



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 struktureicher 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 Wuchseleistungen 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. macrocarpa* 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 sinn gemäß 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 Fruchtschale 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 wüchsigeren, morphologisch an größeren Früchten und einem deutlich flacheren Fruchtschale 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 Dürre-resistenz. Demnach wachsen extrem nördliche Herkünfte weiter südlich langsam. Frühstests bezüglich der Wachstumsleistung 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 Wachstumsleistung 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 Zutraglichkeit, 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 (*Ceratomyces 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 flächenmäßig 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 Arealen 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 (Jakushev 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 verlehnte 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 Stragyte 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 Humusaufgaben 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 ziemlich 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 Wurzelbildung. 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 mittlere-

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 streugennutzten 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 Fruchtausatz 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 Fruchtausatz 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 Hähersarten (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 Verbispräferenz 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 Überschildung 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 Überflutungsauwe bzw. auf Berglandstandorten (lehmgiger 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 Kieferschirm (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 Standortsspektrum ein gutes Wachstum. Stratmann und Warth (1987) schätzten die erreichbare Volumenleistung von *Q. rubra* auf nicht extremen Standorten zwischen der heimischen Eiche und der Buche ein, wobei die Durchmesserentwicklung beider 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 Notwendigkeit 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 Überschilderung 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 Läumterungen 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 vorsichtigeren 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 Bestandaufbau 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 Pilzkrankungen waren häufig auf Vorschädigungen durch Witterungsextreme auf trockenen oder wechsellackenen 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, McClenahan 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 vereinzelt 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 Laubböhlzern 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).

Blatrfressende 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 Rotteiche. 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 Rübbling (*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 (McClenahan 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 Ectomykorrhizageinschaften 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 lichterem 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 ainliella* 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 Schadensschwerpunkt 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, trockeneren Standorten mit geringem Wildeinfluss (Dreßel und Jäger 2002, Vor 2005). Sich bisher punktuell ergebende Konflikte mit Biotopschutzziele 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 (Riepsas und Straigyte 2008, Marozas et al. 2009, Straigyte 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 phytophagous 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 understory 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, Nordstedt, 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 Nord-west-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 phytophagous 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 microarthropod 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
- Jakushev, 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 acorn 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., Meritt, 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., Ducouso, 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.it/forest/contents/?id=ifor0695-007> (Abruf am 7.9.2014)
- Mauerhof, J. H. 2011. Wachstum junger Roteichenbestände (*Quercus rubra* L.) im nordeutschen Tiefland in Abhängigkeit von Standort und waldbaulicher Behandlung. Unveröff. Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen. 128 S.
- McClenahan, 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
- McClenahan, 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 holz-bewohnender 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 ainliella* 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., Chytrý, 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
- Riepišas, 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 Laubbölzer. 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 adaptation 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 Eichelhäfers auf das Ankommen und die Etablierung von Häfersaaten 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. Häfersaaten: Ein Literaturüberblick zu waldbaulichen und ökonomischen Aspekten. *Forst und Holz* 59, 531-534
- Straigyte, 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
- Straigyte, 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 Ertragsprobestflächen. *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