich grundwasserferne, sandüberlagerte Lehme bzw. tiefgründige, besser verlehmte Sande als sehr leistungsfähige Standorte. Im Bergland traf das auf stärker lössbeeinflusste Standorte über basenarmen Silikatgesteinen zu, wobei Südhanglagen nicht nachteilig wirkten. Die Wärmeansprüche von *Q. rubra* werden in Nord- und Nordostdeutschland bis in Höhenlagen von etwa 400 bis 500 m ü. NN erfüllt (Göhre und Wagenknecht 1955, Stratmann 1988), in Südwestdeutschland auch bis in Höhenlagen von 800 m ü. NN (Wezel 1950, Seidel und Kenk 2003). Grundwasserbeeinflusste Standorte sind günstig, wenn das Grundwasser nicht zu hoch ansteht, nährstoffreich und ziehend ist. Hoch anstehendes, stagnierendes Grundwasser und hoch anstehende Staunässe führen zu deutlich schlechteren Leistungen. Von Ninemets und Valladares (2006) wird *Q. rubra* in ihrer Toleranz gegenüber Staunässe ähnlich eingeschätzt wie Traubeneiche und geringer als die Stieleiche. Die Toleranz gegenüber Trockenheit (Skala von 0 = „keine Toleranz“ bis 5 = „maximale Toleranz“) wird in derselben Arbeit mit dem Wert von 2,88 ein wenig geringer eingeschätzt als Stieleiche (2,95) und Traubeneiche (3,02), aber höher als Rotbuche (2,4). Die gute Anpassungsfähigkeit von *Q. rubra* an sehr geringe Bodenwassergehalte, die auf der ausgeprägten Fähigkeit zur effektiven Einschränkung der Transpiration beruht, hob Polster (1953) aufgrund transpirations-physiologischer Versuche hervor. *Q. rubra* übertraf hierin die Stieleiche deutlich.

Bezüglich ihrer Auswirkungen auf den Standort wird *Q. rubra* häufig eine schlechte Streuzersetzung bescheinigt (Wittich 1943, 1961, Thomasius und Hartig 1989, Dreßel und Jäger 2002, Goßner 2004a, Gulder 1999, Nehring et al. 2013b). Als Ursache verzögerter Streuzersetzung wird die in Europa bislang geringe Anpassung der Zersetzerfauna an die Eigenschaften der Roteichenstreu angesehen, während im Gegensatz dazu eine Untersuchung aus North Carolina gerade für *Q. rubra* eine hohe Anpassung und Spezialisierung bestimmter streuzersetzender Arten zeigte (Hansen 1999). Unterschiedliche Angaben zur Streuzersetzung in Deutschland legen eine differenziertere Betrachtung u. a. in Abhängigkeit von Standortgüte und Baumartenmischung nahe. Ebert (2006) gab das C/N-Verhältnis der Laubstreu von *Q. rubra* mit 50 und damit im Bereich der heimischen Eichen und Buche an, ähn-

lich lag der von Wittich (1961) mitgeteilte Wert von 53 – etwas höher als für heimische Eiche (40) und Buche (45) in derselben Untersuchung. Gleichzeitig nannte er für arme ungedüngte Böden relativ günstige Calcium- und Stickstoffgehalte der Roteichenstreu. Die Stickstoffgehalte wurden durch Heinsdorf et al. (2011) auf einem armen Standort im nordostbrandenburgischen Jungdiluvium bestätigt, aber bei sehr geringen Calcium-Gehalten. Einen Versuch zur Streuzersetzung verschiedener Laubbaumarten (Stieleiche, Roteiche, Spitzahorn und Bergahorn sowie Eschenblättriger Ahorn) auf gleichem Standort unter definierten Bedingungen beschrieben Straigytė et al. (2009). *Q. rubra* produzierte die größte Streumenge mit dem höchsten C/N-Verhältnis der frischen Streu aller untersuchten Baumarten (75 gegenüber 37 bei Stieleiche). Durch den schnellen Kohlenstoffabbau bei *Q. rubra* hatten sich die C/N-Verhältnisse von Rot- und Stieleiche nach 275 Tagen deutlich angenähert (31 bzw. 25). Heinsdorf (2002) betrachtete die Streuzersetzung von *Q. rubra* bei unterschiedlicher Standortgüte. Er fand in vier über 100-jährigen Roteichenbeständen auf gut nährstoffversorgten, sandüberlagerten Geschiebelehmstandorten in Nordostdeutschland in der Auflage durchweg einen mullartigen Moder mit reichem Regenwurmbesatz. Die pH-Werte in den Humusauflagen und den Oberböden lagen vergleichbar mit Douglasie. Im Mineralboden herrschte eine gute Qualität der organischen Bodensubstanz. Gute Ca-, K- und Mg-Gehalte im Mineralboden entsprachen denen benachbarter, gleich alter Eichenbestände. Auf mäßig nährstoffversorgten Standorten herrschten wie unter heimischen Eichen moderartige Humusformen vor. Eine „ökologische Anbaugrenze" in Form der Ausbildung von Rohhumusschichten sieht Heinsdorf (2002) auf ziemlichen armen, mäßig frischen Standorten.

Nach Wittich (1943) ist nicht allein die Streuzersetzung bestimmend für die Wirkung einer Baumart auf den Bodenzustand, sondern auch der Einfluss auf das Boden- und Bestandesklima, die Bodenvegetation sowie die Wurzelausbildung. In dieser Hinsicht beurteilte er *Q. rubra* als günstig. Nach Göhre und Wagenknecht (1955) führt ihre stärkere Beschattung gegenüber Kiefer, aber auch gegenüber den heimischen Eichen, gerade auf schwächeren Standorten, zu einer Unterdrückung dichten Graswuchses und damit zu einem günstigen Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt.

Umfangreiche Wurzeluntersuchungen an *Q. rubra* führte Lemke (1956) durch, wichtige morphologische Befunde dieser Untersuchung hatten bereits Göhre und Wagenknecht (1955) mitgeteilt. Köstler et al. (1968) ergänzten diese Erhebungen um Befunde auf Berglandstandorten, und auch Lyr und Hoffmann (1967) bezogen *Q. rubra* in umfangreiche wurzelphysiologische Untersuchungen ein. Einen Überblick über die Literatur zur Wurzelentwicklung von *Q. rubra*, auch unter Einbeziehung älterer und weiterer europäischer Quellen, gibt Murach (2002). Übereinstimmend wird der Roteiche eine mit den heimischen Eichen vergleichbare Wurzelentwicklung bescheinigt, bei anfänglicher Ausbildung einer Pfahlwurzel, die bis zu einem mittle-

ren Alter in ein Herzwurzelsystem umgebildet wird und die meisten Böden intensiv aufschließt. Dabei bestehen in der Tiefendurchwurzelung auf schwierigen Standorten (Staunässe) leichte Nachteile gegenüber der Stieleiche. Auf Sandböden jedoch trägt eine außerordentlich große Anzahl von Diagonal- und Vertikalwurzeln zu einer großen Wurzelintensität bei. Eine detaillierte Studie von Lyford (1980) zur Wurzelmorphologie auf sandigen Böden aus basenarmem Silikatgestein im Harvard-Universitätsforst in den USA ergab für 40- bis 70-jährige Exemplare von *Q. rubra* ein deutlich intensiveres Wurzelsystem als bei Rotahorn (*Acer rubrum*), mit Seitenwurzeln von bis zu 15 m Länge, die sich in einer Tiefe von 20 bis 50 cm bewegten und an denen bis zu 350 Seitenwurzeln zweiter Ordnung je Meter ein sehr dichtes System dünner Feinwurzeln mit enormer Mykorrhizierung bildeten. Lemke (1956) konnte außerdem eine Abhängigkeit der Durchwurzelungstiefe und Wurzelentwicklung von der soziologischen Stellung im Bestand zeigen, weshalb eine Hochdurchforstung der guten Durchwurzelung aller Bodenschichten entgegenkommt. In Zweischichtböden waren in 3,6 m Tiefe liegende Lehmschichten im Alter von 65 Jahren von den Wurzeln erreicht, gleyartige Böden mit nicht zu hoch anstehendem Grundwasser wurden gut erschlossen und Pflugsohlen bei Ackeraufforstungen problemlos durchwurzelt (Göhre und Wagenknecht 1955). Wiedemann (1951) und Heinsdorf et al. (2011) hoben die meliorierende Wirkung einer Beimischung von *Q. rubra* gegenüber reinen Kiefernbeständen hervor. Lincke (1946) fand auf ärmeren, ehemals verheideten oder streugenutzten Standorten Vorteile von *Q. rubra* in der günstigen Beeinflussung des Standorts gegenüber der Buche.

In ihrem Gesamturteil schätzten Göhre und Wagenknecht (1955) *Q. rubra* als eine bodenpflegliche Holzart ein. Die weite Verbreitung in Amerika und die breite Standortamplitude hinsichtlich Böden und Klima lassen von *Q. rubra* eine gute Anpassungsfähigkeit an in die Zukunft projizierte klimatische Bedingungen in Deutschland erwarten (Roloff und Grundmann 2008, Lüpke 2009, Kölling 2013).

4.13.4.2 Verjüngung

Die nordamerikanische Literatur zur Verjüngung von *Q. rubra* ist sehr umfangreich. Übersichten zur Verjüngung und Verjüngungsökologie im natürlichen Verbreitungsgebiet finden sich bei Desmarais (1998), Gribko et al. (2002) sowie in einem Kompendium von Johnson et al. (2002) und speziell zur künstlichen Verjüngung bei Dey et al. (2008). Auch in Deutschland gibt es einige Arbeiten zur Verjüngung von *Q. rubra* bei unterschiedlichen standörtlichen und waldbaulichen Ausgangssituationen (Wagner 1994, Dreßel und Jäger 2002, Vor und Lüpke 2002, 2004, Vor 2005, Major et al. 2013, Kuehne et al. 2014).

Roteichenbestände fruktifizieren ab einem Alter von ca. 25 Jahren (Sander 1990) und können bis ins hohe Alter reichlich Samen produzieren (Göhre und Wa-

genknecht 1955). Kormanik et al. (2006) berichteten von Fruchtansatz bereits im Alter von 8 Jahren für einen aus hochwertigem Pflanzgut begründeten, gut gepflegten Bestand auf sehr gutem Standort.

Q. rubra ist monözisch. Wie bei den anderen Eichenarten der Sektion *Lobatae* tritt die Fruchtreife erst im zweiten Jahr ein, im Gegensatz zu den Weißeichen einschl. Stiel- und Traubeneiche mit ihrem einjährigen Zyklus. Die Blüten erscheinen kurz vor oder mit dem Blattaustrieb im April bis Mai. Gute Mastjahre treten in Amerika alle zwei bis fünf Jahre auf (Gribko et al. 2002), in Deutschland eher alle 2 bis 3 Jahre, wobei es kaum Jahre ohne Fruchtansatz gibt (Göhre und Wagenknecht 1955). Erwähnenswert ist die unter den Einzelbäumen eines Bestandes starke Variation der Fruktifikation, die oft stärker ausgeprägt ist als Unterschiede zwischen den Beständen. Außerdem wurde bei einer 4-jährigen, großräumigen Untersuchung in Pennsylvania starkes Fruchten der Bestände nicht zeitlich synchron festgestellt, was v. a. auf das lokal unterschiedliche Auftreten von Spätfrösten während der Blüte zurückgeführt wurde. Durch dieselbe Studie wurden max. Samenmengen von 750.000 Eicheln je ha (etwa 2 t je ha) berichtet (Auchmoody et al. 1993). Die Bestandesdichte soll sich nach amerikanischen Angaben (Auchmoody et al. 1993, Healy et al. 1999) nicht stark auf das Fruchten auswirken, nach Angaben für Bestände in Deutschland aber doch eine gewisse Bedeutung besitzen (Göhre und Wagenknecht 1955). Eicheln sind in starken Mastjahren durchschnittlich größer und schwerer als bei Sprengmasten. Das ist bedeutend, da die Eichelgröße mit der Konkurrenzstärke der resultierenden Pflanze noch über Jahre korreliert ist (Johnson et al. 2002). Im ursprünglichen Herkunftsgebiet von *Q. rubra* gibt es sehr viele Fressfeinde, v. a. viele Vögel und Kleinsäuger, für die die Eicheln eine wichtige fett- und eiweißreiche Nahrungsgrundlage bilden, sowie ausgesprochene, teils stark spezialisierte Saatgutschädlinge wie Eichelbohrer und Eichelwickler. Deshalb steht in schwächeren Samenjahren weniger als ein Prozent der Eicheln für die Reproduktion zur Verfügung, und auch bei Vollmasten sind es mitunter kaum 5 % (Kormanik et al. 2006). Die Bedeckung mit Laubstreu oder die Einarbeitung in den Boden bei gesteuerten Naturverjüngungen kann zu einer deutlichen Senkung der Prädation beitragen (Scholz 1955, Zaczek et al. 1997, Garcia et al. 2002, Zaczek 2002, Lhotka et al. 2004), ebenso eine geringe Schirmdichte bzw. die komplette Entfernung des Altbestandes über Saaten (Buckley und Sharik 2002). Die Masse der Samen wird nicht über Distanzen von mehr als 150 m verbreitet. Kleinsäuger verstecken die Eicheln eher in unmittelbarer Nähe des Fundortes oder fressen sie sofort (Sork 1984, Gribko et al. 2002). Die effektivsten Vektoren für die Überwindung größerer Entfernungen sind auch in Amerika Häherarten (hier hauptsächlich der Blauhäher, *Cyanocitta cristata*), die neben Tauben bereits in der nacheiszeitlichen Rückwanderung eine große Rolle gespielt haben sollen (Aizen und Patterson 1990) und für die Transportentfernungen von bis zu 4 km mitgeteilt werden (Johnson et al. 2002). In Europa ist die natürliche Eichenverjüngung durch Hähersaat ebenfalls

untersucht worden. Kurzübersichten relevanter Quellen finden sich bei Otto (1996), Stimm und Knoke (2004) sowie Stähr und Bergmann (2006). Für Europa werden die amerikanischen Angaben zu möglichen Verbreitungsentfernungen bestätigt, einzig Otto (1996) gibt deutlich darüber hinausgehende 10 km an. Herauszustellen ist die eindeutige Präferenz des einheimischen Eichelhähers (*Garrulus glandularius*) für die großen, länglichen Früchte der Stieleiche (Bossema 1979, Bieberich 2014). Die Früchte der Roteiche werden nur bei Mangel an Eicheln von Trauben- und Stieleiche angenommen bzw. bei gleichzeitigem Angebot von Stieleicheln in deutlich geringerer Menge (Dreßel und Jäger 2002, Myczko et al. 2014). Letztere Autoren sehen die Ursache dafür v. a. in einem sehr hohen Tanningehalt der Roteicheln. Die Verjüngungsdichten nehmen mit zunehmender Entfernung vom Mutterbestand deutlich ab (Dreßel und Jäger 2002, Riepšas und Straigytė 2008), sodass im Abstand von über 150 m nur noch sehr wenige Jungpflanzen vorkommen. Myczko et al. (2014) berichteten jedoch trotz höheren Samenpotenzials an Stieleiche und deren Bevorzugung durch den Häher von einem insgesamt höheren Verjüngungserfolg von *Q. rubra*. Die Verstecke des Eichelhähers liegen häufig an lichten, von der Vegetation und Bodenbedeckung her für die Keimung günstigen Plätzen.

Die hypogäische Keimung der Eicheln findet im auf die Samenreife folgenden Frühjahr statt. Vor der Keimung durchläuft *Q. rubra* wie alle Roteichen-Arten eine Dormanz. Ein Überliegen der großen, inhaltsstoffreichen Früchte kommt so gut wie nicht vor, was eine Samenbankbildung vollständig ausschließt. Bei der Keimung bildet sich zuerst die Keimwurzel, aus der sich zügig eine kräftige Pfahlwurzel entwickelt. Hohe Bodentemperaturen begünstigen das Wurzelwachstum. Dicke, kompakte Humusdecken oder Grasfilz können die Keimwurzel am Erreichen des Mineralbodens hindern. An die Ausbildung der Keimwurzel schließt sich ein kurzes, starkes Sprosswachstum an. In nur einer Woche werden 10 bis 15 cm Sprosslänge erreicht. Bei Vollausbildung der ersten drei bis vier Blätter sind die Nährstoffreserven der Eichel erschöpft. Das Sprosswachstum vollzieht sich in Schüben („*Quercus*-Typ", Lyr und Hoffmann 1967). Johnson et al. (2002) wiesen darauf hin, dass es unter günstigen Bedingungen einen zweiten Wachstumsschub nach einigen Wochen (Johannistrieb) und manchmal sogar einen dritten geben kann. Das Wurzelwachstum mit einem Maximum im Frühsommer setzt sich über die gesamte Vegetationsperiode fort (Lyr und Hoffmann 1967, Johnson et al. 2002). Die Pfahlwurzel von *Q. rubra* erreicht im ersten Jahr häufig eine Länge von über 50 cm und im Maximum sogar bis ca. 80 cm (Göhre und Wagenknecht 1955, Lemke 1956, Lyr und Hoffmann 1967). Seitenwurzeln werden zunächst nur wenige ausgebildet. Eine Mindestanzahl von 6 Seitenwurzeln erster Ordnung mit > 1 mm Durchmesser gilt in Amerika bereits als Merkmal qualitativ guter einjähriger Sämlingspflanzen (Kormanik et al. 2006). Die Pfahlwurzel dient als Speicherorgan für Reservestoffe. Für den Wurzelhalsdurchmesser von Forstpflanzen wurde im Vergleich mit anderen morphologischen Merkmalen

wie Wurzellänge, Anzahl der Seitenwurzeln und Sprosslänge die engste statistische Beziehung zum späteren Wachstum der Pflanze gefunden (Dey und Parker 1997). Interessant ist der Befund von Lyr und Hoffmann (1967), die Sämlinge von *Q. rubra*, Douglasie und Waldkiefer für eine Vegetationsperiode unterschiedlichen Stufen der Beschattung von 15 % bis hin zu 85 % aussetzten. Im Gegensatz zu den anderen Baumarten, deren Gesamttrockengewicht am Ende der Vegetationsperiode mit zunehmender Beschattung geringer war und die gleichzeitig relativ mehr Ressourcen in das Sprosswachstum investierten, blieben Gesamtgewicht und Spross/Wurzel-Verhältnis bei *Q. rubra* nahezu konstant und damit lichtunabhängig.

Für das nordamerikanische Areal beklagen viele Autoren (u. a. Crow 1988, Nowacki et al. 1990, Collins und Carson 2004, Woodall et al. 2008) das nur sehr spärliche Vorhandensein oder häufig vollständige Ausbleiben etablierter Verjüngung der wirtschaftlich und ökologisch sehr wichtigen *Q. rubra*, selbst in Beständen, in denen sie im Altbestandsschirm noch hohe Anteile einnimmt. Mehrere Ursachen wurden dafür ausgemacht, u. a. das Ausbleiben von Störungen, in erster Linie Waldbränden, die sowohl von den Ureinwohnern als auch während der europäischen Kolonisation als gezieltes Mittel des Landmanagements und der Urbarmachung eingesetzt worden waren. Diese sollen *Q. rubra* gegenüber den schattenertragenden und ohne Störungen konkurrenzstärkeren Arten begünstigt haben, und zwar durch die vielfach beschriebene Wiederausschlagfähigkeit der Sämlinge und Jungpflanzen und auch die Stockausschlagfähigkeit älterer Bäume („Fire and Oaks"-Hypothese, Abrams 1992). Neuere Untersuchungen (Collins und Carson 2003) relativieren diese monokausale Erklärung. Vielmehr zeigen ihre Ergebnisse den großen Einfluss der hohen Verbisspräferenz von *Q. rubra* vor den meisten anderen Arten, v. a. gegenüber dem häufigsten direkten Konkurrenten Rotahorn (*Acer rubrum*), und weiterer komplexer Faktoren (Garcia und Houle 2005).

Die Schattentoleranz von *Q. rubra* wird allgemein als mäßig bis mittel eingeschätzt, in Deutschland zwischen der von Traubeneiche und Rotbuche. Zuletzt haben Vor und Lüpke (2002, 2004) und Vor (2005) die höhere Schattentoleranz von *Q. rubra* in der frühen Verjüngungsphase und die sich daraus ergebenden waldbaulichen Möglichkeiten herausgearbeitet. Eine vergleichende Zusammenstellung vieler Baumarten (Niinemets und Valladares 2006) sieht die Schattentoleranz von *Q. rubra* bei 2,75 (Skala von 0-5), damit kaum über der von Traubeneiche (2,73), etwas über Stieleiche (2,45) und weit unter heimischen Schattbaumarten wie Rotbuche (4,56), Winterlinde (4,18) und Hainbuche (3,96). Bei dichter Überschirmung verkümmern junge Roteichen, gegen Buchenverjüngung können sie sich in der Regel nicht durchsetzen (Abb. 35).

Neben dieser allgemeinen Einordnung erscheint eine differenziertere ökologische Betrachtung unter Einbeziehung von Standort, Alter, Bestandessituation sowie physiologischen und morphologischen Anpassungsmerkmalen weiterführend. Ne-

Abb. 35. Kümmernde (links) bzw. ausbleibende Roteichen-Naturverjüngung (rechts) aufgrund von Lichtmangel, Wildverbiss und Konkurrenz durch Buchen-Naturverjüngung (Fotos: T. Vor)

ben der Ausschlagfähigkeit und dem Verbiss spielen für die Verjüngungsetablierung von *Q. rubra* Mechanismen wie das Ausharren unter Beschattung, die bevorzugte Investition von Assimilaten in die auch als Speicherorgan fungierende Wurzel und die Akkumulation von Verjüngung verschiedener Samenjahrgänge unter dem Altbestandschirm eine Rolle (Johnson et al. 2002).

Das Ziel, größere Anteile an *Q. rubra* in der Verjüngung zu etablieren, wurde in Nordamerika zuletzt mit verschiedenen, z. T. kombinierten waldbaulichen Managementansätzen verfolgt (Rentch et al. 2003, Dey et al. 2008). Diese reichen vom Herbizideinsatz gegen Begleitvegetation und konkurrierende Baumarten im Unterstand vor der Hiebsreife über Variationen der Schirmsteuerung und den gezielten Einsatz von Feuer bis hin zur ergänzenden Pflanzung und Saat – bisher mit wechselnden Erfolgen. Ein universell erfolgversprechendes Verfahren wurde nicht identifiziert, und es zeichnet sich nicht ab, dass der Rückgang von *Q. rubra* in den Wäldern des

östlichen Nordamerikas gestoppt werden kann. Nur für reine, einschichtige Kiefernbestände am nördlichen Rand der regionalen Verbreitung ohne großen Wildverbissdruck wird von einem erfolgreichen Einwandern von *Q. rubra* berichtet (Michigan Department of Natural Resources, Forest Management Division, Wildlife Division 2000). In Europa werden solche Beobachtungen in größerem Umfang in Belgien (Vansteenkiste 2005) und in den Niederlanden (Oosterbaan und Olsthoorn 2005) gemacht. Auch in Deutschland kann *Q. rubra* auf armen Standorten unter Kiefernschirm natürlich ankommen, ohne bisher eine aggressive Ausbreitung zu zeigen (Vor 2005), oder durch Pflanzung erfolgreich etabliert werden (Wagner 1994, Heinsdorf et al. 2011, Radtke 2011), wobei auch hier der bevorzugte Wildverbiss der Art ein stark limitierender Faktor ist (Vor 2005).

Daneben gibt es in Deutschland Beispiele dichter Naturverjüngung von *Q. rubra* auch in Laubholzbeständen, in denen *Q. rubra* am Schirm beteiligt ist (Vor 2005). Major et al. (2013) widmeten sich diesem Phänomen und untersuchten den diesbezüglichen Einfluss des Standorts, des Altbestandschirms und des Unterstands aus anderen Baumarten. Ihre Studie umfasste vier mittelalte, im Schirm partiell von *Q. rubra* dominierte Waldbereiche mit Anteilen von Stieleiche, Hainbuche, Spitz- und Bergahorn, Esche, Sommer- und Winterlinde, allerdings ohne Rotbuche in einer früheren Überflutungsaue bzw. auf Berglandstandorten (lehmiger Boden aus Lössfließerde über Gneis). Sehr dichte Naturverjüngung von *Q. rubra* übertraf die Summe aller anderen Baumarten der Verjüngung bei Weitem. Die Verjüngungsdichte, im Mittel 24 je m² und im Maximum bis zu 125 je m², war negativ korreliert mit dem Calcium-Gehalt des Oberbodens, dem Alter der Verjüngung, dem Abstand vom Samenbaum (bei über 15 m Fehlen von Verjüngung), der Bestockungsdichte des Altbestandschirms und der Dichte des Unterstandes. Die Mittelhöhe der Verjüngung wurde positiv beeinflusst durch geringere Überschirmung, einen längeren Zeitraum seit der letzten Durchforstung und eine geringere Artendiversität des Bestands. Begünstigend für die erfolgreiche weitere Etablierung in Höhen über 2 m waren kleinere Bestandeslücken und fehlender Unterstand. Starke Eingriffe in den Oberstand sind demnach für das Ankommen und die Etablierung der Naturverjüngung von *Q. rubra* zunächst nicht erforderlich bzw. durch die zu schnelle Förderung von Konkurrenzarten sogar kontraproduktiv. Förderlich für die Etablierung eines „Verjüngungsvorrats" an *Q. rubra* auch aus mehreren Samenjahren ist die Regulierung oder Entnahme des Unterstands. Kalkungen dürften die Verjüngung hemmen.

Offene Fragen im Vergleich zu Nordamerika, z. B. nach einer eventuell höheren Schattentoleranz von *Q. rubra* in Europa, einer größeren Lichtdurchlässigkeit hiesiger „geschlossener" Kronenschirme oder einer geringeren, von einheimischen schattentoleranten Arten ausgehenden Konkurrenz, wurden anschließend von Kuehne et al. (2014) untersucht. Die Arbeit bezog auch physiologische und morphologische Eigenschaften ein. Untersucht wurde etablierte Verjüngung im Höhenbereich von

75 bis 125 cm unter geschlossenem Schirm (Total Site Factor 7 bis 9 %), auf kleineren Lücken (TSF 25 %) und in Bestandeslöchern (TSF 65 %). Die für *Q. rubra* gefundenen photosynthetischen Eigenschaften entsprachen denen in Nordamerika. Im Vergleich mit schattentoleranteren europäischen Arten (Bergahorn, Hainbuche) zeichnete sich *Q. rubra* unter geschlossenem Kronenschirm und vor allem in kleineren Bestandeslücken durch den größten Blattflächenindex und somit eine hohe Photosynthesekapazität, eine geringe Dunkelrespiration und einen niedrigen Lichtkompensationspunkt aus, der dem der eigentlich schattentoleranteren Konkurrenzarten entsprach. Demzufolge ist Lichtmangel für die Verjüngungsmisserfolge in Amerika möglicherweise nicht der begrenzende Faktor, da hier gemessene Strahlungswerte den dortigen bei ausbleibender Verjüngung entsprachen. Vor allem in kleineren Lücken zeigte *Q. rubra* eine hohe, dem Bergahorn mindestens ebenbürtige Photosyntheseeffizienz, die sich mit weiterer Lichtzunahme in großen Bestandeslöchern nicht mehr steigerte. Das kennzeichnet beide Arten als „Lückenspezialisten" und deutet zumindest für das untersuchte frühe Entwicklungsstadium auf eine relativ hohe Schattentoleranz von *Q. rubra* hin. Gleichzeitig blieben aber die Zuwachsraten des Sprosses hinter dem Bergahorn zurück. *Q. rubra* investierte größere Teile der Assimilatproduktion zunächst in die Wurzel.

Der Regelfall für die Etablierung von *Q. rubra* in Deutschland ist jedoch nicht die Naturverjüngung, sondern bislang fast ausschließlich die künstliche Begründung durch Pflanzung oder Saat (Bauer 1953a, Göhre und Wagenknecht 1955). Pflanzenzahlen von 5.000 je ha sollten dabei auf der Freifläche und auch unter lichtem Schirm nicht unterschritten werden, um qualitativ hochwertige Bestände zu erzielen (Radtke 2011, Mews 2012). Nachdem früher häufig Reinbestände begründet wurden, abgesehen von truppweiser Ergänzung mit *Q. rubra* in lückiger Buchennaturverjüngung (Grundner 1921), ist heute die Begründung von Mischbeständen mit Anteilen der heimischen Buche vorgesehen (NMLELV 2004). Vorteile hinsichtlich des Frostschutzes bietet die Begründung unter Kiefernschirm (Heinsdorf et al. 2011, Radtke 2011).

4.13.4.3 Wachstum

Q. rubra zeigt sowohl in ihrem Ursprungsareal in Nordamerika, wo sie auf mittleren Standorten zu den wüchsigsten Eichenarten gehört (Carmean und Hahn 1983), als auch in Deutschland auf einem relativ breiten Standortspektrum ein gutes Wachstum. Stratmann und Warth (1987) schätzten die erreichbare Volumenleistung von *Q. rubra* auf nicht extremen Standorten zwischen der der heimischen Eichen und der der Buche ein, wobei die Durchmesserentwicklung beiden überlegen ist (Mitscherlich 1957a, b, Lockow 2002, Seidel und Kenk 2003). Auch wenn die Holzqualität und die Holzerlöse einheimischer Eichen nicht ganz erreicht werden, dürfte das

durch die hohe Massenleistung und die nur halb so lange Produktionszeit mehr als kompensiert werden (Seidel und Kenk 2003).

Ein Bestandeswachstumsmodell für *Q. rubra* in Deutschland erarbeitete Bauer (1953a, Schober 1987) für eine gestaffelte Hochdurchforstung (stark bis mäßig). Auf der Grundlage zahlreicher Probeflächenaufnahmen leitete er einen Bonitätsfächer mit drei Ertragsklassen ab. Amerikanische Ertragstafeln beschreiben ein ähnliches Leistungsspektrum (z. B. Schnur 1937, Dale 1972) bzw. gehen im oberen und unteren Bereich etwas darüber hinaus. Andere europäische Ertragstafeln (Faber 1966, Bastide und Faber 1972, Laurent et al. 1988, Rédei et al. 2007) kommen durch die Unterstellung anderer Behandlungsmodelle sowie durch regionale Unterschiede des Ertragsniveaus zu etwas abweichenden Ertragszahlen und weisen in einigen Fällen eine höhere Volumenleistung aus. Ein Einzelbaumwachstumsmodell für *Q. rubra* in Nordwestdeutschland, das auf der Datengrundlage langfristiger ertragskundlicher Versuchsflächen parametrisiert wurde, kann den Wachstumsverlauf von Roteiche in Rein- und Mischbeständen zutreffend abbilden (Nagel 1994).

Die Höhenentwicklung von *Q. rubra* zeichnet sich durch ein sehr rasches Jugendwachstum aus, das dem der heimischen Eichenarten und der Rotbuche weit überlegen ist. Am ehesten ist der Verlauf des Höhenwachstums mit dem des Bergahorns vergleichbar (Schober 1987). Brun (1987) fand bei Stammanalysen in 13- bis 22-jährigen *Q. rubra*-Beständen auf guten Standorten im Aargau/Schweiz ein durchschnittliches jährliches Höhenwachstum von 0,86 m und maximale Jahrestrieblängen von bis zu 2,1 m. Sehr wüchsige junge Bestände von *Q. rubra* in einem Altersbereich zwischen 19 und 32 Jahren fand auch Mauerhof (2011) im nordwestdeutschen Tiefland. Von neun untersuchten Beständen lagen sieben nach ihrer Oberhöhe deutlich über der I., teilweise sogar über einer extrapolierten 0. Ertragsklasse der Ertragstafel von Bauer (1953a). Der in einigen Beständen beigemischten gleichaltrigen Rotbuche zeigte sich *Q. rubra* im Wachstum zunächst weit überlegen, während der Vorsprung gegenüber der Hainbuche auf einem ziemlich gut versorgten, frischen Standort deutlich geringer war. Bereits Göhre und Wagenknecht (1955) stellten nach eigenen umfangreichen Probeflächenerhebungen die Notwenigkeit heraus, das durch die Tafel von Bauer abgedeckte Leistungsspektrum um eine 0. und eine IV. Ertragsklasse zu erweitern, bestätigten jedoch die Form des Höhenentwicklungsverlaufs für Nordostdeutschland. Dagegen konnte für Süddeutschland und Sachsen das starke Nachlassen des Höhenzuwachses und des laufenden Volumenzuwachses ab einem Alter von 60 Jahren nicht bestätigt werden (Mitscherlich 1957a, b, Wenk et al. 1990).

Voranbauten von *Q. rubra* wurden durch eine 20- bzw. sogar 30-jährige Überschirmung anfangs lichter, später bei Bestockungsgraden von 0,8 nahezu wieder geschlossener Kiefernbestände zwar im Wachstum gebremst, reagierten aber auf eine anschließende Freistellung gut und blieben für den Folgebestand übernahmewürdig (Bachmann et al. 1994, Heinsdorf et al. 2011).

Höchste Volumenleistungen weit oberhalb des Rahmens der Ertragstafel von Bauer (Schober 1987) fanden Seidel und Kenk (2003) auf mäßig frischen Standorten (Lösslehm über Buntsandstein/Tonlöss/Feinlehm) bei hohen Niederschlägen und ausreichendem Wärmeangebot in Baden-Württemberg. Im Alter von 120 Jahren wurden Oberhöhen von deutlich über 40 m erreicht. Das bedeutete gegenüber gleichaltrigen, standortgleichen Traubeneichenbeständen eine Überlegenheit von 11 bis 14 m in der Höhenentwicklung und eine um bis zu 500 Vorratsfestmeter je ha höhere Gesamtwuchsleistung. Brusthöhendurchmesser von 60 cm wurden in 60 bis 80 Jahren erreicht. Eine wirtschaftliche Grenze der Anbauwürdigkeit scheint dagegen auf ziemlich armen, mäßig frischen Standorten bei gleichzeitig geringen Niederschlägen im kontinentaleren Südosten Brandenburgs gegeben, wo *Q. rubra* nur noch eine IV. Ertragsklasse (extrapoliert) leistete (Stähr und Peters 2004).

Immer wieder hervorgehoben wird die ausgesprochen starke Selbstdifferenzierung von *Q. rubra* auch in gleichaltrigen Beständen, die bei hochdurchforstungsartiger Behandlung zur dauerhaften Erhaltung eines stammzahlreichen arteigenen Unterstandes führt (Bauer 1953a, Göhre und Wagenknecht 1955, Stratmann und Warth 1987, Spellmann 1994, Lüdemann und Bernsmann 1998, Danusevičius et al. 2002, Mauerhof 2011). In unbehandelten Beständen können sich erstaunlich hohe Dichten lebender Bäume erhalten, was sich in gemessenen Grundflächenhaltungen von über 50 m² je ha ausdrückt (Trauboth 2004).

In Amerika gilt *Q. rubra* als langlebige Baumart, die in Old-Growth-Beständen Alter von 250 bis 500 Jahren erreichen kann (USDA NRCS 2002, Gevel et al. 2012), während Bauer (1953a) anhand damals sehr weniger älterer Bestände in Deutschland von nachlassender Vitalität ab einem Alter von 100 Jahren ausging.

4.13.5 Waldbauliche Behandlung

Das Produktionsziel für *Q.-rubra*-Bestände in Deutschland ist die Erzeugung eines hohen Anteils an hochwertigem, starkem Stammholz, weshalb Zieldurchmesser in Brusthöhe von 65 cm angestrebt werden. Das schnelle Wachstums und die gute Zuwachsreaktion vitaler, qualitativ guter Einzelbäume auf eine gezielte Förderung lassen die Erreichung dieses Ziel in Produktionszeiträumen von 80 bis 120 Jahren auch auf Standorten realistisch erscheinen, die in ihrer Nährstoffversorgung unter den Ansprüchen der heimischen Eichen und Edellaubbäume für ein optimales Wachstum liegen (Seidel und Kenk 2003, NMLELV 2004).

Die Begründung von *Q.-rubra*-Beständen erfolgt in Deutschland überwiegend durch Pflanzung, teilweise auch durch Saat (Bauer 1953a, Göhre und Wagenknecht 1955, Lüdemann und Bernsmann 1998). Erfahrungen mit der gezielten Einleitung und der waldbaulichen Behandlung von Naturverjüngung liegen hierzulande bisher kaum vor. Für eine gute Qualitätsentwicklung werden Pflanzenzahlen nicht unter

5.000 je ha Nettopflanzfläche ggf. zuzüglich gleichzeitig eingebrachter Mischbaumarten wie Rotbuche oder Hainbuche empfohlen. Im Hinblick auf die waldbauliche und ökologische Funktion der Mischbaumarten ist eine einzelstamm- bis truppweise Mischung vorzusehen (NMLELV 2004, Mews 2012). Während eine Jungwuchspflege aufgrund des guten Jugendwachstums deutlich weniger intensiv ausfallen kann als bei Kulturen heimischer Eichen (Lüdemann und Bernsmann 1998), scheinen Läuterungen in der späten Dickungs- bzw. frühen Stangenholzphase trotz der starken Selbstdifferenzierung erforderlich zu sein, da hohe Vitalität und gute Qualität an Einzelbäumen nicht immer zusammenfallen und qualitativ schlechte Exemplare früh Dominanz erlangen können (Mews 2012).

Der Wachstumsgang lässt anschließend eine früh beginnende, gestaffelte Durchforstung sinnvoll erscheinen, die bei erreichten Oberhöhen von 14 bis 16 m einsetzt. Zu diesem Zeitpunkt haben die ca. 120 je ha auszuwählenden Z-Bäume astfreie Schaftlängen von 6 bis 8 m erreicht. Süddeutsche Behandlungsvorschläge gehen von deutlich geringeren Z-Baumzahlen im Rahmen von 60 bis 80 je ha aus (Seidel und Kenk 2003). Göhre und Wagenknecht (1955) weisen ebenfalls auf die Notwendigkeit des frühen Durchforstungsbeginns hin, empfehlen jedoch für die erste Durchforstung noch eine vorsichtigere Förderung der künftigen Wertträger, um deren Kronen allmählich zu entwickeln. Einigkeit besteht in einer hochdurchforstungsartigen Behandlung (Bauer 1953b, c), die vorrangig die Wertträger fördert. Die ersten Durchforstungen sind in kurzen Abständen von 4 bis max. 5 Jahren als starke Hochdurchforstungen zu führen.

Die dadurch bis zum Alter von 50 bis 60 Jahren entwickelten großen, vitalen Kronen der Z-Bäume ermöglichen den Übergang zu schwächeren Eingriffen bei gleichzeitig ansteigendem Vorrat hauptsächlich durch das weiterhin starke Wachstum der herausgearbeiteten Wertträger. Die Gefahr der Entstehung von Wasserreisern ist vor allem an gut bekronten Exemplaren von *Q. rubra* wesentlich geringer als bei Trauben- oder Stieleiche. Ein stammzahlreicher arteigener Unterstand bleibt durch die Hochdurchforstungen erhalten. Eine Schaftpflege kann noch effektiver durch einen Unterstand aus heimischen Schattbaumarten wie Rotbuche, Hainbuche und ggf. Winterlinde gewährleistet werden. Gleichzeitig können diese Mischbaumarten zur ökologischen Integration von *Q. rubra* beitragen.

Bei Erreichen des Zieldurchmessers an den ersten Bäumen beginnt die einzelstamm- bis gruppenweise Zielstärkennutzung, die mit der Naturverjüngung der am Bestandesaufbau beteiligten Baumarten einhergeht. Der Unterstand eröffnet die Möglichkeiten der Steuerung des Ankommens und der Zusammensetzung der Verjüngung entsprechend dem unterschiedlichen Lichtbedarf von *Q. rubra* und der heimischen Schattbaumarten.

4.13.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.13.6.1 Biotische Risiken

Alles in allem zeigte *Q. rubra* in der bisherigen Zeit ihres Anbaus in Deutschland verglichen mit anderen Arten eine geringe Anfälligkeit gegenüber biotischen Risiken. Regional aufgetretene Pilzerkrankungen waren häufig auf Vorschädigungen durch Witterungsextreme auf trockenen oder wechseltrockenen Standorten zurückzuführen. Krankheitsbilder mit komplexen Ursachen wie bei den heimischen Eichenarten („Eichensterben") gibt es bisher an *Q. rubra* in Deutschland nicht, obwohl sie für das Heimatareal als Zusammenwirken von Vorschädigungen durch Witterungsextreme, Luftverschmutzung, Entlaubung (Schwammspinner) sowie den Befall durch Prachtkäfer (Gattung *Agrilus*) und Hallimasch durchaus beschrieben werden (Wargo et al. 1983, McClenahen et al. 1997).

Im natürlichen Verbreitungsgebiet gibt es für alle Entwicklungsstadien von *Q. rubra* eine große Zahl von Tierarten und auch pilzlichen Erregern, die teilweise zu ernsthaften Schädigungen führen können. Viele, z. T. auch stark spezialisierte Insekten, vor allem Eichelwickler (Schmetterlinge) und Eichelbohrer (Rüsselkäferarten), daneben auch einige Pilz- und Bakterienarten schädigen die Früchte und verhindern so die Keimung (Gribko 1995, Desmarais 1998, Johnson et al. 2002). Darüber hinaus fressen in Amerika zahlreiche Vertreter der sehr artenreichen Gruppe der Kleinsäuger und auch viele Vögel die Eicheln der Roteiche (Sork 1984, Gribko et al. 2002, Johnson 2002). In Europa ist die Prädation bzw. Infektion der Früchte von *Q. rubra* bisher erheblich geringer, weshalb europäisches Roteichensaatgut als gesünder gilt (Daubree und Kremer 1993). Die Aufnahme der Eicheln durch Wild (Schwarzwild – frisst vereinzelt auch die Pfahlwurzel ein- bis zweijähriger Sämlinge – und Rotwild) und Nagetiere findet auch bei uns statt, aber nicht über das Maß großfrüchtiger einheimischer Baumarten wie Trauben- und Stieleiche und Rotbuche hinaus. Der europäische Eichelhäher bevorzugt aufgrund der Koevolution die Früchte der heimischen Eichen (Stähr und Bergmann 2006, Myczko et al. 2014).

Die biotischen Gefahren in der Verjüngungs- und Jungwuchsphase bleiben bei *Q. rubra* geringer als bei anderen Baumarten, speziell den heimischen Eichen. Für verschiedene Insekten ist zwar ein vereinzeltes Auftreten in dieser Phase beschrieben worden, ohne dass bislang größere Schäden eingetreten wären (Göhre und Wagenknecht 1955, Heydeck und Majunke 2002). Eine Ausnahme bildet der Wurzelfraß durch Maikäferengerlinge, die *Q. rubra* sogar bevorzugen sollen (Heydeck und Majunke 2002). Gegen Eichenmehltau ist *Q. rubra* nahezu resistent. Trotz ausnahmsweisem Befall kann sich der Pilz auf ihren Blättern nicht entwickeln (Bauer 1953a). Der Fraß durch Mäuse ist dem an heimischen Laubhölzern vergleichbar.

Hervorzuheben ist die sehr starke Verbissgefährdung von *Q. rubra*, vorrangig durch Reh- und Rotwild (Göhre und Wagenknecht 1955, Vor 2005), aber auch durch

Kaninchen und Hase, was eine erfolgreiche Verjüngung ohne geeigneten Wildschutz trotz des guten Wiederausschlagvermögens in den meisten Fällen verhindert. Eine amerikanische Untersuchung zeigte, dass v. a. Sommerverbiss von *Q. rubra* schlecht regeneriert wird (Morrissey et al. 2008).

Blattfressende und minierende Schmetterlingsarten, die Bestände der heimischen Eichenarten in starkem Maße schädigen und häufig unter der Bezeichnung „Eichenfraßgesellschaft" zusammengefasst werden, befallen auch *Q. rubra* (Göhre und Wagenknecht 1955), allerdings in unterschiedlichem Ausmaß (Heydeck und Majunke 2002). Demnach fressen die Frostspannerarten, Goldafter, Eichenprozessionsspinner und Schwammspinner bei Massenvermehrungen durchaus auch an Roteiche. Letzterer ist als in die USA eingeschleppte Art dort mittlerweile der größte Blattschädling an *Q. rubra*. Dagegen ist der Fraß von Eichenwickler und Eichenminiermotte an *Q. rubra* eher unbedeutend (Bauer 1953a, Göhre und Wagenknecht 1955, Heydeck und Majunke 2002). Durch kräftiges Wiederausschlagen und die geringe Mehltauanfälligkeit der frischen Triebe bleiben die schädlichen Auswirkungen des Blattfraßes in jedem Fall geringer als an Stiel- und Traubeneiche.

Einige pilzliche Schaderreger besitzen hierzulande zumindest regional oder zeitweilig eine gewisse Bedeutung. Der sogenannte Pezicula-Krebs (auch „Zimtscheibe"), verursacht durch den Pilz *Pezicula cinnamomea*, ist bisher vor allem auf Grenzstandorten (arm und trocken oder wechselfeucht) im Zusammenhang mit Witterungsextremen stärker in Erscheinung getreten. Der Pilz befällt Bestände ab einem Alter von 20 bis 40 Jahren und verursacht Stammnekrosen von bis zu mehreren Metern Höhe und dadurch Zuwachseinbußen sowie in späteren Stadien eine Holzentwertung, ohne dass befallene Bäume eine akute Infektionsquelle bildeten (Kehr 1991). Der an Laubbaumarten verbreitete, sonst saprophytische Runzlige Schichtpilz (*Stereum rugosum*) dringt bevorzugt über Wunden in das Gewebe von *Q. rubra* ein, verursacht Nekrosen bzw. Stammverformungen (Stereum-Krebs) und führt zu Weißfäule. Kürzlich sind in Südwestdeutschland schwere Wurzelschäden an *Q. rubra* durch den Spindeligen Rübling (*Gymnopus fusipes*) aufgetreten (Metzler et al. 2010), die mit Vorschädigungen durch extreme Trockenperioden in Verbindung gebracht werden. Vorrangig als Schwächeparasit im Gefolge anderer Vorschädigungen tritt Hallimasch an *Q. rubra* auf.

4.13.6.2 Abiotische Risiken

Auch gegenüber abiotischen Risiken hat sich *Q. rubra* in Deutschland bisher als sehr widerstandsfähig und stabil erwiesen. Gegenüber bestimmten abiotischen Schadeinflüssen besitzt sie eine ausgesprochene Toleranz, was sie in der Vergangenheit beispielsweise für den Einsatz in Gebieten mit starker Immissionsbelastung bzw. für die Bepflanzung von Waldbrandschutzriegeln qualifizierte.

Q. rubra ist sehr sturmfest, da ihr intensives Wurzelsystem dem der heimischen Eichen ähnelt. Abstriche davon gibt es nur auf extrem staunassen bzw. flachgründigen Böden.

Gegenüber Waldbränden ist *Q. rubra* weniger anfällig bzw. deutlich besser angepasst als viele andere Baumarten (Dey 2002, Arthur et al. 2012, Brose et al. 2014). Ältere Bäume sind aufgrund der dünneren Borke zunächst stärker gefährdet als heimische Eichen, aber Knospen am Wurzelhals ermöglichen den Neuausschlag, was für jüngere Exemplare ohnehin gilt (Wezel 1950). Diese Fähigkeit und die effektive Beschattung zur Unterdrückung von Vergrasung bedingten den vielfachen Einsatz bei der Begründung von Waldbrandriegeln in großen Nadelholzblöcken.

Q.-rubra-Kulturen auf Freiflächen sind spätfrostgefährdet wie die heimischer Eichen, Schäden werden jedoch aufgrund des guten Wiederaustriebvermögens besser überstanden. Außerdem entwächst *Q. rubra* durch die starke Johannistriebbildung der bodennahen Spätfrostgefahr schneller. Frühfroste sollen besonders bei unangepassten Herkünften mit spätem Vegetationsabschluss zu einer verstärkten Zwieselbildung führen (Brun 1987, Danusevičius et al. 2002). Starke Winterfrostereignisse werden bis in deutlich kontinentale Klimabereiche gut ertragen, ausnahmsweise können Frostrisse entstehen, aber seltener als an Trauben- und Stieleiche. Gegen Hitze und Dürreperioden gilt *Q. rubra* im Baumholzalter als widerstandsfähig und weniger im Zuwachs beeinträchtigt (Schober 1951). Schneedruck- oder Bruchschäden treten kaum auf, da der Laubfall relativ früh erfolgt.

Gegenüber Immissionsbelastungen, speziell gegenüber SO_2, gilt *Q. rubra* als tolerant („rauchhart", Göhre und Wagenknecht 1955, Thomasius und Hartig 1989, Hesse 1998, Heydeck und Majunke 2002), jedoch erleidet auch sie hier Zuwachseinbußen und wird anfälliger gegenüber biotischen Schäden (McClenahen et al. 1997, 1999).

4.13.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.13.7.1 Ökologische Integration

Innerhalb der Gattung der Eichen unterscheiden sich die einzelnen Sektionen in ihrer polygenetischen Entwicklung, was zur Herausbildung deutlich abweichender Eigenschaften der Taxa geführt hat. Im östlichen Nordamerika bedingte das im Zuge der koevolutionären Entwicklung eine Spezialisierung bestimmter Arten auf die Eigenschaften der unterschiedlichen Eichen-Sektionen. Infolgedessen können z. B. in Europa streng an die zu den Weißeichen zählenden Trauben- und Stieleichen angepassten Arthropoden nicht ohne Weiteres auf *Q. rubra* übergehen (Nieukerken et al. 2012). Das Spektrum herbivorer Insektenarten, das hierzulande an *Q. rubra* vorkommt, ist deshalb deutlich kleiner als an den heimischen Eichenarten (Goßner

und Simon 2005), bzw. bestimmte Arten kommen zwar an *Q. rubra* vor, präferieren jedoch eindeutig Stiel- oder Traubeneiche (Goßner 2002).

Q. rubra deshalb jegliche ökologische Integration abzusprechen, wäre jedoch verfehlt. An Roteiche können z. B. mehr Käfer- und Wanzenarten vorkommen als beispielsweise an der einheimischen Buche (Goßner 2004b). Wie verschiedene Untersuchungen zeigen, gibt es eine ganze Reihe von Arten, die vor allem die Strukturen dieser Baumart als Lebensraum nutzen, aber auch für ihre Einbindung in die Stoffkreisläufe sorgen. Prominente Beispiele geschützter Arten, für die Vorkommen an *Q. rubra* nachgewiesen wurden, sind das im unteren Stammbereich von Laubbäumen auf der Rinde lebende Grüne Besenmoos *Dicranum viride* (RP Stuttgart 2011) sowie als Totholzbesiedler der Heldbock *Cerambyx cerdo* (Volk 2004) und der Hirschkäfer *Lucanus cervus* (Schabel 2012).

Eine ungünstige und schwer zersetzbare Streu wird häufig als Beleg für negative Auswirkungen der Baumart angeführt. Die Notwendigkeit einer nach Standorten differenzierten Sichtweise wurde bereits gezeigt. Göhre und Wagenknecht (1955) weisen diesbezüglich auf einen Widerspruch in der Arbeit von Bauer (1953a) hin, der die These der schlechten Streuzersetzung von *Q. rubra* übernimmt, für seine zahlreichen Probeflächen jedoch hauptsächlich Mull- und Moderhumuszustände beschreibt und Rohhumusauflagen nur auf den allerärmsten Sandstandorte fand. Straigytė et al. 2009 fanden bei gezielten Vergleichsuntersuchungen zwar die höchste produzierte Streumenge und das anfänglich mit Abstand höchste C/N-Verhältnis der Streu an *Q. rubra*, gleichzeitig aber einen deutlich schnelleren Streuabbau als bei der Stieleiche, was diese Effekte zum großen Teil kompensierte.

Das Totholz von *Q. rubra* ist schneller abbaubar als das der heimischen Eichen (Möller 1998). Seine Attraktivität für verschiedene Arten von Ambrosiapilze züchtenden, xylophagen Käfern der Gruppe *Xyleborus*, die maßgeblich an den frühen Zersetzungsphasen beteiligt sind, zeigten Faccoli und Rukalski (2004). Sammler et al. (2011) wiesen in Brandenburg 120 lignikole Pilzarten an *Q. rubra* nach, darunter zahlreiche in Brandenburg bzw. Deutschland seltene bzw. gefährdete Arten. Die entstehenden Strukturen können von typischen Totholzinsekten genutzt werden. Möller (1998) fand drei überregional stark gefährdete Schnellkäferarten im Totholz von *Q. rubra*. Außerdem ist *Q. rubra* ebenso wie die heimischen Eichenarten eine ausgesprochen mykotrophe Baumart. Sammler et al. (2011) fanden 115 verschiedene Ectomykorrhizapilze an *Q. rubra*. In einem Roteichenbestand auf einem Rekultivierungsstandort in der Lausitz waren bei Kronenschluss im Alter von 20 Jahren 100 % der Bäume mykorrhiziert, deutliche Unterschiede in den Ectomykorrhizagemeinschaften von *Q. rubra* und Traubeneiche wurden nicht gefunden (Gebhardt et al. 2006).

Untersuchungen zur Diversität der Krautschicht von *Q.-rubra*-Beständen in der Bergbaufolgelandschaft (Denkinger und Wiegleb 2006) fanden hier keine artenär-

mere Ausprägung als in vergleichbaren Traubeneichenbeständen. Vielmehr waren die Einbettung des Waldstandorts ins Landschaftsmosaik, die Artausstattung der Umgebung und die Bestandesstruktur (Störungen) ausschlaggebend für das Vorkommen der Gefäßpflanzenarten.

Balkenhol et al. (2006) untersuchten in einer unechten Zeitreihe von Roteichenbeständen auf Bergbaurekultivierungsböden die Staphiliniden- und Chilopodenfauna und verglichen sie mit Roteichen- und Traubeneichenbeständen auf gewachsenem Boden. Ein Einfluss der Eichenart auf die zoophage Bodenfauna konnte nicht festgestellt werden, vielmehr erwies sich als bedeutend, ob es sich um einen gestörten oder ungestörten Boden handelte. Roteichenaufforstungen auf Kippenstandorten beherbergten thermophile Offenlandarten und sogar einige Rote Liste-Spinnenarten. Auch auf die Spinnen in der Krautschicht gab es keinen Einfluss der Eichenart (Balkenhol 2006), wie er in anderen Untersuchungen für die höheren Strata des Bestandes (Kronenraum) nachgewiesen worden war (Goßner 2002 und 2004a). Insgesamt trugen Wälder aus *Q. rubra* positiv zur Gesamtdiversität von Bergbaufolgelandschaften bei.

4.13.7.2 Prädation und Herbivorie

Bedeutende Aspekte der Prädation und Herbivorie wurden bereits in den Abschnitten 4.13.6.1 „Biotische Risiken“ und 4.13.7.1 „Ökologische Integration“ behandelt.

Unter den herbivoren Insekten sind überwiegend polyphage Arten bzw. Artengruppen an *Q. rubra* zu finden. Ausgesprochen stenophage Arten der heimischen Eichen waren bisher an *Q. rubra* kaum vertreten, allein schon aufgrund der phylogenetischen Unterschiede der Eichen-Sektionen. So fanden Goßner (2005) bzw. Goßner und Simon (2005) an den Früchten von *Q. rubra* in Deutschland keine Eichelbohrer (Rüsselkäferarten) und nur wenige der geringer spezialisierten Eichelwickler (Schmetterlinge). Auch Gallbildner wurden an den Blättern von *Q. rubra* in einer Untersuchung von Sammler et al. (2011) überhaupt nicht gefunden. Unter den Insekten, die in Europa als Blattminierer, Blattfresser oder Pflanzensaftsauger an Trauben- und Stieleiche adaptiert sind, waren es wiederum eher polyphage Arten, die auch an *Q. rubra* nachgewiesen wurden. Die Gesamtzahl an *Q. rubra* gefundener Insektenarten blieb bisher deutlich geringer als an Trauben- und Stieleiche (Ashbourne und Putman 1987, Goßner 2004a, Csóka und Szabóky 2005, Goßner und Simon 2005, Turčáni et. al. 2009).

Bezüglich des Wildverbisses ist *Q. rubra* in Deutschland eine stark präferierte Art (Göhre und Wagenknecht 1955, Vor 2005). Ebenso werden die Eicheln gern von Schwarz- und Rotwild aufgenommen.

4.13.7.3 Interspezifische Konkurrenz

In der Schattentoleranz und der Konkurrenzstärke ist *Q. rubra* den heimischen Arten Stieleiche und Traubeneiche in allen Entwicklungsstadien deutlich überlegen (Zimmerle 1950, Vor und Lüpke 2002, 2004, Kuehne et al. 2014, Stratmann und Warth 1987). In frühen Entwicklungsstadien zeigt sie auch gegenüber als schattentoleranter geltenden heimischen Baumarten wie Bergahorn und Hainbuche ein erstaunliches Behauptungsvermögen (Major et al. 2013), ohne dass die Schattentoleranz zunächst mit dem für invasive Baumarten charakteristischen rasanten und überlegenen Sprosswachstum verbunden war (Kuehne et al. 2014). Dabei wird häufig das ausgesprochen phototrope Wachstum der Roteiche deutlich, das ihr hilft, verfügbaren Kronenraum zu besetzen (Abb. 36). Unter Freiflächenbedingungen und in Lücken bzw. unter einem lichteren Schirm bleibt *Q. rubra* auch gegenüber der Rotbuche zunächst relativ konkurrenzstark (Vor und Lüpke 2002, Mews 2012). Unter geschlossenem Laubholzschirm ist das Höhenwachstum von *Q.-rubra*-Verjüngung jedoch dem der Rotbuche unterlegen. In gleichaltrigen Mischungen auf der Freifläche holt die Rotbuche mit der Zeit immer weiter auf und erreicht ohne eine waldbauliche Konkurrenzsteuerung die Höhe von *Q. rubra* vor dem Alter von 100 Jahren mit gewissen Differenzierungen in Abhängigkeit von der Standortgüte (Stratmann und Warth 1987). Die Begründung von Mischbeständen mit Rotbuche eröffnet effektive waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten für die Verjüngung von *Q. rubra* und die Baumartenzusammensetzung des Folgebestands (NMLELV 2004).

Abb. 36. Typisch für die Roteiche – Kronenraumeroberung durch Phototropismus
(Foto: T. Vor)

In den USA zeigte *Q. rubra* in unbehandelten, gleichaltrigen Laubholzmischbeständen auf Freiflächen bzw. nach starken Exploitationshieben selbst bei anfangs geringen Mischungsanteilen eine geringe Mortalität, eine hohe Durchsetzungsfähigkeit und ein gutes Wachstum, konnte sich aber in dieser Ausgangssituation nicht natürlich verjüngen und blieb so an der nächsten Bestandesgeneration vollkommen unbeteiligt (Sander und Williamson 1957, Oliver 1978). Wiemann et al. (2004) sehen bei einem langfristigen, ungleichaltrigen Management von Laubholzmischbeständen durch Zielstärkennutzung allgemein eine starke Benachteiligung „lichtbedürftiger" Arten wie *Q. rubra* und Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*).

4.13.7.4 Hybridisierung

Die Bildung von Art-Hybriden unter Beteiligung von *Q. rubra* ist nur mit anderen Eichenarten der Sektion *Lobatae* möglich. Entsprechende Hybriden wurden identifiziert und beschrieben. Tirmenstein (1991) nennt sechs, Magni Diaz (2004) sieben bisher gefundene Hybriden. Eine Hybridisierung mit den heimischen Arten Trauben- und Stieleiche, die zur Sektion der Weißeichen gehören, ist dagegen vollständig ausgeschlossen.

4.13.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Für mit *Q. rubra* nach Europa gelangte schädliche Organismen oder Krankheiten gibt es bisher kaum Nachweise und keine Schadensmeldungen.

Haltofová et al. (2005) haben den Erreger des in Europa ohnehin schon vorhandenen asiatischen Kastanienkrebses (*Cryphonectria parasitica*) zufällig auch an einzelnen Exemplaren von *Q. rubra* im Windschutzstreifen einer Forstbaumschule in Südmähren (Tschechien) nachgewiesen.

Das erste streng an *Q. rubra* gebundene, nordamerikanische Insekt wurde mit *Bucculatrix ainsliella* Murtfeld, einer blattfressenden Schmetterlingsart, erstmals 2006 in Europa nachgewiesen und scheint mittlerweile in den Niederlanden, in Belgien und Nordrhein-Westfalen verbreitet zu sein, ohne dass bisher Schäden durch sein Auftreten registriert wurden (Nieukerken et al. 2012).

Bisher nicht in Europa aufgetreten ist die im natürlichen Verbreitungsgebiet gefürchtete Eichenwelke, eine tödliche Pilzerkrankung an Eichen verschiedener Arten, verursacht durch den Pilz *Ceratocystis fagacearum* (O'Brien et al. 2011). Johnson et al. (2002) bezeichnen die Eichenwelke als „eine potenziell ernsthafte" Erkrankung und bringen damit zum Ausdruck, dass das gegenwärtige Ausmaß auch in Amerika noch nicht so groß ist wie ein mögliches. Die Krankheit mit bisherigem Schadenschwerpunkt im mittleren Westen der USA, aber Verbreitung nahezu über das

gesamte Areal von *Q. rubra*, kann sowohl Eichenarten der Sektion der Weißeichen, zu denen auch Stiel- und Traubeneiche gehören, als auch Roteichen befallen. Der Pilz dringt in die Gefäße ein, zerstört deren Funktionsfähigkeit und bringt so den Baum zum Absterben. Befallene Bäume der Roteichengruppe sterben in der Regel noch im Jahr des Befalls, bei Weißeichen zieht sich der Erkrankungsprozess länger hin, da ihre Gefäße verthyllen, was den Pilz zumindest in der Ausbreitung im Baum behindert. Typisch für das Auftreten sind Gruppen absterbender Eichen, da der Pilz sich im näheren Umfeld über Wurzelverbindungen von Baum zu Baum ausbreitet. Vektoren der Fernverbreitung sind verschiedene Glanzkäferarten (Pflanzensaftsauger) bzw. Borkenkäfer, die die Sporen über weitere Entfernungen transportieren und neue Bäume infizieren. Die Sporenbildung erfolgt in sogenannten „Matten" (Paketen) aus einem Gemisch von holzigem Material und Myzel unter der Rinde befallender Bäume. Anschließend bricht die Rinde nekrotisch auf, und austretender Pflanzensaft lockt die Glanzkäfer an, bzw. Borkenkäfer tragen die Sporen mit sich. Johnson et al. (2002) schätzen diese Vektoren als nicht sehr leistungsfähig ein und sehen darin die Ursache für die bisherige Begrenzung des Schadausmaßes. Eine Sporenbildung des Pilzes wird fast ausschließlich an Arten der Roteichen-Gruppe beobachtet, sodass hauptsächlich von ihnen die Gefahr der Fernverbreitung ausgeht. Als Gegenmaßnahmen werden, neben der Unterbrechung von Wurzelverbindungen von befallenen Baumgruppen (zahnartige Pflüge!), das Fällen und Verbrennen oder das Schreddern und Trocknen des Materials inkl. der gesamten Rinde vor Ort bzw. eine lange Folienlagerung angegeben. *Ceratocystis fagacearum* darf keinesfalls nach Europa gelangen, sodass konsequenterweise jeglicher Import von Roteichen-Rohholz bzw. nicht gründlich getrockneten Halbprodukten aus Nordamerika ausgeschlossen werden muss.

4.13.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Q. rubra ist in Deutschland weit verbreitet, wie u. a. ihr Nachweis auf über 50 % der Messtischblätter zeigt (Kowarik 2003, Schmiedel et al. 2013), dagegen beträgt ihr absoluter Anteil an der gesamten Holzbodenfläche nur 0,4 % (BMVEL 2005). Es ist davon auszugehen, dass es sich bei dem weit überwiegenden Anteil der *Q.-rubra*-Vorkommen in Deutschland um aus forstwirtschaftlichen bzw. landschaftsgestalterischen Gründen künstlich begründete Bestände handelt. Der Anteil, mit dem *Q. rubra* – unabhängig von Entstehungsart und Dichte – derzeit in der Jungwuchsschicht bis drei Meter Höhe in unseren Wäldern vertreten ist, liegt ebenfalls deutlich unter einem Prozent und hat sich innerhalb der letzten zehn Jahre nicht vergrößert (BMEL 2014). Naturverjüngung von *Q. rubra* wird zwar fallweise beobachtet und war bereits Gegenstand weitergehender Untersuchungen zu den Mechanismen der Samenverbreitung, der Verjüngungsetablierung sowie ihrer Schattentoleranz und Konkurrenzstärke (u. a. Major et al. 2013, Kuehne et al. 2014). Jedoch ist *Q. ru-*

bra in Deutschland bisher nicht als besonders invasiv hervorgetreten (Vor 2005). Berichte der erfolgreichen Ausbreitung stammen hauptsächlich von ärmeren, trockneren Standorten mit geringem Wildeinfluss (Dreßel und Jäger 2002, Vor 2005). Sich bisher punktuell ergebende Konflikte mit Biotopschutzzielen führten zu einer Einstufung als potenziell invasive bzw. invasive Art aus der Sicht des Naturschutzes (Dreßel und Jäger 2002, Kowarik 2002 und 2003, Starfinger und Kowarik 2003, Nehring et al. 2013b). Berichte über die Invasivität von *Q. rubra* aus anderen europäischen Ländern wie Belgien (Vansteenkiste et al. 2005, Branquart et al. 2007) und den Niederlanden (Oosterbaan und Olsthoorn 2005) beschreiben im Gegensatz zur bisherigen Situation in Deutschland eine Zunahme der Naturverjüngung von *Q. rubra* vor allem unter dem lichten Schirm von Kiefernbeständen auf armen Sandstandorten. Allerdings liegen die Anteile von fruktifizierender *Q. rubra* an der Gesamtbestockung hier viel höher (z. B. in Flandern ca. 5 %). Das Einwandern von *Q. rubra*, die auch in ihrem amerikanischen Heimatareal als Art mittlerer Sukzessionsstadien gilt (Thompson et al. 2013), in lichte Kiefernbestände frühsukzessionaler Stadien ist bei Vorhandensein eines hohen Samenpotenzials nicht außergewöhnlich und eine unter diesen Bedingungen den heimischen Eichenarten überlegene Konkurrenzstärke weitgehend unstrittig (Vor und Lüpke 2004, Kuehne et al. 2014). Absolut gesehen, ist jedoch auch in Flandern die Verjüngung der heimischen Eichenarten unter Kiefer immer noch erfolgreicher als die von *Q. rubra*. Die konkurrenzstärkste Baumart, die sich im Verlauf der Sukzession in diesen Wäldern letztendlich durchsetzen würde, wäre ohnehin die Rotbuche. Sie ist auch *Q. rubra* in Schattentoleranz und Konkurrenzstärke auf lange Sicht überlegen. Auch in Ländern des östlichen Zentraleuropas wie Tschechien und Polen wird *Q. rubra* als invasive Art eingestuft (Möllerová 2005, Pyšek et al. 2012, Woziwoda et al. 2014). In eine ähnliche Richtung gehen etliche weitere, z. T. auch auf umfangreicheren Untersuchungen beruhende Berichte zum Einfluss von *Q. rubra* auf natürliche und „halbnatürliche" Waldgesellschaften in Polen (Adamowski 2002, Chmura 2004, 2013) und Litauen (Riepšas und Straigytė 2008, Marozas et al. 2009, Straigytė et al. 2012). Von ihnen wird vor allem der Verdrängungseffekt einwandernder oder künstlich begründeter *Q. rubra* unter dem lichten Schirm von Kiefern- oder Kiefern-Stieleichenwäldern auf die für diese Waldgesellschaften typische, lichtbedürftige Bodenvegetation als negativ hervorgehoben. Die gleiche Verdrängungswirkung durch Beschattung beschreiben Marozas et al. (2014) allerdings für die in Litauen nicht heimische, eingeführte Rotbuche. Da in Deutschland die Rotbuche auf den allermeisten Standorten die Schlusswaldbaumart darstellt, sind die Folgerungen der polnischen und litauischen Arbeiten nur bedingt auf die hiesigen Verhältnisse übertragbar.

4.13.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Ganz allgemein und speziell im Hinblick auf den Klimawandel erhöht die Beimischung von *Q. rubra* als eine an mittlere Störungen gut angepasste Art (Lüpke 2001, 2009) die Resilienz von Waldökosystemen gegenüber Veränderungen des Störungsregimes und kann so dazu beitragen, auch unter deutlich veränderten Bedingungen grundlegende ökosystemare Funktionen des Waldes aufrechtzuerhalten (Wagner 2004).

4.13.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Mit der Kontrolle einer unerwünschten Ausbreitung von *Q. rubra* beschäftigten sich eingehender Oosterbaan und Olsthoorn (2005). Bevor ggf. unmittelbare Maßnahmen der Eindämmung und Kontrolle ergriffen werden, raten sie zu einem abgestuften Vorgehen, das die Notwendigkeit solcher Maßnahmen auf der Grundlage von Inventurergebnissen an klar festgelegten, räumlich konkretisierten (Naturschutz-)Zielen abwägt. Wenn Handeln für erforderlich gehalten wird, muss gründlich und effektiv gearbeitet werden inkl. der Erfolgskontrolle und periodischer Nachüberprüfungen. Ein- bis mehrjährige Verjüngungspflanzen von *Q. rubra* lassen sich mechanisch durch Herausziehen beseitigen, da keine Wurzelbrut gebildet wird. Eine Alternative wären die oberirdische Beseitigung und Überpflanzung mit einer Schattbaumart, z. B. Rotbuche (sofern mit dem jeweiligen Biotopschutzziel vereinbar). Ältere Roteichen werden gefällt. Stockausschläge müssen später ggf. erneut abgeschnitten werden, sofern sie nicht starkem Wildverbiss unterliegen. Auch ein Betupfen mit einem Herbizid (Glyphosat) verhindert den Neuausschlag. Für verteilt vorkommende ältere Exemplare wird auch die Möglichkeit der Ringelung genannt. Starfinger und Kowarik (2003) empfehlen in Deutschland die Bekämpfung von *Q. rubra* aus Naturschutzgründen überhaupt nur für Waldgrenzstandorte sowie Felsen und deren Umfeld.

Für begrenzte Gebiete wie Felsbiotope in der Sächsischen Schweiz wurde der Aufwand einer Beseitigung einwandernder *Q. rubra* als überschaubar eingeschätzt (Dreßel und Jäger 2002). Zum vorbeugenden Schutz von Felsenbiotopen wird bei Neuanpflanzungen von *Q. rubra* ein Mindestabstand von 2 km empfohlen (Starfinger und Kowarik 2003).

4.13.8 Literatur

Adamowski, W. 2002. Invasion of red oak *Quercus rubra* in Bialowieza Forest (NE Poland). In: Biological Invasions: Challenges for Science, Proceedings of the conference in Halle Oct. 2002. UFZ-Bericht, Leipzig-Halle. 124 S.

Abrams, M. D. 1992. Fire and the Development of Oak Forests. BioScience 42, 346-352

Aizen, M. A., Patterson, W. A. 1990. Acorn size and geographical range in the North American oaks (*Quercus* L.). Journal of Biogeography 17, 327-332

Amberg, R. 1953. Die Roteiche. Eine Buchbesprechung. Forstwissenschaftliches Centralblatt 73, 335-346

Anonymus 1955. Roteiche und Kalk. Zuschriften zu den Ausführungen von Forstmeister Kleiber in Nr. 33/34 - 1954. Allgemeine Forstzeitschrift 10, 177-179

Arthur, M. A., Alexander, H. D., Dey, D. C., Schweitzer, C. J., Loftis, D. L. 2012. Refining the Oak-Fire Hypothesis for Management of Oak-Dominated Forests of the Eastern United States. Journal of Forestry 110, 257-266

Ashbourne, S. R. C., Putman, R. J. 1987. Competition, resource partitioning and species richness in the phytophagus insects of red oak and aspen in Canada and the U. K. Acta Oecologia Generalis 81, 43-56

Auchmoody, L. R., Smith, H. C., Walters, R. S. 1993. Acorn Production in Northern Red Oak Stands in Northwestern Pennsylvania. Radnor PA: USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. Research Paper NE-680, 5 S.

Bachmann, M., Forester, W., Dörr, P., Franz, F. 1994. Wuchsverhalten eines Kiefern-Roteichen-Mischbestandes. Forstarchiv 65, 10-19

Bachmann, M., Konnert, M., Schmiedinger, A. 2009. Vielfalt schaffen, Risiko verringern – Gastbaumarten als Alternative zur Fichte. LWF Wissen 63, 22-30

Badoux, H. 1932. Die forstlich wichtigsten exotischen Holzarten in der Schweiz. Zürich. Mitteilungen der Schweizerischen Zentralanstalt für das forstliche Versuchswesen 17, 344-438

Balkenhol, B. 2006. Sukzession der Araneen-Coenosen in Roteichenwäldern im Vergleich zu Traubeneichenwäldern und Offenlandflächen in der Bergbaufolgelandschaft. In: Biodiversität und Sukzession in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Norderstedt: Books on Demand, 62-81

Balkenhol, B., Brunk, I., Vogel, J., Voigtländer, K., Xylander, W. 2006. Sukzession der Staphilinide- und Chilopoden-Coenosen einer Roteichen-Chronosequenz im Vergleich zu Offenlandflächen und Traubeneichenwäldern. In: Biodiversität und Sukzession in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Books on Demand, Norderstedt, 45-61

Bastide, J. G. A., Faber, P. J. 1972. Revised Yield Tables for six Tree Species in The Netherlands. Bosbouwproefstation, Wageningen. 36 S.

Bauer, F. 1953a. Die Roteiche. J. D. Sauerländer's, Frankfurt a. M. 108 S.

Bauer, F. 1953b. Die Läuterung der Roteiche. Forst und Holz 8, 5-6

Bauer, F. 1953c. Die Roteiche zwischen schwacher und starker Durchforstung. Allgemeine Forstzeitschrift 8, 108-109

Bieberich, J. 2014. Dispersal of the neophytic red oak (Quercus rubra). Unveröff. Masterarbeit an der Universität Bayreuth Biermayer, G. 1999. Fremdenfurcht unangebracht: Fremdländische Baumarten im Bayerischen Staatswald. LWF aktuell 20, 4-8

BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft). 2014. Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. 52 S. https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Downloads/BMEL_Wald_Broschuere.pdf (abgerufen am 28.11.2014)

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) 2005. Bundeswaldinventur 2. http://www. bundeswaldinventur.de/enid/31.html (abgerufen am 23.05.2012)

Bossema, I. 1979. Jays and oaks: An eco-ethological study of a symbiosis. Behaviour 70, 1-117

Boudru, M., Roisin, P., Thill, A. 1974. L'Accroissement du chêne rouge d'Amérique. Centre d'écologie forestière, Gembloux. 34 S.

Branquart, E., Vanderhoeven, S., Landuyt, W. van, Rossum, F. van, Verloove, F. 2007. Harmonia database: *Quercus rubra*. Harmonia Version 1.2, Belgian Forum on Invasive Species, http://ias.biodiversity.be (abgerufen am 07.08.2014)

Brose, P. H., Dey, D. C., Waldrop, T. A. 2014. The Fire – Oak Literature of Eastern North America: Synthesis and Guidelines. Gen. Techn. Report NRS-135, Newton Square, PA. USDA Forest Service, Northern Research Station. 98 S.

Brun, C. 1987. Zur Bestandeserziehung und Stammqualität bei Roteichen-Jungbeständen im Fricktal/Aargau. Allgemeine Forstzeitschrift 42, 51-52

Buckley, D. S., Sharik, T. L. 2002. Effect of overstory and understory vegetation treatments on removal of planted northern red oak acorns by rodents. Northern Journal of Applied Forestry 19, 88-92

Carmean, W. H., Hahn, J. T. 1983. Site Comparisons for Upland Oaks and Yellow Poplar in the Central States. Journal of Forestry 81, 736-739

Chmura, D. 2004. Penetration and naturalization of invasive alien plant species (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (Southern Poland). Nature Conservation 60, 3-11

Chmura, D. 2013. Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on understorey environment and flora: A study of the Silesian Upland (Southern Poland). Polish Journal of Ecology 61, 431-442

Cieslar, A. 1901. Über Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten in Österreich. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 27, 196-209

Collins, R. J., Carson, W. P. 2003. The fire and oak hypothesis: Incorporating the influence of deer browsing and canopy gaps. In: Proceedings of the 13th Central Hardwood Forest Conference, Gen. Techn. Rep. NC-234, St. Paul, MN: USDA Forest Service, North Central Research Station, 44-63

Collins, R. J., Carson, W. P. 2004. The effects of environment and life stage on Quercus abundance in the eastern deciduous forest, USA: are sapling densities most responsive to environmental gradients? Forest Ecology and Management 201, 241-258

Crow, T. R. 1988. Reproductive Mode and Mechanisms for Self-Replacement of Northern Red Oak – A Review. Forest Science 34, 19-40

Csóka, G., Szabóky, C. 2005. Checklist of Herbivorous Insects of Native and Exotic Oaks in Hungary I. (Lepidoptera). Acta Silv. Lign. Hung. 1, 5972.

Dale, M. E. 1972. Growth and Yield Predictions for Upland Oak Forest Stands. USDA. Research Paper NE-241, 21 S.

Danckelmann, B. 1884. Anbauversuche mit ausländischen Holzarten in den Preußischen Staatsforsten. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 16, 289-315, 345-371

Danusevičius, J., Gabrilavičius, R., Danusevičius, D. 2002. Quality of Red Oak (*Quercus rubra* L.) Stands on Abandoned Agricultural Land. Baltic Forestry 8, 51-56

Daubree, J. B., Kremer, A. 1993. Genetic and phenological differentiation between introduced and natural populations of *Quercus rubra* L. Annals of Forest Science 50, 271-280

Denkinger, P., Wiegleb, G. 2006. Diversität der Krautschicht in Roteichen-Ökosystemen (*Quercus rubra* L.) in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: Biodiversität und Sukzession in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Books on Demand, Norderstedt, 1-21

Desmarais, K. M. 1998. Northern Red Oak Regeneration: Biology and Silviculture. University of New Hampshire. 22 S.

Dey, D. C. 2002. The Ecology Basis for Oak Silviculture in Eastern North America. In: McShea, W. J., Healy W. M. (eds.) Oak Forest Ecosystems: Ecology and Management for Wildlife. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 60-79

Dey, D. C., Parker W. C. 1997. Morphological indicators of stock quality and field performance of red oak (*Quercus rubra* L.) seedlings underplanted in central Ontario shelterwood. New Forests 14, 145-156

Dey, D. C., Jacobs, D., McNabb, K., Miller, G., Baldwin, V., Foster, G. 2008. Artificial Regeneration of Major Oak (Quercus) Species in the Eastern United States – A Review of the Literature. Forest Science 51, 77-106

Dietrich, P. 1987. Erfahrungen mit Roteichenkulturen. Allgemeine Forstzeitschrift 42, 42-43

Dilla, L. 1983. Die forstliche Rekultivierung im Rheinischen Braunkohlerevier. Allgemeine Forstzeitschrift 38, 1278-1283

DKV – Deutsche Kontroll-Vereinigung 2014. DKV-Sonderherkünfte für Roteiche. http://dkv-net.de/sherkunfte.html#Roteiche (abgerufen am 26.06.2014)

Dreßel, R., Jäger, E. J. 2002. Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L. (Roteiche): Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. Hercynia N. F. 35, 37-64

Ebert, H.-P. 2006. Die Behandlung von nicht häufig vorkommenden Baumarten. Hochschule für Forstwirtschaft, Rottenburg a. N. 5. bearb. Aufl. (1. Aufl. 1998), 213-223

Eyre, F. H. (Hrsg.) 1980. Forest Cover Types of the United States and Canada. Society of American Foresters, Washington DC. 148 S.

Faber, P. J. 1966. De groei van de Amerikaanse eik in Nederland. Bosbouwproefstation, Wageningen. Korte Medeling 85, 357-374

Faccoli, M., Rukalski, J.-P. 2004. Attractiveness of artificially killed red oaks (*Quercus rubra*) to ambrosia beetles (*Coleoptera, Scolytidae*). Conservazione Habitat Invertebrati 3, 171-179

Fei, S., Yang, P. 2011. Forest Composition Change in the Eastern United States. Proceedings of the 17th Central Hardwood Forest conference, Gen. Techn. Report NRS-P 74, Newton Square, PA: USDA Forest Service, Northern Research Station, 103-108

García, D., Houle, G. 2005. Fine-scale spatial patterns of recruitment in red oak (*Quercus rubra*): What matters most, abiotic or biotic factors? Ecoscience 12, 223-235

García, D., Bañuelos, M.-J., Houle, G. 2002. Differential effects of acorn burial and litter cover on *Quercus rubra* recruitment at the limit of its range in eastern North America. Canadian Journal of Botany 80, 1115

Gebhardt, S., Wöllecke, J., Münzenberger B., Hüttl, R. F. 2006. Sukzession der Diversität von Ektomykorrhizapilzen in Roteichen-Ökosystemen (*Quercus rubra* L.) in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: Biodiversität und Sukzession in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Books on Demand, Norderstedt, 112-136

Gevel, S. L. van de, Hart, J. L., Spond, M. D., White, P. B., Sutton M. N., Grissino-Mayer, H. D. 2012. American chestnut (*Castanea dentata*) to northern red oak (*Quercus rubra*): forest dynamics of an old-growth forest in the Blue Ridge Mountains, USA. Botany 90, 1263-1276.

Göckede, J. 2010. Wuchsleistungen verschiedener Roteichen-Herkünfte in Nordwest-Deutschland. Unveröff. Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen. 72 S.

Göhre, K., Wagenknecht, E. 1955. Die Roteiche und ihr Holz. Berlin: Deutscher Bauernverlag. 300 S.

Goßner, M. 2002. Baumkronenwanzen der neophytischen Baumarten Douglasie und Roteiche im Vergleich zu Fichte und Stieleiche. Heteropteron, Mitteilungsblatt der Arbeitsgruppe mitteleuropäischer Heteroptologen 15, 5-7

Goßner, M. 2004a. Nicht tot, aber sehr anders! – Arthropodenfauna auf Douglasie und Amerikanischer Roteiche. LWF aktuell 45, 10-11

Goßner, M. 2004b. Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. Untersuchung ausgewählter Arthropodengruppen für eine faunistisch-ökologische Bewertung des Anbaus von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) und Amerikanischer Roteiche (*Quercus rubra* L.). Dissertation TU München

Goßner, M. 2005. Von Eichelbohrern und Eichelwicklern auf eingeführten und einheimischen Eichen. LWF aktuell 49, 18-19

Goßner, M., Simon, U. 2005. Effect of introduced *Quercus rubra* L. (Red Oak) on a specialised phytophagus Guild in Germany – a case study of seed infesting insects (Coleoptera, Lepidoptera). In: Nentwig, W., Bacher, S., Cock, M. J. W., Dietz, H., Gigon, A., Wittenberg, R. (eds.) Biological Invasions – From Ecology to Control. Neobiota 6, 89-109

Gribko, L. S. 1995. The Effect of acorn insects on the establishment and vigor of northern red oak seedling in north-central West Virginia. General Technical Report NE-197, Newton Square, PA: USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 430-441

Gribko, L. S., Schuler, T. M., Ford, W. M. 2002. Biotic and Abiotic Mechanisms in the Establishment of Northern Red Oak Seedlings: a Review. Technical Report NE-295, Newton Square, PA: USDA Forest Service, Northeastern Research Station, 18 S.

Grundner, F. 1921. Die Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten in den Braunschweigischen Staatsforsten. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft Nr. 31. Sonderdruck. 68 S.

Gulder, H.-J. 1999. Standörtliche Ansprüche von Douglas, Grandis, Strobe und Co. LWF aktuell 20, 13-16

Hansen, R. A. 1999. Red oak litter promotes a microathropod functional group that accelerates its decomposition. Plant and Soil 209, 37-45

Haltofová, P., Jankovský, L., Palovčíková, D. 2005. New finds of *Cryphonectria parasitica* and the first record of chestnut blight on red oak *Quercus rubra* L. in the Czech Republic. Journal of Forest Science 51, 256-258

Healy, W. M., Lewis, A. M., Boose, E. F. 1999. Variation of red oak acorn production. Forest Ecology and Management 116, 1-11

Heinsdorf, D. 2002. Zum Einfluss einiger wichtiger ausländischer Baumarten auf den Bodenzustand. In: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.) Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Potsdam, 137-160

Heinsdorf, D., Uebel, E., Chrzon, S. 2011. Begründung und Entwicklung stabiler Forstökosysteme auf ehemals ackerbaulich genutzten degradierten Sandböden. Kassel: Verlagsgesellschaft für Ackerbau, 102-124

Heß, R. 1905. Eigenschaften und das forstliche Verhalten der wichtigeren in Deutschland vorkommenden Holzarten. 3., vollst. neu bearb. Aufl.Paul Parey Verlag, Berlin, 199-202

Hesse, S. 1998. Die Roteiche. Geschichte des Roteichenanbaus im Münsterland. http://www.wald-und-holz.nrw.de/fileadmin/media/Dokumente/IMPORT/Roteiche_im_Muensterland__S_Hesse.pdf (abgerufen am 04.07.2014)

Heydeck, P., Majunke C. 2002. Gefährdung ausgewählter ausländischer Baumarten durch biotische und abiotische Schadeinwirkungen. In: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.) Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Potsdam, 172-180

Hicks, R. R. Jr. 1997. A resource at the crossroads: A history of the central hardwoods. In: Proceedings of the 11th Central Hardwood Forest Conference, Gen. Techn. Report NC-GTR 188, St. Paul, MN: USDA Forest Service, North Central Experiment Station, 1-22

Holthausen, R. 1987. Die Bornheimer Roteiche. Allgemeine Forstzeitschrift 42, 44

Jakuschev, N. N., Beresuzkij, M. A. 2007. Дуб красный (*Quercus rubra* L., Fagaceae) – новый адвентивный вид флоры севера нижнево поволжья. Поволжский экологический журнал 2, 184-186

Johnson, P. S. Stephen, R. S., Rogers, R. 2002. The Ecology and Silviculture of Oaks. CABI Publishing, New York. 503 S.

Kehr, R. A. 1991. Der Pezicula-Krebs der Amerikanischen Roteiche – Folgen für den künftigen Anbau. Forst und Holz 46, 408-410

Kempkes, M. 2013. Genetische und waldbauliche Analysen zu Roteichen-Provenienzen. Unveröff. Masterarbeit an der Fakultät für Forstwiss. und Waldökol. der Univ. Göttingen. 94 S.

Killius, R. 1931. Anbauversuche fremdländischer Holzarten in badischen Waldungen nach dem Stand von 1929/1930. C. A. Wagner Buchdruckerei, Freiburg i. Br. 123 S.

Kleiber, H. 1954. Roteiche und Kalk. Allgemeine Forstzeitschrift 9, 353-354

Klemmt, H.-J., Neubert, M., Falk, W. 2013. Das Wachstum der Roteiche im Vergleich zu den einheimischen Eichen. LWF aktuell 97, 28-31

Kölling, C. 2013. Nichtheimische Baumarten – Alternativen im klimagerechten Waldumbau? LWF aktuell 20, 4-11

Köstler, N., Brückner, E., Bibelriether, H. 1968. Die Wurzeln der Waldbäume. Hamburg u. Berlin: Vlg. Paul Parey, 152-157

Kormanik, P. P., Sung, S.-J. S., Kormanik, T. L., Zarnoch, S. J., Cook, C. D., Tibbs, T., Schlarbaum, S. E. 2006. Survival, growth, and acornet production of artificially regenerated northern red oak on two high-quality mesic sites at year seven. In: Proceedings of the 13th biennial southern silviculture research conference. Gen. Techn. Rep. SRS-92. Asheville, NC: USDA Forest Service, Southern Research Station, 234-240

Kowarik, I. 2002. Biologische Invasionen in Deutschland: zur Rolle nichtheimischer Pflanzen. In: Kowarik, I., Starfinger, U. (Hrsg.) Biologische Invasionen. Herausforderungen zum Handeln? Neobiota 1, 5-24

Kowarik, I. 2003. Biologische Invasionen – Neozphyten und Neozoen in Mitteleuropa. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, Hohenheim. 380 S.

Krahl-Urban, J. 1966. Vorläufige Ergebnisse eines Roteichen-Provenienzversuchs. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 137, 91-100

Kriebel, H. B., Bagley, W. T., Deneke, F. J., Funsch, R. W., Roth, P., Jokela, J. J., Merritt, C., Wright, J. W., Williams, R. D. 1976. Geographic Variation in *Quercus rubra* in North Central United States Plantations. Silvae Genetica 25, 118-126

Kristöfel, F. 2003. Über Anbauversuche mit fremdländischen Baumarten in Österreich. BFW-Berichte 131

Kuchler, A. W. 1964. Manual to accompany the map of potential natural vegetation of the conterminous United States. No. 36, Spec. Publication. American Geographical Society, New York. 77 S.

Kuehne C., Nosko, P., Horwarth, T., Bauhus, J. 2014. A comparative study of physiological and morphological seedling traits associated with shade tolerance in introduced red oak (*Quercus rubra*) and native hardwood tree species in southwestern Germany. (Online-Publikation). Tree Physiology OO, 1-10 doi:10.1093/treephys/tpt124. http://treephys.oxfordjournals.org/at Niedersächsische Staats- und Universitätsbibliothek Goettingen, abgerufen am 20.02.2014

Laurent, C., Rondeux, J., Thill, A. 1988. Production du chêne rouge d'Amérique (*Quercus rubra* L.) en moyenne et haute Belgique. Centre de recherche et de promotion forestières, Gembloux. 37 S.

Lear, D. H. van, Brose, P. H., Keyser, P. D. 2000. Using prescribed fire to Regenerate Oaks. In: Proceedings: workshop on fire, people, and the central Hardwood landscape. Newtown Square, PA: USDA, Forest Service, Northeastern Research Station, 97-101

Lemke, K. 1956. Untersuchungen über das Wurzelsystem der Roteiche auf diluvialen Standortsformen. Archiv für Forstwesen 5, 8-45, 161-202

Lhotka, J. M., Zaczek, J. J., Graham, R. T. 2004. The influence of soil scarification on oak reproduction: Review and management considerations. In: Proceedings of Upland oak ecology symposium: history, current conditions, and sustainability. Gen. Techn. Rep. SRS-73. Asheville, NC: USDA Forest Service, Southern Research Station, 292-294

Liesebach, M., Schneck, V. 2011. Entwicklung von amerikanischen und europäischen Herkünften der Roteiche in Deutschland. Forstarchiv 82, 125-133

Lincke, M. 1946. Die Umwandlung der reinen Nadelholzbestände Nordwestdeutschlands in Mischwald. Schaper Verlag, Hannover. 240 S.

Little, E. L. 1971. Atlas of United States trees, Volume 1, conifers and important hardwood. USDA Miscellaneous Publication, No. 1146

Lockow, K.-W. 2002. Ergebnisse der Anbauversuche mit amerikanischen und japanischen Baumarten. In: Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.) Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Eberswalde, 41-101

Lüdemann, G. H., Bernsmann, R. 1998. Schnellwachsende Baumarten in Wald und Landschaft Norddeutschlands. Gesellschaft zur Förderung schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland, Eutin. 144 S.

Lüpke, B. v. 2001. Steigerung waldbaulicher Vielfalt durch Anbau und Förderung schnellwachsender Baumarten am Beispiel von Europäischer Lärche, Strobe, Roteiche und Birke. Forst und Holz 56, 69-73

Lüpke, B. v. 2009. Überlegungen zu Baumartenwahl und Verjüngungsverfahren bei fortschreitender Klimaveränderung in Deutschland. Forstarchiv 80, 67-75

Lyford, W. H. 1980. Development of the Root System of Northern Red Oak (*Quercus rubra* L.). Petersham, MA: Harvard Forest Paper No. 21. 30 S.

Lyr, H., Hoffmann, G. 1967. Growth Rates and Growth Periodicity of Tree Roots. International Review of Forestry Research 2, 181-236

Magni Diaz, C. R. 2004. Reconstitution de l'introduction de *Quercus rubra* L. en Europe et conséquences génétiques dans les populations allochtones. PhD thesis, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts de Paris

Magni, C. R., Ducousso, A., Caron, H., Petit, R. J., Kremer A. 2005. Chloroplast DNA variation of *Quercus rubra* L. in North America and comparison with other Fagaceae. Molecular Ecology 14, 513-524

Major, K. C., Nosko, P., Kuehne, C., Campbell, D., Bauhus, J. 2013. Regeneration dynamics of non-native northern red oak influenced by environmental factors: A case study in managed hardwood forests of southwestern Germany. Forest Ecology and Management 291, 144-153

Marozas, V., Augustaitis, A., Armolaitis, K., Kliucius, A., Pilkauskas, M. 2014. Effects of planted European beech on the understory in Scots pine forests in Lithuania. iForest 7: 12-18 [online2013-10-07] URL: http://www.sisef.itiforest/contents/?id=ifor0695-007 (Abruf am 7.9.2014)

Mauerhof, J. H. 2011. Wachstum junger Roteichenbestände (*Quercus rubra* L.) im norddeutschen Tiefland in Abhängigkeit von Standort und waldbaulicher Behandlung. Unveröff. Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen. 128 S.

McClenahen, J. R., Hutnik, R. J., Davis, D. D. 1997. Patterns of Northern Red Oak growth and mortality in Western Pennsylvania. In: Proceedings of the 11th Central Hardwood forest conference, St. Paul, MN: USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station, 386-399

McClenahen, J. R., Davis, D. D., Hutnik, R. J. 1999. Northern red oak growth response to climate and industrial air pollution in western Pennsylvania. In: Proceedings of the 12th Central Hardwood forest conference, Gen. Techn. Rep. SRS-24, Asheville, NC: USDA Forest Service, Southern Research Station, 245-251

McDougal, K. M., Parks, C. R. 1984. Elevational variation in foliar flavonoids of *Quercus rubra* L. (Fagaceae). American Journal of Botany 71, 301-308

McGee, C. E., Loftis, D. L. 1993. Oak Regeneration: A Summary. In: Oak Regeneration: Serious problems, practical recommendations. Symposium Proceedings, General Technical Report SE-94. Asheville, NC: USDA, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station, 316-319

Metzler, B., Halsdorf, M., Franke, D. 2010. Befallsbedingungen für Wurzelfäule an Roteiche. AFZ-DerWald 65 (3), 26-28

Mews, C. 2012. Untersuchung von Qualitätsmerkmalen an Roteichenjungbeständen in Nordwest-Niedersachsen. Unveröff. Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen. 134 S.

Michigan Department of Natural Resources, Forest Management Division, Wildlife Division (Hrsg.) 2000. Oaks: A Management Guide for Michigan's State Forests. 64 S.

Mitscherlich, G. 1957a. Die Roteichenversuchsflächen der Badischen forstlichen Versuchsanstalt. Schriftenreihe der Badischen Forstlichen Versuchsanstalt, Heft 13. Freiburg i. Br., 1-12

Mitscherlich, G. 1957b. Die Roteichenversuchsflächen der Badischen forstlichen Versuchsanstalt. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 128, 1-12

Möller, G. 1998. Hinweise zur Berücksichtigung von Aspekten des Schutzes holzbewohnender Insekten und Pilze beim Umgang mit neophytischen Gehölzen. Novius, Mitteilungsblatt der Fachgruppe Entomologie Berlin 23, 524-534

Möllerová, J. 2005. Notes on invasive and expansive trees and shrubs. Journal of Forest Science 51, 19-23

Moran, E. V. 2010. Seed Dispersal, Gene Flow, and Hybridization in Red Oak. Diss. (Online-Publikation). http://dukespace.lib.duke.edu/dspace/bitstream/handle/10161/2483/D_Moran_Emily_a_201005.pdf?sequence=1 (abgerufen am 07.08.2014)

Moran, E. V., Clark, J. S. 2012. Between-Site Differences in the Scale of Dispersal and Gene Flow in Red Oak. (Online-Publikation). http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0036492 (abgerufen am 04.07.2014)

Morrissey, R. C., Douglass, F. J., Seifert, J. R. 2008. Response of Northern Red Oak, Black Walnut, and White Ash seedlings to various levels of simulated summer deer browsing. West Lafayette, In: Proceedings of the 16th Central Hardwood Forest Conference [electronic resource], 50-58

Müller, J., Müller, K. 2002. Das Vorkommen ausländischer Baumarten im Land Brandenburg. In: Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.) Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Eberswalde, 10-21

Murach, D. 2002. Wurzelwachstum, Wurzelsysteme und Stabilität, dargestellt an Douglasie, Roteiche, Küstentanne und Japanischer Lärche. In: Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Eberswalde: Landesforstanstalt, 117-136

Myczko, Ł., Dylewski, Ł., Zduniak, P., Sparks, T. H., Tryjanowski, P. 2014. Predation and dispersal of acorns by European Jay (*Garrulus glandarius*) differs between a native (Pedunculate Oak *Quercus robur*) and an introduced oak species (Northern Red Oak *Quercus rubra*) in Europe. Forest Ecology and Management 331, 35-39

Nagel, J. 1994. Ein Einzelbaumwachstumsmodell für Roteichenbestände. Forst und Holz 49, 69-75

Nehring, S., Essl, F., Rabitsch, W. 2013a. Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten. Vers. 1.2. BfN-Skripten 340, Bonn. 46 S.

Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W., Essl, F. (Hrsg.) 2013b. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352, Bonn. 202 S.

Nielsen, P. C. 1956. Beobachtungen an amerikanischen und europäischen Roteichenbeständen. Allgemeine Forstzeitschrift 11, 596-598

Nieukerken, E. J. van, Doorenweerd, C., Ellis, W. N., Huisman, K. J., Koster, J. C., Mey, W., Muus, T. S. T., Schreurs, A. 2012. *Bucculatrix ainsliella* Murtfeldt, a new North American invader already widespread in northern red oaks (*Quercus rubra*) in Western Europe (Bucculatricidae). Nota Lepidopterologica 35, 135-159

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

NMLELV (Nds. Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (Hrsg.) 2004. Langfristige ökologische Waldentwicklung: Richtlinie zur Baumartenwahl. Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen, Bd. 54. Hannover. 144 S.

Nowacki, G. J., Abrams, M. D., Lorimer, C. G. 1990. Composition, Structure, and Historical Development of Northern Red Oak Stands along an Edaphic Gradient in North-Central Wisconsin. Forest Science 36, 276-292

Nüßlein, S. 1999. Regionale Flächenanteile fremdländischer Baumarten im Staatswald Bayerns. LWF aktuell 20, 12

O'Brien, J. G., Mielke, M. E., Starkey, D., Juzwik, J. 2011. How to Identify, Prevent, and Control Oak Wilt. USDA Forest Service, Newton Square, PA: Northeastern State and Private Forestry. 30 S.

Oliver, C. D. 1978. The Development of Northern Red Oak in Mixed Stands in Central New England. School of Forestry and Environmental Studies, Yale University, New Haven. Bulletin No. 91. 63 S.

Oosterbaan, A., Olsthoorn, A. F. M. 2005. Control strategies for *Prunus serotina* and *Quercus rubra* as exotic tree species in The Netherlands. In: Nentwig, W., Bacher, S., Cock, M. J. W., Dietz, H., Gigon, A., Wittenberg, R. (eds.) Biological Invasions – From Ecology to Control. Neobiota 6, 177-181

Otto, H.-J. 1993. Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. Forst und Holz 48, 454-456

Otto, H.-J. 1996. Die Ausbreitung spontaner Verjüngung in den Wäldern des nordwestdeutschen Flachlandes während des letzten Vierteljahrhunderts. Forstarchiv 67, 236-246

Penschuck, H. 1935. Die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten unter Berücksichtigung ihrer Ertragsleistung. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 67, 113-137

Penschuck, H. 1937. Die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten unter Berücksichtigung ihrer Ertragsleistung. Zweiter Teil. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 69, 525-555

Podhorski, I. 1956. Der Anbau der Pappel und fremdländischer Holzarten in Jugoslawien. Allgemeine Forstzeitschrift 11, 598-599

Polster, H. 1953. Die Anwelkmethode Arlands im Blickfelde der Transpirationsphysiologie. Archiv für Forstwesen 2, 384-425

Pyšek, P., Chytry, M., Pergl, J., Sadlo, J., Wild, J. 2012. Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. Preslia 84, 575-629

Radtke, R. 2011. Waldumbau ertragsschwacher Kiefernreinbestände auf armen Standorten in der Waldbauregion Südostniedersächsisches Tiefland. Göttingen: Unveröff. Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen. 79 S.

Rédei, K., Veperdi, I., Csiha, I. 2007. Yield of Red Oak Stands in Nyírség Forest Region (Eastern-Hungary). Silva Lusitana 15, 79-87

Rédei, K., Csiha, I., Keserű, Z., Rásó, J., Győri, J. 2010. Management of red oak (*Quercus rubra* L.) stands in the Nyírség Forest Region (Eastern-Hungary). Hungarian Agricultural Research 19, 13-17

Reimers, H. R. 2011. Die Roteichenwirtschaft in Lübeck (unveröffentl. Manuskript). 8 S.

Rentch, J. C., Fajvan, M. A., Hicks, R. R. Jr. 2003. Oak establishment and canopy accession strategies in five old-growth stands in the central hardwood forest region. Forest Ecology and Management 184, 285-297

Riepšas, E., Straigytė, L. 2008. Invasiveness and Ecological Effects of Red Oak (*Quercus rubra* L.) in Lithuanian Forests. Baltic Forestry 14, 122-130

Rogers, D. A., Rooney, T. P., Olson, D., Waller, D. M. 2008. Shifts in southern Wisconsin forest canopy and understory richness, composition, and heterogeneity. Ecology 89, 2482-2492

Roloff, A., Grundmann, B. M. 2008. Waldbaumarten und ihre Verwendung im Klimawandel. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 42, 97-109

Rooney, T. P., Waller, D. M. 2003. Direct and indirect effects of white tailed deer in forest ecosystems. Forest Ecology and Management 181, 165-176

RP Stuttgart (Hrsg.). 2011. Pflege- und Entwicklungsplan für das FFH-Gebiet 7018-341 „Stromberg“ mit EU-Vogelschutzgebiet (VSG) 6919-441 „Stromberg“ und VSG 7018-401 „Weiher bei Maulbronn“. Ref. 56 – Naturschutz und Landschaftspflege, ARGE Planungsgruppe Stromberg, Stuttgart. 124-126

Sammler, P., Schmidt, M., Kaspar, R. 2011. Beobachtungen von Ektomykorrhizapilzen, lignikolen und phytoparasitischen Pilzen sowie von Gallbildnern und Blattminierern mit Bezug zur Roteiche (*Quercus rubra*). Boletus 33, 79-94

Sander, I. L. 1990. *Quercus rubra* L. Northern Red Oak. In: Burns, R. M., Honkala, B. H. (techn. coords.) Silvics of North America: 1. Conifers; 2. Hardwoods. Agriculture Handbook 654. USDA, Forest Service, Washington, DC., 727-733

Sander, I. L., Williamson, M. J. 1957. Response of a Mixed Hardwood Stand in Eastern Kentucky to a Harvest Cutting. Journal of Forestry 55, 291-293

Schabel, A. 2012. Insekt des Jahres 2012: der Hirschkäfer. FVA-Einblick 16 (1), 10-11

Schenck, C. A. 1939. Fremdländische Wald- und Parkbäume. Dritter Bd., Die Laubhölzer. Verlag Paul Parey, Berlin. 150-158

Schlarbaum, S. E., Adams, R. P., Bagley, W. T., Wayne, W. J. 1982. Postglacial Migration Pathways of *Quercus rubra* L., Northern Red Oak, as Indicated by Regional Genetic Variation Patterns. Silvae Genetica 31, 150-158

Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G., Winter, S., Roth, M., Schmidt, P. A. 2013. Neobiota in Sachsen. AFZ-DerWald 68 (5), 14-16

Schnur, G. L. 1937. Yield, Stand and Volume Tables for even-aged Upland Oak Forests. Technical Bulletin No. 560. U. S. Department of Agriculture, Washington D. C. 87 S.

Schober, R. 1951. Zum Einfluß der letzten Dürrejahre auf den Dickenzuwachs. Forstwissenschaftliches Centralblatt 70, 204-228

Schober, R. (Hrsg.). 1987. Ertragstafel Roteiche (Bauer 1955). In: Ertragstafeln wichtiger Baumarten. Dritte, neubearb. u. erw. Aufl. (1. Aufl. 1975). J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M, 26-29

Schöpffer zu Planken 1903. Ein gutes Wort für die Roteiche. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 35, 690-696

Scholz, H. F. 1955. Effect of Scarification on the Initial Establishment of Northern Red Oak Reproduction. USDA Forest Service, Lake States Forest Experiment Station, Minnesota. Tech. Notes No. 425

Schwappach, A. 1911. Die weitere Entwicklung der Versuche mit fremdländischen Holzarten in Preußen. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 43, 591-611, 757-782

Seidel, J., Kenk, G. 2003: Wachstum und Wertleistung der Eichenarten in Baden-Württemberg. AFZ-DerWald 58, 28-31

Sork, V. L. 1984. Examination of seed dispersal and survival in red oak, *Quercus rubra* (Fagaceae), using metal-tagged acorns. Ecology 65, 1020-1022

Sork, V. L., Stowe, K. A., Hochwender, C. 1993. Evidence for local adaption in closely adjacent subpopulations of northern red oak (*Quercus rubra* L.) expressed as resistance to leaf herbivores. American Naturalist 142, 928-936

Spellmann, H. 1994. Ertragskundliche Aspekte des Fremdländeranbaus. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 165, 27-34

Stähr, F., Bergmann, H.-J. 2006. Der Einfluss von Verhaltensmustern des Eichelhähers auf das Ankommen und die Etablierung von Hähersaaten unter Kiefer. In: Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe XXV, 101-105

Stähr. F., Peters, T. 2004. Wirkungen von Durchforstungsmaßnahmen auf ausgewählte Weiser für die Volumen- und Wertleistung der Roteiche. Forst und Holz 59, 578-582

Starfinger, U., Kowarik, I. 2003. *Quercus rubra* (Artensteckbrief, Überarbeitung am 15.12.2008, zuletzt aktual. am 02.08.2011). Bundesamt für Naturschutz. http://neobiota.de/12629.html (abgerufen am 04.07.2014)

Steiner, W. 2012. Hochwertiges Vermehrungsgut durch züchterische Verbesserung: Ein Vergleich verschiedener Möglichkeiten am Beispiel der Roteiche (*Quercus rubra* L.). Forstarchiv 83, 85-92

Stimm, B., Knoke, T. 2004. Hähersaaten: Ein Literaturüberblick zu waldbaulichen und ökonomischen Aspekten. Forst und Holz 59, 531-534

Straigytė, L., Jurkšienė, G., Armolaitis, K. 2009. Decomposition of Oak and Maple Leaf Litters: Comparative Study of Native and Alien Species. Kaunas: Rural Development 2009, Proceedings, Vol. 4, Book 2, 196-200

Straigytė, L., Marozas, V., Žalkauskas, R. 2012. Morphological Traits of Red Oak (Quercus rubra L.) and Ground Vegetation in Stands in Different Sites and Regions of Lithuania. Baltic Forestry 18, 91-99

Stratmann, J., Warth, H. 1987. Die Roteiche als Alternative zur Eiche oder Buche in Nordwestdeutschland. Allgemeine Forstzeitschrift 42, 40-41

Stratmann, J. 1988. Ausländeranbau in Niedersachsen und den angrenzenden Gebieten. Schriften aus der Forstl. Fakultät der Univ. Göttingen 91. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M. 131 S.

Thomasius, H., Hartig, M. 1989. Monographien der forstwirtschaftlich wichtigsten Baumarten (Lehrmaterial, Waldbau 5), Tharandt: TU Dresden, Sekt. Forstwirtschaft, 135-138

Thompson, J. R., Carpenter, D. N., Cogbill, C. V., Forster, D. R. 2013. Four Centuries of Change in Northeastern United States Forests. PLoS ONE 8, 1-15. e72450.doi:10.1371/journal.pone.0072540 (abgerufen am 08.07.2014)

Thompson, R. S., Anderson, K. H., Bartlein, P. J. 1999. Atlas of Relations between Climatic Parameters and Distribution of Important Trees and Shrubs in North America. U. S. Geological Survey Professional Paper 1650 A&B, Online-Version. http://pubs.usgs.gov/pp/p1650-a/ (abgerufen am 01.09.2014)

Tirmenstein, D. A. 1991. *Quercus rubra*. In: Fire Effects Information System, [Online]. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. http:// www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/querub/all.html (abgerufen am 17.06.2014)

Trauboth, V. 2004. Anbau der Amerikanischen Roteiche in Thüringen. Forst und Holz 59, 245-249

Turčáni, M., Patočka, J., Kulfan, M. 2009. How do lepidopteran seasonal guilds differ on some oaks (*Quercus* spp.) – A case study. Journal of Forest Science 55, 578-590

USDA NRCS (United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service) (eds.). 2002. Plantguide. Plant Fact Sheet Northern Red Oak (*Quercus rubra* L.). Online-Resource: http://plants.usda.gov/plantguide/pdf/cs_quru.pdf (abgerufen am 28.05.2014)

USGS (United States Geological Survey) (eds.). 2013. Tree Species Distribution Maps for North America. Digital Representations of Tree Species Range Maps from "Atlas of the United States Trees" by Little, E. L. Jr. (and other publications). http://esp.cr.usgs.gov/data/little/ (abgerufen am 28.05.2014)

Vansteenkiste, D., De Boever, L., Acker, J. van. 2005. Alternative processing solutions for Red Oak (*Quercus rubra*) from converted forests in Flanders, Belgium. Cost Action E44 Conference in Vienna on Broad Spectrum Utilization of Wood. BOKU, Vienna, 13-26

Volk, H. 2004. Planung und Monitoring in geschützten Waldgebieten. FVA–Einblick 8, 6-12

Vor, T., Lüpke, B. v. 2002. Waldbauliche Möglichkeiten für den Einsatz von Roteichen (*Quercus rubra* L.) in Buchenmischbeständen. Göttingen: Unveröff. Gutachten im Auftrag des Nds. Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. 20 S.

Vor, T., Lüpke, B. v. 2004. Das Wachstum von Roteiche, Traubeneiche und Rotbuche unter verschiedenen Lichtbedingungen in den ersten beiden Jahren nach der Pflanzung. Forstarchiv 75, 13-19

Vor, T. 2005. Natural regeneration of *Quercus rubra* L. (Red Oak) in Germany. In: Nentwig, W., Bacher, S., Cock, M. J.W., Dietz, H., Gigon, A., Wittenberg, R. (eds.) Biological Invasions – From Ecology to Control. Neobiota 6, 111-123

Wagner, S. 1994. Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernbestände auf armen Sanden im Nordosten Niedersachsens. Forstarchiv 65, 3-9

Wagner, S. 2004. Klimawandel – einige Überlegungen zu waldbaulichen Strategien. Forst und Holz 59, 394-398

Wakeland, B., Swihart, R. K. 2009. Ratings of white–tailed deer preferences for woody browse in Indiana. Proceedings of the Indiana Academy of Science 118, 96-101

Wargo, P. M., Houston, D. R., LaMadeleine, L. A. 1983. Oak Decline. Forest Insect & Disease Leaflet 165. USDA Forest Service. 7 S. http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/fidls/oakdecline/oakdecline.htm (abgerufen am 16.09.2014)

Wenk, G., Antanaitis, V., Šmelko, Š. 1990. Waldertragslehre. Dt. Landwirtschaftsverlag, Berlin, 374-376

Wezel, R. 1950. Erfahrungen mit dem Anbau der Roteiche in Württemberg. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 121, 173-187

Wiedemann, E. 1951. Ertragskundliche und waldbauliche Grundlagen der Forstwirtschaft. 3. Aufl. (1. Aufl. 1950). J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M., 223-231

Wiemann, M. C., Schuler, T. M., Baumgras, J. E. 2004. Effects of Uneven-Aged and Diameter-Limit Management on West Virginia Tree and Wood Quality. USDA Forest Service. Research Paper FPL-RP-621. 16 S.

Wittich, W. 1943. Untersuchungen über den Verlauf der Streuzersetzung in einem Boden mit Mullzustand II. Forstarchiv 19, 1-18

Wittich, W. 1961. Der Einfluß der Baumart auf den Bodenzustand. Allgemeine Forstzeitschrift 16, 41-45

Woodall, C. W., Morin, R. S., Steinman, J. R., Perry, C. H. 2008. Status of Oak Seedlings and Saplings in the Northern United States: Implications for Sustainability of Oak Forests. Proceedings of the 16th Central Hardwood Forest Conference, Gen. Techn. Report NRS-P 24, Newtown Square, PA: USDA Forest Service, Northern Research Station, 535-542

Woziwoda, B., Kopeć, D., Witkowski, J. 2014. The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 83, 39-49

Zaczek, J. J. 2002. Composition diversity, and height of tree regeneration, 3 years after soil scarification in a mixed oak shelterwood. Forest Ecology and Management 163, 205-215

Zaczek, J. J., Harding, J., Wefley, J. 1997. Impact of soil scarification on the composition of regeneration and species diversity in an oak shelterwood. In: Proceedings of the 11th Central Hardwood Forest Conference, Gen. Techn. Report NC-GTR 188, St. Paul, MN: USDA Forest Service, North Central Experiment Station, 341-348

Zimmerle, H. 1930. Erfahrungen mit ausländischen Holzarten in den württembergischen Staatswaldungen unter besonderer Berücksichtigung der Aufnahmeergebnisse von Ertragsprobeflächen. Mitteilungen der Württembergischen Forstlichen Versuchsanstalt 2, 15-88

Zimmerle, H. 1950. Anbauwürdigkeit fremdländischer Holzarten nach neueren Erfahrungen in Württemberg. II. Die Laubhölzer. Allgemeine Forstzeitschrift 5, 145-148

Zimmerle, H. 1952. Ertragszahlen für grüne Douglasie, Japanlärche und Roteichen in Württemberg. Mitteilungen der Württembergischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. IX, Heft 2, 15-88

4.14 Essigbaum (*Rhus typhina* L.)

Autor: Torsten Vor

4.14.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Anacardiaceae (Sumachgewächse)
Gattung:	Rhus (Sumach)
Art:	*Rhus typhina* (Syn. *Rhus hirta, Rhus canadensis*), Essigbaum, Hirschkolbensumach, staghorn sumac, Virginian sumac

4.14.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Der Essigbaum (*Rhus typhina*) ist im Wald als nicht invasiv einzustufen, kann aber außerhalb des Waldes invasiv werden. Sein erhebliches Vermehrungspotenzial, insbesondere durch vegetative Vermehrung, führt ausschließlich im Offenland zu invasiven Ausbreitungen. In geschlossenen Wäldern unterliegt der Essigbaum schnell der Lichtkonkurrenz der heimischen Waldbaumarten. Wegen seiner Lichtbedürftigkeit ist er in Wäldern leicht zu kontrollieren und dort nicht als invasiv anzusehen.

R. typhina spielt forstlich keine Rolle und ist auch nicht als anbauwürdig anzusehen. Er wird in erster Linie als Ziergehölz in besiedelten Gebieten gepflanzt, wächst in der Regel strauchförmig bzw. mehrstämmig. Spontane Verjüngung tritt hauptsächlich auf Ruderalflächen oder in sehr offenen Bestandessituationen auf. Im Offenland muss der Essigbaum aufgrund seines hohen vegetativen Vermehrungspotenzials und der hohen Wurzelkonkurrenz durch dichten Wurzelfilz zum Teil sehr drastisch bekämpft werden. Die Baumart sollte daher nicht in der Nähe von schützenswerten Offenlandschaften oder Waldrändern gepflanzt werden.

4.14.3 Vorkommen

4.14.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung
Der Essigbaum kommt im Osten Nordamerikas vornehmlich auf sonnigen Südhängen vor (Schütt und Lang 1996). Das Hauptverbreitungsgebiet liegt im Bereich der Großen Seen (s. Abb. 37), reicht im Süden aber auch bis nach Florida. Im Südosten des natürlichen Verbreitungsgebiets kommt die Art bis auf Höhen von 1.524 m ü. NN vor (Little 1980).

Abb. 37. Natürliches Verbreitungsgebiet von *Rhus typhina* (verändert nach Little 1980)

Klima, Böden, Waldgesellschaften
Der Essigbaum besiedelt vornehmlich sonnige Südhänge, wächst aber auch in offenen Auenlandschaften (Schütt und Lang 1996, Lovett Doust und Lovett Doust 1988). Obwohl wärmeliebend ist er weitgehend resistent gegenüber Winterfrösten. Ebenso gering sind die Ansprüche an die Nährstoff- und Wasserversorgung des Standorts. In China und in der Mongolei wird die Art deshalb sehr großflächig auf devastierten Standorten als Erosionsschutz gepflanzt (Zhang et al. 2009). In Nordamerika kommt *R. typhina* nicht im Unterstand von geschlossenen Wäldern vor.

Genetische Differenzierung und Provenienzen
Da die Art in erster Linie als Ziergehölz genutzt wird, existieren einige gärtnerische Formen bzw. genetische Variationen (z. B. *'Dissecta'* und *'Laciniata'*). Eine weitere

Verwendung, die Gerbstoffgewinnung aus Blättern und Rinde, führte besonders in Nordamerika, Asien und Europa zur Selektion gerbstoffreicher Klone für den Plantagenanbau (Schütt und Lang 1996).

4.14.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang
Im 17. Jahrhundert wurde der Essigbaum als Ziergehölz in Mitteleuropa und auch in Deutschland eingeführt (Schütt und Lang 1996, Kowarik 2010). Besondere Beachtung fanden und finden nach wie vor die prächtige Herbstfärbung und die leuchtend roten Fruchtstände in Gärten und Parkanlagen. Im 20. Jahrhundert kam in Mittel- und Osteuropa der Anbau zur Gerbstoffgewinnung hinzu. Dieser erfolgte aber nur sehr lokal, Angaben zur Anbaufläche sind nicht bekannt.

Genetische Differenzierung und Provenienzen
Siehe 4.14.3.1!

4.14.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.14.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

Die Ansprüche an die Wasser- und Nährstoffversorgung des Standorts sind sehr gering, die Ansprüche an die Strahlungsverhältnisse steigen mit zunehmendem Alter. So sind 2-monatige Sämlinge noch relativ schattentolerant bezogen auf Überlebensraten (weniger bezogen auf Wachstumsraten, Zhang et al. 2009), ältere Exemplare gelten jedoch als ausgesprochen lichtbedürftig (Schütt und Lang 1996). Auf tiefgründigen sandigen Standorten kann der Essigbaum unter günstigen Lichtbedingungen ein dichtes Wurzelgeflecht bilden und somit das Bodengefüge stabilisieren. Diese Eigenschaft in Kombination mit der hohen Trockenstresstoleranz führte in entwaldeten Gebieten Ostasiens zum großflächigen Anbau als Schutz vor Winderosion und zur Rekultivierung dieser devastierten Standorte. Andererseits kann der dichte Wurzelfilz auch zum Ausschluss indigener Pflanzengesellschaften führen (Zhang et al. 2009).

4.14.4.2 Verjüngung

Der Essigbaum ist zweihäusig und wird ausschließlich durch Insekten bestäubt. Die Art ist besonders bei Imkern beliebt (Greco et al. 1996). Ältere Exemplare produzieren viele Samen, die allerdings einer ausgeprägten Keimhemmung unterliegen, die auch künstlich nur schwer zu überwinden ist. Außerdem ist der Hohlkornanteil häufig hoch, wenn nicht ausreichend viele Polleneltern in der Nähe stehen (Schütt

und Lang 1996). Die Ausbreitung von Vollkörnern kann aber durch Vögel erfolgen (Foster und Gross 1999). Ab welchem Alter Essigbäume fruktifizieren, wird in der Literatur nicht erwähnt. Lovett Doust und Lovett Doust (1988) konnten jedoch schon einjährige weibliche Sprosse von männlichen anhand der Blütenstände unterscheiden, woraus hervorgeht, dass die Art in diesem Alter zumindest schon zur Blüte kommt. In einer Internetquelle mit Beschreibungen verschiedener invasiver Arten (Jiang et al. 2011) wird ein Alter von 3 bis 4 Jahren bis zur Fruchtproduktion angegeben. Ausgangspunkte für neue Besiedlungen sind jedoch häufig nicht auf generative Vermehrung zurückzuführen, sondern auf unachtsam in der freien Landschaft entsorgte Gartenabfälle, die ober- oder unterirdische Pflanzenteile von *R. typhina* enthalten. Diese bewurzeln sich rasch und können viele Schösslinge produzieren, die oft zu einem kleinen Dickicht werden (Luken 1987). Obwohl diese Kolonien nur einen Blattflächenindex von 1,5 erreichen und ca. 34 % der Freiflächenstrahlung unter dem Kronendach ankommt (Lafleur und Farnsworth 2008), siedeln sich auch später kaum andere Pflanzen darunter an. Offensichtlich ist die Konkurrenz durch den sich entwickelnden dichten und flachstreichenden Wurzelfilz zu hoch. Auch im ursprünglichen Verbreitungsgebiet des Essigbaums konnte auf schwach drainierten Böden der verdrängende und Sukzession verzögernde Einfluss solcher Kolonien nachgewiesen werden (Meilleur et al. 1994). Durch klonales Wachstum (Wurzelausläufer) können sich Essigbaumhorste mehr als 6 m in drei Jahren ausbreiten (Wang et al. 2008).

4.14.4.3 Wachstum

R. typhina ist ein kurzlebiges Pioniergehölz. Das maximale Alter wird mit ca. 40 Jahren angegeben (Weber 2013), wobei nicht klar ist, ob die Angabe für einzelne Stämme oder für Individuen gilt, die wiederholt ausgetrieben haben können, nachdem einzelne Stämme abgestorben sind. Der Habitus mehrstämmiger Individuen oder ganzer Horste ist in der Regel „pilzförmig", mit den größten Stämmen in der Mitte und kürzeren (und oft jüngeren) Rameten am Rand (Lafleur und Farnsworth 2008). Die maximale Höhe beträgt 15 m (Barnes und Wagner 1981), der maximale Brusthöhendurchmesser wird mit 35 cm angegeben (Schütt und Lang 1996).

4.14.5 Waldbauliche Behandlung

Der Essigbaum wird forstlich nicht bewirtschaftet und unterliegt somit keiner speziellen waldbaulichen Behandlung. Ob spontan auftretende Verjüngung auf größeren Kalamitätsflächen rasch durch konkurrenzstärkere Gehölze verdrängt werden kann, bleibt abzuwarten.

4.14.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.14.6.1 Biotische Risiken

Schütt und Lang (1996) geben an, dass *R. typhina* weder in der Heimat noch in Europa ernsthaft von Schadinsekten oder Krankheitserregern bedroht wird. Pilzliche Pathogene sind der Welkeerreger *Verticillium alboatrum* und die Grauschimmelkrankheit, verursacht durch *Botrytis cinerea*.

4.14.6.2 Abiotische Risiken

Manche Autoren attestieren dem Essigbaum eine Empfindlichkeit gegenüber Luftschadstoffen (besonders SO_2, Schütt und Lang 1996). Dank moderner Entschwefelungsanlagen dürfte dies aber kaum noch eine Rolle spielen.

4.14.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.14.7.1 Ökologische Integration

Der Essigbaum besiedelt in der Regel ruderale Standorte oder stark gestörte Landschaftsräume. In monoklonalen Horsten können sich aufgrund der großen Wurzelkonkurrenz kaum andere Pflanzen halten (Zhang et al. 2009). Andererseits können sich die Horste nicht unbegrenzt ausdehnen und keine Essigbaum-Reinbestände auf sehr großer Fläche bilden (Meilleur et al. 1994). Über Herbivorie an *R. typhina* durch Säugetiere ist nichts bekannt, der hohe Tanningehalt, der weiße (ungiftige) Milchsaft (Schütt und Lang 1996) in Rinde und Blättern und die dichte Behaarung der Triebe (Abb. 38) schützen eventuell vor Verbiss. Die Samen werden offenbar auch in Europa durch Vögel verbreitet (Schmidt und Hecker 2009).

Abb. 38. Auch im Winterzustand leicht an der dichten filzigen Behaarung der Triebe zu erkennen: *Rhus typhina* (Foto: T. Vor)

4.14.7.2 Prädation und Herbivorie

Keine Kenntnisse, s. 4.14.6.1.!

4.14.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Der hohe Konkurrenzausschluss durch intensive Durchwurzelung innerhalb der Essigbaumhorste wurde bereits beschrieben. Meilleur et al. (1994) schlagen für Nordamerika vor, diesen Effekt zu nutzen, um beispielsweise Trassen von Überlandleitungen von größer werdenden Bäumen frei zu halten. Foster und Gross (1999) fanden allerdings in Michigan auch andere Gehölze, die sich unter dem Schirm von *R. typhina* ansiedelten. Die Zahl der neu entwickelten Wurzelsprosse des Essigbaums stieg dort teilweise sehr rasch von 0 auf 28 innerhalb von zwei Jahren an, offenbar gefördert durch ein Spätfrostereignis im Mai mit massivem Triebsterben und anschließendem Wiederaustrieb. Konkrete Beispiele für die Verdrängung einheimischer Pflanzenarten durch den Essigbaum gibt es nur wenige, die meisten aus China (Jiang et al. 2011). Da es sich aber zumeist um lichtliebende Ruderalarten handelt, ist der negative Effekt häufig zu vernachlässigen. Nur in besonders geschützten Biotopen mit Offenlandcharakter und seltenen Pflanzengesellschaften ist eine Gefährdung der lokalen Biodiversität durch den Essigbaum denkbar. Konkrete Nachweise dafür fehlen bisher jedoch.

4.14.7.4 Hybridisierung

Im ursprünglichen Verbreitungsgebiet wurden Hybridisierungen mit *Rhus glabra* nachgewiesen (Barnes und Wagner 1981). Die Hybriden sind bekannt als *Rhus* x *pulvinata* Greene (*Rhus glabra* var. *borealis* Britt.).

4.14.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Keine Kenntnisse!

4.14.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Die durch *R. typhina* potenziell gefährdeten Landschaftselemente liegen in Mitteleuropa aufgrund des erheblichen Lichtbedarfs in höherem Alter fast ausschließlich außerhalb geschlossener Waldbestände und an Waldrändern. Ob dort tatsächlich eine Verdrängung einheimischer Pflanzen- und Tierarten durch den Essigbaum stattfindet, wurde noch nicht ausreichend geklärt. Da solche Flächen generell der natürlichen Sukzession unterliegen, sind Maßnahmen zum Schutz seltener Arten und zur Offenhaltung der Landschaftsstruktur in jedem Fall notwendig. In Serbien gilt die

Art als invasiv und dominiert dort lokal Ruderalbestände, kommt jedoch nicht in geschützten Wäldern vor (Glišić et al. 2014).

4.14.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Vielerorts wurde der Essigbaum zum Schutz vor Winderosion und Aushagerung des Standorts gepflanzt (Zhang et al. 2009). Auf diesen degradierten Böden führt die Besiedlung mit *R. typhina* zu einer Art Vorwald und zu einer Verbesserung der Bodenbedingungen durch die gut zersetzbare Laubstreu.

4.14.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

Einmal in dichten Beständen angesiedelt, ist es schwer, den Essigbaum durch mechanisches Entfernen endgültig zu beseitigen, da kleinste Wurzelreste wieder austreiben. Durch mehrmaligen Schnitt während der Vegetationsperiode kann man jedoch die Vitalität so weit einschränken, dass andere Pflanzenarten Konkurrenzvorteile erhalten (Jiang et al. 2011). Letztendlich sollten diese dann in der Lage sein, den Essigbaum auszudunkeln. Die Bekämpfung mit chemischen Mitteln (z. B. Glyphosat) auf frischen Schnittflächen gefällter Exemplare ist erfolgreich (Jiang et al. 2011).

4.14.8 Literatur

Barnes, B. V., Wagner, W. H. 1981. Michigan Trees. A guide to the trees of Michigan and the Great Lakes region. The University of Michigan Press

Foster, B. L., Gross, K. L. 1999. Temporal and spatial patterns of woody plant establishment in Michigan old fields. American Midland Naturalist 142, 229-243

Glišić, M., Lakušić, D., Šinžar-Sekulić, J., Jovanović, S. 2014. GIS analysis of spatial distribution of invasive tree species in the protected natural area of Mt. Avala (Serbia). Botanica Serbica 38, 131-138

Greco, C. F., Holland, D., Kevan, P. G. 1996. Foraging behaviour of honey bees (*Apis mellifera* L.) on staghorn sumac (*Rhus hirta* Sudworth (ex-*typhina* L.)): differences and dioecy. Canadian Entomologist 128, 355-366

Jiang, G. M., Wang, G., Yang, J. 2001. *Rhus typhina* (staghorn sumac). Invasive Species Compendium – datasheets, maps, images, abstracts and full text on invasive species of the world. http://www.cabi.org/isc/datasheet/47400 (abgerufen am 10.11.2014)

Kowarik, I. 2010. Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart

Lafleur, P. M., Farnsworth, A. G. 2008. Light interception and canopy radiation balance of staghorn sumac (*Rhus typhina*). Canadian Journal of Forest Research 38, 1695-1700

Little, E. L. 1980. The Audubon Society Field Guide to North American Trees – Eastern Region. Chanticleer Press, New York

Lovett Doust, J. Lovett Doust, L. 1988. Modules of production and reproduction in a dioecious clonal shrub, *Rhus typhina*. Ecology 69, 741-750

Luken, J. O. 1987. Interactions between seed production and vegetative growth in staghorn sumac, *Rhus typhina* L. Bulletin of the Torrey Botanical Club 114, 247-251

Meilleur, A., Véronneau, H., Bouchard, A. 1994. Shrub communities as inhibitors of plant succession in southern Quebec. Environmental Management 18, 907-921

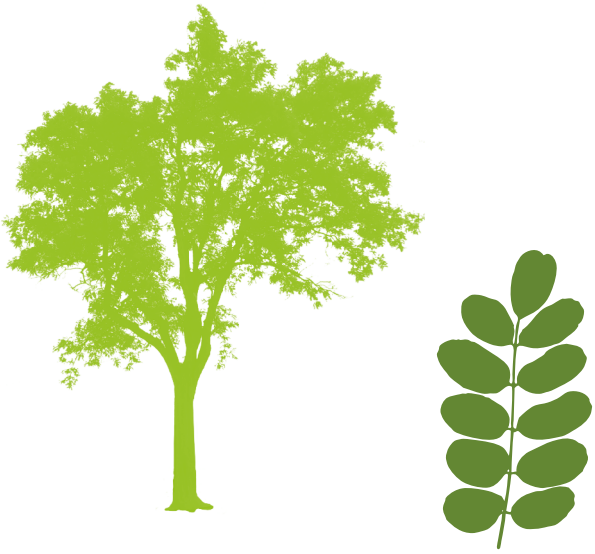
Schmidt, P. A., Hecker, U. 2009. Taschenlexikon der Gehölze. Ein botanisch-ökologischer Exkursionsbegleiter. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim

Schütt, P., Lang, U. 1996. *Rhus typhina*. In: Roloff, A., Weisgerber, H., Lang, U., Stimm, B., Schütt, P. (Hrsg.) Enzyklopädie der Holzgewächse. 5. Erg.Lfg. 8/96. ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech, 1-8

Wang, G. M., Jiang, G. M., Yu, S. L., Li, Y. H., Liu, H. 2008. Invasion Possibility and Potential Effects of *Rhus typhina* on Beijing Municipality. Journal of Integrative Plant Biology 50, 522-530

Weber, E. 2013. Invasive Pflanzen der Schweiz erkennen und bekämpfen. Haupt Verlag, Bern

Zhang, Z., Jiang, C., Zhang, J., Zhang, H., Shi, L. 2009. Ecophysiological evaluation of the potential invasiveness of *Rhus typhina* in its non-native habitats. Tree Physiology 29, 1307-1316



4.15 Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.)

Autoren: Barbara Meyer-Münzer,
Helmut Grotehusmann, Torsten Vor

4.15.1 Nomenklatur und Systematik

Familie:	Fabaceae (Hülsenfrüchtler)
Gattung:	Robinia
Art:	*Robinia pseudoacacia* LINNÉ, Robinie, Falsche Akazie, black locust

4.15.2 Gesamtbewertung der Invasivität und der Anbauwürdigkeit

Die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) ist in geschlossenen Wäldern aufgrund ihrer Lichtbedürftigkeit und der dadurch geringen Konkurrenzkraft weder invasiv, noch gefährdet sie die Biodiversität. Als typische Pionierbaumart mit geringen Ansprüchen an Boden und Klima besitzt sie zwar ein hohes Reproduktions- und Ausbreitungspotenzial, das sie im Wald aber konkurrenzbedingt nicht umsetzen kann. Die Robinie ist jedoch vor allem auf trockenen, ärmeren Offenlandstandorten in der Lage, sich überwiegend durch intensive Wurzelbrut schnell auszubreiten. Dies ist vor allem dann problematisch, wenn sich naturschutzfachlich bedeutsame Areale in der näheren Umgebung befinden. So kann sie auf Mager- und Trockenstandorte eindringen, diese durch Beschattung und stärkere Humusbildung verändern und die dortige angepasste Vegetation aus helio- und/oder xerotrophen Arten verdrängen. Die durch die Robinie stattfindende Stickstofffixierung verändert gerade auf nährstoffarmen Stand-

orten die Bodenchemie sehr stark, sodass die auf Magerrasen hochspezialisierten Floren/Biozönosen dauerhaft durch eine nitrophile Vegetation abgelöst werden. Die Robinie profitiert in starkem Maße von der Klimaerwärmung, was ihr Invasionspotenzial erhöht, wie Beispiele aus dem mediterranen Raum zeigen. Positiv zu bewerten ist die Robinie mit Blick auf die Artenvielfalt, nicht nur für viele Insekten zur Zeit ihrer Blüte, sondern auch als Habitat für etliche Arthropoden (u. a. den Eremiten, *Osmoderma eremita*) und viele Vögel. Insgesamt muss die Robinie daher hinsichtlich ihrer ökologischen Zuträglichkeit und Anbauwürdigkeit differenziert bewertet werden. Sie sollte generell nicht in unmittelbarer Nähe von naturschutzfachlich bedeutsamen Arealen ausgebracht werden.

In Wäldern ist die Robinie eingeschränkt als anbauwürdig anzusehen. Sie eignet sich zur Bereicherung bestehender Waldgesellschaften sowie zu Sonderzwecken wie der Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. Eine besondere Rolle kann die Robinie bei Kurzumtriebsplantagen auf Ackerflächen zur Energieholzerzeugung auf trockenen und nährstoffarmen Standorten, z. B. im nordostdeutschen Tiefland, spielen, auf denen andere Arten in der Biomasseleistung stark hinter der Robinie zurückbleiben.

4.15.3 Vorkommen

4.15.3.1 Natürliches Vorkommen

Geografische und höhenzonale Verbreitung

Abb. 39. Natürliches Verbreitungsgebiet von *Robinia pseudoacacia* (verändert nach Schütt 1994)

R. pseudoacacia ist in Höhenlagen zwischen 150 m ü. NN bis max. 1.620 m ü. NN (Great Smoky Mountains National Park) zu finden. Ihr Ursprungsgebiet befindet sich im Mittelosten Nordamerikas in den Appalachen vom Nordosten Alabamas bis hin zum Südwesten Pennsylvanias. Daneben werden weitere Gebiete westlich der Appalachen auf dem Ozark-Plateau im Bereich der Bundesstaaten Arkansas, Oklahoma und Missouri sowie einige verstreute Kleinvorkommen südlich der Appalachen in Alabama und Georgia angegeben (Huntley 1990). Ihre Verbreitung reicht damit vom 32. (Georgia) bis zum 41. (Pennsylvania) nördlichen Breitengrad, ihre Ost-West Ausdehnung vom 95. Grad w. L. im westlichen Verbreitungsgebiet bis zum 75. Grad w. L. im östlichen Schwerpunkt ihrer Verbreitung (Abb. 39).

Klima, Böden, Waldgesellschaften

In ihrem Heimatgebiet herrscht überwiegend ein gemäßigtes, zum Teil subtropisches Klima. Die Durchschnittstemperatur im Januar schwankt dort zwischen -4 °C und +7 °C, das Augustmittel zwischen 18 °C und 27 °C. Die jährliche Niederschlagsmenge liegt zwischen 1.020 und 1.830 mm. Die Anzahl frostfreier Tage wird mit 150 bis 210 angegeben (Huntley 1990). Die Robinie ist jedoch weltweit auch in anderen Klimabereichen erfolgreich angebaut worden. Begrenzt wird sie lediglich durch fehlendes Wärmeangebot und die Anzahl der zur Verfügung stehenden Vegetationstage. Ein Jahresmittel von 8 °C ist laut Führer (2005) für ein befriedigendes Wachstum die Untergrenze.

Innerhalb ihres ursprünglichen Verbreitungsgebiets wächst sie am besten auf mäßig frischen bis frischen lehmigen oder schluffigen Sanden. Einzig unverträglich sind kompakte, dicht gelagerte Böden wie Tone und Lehme sowie Staunässe. Dies wird bereits von Wangenheim (1781) angegeben, der sie wohl als bach- bzw. flussbegleitende Baumart beobachtet hat, niemals jedoch auf nassen oder gar moorigen Böden. Hinsichtlich des pH-Wertes ist sie erstaunlich tolerant, lediglich Böden mit einem pH-Wert > 8 meidet sie. Als optimal gelten Böden mit neutralen pH-Werten (DeGomez und Wagner 2001).

In den Appalachen ist die Robinie in Laubwäldern mit Eichen- (*Q. rubra, Q. prinus*) und Ahorn-Arten (*A. saccharum, A. rubrum*), Hickory-Arten (*Carya* spec.) und Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*) vergesellschaftet (Hanover und Mebrahtu 1991), zum Teil auch mit *Pinus pungens* und *Pinus echinata* (Huntley 1990). Schenck (1939) beschreibt, dass sie in den Appalachen auch mit der dort heimischen Kastanie *Castanea dentata*, in den westlichen Gebieten mit Schwarznuss (*Juglans nigra*), Spätblühender Traubenkirsche (*Prunus serotina*), Weißesche (*Fraxinus americana*) und den Eichenarten *Quercus alba* und *Q. macrocarpa* zusammen vorkommt. Auch beschreibt er Robinienbestände auf scharfen Gebirgskämmen der Appalachen in Höhen von 1.000 bis 1.400 m, die wegen Eisbruchs besonders kurzschäftig seien. Insgesamt ist sie aufgrund ihrer Verbreitungsmechanismen und ihres hohen Lichtbedürfnisses eine

Pionierbaumart, die häufig Störungen folgt und aufgrund ihrer kurzen Lebensdauer von anderen Baumarten abgelöst wird. In ihren Ursprungsgebieten ist die Robinie in eher geringem Umfang (1 %) an den gemischten Waldgesellschaften beteiligt. Es existiert in den USA aber auch ein eigener „Black Locust"-Waldtyp, bei dem die Robinie überwiegend bestandsbildend ist (Huntley 1990).

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Im Heimatgebiet der Robinie existiert eine hohe genetische Variation zwischen einzelnen Populationen. Diese kann jedoch nicht einzelnen geografischen Regionen zugeordnet werden (Bongarten 1992). Innerhalb der Bestände ist die Variation gering (DeGomez und Wagner 2001). Keresztesi (1988) und Rédei et al. (2012) beschreiben drei Wuchstypen im natürlichen Verbreitungsgebiet: den *Pinnata*-Typ mit geradem Stamm im nördlichen Verbreitungsgebiet in Höhenlagen von 800 m, den *Palmata*-Typ mit eher gebogenem Stamm in mittleren Höhenlagen, und den *Spreading*-Typ in tieferen Lagen, der aufgrund seiner Stammform für weitere Selektionen ungeeignet ist.

Auf Long Island im heutigen Bundesstaat New York wurden – vermutlich von ersten Siedlern – Robinien angepflanzt, die sich später vor allem auf den nährstoffreichen Böden im Norden und Westen der Insel verbreiteten (Raber 1936). Diese heute sog. „Schiffsmast-Robinien" unterscheiden sich durch ihren aufrechten Wuchs deutlich von anderen Robinien. Nach Hopp und Grober (1947) bilden sie keine oder nur wenig Samen aus und vermehren sich vorzugsweise vegetativ. Daher wurden sie als eigene Varietät angesehen, deren Wuchsleistung und -qualität sich je nach Standort und Lage von „gewöhnlichen" Robinien unterscheidet (*R. pseudoacacia* var. *rectissima* Raber, Wangenheim 1781).

Die Stammform ist offensichtlich genetisch fixiert. Die häufig anzutreffenden zwieseligen oder krummen Stammformen bilden auch krumme Wurzelschösslinge aus. Bereits Burgsdorff (1950) und Schröck (1953) weisen explizit darauf hin.

Eine vergleichende genetische Analyse zwischen ungarischen und deutschen Nachkommenschaften ergab, dass die ungarischen Nachkommenschaften eine ziemlich hohe genetische Variation innerhalb der einzelnen Populationen aufzeigen, aber nur eine geringe Differenzierung zwischen den verschiedenen Populationen. Bei den deutschen Nachkommenschaften ergab sich genau das Gegenteil: eine relativ geringe genetische Variation innerhalb der Bestände, aber eine vergleichsweise hohe Differenzierung zwischen verschiedenen Beständen (Liesebach und Schneck 2011). Dies kann vermutlich auf die unterschiedlichen Weisen der Bestandsbegründung zurückgeführt werden. In Ungarn werden traditionell überwiegend Sämlinge gepflanzt. Saatgut- und Pflanzenverbringung haben so zu einer Homogenisierung der genetischen Strukturen über ganz Ungarn hinweg beigetragen, somit aber auch zu einer insgesamt relativ hohen genetischen Variation (Liesebach und Schneck 2011). Dies spricht dafür,

dass sich im Ursprungsgebiet der USA ebenso wie in den untersuchten deutschen Beständen die Robinie eher vegetativ als generativ vermehrt hat bzw. vegetative Vermehrung bevorzugt angewandt wurde.

4.15.3.2 Vorkommen in Europa

Anbaugeschichte, Anbauerfahrungen, Anbauumfang

Wann genau die Robinie nach Europa gebracht wurde, ist nicht bekannt. Unstrittig ist, dass sie von Jean Robin eingeführt und von ihm im Jardin des Plantes zum ersten Mal gepflanzt wurde. Erstmals wird sie in dem 1635 erschienenen Werk von Jaques Philippe Cornut „Canadensium plantarum […] Enchiridion botanicum parisiense" als Acacia Americana Robini aufgeführt. Die Nomenklatur gibt einen klaren Hinweis auf die Rolle Robins bei ihrer Einführung (Krausch 2001). Im Verlauf des 17. Jahrhunderts breitet sie sich in ganz Europa in den botanischen Gärten aus – so auch in Deutschland, wo sie erstmals 1672 von Johann Sigismund Elsholtz in seinem Buch „Vom Gartenbau" als Acacia Robini erwähnt wird. Gerne wird sie dann in der Landschaftsgärtnerei verwendet, auch als Alleebaum trifft man sie immer häufiger an. Sehr schnell erkennt man das Potenzial der Robinie, auch auf armen Böden. Vor allem in Weinbaugebieten wird sie zunächst vor allem in Frankreich, dann auch in Deutschland zur Rebpfahlgewinnung angebaut. Ihr schnelles Wachstum in der Jugend, ihre unkomplizierte Vermehrung über Wurzelbrut und Stockausschläge (Abb. 40) sowie die Vorzüge ihres Holzes und die Verwendung für die Imkerei führen zur schnellen Verbreitung der Robinie über ganz Europa. Wegen des zunehmend spürbar werdenden (Brenn-)Holzmangels wird die Robinie ab der Mitte des 18. Jahrhunderts verstärkt angebaut. So gibt Friedrich Casimir Medicus hierfür extra eine Zeitschrift (1794 bis 1797) in 6 Bänden heraus: „Unächter Acacien-Baum – Zur Ermunterung des allgemeinen Anbaues dieser in ihrer Art einzigen Holzart". Er ist der allertiefsten Überzeugung, dass die Robinie der Baum schlechthin sei, um diesem Holzmangel schnell und nachhaltig zu begegnen. Gute Kenntnisse über Nachzucht, Pflanzung, Pflege und Verwendung des Holzes waren damals schon vorhanden.

Schwerpunkte des Anbaus innerhalb Deutschlands lagen in Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Rheinland-Pfalz. Auch in Bayern wurde die Robinie vor allem im Nürnberger Raum häufig angebaut, wo sie entlang von Bahndämmen, Straßen, auf Ödland auf den Burgsandsteinböden schnell Fuß fasste. Neben ihrer Genügsamkeit war sie ein Baum für alle Zwecke: zur schnellen Holzerzeugung jeglicher Art – von Brettware über Pfähle bis zum Brennholz. Sie war Futterbaum für Vieh, das das eiweißreiche Laub gerne frisst, Bienenweide, zudem leicht zu verjüngen und zu vermehren und eine Augenweide zur Zeit der Blüte.

Lüdemann (2005) beziffert die Anbauflächen in Deutschland nach einer Umfrage mit insgesamt 12.500 ha, wobei knapp 10.000 ha in den Bundesländern Bran-

denburg und Sachsen-Anhalt liegen. Er zitiert Seeling (1997), derzufolge es 1997 noch 14.500 ha gewesen seien. Bezogen auf Europa spielt dies kaum eine Rolle: In Ungarn sind es laut Rédei et al. (2012) im Jahre 2009 bereits 23 % der Waldfläche, dies entspricht 415.000 ha.

Genetische Differenzierung und Provenienzen

Wie bereits unter 4.15.3.1 angegeben, ist die Geradschaftigkeit genetisch fixiert. Vor allem in Ungarn gibt es bereits seit den 1930er-Jahren intensive Zuchtbemühungen zur Verbesserung der Stammform und des Holzertrags.

In Deutschland unterliegt die Robinie erst seit 2003 dem Forstvermehrungsgutgesetz mit zwei Herkunftsgebieten „Norddeutsches Tiefland" und „Übriges Bundesgebiet" (BMJV 2015).

Fast alle zur Beerntung zugelassenen Bestände befinden sich in Brandenburg. In Baden-Württemberg, Bayern und Thüringen gibt es einige kleinere Erntebestände mit weniger als 1 ha Flächengröße. Die Gütegemeinschaft für forstliches Vermehrungsgut (DKV 2015) erkennt die beiden Sonderherkünfte „Märkische Schweiz" (Brandenburg) und „Hexenberg, Wolfgang" (Hessen) mit insgesamt 11,6 ha an, wobei der „Bestand" in Hessen nach neuesten Untersuchungen nur aus einem oder wenigen Klonen besteht und daher nicht für Gewinnung von forstlichem Saatgut geeignet ist (Steiner 2015, mdl. Mitteilung).

Abb. 40. Wertholzhaltiger Robinienbestand mit vegetativer Verjüngung aus Stockausschlag im Hess. Forstamt Lampertheim (Foto: T. Vor)

Aus Deutschland selbst sind noch keine speziellen Klone im Handel erhältlich. Es existieren allerdings neue Forschungen zu *in-vitro*-vermehrten Klonen ausgewählter Stämme (Schneck 2010). Erhältlich sind die besonders leistungsfähigen und bekannten ungarischen Kultivare *'Üllo"i', 'Jászkiséri', 'Appalache', 'Kiscsalai', 'Nyieségi'*, und *'Szajki'*. Auch werden in Ungarn Sorten mit besonders hohem Honigertrag ge-

züchtet (Rédei und Osváth-Bujtás 2005) bzw. in Zusammenarbeit mit dem Amt für forstliche Saat- und Pflanzenzucht (ASP, Konnert, mdl. Mitteilung) weiterentwickelt. Auch Österreich prüft spezielle ertragsstarke Klone wie *'Tulln'* für die Verwendung für Kurzumtriebsplantagen.

Aus dem gärtnerischen Bereich sind viele Varietäten bekannt – so etwa die „Kugelakazie" *R. pseudoacacia 'Umbraculifera'*, rosarotblühende Varietäten (z. B. *'Casque Rouge'*), die gelbliche Gold-Akazie *R. pseudoacacia 'Frisia'*, die Korkenzieher-Akazie *R. pseudoacacia 'Tortuosa'* oder die Ein-Blatt-Akazie *R. pseudoacacia 'Monophylla'*, um nur einige wenige zu nennen. Viele dieser gärtnerischen Sorten sind schon sehr alt.

4.15.4 Ökologische und biologische Eigenschaften

4.15.4.1 Standortansprüche und Einfluss auf den Standort

Die Robinie ist eine Pionierbaumart mit extrem hohem Lichtbedürfnis. Ihre weiteren Standortansprüche hinsichtlich Nährstoff- und Wasserversorgung sind sehr gering. Sie gilt als ausgesprochen immissions- und klimatolerant, was sie als Straßenbegleitbaum prädestiniert. Hausendorff (1951) bezeichnet sie zwar treffend als „klimavag", trotzdem profitiert sie in Deutschland ganz offensichtlich von einer Klimaerwärmung. Die Standortansprüche sind insgesamt außerordentlich bescheiden, allein Stau- oder Dauernässe bzw. sehr dicht gelagerte Böden meidet sie. Flachgründige Standorte sagen ihr ebenfalls nicht zu.

Auf tiefgründigem, lockerem Substrat bildet die Robinie zunächst eine Pfahlwurzel bis in etwa 1,5 bis 2 m Tiefe aus, von der aus bis zu 20 m lange Seitenwurzeln abzweigen, die wiederum tiefe Senkerwurzeln entwickeln. Auf trockenen Standorten wurden Wurzeltiefen von über 7,9 m gemessen (Schütt 1994). Die horizontalen Wurzeln streichen bis zum 1,5-Fachen der Baumhöhe aus (Huntley 1990, Stone 2009).

Oberflächennah bildet die Robinie ein dichtes Feinwurzelsystem, an dem symbiontische, luftstickstoffbindende Bakterien unterschiedlicher Rhizobium-Arten Wurzelknöllchen bilden. Überschüssiger Stickstoff wird in der Regel nitrifiziert und im Boden angereichert oder ausgewaschen. Verschiedene Untersuchungen zur Menge der Nitrifizierung liefern sehr unterschiedliche Ergebnisse. Die intensivste Anreicherung geschieht bis in eine Tiefe von etwa 15 cm, danach nimmt sie kontinuierlich ab (Schütt 1994). Veste et al. (2013) geben in ihrer Untersuchung bei 2- bis 4-jährigen Pflanzen eine Stickstoffanreicherung von 48 bis 85 kg/ha*a an. So ist sie in der Lage, auf stark erodierten, sehr sandigen oder sehr nährstoffarmen Böden Fuß zu fassen. Dies und ihre Klimaplastizität machen sie zu einer der am häufigsten angebauten Laubbaumarten der Welt nach Eukalyptus- und Pappelarten. Sie wird in großem Umfang in Korea und China (beide je über 1 Mio. ha) als Erosionsschutz gepflanzt. Seit Langem hat man ihre Brauchbarkeit zur Rekultivierung von Bergbaufolgeland-

schaften erkannt. In Deutschland sind die Aufforstungen speziell aus dem Niederlausitzer Gebiet bekannt.

Die Robinie benötigt eine mittlere Jahrestemperatur von mehr als 8 °C (Führer 2005), um befriedigende Wuchsleistungen zu erzielen. Die für den Austrieb erforderliche Lufttemperatur ist relativ hoch, sodass die Robinie hierzulande spät austreibt. Dementsprechend braucht sie eine lange Vegetationsperiode (Böhmer et al. 2000), was sie anfällig für Frühfröste macht. Als Pionierbaumart ist sie, ebenso wie Birke oder Vogelbeere, bestens an Wassermangel angepasst. Bei Bodentrockenheit, hoher Lufttemperatur und geringer Luftfeuchte schließt sie die Stomata und wirft einzelne Blattfiedern bzw. ganze Fiederblätter ab, um die transpirierende Blattoberfläche zu verkleinern. Damit verbunden ist allerdings eine deutliche Minderung der Kohlenstoffassimilation und des Wachstums (Veste und Kriebitzsch 2013).

Hinsichtlich ihrer Kältetoleranz gibt es sehr unterschiedliche Aussagen, wobei sie besonders in südexponierten Lagen unter den strengen Frösten des Winters 1928/29 gelitten haben soll (Schenck 1939). Schröck (1953) hingegen kann genau diese Beobachtung nicht bestätigen, auch Rédei et al. (2012) sprechen von einer hohen Toleranz hinsichtlich Hitze als auch Kälte.

Die Auswirkungen auf den Standort müssen differenziert betrachtet werden. In Robinienanpflanzungen auf rohen Böden der Bergbaufolgeregion der Niederlausitz stellen Veste et al. (2013) einen N-Eintrag von 30,5 bis 59,2 kg/ha*a bezogen auf die Blätter fest. Aufforstungen von Ödland mit Robinie können einen signifikanten Einfluss auf die Anreicherung von organischem Kohlenstoff und Stickstoff haben. Der begrenzende Effekt von Stickstoff auf die Kohlenstoffanreicherung ist in trockeneren Gebieten erheblich geringer als in besser mit Niederschlag versorgten Regionen (Chang et al. 2014).

Je basenärmer ein Boden ist, umso stärker wirkt sich die Nitrifikation aus (Böhmer et al. 2000). So stellen Berthold et al. (2005 und 2009) nicht nur eine Verringerung des pH-Wertes vor allem unter der zweiten Generation Robinie im Vergleich zu Eichenbeständen fest, sondern auch eine Erhöhung von H^+-, Fe^{3+}- und Al^{3+}-Kationen. Insoweit wurde eine deutliche Versauerung und Basenverarmung des Standorts durch Robinienreinbestände nachgewiesen.

Bei der Besiedelung v. a. von Magerrasen kommt es durch die chemische und physikalische Veränderung der Bodeneigenschaften zu einer Verschiebung des Arteninventars hin zu einer nitrophilen Flora und einer Fauna aus dem Saum- und Waldbereich (Böhmer et al. 2000).

In Beständen, in denen die Robinie lediglich untergeordnet beigemischt ist, zeigen viele Untersuchungen und Beobachtungen, dass sie sich weder negativ auf den Standort noch auf die Bodenvegetation auswirkt (Berthold et al. 2009, Deneau 2013, Maltoni et al. 2012, Motta et al. 2009, Schneck 2010, Vor und Schmidt 2008, s. a. Abb. 41).

Abb. 41. In der Hördter Rheinaue kommt Robinienverjüngung häufig vor, hier zusammen mit *Juglans nigra* und *Impatiens glandulifera*. Ein negativer Einfluss auf die heimische Vegetation konnte aber nicht nachgewiesen werden. (Foto: T. Vor)

4.15.4.2 Verjüngung

Die Robinie vermehrt sich überwiegend vegetativ über Wurzelbrut und Stockausschläge. In warmen Klimata auf lockeren, nährstoffreichen Böden ist die Wurzelbrut erheblich intensiver ausgeprägt als auf dichten, (stau)nassen Standorten (Schütt 1994). Ganz entscheidend für das klonale Wurzelwachstum ist jedoch das Lichtangebot. Ebenso ausgeprägt ist die Fähigkeit zum Stockausschlag (Radtke et al. 2013, Ambraß et al. 2014).

Die gezielte Verwundung der bodennahen Wurzeln ist bereits seit dem 18. Jahrhundert bekannt, um durch die lebhafte Wurzelbrut eine hohe Anzahl von Pfählen hauptsächlich für den Weinbau zu erzeugen. Auch heute noch wird dieses Verfahren bevorzugt eingesetzt. Das Ausbreitungspotenzial ist dank ihrer intensiven horizontalen Wurzeldynamik sehr hoch. So nimmt der größte, aus einem einzigen Klon bestehende Robinienbestand in den USA nach Chang et al. (1998) eine Fläche von 1,3 ha ein. Böcker und Dirk (2011) geben eine Eindringtiefe von 3 m je Jahr in Magerrasen an.

Die Robinie blüht und fruktifiziert teilweise schon mit 6 Jahren. Die Fruktifikation erfolgt im Abstand von 1 bis 2 Jahren. Am stärksten ist die Samenproduktion im Alter zwischen 15 und 40 Jahren (Huntley 1990). In Mitteleuropa beginnt die Blüte nach dem Laubaustrieb – je nach Witterung von Mai bis Juni. Die Bestäubung erfolgt hauptsächlich durch Bienen (Schütt 1994). Durch die Protogynie (Narben der Blüten sind schon vor Öffnung der Staubbeutel befruchtungsfähig) wird eine hohe Fremdbestäubungsrate begünstigt. Nach genetischen Untersuchungen von Samen der Robinie sind Polleneinträge von weither eher unwahrscheinlich, und benachbarte Bäume rekombinieren bevorzugt miteinander (Surles et al. 1990). Eine mögliche Er-

klärung ist, dass *R. pseudoacacia* bevorzugt von Bienen angeflogen wird, da sie wegen der relativ späten Blüte, einer großen Blütenmenge und der äußerst nektarreichen Blüten eine sehr attraktive Bienenweide darstellt.

Die Samen der Robinie sind in 4 bis 10 cm langen Hülsen enthalten. Die Hülsen springen frühestens im September, häufig erst im März/April des folgenden Jahres entlang der Rückennaht auf. Die Samen der Robinie sind sehr hartschalig und überliegen wenigstens ein Jahr. Die Verbreitung über den Samen ist begrenzt und wird bei einem geschlossenen Kronendach als bedeutungslos (Böhmer et al. 2000) oder unmöglich (Lockow und Lockow 2013) angesehen. Eine impermeable Samenschale und ein hoher Lichtbedarf erschweren die Keimung. Die Samen können allerdings lange Zeit lebensfähig im Boden überdauern (Stone 2009) und so eine Samenbank aufbauen. Anschluss an den Mineralboden fördert die Keimung (Schütt 1994).

Die Robinie profitiert in jedem Fall von Offenlandsituationen, in denen sie im Höhenwachstum und in der Dichte ihres klonalen Wurzelwachstums raumdominant ist (Radtke et al. 2013, Ambraß et al. 2014). Von Wurzelschösslingen ausgehend, bilden sich immer neue Rameten, die über Wurzelverwachsungen miteinander verbunden sind. Daher können Baumstubben auch noch lange nach der Fällung des Baums ausschlagen (Schröder und Fink 2004).

4.15.4.3 Wachstum

Das Wachstum der Robinie ist typisch für Pionierbaumarten. Sie erträgt so gut wie keine Beschattung. Anders als in geschlossenen Wäldern kann sie auf Freiflächen dominant werden.

Ertragstafeln bzw. Zuwachsmessungen aus Italien (Erteld 1952, Keresztesi 1988, Führer 2005, Maltoni et al. 2012, Rédei et al. 2012) geben unabhängig von den Ertragswerten übereinstimmend eine Kulmination des Höhenzuwachses mit 5 Jahren, des jährlichen Zuwachses mit 15 bis 20 Jahren und des durchschnittlich jährlichen Gesamtzuwachses (dGZ) mit 40 Jahren an. So werden maximale jährliche Höhenzuwächse von bis zu 4,9 m bzw. ein Median bei einjährigen Flächen von 2,9 m aus Stockausschlag in Brandenburg berichtet (Ertle et al. 2008). Die Robinie wächst wie alle unsere Waldbäume auf gut nährstoff- und wasserversorgten, tiefgründigen, lockeren Böden am besten. Dieses Wachstum wird auf sehr armen, trockenen Böden bei Weitem nicht erreicht. Auch das Klima spielt eine entscheidende Rolle hinsichtlich Wachstum und Ertrag. Für 60-jährige Robinie gibt Lockow (2005) für die ersten beiden Ertragsklassen auf guten Standorten ein Derbholzvolumen vom 300 m^3/ha, für schwache Standorte (dritte Ertragsklasse) nur noch ca. 160 m^3/ha an. Auch Ungarn hat einen deutlichen Leistungsabfall von der ersten bis zur sechsten Klasse von 550 m^3/ha auf 180 m^3/ha – allerdings mit 45 Jahren (Rédei et al. 2012). Hier sieht man deutlich, wie stark die Robinie in ihrem Wuchsverhalten positiv auf

Wärme reagiert. In Italien wird ein Zuwachs von bis zu 16 m^3/ha*a (Ertragsklasse 1) angegeben, was in etwa den ungarischen Angaben entspricht.

Entsprechend der frühen Kulmination des Höhenwachstums nimmt die Jahrringbreite ab einem Alter von 14 bis 18 Jahren stark ab. Das maximale Alter der Robinie wird mit 100 (bis max. 200) Jahren angegeben (Schütt 1994).

Allerdings gibt es deutliche Hinweise auf Wuchsdepressionen in der zweiten Generation Robinie am selben Standort (Schütt 1994, Berthold et al. 2005, 2009), die noch nicht hinreichend geklärt sind.

4.15.5 Waldbauliche Behandlung

R. pseudoacacia wird vor allem bei der Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften verwendet. Im städtischen Bereich ist sie als Straßenbaum nicht nur wegen ihrer hohen Immissions- und Salztoleranz, sondern auch wegen ihrer wohlriechenden, attraktiven Blüte weit verbreitet

Auch Imker schätzen sie sehr aufgrund ihrer großen Honigausbeute. Von Ungarn werden im Durchschnitt 400 kg/ha*a Honigernte angegeben, aus Italien liegen Spitzenwerte von über 800 kg/ha*a vor (Maltoni et al. 2012). So wird vor allem in Brandenburg, dem Anbauschwerpunkt von *R. pseudoacacia* innerhalb Deutschlands, viel Akazienhonig geerntet, der sehr beliebt ist und eine bedeutende Nebennutzung darstellt.

Ihre Ausbreitung ist vor allem dort zu beobachten, wo sie an Brachflächen/Offenlandschaften angrenzend sich selbst überlassen bleibt. So findet man sie dort auch häufig von Waldrändern ausgehend.

Vor allem in Brandenburg kommt sie auch in Kiefernbeständen vor. Wie man allenthalben an Waldrändern beobachten kann, wächst die Robinie in Richtung Freifläche, aber nicht in den Bestand. Daher erfolgt eine Ausbreitung innerhalb eines Waldbestands nur nach flächigen Störungen wie Sturm, Feuer oder einem Kahlhieb. Lockow und Lockow (2013) geben den Rat, die Robinie vom Waldrand aus mittels gezielter Verletzung oberflächennaher Wurzeln in Kiefernbestände „hineinzuziehen". Im pannonischen oder im mediterranen Raum bei erheblich lichteren Waldstrukturen hingegen unterwandert sie ohne weitere Hilfe ganze Bestände (Böhmer et al. 2000). Da sie sich nahezu ausschließlich über klonales Wurzelwachstum vermehrt, kann auch eine bestehende dichte Gras- oder Krautschicht ihr Vordringen nicht aufhalten.

Werden Robinien auf den Stock gesetzt, treiben sie sehr kräftige Stockausschläge, die noch stärker sind als die Wurzelschösslinge. Diese Regenerationsfähigkeit versucht man derzeit gezielt zu nutzen, wenn überalterte, ertragsschwache Bestände v. a. in Brandenburg auf den Stock gesetzt werden, um das deutlich höhere Wachstumspotenzial in der Jugend für die Erzeugung von Biomasse zu nutzen. So halten

Knoche und Engel (2012) bei 1- bis 4-jährigem Kurzumtrieb auf mäßig bis schwach nährstoffversorgten, grundwasserfernen Standorten einen jährlichen Zuwachs von annähernd bis zu 10 t/ha Trockenmasse für möglich. Zum Vergleich liegt der derzeit durchschnittlich laufend jährliche Zuwachs von Beständen in Brandenburg bei 3,75 t/ha. Auch in Ungarn und Italien sind die Umtriebszeiten umso kürzer, je schwächer der Standort ist (Rédei et al. 2012, Maltoni et al. 2012).

Soll die Robinie zur Stammholz- oder Wertholzproduktion genutzt werden, muss schon sehr früh der erste Eingriff erfolgen, um eine ausreichend lange Krone (ca. 1/3 der Baumlänge) zu erhalten (Führer 2005). So wird schon mit 5 Jahren eine erste Läuterung vorgenommen. Danach folgen kurz aufeinander die nächsten Eingriffe im Alter von 9, 12 und 18 Jahren. Eine Grünastung ist gut verträglich und wird empfohlen. Die Stammzahlen sinken von anfangs 2.500 St./ha auf 600 St./ha ab. Es erfolgt dann mit 25 Jahren eine Durchforstung mit einer Reduktion auf 400 St./ha. Mit 40 Jahren kann eine Gesamtleistung von 425 m^3/ha bei einer Grundfläche von 32 m^2/ha erreicht werden (Rédei et al. 2012).

Auch als Vorwaldbaumart kommt die Robinie bei richtiger Behandlung infrage. So wurde 1997 in der Niederlausitz ein 60-jähriger Robinien-Birken-Mischbestand erfolgreich mit heimischen Baumarten wie Traubeneiche (*Quercus petraea*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Spitzahorn (*Acer platanoides*), Winterlinde (*Tilia cordata*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) unterpflanzt, bei dem man störende Wurzelbrut im Rahmen der Kulturpflege mit entfernte, bis der Voranbau nicht mehr davon beeinträchtigt wurde (Gaier et al. 2009). Eine Angabe zur Häufigkeit der Kulturpflege findet sich nicht.

Eine Eindämmung von *R. pseudoacacia* kann innerhalb des Waldes durch gezielte Maßnahmen wie den Unter- bzw. Voranbau schattentoleranter Baumarten wie Buche, Linde oder Hainbuche geschehen (Vor und Schmidt 2008).

4.15.6 Gefährdungen in verschiedenen Entwicklungsstadien

4.15.6.1 Biotische Risiken

Trotz ihrer teilweise starken Bedornung wird die Robinie sehr gerne vom Schalenwild verbissen. Die Schäden in Ungarn sind gravierend. Im Spätwinter wird *R. pseudoacacia* gerne von Hase und Kaninchen verbissen bzw. geringelt (Rédei et al. 2012).

In Deutschland sind bei *R. pseucoacacia* die Robinien-Blattmotte *Parectopa robiniella* (seit 1971), die Robinien-Miniermotte *Phyllonorycter robiniella* (seit 1993) und die Robinienblatt-Gallmücke *Obolodiplosis robiniae* (seit 2006) als Neozoen bekannt, die aber zumindest in Deutschland bislang keine wirtschaftlich bedeutsamen Schäden angerichtet haben. Ebenfalls schaden kann die polyphage Napfschildlaus *Eulecanium corni robiniarum* f. *robiniarum*, die hier bisher ebenso wenig auffällig war

wie der Robiniensamenzünsler *Etiella zinckenella*, der mehr im Süden und Südosten Europas ganze Samenernten vernichtet hat. Rédei et al. (2012) erwähnen als Schädling noch die Schwarze Bohnenlaus (*Aphis fabae*).

Der Robinien-Bockkäfer (Locust borer) *Megacyllene robiniae* ist noch nicht außerhalb seines Endemiegebiets in den USA in Erscheinung getreten. Dort richtet er vor allem auf ärmeren Standorten so gravierende Schäden an, dass die Robinie für die Holzproduktion nach Ansicht von Huntley (1990) generell ausscheidet.

Die häufig vorkommende Stockfäule der Robinie wird von verschiedenen heimischen Pilzen verursacht. Besonders der Eschenbaumschwamm (*Perenniporia fraxinea*) richtet bereits bei jungen Robinien erhebliche Schäden an, was durch die entstehende Fäulnis zu einer massiven Minderung der Standfestigkeit führt. Fruchtkörper des Pilzes treten meist erst in einem stark fortgeschrittenen Befallstadium auf, sodass die Beeinträchtigung der Verkehrssicherheit oftmals erst sehr spät erkannt werden kann (Kehr et al. 2000, Schwarze 2006, Weihs und Jaschinski 2011). Auch Lackporlinge (*Ganoderma* ssp.) oder Hallimasch (*Armillaria* ssp.) sind häufig für eine Stockfäule verantwortlich (Weihs und Jaschinski 2011). Schütt (1994) nennt weiter den Falschen Zunderschwamm (*Fomes igniarius*) und besonders den Schwefelporling (*Laetiporus sulfureus*). Stockfäule kann nach Weihs und Jaschinski (2011) schon ab einem Alter von 20 Jahren auftreten. Auch für die Verticillium-Welke ist *R. pseudoacacia* empfänglich.

Als gefährlich in der Anzuchtphase werden die Pilzarten *Alternaria tenuis* und *Fusarium oxysporum* genannt. Auch der Erreger der Rotpustelkrankheit, *Nectria cinnabarina*, kann bei geschwächten Jungpflanzen zum Problem werden (Rédei et al. 2012).

Erdmäuse können ebenfalls große Schäden an Jungpflanzen verursachen. In Ungarn ist das Mosaik-Virus derzeit stark verbreitet und führt neben einer Fleckung der Blätter auch zu Kleinblättrigkeit, Blattdeformationen und Wuchsdepressionen (Rédei et al. 2012).

4.15.6.2 Abiotische Risiken

Aufgrund des erst spät liegenden Austriebzeitpunkts im Frühjahr ist eine lange Reifezeit im Herbst erforderlich, sodass eine Gefährdung durch Frühfröste vorhanden ist. In höherem Alter können auch häufig Stammbrüche durch Sturm, Eisanhang oder Nassschnee auftreten.

4.15.7 Naturschutzfachliche Bewertung

4.15.7.1 Ökologische Integration

Die Robinie bietet nicht nur vielen Insekten zur Zeit ihrer Blüte reichlich Pollen, sondern ist beispielweise auch Habitat für den Eremiten (Anhang IV FFH-Richtlinie BfN), zudem für viele Vögel.

Kulfan (1991) stellt 33 Arthropoden mit Bestimmtheit und weitere 8 Arten als wahrscheinlich fest, die auf der Robinie leben. In ihrer Heimat sind es lediglich 23 Arten (DeGomez und Wagner 2001).

4.15.7.2 Prädation und Herbivorie

Das Laub der Robinien wird gerne von Herbivoren gefressen, da es einen hohen Proteingehalt hat.

4.15.7.3 Interspezifische Konkurrenz

Durch die Nitratanreicherung im Boden kann *R. pseudoacacia* vor allem auf basenarmen Standorten stark zu einer Veränderung der Bodenchemie beitragen. Hierdurch werden an arme Standorte angepasste Pflanzenarten verdrängt und durch nitrophile Ubiquisten wie Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), Brennessel (*Urtica dioica*), Klett-Labkraut (*Galium aparine*), Gemeines Schöllkraut (*Chelidonium majus*), Stinkender Storchschnabel (*Geranium robertianum*) etc. ersetzt (Burgsdorff 1950, Hausendorff 1951, Böhmer et al. 2000). Dementsprechend verändert sich auch die Fauna in Richtung einer Wald/Waldsaumgesellschaft (Starfinger und Kowarik 2013). Nach Böcker und Dirk (2011) kommt es unter älteren Robinienbeständen nicht zu einer Verarmung, sondern einer Veränderung des Arteninventars. So geben die Autoren als Beispiel im Mittel aus 13 Dauerflächen in Südwest-Deutschland 15 Arten in der Strauchschicht und 42 Arten in der Krautschicht an. Ein Eindringen in naturnahe Waldgesellschaften ist laut Böcker und Dirk (2011) in Deutschland nicht nachgewiesen. Bei einer nur geringen Beimischung der Robinie in Laub-Mischwäldern findet Deneau (2013) keine signifikanten Unterschiede in der Kraut- und Strauchschicht zwischen den Untersuchungsflächen. Gegen schattentolerantere Baumarten kann sich die Robinie auf mittleren und besseren Standorten nicht behaupten. Gegen Lichtbaumarten behauptet sich die Robinie vor allem durch hohe Wurzelkonkurrenz (Kawaletz et al. 2013).

4.15.7.4 Hybridisierung

Keine Kenntnisse!

4.15.7.5 Krankheits- und Organismenübertragung

Hoffmann et al. (2007) konnten die Nordamerikanische Robiniengallmücke (*Obolodiplosis robiniae*) in Deutschland nachweisen. Es liegen bislang allerdings keine Kenntnisse über Gefährdungen heimischer Arten vor.

4.15.7.6 Gefährdung der Biodiversität, Invasivität

Es ist bekannt, dass die Robinie in Mager- und Trockenstandorte eindringen und die dortige angepasste Vegetation aus helio- und/oder xerotrophen Arten verdrängen kann. Sie verändert dort durch die Beschattung den Wasserhaushalt, fördert durch das leicht abbaubare Laub die Humifizierung und leitet damit die Sukzession ein. Somit wirkt sie sich letztlich also negativ auf diese Sonderstandorte aus. Sie sollte daher nicht in der Nähe solcher naturschutzfachlich bedeutsamen Areale ausgebracht werden.

Innerhalb einer geschlossenen Waldgesellschaft auf eher besseren Standorten stellt sie keine Gefahr für die Biodiversität dar und ist damit nicht invasiv im Sinne des Naturschutzgesetzes.

4.15.7.7 Andere ökosystemare Auswirkungen

Die Robinie erfreut sich großer Beliebtheit bei den Imkern und trägt durch ihre Blüte nicht nur für Bienen zu einer Bereicherung vieler Ökosysteme und Städte bei.

Rekultivierungen von Kipp- und Haldenböden werden vielfach erst durch die Robinie möglich. Auch für einen effektiven Erosionsschutz ist die Robinie nur schwer ersetzbar, da sie durch ihr dichtes Wurzelwerk, das anderweitig zum Problem wird, erosionsgefährdete bzw. erosionsgeschädigte Böden stabilisieren kann (Rédei et al. 2012, Lee 2013). Zudem ist durchaus möglich, die Robinie auf Bergbaufolgelandschaften als Vorwaldbaumart einzusetzen, um in ihrem Schutz später einen an die potenziell natürliche Vegetation (pNV) angepassten Waldbestand zu begründen (Gaier et al. 2009).

4.15.7.8 Möglichkeiten der Kontrolle

In den USA wird die Robinie vornehmlich mit Herbiziden (teilweise gemischt mit Diesel) bekämpft (Converse und Martin 2001), was in Deutschland nicht möglich ist. Auf Fällung reagiert die Robinie mit starkem Stockausschlag, auf jeden Versuch der Rodung mit Wurzelbrut. Das Verfahren nach Böcker und Dirk (2011) mit Teilringelung im ersten und Totalringelung im zweiten Jahr ist das derzeit erfolgversprechendste, gleichzeitig minimalinvasivste Verfahren und vergleichsweise günstig. Den-

noch ist es kostenintensiv und bleibt daher Bereichen vorbehalten, in denen es aus Naturschutzgründen dringend geboten ist, gegen Robinie anzugehen (Böcker und Dirk 2011). In einem geschlossenen Waldgebiet hingegen ist dies weniger der Fall. Hier ist in der Regel der Verzicht auf starke Eingriffe in den Oberbestand, bei beginnender Auflichtung ein Voranbau mit schattentoleranten Baumarten wie Buche, Hainbuche oder Linde zur Kontrolle der Robinie ausreichend (Vor und Schmidt 2008).

4.15.8 Literatur

Ambraß, S., Radtke, A., Zerbe, S., Fontana, V., Ammer, C. 2014. Ausbreitung und Management von Götterbaum und Robinie in Niederwäldern. Erkenntnisse aus einer Fallstudie zu invasiven Baumarten in Südtirol. Naturschutz und Landschaftsplanung 46, 45-51

Berthold, D., Vor, T., Beese, F. 2005. Soil degradation by *Robinia pseudoacacia* L. (Black Locust) in Hungary. In: Nentwig, W., Bacher, S., Cock, M. J. W., Dietz, H., Gigon, A., Wittenberg, R. (eds.) Biological Invasions – From Ecology to Control. Neobiota 6, 67-78

Berthold, D., Vor, T., Beese F. 2009. Effects of cultivating black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on soil chemical properties in Hungary. Forstarchiv 80, 307-313

BMJV 2015. Verordnung über Herkunftsgebiete für forstliches Vermehrungsgut (Forstvermehrungsgut-Herkunftsgebietsverordnung – FoVHgV). Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz. http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/fsaatherkv/gesamt.pdf (abgerufen am 07.01.2015)

Böcker, R., Dirk, M. 2011. Ringeln bei *Robinia pseudoacacia* L. – aber WIE? Aus Vortrag im Rahmen der Veranstaltung der Naturschutzakademie Hessen „Invasive Gehölze“ am 06. April 2011: http://www.na- hessen.de/downloads/ 11n40invasivegehoelzeringelnrobinia.pdf (abgerufen am 10.12.2013)

Böhmer, H. J., Heger, T., Trepl, L. 2000. Fallstudien zu gebietsfremden Arten in Deutschland. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 363 01 026 UBA-FB 000156, 1-12

Bongarten, B. C. 1992. Genetic variation in black locust within its native range. In: Hanover, J. W., Miller, K., Plesko, S. (eds.) International Conference on black locust: biology, culture, & utilization. Conference proceedings, Department of Forestry, Michigan State University. Michigan, USA, 78-97

Burgsdorff, V. J. 1950. Die Akazie – Aus der Praxis für die Praxis. Forst und Holz 17, 275-276

Chang, C.-S., Bongarten, B., Hamrick, J. 1998. Genetic structures of natural populations of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) at Coweeta, North Carolina. Journal of Plant Research 111, 17-24

Chang, R., Jin, T., Lü Y., Liu, G., Fu, B. 2014. Soil Carbon and Nitrogen Changes following Afforestation of Marginal Cropland across a Precipitation Gradient in Loess Plateau of China. PLOS ONE 9(1). http://www.Journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371journal.pone.0085426 (abgerufen am 08.05.2014)

Converse, C. K., Martin, T. 2001. *Robinia pseudoacacia*. http://wiki.bugwood.org/Robinia_pseudoacacia (abgerufen am 14.04.2015)

DeGomez, T., Wagner, M. R. 2001. Culture and Use of Black Locust. HortTechnology 11, 279-288

Deneau, K. 2013. The Effects of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on Understory Vegetation and Soils in a Northern Hardwood Forest. Swedish University of Agricultural Sciences, Master Thesis no. 212. Southern Swedish Forest Research Centre. Alnarp 2013. http.://www.stud.epsilon.slu.se (abgerufen am 05.06.2014)

DKV 2015. Sonderherkunft Robinie. http://www.dkv-net.de/ (abgerufen am 19.02.2015)

Erteld, W. 1952. Wachstum und Ertrag der Robinie im Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik. In: Göhre, K. (Hrsg.) Die Robinie und ihr Holz, Deutscher Bauernverlag, Berlin, 15-148

Ertle, C., Böcker, L., Landgraf, D. 2008. Wuchspotenzial von Stockausschlägen der Robinie. AFZ-DerWald 63, 994-995

Führer, E. 2005. Robinienwirtschaft in Ungarn. I. Die Robinie im praktischen Waldbau. Forst und Holz 60, 464-466

Gaier, C., Ertle, C., Spathelf, P. 2009. Voranbau von Laubholz auf Kippstandorten der Niederlausitz. AFZ-DerWald 64, 226-228

Hanover, J.W., Mebrahtu, T. 1991. *Robinia pseudoacacia*: Temperate Legume Tree with Worldwide Potential. M. S. Department of Forestry. http://www.winrock.org/fnrm/factnet/factpub/FACTSH/R_pseudoacacia.html (abgerufen am 05.09.2012)

Hausendorff, E. 1951. Für und wider die Robinie. Forstwissenschaftliches Centralblatt 70, 235-247

Hoffmann, D., Lichtenberger, T., Beiderbeck, R. 2007. Die Amerikanische Gallmücke *Obolodiplosis robiniae* (HALDEMANN, 1847) an Robinien in Deutschland. DGaaE-Nachrichten 21, 1-2

Hopp, H., Grober, S. 1947. Effect of site on growth of shipmast locust. Journal of Agricultural Research 74, 315-328

Huntley, J. C. 1990. *Robinia pseudoacacia* L. – Black Locust. In: Burns, R. M., Honkala, B. H. (techn. coords.) Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods. Agric. Handb. 654. U. S. Dep. Agric. Washington DC, 755-761

Kawaletz, H., Mölder, I., Zerbe, S., Annighöfer, P., Terwei, A., Ammer, C. 2013. Exotic tree seedlings are much more competitive than natives but show underyielding when growing together. Journal of Plant Ecology 6, 305-315

Kehr, R., Wohlers, A., Dujesiefken, D. 2000. Der Eschenbaumschwamm an Robinien – Diagnosemerkmale und Kultureigenschaften, Jahrbuch der Baumpflege 2000, 200-207

Keresztesi, B. 1988. The Black Locust. Akadémiai Kiadó, Budapest.

Knoche, D., Engel, J. 2012. Pilotprojekt zum Kurzumtrieb der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg. Beiträge aus der NW-FVA 8, 143-164

Krausch, H.-D. 2001. Einführung und Ausbreitung der Robinie in Europa, Beiträge zur Gehölzkunde, 107-115

Kulfan, M. 1991. The larvae of leaf-eating insects (Lepidoptera, Hymenoptera) on black locust (*Robinia pseudo-acacia*) in south Slovakia. Biologia (Bratislava) 46, 927-935

Lee, K. J. 2013. Saemaul Undong and Forest Rehabilitation in Korea: Saemaul Income Boosting Project and the Role of the Village Forestry Cooperative, Ministry of Strategy and Finance (MOSF), Republic of Korea, Seoul

Liesebach, H., Schneck, V. 2011. Einfluss der waldbaulichen Behandlung von Robinienbeständen (*Robinia pseudoacacia* L.) auf die genetische Struktur der Nachkommenschaften: ein Vergleich Deutschland – Ungarn. Forstarchiv 82, 120-124.

Lockow, K.-W. 2005. Die Robinie aus ertragskundlicher und ökologischer Sicht. Forst und Holz 60, 450-457.

Lockow, K.-W., Lockow, J. 2013. Die Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) – Eine schnellwachsende Baumart mit wertvollen Holzeigenschaften. Mitteilungen der Gesellschaft zur Förderung schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland e.V., 8

Lüdemann, G. 2005. Die Robinie in den norddeutschen Bundesländern. Vorkommen, Herkunftsgebiete und Vermehrungsgut. Forst und Holz 60, 447-449

Maltoni, A., Mariotti, B., Tani, A. 2012. La Gestione della Robinia in Toscana, Supporti tecnici alla Legge Regionale Forestale della Toscana, 7. DEISTAF – Università di Firenze

Motta, R., Nola, P., Berretti, R. 2009. The rise and fall of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the "Siro Negri" Forest Reserve (Lombardy, Italy): lessons learned and future uncertainties. Annals of Forest Science 66, 410-420

Raber, O. 1936. Shipmast locust. A valuable undescribed variety of *Robinia pseudoacacia*. United States Department of Agriculture, Washington DC. 8 S.

Radtke, A., Ambraß, S., Zerbe, S., Tonon, G., Fontana, V., Ammer, C. 2013. Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. Forest Ecology and Management 291, 308-317

Rédei, K., Osváth-Bujtás, Z. 2005. Robinienwirtschaft in Ungarn. II: Züchtung und Vermehrung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.). Forst und Holz 60, 466-468.

Rédei, K., Csiha, I., Keserü, Z., Végh, Á. K., Györi, J. 2012. The Silviculture of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary: a Review. South-East European Forestry 2, 101-107

Schenck, C. A. 1939. Fremdländische Wald- und Parkbäume. Band 3. Paul Parey, Berlin

Schneck, V. 2010. Robinie – Züchtungsansätze und Begründungsverfahren. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.) Beiträge Agrarholz 2010: Symposium am 18. und 19. Mai 2010 in Berlin, 1-8. http://www.fnr-server.de/cms35/fileadmin/allgemein/pdf/ veranstaltungen/Agrarholz2010/11_2_Beitrag_Schneck.pdf (abgerufen am 05.09.2013)

Schröck, O. 1953. Beitrag zur Züchtung der Robinie (*Robinia pseudoacacia*). Der Züchter 23, 266-272

Schröder, K., Fink, S. 2004. Die Überwallung von Baumstubben. GrünForum 34, 30-32

Schütt, P. 1994. *Robinia pseudoacacia* Linné, 1753. In: Schütt, P. Weisgerber, H., Schuck, H., Lang, U., Stimm, B., Roloff, A. (Hrsg.) Enzyklopädie der Holzgewächse (Bd. III-2). Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 1-16

Schwarze, F. 2006. Der Eschenbaumschwamm, AFZ-DerWald 61, 652-653

Seeling, U. 1997. Die Robinie – nur ein Exot im deutschen Wald ? Forst und Holz 52, 81-86

Starfinger, U., Kowarik, I. 2013. *Robinia pseudoacacia* L. (Fabaceae), Robinie. Bundesamt für Naturschutz. http://www.neobiota.de/12627.html (abgerufen am 05.09.2014)

Stone, K. R. 2009. *Robinia pseudoacacia* In: F. S. Laboratory (Hrsg.) Fire Effects Information System. Rocky Mountain Research Station. http://www.fs.fed.us/database/feis/ (abgerufen am 05.09.2012)

Surles, S., Hamrick, J., Bongarten, B. 1990. Mating System in Open-Pollinated Families of Black Locust (*Robinia pseudoacacia*). Silvae Genetica 39, 35-40

Veste, M., Kriebitzsch, W.-U. 2013. Einfluss von Trockenstress auf Photosynthese, Transpiration und Wachstum junger Robinien. Forstarchiv 84, 35-42

Veste, M., Böhm, C., Quinkenstein, A., Freese, D. 2013. Biologische Stickstoff-Fixierung der Robinie, in AFZ-DerWald 68 (2), 40-42

Vor, T., Schmidt W. 2008. Neophyten in der Hördter Rheinaue/Rheinland-Pfalz. Forstarchiv 79, 143-151

Wangenheim, F. A. J. v.1781. Beschreibung einiger Nordamericanischen Holz- und Buscharten mit Anwendung auf teutsche Forsten. Verlag Joh. Chr. Dieterich, Göttingen. 151 S.

Weihs, U., Jaschinski, T. 2011. Untersuchung von Stockfäule an Robinie. AFZ-DerWald 66 (24), 35-38

Eine nachhaltige, multifunktionale Forstwirtschaft hat den Anspruch, Wälder so zu pflegen und zu nutzen, dass deren Produktivität, Verjüngungsfähigkeit, Vitalität und biologische Vielfalt erhalten bleiben. In der Vergangenheit hat sich gezeigt, dass weder im Kielwasser der Rohholzerzeugung noch in jenem des Naturschutzes alle Waldfunktionen angemessen erfüllt werden. Die Integration eingeführter Baumarten in einen Waldbau auf ökologischen Grundlagen erfordert daher Kompromisse, die sich auf der Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse in der Regel auch finden lassen. Konkret bedeutet dies, dass der Anbau nicht invasiver eingeführter Baumarten in gewissem Umfang vom Naturschutz ebenso akzeptiert wird, wie seitens der Forstwirtschaft naturschutzfachliche Interessen berücksichtigt werden, indem bei ihrem Anbau auf eine räumliche Ordnung geachtet wird und bestehende Vorkommen invasiver Baumarten zurückgedrängt werden. Ziel dieser Ausarbeitung ist es vor diesem Hintergrund, die Potenziale und Risiken von 15 eingeführten Baumarten auf der Grundlage wissenschaftlicher Literatur und langjähriger Forschungsarbeiten auf Versuchsflächen der verschiedenen Forschungseinrichtungen und Anbauflächen der Forstbetriebe aufzuzeigen, um die zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft aufgekommene Diskussion zu versachlichen.

GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT
GÖTTINGEN

ISBN: 978-3-86395-240-2
ISSN: 1867-6731

Universitätsverlag Göttingen