

Forstliche Forschungsberichte

München

Die Eiche

Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven

Herausgegeben von Kilian Stimm

221

2021

ISBN 3-933506-52-2



ZENTRUM WALD FORST HOLZ
WEIHENSTEPHAN

Schriftenreihe des Zentrums Wald-Forst-Holz Weihenstephan

**Schriftenreihe des
Zentrums Wald Forst Holz Weihenstephan**

für den Studienbereich Forstwissenschaften und Ressourcenmanagement
an der School of Life Sciences der Technischen Universität München
für die Fakultät Wald und Forstwirtschaft der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
für die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft als Sonderbehörde
der Bayerischen Forstverwaltung

Die Eiche

**Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum
und waldbaulichen Perspektiven**

Herausgegeben von Kilian Stimm

Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising

Impressum

Wir danken für die finanzielle Unterstützung bei den Druckkosten durch den Förderverein Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan e.V.



ISSN 0174-1810
ISBN 3-933506-52-2

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung und Verbreitung sowie der Übersetzung vorbehalten.

Schriftleitung	Dr. Joachim Hamberger im Auftrag Zentrum Wald-Forst-Holz Weihenstephan
Herausgeber	Kilian Stimm
Dokumentation	Forstliche Forschungsberichte, Nr. 221, 2021, 306 Seiten
Erscheinungsdatum	Oktober 2021
Layout	Kilian Stimm
Druck	EsserDruck SolutionsGmbH, 84030 Ergolding
Auflage	350 Stück
Zu beziehen über	Förderverein Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan e.V. Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising Telefon: +49 151 17684894 E-Mail: info@foerderverein-forstzentrum.de

Vorwort

Unter den heimischen Baumarten verfügen die Eichenarten über Eigenschaften, die sie zu einem wichtigen Bestandteil künftiger Wälder prädestinieren. Die Eichenarten sind besonders trockenresistent und können in Dürrejahre sogar benachbarte Arten in der Wasserversorgung unterstützen ohne selbst Einbußen zu erleiden. Sie sind zur hydraulischen Aufwärtsbeförderung und Umverteilung von Wasser befähigt und können durch diese und weitere Mechanismen der Beförderung und Konkurrenzreduktion zum Mehrzuwachs von Mischbeständen gegenüber Reinbeständen beitragen. Ihre reichen Mikrohabitate führen zu einem hohen Artenbesatz, steigern die Biodiversität mitteleuropäischer Wälder und fördern die ökologische Stabilität von Wäldern durch ihre Barrierewirkung gegenüber der Ausbreitung von Pathogenen. Durch ihre tiefe Wurzelung erhöhen sie die mechanische Bestandesstabilität gegenüber Wind und Sturm. Schließlich bildet die Eiche das langlebige und stabilste Holz.

Der vorliegende Forschungsbericht befasst sich in der Hauptsache mit den beiden am weitesten verbreiteten heimischen Eichenarten Trauben- (*Quercus petraea* (MATT.) Liebl.) und Stieleiche (*Quercus robur* L.), enthält aber auch eine kurze Ausführung über die ebenfalls heimische Flaumeiche (*Quercus pubescens* WILLD.).

Zumeist besteht bei Organismen ein Spannungsfeld zwischen Wachstum und Abwehr; so auch bei den heimischen Eichen. Sie haben zwar eine große Abwehrbereitschaft aber auch nur ein vergleichsweise langsames Wachstum. Aufgrund ihres eher größeren Lichtbedarfs sind ihre Entwicklungsmöglichkeiten in Dauerbestockungen gering. Werden Störungen vermieden oder Störungsflächen rasch wieder mit Buche oder Nadelhölzern bepflanzt, so haben die Eichen Schwierigkeiten, in der Verjüngung zu bleiben oder sich zu etablieren. Ausnahmen bilden beispielsweise größere Störungsflächen in Verbindung mit Eichelmasten auf denen sich die Eichen zahlreich ansamen und etablieren können. Auf solchen Flächen erhöhen sich die Chancen der Eichen anzuwachsen, zu bleiben und schließlich im Hauptbestand anzukommen.

Die bedauerliche Reduktion der Eiche auf einen Anteil von lediglich 5,3 % an der Waldfläche in Europa, 10,6 % in Deutschland und 6,8 % in Bayern ist es Wert, der Eiche einen eigenen forstlichen Forschungsbericht zu widmen und das verfügbare praxisrelevante Wissen zu bündeln. Die Beiträge beleuchten walddeschichtliche Aspekte, das Potenzial der Eichen im Wald der Gegenwart, ihre Vorteile im Klimawandel und Möglichkeiten zur Erhöhung ihres Anteils an der Waldfläche in Mitteleuropa.

Der vorliegende Bericht erscheint in einem mehrfachen Jubiläumsjahr, 150 Jahre nach Gründung des Ertragskundlichen Versuchswesen und Anlage der ersten langfristigen Versuchflächen in Bayern im Jahr 1871 und 50 Jahre nach Gründung der forstlichen Forschungsberichte München. Zum Thema „Wachstum und Ertrag der Kiefer auf wirtschaftlich wichtigen Standorteinheiten der Oberpfalz“ legte Anton Schmidt damals den Grundstein für die Berichtsserie. Die Abhandlung befasste sich damals mit der überwiegend geringen Wuchsleistung der Kiefer in Nordostbayern, den Möglichkeiten der waldbaulichen Steuerung, aber auch mit der beginnenden Erholung der in der Vergangenheit übernutzten Bestände durch Einstellung der Streunutzung in den 1960iger Jahren und die eutrophierenden Stoffeinträge aus Landwirtschaft, Industrie und Verkehr. 50 Jahre später gedeiht in vielen der damals untersuchten Bestände die Eiche im Unterstand oder auf Störungsflächen und bedarf der waldbaulichen Förderung, um die Bestände zur natürlichen, stabilen Mischbestockung aus Eiche, Linde, Kiefer und

Tanne zurückzuführen. Im ersten Forschungsbericht wurde die Kiefer waldwachstumskundlich im Rahmen einer Dissertation abgehandelt; jetzt nach 50 Jahren Forschungsberichte und im Band 221 war wieder eine Doktorarbeit, diesmal von Kilian Stimm, der Anlass für einen Forschungsbericht.

Wissenschaft erfordert Vertiefung, Spezialisierung, zeitweilig inkrementalistisches Vorgehen, internationale Kooperation und Wettbewerb um die besten Ideen. Praxisanwendung erfordert Generalisierung, Integration, Vereinfachung. Beides ist wichtig, beides kann kombiniert werden, das ist der Weg. Die Forstlichen Forschungsberichte haben jetzt seit 5 Jahrzehnten wirksam zur Integration von Wissenschaft und Praxis beigetragen.

In dem vorliegend Band 221 werden, über die waldbaulichen Aspekte hinaus, ökologische, ökonomische und nutzungstechnische Aspekte der Eiche resümiert. Vielen der originellen Beiträge liegen Projekte zugrunde, die das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten gefördert hat. Die Drucklegung des Berichts wurde durch den Förderverein Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan e.V. unterstützt. Beiden Institutionen sei an dieser Stelle für die Förderung gedankt.

Hans Pretzsch

Freising im Oktober 2021

Inhaltsverzeichnis

Impressum.....	2
Vorwort	3
Inhaltsverzeichnis.....	5
 Mitteleuropäische Eichen (<i>Quercus</i> spp.): Taxonomie, Verbreitung, Morphologie und Reproduktion	7
Gregor Aas	
 Standortansprüche und Anbaueignung der Trauben- und Stieleiche in Bayern	20
Wolfgang Falk	
 Ziele und Wege der Eichenbewirtschaftung in Europa	31
Kilian Stimm, Dominik Ambs, Enno Uhl und Hans Pretzsch	
 Das Fruktifikationsgeschehen von Eiche für Bayern in den Jahren 1965 bis 2003	47
Antonius Haane, Sebastian Kienlein, Andreas Ludwig, Randolph Schirmer und Bernd Stimm	
 Die Eiche im Spessart – Ikone in der Vergangenheit, Hoffnungsträger für die Zukunft	62
Walter Graf	
 Die Behandlung der Eiche – Ein historischer Rückblick	81
Heinz Utschig	
 Waldbauliche und finanzielle Effekte von Durchforstungseingriffen in jungen Traubeneichenbeständen (<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.)	97
Alexander Abt und Bernhard Felbermeier	
 Langfristige Wachstumstrends von Eichenbeständen in Deutschland	116
Enno Uhl und Kilian Stimm	
 Zur Produktivität von Eichen in Rein- und Mischbeständen in Abhängigkeit von Bestandsstruktur und Standort – vom Bestand zum Einzelbaum	126
Kilian Stimm, Michael Heym, Enno Uhl, Ralf-Volker Nagel und Hans Pretzsch	
 Eiche unter Trockenstress in Europa – Zuwachsreaktionen in Mischung und Reinbestand	143
Mathias Steckel	

Zur langfristigen Verjüngungsdynamik der Eichen (<i>Quercus petraea</i> MATT. Liebl und <i>Quercus robur</i> L.) in Kieferrein- und Eichenmischbeständen – Struktur, Wachstum, waldbauliche Behandlung	162
Kilian Stimm, Enno Uhl und Hans Pretzsch	
Zur Bestandsdynamik und Verjüngungssituation in Naturwaldreservaten mit Eichenbeteiligung	183
Kilian Stimm, Michael Heym, Markus Blaschke, Enno Uhl, Stefan Tretter und Hans Pretzsch	
Der Artenreichtum an Eichen in Mitteleuropa – ein Mini-Review	202
Jörg Müller und Martin M. Gossner	
Eichenwälder Bayerns im Kontext Natura 2000.....	217
Klaus Schreiber, Martin Lauterbach und Alois Zollner	
Massenvermehrungen von Insekten an der Eiche – Herausforderungen für die angewandte Forschung.....	237
Wolfgang W. Weisser und Benjamin M. L. Leroy	
Die Pflanzenschutzmitteleinsätze gegen den Schwammspinner in Franken in den Jahren 2018 bis 2020 - Monitoring, Befallsprognose, Entscheidungsfindung und Diskussion	260
Andreas Hahn, Julia Bischof, Gabriela Lobinger, Stefan Müller-Kroehling, Ludwig Straßer, Stefan Huber, Britta Hausknecht, Peter Aichmüller und Hannes Lemme	
Holzeigenschaften und -verwendung der Stiel- und Traubeneiche	290
Michael Risse	
Autorenverzeichnis.....	304

Mitteuropäische Eichen (*Quercus* spp.): Taxonomie, Verbreitung, Morphologie und Reproduktion

Gregor Aas

Zusammenfassung *Quercus robur* (Stiel-Eiche) und *Q. petraea* (Trauben-Eiche) kommen in Mitteleuropa weit verbreitet und sympatrisch vom Tief- und Hügelland bis in die submontane Stufe vor. Die Stiel-Eiche hat das größere Areal, insbesondere geht sie weiter ins kontinentale Osteuropa als die eher subatlantisch-submediterrane verbreitete Trauben-Eiche. Eine dritte, bei uns indigene Eiche ist *Q. pubescens* (Flaum-Eiche), die hauptsächlich submediterrane verbreitet ist und nördlich der Alpen nur auf extrem trockenen Standorten vorkommt. Alle drei Arten sind nahe miteinander verwandt und ähneln sich in vielen Eigenschaften. Sie sind reproduktiv nicht komplett voneinander isoliert, so dass es zur Hybridisierung und zu interspezifischem Genfluss (Introgression) kommen kann. Aufgrund wirksamer Reproduktionsbarrieren sind sie aber morphologisch, genetisch und ökologisch distinkte Sippen und im taxonomischen Sinne klar abgrenzbare, morphologisch unterscheidbare Arten. Typisch für alle drei Eichenarten sind eine große phänotypische Plastizität und hohe vegetative Regenerationsfähigkeit, die vor allem auf der Fähigkeit zur Bildung proleptischer (Johannistriebe) und proventiver Triebe (Ersatztriebe) beruht. In der Fruktifikation zeigen sie ein ausgeprägtes Mastverhalten (von Jahr zu Jahr unterschiedlich starke Samenbildung). Die Nussfrüchte (Eicheln) mit den rekalzitrannten Samen werden über größere Distanzen durch Kleinsäuger und vor allem durch den Eichelhäher ausgebreitet.

Schlüsselwörter Mitteleuropäische Eichen, Taxonomie, Areal, Morphologie, Regeneration, Reproduktionsbiologie

Abstract *Quercus robur* (pedunculate oak) and *Q. petraea* (sessile oak) are widespread in Central Europe and occur sympatrically from lowlands up to the submontane level. The pedunculate oak has the larger area, in particular it goes further into continental Eastern Europe than the sessile oak, which is more subatlantic-submediterranean distributed. A third oak, indigenous to Central Europe, is *Q. pubescens* (downy oak), which is mainly distributed in the Mediterranean region and only occurs in extremely dry sites north of the Alps. All three species are closely related and similar in many life history traits. They are not completely isolated reproductively, so that hybridization and interspecific gene flow (introgression) can occur. However, due to effective reproductive barriers, they are morphologically, genetically and ecologically distinct taxa and, in a taxonomic sense, clearly delimited, morphologically well distinguishable species. Typical for all three oaks are a great phenotypic plasticity and high vegetative regeneration capacity, which is based primarily on the ability to form proleptic (lammas shoots) and proventive shoots. In the fructification, they show pronounced mast seeding. The nut fruits (acorns) with the recalcitrant seeds are spread over greater distances by small mammals and especially by jays.

Keywords Central European oak species, taxonomy, distribution, morphology, regeneration, reproductive biology

Eichen (*Quercus* spp.) sind in tieferen Lagen Mitteleuropas nach der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) die wichtigsten waldbildenden Laubbäume (Ellenberg & Leuschner 2010) sowohl von Natur aus als auch in forstwirtschaftlich überprägten Wäldern. Jahrhundertlang förderte sie der Mensch durch Nieder- und Mittelwaldwirtschaft zu Lasten der konkurrenzstärkeren Rotbuche. Erst die Forstwirtschaft der letzten 250 Jahre mit ihrer Abkehr vom Stockausschlagbetrieb und der Bevorzugung von Fichte und Kiefer führten zu einem deutlichen Rückgang der Eiche in vielen Gebieten.

1 Die Gattung *Quercus* in Mitteleuropa

Zur Gattung *Quercus* L. (Eiche, Familie Fagaceae, Buchengewächse) gehören etwa 400 Arten (Denk et al. 2017, nach anderen Autoren bis zu 600 Arten), die vor allem in der meridionalen und nemoralen Zone der Nordhemisphäre verbreitet sind. In Mitteleuropa sind vier Arten einheimisch (Ellenberg & Leuschner 2010). Weit verbreitet sind die Stiel-Eiche (*Quercus robur* L., engl. pedunculate oak) und die Trauben-Eiche (*Q. petraea* (MATT.) LIEBL., engl. sessile oak). Im südlichen Mitteleuropa nördlich der Alpen kommt auf Trockenstandorten selten die submediterrane Flaum-Eiche (*Q. pubescens* WILLD., engl. downy oak) vor. Alle drei Eichen sind nah miteinander verwandt und gehören systematisch innerhalb der Gattung in die Sektion *Quercus*, den sog. Weiß-Eichen (Tab. 1).

Tabelle 1: Systematische Stellung der vier mitteleuropäischen Eichenarten sowie der nordamerikanischen *Quercus rubra* innerhalb der Gattung *Quercus* (nach Denk et al. 2017)
Table 1: Systematic position of the four Central European oak species as well as the North American *Quercus rubra* within the genus *Quercus* (after Denk et al. 2017)

Untergattung	Sektion	Subsektion	Art
<i>Quercus</i>	<i>Quercus</i> (Weiß-Eichen)	<i>Quercus</i>	<i>Q. robur</i> <i>Q. petraea</i> <i>Q. pubescens</i>
	<i>Lobatae</i> (Rot-Eichen)		<i>Q. rubra</i>
<i>Cerris</i>	<i>Cerris</i> (Zerr-Eichen)		<i>Q. cerris</i>

Nur ganz am südlichen und südöstlichen Rand von Mitteleuropa beheimatet und nicht näher mit den drei anderen Arten verwandt ist die Zerr-Eiche (*Q. cerris* L., engl. Turkey oak, Abb. 1), die von Italien über Südosteuropa bis nach Kleinasien und nördlich bis zu den Südalpen vorkommt. In Deutschland ist sie nicht indigen und forstlich bislang ohne Bedeutung. Diskutiert wird aber, ob diese Art warmtrockener Gebiete für die Anpassung unserer Wälder an den Klimawandel Bedeutung erlangen könnte (Thurm et al. 2018). Bereits seit dem 19. Jahrhundert wird bei uns die Nordamerikanische Rot-Eiche (*Q. rubra* L., engl. northern red oak, Abb. 2) angebaut. Mit einem Flächenanteil von 0,4% der Waldfläche ist sie derzeit die häufigste forstlich kultivierte nicht-heimische Laubbaumart in Deutschland (Nagel 2015).



Abbildung 1: *Quercus cerris*, Zerr-Eiche: Typisch sind die länglichen, fädigen Schuppen der Knospen in den Achseln der Laubblätter und die borstig abstehenden Schuppen des Fruchtkuchens (Cupula). Die Frucht reift im Unterschied zu Stiel- und Trauben-Eiche erst im zweiten Herbst nach der Blüte.

Figure 1: *Quercus cerris*, Turkey oak: Characteristic are the elongated, filamentous scales of the buds in the axils of the leaves and the bristly protruding scales of the fruit cup (cupula). In contrast to pedunculate oak and sessile oak, the fruit does not ripen until the second autumn after flowering.



Abbildung 2: *Quercus rubra*, Nordamerikanische Rot-Eiche: Die Laubblätter sind an den Lappen langspitzig gezähnt. Die Eicheln reifen erst im Jahr nach der Blüte (zweijährige Reifezeit der Früchte).

Figure 2: *Quercus rubra*, northern red oak: The leaves have lobes terminating with long bristle-pointed teeth. The acorns do not mature until the year after flowering (two years of fruit ripening).

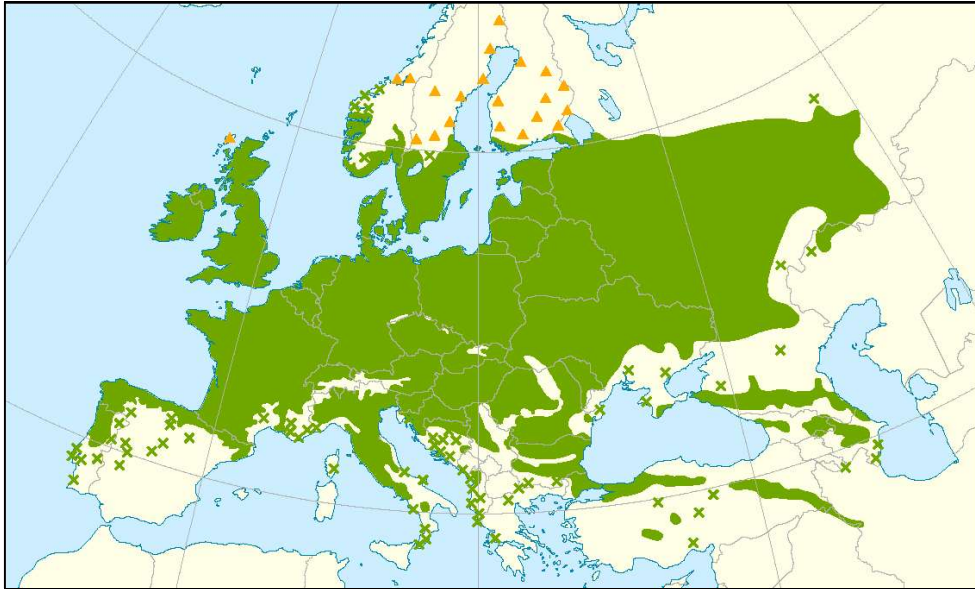
2 Verbreitung und Ökologie¹

Stiel- und Trauben-Eiche sind europäische Baumarten und kommen in weiten Teilen Mitteleuropas vom Tief- und Hügelland bis in die submontane Stufe gemeinsam (=sympatrisch) vor. Die Stiel-Eiche hat eine gemäßigt kontinental geprägte Verbreitung (Abb. 3), die im Osten bis an den Ural reicht. Im Unterschied dazu ist das Areal von *Q. petraea* stärker subatlantisch-submediterran getönt (Abb. 3) und erstreckt sich nicht so weit nach Norden und nicht so weit ins kontinentale Osteuropa wie das von *Q. robur*. Vertikal erstrecken sich die Vorkommen beider Eichenarten von der Ebene bis in mittlere Gebirgslagen.

Q. pubescens ist eine Art submediterraner Laubwälder Südeuropas von Frankreich und Spanien im Westen über Italien bis nach Südosteuropa und nach Kleinasien (Abb. 3). Nördlich der Alpen kommt sie nur mit wenigen, kleinen, voneinander isolierten Populationen auf sehr trockenen Standorten vor, nördlich bis nach Nordfrankreich und zum Mittelrhein sowie bis nach Süddeutschland, Tschechien, die Slowakei und das östliche Österreich. In Deutschland kommen Flaum-Eichen (meist hybridogene Formen mit *Q. petraea*; Aas 1998, Müller 1999) im südlichen Baden vom Hochrhein bis ins südliche Ober-

¹ siehe Falk (2021)

rheingebiet, an Mosel und Nahe, zerstreut auf Kalkstandorten in der Schwäbischen Alb sowie auf Muschelkalk im unterfränkischen Saaleetal (bei Hammelburg) und in der Umgebung von Jena in Thüringen vor.



Q. robur



Q. petraea



Q. pubescens

Abbildung 3: Die natürliche Verbreitung von *Quercus robur*, *Q. petraea* und *Q. pubescens* (verändert nach <https://fr.m.wikipedia.org/wiki/>, x = isolierte Populationen, ▲ = kultivierte Vorkommen).

Figure 3: Natural distribution of *Quercus robur*, *Q. petraea* and *Q. pubescens* (after <https://fr.m.wikipedia.org/wiki/>, x = isolated populations, ▲ = introduced).

Stiel-, Trauben- und Flaum-Eiche sind Arten mit einer breiten ökologischen Amplitude. Für ihr Vorkommen unter natürlichen Bedingungen entscheidend sind die hohen Lichtansprüche, weshalb sie in der Konkurrenz vielen Laubbaumarten und insbesondere der Rotbuche unterlegen sind (s. Stimm et al. 2021a, 2021b). Eichen erreichen bei uns dauerhaft einen höheren Anteil am Wald nur an Standorten, an denen *Fagus sylvatica* in ihrer Konkurrenzkraft eingeschränkt ist. Dies ist nach Ellenberg & Leuschner (2010) der Fall

- an sehr warmen und trockenen Standorten: vor allem die Trauben- und Flaum-Eiche, im subkontinentalen Klima auch die Stiel-Eiche; Gesellschaften der Ordnung *Quercetalia pubescenti*;
- auf stark sauren, extrem nährstoffarmen Böden: die Stiel- und die Trauben-Eiche; Gesellschaften der Ordnung *Quercetalia roboris*;
- auf nährstoffreicheren, feuchten bis nassen sowie periodisch überschwemmten Böden (Auen), aber auch auf sehr dicht gelagerten, sauerstoffarmen Böden: die Stiel-Eiche; Hainbuchen-Mischwälder (Carpinion) und Hartholz-Auwälder (Alno-Ulmion);
- auf Standorten, auf denen lokalklimatisch die Rotbuche unter extrem tiefen Wintertemperaturen und häufigen Spätfrösten leidet: vor allem die Stiel-Eiche.

3 Unterscheidung der Eichen

Die mitteleuropäischen Eichen sind sommergrüne Bäume mit einfachen, spiralig angeordneten und am Rand gelappten Laubblättern. Alle Arten zeichnen sich durch eine sehr hohe Merkmalsvariabilität aus, sowohl intraindividuell als auch intraspezifisch zwischen Individuen einer Art (Aas 1998). Diese Plastizität der Merkmalsausprägung wird erhöht durch gelegentliche Hybridisierung zwischen den Arten (siehe Abschnitt 4), die zum Auftreten intermediärer Formen führen kann. Die unzureichende Beachtung der artspezifischen Variabilität und die mangelnde Kenntnis der für taxonomische Zwecke gut geeigneten Merkmale (Tab. 2) sind Gründe dafür, dass die Bestimmung von Eichen oft als problematisch erachtet wird (Aas 1993). Häufig werden deshalb vermeintlich nicht genau bestimmbare Individuen irrtümlich als Hybriden angesehen.

Tabelle 2: Morphologische Unterschiede zwischen *Quercus petraea* und *Q. robur*; fett: die für die Unterscheidung am besten geeigneten Merkmale.

Table 2: Morphological differentiation between *Quercus petraea* and *Q. robur*; bold: the most suitable characteristics for identifying both species.

	Trauben-Eiche	Stiel-Eiche
Länge Blattstiel	>10 mm	<10 mm
Behaarung auf der Blattunterseite	entlang Mittelrippe und in den Nervenwinkeln Büschelhaare, auf der Fläche winzige Sternhaare (Lupe!)	kahl (sehr selten behaart)
Buchtennerven im mittleren Teil der Blattspreite	meist ohne	vorhanden
Form der Blattspreite	oval bis verkehrt eiförmig	verkehrt eiförmig
Form der Basis der Blattspreite	keilförmig, abgerundet bis schwach herzförmig, nicht oder kaum geöhrt	abgerundet bis deutlich herzförmig, meist geöhrt (d.h. der Blatt- rand ± umgebogen)
Anzahl Blattlappen auf jeder Seite	4-9	3-6
Winterknospen	spitz eiförmig, ± kantig und schwach behaart	stumpf eiförmig, nicht oder wenig kantig, ± kahl
Fruchtstand	sitzend oder kurz gestielt, Länge des Stiels bis zur ersten Eichel <2 cm	lang gestielt, Länge des Stiels bis zur ersten Eichel meist >2 cm
Frucht (im frischen Zustand)	ohne Längsstreifen	mit dunklen Längsstreifen

Im vegetativen Zustand lassen sich Stiel- und Trauben-Eiche am besten anhand der Länge des Blattstieles, dem Vorhandensein von Buchtennerven (Abb. 4-6) und der Behaarung auf der Blattunterseite (Abb. 7) unterscheiden (Aas 1995). Andere, häufig in der Literatur genannte Merkmale wie die Blattform, die Anzahl seitlicher Blattlappen oder die Basis der Blattspreite sind wegen der hohen intraspezifischen Variabilität weniger gut zur Bestimmung geeignet.



Abbildung 4: *Quercus robur*: Die Blätter sind kurz, die Früchte lang gestielt.
Figure 4: *Quercus robur*: The leaves have short petioles, the fruits long peduncles.



Abbildung 5: *Quercus petraea*: Die Früchte sind kurz oder nicht gestielt („sitzend“).

Figure 5: *Quercus petraea*: The fruits are short stalked or stalkless („sessile“).



Abbildung 6: Typisches Laubblatt einer Trauben- (links) und einer Stiel-Eiche (rechts). Das Blatt von *Quercus robur* ist kurz gestielt und hat weniger seitliche Lappen sowie im mittleren Teil der Spreite Seitennerven, die in den Blattbuchten enden (sog. Buchtennerven). Diese fehlen i.d.R. dem deutlich länger gestielten Blatt von *Q. petraea*.

Figure 6: Typical leaves of a sessile (left) and a pedunculate oak (right). The leaf of *Quercus robur* has a short petiole and fewer lateral lobes as well as lateral veins in the middle part of the blade running to sinuses (so called sinus-veins). The leaf of *Q. petraea* has a longer petiole and usually no sinus-veins.



Abbildung 7: Ausschnitt der Blattunterseite von *Quercus robur* (links) und *Q. petraea* (rechts). Die Stiel-Eiche ist kahl, die Trauben-Eiche ist entlang der Mittelrippe und in den Nervenwinkeln behaart.

Figure 7: Section of the abaxial surface of the leaf of *Quercus robur* (left) and *Q. petraea* (right). The pedunculate oak is glabrous, the sessile oak is pubescent along the midrib and in the vein axils.

Blüten- und Fruchstände ermöglichen ebenfalls eine gute Artbestimmung. Bei der Stiel-Eiche (Abb. 4) ist der Fruchstand meist länger als 2 cm gestielt (Name!). Bei der Trauben-Eiche (Abb. 5) hingegen ist er kurz oder nicht gestielt, so dass die Eicheln mehr oder weniger dicht gedrängt („traubig“ genähert) in den Achseln von Laubblättern sitzen. Gelegentlich kommen aber Trauben-Eichen mit gestielten Fruchständen vor, wobei der Stiel bis zur ersten Eichel meist kürzer als 2 cm ist. Im Mittel sind die Früchte der Trauben-Eiche etwas kleiner und mehr eiförmig als die eher walzenförmigen der Stieleiche (Abb. 8). Im reifen, frischen Zustand sind Traubeneicheln einfarbig schokoladenbraun, Stieleicheln dagegen längs dunkel gestreift (Aas & Friedrich 1991).



Abbildung 8: Je fünf Früchte von *Quercus robur* (links) und *Q. petraea* (rechts). Stieleicheln sind im Mittel etwas größer und im frischen Zustand längs dunkel gestreift. Traubeneicheln beginnen oft schon im Herbst zu keimen.
Figure 8: Five fruits each from *Quercus robur* (left) and *Q. petraea* (right). Acorns of pedunculate oak are slightly larger on average and darkly striped lengthways when fresh. Acorns of sessile oak often begin to germinate as early as autumn.

Bestes Bestimmungsmerkmal von *Quercus pubescens* ist eine mehr oder weniger dichte, flaumige (Name!) Behaarung der Sprosse (Abb. 9, 10). Im Unterschied zu Stiel und Trauben-Eiche finden sich Büschelhaare (engl. fasciculate trichomes) an der jungen Sprossachse und am Blattstiel sowie auf der Blattunter- und meist auch auf der Oberseite. Die Intensität der Behaarung kann zwischen und innerhalb von Individuen variieren. Stets jedoch finden sich Büschelhaare blattunterseits auf der Fläche, wodurch sich *Q. pubescens* auch von *Q. petraea* gut unterscheiden lässt, da letztere stets nur entlang der Mittelrippe Büschelhaare aufweist (Abb. 7). Insgesamt ist *Q. pubescens* morphologisch (aber auch ökologisch) *Q. petraea* ähnlicher als *Q. robur* (Rellstab et al. 2016).



Abbildung 9: *Quercus pubescens*: Im Unterschied zu *Q. robur* und *Q. petraea* sind die Sprosse der Flaum-Eiche meist dicht „flaumig“ behaart.
Figure 9: *Quercus pubescens*: In contrast to *Q. robur* and *Q. petraea* the shoots of the downy oak are mostly densely pubescent.



Abbildung 10: *Quercus pubescens*: Der Blattstiel und die Unterseite des Blattes sind dicht, weich behaart.
Figure 10: *Quercus pubescens*: The petiole and the abaxial surface of the leaf are densely pubescent.

4 Hybridisierung, genetische Differenzierung, Artstatus

Die Interfertilität (Kreuzbarkeit) beider Eichen ist experimentell belegt (z.B. Aas 1991, Rushton 1977), wobei kontrollierte interspezifische Bestäubungen viel weniger erfolgreich waren als intraspezifische. Die Ergebnisse zahlreicher populationsgenetischer Analysen zur Frage der Hybridisierung von Trauben- und Stiel-Eiche (z.B. Gailing & Curtu 2014, Gerber et al. 2014, Gugerli et al. 2007, Guggerli et al. 2008, Rellstab et al. 2016) lassen sich wie folgt zusammenfassen: Auch unter natürlichen Bedingungen können beide Arten hybridisieren. Da Hybriden fertil sind, kommt es durch wiederholte Rückkreuzungen mit einer oder beiden Elternarten zum interspezifischen Genfluss. Das Ausmaß dieser Introgression schwankt zwischen Individuen und Populationen, wird aber durch interspezifische Reproduktionsbarrieren (z.B. abweichende Blühzeiten, Pollenkonkurrenz auf der Narbe, Vorkommen auf unterschiedlichen Standorten) wirksam begrenzt. Stiel- und Trauben-Eiche bleiben deshalb trotz partieller Interfertilität genetisch und morphologisch, aber auch ökologisch gut differenzierte, distinkte Arten. Die verschiedentlich geäußerte Ansicht, beide Sippen seien aufgrund ihrer Ähnlichkeit und der Möglichkeit zur Hybridisierung Unterarten (Subspezies) einer Art (z.B. Kleinschmit et al. 1995), konnte sich deshalb nicht durchsetzen (vgl. Aas et al. 1997).

Auch zwischen *Q. pubescens* einerseits und *Q. petraea* bzw. *Q. robur* andererseits kommt es zur introgressiven Bastardierung. Aufgrund größerer ökologischer Ähnlichkeit findet diese vor allem zwischen Flaum- und Trauben-Eichen statt (Müller & Aas 1998, Neophytou et al. 2015, Rellstab et al. 2016). Viele Vorkommen der Flaum-Eiche nördlich der Alpen sind sogar dominiert von hybridogenen, intermediären Individuen (Aas 1998, Müller 1999). Offenbar haben diese auf Trockenstandorten nördlich der Alpen (z.B. im Schweizer Jura, in Südwestdeutschland, aber auch im nördlichen Bayern und in Thüringen) Konkurrenzvorteile gegenüber „reinen“ *Q. petraea* bzw. „reinen“ *Q. pubescens*.

Introgression ist für alle drei Eichenarten wie in der Gattung *Quercus* generell (Gailing & Curtu 2014) ein wichtiger evolutionsbiologischer Mechanismus. Genaustausch über Artgrenzen hinweg erhöht die Diversität und damit das adaptive Potenzial von Eichenpopulationen an sich ändernde Umweltbedingungen, wie beispielsweise den Klimawandel.

5 Sprosswachstum, Verzweigung und Kronenarchitektur

In der Art der Bildung neuer Sprosse und der Verzweigung sind sich Trauben- und Stiel-Eiche ähnlich. Das Sprosswachstum erfolgt gebunden, d.h. der in einem raschen Wachstumsschub austreibende neue Trieb ist komplett in der Knospe vorgebildet (präformiert). Seitentriebe werden vermehrt an den Triebspitzen gebildet, so dass sie mehr oder weniger wirtelig angeordnet erscheinen. Für die Verzweigung und Kronenarchitektur charakteristisch sind ferner drei Eigenschaften:

Proleptische Triebe: Neben den regulären Frühjahrstrieben können im Sommer Johannistriebe gebildet werden (Abb. 11). Dabei handelt es sich um Sprosse, die ohne Winterruhe aus Knospen der im Frühjahr gebildeten Triebe austreiben (vorzeitiger Knospenaustrieb, Prolepsis) (Späth 1912). Mitunter können bei sehr günstigen Wuchsbedingungen (v.a. bei jungen Eichen im vollen Licht) auch Knospen der Johannistriebe noch im gleichen Jahr austreiben und eine zweite Generation proleptischer Triebe innerhalb einer Vegetationsperiode bilden. Die Intensität der Johannistriebebildung variiert zwischen Individuen und Populationen, insgesamt ist sie bei der Trauben-Eiche geringer ausgeprägt als bei der Stiel-Eiche.



Abbildung 11: Johannistrieb bei einer Trauben-Eiche.
Figure 11: Lamm shoot of a sessile oak.

Proventiv- oder Ersatztriebe: Eichen können ihr Sprosssystem durch den Austrieb schlafender Knospen (Proventivknospen) regenerieren. Stockausschläge sind Proventiv- oder Ersatztriebe aus dem Stock (Stubben), Wasserreiser bzw. Klebäste solche an Stamm und Ästen.

Zweigabsprünge (Kladoptosis): Ältere Eichen sind in der Lage, aktiv schwächere, kürzere Seitentriebe durch Bildung eines Trenngewebes an der Basis der Zweige abzugliedern (Rust et al. 2004). Mit Zweigabsprünge können sie ihre Blattmasse verringern, insbesondere bei anhaltender Trockenheit oder wenn Zweige im Kroneninneren unter Lichtmangel leiden.

Proleptische und proventive Triebe ermöglichen es Eichen, äußerst flexibel ihre Spross- und Blattmasse an die jeweiligen Umweltbedingungen anzupassen und rasch auf Störungen zu reagieren. Johannistriebe führen bei günstigen Bedingungen zu verstärktem Höhenwachstum und einem schnelleren Ausbau der Krone. Das bis ins Alter anhaltende, hohe vegetative Regenerationsvermögen nach Schäden an der Krone bzw. dem Verlust von Blattmasse beruht im Wesentlichen auf der Fähigkeit zur Prolepsis und dem Austrieb proventiver Knospen. So können Eichen nach Kahlfraß durch Insekten, nach Frostschäden, nach Ast- und Kronenbrüchen und nach dem Auf-den-Stock-Setzen rasch neue Zweig- und Blattmasse bilden.

Stiel- und Tauben-Eichen haben meist locker aufgebaute, lichtdurchlässige Kronen. In der Kronenarchitektur und im Habitus bestehen zwischen beiden Arten kaum Unterschiede. Die Krone der Traubeneiche ist oft etwas regelmäßiger aufgebaut, insbesondere ist häufiger ein bis zum Wipfel durchgehender Stamm ausgebildet.

Auch in der Bewurzelung unterscheiden sich beide Arten nicht grundsätzlich. In den ersten Lebensjahren bilden sie kräftige, tiefreichende Pfahlwurzeln und eher kurze Seitenwurzeln. Je nach Bodenbedingungen kommt es früher oder später, meist aber bereits ab einem Alter von 20 Jahren zur verstärkten Bildung lateraler Wurzeln mit Senkern, wodurch sich standortabhängig ein Herzwurzel- oder Herz-Senkerwurzelsystem entwickelt (Köstler et al. 1968).

6 Reproduktionsbiologie

Eichen blühen und fruchten von Jahr zu Jahr unterschiedlich stark, sie zeigen ein ausgeprägtes Mastverhalten (engl. masting, mast seeding; Abb. 12). Die Intensität der Fruktifikation ist dabei zwischen Individuen einer Population und zwischen Populationen ganzer Regionen synchronisiert, so dass es alle zwei oder mehr Jahre zu reichlicher Fruchtbildung kommt und in den Jahren dazwischen keine oder deutlich weniger Eicheln gebildet werden (s. Haane et al. 2021). Ein solches Mastverhalten hat den Vorteil, dass in Jahren starker Fruktifikation ausreichend viele Samen der Prädation durch Insekten, Säugetiere und andere Samenkonsumenten bzw. –parasiten entgehen, in anderen Jahren aber das Fehlen oder die geringe Verfügbarkeit von Samen die Entwicklung der Prädatoren-Populationen hemmt (Prädatoren-Sättigungs-Hypothese) (z.B. Sork 1993).



Abbildung 12: Starke Fruktifikation bei einer Stiel-Eiche in einem Mastjahr.

Figure 12: Strong fructification of a pedunculate oak in a year of mast seeding.

Ausbreitungseinheit (Diaspore) von Eichen ist die Nussfrucht (Eichel), die bei Stiel- und Traubeneiche im Herbst nach der Blüte reift, bei Zerr- und Rot-Eiche aber erst im zweiten Herbst nach der Blüte. Die Eicheln werden barochor (d.h. schwerkraftbedingt) nur in unmittelbarer Nähe der Mutterpflanze ausgebreitet, über größere Distanzen durch Kleinsäuger und Vögel. Vor allem der Eichelhäher (*Garrulus glandarius*, Abb. 13) sammelt intensiv Eicheln der einheimischen *Quercus*-Arten (deutlich weniger dagegen die von *Q. rubra*!) (Bieberich et al. 2016) und legt damit Vorräte im Boden an, wo sie, sofern sie nicht gefressen werden, ideale Bedingungen („safe site“) für die Überwinterung und die spätere Keimung vorfinden. Dadurch bewirkt dieser Rabenvogel nicht nur eine effektive Ausbreitung der Diasporen über größere Distanzen bis zu mehreren Kilometern (Bossema 1979), sondern auch Genfluss zwischen entfernten Populationen (Gerber et al. 2014).



Abbildung 13: Der Eichelhäher breitet Eicheln auch über große Distanzen aus, so dass es auch fernab von Alteichen zur Naturverjüngung der Eiche kommen kann (Foto P. Lenk).

Figure 13: The jay spreads acorns over great distances, so that natural oak regeneration can also occur far away from old oaks (photo P. Lenk).

Die Hörtung der Eicheln durch den Eichelhäher ist für den Reproduktionserfolg der Eichen auch deshalb von großem Vorteil, weil Eichensamen rekalcitrant sind (Aas 1998). Sie haben bei der Reife einen hohen Wassergehalt und bleiben nur keimfähig, wenn sie nicht austrocknen, was bei einer Lagerung im Boden der Fall ist. Rekalcitrant ist auch der Grund dafür, dass Eicheln sich nicht oder nur durch Einsatz sehr aufwendiger Verfahren längere Zeit lagern lassen.

Eichen keimen hypogäisch, die Keimlinge erscheinen im Frühjahr nach der Samenreife. Die Größe der Keimlinge wird entscheidend durch die Größe der Samen und der in den Speicherkotyledonen gespeicherten Reservestoffe beeinflusst (Aas 1998). Aus großen Eicheln entstehen Keimlinge mit größerem Spross und kräftigeren Wurzeln als aus kleinen. Die auch nach der Keimung noch im Samen verfügbaren Reservestoffe ermöglichen es den Keimlingen zumindest in den ersten ein bis zwei Lebensjahren auch dann zu überleben, wenn sie im Schatten nur unzureichend zur photosynthetischen Stoffproduktion in der Lage sind. Verglichen mit der Stiel-Eiche keimt die Trauben-Eiche im Durchschnitt etwas früher und schneller (Abb. 8). Oft bilden Traubeneicheln noch im Herbst der Samenreife ihre Keimwurzel aus, mitunter ist die Spitze der Radicula sogar schon bei Früchten am Baum sichtbar.

Literatur

- Aas, G., 1991: Kreuzungsversuche mit Stiel- und Traubeneichen (*Quercus robur* L. und *Q. petraea* (Matt.) Liebl.). Allg. Forst- und J.-Ztg. 162: 141-145.
- Aas, G., 1993: Taxonomical impact of morphological variation in *Quercus robur* and *Q. petraea*: a contribution to the hybrid controversy. Ann. Sci. For. 50, Suppl. 1: 107-113.
- Aas, G., 1995: Die Behaarung der Blätter von Traubeneiche und Stieleiche (*Quercus petraea* und *Quercus robur*): Variabilität und taxonomische Bedeutung. Mitt. Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 34: 297-309.
- Aas, G., Müller, B., Holdenrieder, O., Sieber, M. 1997: Sind Stiel- und Traubeneiche zwei getrennte Arten? AFZ/Der Wald 52: 960-962.
- Aas, G. 1998: Morphologische und ökologische Variation mitteleuropäischer *Quercus*-Arten: Ein Beitrag zum Verständnis der Biodiversität. Libri Botanici, Band 19. 221 S.
- Aas, G., Friedrich, K. 1991: Untersuchungen zur Unterscheidung von Stiel- und Traubeneicheln. Forstw. Cbl. 110: 349-357.
- Aas, G., Müller, B., Holdenrieder, O., Sieber, M. 1997: Sind Stiel- und Traubeneiche zwei getrennte Arten? AFZ/Der Wald 52: 960-962.
- Bieberich, J., Lauerer, M., Aas, G. 2016: Acorns of introduced *Quercus rubra* are neglected by European Jay but spread by mice. Ann. For. Res. 59: 249-258.
- Bossema, I. 1979: Jays and oaks: An eco-ethological study of a symbiosis. Behaviour 70: 1-117.
- Denk, T., Grimm, G.W., Manos, P.S., Deng, M., Hipp, A.L. 2017: An Updated Infrageneric Classification of the Oaks: Review of Previous Taxonomic Schemes and Synthesis of Evolutionary Patterns. In: Gil-Pelegrín, E. et al. (eds.): Oaks Physiological Ecology. Exploring the Functional Diversity of Genus *Quercus* L., Tree Physiology 7, https://doi.org/10.1007/978-3-319-69099-5_2
- Ellenberg, H., Leuschner, C. 2010: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart: Ulmer. 1334 S.
- Falk, W. 2021: Standortansprüche und Anbaueignung der Trauben- und Stieleiche in Bayern. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 20–30.
- Gailing, O., Curtu, A.L. 2014: Interspecific gene flow and maintenance of species integrity in oaks. Ann. For. Res. 57: 5-18.
- Gerber, S., Chadoeuf, J., Gugerli, F. et al. 2014: High Rates of Gene Flow by Pollen and Seed in Oak Populations across Europe. PLoS ONE 9(1): e85130. doi:10.1371/journal.pone.0085130
- Gugerli, F., Walser, J.-C., Dounavi, K., Holderegger, R., Finkeldey, R. 2007: Coincidence of Small-scale Spatial Discontinuities in Leaf Morphology and Nuclear Microsatellite Variation of *Quercus petraea* and *Q. robur* in a Mixed Forest. Annals of Botany 99: 713–722.
- Gugerli, F., Brodbeck, S., Holderegger, R. 2008: Utility of Multilocus Genotypes for Taxon Assignment in Stands of Closely Related European White Oaks from Switzerland. Annals of Botany 102: 855–863.
- Haane, A., Kienlein, S., Ludwig, A., Schirmer, R., Stimm, B. 2021: Das Fruktifikationsgeschehen von Eiche für Bayern in den Jahren 1965 bis 2003. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz,

- Wachstum und waldbaulichen Perspektiven, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 47–61.
- Kleinschmit, J.R.G., Kremer, A., Roloff, A. 1995: Sind Stiel- und Traubeneiche zwei getrennte Arten? AFZ 50: 1453-1456.
- Köstler, J.N., Brückner, E., Bibelriether, H. 1968: Die Wurzeln der Waldbäume. Hamburg: Parey.
- Müller, B. 1999: Variation und Hybridisierung von *Quercus pubescens*. Diss. ETH Zürich Nr. 13025, 138 S.
- Müller, B., Aas, G. 1998: Species-Specific Variability of *Quercus pubescens* in Central Europe. Proceedings of the IUFRO Working Party „Diversity and Adaptation in Oak Species“, October 12-17, 1997, The Pennsylvania State University, Pennsylvania, USA: 132-140.
- Nagel, R.-V. 2015: Rot-Eiche (*Quercus rubra* L.). In: Vor, T. et al. (Hrsg.): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung Göttinger Forstwissenschaften, Bd. 7: 219-267.
- Neophytou, C., Gärtner, S.M., Vargas-Gaete, R., Michiels, H.-G. 2015: Genetic variation of Central European oaks: shaped by evolutionary factors and human intervention? Tree Genetics & Genomes 11: DOI 10.1007/s11295-015-0905-7
- Rehstap, C., Bühler, A., Graf, R., Folly, C., Gugerli, F. 2016: Using joint multivariate analyses of leaf morphology and molecular-genetic markers for taxon identification in three hybridizing European white oak species (*Quercus* spp.). Annals of Forest Science 73: 669–679.
- Rushton, B.S. 1977: Artificial hybridization between *Quercus robur* L. and *Q. petraea* (Matt.) Liebl. Watsonia 11: 229-236.
- Rust, S., Solger, A., Roloff, A. 2004: Bottlenecks to water transport in *Quercus robur* L.: the abscission zone and its physiological consequences. Basic and Applied Ecology 5: 293-299.
- Sork, V.L. 1993: Evolutionary ecology of mast-seeding in temperate and tropical oaks (*Quercus* spp.). Vegetatio 107/108: 133-147.
- Späth, H.L. 1912: Der Johannistrieb. Berlin: Parey. 91 S.
- Stimm, K.; Heym, M.; Blaschke, M.; Uhl, E.; Tretter, S.; Pretzsch, H. 2021a: Zur Bestandsdynamik und Verjüngungssituation in Naturwaldreservaten mit Eichenbeteiligung. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 183–201.
- Stimm, K.; Uhl, E.; Pretzsch, H. 2021b: Zur langfristigen Verjüngungsdynamik der Eichen (*Quercus petraea* MATT. Liebl und *Quercus robur* L.) in Kieferrein- und Eichenmischbeständen – Struktur, Wachstum, waldbauliche Behandlung. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 162–182.
- Thurm, E.A., Hernandez, L., Baltensweiler, ..., Büchsenmeister, R. 2018: Alternative tree species under climate warming in managed European forests. Forest Ecology and Management 430: 485-497.

Standortansprüche und Anbaueignung der Trauben- und Stieleiche in Bayern

Wolfgang Falk

Zusammenfassung Stiel- und Traubeneiche sind lichtbedürftige Arten mit einer breiten ökologischen Amplitude. Aufgrund des Wärmebedarfs gelten sie als typische Arten der warmen Beckenlagen, Ebenen und Hügelländer. In Europa sind Vorkommen der Arten bei 500 mm Jahresniederschlag und 12°C Jahrestemperatur belegt. Bei höheren Niederschlägen sind Vorkommen auch bei Jahrestemperaturen bis zu 14-15°C zu finden. In der Verbreitung unterscheiden sich die Vorkommen beider Arten aufgrund der Trockentoleranz, Frosthärte, Bodenansprüche und Wassertoleranz. Die Traubeneiche ist etwas trockentoleranter, die Stieleiche erträgt kältere Winter und ist etwas frosthärter. Außerdem toleriert sie Luftmangel im Boden deutlich besser. Da sie auf im Schnitt besseren Standorten vorkommt, ist sie in ihrer Leistung der Traubeneiche überlegen. Die Nährstoffansprüche beider Arten sind jedoch gering, es werden sowohl basenarme als auch Kalkböden toleriert. Im Klimawandel sind beide Arten geeignet für den Anbau in Bayern.

Schlüsselwörter *Quercus petraea*, *Quercus robur*, Anbaurisiko, Klimawandel, Artverbreitungsmodell

Abstract Pedunculate and sessile oak are species that require light and have a broad ecological amplitude. Due to their warmth requirement they are considered typical species of warm basins, plains and hilly areas. In Europe, occurrences of the species are documented at 500 mm annual precipitation and 12°C annual temperature. With higher precipitation, occurrences can also be found at annual temperatures of up to 14-15°C. The distribution of the two species differs due to their tolerance to drought, frost, soil requirements and water tolerance. The sessile oak is somewhat more drought-tolerant, the pedunculate oak tolerates colder winters and is more frost hardy. It also tolerates water-logging much better. Since it occurs on better sites, it is superior to the sessile oak in its growth performance. However, the nutrient requirements of both species are low, both low-base and calcareous soils are tolerated. In view of climate change, both species are suitable for cultivation in Bavaria.

Keywords *Quercus petraea*, *Quercus robur*, Cultivation Risk, Climate Change, Species Distribution Model

1 Einleitung

Trauben- und Stieleiche sind wichtige heimische Baumarten in Zeiten eines sich erwärmenden Klimas mit vermehrten Extremen („heiße Dürren“). Zwar zeigen auch diese Eichen aufgrund des klimatischen Stresses und der damit zusammenhängenden Waldschutzsituation deutliche Schäden (BMEL 2020, StMELF 2019), aber die Arten gehören aufgrund ihrer Verbreitung und Trockentoleranz (Scherrer et al. 2011, Kunz et al. 2018, Dyderski et al. 2018, Vitasse et al. 2019) klar zu den Baumarten, die im Waldumbau hin zu wärme- und trockenoleranten Beständen an Bedeutung gewinnen. Dazu zählen aber auch die in Deutschland heimische Flaumeiche (s. Aas 2021) und weitere europäische Eichenarten wie Zerleiche (Thurm et al. 2018) oder Ungarische Eiche (StMELF 2020).

2 Standortansprüche

Stiel- und Traubeneiche sind lichtbedürftige Arten mit einer breiten ökologischen Amplitude. Michiels (2014) fasst in einem Beitrag zur Traubeneiche die Standortansprüche mit Verweisen auf die Stieleiche zusammen. Dieser Beitrag wird hier aufgegriffen und ergänzt.

Die lichtbedürftigen Eichen profitieren lediglich in den ersten zwei Jahren vom Nährstoffvorrat der Eicheln und sind daher als Keimlinge und Sämlinge bedingt schattentolerant. Ab dem dritten Jahr ist aber ein im Tagesgang zumindest zeitweiliger voller Lichtgenuss für das Überleben notwendig. Im weiteren Verlauf muss mindestens ein Lichtschacht nach oben gegeben sein und eine Überschildung vermieden werden (Michiels 2014, Stimm et al. 2021). LWF (2019) bewertet die Stieleiche als etwas lichtbedürftiger als die Traubeneiche.

Aufgrund des Wärmebedarfs der beiden Eichen gelten sie als typische Arten der warmen Beckenlagen, Ebenen und Hügelländer. Dabei unterscheiden sich die Vorkommen zwischen den beiden Arten aufgrund der Bodenansprüche und Wasser- bzw. Luftmangeltoleranz. So liegt der Schwerpunkt des Vorkommens bei der Traubeneiche im Hügelland und der der Stieleiche in Beckenlagen und Flusstälern (Michiels 2014, Walentowski et al. 2017). Die Stieleiche ist eine häufig bestandsprägende Art der Hartholzaue. In der aus den europäischen Verbreitungsdaten von Mauri et al. (2017) und WorldClim 2.0-Klimadaten (Fick und Hijmans 2017) abgeleiteten Klimahülle, die allerdings nicht die deutlich weitere Verbreitung der Stieleiche nach Osteuropa abbildet, überschneiden sich die beiden Arten in einem großen Bereich (Abb. 1). Es werden sowohl die sehr trockenen (450 mm Jahresniederschlag) als auch relativ warme Klimate belegt. Zunehmende Niederschläge können dabei offenbar im Falle der Stieleiche höhere Temperaturen ausgleichen, bei höheren Niederschlägen gibt es Vorkommen in Europa, die eine mittlere Jahrestemperatur von 14-15 °C aufweisen. Die Stieleiche kommt weiter in den feuchteren Standorten und auch in den kühleren Regionen vor. Zum Vergleich ist die in Deutschland heimische Flaumeiche mit im Diagramm abgebildet. Deutlich ist die nochmals höhere Trocken- und Wärmetoleranz zu erkennen, daher ist diese Art eine Alternative zur Traubeneiche auf den bereits jetzt warm-trockenen Standorten (vgl. Einschätzung in LWF 2020 und Aas 2021).

Neben den klimatischen Mittelwerten ist für die Verbreitung auch die Frosthärte von Bedeutung, die sich bei den beiden Eichenarten unterscheidet. So erträgt die weit in den kontinentalen Osten Europas verbreitete Stieleiche zum einen wesentlich härtere Winterfröste und zum anderen ist sie etwas weniger anfällig für Spätfröste. In abflussträgen Ebenen und Becken, in denen sich in Strahlungs Nächten regelmäßig Kaltluft sammelt, frieren die Frühjahrstrieb der Traubeneiche häufig zurück, weshalb sie in diesen Lagen der Stieleiche unterlegen ist und die Standorteignung der Traubeneiche in solchen Tieflagen ähnlich wie die der Buche begrenzt wird (Michiels 2014).

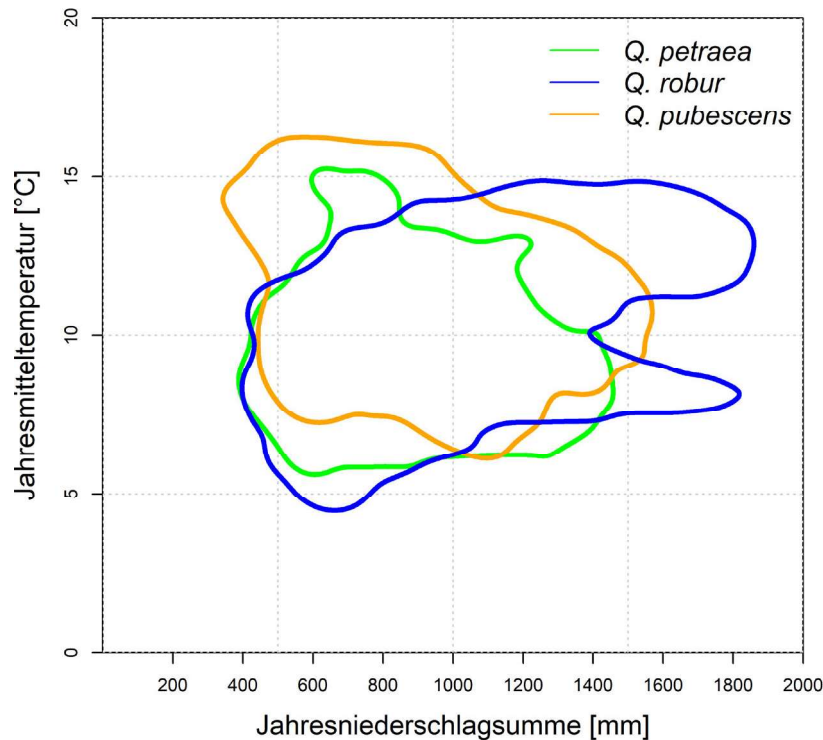


Abbildung 1: Klimahülle für die Vorkommen im europäischen Datensatz von Mauri et al. 2017. Klimadaten sind Mittelwerte für die Periode 1971-2000. Traubeneiche ist in grün, die Stieleiche in blau und Flaumeiche orange dargestellt. Im Datensatz fehlt die Verbreitung der Stieleiche in Osteuropa.

Figure 1: Climate envelope for the occurrences in the European data set by Mauri et al. 2017. Climate data are mean values for the period 1971-2000. Sessile oak is shown in green, the pedunculate oak in blue and downy oak in orange. The distribution of the pedunculate oak in Eastern Europe is missing in the data set.

Hinsichtlich der Höhenverbreitung wirken ebenfalls die Wärmeansprüche und Winterhärte und in der Konsequenz auch die Konkurrenzkraft einschränkend: Ökophysiologisch könnten die Eichen auch in Berglagen noch wachsen, doch ist insbesondere bei der Traubeneiche die mit der Höhe zunehmende Winterkälte ein begrenzender Faktor, der mit zunehmender Kontinentalität die Höhenverbreitung sinken lässt. Michiels (2014) gibt die Höhengrenze der Traubeneiche im Schwarzwald auf strahlungsklimatisch begünstigten Hängen mit 1.150 m ü. NN an, im Bayerischen Wald ist sie bis ca. 700 m zu finden (LWF 2019). Die Wuchsleistung und damit die Konkurrenzkraft nimmt allerdings in diesen Lagen deutlich ab. Die Stieleiche ist aufgrund ihrer höheren Winterkältetoleranz sowohl im Alpenvorland als auch in den Bayerischen Alpen (bis 1.080 m, Ewald 2012) zu finden. In den Daten der Bundeswaldinventur (BWI 2012) reicht die Höhenverbreitung der Stieleiche entsprechend ihrer Verbreitung von der Küste bis in die Alpen von wenigen m ü. NN bis ca. 900 m ü. NN mit einem Mittel von 200 m. Die Traubeneiche hat einen engeren Bereich, die mittleren 50% der Vorkommen liegen zw. 250 und 400 m mit einem Mittelwert von 320 m ü. NN. Das Maximum liegt mit 870 m knapp unter dem der Stieleiche in diesem Datensatz.

Abbildung 2 zeigt die Verbreitung der beiden Eichenarten, gefiltert nach einem Anteil an der Grundfläche von größer oder gleich 70%. Der Schwerpunkt der Traubeneichenverbreitung ist in einem Band von Rheinlandpfalz und Baden-Württemberg bis Brandenburg, die Stieleiche ist von der Küste bis zu den Alpen zu finden und überschneidet sich mit dem Vorkommen der Traubeneichen (siehe Beitrag von Aas in diesem Band). Laut BWI 2012 (Stöger und Tretter 2018) hat Bayern trotz eines relativen Anteils von „nur“ 6,8% mit 165 tsd. ha die größte absolute Anbaufläche in Deutschland noch knapp vor Rheinland-Pfalz mit 163 tsd. ha (dort ein Anteil 20,7%). Innerhalb Bayerns sind Eichen vor allem in den zwei Wärme getönten Wuchsgebieten „Fränkische Platte“ und „Fränkischer Keuper“ mit teils schwierigen Standorten zu finden, gefolgt von den Wuchsgebieten „Spessart“ und „Tertiärhügelland“. Der Schwerpunkt in Franken ist auch durch die Historie des Eichenanbaus bedingt, noch heute werden dort nennenswerte Flächen des historischen Mittelwaldes bewirtschaftet (Stöger und Tretter 2018).

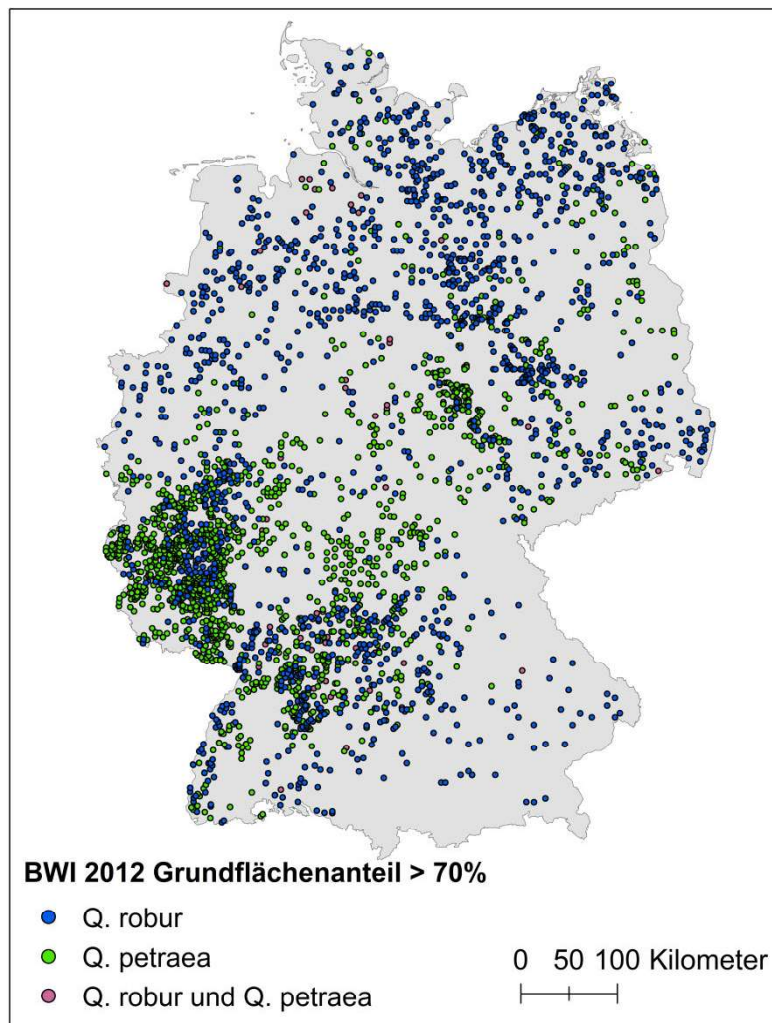


Abbildung 2: Verbreitung der Eichen laut BWI 2012. Dargestellt sind Traktecken mit Grundflächenanteilen der jeweiligen Art $\geq 70\%$ sowie zusätzlich Traktecken, auf denen beide Arten zusammen einen Grundflächenanteil $\geq 70\%$ haben.

Figure 2: Distribution of oaks according to BWI 2012. Only plots with a share of the basal area of the respective species or both species together $\geq 70\%$ are shown.

Die Vorräte sind in Bayern über die bisherigen drei Inventuren bis 2012 auf insgesamt 56,1 Mio. VfmD bzw. 325 VfmD/ha gestiegen (rechnerischer Zuwachs von 2002 bis 2012: 8,8 VfmD pro Hektar und Jahr), getrieben vor allem in den höheren Durchmesserklassen. Lediglich bei den Verjüngungsflächen sind die Eichenanteile in Bayern zwischen 2002 und 2012 zurückgegangen (vgl. Stöger und Tretter 2018).

Die Ansprüche an den Boden sind bei beiden Eichenarten gering. Die Traubeneiche wächst auf allen Bodenarten von Sand über Lehm bis Ton und sogar auf Zweischichtböden (Sand oder Lehm über Ton), insbesondere, wenn der Boden trotzdem gut durchlüftet ist (Michiels 2014). Dort müssen diese Standorte also nicht unbedingt der Stieleiche vorbehalten bleiben, die sich bei der Ton- und Wassertoleranz deutlich von der Traubeneiche unterscheidet (Abb. 3, Taeger et al. 2016). Die Traubeneiche kann auch auf kiesigen oder Block-reichen Standorten wachsen, da ihre Wurzeln tief in die Klüfte und Spalten eindringen. Aufgrund der Grobborke ist sie dort auch gegen Steinschlag unempfindlich. Selbst flachgründige Initialböden werden von der Traubeneiche besiedelt (Michiels 2014). Moore sind für beide Eichenarten ungeeignet, Überflutung verträgt nur die Stieleiche und Standorte mit hoch anstehendem Grundwasser ohne ausreichende Durchlüftung meidet die Traubeneiche im Gegensatz zur Stieleiche (Abb. 3, Taeger et al. 2016).

Baumarten	Stauwasser		Grundwasser		Überflutung		Moore				Basenverlaufstyp					
	mäßig	stark	geneigt	eben (>5°)	mäßig	stark	K-N	br N	ba N	HM	1+	1-	2	3	4	5
Stieleiche	1	1	1	2	1	2	5	5	5	5	2	2	1	1	1	1
Traubeneiche	1	2	3	4	5	5	5	5	5	5	2	2	1	1	1	1

K-N = Kalkniedermoor, br N= basenreiches Niedermoor, ba N= basenarmes Niedermoor, HM Hochmoor

Abbildung 3: Expertenbewertung der Standortansprüche der Stiel- und Traubeneiche nach Taeger et al. 2016. Grün/1 = sehr geringes, hell grün/2 = geringes, gelb/3 = erhöhtes, orange/4 = hohes und rot/5 = sehr hohes Risiko.

Figure 3: Expert assessment of the site requirements of pedunculata oak and sessile oak according to Taeger et al. 2016. Green/1 = very low, light green/2 = low, yellow/3 = moderate, orange/4 = high, and red/5 = very high risk.

Beide Eichen sind auch auf Stauwasserböden geeignete Optionen. Die Traubeneiche ist dabei auf wechsellückigen, die Stieleiche auf wechselfeuchten Böden, insbesondere im eher kontinentalen Klima mit einer deutlich verzögerten Bodenerwärmung im Frühjahr zu finden. Im ozeanischen Klima kann auch die Traubeneiche auf staufeuchten, periodisch vernässenden Sand- und Lehmböden stocken. In Süddeutschland ist nach Michiels (2014) eine abnehmende Eignung der Traubeneiche im Übergang von subozeanischem zum subkontinentalem Klima auf diesen Böden zu erwarten. Staunasse und zähe Tonböden bleiben der Stieleiche vorbehalten.

Eine herausragende Eigenschaft der Traubeneiche ist ihre Trockentoleranz. Sie kann sowohl bei geringen Niederschlägen (500 mm) als auch bei humiderem Regionalklima auf extrazonalen Extremstandorten sowie sonnseitigen Felshängen überleben und dadurch dominieren. Die Stieleiche, deren Verbreitung ebenfalls auf trockene Bedingungen hindeutet, kommt meist aber auf besseren oder semiterrestrischen Standorten in klimatisch trockenen Regionen vor, die entsprechend nicht nur vom Niederschlag in der Vegetationsperiode abhängig sind. Mehrere Autoren sehen bei der Traubeneiche eine etwas höhere Trockentoleranz im Vergleich zur Stieleiche (siehe Übersicht in Mellert et al. 2018). Mellert et al. (2018) definieren einen Trockenschwellenwert mit Hilfe von Artverbreitungsmodellen als klimatische Wasserbilanz der Periode Mai bis September plus nutzbare Feldkapazität. Bei der Traubeneiche liegt er bei -150 l/m², bei der Stieleiche bei im Mittel leicht positiv (ca. 15 l/m²). Reinbestände der beiden Eichenarten laut Bundeswaldinventur 2012, deren Standorte mit Hilfe eines Trockenstresindex für Buche mit den Daten von Schmidt-Walter et al. (2019) charakterisiert wurden, zeigen ebenfalls einen im Mittel höheren Wasserstress-Wert „Transpirationsdifferenz Mai bis September“ für Traubeneichen im Vergleich zu Stieleichen auf Terrestrischen Böden.

Die Tiefendurchwurzelung der Eichen wirkt bodenverbessernd, der langsame Streuabbau hingegen wirkt verzögernd auf den Umsatz organischer Substanz. Für die Keimung sind Mull- und Moder-Humusformen geeignet (Michiels 2014).

Hinsichtlich der Nährstoffansprüche sind die beiden Eichen sehr anspruchslos und können auf der gesamten Spanne der in Mitteleuropa vorkommenden Bodenreaktionswerte vorkommen (vgl. Ökogramme in Leuschner und Ellenberg 2017 bzw. in LWF 2019). Auf stark alkalischen Böden kann es aufgrund der schweren Verfügbarkeit von Eisen und Mangan zu Mangelerscheinungen kommen und insbesondere bei jungen Eichen Chlorosen auftreten (Stetter 2015). Klemmt et al. (2018) schreiben, dass Traubeneichen selten auf Böden mit einer hohen Basenausstattung zu finden seien. Trotz höherer Nährstoffansprüche kämen auch die Stieleichen nicht mit höherer Basenausstattung zurecht. Otto (1994) ordnet der Traubeneiche eine hohe und der Stieleiche eine intermediäre Nährstoffmangeltoleranz zu. Vergleichbar klassifizieren Mellert et al. (2020) anhand der Daten der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald die Stieleiche als intermediär und die Traubeneiche als intermediär bis azidotolerant, wobei beide Klassen sehr basenarme Böden tolerieren. Die Auswertung der Standorte mit den

jeweiligen Baumarten wird neben der Einteilung nach Vorkommen auf bestimmten Basenverlaufstypen auch durch die Betrachtung der Basenvorräte gestützt. Die Auswertung bestätigt die Bewertung von Taeger et al. (2016) in Abb. 2. Bei beiden Eichenarten finden Mellert et al. (2018) keinen (Traubeneiche) oder nur einen schwachen (Stieleiche) Zusammenhang des Trockenschwellenwertes mit der Basensättigung des Bodens, was stimmig mit der Toleranz basenarmer Böden ist.

Tabelle 1: Auswertung „Reinbestände“ BWI 2012 nach zugewiesenen Bodeninformationen. Zusammengefasste Klassen: Fett ist die von der Anzahl her dominierende Bodenklasse. In der Spalte „Merkmal“ ist lediglich eine Besonderheit der Bodenklasse aufgeführt.
Table 1: Evaluation of "pure stocks" BWI 2012 based on allocated soil information. Combined classes: fat is the dominant soil class in terms of number. In column "Feature" only an example for a trait of the soil class is listed.

Abteilung	Merkmal	Bodenklasse	Q. petraea		Q. robur	
			Anz.	Proz.	Anz.	Proz.
Landböden	gering mächtig	O/C-Böden und Ah/C-Böden	31	4,1	28	3,7
Landböden	unspezifisch	Braunerden	533	70,3	299	39,0
Landböden	unspezifisch	Terrestrische anthropogene Böden	9	1,2	12	1,6
Landböden	Kalk und milder Ton	Terrae calcis	5	0,7	5	0,7
Landböden	tiefgründig	Lessivés	71	9,4	53	6,9
Landböden	nährstoffarm	Podsole	7	0,9	76	9,9
Landböden	strenger Ton	Pelosole	24	3,2	8	1,0
Landböden	verdichtet, Luftmangel mgl.	Stauwasserböden	63	8,3	134	17,5
Grundwasserböden	Luftmangel mgl.	Auenböden und Marschen	1	0,1	19	2,5
Grundwasserböden	Luftmangel mgl.	Gleye	14	1,8	119	15,5
Moore	Luftmangel mgl.	Natürliche Moore, Erd- und Mulmmoore	0	0,0	13	1,7
Summe			758	100	766	100

Eine Auswertung der Daten der Bundeswaldinventur von Reinbeständen (Anteil an der Grundfläche der Traktecke mindestens 70%) und den BWI-Punkten zugewiesenen Bodentypen (Petzold und Benning 2017) bestätigt einige der in der Literatur beschriebenen Eigenschaften der beiden Arten. Die Traubeneiche ist eher auf den unspezifischen Braunerden und Lessivés zu finden (80% der 758 Traktecken), daneben aber mit gut 8% auf Stauwasserböden und mit 3% auf Pelosolen, wo die Stieleiche seltener zu finden ist. Die Stieleiche stockt vermehrt auch auf Podsolon (10%) und Stauwasserböden (fast 18%) und insbesondere Grundwasserböden (18%) sowie zu knapp 2% auch auf entwässerten Mooren. Bei dieser Auswertung muss allerdings die Unschärfe der Profilzuordnungen und die grobe Vereinfachung zu Bodenklassen mitberücksichtigt werden. Weitere Auswertungen sind mit diesen Daten aber durchaus möglich. Werden beispielsweise bei der Frage nach Eignung für Staunässestandorte auch die Übergangsbodentypen mitberücksichtigt (Abfrage im Originalfeld Bodentyp „enthält SS“ also das Kürzel für Pseudogley), so erhöht sich der Anteil der Traktecken mit führender Traubeneiche auf 13 und der mit führender Stieleiche auf 28%.

3 Anbaurisiko

Aus der Verbreitung, der Klimanische und den Ansprüchen an den Boden kann eine grundsätzliche standörtliche Anbaueignung abgeleitet werden, die allerdings immer vor Ort um lokale Besonderheiten ergänzt werden muss (bspw. besondere Frostlagen). Dyderski et al. (2018) erhalten mit einem MaxEnt-Verbreitungsmodell, das nur das Klima in Betracht zieht, insgesamt eine im Klimawandel positive Bewertung der zwei Eichenarten *Q. robur* und *Q. petraea* und ordnen beide Arten der Gruppe der

„Gewinner“ in ihrer Studie zu. Die Traubeneiche verliert auch bei einer starken Klimaerwärmung (RCP 8.5) wenig Habitate und gewinnt mögliche Anbauggebiete in höheren Lagen und Breiten. Bei der Stieleiche ist die Verschiebung der Verbreitung stärker, das heißt aber auch, dass die Arealverluste im Süden ihrer Verbreitung deutlicher sind. Das Verbreitungsmodell bildet insofern die obige Reihung bezüglich Wärme- und Trockentoleranz beider Eichenarten ab und billigt beiden ein Potential als Baumarten im Klimawandel in Mitteleuropa zu. Die gleiche Reihung auf BWI-Punkten auf der Fränkischen Platte in Bayern zeigen auch Artverbreitungsmodelle, die bei der Zukunftsprognose ein Ensemble von Klimaszenarien verwenden (Walentowski et al. 2017).

Im Bayerischen Standortinformationssystem BaSIS (Taeger und Kölling 2016) werden beide Eichen mit Hilfe von Artverbreitungsmodellen und den Bodenregeln aus Abb. 2 bezüglich ihres standörtlichen Anbaurisikos bewertet (Falk et al. 2013). Die Ergebnisse der dabei verwendeten Verbreitungsmodelle (Schueler et al. 2014) entsprechen denen von Dyderski et al. (2018). Das Anbaurisiko ist in BaSIS definiert als eins minus Vorkommenswahrscheinlichkeit des Artverbreitungsmodells. Dieser Wert zwischen 0 und 1 wird mit Hilfe von Schwellenwerten in fünf Klassen eingeteilt und mit den Bodenregeln der Abb. 2 nach dem Liebig'schen Minimum-Prinzip verrechnet: Das jeweils höhere Risiko (Boden oder Klima) ergibt die Gesamtbewertung. Derzeit sind noch Klimadaten für die zwei Perioden 1971-2000 (regionalisierte Messwerte des Deutschen Wetterdienstes) und 2071-2100 nach dem WETTREG 2006 B1 Szenario (entspricht ungefähr RCP 4.5) im System hinterlegt, eine Aktualisierung wird gerade durchgeführt. Die Gesamtbewertung ist für beide Eichenarten in Bayern positiv (Abb. 4), die angenommene Erwärmung führt im Analogieschluss zur derzeitigen Verbreitung zu einer Zunahme von Gebieten in Bayern mit geringem bis sehr geringem Anbaurisiko. Dabei unterscheiden sich die beiden Arten entsprechend ihrer Bewertung bezüglich Trocken- und Wärmetoleranz: Bei der Traubeneiche ist eine deutliche Abnahme des Anbaurisikos von gering zu sehr gering zu erkennen, bei der Stieleiche eine Abnahme des Risikos im Nordosten und eine leichte Zunahme von sehr geringem zu geringem Anbaurisiko im Südwesten aufgrund der dort prognostizierten warmen Sommer.

Fischer et al. (2019) zeigen mit einer Analyse von Standortdaten und einer Information über die Verbreitung von Waldgesellschaften die Veränderung der natürlichen Potentiellen Vegetation in Bayern. Bei Erhöhungen der Temperatur nehmen die Standortbedingungen, die heimischen Eichen-Hainbuchen-Gesellschaften entsprechen stark zu. Außerdem ergeben sich bisher in Bayern nicht vorkommende Standortbedingungen, die z.B. den Ansprüchen wärmerer Eichenwald-Gesellschaften aus Frankreich entsprechen. Die Analysen zeigen also ebenso wie die Ergebnisse der Anbaurisiko-Betrachtung eine Zunahme der Eignung der Eichen in Bayern bei steigenden Temperaturen. Sie beschreiben gleichzeitig eine Abnahme der Eignung der Buchenwaldgesellschaften.

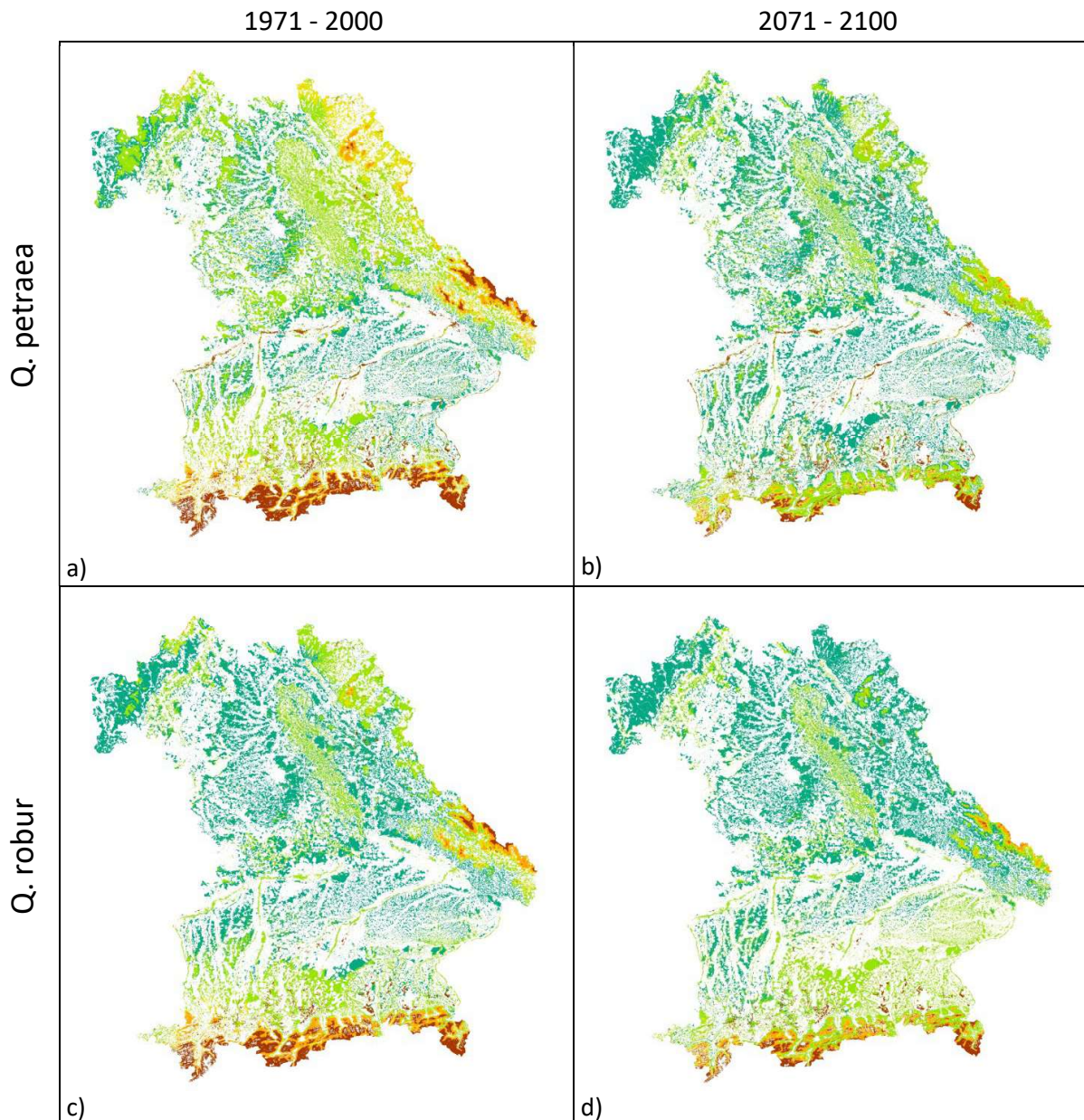


Abbildung 4: Anbaurisiko Traubeneiche (a, b) und Stieleiche (c, d) in BaSIS für die Klimaperioden 1971-2000 (a,c) und 2071-2100 (b,d) bei einer milden Temperaturerhöhung nach WETTREG B1 2006. Farben von grün (sehr geringes) bis rot (sehr hohes) Risiko.

Figure 4: Cultivation risk of sessile oak (a, b) and pedunculate oak (c, d) in BaSIS for the climatic periods 1971-2000 (a, c) and 2071-2100 (b, d) with a mild temperature increase according to WETTREG B1 2006. Colors: green (very low) to red (very high) risk.

4 Wachstum

Die standörtliche Eignung der Eichen in BaSIS ist aufgrund der Herleitung unspezifisch in Bezug auf das Leistungspotential der Eichen. Es kann lediglich davon ausgegangen werden, dass die Eichen im Verbreitungsdatensatz auf den jeweiligen Standorten entweder konkurrenzstark sind oder dort forstwirtschaftlich gefördert werden und entsprechend überleben. Innerhalb der vom Artverbreitungsmodell beschriebenen Grenzen kann nach bisheriger Erfahrung mit der Baumart gearbeitet werden. Ein konkreter Rückschluss auf das Wachstum ist nicht direkt möglich. Daher werden hier zusätzlich noch die Daten der Bundeswaldinventur 2012 für Deutschland in Anlehnung an die Methoden aus Brandl et al. (2018) betrachtet.

Aus dem Probebaumkollektiv der BWI 2012 wurden mit Hilfe einer Dichtefunktion die 20% stärksten Bäume ausgewählt, um die Weise'sche Oberhöhe als Maß für die Leistungsfähigkeit darzustellen. Vorher wurden sowohl Bäume mit Kronen- oder Wipfelbruch sowie Plenterwälder ausgefiltert. Die Auswertungen erfolgen für Reinbestände, die hier über einen Grundflächenanteil von mindestens 70% der jeweiligen Art definiert wurden (vgl. Abb.2 zur Verteilung in Deutschland). Abb. 5 und 6 zeigen die Weise'sche Oberhöhen und den entsprechenden Durchmesser in Brusthöhe des Kollektivs in 20-Jahres Altersklassen. Zu erkennen ist zum einen das relativ langsame Wachstum der Eichen und die im Mittel zu erwartenden Oberhöhen. Nach LWF (2019) kulminiert der jährliche Höhenzuwachs im Schnitt bei *Q. robur* mit 28 und bei *Q. petraea* mit 25 Jahren. Zum anderen fallen die Unterschiede zwischen beiden Arten auf, die zu einem großen Teil der Tatsache geschuldet sein dürfte, dass die Stieleichen auf den besseren Standorten bezüglich Nährstoffen und Wasserverfügbarkeit stocken.

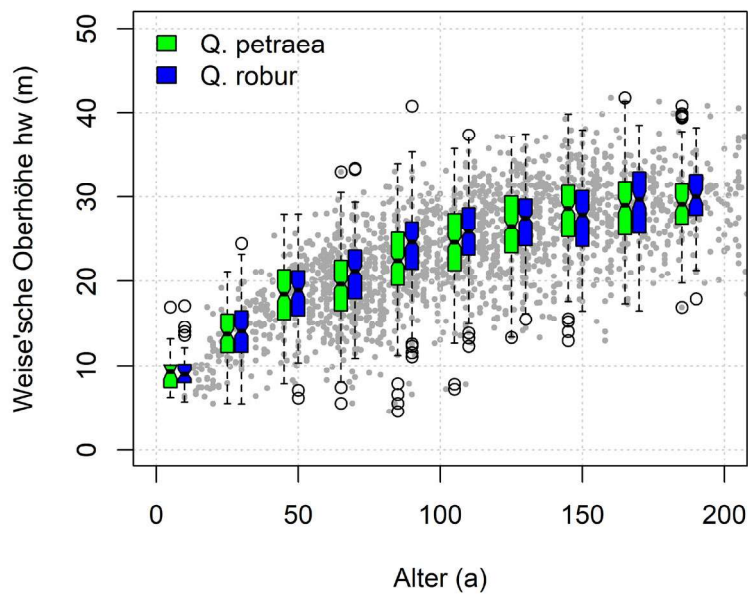


Abbildung 5: Höhe über Alter abgeleitet aus den Daten der Bundeswaldinventur 2012. hw ist die Weise'sche Oberhöhe die aus den jeweils 20 % stärksten Individuen aus dem Kollektiv abgeleitet wurde. Die grau dargestellten Daten im Hintergrund sind die Werte von *Q. petraea*.

Figure 5: Height by age derived from the data of the German National Forest Inventory 2012. hw is Weis' height, which was derived from the 20% strongest individuals in the collective. The data shown in gray in the background are the values of *Q. petraea*.

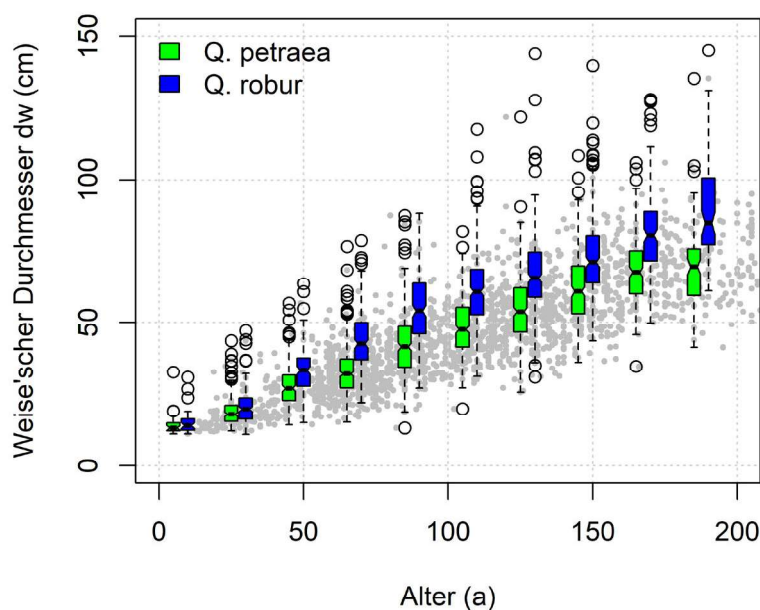


Abbildung 6: Durchmesser über Alter abgeleitet aus den Daten der Bundeswaldinventur 2012. dw ist der Durchmesser des Grundflächenmittelstamms des Kollektivs der 20% stärksten Individuen im Kollektiv. Die grau dargestellten Daten im Hintergrund sind die Werte von *Q. petraea*.

Figure 6: Diameter by age derived from the data of the German National Forest Inventory 2012. dw is the quadratic mean diameter of 20% strongest individuals in the collective. The data shown in gray in the background are the values of *Q. petraea*.

5 Schlussfolgerungen

Die beiden Eichenarten Stiel- und Traubeneiche eignen sich für den Waldumbau im Klimawandel, die Konkurrenzverhältnisse zwischen Buchen und Eichen ändern sich bei steigenden Temperaturen ab bestimmten Schwellenwerten (z.B. Ellenbergquotient von ca. 30 oder „Tipping-points“ im Bestand-sinnenklima in Extremjahren, vgl. Hohnwald et al. 2020; geringere Sensitivität von Jahrringbreiten der Traubeneiche auf Standorten mit Niederschlägen unter 600 mm/Jahr im Vergleich zur Buche, siehe Zimmermann et al. 2015). Da beide Arten heimisch sind, sind sie auch entsprechend den Leitlinien der Bayerischen Forstverwaltung geeignete Baumarten (StMELF 2020). Darüber hinaus sind beide Arten von hoher Relevanz für die biologische Vielfalt (LWF 2019). Waldbaulich muss neben dem hohen Lichtbedarf auch vermehrt die Mischung mit anderen Baumarten realisiert werden, dies dient der Risikoversorgung und kann auch positive Auswirkungen auf die Waldschutzsituation haben. Geeignete Mischbaumarten sind beispielsweise Arten der typischen Eichenwaldgesellschaften in Bayern wie Hainbuche, Winterlinde, Elsbeere, Feldahorne, Kirschen, Ulmen etc. (Walentowski et al. 2011). Ein weiterer Pluspunkt ist die Eignung beider Arten für unterschiedliche „schwierige“ Standorte, auf denen die Baumartenpalette teils beschränkt ist (Tonböden, Pseudogleye, Gleye, Auen).

Literatur

- Aas, G. (2021): Mitteleuropäische Eichen (*Quercus* spp.): Taxonomie, Verbreitung, Morphologie und Reproduktion. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 7–19.
- Brandl, S., Mette, T., Falk, W., Vallet, P., Rötzer, T., & Pretzsch, H. (2018): Static site indices from different national forest inventories: harmonization and prediction from site conditions. *Annals of Forest Science*, 75(2), 56.
- Dyderski, M. K., Paż, S., Frelich, L. E., & Jagodziński, A. M. (2018): How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*, 24(3), 1150–1163.
- Ewald, J. (2012): Vegetation databases provide a close-up on altitudinal tree species distribution in the Bavarian Alps. *Vegetation databases for the 21st century. Biodiversity & Ecology*, 4, 41–48.
- Falk, W., Mellert, K., Bachmann-Gigl, U., Kölling, C. (2013): Bäume für die Zukunft: Baumartenwahl auf wissenschaftlicher Grundlage. LWF aktuell 94, 8–11.
- Fick, S.E., R.J. Hijmans, (2017): WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37 (12), 4302–4315.
- Fischer, H. S., Michler, B., Fischer, A. (2019): High resolution predictive modelling of potential natural vegetation under recent site conditions and future climate scenarios: Case study Bavaria. *Tuexenia*, 39, 9–40.
- Hohnwald, S., Indreica, A., Walentowski, H., Leuschner, C. (2020): Microclimatic Tipping Points at the Beech–Oak Ecotone in the Western Romanian Carpathians. *Forests*, 11(9), 919.
- Klemmt, H.J., Fischer, H.S., Tretter, S. (2018): Die Eiche(n) im Klimawandel. LWF aktuell 119, 12–15.
- Kunz, J., Löffler, G., Bauhus, J. (2018): Minor European broadleaved tree species are more drought-tolerant than *Fagus sylvatica* but not more tolerant than *Quercus petraea*. *Forest Ecology and Management*, 414, 15–27.
- Leuschner, C., Ellenberg, H. (2017): Ecology of central European forests: Vegetation ecology of Central Europe, volume I (Vol. 1). Springer, 971 S.
- LWF (2019): Praxishilfe „Klima – Boden – Baumartenwahl“. Freising, 110 S.
- LWF (2020): Praxishilfe „Klima – Boden – Baumartenwahl“ Band II. Freising, 124 S.
- Mellert, K. H., Canullo, R., Mette, T., Ziche, D., Göttlein, A. (2018): Die klimatische Trockengrenze häufiger Baumarten hängt vom Bodennährstoffstatus ab. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 169(6), 323–331.
- Mellert, K.H., Fäth, J., Falk, W., Wellbrock, N., Göttlein, A. (2020): Die ökologische Basenamplitude von Baumarten in Deutschland. *Allgemeine Forst- und Jagt-Zeitung*, 190 (7/8), 184–203.
- Michiels, H.G. (2014): Die Standorte der Traubeneiche. LWF Wissen 75, 25–29.
- Petzold R., Benning R. (2017): Standortskartierung – Wissen von gestern? *AFZ der Wald* 15, 25–28.
- Scherrer, D., Bader, M. K. F., Körner, C. (2011): Drought-sensitivity ranking of deciduous tree species based on thermal imaging of forest canopies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151(12), 1632–1640.

- StMELF (2020): Baumarten für den Klimawandel. Leitlinien der Bayerischen Forstverwaltung. 16 S. https://www.waldbesitzer-portal.bayern.de/mam/cms01/wald/waldbesitzer_portal/dateien/baumartenwahl_klimawald_zukunft.pdf
- Stöger, W., Tretter, S. (2018): Die Eiche in Bayern. LWF aktuell 119, 6-8.
- Taeger, S.; Jantsch, M.; Kölling, C. (2016): Einfluss besonderer Standortsfaktoren auf die Baumartenwahl. AFZ / DerWald 4, 14–18.
- Taeger, S., Kölling, C. (2016): Standortinformationssystem BaSIS. AFZ-DerWald, 4, 10-13.
- Thurm, E. A.; Hernández, L.; Baltensweiler, A.; Ayan, S.; Rasztoivits, E.; Bielak, K.; Zlatanov, T. M.; Hladnik, D.; Balic, B.; Freudenschuss, A.; Büchsenmeister, R.; Falk, W. (2018): Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *Forest Ecology and Management*, 430, 485–497.
- Schmidt-Walter, P., Ahrends, B., Mette, T., Puhlmann, H., Meesenburg, H. (2019): NFIWADS: the water budget, soil moisture, and drought stress indicator database for the German National Forest Inventory (NFI). *Annals of Forest Science*, 76(2), 39.
- Schueler, S., Falk, W., Koskela, J., Lefèvre, F., Bozzano, M., Hubert, J., Kraigher, H., Longauer, R., Olrik, D.C. (2014): Vulnerability of dynamic genetic conservation units of forest trees in Europe to climate change. *Global Change Biology*, 20, 1498-1511.
- Stetter, U. (2015): Waldernährung in Bayern - Ergebnisse der BZE II. In: Schubert, A., Falk, W., Stetter, U. *Waldböden in Bayern – Ergebnisse der BZE II. Forstliche Forschungsberichte München* 213. 144 S.
- Stimm, K.; Uhl, E.; Pretzsch, H. (2021): Zur langfristigen Verjüngungsdynamik der Eichen (*Quercus petraea* MATT. Liebl und *Quercus robur* L.) in Kieferrein- und Eichenmischbeständen – Struktur, Wachstum, waldbauliche Behandlung. In: Kilian Stimm (Hg.): *Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven*, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 162–182.
- Vitasse, Y., Bottero, A., Cailleret, M., Bigler, C., Fonti, P., Gessler, A., Levesque, M., Rohner, B., Weber, P., Rigling, A., Wohlgemuth, T. (2019): Contrasting resistance and resilience to extreme drought and late spring frost in five major European tree species. *Global Change Biology*, 25(11), 3781-3792.
- Walentowski, H.; Ewald, J.; Fischer, A.; Kölling, C.; Türk, W. (2006): *Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns*. Geobotanica Verlag, 441 S.
- Walentowski, H., Falk, W., Mette, T., Kunz, J., Bräuning, A., Meinardus, C., Zang, C., Sutcliffe, L.M.E., Leuschner, C. (2017): Assessing future suitability of tree species under climate change by multiple methods: a case study in southern Germany. *Annals of Forest Research*, 60(1), 101-126.
- Zimmermann, J., Hauck, M., Dulamsuren, C., Leuschner, C. (2015): Climate warming-related growth decline affects *Fagus sylvatica*, but not other broad-leaved tree species in Central European mixed forests. *Ecosystems*, 18(4), 560-572.

Ziele und Wege der Eichenbewirtschaftung in Europa

Kilian Stimm, Dominik Ambs, Enno Uhl und Hans Pretzsch

Zusammenfassung Stiel- und Traubeneiche sind aufgrund ihrer großen ökologischen Amplitude weit über Europa hinweg verbreitet. Somit gibt es eine reichhaltige waldbauliche Erfahrung mit der Eiche in verschiedenen europäischen Ländern. Mithilfe einer Umfrage in 18 Ländern konnte ein Überblick über die jeweiligen waldbaulichen Ziele und Vorgehensweisen erstellt werden. Dominierendes Produktionsziel war die Wert- bzw. Sägeholzproduktion mit über 90% der Antworten und insbesondere auf Standorten, die den Braunerden zuzuordnen sind. Naturschutz spielte noch eine untergeordnete Rolle bei der Zieldefinition. Die Bewirtschaftung wird überwiegend mit schirmschlagartigen Methoden und einem relativ hohen Anteil an Naturverjüngung (67%) durchgeführt. Dabei war die Spanne der Verjüngungsflächengrößen von 0,1 bis 3,0 ha relativ groß. Tendenziell wird bei höheren angestrebten Eichenanteilen und ökonomisch höherwertigen Zielsortiment, die Größe der Verjüngungsflächen entsprechend größer gehalten. Die Verjüngungsflächengröße schien dabei stärker durch das Produktionsziel vorgegeben zu sein als durch die klimatische Ausgangssituation. Die Ergebnisse können dabei helfen die Möglichkeiten und Potenziale für eine moderne Eichenbewirtschaftung zu identifizieren und diese, wenn möglich in neue klimaangepasste Bewirtschaftungskonzepte mit einfließen zu lassen.

Schlüsselwörter Traubeneiche, Stieleiche, Waldbau, Europa, Hochwald, Produktionsziele

Abstract Pedunculate and sessile oak are widely distributed across Europe due to their large ecological amplitude. Thus, there is a rich silvicultural experience with oak in different European countries. With the help of a survey in 18 countries, an overview of the respective silvicultural objectives and approaches could be established. The dominant production objective is the production of value-added timber or sawtimber with more than 90% of the answers and especially on sites that can be classified as brown soils. Nature conservation still plays a minor role in the target definition. Management is predominantly carried out with canopy felling methods. Natural regeneration takes a relatively high share with about 67%. Regeneration sizes range from 0.1 to 3.0 ha. There is a tendency to keep the size of the regeneration areas correspondingly larger in the case of higher target oak proportions and economically higher-value target assortments. The regeneration size seems to be determined more by the production target than by the climatic situation. The results can help to identify the possibilities and potentials for a modern oak management and to incorporate them, if possible, into new management concepts.

Keywords Sessile oak, pedunculate oak, silviculture, Europe, high forest, production targets

1 Einleitung

Aktuell rücken die beiden Eichenarten, Stiel- und Traubeneiche (nachfolgend Eiche) wieder verstärkt in den Fokus der heimischen Forstwirtschaft. Neben ihrer breiten ökologischen Amplitude (s. Aas 2021; Falk 2021) und ihrem guten Wachstum (Pretzsch et al. 2014) bei vergleichsweise hoher Trockenheitstoleranz (Albert et al. 2017; Leuschner und Ellenberg 2017) sollen sie die Wälder mit einem angemessenen Anteil an der Baumartenmischung klimaangepasster machen. In Deutschland ist die Eichenbewirtschaftung häufig mit der Wertholzproduktion verknüpft. Deshalb wird und wurden die Baumarten oft großflächig verjüngt und im Reinbestand mit dienendem Nebenbestand bewirtschaftet. Diese klassischen Verjüngungs- und Bewirtschaftungsverfahren der Eiche werden aufgrund kostenintensiver künstlicher Verjüngung, aufwendiger Pflege und langer Umtriebszeiten für den Bewirtschafter zunehmend unattraktiv. Gleichzeitig wird in der naturnahen Waldbewirtschaftung die kleinflächige natürliche Verjüngung gegenüber der traditionellen Verjüngungsmethode (Kahlschlag, Großschirmschlag) bevorzugt. Die Eiche wird dadurch in ihrer Entwicklung, sowohl hinsichtlich ihrer Wuchsleistung als auch anteilmäßig am Bestandsaufbau gebremst (s. Stimm et al. 2021). Die weit über Bayern hinaus bekannte Spessarter Bewirtschaftungstradition scheint daher zumindest nicht flächendeckend Ziel einer modernen Eichenbewirtschaftung zu sein.

Die große ökologische Amplitude der beiden Eichenarten spiegelt sich auch in ihrer weiten Verbreitung innerhalb Europas wider. In einer nennenswerten Zahl an Ländern wurden daher auf Basis der (eigenen) regionalen und lokalen Erfahrungen beim Umgang mit der Eiche Behandlungsverfahren entwickelt. Ein Überblick über die jeweiligen waldbaulichen Vorgehensweisen kann dabei helfen Möglichkeiten und Potenziale zu identifizieren und diese, wenn möglich in neue Bewirtschaftungskonzepte mit einfließen zu lassen.

Dieser Hintergrund war Anlass in dem vorliegenden Beitrag einen Fragebogen zu entwickeln und an Experten in 25 verschiedene europäische Länder zu verschicken. Die Auswertung der Fragebögen soll einen Überblick über die wesentlichen Ziele geben, die verschiedenen Vorgehensweisen in der Eichenbewirtschaftung in Europa beschreiben und mögliche Entwicklungspotenziale identifizieren. Aus diesen Überlegungen heraus, wurden folgende Forschungsfragen entwickelt.

1. Welche grundsätzlichen Ziele werden in Europa bei der Eichenbewirtschaftung verfolgt?
2. Mit welchem waldbaulichen Vorgehen werden die definierten Bewirtschaftungsziele erreicht?
3. Gibt es regionale Unterschiede bei den Planungszielen und waldbaulichen Verfahren?

Abschließend sollen die Auswertungen der Fragebögen in aktuelle waldbauliche Entwicklungen sowie Literatur übergreifend bewertet werden.

2 Material und Methode

Die Datenbasis für die Auswertungen der vorliegenden Studie bildete ein Fragebogen, in dem die jeweiligen waldbaulichen Vorgehensweisen abgefragt wurden. Die Fragebögen wurden an 50 Experten in 25 europäische Länder versendet. Mit einer Rücklaufquote von mehr als 70% konnten die Fragebögen aus 18 verschiedenen Ländern ausgewertet werden (Tab. 1, Abb. 1).

Tabelle 1: Übersicht über die an der Umfrage beteiligten Länder
Table 1: Overview of the countries participating in the survey

Beteiligte Länder				
Bosnien und Herzegowina	Frankreich	Österreich	Schweden	Slowenien
Bulgarien	Italien	Polen	Schweiz	Spanien
Dänemark	Litauen	Portugal	Serbien	
Deutschland	Niederlande	Rumänien	Slowakei	

Aufbau Fragebogen

Grundsätzlich war der Fragebogen auf die Bewirtschaftung der Eiche im Hochwaldbetrieb ausgerichtet. Die Mittel- und Niederwaldbewirtschaftung waren nicht Ziel der Befragung. Zudem wurden die einzelnen Punkte für jeweils zwei Produktionsziele (häufigstes bzw. zweithäufigstes) abgefragt. Der versendete Fragebogen lässt sich grob in 5 Abschnitte gliedern, die nachfolgend beschrieben werden. Dabei konnte man die ersten drei Abschnitte unter Rahmenbedingungen bzw. Planungsvorgaben und die beiden letzten Abschnitte unter waldbauliche Maßnahmen subsummieren.

Abschnitt 1: Produktionsziel / ökologische Rahmenbedingungen

Zu Beginn wurde das häufigste (bzw. zweithäufigste) Produktionsziel abgefragt. Um einen Eindruck von der Verbreitung/dem Vorkommen sowie der ökologischen Rahmenbedingungen zu bekommen, wurde der dominierende/ charakteristische Bodentyp für das Produktionsziel, die mittlere Jahrestemperatur (in °C) sowie die Jahresniederschlagssumme (in mm) für das entsprechende Land bzw. Region abgefragt.

Abschnitt 2: Allgemeines

In diesem Teil des Fragebogens wurden übergeordnete Planungsziele abgefragt. Dabei sollte u.a. eingeschätzt werden, welche Waldfunktionen die beschriebenen Eichenbestände schwerpunktmäßig einnehmen. Dabei war eine Einordnung von reiner Holzproduktion über Multifunktionalität bis hin zu reinem Naturschutz möglich. Des Weiteren wurde der durch die Bewirtschaftung angestrebte Eichenanteil (in % des Hauptbestands) und die erwünschte Durchmesservariation des Hauptbestands (von gering bis hoch) abgefragt.

Abschnitt 3: Allgemeine Betriebsart / betriebliche Planung

In diesem Abschnitt wurde die am häufigsten praktizierte Betriebsart bei der Bewirtschaftung abgefragt. Dabei haben wir uns bei der Auswahl an den von Burschel und Huss (1997) beschriebenen Betriebsarten orientiert. Die Auswahl umfasste den Kahlschlag-, Schirmschlag-, Plenter- und Saumschlagbetrieb sowie den 2-hiebigen Hochwald. Es wurde zudem abgefragt, ob die Eichenbestände mit oder ohne Nebenbestand bewirtschaftet werden und ob und welche dienenden Nebenbaumarten vorkommen. Abschließend wurden in diesem Abschnitt die angestrebte Zielstärke (in cm), die geplante Umtriebszeit (in Jahren) sowie die Endbaumzahl des Bestands (n) abgefragt.

Abschnitt 4: Verjüngung

Um eine Vorstellung über die durchgeführten Verjüngungsmethoden zu bekommen, wurde neben der Art der Verjüngung (natürlich/künstlich) auch die Flächengröße der entsprechenden Verjüngungsmaßnahme abgefragt. Als Rahmen wurde eine Spanne von 0,01 bis 3,0 ha angegeben.

Abschnitt 5: Pflege und Durchforstung

Die Jungbestandspflege sollte in die Art der Pflege (positiv/negativ), in ein räumliches (einzeln/trupp-/gruppweise) sowie zeitliches (früh/spät) Schema eingewertet werden. Bei der Durchforstung war ebenfalls eine Einschätzung über die Durchforstungsart (hoch-/niederdurchforstungsartig), die Durchforstungsstärke (von schwach bis stark) sowie den Durchforstungsturnus (von 3-15 Jahren) abzugeben. Zusätzlich war der Start der Durchforstungsmaßnahmen, gemessen an der Oberhöhe in m, abgefragt.

Als abschließender Punkt wurde den Befragten die Möglichkeit gegeben in einem freien Feld weitere, aus ihrer Sicht relevante Aspekte im Zusammenhang mit der Eichenbewirtschaftung einzutragen.

Der Fragebogen wurde nach dem Prinzip „So einfach wie möglich, so detailliert wie nötig!“ erstellt, wobei immer auf die Verwertbarkeit der Antworten für die definierten Fragestellungen geachtet wurde.

Auswertung

Neben einer deskriptiven Zusammenstellung der beantworteten Fragebögen wurden die Antworten zu den Rahmenbedingungen und Planungszielen über einen „Pfad“ im Sinne einer waldbaulichen Maßnahmenfolge dargestellt. Bei der zeitlich sortierten Abbildung der konkreten waldbaulichen Maßnahmen kann man zusätzlich den konkreten waldbaulichen Pfad mit seinen oberen und unteren Rahmen vereinfacht nachvollziehen. Dies wurde für das jeweilig genannte Produktionsziel berechnet und abgebildet (Abb. 8).

Für diese Darstellung wurden die Antworten aus den Fragebögen zunächst an ihren Minimum- und Maximum-Werten normalisiert.

$$x_{norm}^i = \frac{x^i - x_{min}^i}{x_{max}^i - x_{min}^i} \quad (1)$$

Dabei entspricht x_{norm} dem normierten Wert der numerischen Zielvariable i (z.B. Ei-Anteil). x ist der entsprechende Original-Wert, x_{min} der Minimal- und x_{max} der Maximalwert der Variable.

Abschließend wurden ausgewählte Planungsvariablen sowie waldbauliche Vorgehensweisen in Abhängigkeit der regionalen Ausgangssituation dargestellt.

3 Ergebnisse

Grundsätzliche Ziele der europäischen Eichenbewirtschaftung

Die grundsätzlichen Ziele der Eichenbewirtschaftung variierten zwischen den verschiedenen Länder Europas nur unwesentlich.

Unter den Nennungen waren die beiden wesentlichen Produktionsziele bei der Eichenbewirtschaftung Säge- (47%) und Wertholz (44%). Die genannten Produktionsziele Furnier- und Wertholz wurden unter Wertholz sowie Parkett-, Bau- und Sägeholz unter Sägeholz zusammengefasst. Damit kamen beide Ziele zusammen auf einen Anteil von über 91%. Naturschutz als Ziel war an dritter Stelle mit 6% genannt. Die restlichen 3% entfielen auf die Brennholzproduktion. Geht man vom prioritären Produktionsziel weg hin zum zweithäufigsten, so hat sich die Verteilung insbesondere in Richtung Naturschutz (18%) verschoben, wobei die beiden größten Anteile immer noch von Säge- (39%) und Wertholz (36%) gebildet wurden. Brennholz kam hier auf einen Anteil von 4%. Als untergeordnetes aber doch auch nennenswertes Ziel wurde hier für die Schweiz auch die Eiche im Schutzwald genannt.

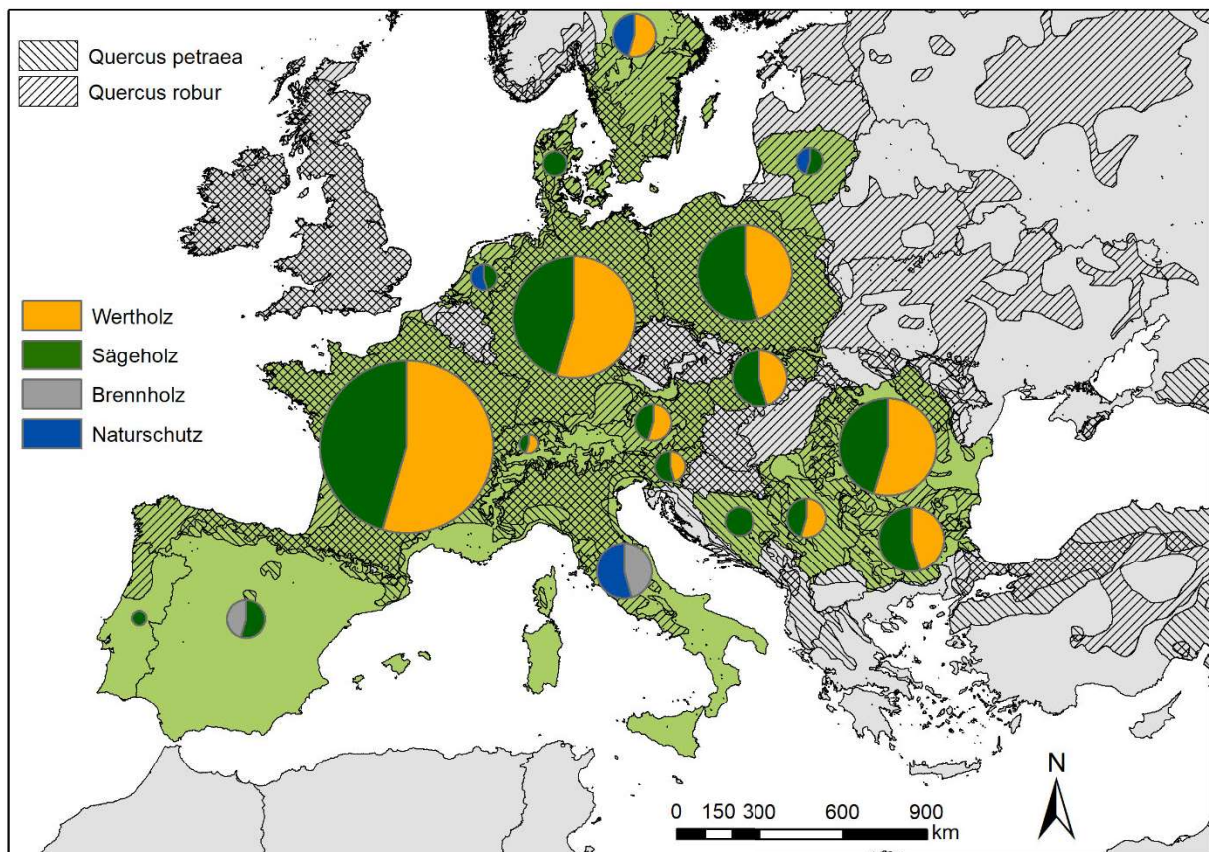


Abbildung 1: Verbreitung der beiden Eichenarten (schraffiert) in den 18 befragten Ländern (farbig); dargestellt sind die prioritär genannten Bewirtschaftungsziele; die Größe der Kuchendiagramme entspricht dem Eichenvorrat im jeweiligen Land; je größer das Kreisdiagramm, desto höher der Eichenvorrat.

Figure 1: Distribution of the two oak species (hatched lines) with the 18 participating European countries (colored); the priority management objectives mentioned are shown; the size of the pie charts corresponds to the standing oak volume in the respective country; the larger the pie chart, the higher the standing oak volume.

Als wichtigste Bodentypen wurden Braunerden und Parabraunerden mit 38 bzw. 11 Nennungen angegeben (Abb. 2). Sonderstandorte spielten dabei eine untergeordnete Rolle. Das Wertholzziel wird demnach vorwiegend auf Standorten verfolgt, die den Braunerden zuzuordnen sind. War Sägeholz das Ziel der Bewirtschaftung dann zeigte sich, dass die Variation innerhalb der Bodentypen ansteigt. Tendenziell wurden die Ziele zur Holzproduktion auf den wüchsigeren Standorten verfolgt.



Abbildung 2: Dominierende Bodentypen nach Anzahl der Nennungen
Figure 2: Main soil types and number of mentions

Die klimatische Ausgangssituation deckte einen relativ großen Temperatur- und Niederschlagsgradienten über alle Länder hinweg ab. Die Jahresmitteltemperatur reichte von 6,5 bis 14,0 °C und die Jahresniederschlagssumme von 500 bis 1600 mm. Diese Verteilung schlug sich auch im Ariditätsindex von de Martonne (de Martonne, 1926) nieder, der Werte zwischen 26 und 84 einnahm (Abb. 3). Dabei stehen geringe Werte für eine ungünstige und hohe Werte für eine reichhaltige Wasserversorgung.

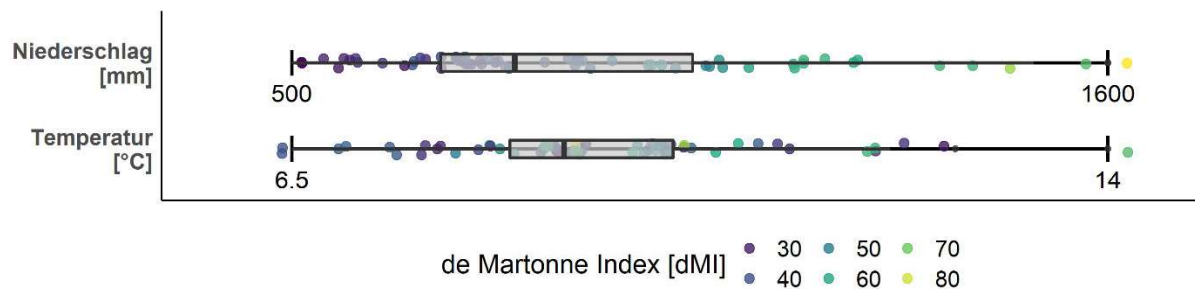


Abbildung 3: Überblick über die klimatischen und standörtlichen Angaben aus dem Rücklauf der Fragebögen; Temp, durchschnittliche Jahresmitteltemperatur in °C; NS, Jahresniederschlagssumme in mm; dMI, Ariditätsindex nach Martonne mm/°C;
Figure 3: Overview of climatic and site conditions from the questionnaires; Temp, average annual mean temperature in °C; NS, annual precipitation sum in mm; dMI, Martonne aridity index in mm/°C;

In Abbildung 4 wurden die Antworten zusammengefasst. Die abgebildeten Violinplots stellen dabei die Häufigkeitsverteilung der Nennungen dar. In allen Antworten lag der Schwerpunkt der Nennungen zwischen der reinen Holzproduktion und der Multifunktionalität der Wälder. Die übergeordneten waldbaulichen Ziele wie der angestrebte Eichenanteil sowie die Durchmesservariation lagen über alle Antworten im Mittel bei etwa 60% Eichenanteil bzw. einer mehr oder weniger ausgeglichenen Durchmesservariation (Abb. 4). Diese Planungsgrößen folgten damit, wie die Waldfunktionen, stark den grundsätzlichen Produktionszielen.

Die angestrebte Zielstärke lag im Durchschnitt bei 60 cm, wobei diese stark mit den Produktionszielen variierte und auch deutlich geringere Dimensionen (beim Brennholz) genannt wurden. Die überwiegenden Nennungen lagen jedoch im Bereich von 50 – 75 cm. Die Umtriebszeit lag im Mittel bei 140 Jahren. Dabei lag der überwiegende Anteil der Nennungen zwischen 120 und 200 Jahren. Bei der angestrebten Endbaumzahl lagen 94% der Nennungen in einem Bereich von bis zu 150 Bäumen insgesamt. Nur wenige Nennungen strebten eine höhere Anzahl an Bäumen im Endbestand an.

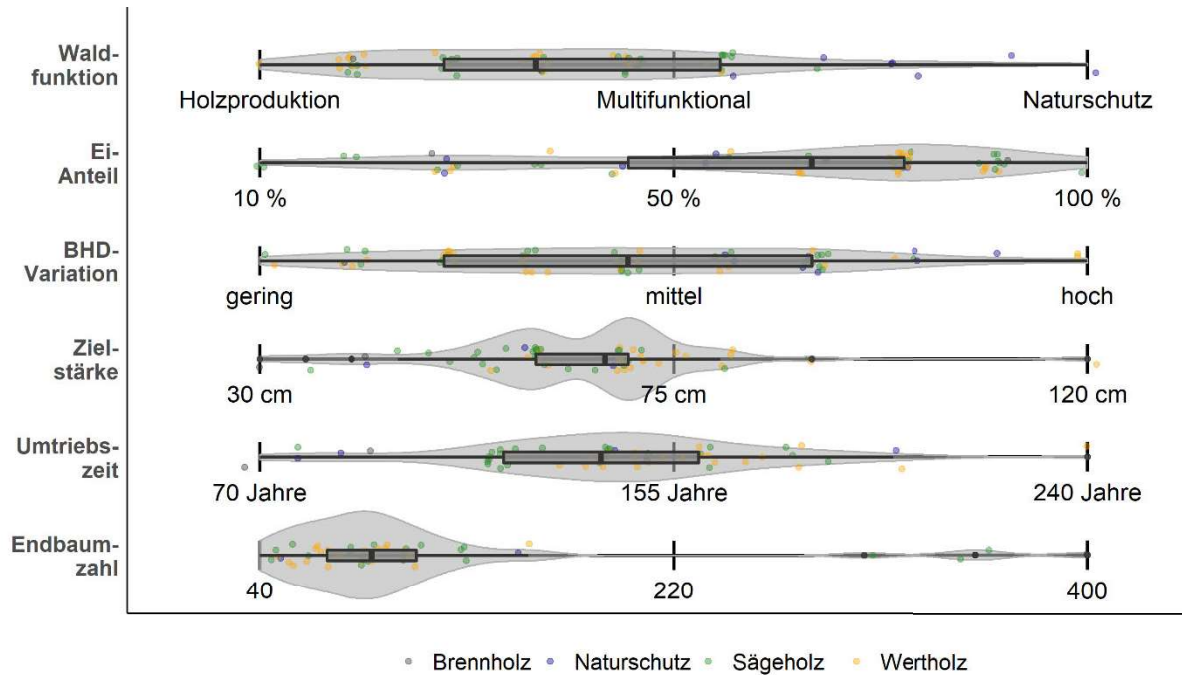


Abbildung 4: Waldbauliche Rahmenbedingungen und Planungsgrundlagen der Eichenbewirtschaftung; Waldfunktionen; Ei-Anteil, Eichenanteil im Hauptbestand; BHD-Variation, Durchmesservariation des Hauptbestands; Zielstärke, angestrebte Zielstärke der Auslese-bäume; Endbaumzahl, angestrebte Baumzahl des hiebsreifen Bestands; die Punkte stellen die jeweiligen Nennungen in den Fragebögen dar und zeigen farblich das jeweilige Bewirtschaftungsziel; die Boxplots zeigen deskriptiv die Verteilung der Antworten; die Violinplots zeichnen die Häufigkeitsverteilung der Nennungen nach

Figure 4: Silvicultural framework and planning principles of oak management; Waldfunktionen, forest functions; Ei-Anteil, targeted proportion of oak in the main stand; BHD-Variation, diameter variation of the main stand; Zielstärke, target diameter of the selection trees; Endbaumzahl, targeted tree number of the mature stand; the dots represent the respective mentions in the questionnaires and show the respective management objective in color; the boxplots show the distribution of the answers descriptively; the violin plots represent the focus of the mentions.

Die Eiche wird überwiegend im Schirmschlagbetrieb bewirtschaftet. Am zweithäufigsten wurde der Plenterbetrieb als dominierende Betriebsart genannt. Der Kahlschlag erreichte mit 9 Nennungen noch einen nennenswerten Anteil an den genannten Betriebsarten. Die Bewirtschaftungsformen Saumschlagbetrieb und zweihiebiger Hochwald (HW) nahmen bei den Nennungen hingegen eine untergeordnete Rolle ein.

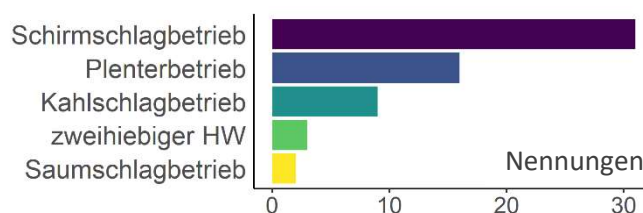


Abbildung 5: Waldbauliche Betriebsarten geordnet nach Anzahl der Nennungen
Figure 5: Silvicultural management systems sorted by number of mentions

Bei der Verjüngungsart gaben rund zwei Drittel der Befragten (n=43) an, die Eiche natürlich zu verjüngen. Ein Drittel (n=21) setzte hingegen auf die Pflanzung oder Saat. Differenziert man zusätzlich nach den Produktionszielen, war der Anteil beim Wertholzziel an künstlicher Bestandsbegründung am höchsten.

Die Größe der einzelnen Verjüngungsfläche lag im Durchschnitt bei 0,8 ha. Dabei gab es jedoch auch viele Nennungen, die auf deutlich kleinerer Fläche verjüngen. Bei der Größe der Verjüngungsfläche zeigt sich bei den Produktionszielen kein eindeutiger Trend.

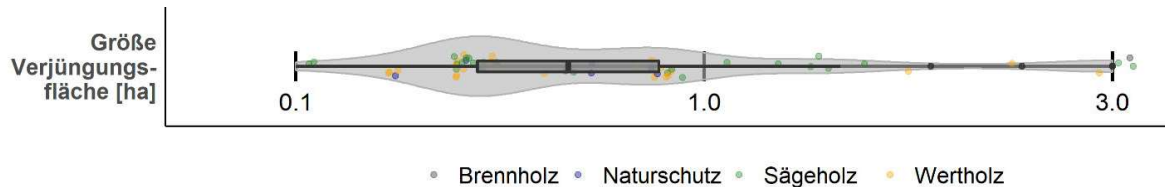


Abbildung 6: Größe der jeweiligen Verjüngungsflächen
Figure 6: Size of the respective regeneration areas

Die Jungbestandspflege wird großteils (n=42) mit einer positiven Auslese durchgeführt. Die negative Pflege wird von ca. einem Viertel der Befragten (n=16) praktiziert. Dabei fängt die Mehrheit früh (n=40) mit der Pflege an und geht einzelbaumweise (n=31) vor. Die trupp- und gruppenweise Pflege nahm mit 17 bzw. 10 Nennungen einen untergeordneten Anteil ein.

Ein Blick auf die Durchforstung zeigt, dass der Großteil der Befragten die Bestände in einem mittleren Intervall von rund 7,5 Jahren durchforstet. Häufigere sowie seltenere Durchforstungseingriffe wurden seltener genannt (n=9 bzw. n=10). In einem Großteil der Länder beginnt die Durchforstung bei einer Oberhöhe der Bestände von 10 bis 14 m. Nur wenige, 8 bzw. 12 Befragte beginnen früher bzw. später mit der Durchforstung.

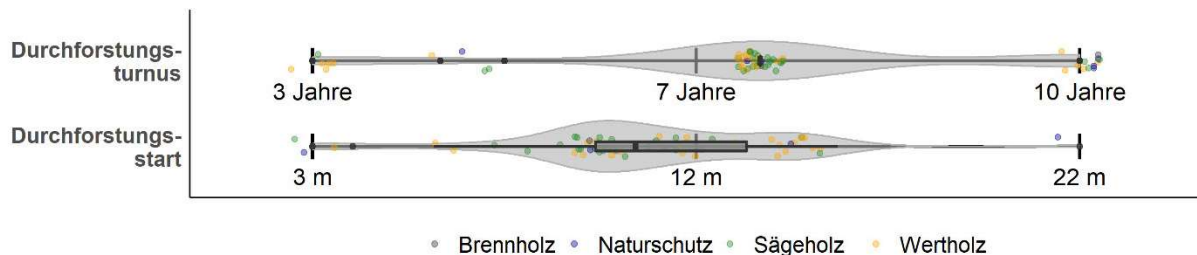


Abbildung 7: Durchforstungsturnus und Durchforstungsbeginn
Figure 7: Thinning rotation and start of thinnings

Wege in der Eichenbewirtschaftung

Betrachtet man die Planungsziele genauer, so kann man sehen, dass sich die Bewirtschaftungsziele insbesondere in den Waldfunktionen widerspiegeln. Die Ziele unterschieden sich in ihrer groben Richtung mit Ausnahme des Naturschutzziels kaum. So pendelte sich der angestrebte mittlere Eichenanteil in den Beständen für alle Bewirtschaftungsziele in etwa bei 50% ein. Die angestrebte Durchmesservariation tendierte mit Ausnahme des Naturschutzziels im Mittel leicht zu einer geringeren Variation. Bei der angestrebten Zielstärke und der entsprechenden Umtriebszeit wurde das jeweilige Produktionsziel erwartungsgemäß wieder deutlich erkennbar. Hier wird deutlich, dass die geplanten Zielstärken und Umtriebszeiten im Durchschnitt beim Wertholz bei einem BHD von 75 cm bzw. 155 Jahre lagen. Für Sägeholz lag der BHD im Mittel bei 60 cm und die Umtriebszeit bei 135 Jahren. Für den Naturschutz wurden ähnliche Werte angegeben. Für die Brennholzgewinnung lag die Zielstärke und Umtriebszeit am niedrigsten bei 35 cm bzw. 80 Jahren (Abb. 8). Betrachtet man nun die einzelnen Produktionsziele für sich, so kann man erkennen, dass die Antworten innerhalb des Ziels mehr oder weniger stark schwankten. Dabei waren sich alle Länder und Befragten bei der angestrebten Zielstärke und Umtriebszeit weitgehend einig. Größere Schwankungen konnte man insbesondere beim Eichenanteil in den Beständen und der Durchmesservariation erkennen. Beim Planungsziel Wertholz wurde häufig ein hoher Eichenanteil mit einer geringen Variation des Durchmessers kombiniert. Umgekehrt war die Variation hoch, wenn der Anteil an Eichen unterdurchschnittlich ist. Beim Naturschutzziel verhält es sich genau umgekehrt.

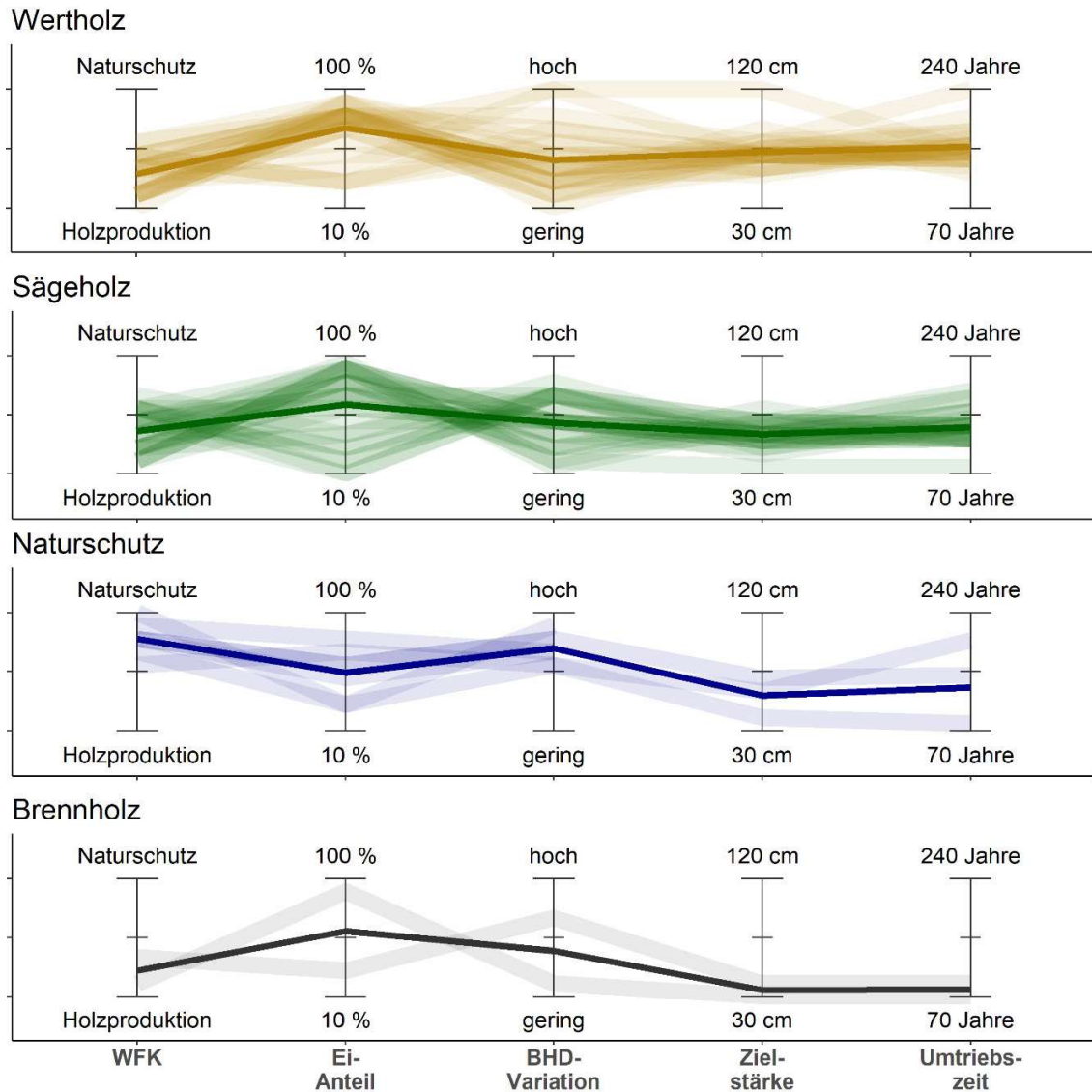


Abbildung 8: Bewirtschaftungspfade im Vergleich; abgebildet sind die 4 wesentlichen Produktionsziele; WFK, Waldfunktionen; Ei-Anteil, angestrebter Eichenanteil; BHD-Variation, angestrebte Durchmesservariation in den Beständen; Zielstärke und Umtriebszeit; dargestellt sind die Minima und Maxima aller Nennungen, sowie die Mittelwerte für die wesentlichen Produktionsziele als Linie, transparente Linien im Hintergrund entsprechen den einzelnen Antworten

Figure 8: Management paths in comparison; shown are the 4 main production targets; WFK, forest functions; Ei-Anteil, targeted oak proportion; BHD variation, diameter variation in the stands; Zielstärke, target diameter of the selection trees; Umtriebszeit, rotation period; shown are the minima and maxima of all mentions, as well as the mean values for the main production targets as a line, transparent lines in the background correspond to the individual answers

Im Flussdiagramm zur Jungbestandspflege wird deutlich wie sich die 4 Planungsziele in Raum, Zeit und Art einordnen lassen. Abgebildet ist die Anzahl der Antworten für die jeweiligen Vorgehensweisen. Die Flüsse stellen dabei die Zusammenhänge dar. Damit kann man nachvollziehen welche Durchforstungsart zu welcher Zeit und wie stark bei den Befragten angewendet wird. Eine früh einsetzende und positive Auslese wurde bei der Mehrzahl der befragten Länder durchgeführt. Dabei lag für Wertholz der Fokus insbesondere auf dem einzelnen Stamm, während beim Sägeholz auch die truppweise Pflege eine größere Rolle spielte. Zudem ist zu erkennen, dass die kaum praktizierte Negativauslese insbesondere beim Sägeholz eine Rolle spielt. Bei der Wertholzproduktion und dem Naturschutzziel wird nur in sehr wenigen Fällen die negative Auslese betrieben.

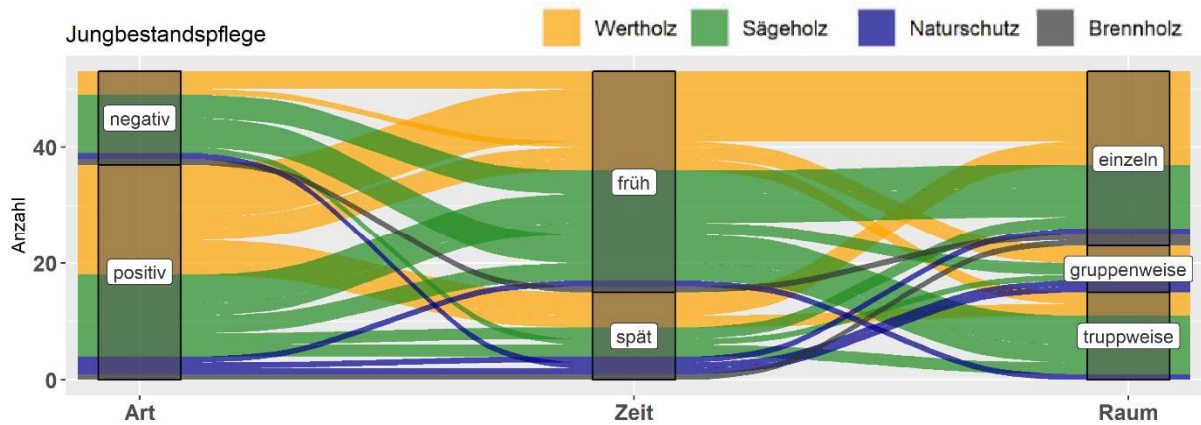


Abbildung 9: Wege in der Jungbestandspflege in Abhängigkeit der Pflegeart, der Zeit und des Raums; dargestellt sind die Anzahl der Nennungen getrennt nach den Produktionszielen Wertholz, Sägeholz, Naturschutz und Brennholz
Figure 9: Pathways in young stands as a function of type, time, and space; shown are the number of mentions separately for the production targets of high valuable timber, saw timber, nature conservation and fuel wood

Der Schwerpunkt auf der Positivauslese zeigte sich auch sehr deutlich bei den Durchforstungsarten. Insgesamt ist die Hochdurchforstung am weitesten verbreitet, während niederdurchforstungsartige Eingriffe nur selten angewandt werden. Beginnen die Durchforstungsmaßnahmen früh, folgen in der Regel mäßig starke Eingriffe in moderaten Abständen. Bei spätem Durchforstungsbeginn wird dagegen meist öfter mit höherer Intensität eingegriffen.

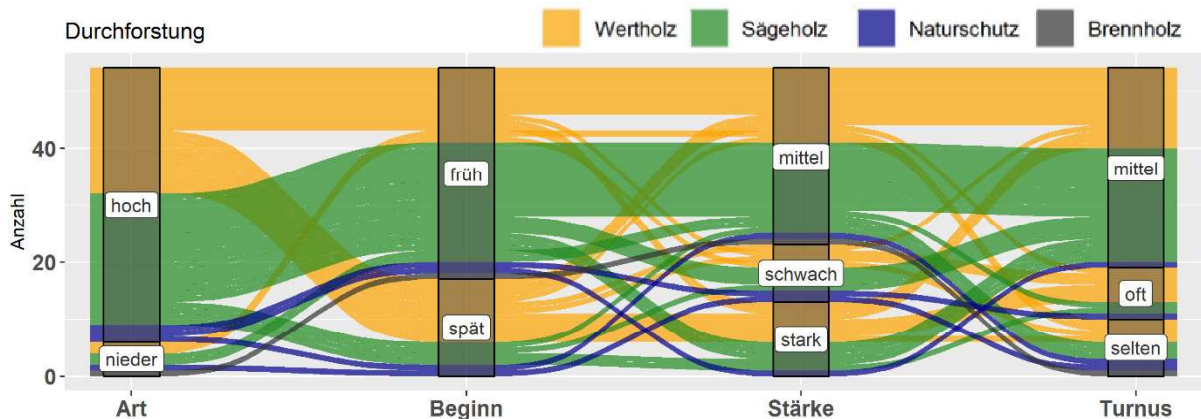


Abbildung 10: Wege bei der Durchforstung in Abhängigkeit der Art, des Beginns sowie der Zeit und des Raums; dargestellt sind die Anzahl der Nennungen getrennt nach den Produktionszielen Wertholz, Sägeholz, Naturschutz und Brennholz
Figure 10: Pathways of thinnings as a function of type, time, and space; shown are the number of mentions separately for the production targets of high valuable timber, saw timber, nature conservation and fuel wood

Planungsvariablen in Abhängigkeit von der regionalen Ausgangssituation

Ausgewählte Planungsvariablen wurden in Abhängigkeit von verschiedenen regionalen Ausgangssituationen und des Produktionsziels abgebildet. Dabei wurden die angestrebten Waldfunktionen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte und der klimatischen Ausgangssituation des jeweiligen Landes dargestellt (Abb. 11). Mit zunehmender Bevölkerungsdichte eines Landes zeichnet sich beim Sägeholz eine verstärkte Tendenz hin zu einem multifunktional gedachten Waldbau ab. Bei den beiden Zielen Wertholz bzw. Naturschutz ist kein Trend erkennbar. Trägt man die Waldfunktionen über den de Martonne Index auf so ist kein Trend erkennbar. Die beiden verstärkt produktionsorientierten Bewirtschaftungsziele scheinen sich in ihrer funktionalen Ausrichtung dabei kaum zu unterscheiden.

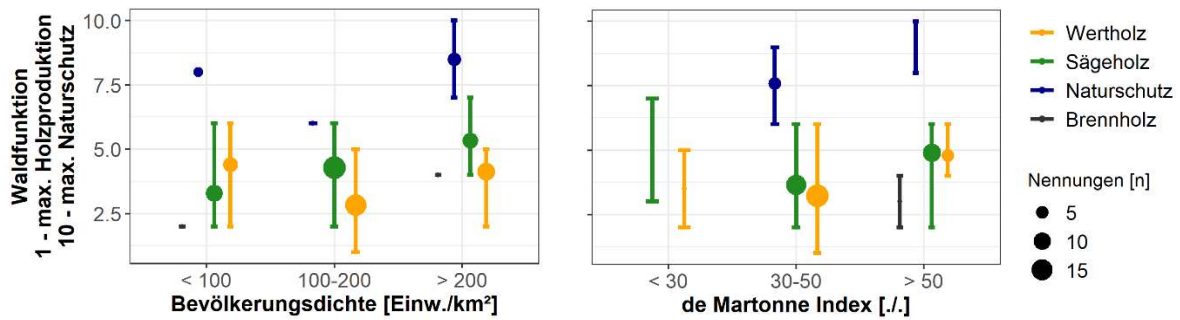


Abbildung 11: Im Rahmen der waldbaulichen Bewirtschaftung angestrebte Waldfunktionen in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte sowie vom de Martonne Ariditätsindex; die genannten Waldfunktionen sind nach den vier häufigsten Produktionszielen dargestellt.
 Figure 11: Forest functions targeted in silvicultural management as a function of population density and the de Martonne aridity index; the forest functions mentioned are shown according to the four most common production objectives.

Der geplante Eichenanteil nimmt mit zunehmendem de Martonne Index, also mit zunehmender Wasserversorgung, tendenziell ab. Dies gilt für alle genannten Produktionsziele. Das bedeutet, dass in den trockeneren Regionen verstärkt mit der Eiche geplant wird. Insbesondere dann, wenn Wertholz das Ziel der Bewirtschaftung ist. In trockenen Regionen liegt der Anteil im Mittel bei 80%. Bei feuchterem Klima ist dieser Wert im Mittel bei 55%. Ist Naturschutz das vorrangige Ziel wird generell mit etwas geringeren Eichenanteilen geplant. Im Durchschnitt werden hier 54% Eichenanteil gegenüber 63% bei Säge- bzw. 70% bei Wertholz angestrebt. Diese Tendenz zeigt sich auch wenn man sich die funktionale Ausrichtung der waldbaulichen Strategien betrachtet.

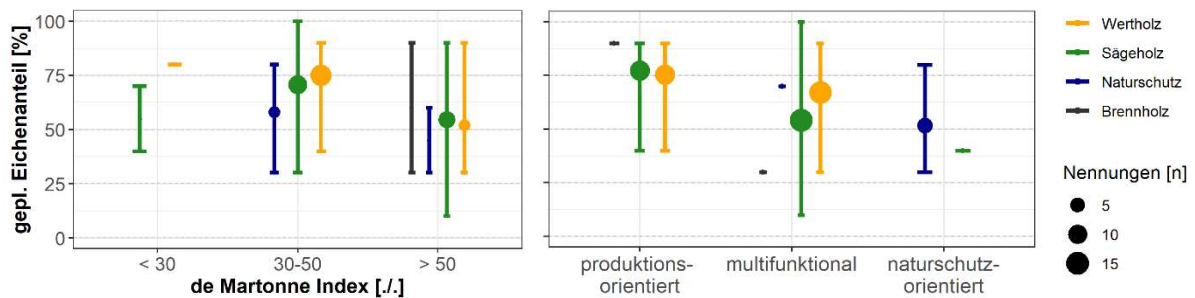


Abbildung 12: Der geplante Eichenanteil [%] in Abhängigkeit vom Ariditätsindex nach de Martonne (links) und von den prioritär zu erfüllenden Waldfunktionen (rechts); dargestellt sind Mittelwerte sowie Minimum und Maximum; die Größe der Punkte variiert mit der Anzahl der Nennungen.
 Figure 12: The planned proportion of oaks [%] as a function of the de Martonne aridity index (left) and the priority forest functions to be fulfilled (right); mean values and minimum and maximum are shown; the size of the points varies with the number of mentions.

Betrachtet man als eine entscheidende Planungsgröße die Größe der Verjüngungsfläche so zeigt sich, dass sich diese bei der Wertholzproduktion wesentlich über den geplanten Eichenanteil verändert. Soll ein hoher Eichenanteil realisiert werden, werden die Verjüngungsmaßnahmen auf entsprechend größerer Fläche durchgeführt. Beim Sägeholz- und Naturschutzziel ist dieser Trend nicht zu beobachten.

Des Weiteren kann man erkennen, dass sich die Flächengröße bei der Verjüngung auch mit den Baumarten des Nebenbestands ändert. Setzt sich der dienende Nebenbestand im Wesentlichen aus der Baumart Buche zusammen, so liegen die Flächengrößen bei der Verjüngung im Mittel deutlich über denen der Eichenbestände mit Hainbuche oder Linde im Nebenbestand. Besteht der Nebenbestand aus Nadelbaumarten sind die Flächen tendenziell kleiner. Im Mittel liegt die Größe der Verjüngungsfläche mit der Buche als Nebenbaumart bei 0,62 ha.

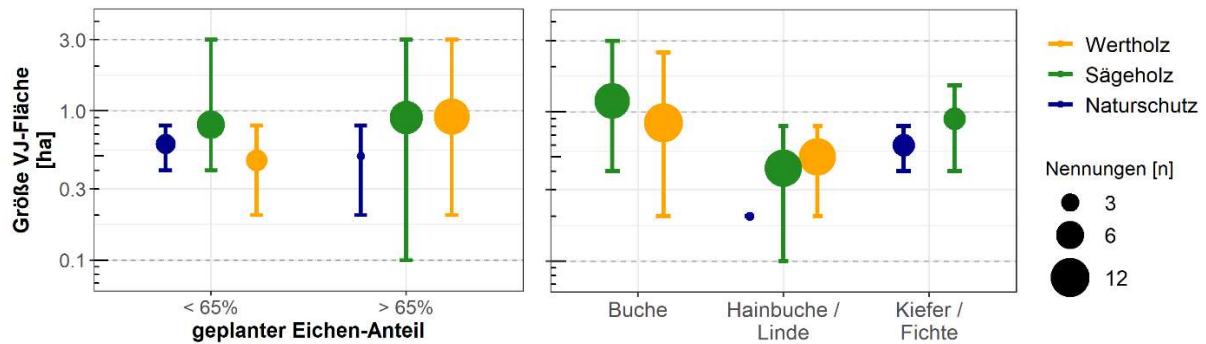


Abbildung 13: Die Verjüngungsgrößen [ha] in Abhängigkeit des geplanten Eichen-Anteils (links) und der Baumart des dienenden Nebenbestands (rechts); dargestellt sind Mittelwerte sowie Minimum und Maximum; die Größe der Punkte variiert mit der Anzahl der Nennungen.

Figure 13: The regeneration sizes [ha] depending on the planned proportion of oak (left) and the tree species of the serving secondary stand (right); mean values as well as minimum and maximum are shown; the size of the points varies with the number of mentions.

4 Diskussion und waldbauliche Folgerungen

Grundsätzliche Ziele der Eichenbewirtschaftung

Die Befragten nannten bis auf wenige Ausnahmen, einheitliche Ziele in der Bewirtschaftung der Eiche. Das zeigt insbesondere länderübergreifend die große Bedeutung der Eiche für die stoffliche Verwendung und deckt sich mit den in der Literatur genannten Bewirtschaftungszielen sehr gut (Attocchi 2015; Kenk 1993; Hochbichler 1993; Lüpke von 1998; Abt und Felbermeier 2021). Für den Bewirtschafter oder Waldbesitzer kann dies ein hohes Wertschöpfungspotenzial bei der Bewirtschaftung von Eichen darstellen. Gleichzeitig besteht dadurch die Gefahr, dass weitere Ökosystemleistungen, die auch Eichenbestände sehr gut leisten können in den Hintergrund treten (Weaver und Spiecker 1993; Löf et al. 2016). Schon 1993 haben Weaver und Spiecker in ihrem Aufsatz auf die Ausrichtung des Waldbaus mit der Eiche hin zu mehr Multifunktionalität hingewiesen. Ein Blick auf die Antworten aus der Befragung zeigt jedoch auch, dass die Ausrichtung der Waldfunktionen keineswegs rein auf die Holzproduktion angelegt ist. Der überwiegende Teil gruppiert sich bei einer Bewirtschaftungsweise ein, die neben der Holzproduktion auch die Multifunktionalität des Waldes beinhaltet und berücksichtigt.

Es zeigt sich jedoch auch die Tendenz, dass eine verstärkte Beachtung der naturschutzrelevanten Eigenschaften der Eiche erst nach den Bedürfnissen der Holzproduktion kommt. Ein Anstieg der Nennungen als zweithäufigstes Bewirtschaftungsziel um 12 Prozentpunkte auf 18% insgesamt ist Indiz für diese Priorisierung. Zunehmend werden auch die naturschutzrelevanten Leistungen von Wäldern diskutiert (Mölder et al. 2019; Löf et al. 2016). In diesem Zusammenhang zeigen die Umfrageergebnisse für die Eiche ein noch ungenutztes Potential hinsichtlich der Multifunktionalität der Baumart. Jedoch zeigt die Standortsabhängigkeit der Produktionsziele, dass eine verstärkt multifunktional betriebene Eichenbewirtschaftung auf guten Standorten scheinbar seltener als auf schlechteren Standorten durchgeführt wird. Die entstehenden Opportunitätskosten scheinen auf solchen Standorten höher auszufallen. Dabei fällt auf, dass Länder mit einer hohen Bevölkerungsdichte etwas stärker auf die Multifunktionalität der Eichenbewirtschaftung setzen und sich Naturschutz „leisten“.

Wege in der Bewirtschaftung und Einfluss der regionalen Ausgangssituation

Trotz großer Ähnlichkeiten bei den allgemeinen Zielen in der Eichenbewirtschaftung über die Länder Europas hinweg, konnten durchaus unterschiedliche Schwerpunkte in den Waldfunktionen sowie Unterschiede in der waldbaulichen Vorgehensweise fest- und dargestellt werden.

Erwartungsgemäß spiegeln sich die Produktionsziele in den Waldfunktionen und grundsätzlichen Planungszielen wider. In der Regel geht eine hohe Durchmesservariation mit geringeren Eichenanteilen

einher und umgekehrt. Liegt der Fokus auf der Holzproduktion, so wird vermehrt auf großflächigere Verjüngungsmethoden gesetzt. Gerade auf wüchsigen Standorten kann dies von Nutzen sein, um der Eiche als lichtbedürftiger Baumart, gegenüber der dort stärkeren Konkurrenz, einen Vorteil zu verschaffen. Dies wird unter anderem deutlich, wenn die Buche als Nebenbaumart eingesetzt wird. Wir führen diesen Effekt auf den vorherrschenden Standort zurück, der auch maßgebend die Baumartenwahl beim Nebenbestand beeinflusst. Die Beobachtung, dass die Verjüngungsmethode bzw. Verjüngungsgröße kaum von der klimatischen Ausgangssituation beeinflusst ist legt nahe, dass weitere Einfluss- und Planungsgrößen, diesen Aspekt der Bewirtschaftung stärker beeinflussen. So ist ein hoher Anteil an Eiche in der Planung auch mit größeren Verjüngungsflächen verbunden.

Eine Unterscheidung zwischen den Planungszielen und der waldbaulichen Umsetzung scheint auch hinsichtlich der jeweiligen regionalen Ausgangssituation sinnvoll. Ein klimatischer Trend lässt sich bei den Produktionszielen lediglich in den beiden mediterran geprägten Ländern Spanien und Italien ausmachen, die die beiden Eichenarten verstärkt zu Brennholz- und/oder Naturschutzzwecken bewirtschaften. In den Ländern mit den größten Eichenvorräten besitzt auch die Wert- bzw. Sägeholzproduktion die größte Relevanz. Betrachtet man den geplanten Eichenanteil, erkennt man einen negativen Zusammenhang mit dem de Martonne Index. Die vergleichsweise trockenoleranten Eichen scheinen in diesen Regionen im Baumartenportfolio eine größere Bedeutung einzunehmen, als in Regionen mit besserer Wasserverfügbarkeit.

Die eingangs genannte klassische Verjüngungsmethode bei der Eiche in Bayern wurde auch durch die Umfrageergebnisse der vorliegenden Studie bestätigt. Nicht unerwähnt sollte das Thema Wildverbiss bleiben, das - ohne konkret abgefragt worden zu sein - immer wieder von den Befragten genannt wurde. Eine erfolgreiche Verjüngung der Eiche ist und bleibt initial von einem angepassten Wildbestand oder einem Schutz durch Zäunung abhängig.

Bewertung und Ableitung waldbaulicher Vorgehensweisen

Die Auswertungen zeigen, dass das eingangs erwähnte Bewirtschaftungsziel „Spessarteiche“ mit langen Umtriebszeiten zwar die Entwicklung von Bewirtschaftungskonzepten zur Eiche maßgeblich beeinflusst hat (s. Utschig 2021) aber kaum über die Region hinaus explizit verfolgtes Ziel ist oder sein kann. So liegen die Umtriebszeiten für Wertholz durchschnittlich bei 160 Jahren und damit 20 bis 40 Jahre über den geplanten Umtriebszeiten für Sägeholz, reichen aber dennoch nicht an die Umtriebszeiten der klassischen Eichenbewirtschaftung im Spessart heran.

Über die reine Holzproduktion hinaus werden verschiedene Aspekte in der Bewirtschaftung von Eichenbeständen zunehmend wichtiger und rücken verstärkt in den Fokus der Waldbewirtschaftler. Mit der Honorierung vielfältiger Ökosystemleistungen der Wälder wird aktuell ein zusätzlicher Anreiz für Waldbesitzer geschaffen, auch die Multifunktionalität ihrer Waldbestände zu fördern. In diesem Zusammenhang zeigen die Umfrageergebnisse für die heimischen Eichenbestände durchaus große und ungenutzte Potenziale. Insbesondere scheint die große Variabilität bei den genannten waldbaulichen Vorgehensweisen bzw. ein multifunktional ausgerichteter Eichenwaldbau dabei dem Bewirtschaftler sogar eine größere Flexibilität bei der waldbaulichen Planung zu erlauben. Bisher scheinen auf Holzproduktion ausgerichtete Bewirtschaftungsweisen immer mit hohen Eichenanteilen und mit großflächigen Verjüngungsmaßnahmen einherzugehen. Es zeigen allerdings auch einige Fälle, dass sich hohe Eichenanteile auch auf kleinerer Fläche verwirklichen lassen. Die Produktion von wertvollen Eichenhölzern und die Etablierung vielfältiger Bestände schließen sich dabei nicht aus.

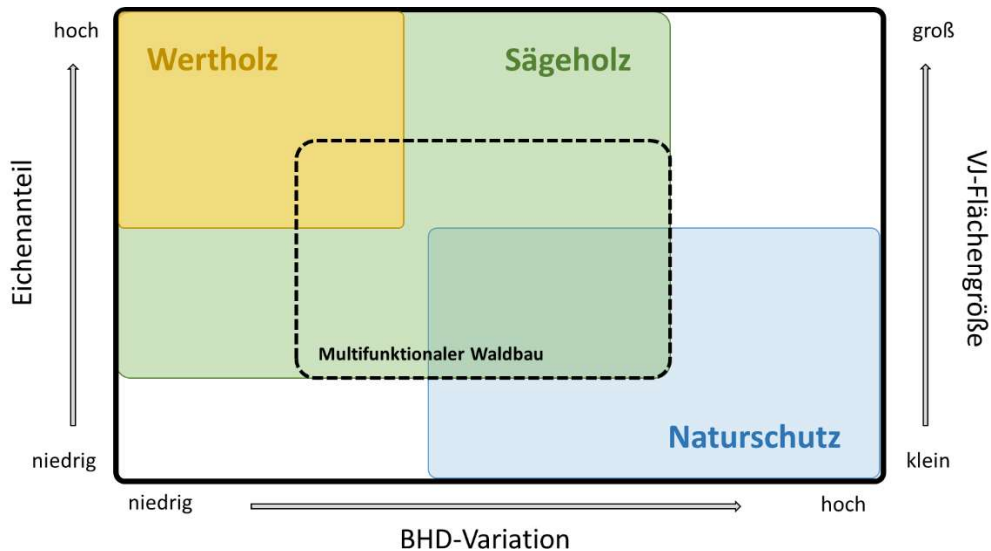


Abbildung 14: Schematische Darstellung verschiedener Produktionsziele mit Eiche.
 Figure 14: Schematic representation of different production targets with oak.

Vor dem Hintergrund der globalen Umweltveränderungen und der gewachsenen gesellschaftlichen Ansprüche an die Multifunktionalität der Wälder kommt der Vielfalt der vertikalen und horizontalen Struktur des Waldes eine besondere Bedeutung zu. Dadurch werden nicht nur Risiken gesenkt, sondern auch Potenziale geschaffen. Speziell bei Eichenwäldern kann eine kleinräumigere Verjüngung oder eine verstärkte Mischungssteuerung zur Steigerung der Multifunktionalität beitragen. Beide Herangehensweisen erfordern allerdings eine stärkere Miteinbeziehung ökologischer Parameter wie Standort, Konkurrenzvegetation und Nebenbaumarten. Eine genauere Kenntnis dieser wird zudem durch die erforderliche Anpassung an den Klimawandel notwendig. Nimmt man diese ernst, so werden andere Waldfunktionen zwanglos mit erfüllt, da die unkalkulierbaren Risiken eine vielfältige, multifunktionale Waldbewirtschaftung als zwingend notwendig erscheinen lassen.

5 Einordnung des Beitrags

Die vorliegende Auswertung soll einen Überblick über verschiedene waldbauliche Vorgehensweisen bei Trauben- und Stieleiche in Europa geben und eine Einordnung dieser in einem länderübergreifenden Kontext möglich machen. Zwar lässt sich aufgrund der Methodik des Fragebogens dieses komplexe Thema nicht in seiner gesamten Breite und Tiefe herausarbeiten, es werden allerdings durchaus Potenziale bei der waldbaulichen Behandlung aufgezeigt. Für zukunftsfähige Wälder gibt es ohnehin kein Patentrezept, das über alle Standorte und Regionen hinweg gleiche Gültigkeit besitzen kann.

Förderung und Dank

Die vorliegende Auswertung wurde im Rahmen des vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) geförderten Forschungsprojekts „W045 – Entwicklungspotenzial der Eiche in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen“ durchgeführt. Dank gilt allen Kolleginnen und Kollegen aus dem In- und Ausland, die die Auswertung durch die Beantwortung der Fragebögen erst möglich gemacht haben.

Literatur

- Aas, G. (2021): Mitteleuropäische Eichen (*Quercus* spp.): Taxonomie, Verbreitung, Morphologie und Reproduktion. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 7–19.
- Abt, A.; Felbermeier, B. (2021): Waldbauliche und finanzielle Effekte von Durchforstungseingriffen in jungen Traubeneichenbeständen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 97–115.
- Albert, M.; Nagel, R.-V.; Nuske, R.; Suttmöller, J.; Spellmann, H. (2017): Tree Species Selection in the Face of Drought Risk—Uncertainty in Forest Planning. In: *Forests* 8 (10), S. 363.
- Attocchi, G. (2015): Silviculture of Oak for High-Quality Wood Production. Effects of thinning on crown size, volume growth and stem quality in even-aged stands of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in Northern Europe.
- Burschel, P.; Huss, J. (1997): Grundriß des Waldbaus. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. 2., neubearb. und erw. Aufl. Berlin: Parey (Pareys Studentexte, 49).
- Falk, W. (2021): Standortansprüche und Anbaueignung der Trauben- und Stieleiche in Bayern. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 20–30.
- Hochbichler, E. (1993): Methods of oak silviculture in Austria. In: *Ann Sci For* 50, S. 583–591.
- Kenk, G. K. (1993): New perspectives in German oak silviculture. In: *Ann Sci For* 50, S. 563–570.
- Leuschner, C.; Ellenberg, H. (2017): Ecology of Central European Forests. Vegetation ecology of central europe, Volume 1.
- Löf, M.; Brunet, J.; Filyushkina, A.; Lindbladh, M.; Skovsgaard, J. P.; Felton, A. (2016): Management of oak forests: striking a balance between timber production, biodiversity and cultural services. In: *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 12 (1-2), S. 59–73.
- Lüpke von, B. (1998): Silvicultural methods of oak regeneration with special respect to shade tolerant mixed species. In: *Forest Ecology and Management* 106, S. 19–26.
- de Martonne, E., (1926): Une nouvelle fonction climatologique: L'indice d'aridité. *La Météorologie* 21, 449–458
- Mölder, A.; Meyer, P.; Nagel, R.-V. (2019): Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. In: *Forest Ecology and Management* 437, S. 324–339.
- Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., & Bielak, K. (2014): Changes of forest stand dynamics in Europe. Facts from long-term observational plots and their relevance for forest ecology and management. *Forest Ecology and Management*, 316, 65–77.
- Stimm, K.; Uhl, E.; Pretzsch, H. (2021): Zur langfristigen Verjüngungsdynamik der Eichen (*Quercus petraea* MATT. Liebl und *Quercus robur* L.) in Kieferrein- und Eichenmischbeständen – Struktur, Wachstum, waldbauliche Behandlung. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 162–182.
- Utschig, H. (2021): Die Behandlung der Eiche - Ein historischer Rückblick. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 81–96.
- Weaver, G. T.; Spiecker, Heinrich (1993): Silviculture of high-quality oaks: questions and future research needs. In: *Ann Sci For*.

Anhang A1 – Fragebogen

A. Häufigstes Produktionsziel - Variante 1

Fläche in ha (geschätzt)

Jahrestemperatur [°C]

Bodentyp

Jahresniederschlag [mm]

1. Allgemein

Waldfunktionen (Schwerpunkt)									
☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Holzproduktion			Multifunktional				Naturschutz		
Angestrebter Eichenanteil (Hauptbestand)									
☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
100%		50%				10%			
Angestrebte Durchmesservariation (Hauptbestand)									
☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
gering		mittel				hoch			

2. Betriebsart (vorherrschend)

☐	☐	☐	☐	☐
Kahlschlag- betrieb	Schirmschlag- betrieb	Plenter-/Femel- schlagbetrieb	Saumschlag- betrieb	2-hiebiger Hochwald
Nebenbestand		☐ nein	☐ ja, mit	
Zielstärke [cm]		Umtriebszeit [Jahre]		Endbaumzahl [n]

3. Verjüngung

Art der Verjüngung	☐ natürlich	☐ künstlich, durch	
Flächengröße der einzelnen Verjüngungsmaßnahmen [ha]			
☐	☐	☐	☐
0,01		1,0	3,0

4. Pflege / Durchforstung

Jungbestandspflege	Art:	☐ positiv	☐ negativ
	räumlich:	☐ einzeln	☐ truppweise ☐ gruppenweise
	zeitlich:	☐ früh	☐ spät
Durchforstungsart		Beginn [Oberhöhe m]	
Durchforstungsstärke		Durchforstungssturnus	

5. Ergänzende Kommentare und weitere wichtige Aspekte (z.B. Waldumbau, einschlägige Literatur etc.)

Das Fruktifikationsgeschehen von Eiche für Bayern in den Jahren 1965 bis 2003

Antonius Haane, Sebastian Kienlein, Andreas Ludwig, Randolph Schirmer und Bernd Stimm

*Wir gedenken Herrn Ltd. Forstdirektor a. D. Dr. Rudolf Dimpflmeier,
dem langjährigen Leiter der Bayer. Landesanstalt für Forstl. Saat- und Pflanzenzucht,
der im September des Jahres 2020 verstorben ist.*

Zusammenfassung Für den Zeitraum von 1965 und 2003 wurde das Fruktifikationsgeschehen von Stieleiche (*Quercus robur*) und Traubeneiche (*Quercus petraea*) in Bayern mit Hilfe der Aufzeichnungen der ehemaligen Staatlichen Samenklenen Bindlach und Laufen untersucht. Die von ausgewählten Staatsforstämtern jährlich erstellten Blüh- und Fruchtmeldungen (Ernteprognosen) dienten dabei als Datengrundlage. Die Untersuchungen zeigen, dass sich die Häufigkeit von Samenjahren (Mastjahren) nicht nur zwischen den Eichenarten, sondern auch zwischen den Regionen in Bayern sichtbar voneinander unterscheiden. Mit niedrigen Masthäufigkeiten zwischen drei und zehn Jahren lässt sich bei beiden Eichenarten keine eindeutig erkennbare Periodizität erkennen. Großräumig auftretende überregionale Eichenmastjahre zeigen sich nur in wenigen Fällen.

Schlüsselwörter Eiche, Blüte, Fruktifikation, Mast

Abstract For the period from 1965 to 2003, the masting behavior of common oak (*Quercus robur*) and sessile oak (*Quercus petraea*) in Bavaria was investigated by means of analysis of long term records from the former Bavarian State Forest Seed Centers Bindlach and Laufen. The annual reports on flowering and fruiting (seed harvest forecasts) prepared by selected state forestry offices served as a data basis. The investigations show that the frequency of seed years (mast years) differed visibly not only between oak species, but also between regions in Bavaria. Masting periodicity varied between three and ten years, without a clearly recognizable periodicity pattern between the two oak species. Large-scale supra-regional heavy mast years are only found in a few cases.

Keywords Oaks, Flowering, Fruiting, Masting

1 Einleitung und Stand des Wissens

Dem Fruktifikationsgeschehen der Waldbäume wird bereits seit vielen Jahrhunderten große Aufmerksamkeit geschenkt (Lauprecht 1875; Rohmeder 1972; Schwappach 1895). Im Mittelalter war das Augenmerk noch stark auf die Schweinehaltung mit Waldweidenutzung gerichtet. Mit Übergang zur geordneten Hochwaldnutzung verlagerte sich der Fokus auf die Erzeugung von Vermehrungsgut. Aus waldbaulicher Sicht kommen Mastjahren dabei schon seit längerer Zeit eine besondere Bedeutung zu, da sie durch ihr wiederkehrendes Auftreten die Versorgung mit Saatgut sicherstellen und die Verjüngung des Waldes gewährleisten (Burschel 1966; Rohmeder 1972).

Eine der am häufigsten untersuchten Gattungen im Zusammenhang mit dem Auftreten von Mastjahren ist die Eiche (Maurer 1964; Schenk 1994). Als gesichert gilt, dass die Entwicklung der Blüte und die Ausbildung des Fruchtbehangs von einer Reihe von Faktoren abhängen, die sich je nach Baumart und Region unterscheiden können (Hase 1965; Pearse et al. 2016; Wachter 1964, Haane 2020). Gerade schwerfrüchtige Baumarten wie die Eichenarten benötigen zur Fruchtausbildung viel Energie und Ressourcen. Der erhöhte Ressourcenverbrauch bewirkt, dass solche Baumarten nicht in jedem Jahr, sondern nur periodisch reichlich fruktifizieren. Je nach Baumart kann es dabei zu längeren oder kürzeren Fruktifikationspausen kommen.

Die Quantifizierung des Samenertrags erfolgt schon seit vielen Jahren auf unterschiedlichste Weise (Litschauer 2000; Rohmeder 1972; Schönborn 1958; Stimm et al. 2017). Den meisten Untersuchungen ist dabei gemein, dass die Blühintensität und die Samenergiebigkeit mit Hilfe von vier Ernteklassen bzw. Maststufen beurteilt werden (vgl. Tab. 1).

Tabelle 1: Kategorien zur Beurteilung der Blühintensität und des Samenertrages (Rohmeder 1972; Schönborn 1958).
Table 1: Categories for assessing flowering intensity and seed yield (after Rohmeder 1972; Schönborn 1958).

Ernteklasse/ Maststufe	Anteil an Voll- mast [%]	Blüte am Einzelbaum	Früchte (Ausprägungsmerkmale)
Vollmast	70-100	reichliches/volles Blühen	Es tragen <u>alle</u> - auch beherrschte - Bäume reichlich Früchte
Halbmast	40-60	mittleres/gutes Blühen	Bäume an Bestandesrändern tragen <u>reichlich</u> Früchte, im Bestandesinneren nur vorherrschende und herrschende Stämme
Sprengmast	10-30	schwaches/mäßi- ges Blühen	Bestandesränder haben meist geringen, unterbrochenen Fruchtbehang, im Bestandesinneren tragen nur wenige - ausschließlich vorherrschende - Bäume Früchte
Fehlmast	0	kein/geringes Blühen	Es tragen <u>keine</u> oder nur Einzelbäume Früchte

Das Mastverhalten der Waldbäume, insbesondere bei der Eiche, wird bereits seit dem 19. Jahrhundert untersucht (Lauprecht 1875; Schwappach 1895; Wimmenauer 1897). Je nach Betrachtungszeitraum und Untersuchungsgebiet ergeben sich hinsichtlich der Häufigkeiten der Mastjahre von Eiche unterschiedliche Erkenntnisse (Tab. 2).

Tabelle 2: Übersicht der Mastjahre und Häufigkeiten für Eiche in unterschiedlichen Untersuchungsgebieten und Zeiträumen nach verschiedenen Autoren (verändert nach Sommer (2008) und Stimm et al. (2017)).

Table 2: Overview of mast years and frequencies for oak in different study areas and periods by different authors (modified after Sommer (2008) and Stimm et al. (2017)).

Art	Quelle	Zeitraum	Region	Mast [alle...Jahre]			
				Vollmast	Halbmast	Sprengmast	Fehlmas
Eiche	Rohmeder (1972)	keine Angabe	keine Angabe	10	10	2-3	2-3
	Schenk (1994)	1966-1992	OFD Würzburg	3-4			
	Klöck (1963)	1950-1962	Unterfranken	5-6			
	Maurer (1964)	1950-1963	Unterfranken		4-5		
	Konnert et al. (2014)	1954-2013	Bayern	20			
	Nussbaumer et al. (2016)	1995-2003	Mittel-/Nordeuropa		2-6		

Bei der Eiche wurden in verschiedenen Untersuchungen, je nach Beobachtungszeitraum und -region Masthäufigkeiten (Voll- und Halbmast) von drei bis zwanzig Jahren beobachtet (Maurer 1964; Nussbaumer et al. 2016; Rohmeder 1972; Schenk 1994). Im Hinblick auf die Periodizität und das Auftreten von Ruhejahren zwischen zwei Samenjahren gibt es bei der Eiche unterschiedliche Ansichten (Nussbaumer et al. 2018). Einige Studien bestätigen, dass es bei Eiche nach einem Jahr mit reichlicher Mast zu einem Ruhejahr mit geringer Fruktifikation kommt (Koenig und Knops 2000; Pearse et al. 2014; Stimm et al. 2017). Andere Untersuchungen kommen zu dem Schluss, dass einem Jahr mit hoher Samenproduktion nicht in jedem Fall ein Jahr mit niedriger Fruktifikation folgt (Nussbaumer et al. 2018; Wesolowski et al. 2014).

Für Europa wurde in den neueren Untersuchungen von Nussbaumer et al. (2016) eine umfassende Analyse von Mastereignissen durchgeführt. Dabei konnte einerseits gezeigt werden, dass sich die Mastjahre der Baumarten Fichte, Buche, Eiche und Kiefer in den jeweiligen Untersuchungsgebieten voneinander unterscheiden, es andererseits aber auch zu regionalen und überregionalen Gemeinsamkeiten im Fruktifikationsverhalten kommt. Bis heute fehlt jedoch eine differenzierte Darstellung des Fruktifikationsgeschehens der Baumart Eiche für Bayern, die neben einer zeitlichen Komponente auch räumliche Aspekte im Mastverhalten beleuchtet (Nussbaumer et al. 2016; Stimm et al. 2017).

Um die Versorgung mit forstlichem Saatgut zu sichern, wurden in den Bayerischen Staatsforstämtern seit 1958 jährliche Ernteaussichten für forstliches Zapfen- und Saatgut erstellt. Dabei meldeten ausgewählte Staatswald-Forstämter jährlich mit Voranzeige zum 10.06. (Blühmeldungen) und Anzeige zum 10.08. (Fruchtmeldungen) die Ernteaussichten in den Saatgutbeständen des Staatswaldes. Diese „Blüh- und Fruchtmeldungen“ wurden anschließend von den staatlichen Samenklengen für die ehemaligen (Ober-) Forstdirektionsbereiche zusammengetragen und als „Zusammenfassende Voranzeigen“ und „Zusammenfassende Anzeigen“ mit Vorschlägen zur Ernteeinbringung der Bayerischen Landesanstalt für forstliche Saat- und Pflanzenzucht und den (Ober-) Forstdirektionen übermittelt.

Als Datengrundlagen für eine Untersuchung des Fruktifikationsgeschehens von Eiche besitzen die jährlich erhobenen und von den Samenklengen zusammengefassten Blüh- und Fruchtmeldungen den Vorteil einer langjährigen und vor allem landesweiten Beobachtungsreihe der Samenproduktion der Waldbäume. In einem Zeitraum von knapp 40 Jahren wurden über den gesamten Bayerischen Raum in einer Vielzahl von Beständen Beobachtungen zum Blüh- und Mastverhalten der Eiche durchgeführt. Eine Auswertung dieser umfassenden Beobachtungen könnte dabei Hinweise liefern, ob sich zeitliche und räumliche Unterschiede im Fruktifikationsverhalten der Eiche (*Quercus petraea*; *Quercus robur*) in Bay-

ern zwischen den Jahren 1965 und 2003 gezeigt haben, und ob es Veränderungen in den verschiedenen Regionen Bayerns gegeben hat (Haane 2020). Dabei soll unter anderem folgenden Fragen nachgegangen werden:

- Wie häufig treten Mastjahre bei Eiche (Fehl-, Spreng-, Halb- und Vollmasten) in Bayern auf?
- Unterscheiden sich die Masthäufigkeiten der einzelnen Regionen voneinander?
- Zeigen sich Muster hinsichtlich der Fruktifikation bei Eiche?
- Ist seit 1965 eine unterschiedliche Häufigkeit von Mastjahren in Bayern, insbesondere eine Zunahme derselben, in den letzten Jahrzehnten festzustellen?
- In welchem Verhältnis stehen Blüh- und Mastjahre der Eiche zueinander?

2 Material und Methoden

Die Grundlage für diese Untersuchung bilden die „Zusammenfassenden Voranzeigen und Anzeigen über die Ernteaussichten für forstliches Zapfen- und Saatgut“ in Bayern, die zwischen 1965 und 2003 jährlich von den Bayerischen Staatlichen Samenklenen Laufen und Bindlach erstellt wurden. Im Kontext der Fruktifikation wird in dieser Untersuchung davon ausgegangen, dass die Blühdaten der Forstämter die Bereitschaft der Bäume zur Fruktifikation repräsentieren, also das durch die Meldeämter prognostizierte Potential der Blüten in der ersten Jahreshälfte (Blühintensität), wohingegen die Frucht-daten der Forstämter Aufschluss über das zu realisierende Potential und das tatsächliche Ausmaß der Fruktifikation (Mastniveau) liefern.

2.1 Einteilung des Untersuchungsgebietes

Da die Meldungen der Forstämter nur in zusammengefasster Form für je einen (Ober-) Forstdirektionsbereich vorliegen, findet die Auswertung auf Betrachtungsebene der damaligen OFD-Bereiche statt, wobei diese aufgrund der nicht mehr gültigen Gebietsbezeichnungen und der räumlichen Analogie zu den Bayerischen Regierungsbezirken im weiteren Verlauf nur noch als Regionen bezeichnet werden (Abb. 1). Zusätzlich erfolgt eine Differenzierung nach den Herkunftsgebieten (HKG) der beiden Eichenarten, wobei die Erhebungen von 1965 bis 2003 entsprechend der Neufassung der FoVHgV (Forstvermehrungsgut-Herkunftsgebietsverordnung) den heute gültigen Herkunftsgebieten zugeordnet wurden.

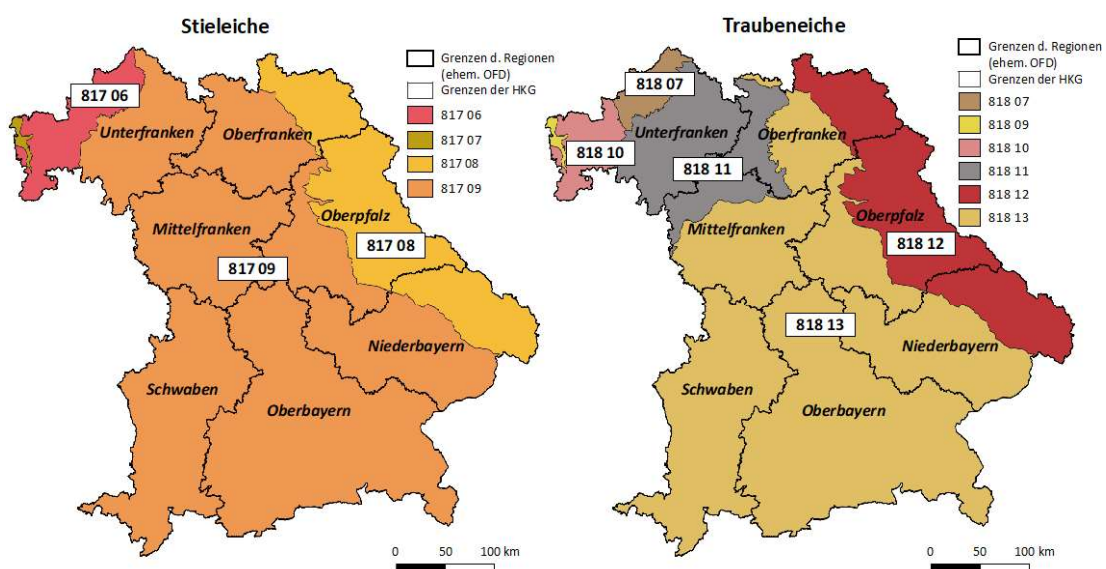


Abbildung 1: Herkunftsgebiete der Stiel- und Traubeneiche in Bayern (Quelle: verändert nach Hinrichs 2017).
Figure 1: Current areas of origin of common oak and sessile oak in Bavaria (Source: modified according to Hinrichs 2017)

Aufgrund einer ausreichenden Datenverfügbarkeit wurden in dieser Arbeit die HKG 08 und 09 bei der Stieleiche und die HKG 07, 10, 11 und 13 bei der Traubeneiche untersucht. Bei der Herkunftsgebietsbezeichnung wird auf den Baumartenschlüssel der Baumart (817 = Stieleiche, 818 = Traubeneiche) verzichtet und lediglich die Herkunftsziffer (07-13) angeführt.

2.2 Beurteilung der Blütenansätze und des Fruchtbehangs

Die Beurteilung der Blütenansätze und des Fruchtbehangs in den Erntebeständen erfolgte in Prozentstufen vom möglichen Maximalbehang mit den dazugehörigen Maststufen (vgl. Tab. 3). Wurden in den zugelassenen Erntebeständen Blütenansätze oder Fruchtbehang verzeichnet, so hatten die Forstämter die Anweisung die Flächen in Hektar (ha) zu erfassen und nach dem Ausmaß der Fruktifikation (Maststufen) zu beurteilen. Somit ergaben sich für jedes Forstamt bestandesbezogene Flächenangaben eingeteilt in die 4 Maststufen. Zusätzlich wurde nach Baumart und Herkunftsgebiet unterschieden.

Die Ermittlung des jährlichen Ausmaßes der Fruktifikation (Blühintensität und Mastniveau) für die einzelnen Regionen und HKG erfolgte auf Basis der in den Meldungen festgehaltenen Flächenangaben. Dabei wurden zunächst die in den Meldungen festgehaltenen maststufenbezogenen Flächenangaben (in ha) in Bezug zur jährlich gemessenen Gesamtfläche gesetzt:

$$a_m = \frac{A_m \times 100}{A_G}$$

a_m = Flächenanteil der Maststufe an der gemessenen Gesamtfläche [%]
 m = Maststufe
 A_m = Fläche der Maststufe [ha]
 A_G = gemessene Gesamtfläche pro Jahr [ha]

Im Anschluss wurden mit Hilfe der relativen Häufigkeiten (Flächenanteile) und einer entsprechenden Maststufen-Gewichtung für jede Maststufe ein durchschnittlicher Index für die Blühintensität und das Mastniveau berechnet:

$$BI/MI = \frac{a_v \times 1 + a_h \times 0,67 + a_s \times 0,33 + a_f \times 0}{100}$$

BI = Blühindex (Blühintensität)
 MI = Mastindex (Mastniveau/Fruchtbehang)
 $a_{(v,h,s,f)}$ = Flächenanteil Maststufe/Jahr [%]

Die Gewichtung, mit der die Flächenangaben der jeweiligen Maststufe multipliziert wurden, orientierte sich dabei einerseits an der ursprünglichen Einteilung der vier Maststufen; so bewegt sich der Index zwischen 0 und 1 bzw. zwischen 0 und 100%. Andererseits an der von Wimmenauer (1897) verwendeten Gewichtung. Damit kommt den Maststufen untereinander dieselbe Gewichtung zu.

Um der Frage nachzugehen, wie häufig die Eichenarten fruktifiziert haben und in welcher zeitlichen und auch räumlichen Dynamik die Fruktifikation stattgefunden hat, wurden absolute und relative Häufigkeiten für die zwei Baumarten pro Herkunftsgebiet und Region, sowie die zeitliche Veränderung der Häufigkeiten und räumliche Ausdehnung bzw. Synchronität der Fruktifikation zwischen den HKG und Regionen ermittelt.

Die **absoluten Häufigkeiten** von Fehl-, Spreng-, Halb- und Vollmastjahren für den Blütenansatz und den Fruchtbehang wurden anhand der zuvor ermittelten Blüh- und Mastindizes (Blühintensität und Mastniveau) bestimmt. Für die Ermittlung der Häufigkeiten des gesamten HKG und der Regionen Bayerns wurden die Index-Werte für die HKG und Regionen aus einzelnen Indizes der HKG-R gemittelt.

Die Ermittlung der **relativen Masthäufigkeit** (Mastfrequenz) erfolgte mit der Formel:

$$MF = \frac{n(MJ)}{n}$$

MF = Mastfrequenz (relative Masthäufigkeit/Mastintervall)
 MJ = Mastjahre
 n = Anzahl Jahre

Um eine mögliche **Zunahme der Masthäufigkeiten** innerhalb des Betrachtungszeitraumes zu untersuchen, wurde der Zeitraum von 1965 bis 2003 in vier Perioden von jeweils zehn Jahren (die letzte Periode 9 Jahre) eingeteilt. Anschließend wurden für die einzelnen Perioden die relative Masthäufigkeiten (Mastfrequenz) berechnet und mit Hilfe des Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test (Fahrmeir et al. 2006) auf Unterschiede hin untersucht.

Der **Zusammenhang zwischen der jährlichen Blühintensität und dem jährlichen Mastniveau** in den HKG und Regionen wurde mit der Korrelation nach Pearson ermittelt, da die Daten der Indizes (Blühindex und Mastindex) normalverteilt sind.

3 Ergebnisse

3.1 Zeitliche und räumliche Fruktifikationsdynamik von Eiche

Bei der Traubeneiche zeigt sich, dass Jahre mit Vollmasten zwischen 1965 und 2003 nur selten stattgefunden haben (Tab. 3).

Tabelle 3: Absolute Häufigkeitsverteilung nach Mastkategorien und relative Häufigkeiten (MF) der Mastjahre (Voll- und Halbmasten) von Traubeneiche und Stieleiche nach Herkunftsgebieten und HKG-R von 1965 bis 2003.

Table 3: Absolute frequency distribution by mast category and relative frequencies (MF) of mast years (full and half mast) of Sessile Oak and Common Oak by region of origin and HKG-R from 1965 to 2003.

EICHE	Herkünfte 817-		Herkünfte 818-				
Maststufe	08	09	07	10	11	13	
Fehlmast	19	13	21	13	14	19	
Sprengmast	16	22	14	13	13	16	
Halbmast	3	6	4	12	12	4	
Vollmast	1	-	-	1	-	-	
Masthäufigkeit	9.75	6.5	9.75	3	3.25	9.75	
TRAUBENEICHE	Herkunft 81813						
Maststufe	Oberfranken	Mittelfranken	Oberpfalz	Niederbayern	Oberbayern	Schwaben	
Fehlmast	19	15	25	24	28	21	
Sprengmast	9	17	11	10	9	12	
Halbmast	10	7	2	5	2	5	
Vollmast	1	-	1	-	-	1	
Masthäufigkeit	3.5	5.5	13	7.8	19.5	6.5	
STIELEICHE	Herkunft 81709						
Maststufe	Oberfranken	M-franken	U-franken	O-pfalz	Niederbayern	O-bayern	Schwaben
Fehlmast	24	15	15	20	20	18	16
Sprengmast	10	15	16	13	14	15	14
Halbmast	5	9	8	6	5	6	9
Vollmast	-	-	-	-	-	-	-
Masthäufigkeit	7.8	4.3	4.8	6.5	7.8	6.5	4.3

Einzig im HKG 10 und in einigen Regionen des HKG 13 wurden Vollmastjahre bei der Traubeneiche beobachtet. Halbmasten traten dagegen im HKG 10 und 11 am häufigsten auf. Bei der Stieleiche stellte sich innerhalb des Betrachtungszeitraumes nur eine einzige Vollmast im HKG 08 ein. Betrachtet man die Häufigkeit der Halbmasten bei beiden Baumarten, so lagen die Erntebestände der Stieleiche innerhalb der Herkunftsgebiete häufiger im Bereich einer Halbmast als die der Traubeneiche. Es ist jedoch

anzumerken, dass für beide Eichenarten die größten Häufigkeiten im Bereich der Spreng- und Fehlmasten lagen. Betrachtet man die HKG der Eichenarten als Ganzes, so stellten sich im HKG 08 der Stieleiche und in den HKG 07 und 13 der Traubeneiche ca. alle neun bis zehn Jahre ein Mastjahr ein. In den Herkunftsgebieten 10 und 11 der Traubeneiche, zeigten sich Mastjahre mit einem ungefähren Abstand von drei bis fünf Jahren, wohingegen sich im HKG 09 der Stieleiche ca. alle sechs bis sieben Jahre eine Mast einstellte. Auffallend große Unterschiede in der Masthäufigkeit der Traubeneiche gab es im HKG 13. Dort variieren die zeitlichen Abstände der Mastjahre zwischen vier und 20 Jahren. Die Zeitreihen des Mastniveaus verdeutlichen, dass eine Periodizität der Fruktifikation von Traubeneiche nicht zu erkennen ist (Abb. 2).

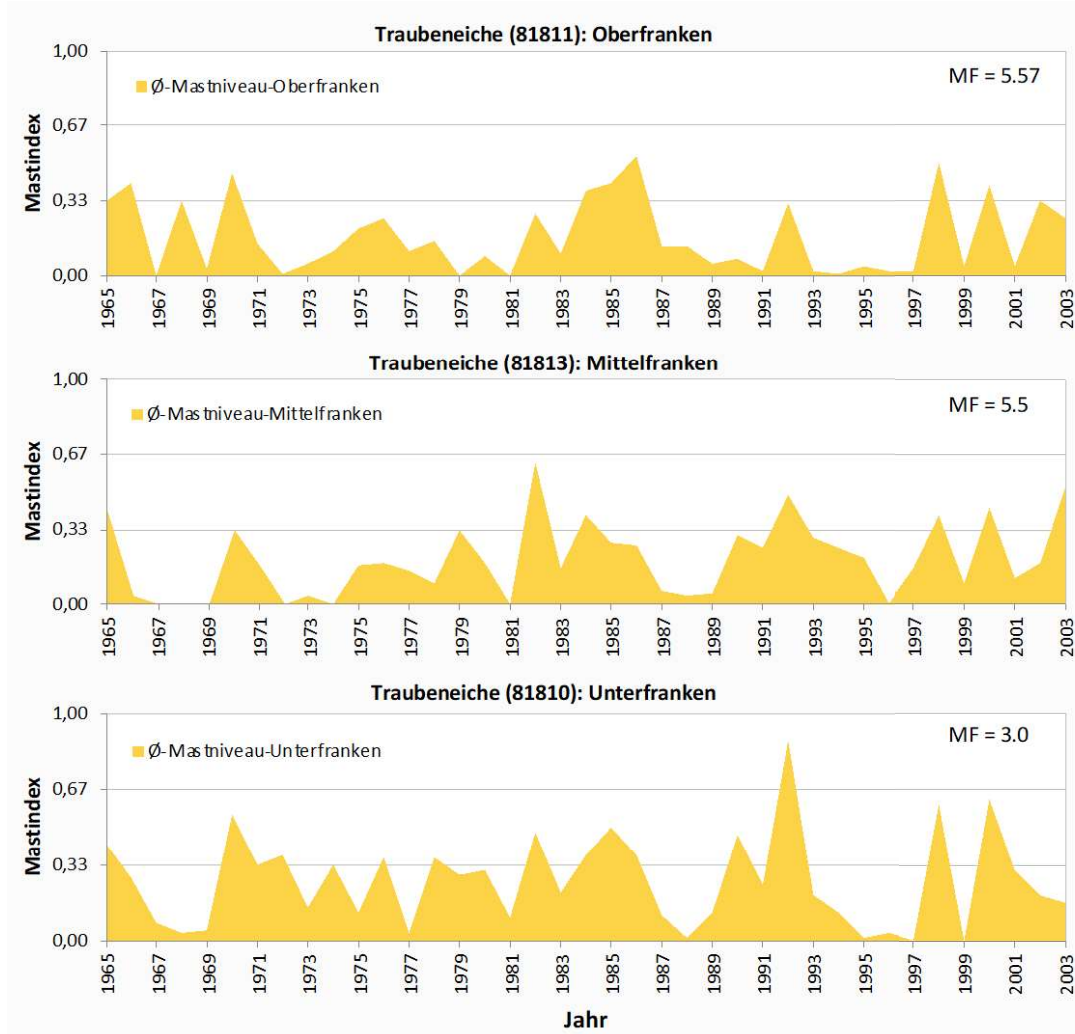


Abbildung 2: Zeitreihen des durchschnittlichen Mastniveaus bei Traubeneiche in einigen ausgewählten Herkunftsgebiet-Regionen. MF = Mastfrequenz (Masthäufigkeit).

Figure 2: Time series of the average masting level of sessile oak in selected regions of origin. MF = masting frequency.

Auf ein Jahr mit mittlerer oder stärkerer Fruktifikation, folgt dabei nicht in jedem Fall ein Jahr mit Fehlmast. Im Zeitraum zwischen 1983 und 1987 fand beispielsweise eine gleichmäßige Fruktifikation ohne Ruhejahr statt. Jährliche Gemeinsamkeiten von Mastjahren zwischen den Gebieten ergeben sich nur in einigen Ausnahmen und meist mit unterschiedlichen Ausprägungen (siehe 1982 oder 1992). Dabei scheint die Traubeneiche für den gesamten Zeitraum auf einem vergleichbaren Niveau zu fruktifizieren und nur in Ausnahmefällen zu stärkerer Fruktifikation bereit zu sein. Auch wenn sich die Masthäufigkeiten der Baumarten in ihren entsprechenden Herkunftsgebieten ähneln, zeigt sich bei der Stieleiche

innerhalb des HKG 09 in vielen Fällen eine etwas höhere Häufigkeit von Mastjahren (Tabelle 3). Hinsichtlich der Periodizität zeigt die Stieleiche jedoch Ähnlichkeiten zur Traubeneiche (Abbildung). Gemeinsamkeiten zwischen den Regionen treten auch hier seltener und meist mit unterschiedlicher Ausprägung auf. Das Mastniveau weist allerdings eine stärkere Amplitude auf als bei der Traubeneiche.

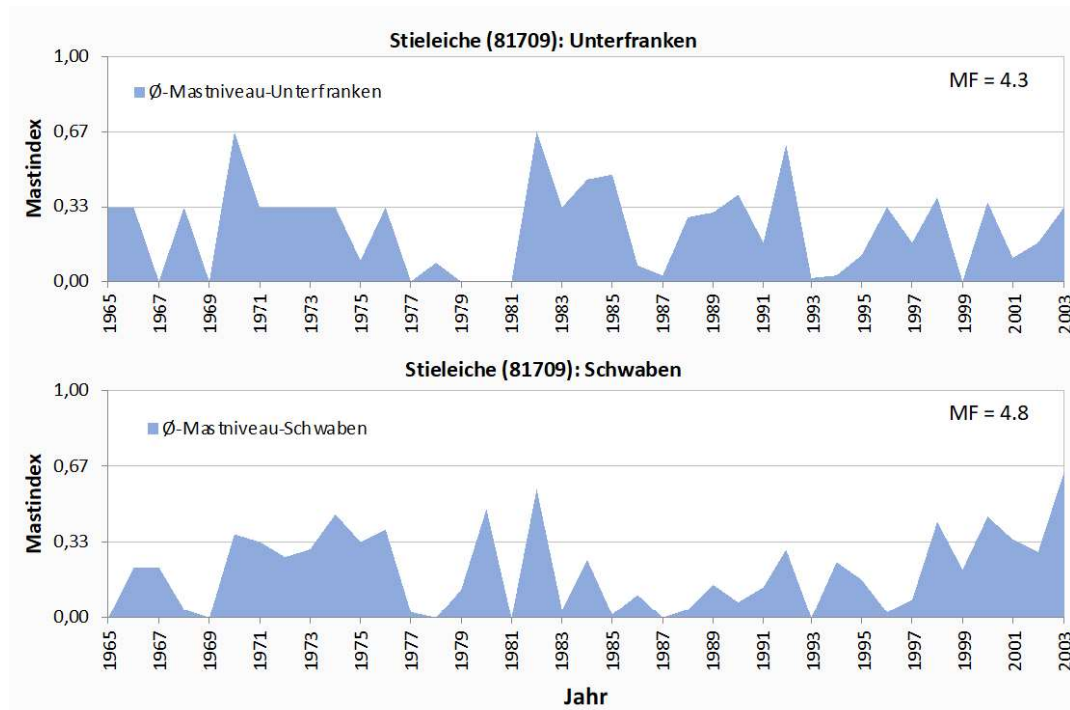


Abbildung 3: Zeitreihen des durchschnittlichen Mastniveaus bei Stieleiche in einigen ausgewählten Herkunftsgebieten-Regionen. MF = Mastfrequenz (Masthäufigkeit).

Figure 3: Time series of the average masting level of common oak in selected regions of origin. MF = masting frequency.

Betrachtet man die Gesamtübersicht der Zeitreihen, so sind bei den Eichenarten einige Jahre zu erkennen, in denen gemeinsame Mastjahre bzw. eine erhöhte Fruktifikation zwischen den Gebieten stattgefunden haben (Abb. 4a. und b.), die sich in ihrer Ausprägung aber häufig voneinander unterschieden. Bei der Stieleiche fallen die Jahre 1992, 1998 und 2003 und bei der Traubeneiche die Jahre 1982 bis 1986, das Jahr 1992 und die Jahre 1998 sowie 2000 auf. Neben den besonders reichen Mastjahren ergeben sich allerdings auch Jahre, in denen überregional nur wenig bis keine Fruktifikation stattgefunden hat. Bei der Traubeneiche sind dabei die Jahre 1969, 1977, 1981, 1989, 1996, 1999 und 2001 als deutliche Ruhe- bzw. Fehljahre zu erkennen, in denen nur eine geringe bis gar keine Fruktifikation beobachtet werden konnte. Bei Stieleiche zeigten sich hier die Jahre 1969, 1981, 1987 und 1993 als deutliche Ruhejahre ohne Fruktifikation.

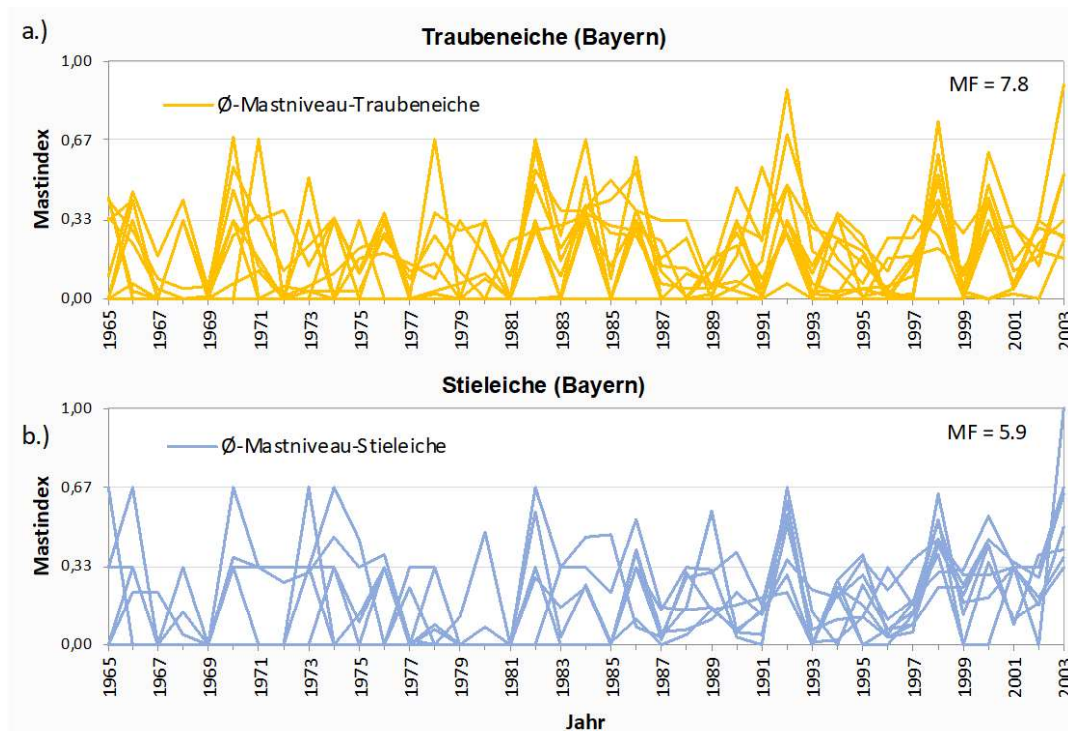


Abbildung 4: Durchschnittliches Mastniveau (Mastindex) in den HKG und Regionen Bayerns für a.) Traubeneiche und b.) Stieleiche. MF = Masthäufigkeit.

Figure 4: Average masting level (mast index) in the HKG and regions of Bavaria for a.) sessile oak and b.) common oak. MF = mast frequency.

Tabelle 4 zeigt die Ergebnisse der Untersuchung zur Entwicklung der Masthäufigkeiten zwischen 1965 und 2003.

Tabelle 4: Unterschiede der Masthäufigkeiten zwischen den Perioden (P) pro Baumart in Bayern und HKG; Z-Wert > 0 = Abnahme; Z-Wert < 0 = Zunahme der Masthäufigkeit; n = Anzahl der Werte; J = Jahre der Perioden; P1(1965-1974), P2(1975-1984), P3(1985-1994), P4(1995-2003).

Table 4: Differences in mast frequencies between periods (P) per tree species in Bavaria and HKG; Z-value > 0 = decrease; Z-value < 0 = increase in masting frequency; n = number of values; J = years of periods; P1(1965-1974), P2(1975-1984), P3(1985-1994), P4(1995-2003)

Gebiet	Art	n	J.	P1 vs P2		P2 vs P3		P3 vs P4		P1 vs P4	
				Z-Wert	p-Wert	Z-Wert	p-Wert	Z-Wert	p-Wert	Z-Wert	p-Wert
Bayern	TEiche	12	10	-0.703	0.482	-0.412	0.6802	-1.417	0.1564	-1.893	0.0493
Bayern	SEiche	10	10	-0.272	0.7854	-1.450	0.1471	-1.909	0.0488	-2.269	0.0070
81813	TEiche	7	10	-1.890	0.0587	-0.736	0.4614	-1.018	0.3087	-2.410	0.0159
81709	SEiche	8	10	-0.272	0.7854	-0.687	0.4922	-2.389	0.0168	-2.539	0.0111

Während bei der Traubeneiche für die ersten Perioden des Betrachtungszeitraumes nur nicht-signifikante Zunahmen der Masthäufigkeiten zu erkennen waren, zeigt sich im Vergleich zwischen den Häufigkeiten der ersten und letzten Periode ein signifikanter Anstieg der Masthäufigkeiten (Z-Wert: -1.893, p = 0.0493). Dies gilt ebenso für die Häufigkeiten im HKG 13, in denen nur beim Vergleich zwischen den Masthäufigkeiten zu Beginn und zum Ende des Beobachtungszeitraumes ein signifikanter Unterschied zu erkennen ist. Für die Stieleiche hat sich innerhalb des gesamten Zeitraumes ein kontinuierlicher, wenn auch für die ersten Perioden nicht signifikanter Anstieg der Masthäufigkeiten ergeben. Innerhalb des HKG 09, wurde nur für die letzten beiden Vergleiche (P3 vs. P4 und P1 vs. P4) ein signifikanter Anstieg gemessen. Fasst man die Werte aller Datenreihen für Bayern zusammen, so zeigt sich der Anstieg des Mastniveaus bei Trauben- und Stieleiche auch für den gesamten bayerischen Raum (Abb. 5).

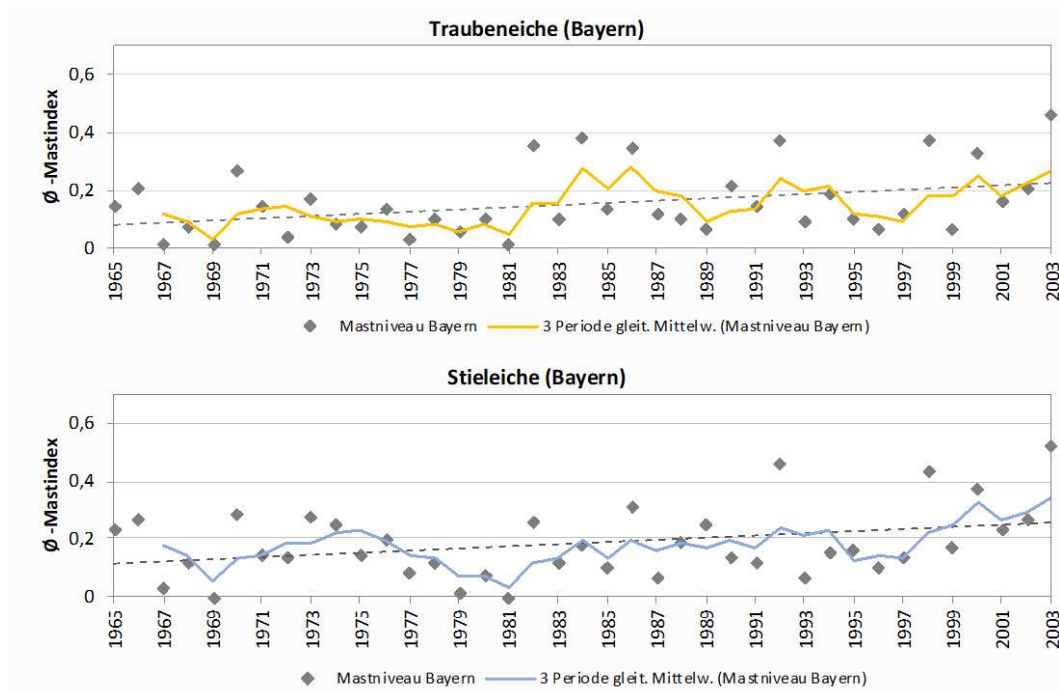


Abbildung 5: Übersicht der jährlichen $\bar{\phi}$ -Mastniveaus der Trauben- und Stieleiche für Bayern zwischen den Jahren 1965 und 2003, gleitender Durchschnitt für Drei-Jahres-Perioden und linearer Trend.

Figure 5: Overview of the annual $\bar{\phi}$ -mast levels of sessile and common oak for Bavaria between 1965 and 2003, average for three-year periods and linear trend.

3.2 Die Beziehung zwischen Blütenansatz und Fruchtbehang (Blüh- und Mastjahre)

Die Traubeneiche (Abb. 6a) zeigte im HKG 10 (Ufr) für den betrachteten Zeitraum insgesamt sechs Jahre mit starker Blüte (1990, 1992, 1995, 1998, 2000 und 2001, BI > 0.67). Allerdings kam es in den meisten Fällen dieser Blühjahre nur zu einer geringen Ausprägung des Fruchtbehangs, teilweise sogar zu gar keiner Fruktifikation (1995). Auch in den Jahren mittlerer Blüte zeigen sich in vielen Fällen negative Abweichungen des Blühgeschehens vom späteren Fruchtgeschehen, sodass es mehrere Jahre gibt, in denen es zu einer negativen Abweichung der Frucht kam (die Jahre 1975, 1977, 1991). Eine Ausnahme stellt dabei das Blühjahr 1992 da, in welchem sich nach starker Blüte auch ein ebenso starker Fruchtbehang ergeben hat. Betrachtet man das langfristige Trendgeschehen, zeigt sich, dass es im HKG 10 zwar zu einem Anstieg der Blühintensität, aber zu keinem Anstieg des Fruchtbehangs gekommen ist. Im HKG 11 (Ofr) sind ebenfalls starke Abweichungen erkennen (Abb. 6b). Das starke Blühjahr 1992 in Unterfranken zeichnete sich auch in Oberfranken ab, mit dem Unterschied, dass es hier zu keiner starken Fruchtausbildung kam. Vergleicht man nun die Zeitreihen der Traubeneichen miteinander, so sind Gemeinsamkeiten zwischen den beobachteten Gebieten abermals weniger eindeutig und meist nur geringer ausgeprägt (Abb. 6). Hervorzuheben ist dabei, dass sich in Jahren geringer Fruktifikation häufiger Gemeinsamkeiten ergeben, als in Jahren mit mittlerer bzw. hoher Fruktifikation (bspw. das Jahr 1981 und die Jahre um 1990 in beiden HKG oder die Jahre 1977 um 1995 im HKG 11). Auch bei der Stieleiche (HKG 09 Oberbayern) zeigt sich in vielen Fällen eine negative Abweichung des beobachteten Fruchtbehangs vom Blütenansatz (Abb. 6c). Die stärksten Abweichungen fanden sich in den Jahren 1967, 1969, 1992 und 1995. Bei der Stieleiche in Schwaben (Abb. 6d) zeigen sich im Vergleich zu Oberbayern allerdings geringere Abweichungen. Dabei stechen vor allem die Jahre zwischen 1994 und 1997 hervor. In Abbildung 7 sind jeweils die Beziehungen zwischen der durchschnittlichen Blühintensität (Blühindex) und dem durchschnittlichen Mastniveau (Mastindex) für die oben bereits dargestellten HKG und HKG-R dargestellt.

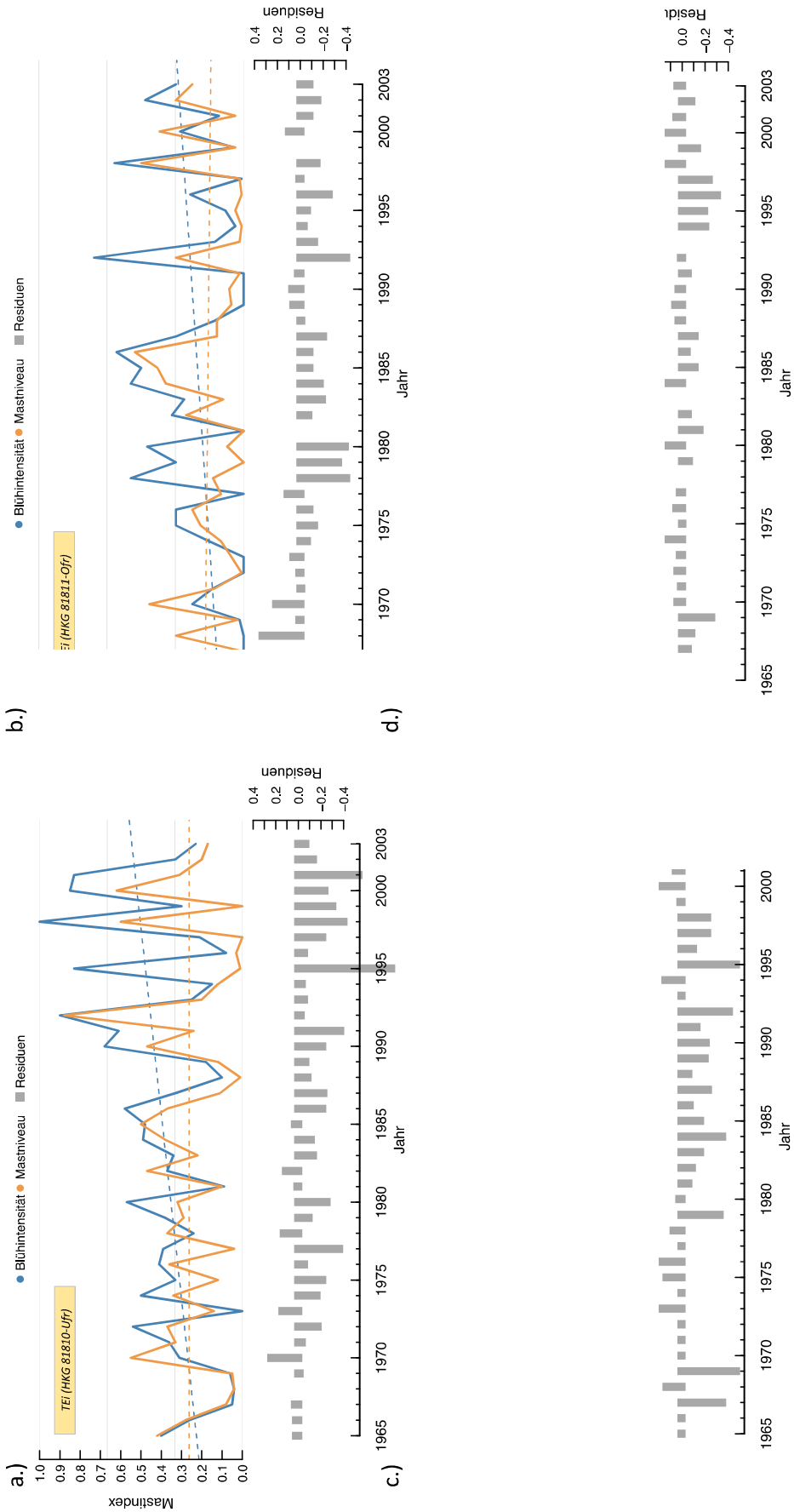


Abbildung 6: Verlauf der Blühintensität (Blühindex) und des Mastniveaus (Mastindex) der Traubeneiche HKG (18-Ufr und HKG 11-Ofr) und Stieleiche (HKG 09-Obb und HKG 09-Schw) zwischen 1965 und 2003. Die grauen Balken stellen die Residuen (Abweichung) der beiden Indizes zueinander da.

Figure 6: Flowering intensity (Flowering index) and masting level (Mastindex) of sessile oak (HKG 18-Ufr and HKG 11-Ofr) and common oak (HKG 09-Obb and HKG 09-Schw) between 1965 and 2003. The grey bars represent the residuals (deviation) of the two indices to each other.

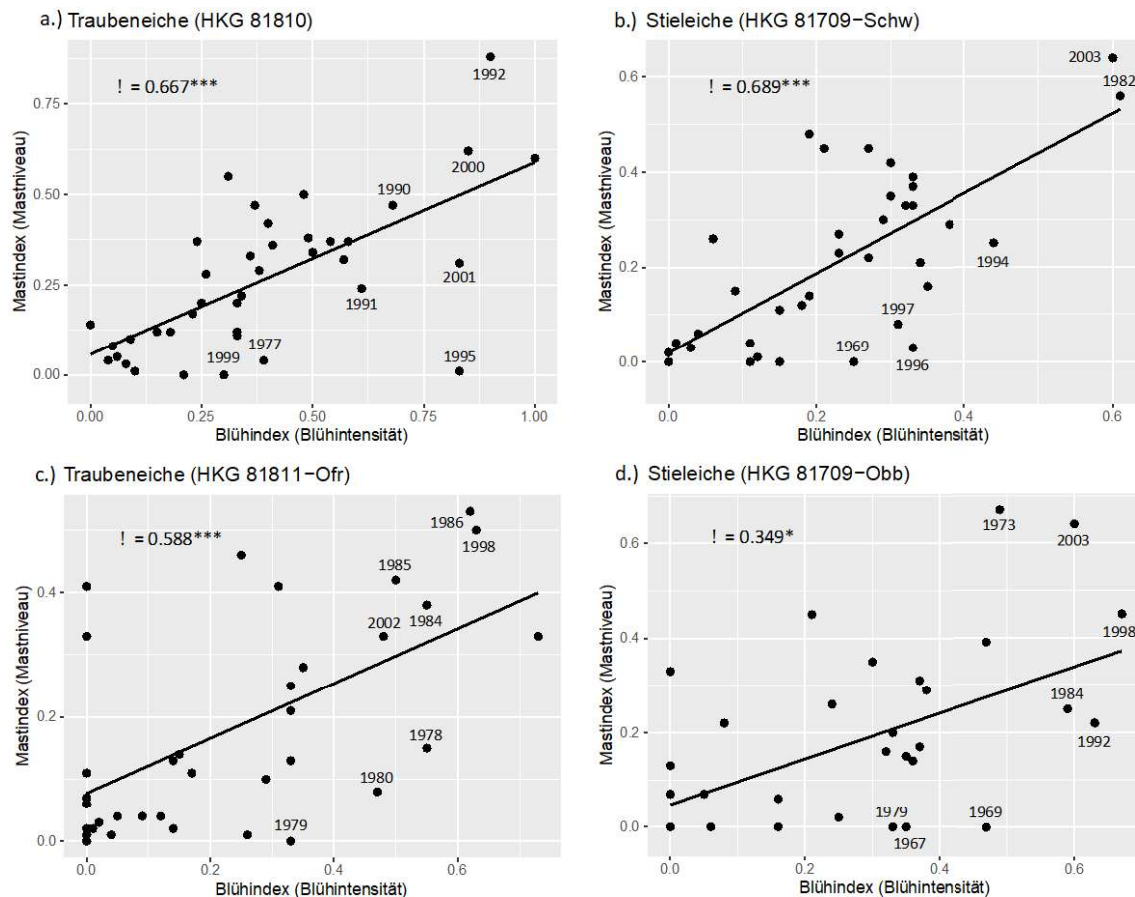


Abbildung 7: Beziehung zwischen Blühintensität (Blühindex) und Mastniveau (Mastindex). r = Korrelationskoeffizient nach Pearson. Die Linien stellen den linearen Zusammenhang dar. Der dunkelgraue Bereich stellt das 95%-Konfidenzintervall dar. Signifikanzniveaus: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

Figure 7: Relationship between flowering intensity (flowering index) and masting level (mast index). r = correlation coefficient according to Pearson. The lines represent the linear correlation. The dark grey area represents the 95% confidence interval. Significance levels: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

Bei Traubeneiche in Unterfranken (HKG 81810; Abb. 7a) zeigt sich ein signifikanter und gut erkennbarer Zusammenhang zwischen der jährlichen durchschnittlichen Blühintensität (Blühindex) und dem jährlichen durchschnittlichen Mastniveau (Mastindex). Nur in einigen Fällen kam es dabei zu größeren Abweichungen zwischen den beiden Messgrößen. In Oberfranken (HKG 81810; Abb. 7c) zeigen sich etwas ausgeprägtere Abweichungen und ein weniger starker Zusammenhang. Bei der Stieleiche ist die Beziehung zwischen einer guten Blüte mit anschließendem guten Fruchtbehang ähnlich stark ausgeprägt. Allerdings zeigte sich hier der beste Zusammenhang im südlich gelegenen Schwaben, wohingegen in der Region Oberbayern es zu starken Abweichungen kam (Abb. 7c und d).

4 Diskussion

Die Untersuchungen dieser Arbeit haben gezeigt, dass sich die Häufigkeiten von Mastjahren nicht nur zwischen den Eichenarten, sondern auch zwischen den Regionen in Bayern deutlich voneinander unterscheiden. Dass es zwischen unterschiedlichen Regionen mit unterschiedlichen Wuchsbedingungen auch zu Unterschieden im Auftreten von Samenjahren kommt, ist dabei schon länger bekannt (Maurer 1964; Rohmeder 1972; Wachter 1964). Geht man von der Gesetzmäßigkeit von H. Mayr. aus, so zeigen die Baumarten im Optimum ihres Verbreitungsgebietes den höchsten und häufigsten Samenertrag (in Rohmeder 1972). Bei der Traubeneiche zeigen sich die häufigsten Mastjahre in den Unterfränkischen

HKG 10 und 11 mit einer abnehmenden Tendenz Richtung Süden. Während die Stieleiche die Beckenlagen und Flusstäler dominiert, kommt die Traubeneiche schwerpunktmäßig in der Hügellandstufe vor (Gessler und Schmidt 2014). Aufgrund ihres Wärmebedarfs und ihrer Anfälligkeit gegenüber Spätfrostereignisse meidet sie die subkontinentalen und stärker Spätfrost gefährdeten Regionen im Süden Bayerns, was ein Erklärungsgrund für die beobachtete Abnahme der Masthäufigkeiten mit zunehmender südlicher Richtung ist. Demgegenüber liegen die Verbreitungsschwerpunkte der Stieleiche im östlichen Oberfranken, der Oberpfalz, sowie Niederbayern und Oberbayern (Gessler und Schmidt 2014). Da die Stieleiche etwas höhere Ansprüche an den Wasserhaushalt stellt und eine geringere Frostempfindlichkeit besitzt (Altenkirch und Bogenschütz 2002), ergeben sich bei der Stieleiche im Süden Bayerns häufiger Mastjahre als bei der Traubeneiche. Im Gegensatz dazu zeigen sich bei der Traubeneiche in den niederschlagsärmeren Regionen Unterfrankens höhere Masthäufigkeiten als bei der Stieleiche, da die Traubeneiche in Bayern verstärkt auf trockeneren Standorten vorkommt, auf denen während der Vegetationsperiode nur geringe Niederschlagsmengen zu verzeichnen sind (Gessler und Schmidt 2014). In den Bereichen in denen es zu Überschneidungen zwischen den Arten kommt (Mittelfranken und Oberfranken) sind die Unterschiede allerdings weniger eindeutig. Hier könnten die Einflüsse von kleinräumig auftretenden Unterschieden wie Hügel- und Tallagen bzw. kühleren und wärmeren Standorten eine entscheidende Rolle spielen. Grundsätzlich zeigt sich, dass sich Mastjahre bei Traubeneiche in Unterfranken ca. alle drei bis fünf Jahre, in den südlichen Regionen Bayerns nur alle neun bis zehn Jahre einstellen. Bei der Stieleiche betrugen die Häufigkeiten im Schnitt alle vier bis acht Jahre, im Ausnahmefall 10 Jahre. Vergleicht man die dargestellten Masthäufigkeiten mit anderen Untersuchungen, so ergeben sich meist unterschiedliche Erkenntnisse, die von der Art und - wie oben bereits dargestellt - auch stark vom Untersuchungsgebiet abhängen. Für die Region Unterfranken zeigen sich hier jedoch höhere Masthäufigkeiten als in den Arbeiten von Maurer (1964) und (Klöß 1963).

Die Untersuchungen zur zeitlichen Veränderung der Häufigkeiten zeigen, dass es innerhalb des Betrachtungszeitraumes zu einem Anstieg der Masthäufigkeiten der Eichenarten gekommen ist. Ähnliche Ergebnisse finden sich auch in den Untersuchungen von Nussbaumer et al. (2016), die ebenfalls einen Anstieg der Masthäufigkeiten bei Eiche sowie unterschiedliche Trends in verschiedenen Zeiten festgestellt haben. Als ein möglicher Erklärungsgrund für die Zunahme der Masthäufigkeiten werden die steigenden Temperaturen während der Vegetationsperiode und die verbesserte Nährstoffversorgung in den Wäldern genannt (Nussbaumer et al. 2016; Övergaard et al. 2007).

Die Untersuchungen zur Beziehung zwischen der Blühintensität und dem Mastniveau (Fruchtbehang) zeigen, dass bei den beiden Eichenarten in vielen Jahren eine Bereitschaft zur Fruktifikation (Blütenbildung) besteht, es aufgrund vielfältiger Einflussfaktoren allerdings nicht jedes Mal zu einer Furchtusbildung kommt. Ob es nach einer guten Blüte auch zu einer guten Frucht kommt, hängt stark von den vorhandenen Ressourcen des Individuums ab (Rohmeder 1972; Stephenson 2003). Gegenüber Schattbaumarten, wie bspw. Buche, sind Eichen nur dort konkurrenzfähig, wo Bodenstandort oder Lokalklima der Buche nicht zusagen oder wo sie in der Vergangenheit durch Nieder- und Mittelwaldwirtschaft gefördert wurden (Altenkirch und Bogenschütz 2002; Burschel und Huss 2003). Die extremeren Standorte könnten eine mögliche Erklärung für die hohen Abweichungen zwischen Blüte und Frucht bei den Eichenarten sein, da durch das geringere Nährstoffangebot weniger Reservestoffe eingelagert werden können, sodass bei fehlender oder nicht ausreichender Nährstoffversorgung trotz reichlicher Blütenbildung nur wenige Früchte ausgebildet werden können (Lyr 1992; Stephenson 2003). Warum es bei den Eichenarten in einigen Regionen zu steigenden Abweichungen zwischen Blühintensität und Mastniveau kommt (vgl. Abb. 6) kann nur vermutet werden, da bislang nur wenige Untersuchungen die zeitlichen Entwicklung der Samenjahre untersucht haben (Nussbaumer et al. 2016; Övergaard et

al. 2007). Eine mögliche Erklärung wäre, dass sich der Zeitpunkt des Austreibens aufgrund der steigenden Frühlingstemperaturen weiter nach vorne verschiebt und sich dadurch das Risiko gegenüber Spätfrösten erhöht (Menzel 2006). Des Weiteren könnte eine wärmere Frühjahrswitterung die Entwicklung der Eichenschädlinge anregen, die letztendlich früher bereit sind die Bäume zu befallen (Petercord et al. 2009). Fraglich bleibt jedoch, inwiefern es bei den Eichenarten nach einer Schädigung der Blüte noch zu einer hinreichenden Fruchtausbildung kommt bzw. wie die Blüte auf eine Beeinträchtigung reagiert.

5 Ausblick

Auch wenn die vorliegenden Untersuchungen zum Fruktifikationsverhalten von Eiche mit einigen Unsicherheiten verbunden sind, so konnte mit Hilfe der langen Beobachtungsreihe der Ernteprognosen dennoch ein Gesamtüberblick des Blüh- und Fruchtverhaltens der beiden Eichenarten für den gesamten bayerischen Raum zwischen 1965 und 2003 herausgearbeitet werden. Da den Beobachtungen des Blütenansatzes und des Fruchtbehangs ein halbquantitativer Bewertungsmaßstab zu Grunde liegt, sollten jedoch grundsätzlich Überlegungen vorgenommen werden, das Blühausmaß und den Fruchtbehang in Zukunft objektiver zu untersuchen und genauer zu quantifizieren. Tatsache ist, dass wissenschaftliche Forschungsergebnisse hinsichtlich der zeitlichen und räumlichen Fruktifikation von Eiche in Bayern nur in geringem Umfang vorliegen, sodass hier noch viele Fragen unbeantwortet sind. Dass es innerhalb des letzten Jahrzehntes vermehrt zu wissenschaftlichen Veröffentlichungen hinsichtlich der Fruktifikation der Waldbäume gekommen ist, lässt allerdings darauf hoffen, dass in Zukunft diesbezüglich weitere Erkenntnisse generiert werden können (Bogdziewicz et al. 2019; Caignard et al. 2017; Fernández-Martínez et al. 2017; Nussbaumer et al. 2018; Nussbaumer et al. 2016). Insgesamt fehlen aber Forschungsergebnisse für Bayern oder Deutschland, die auf langfristigen Datenreihen und klar abgegrenzten Untersuchungsflächen basieren. Vor allem im Hinblick auf den Klimawandel und den derzeitigen Waldumbau, bei welchen die natürliche Verjüngung des Waldes und eine nachhaltige Versorgung mit qualitativ hochwertigem Vermehrungsgut eine entscheidende Rolle spielt, wären weitere Erkenntnisse zum Fruktifikationsverhalten der klimatoleranten Baumarten der Gattung Eiche wünschenswert.

Literatur

- Altenkirch, W., & Bogenschütz, H. (2002): *Waldschutz auf ökologischer Grundlage*: Ulmer.
- Bogdziewicz, M., Szymkowiak, J., Fernández-Martínez, M., Penuelas, J., & Espelta, J. (2019): The effects of local climate on the correlation between weather and seed production differ in two species with contrasting masting habit. *Agricultural and Forest Meteorology*. doi:10.1016/j.agrformet.2019.01.016
- Burschel, P. (1966): Untersuchungen in Buchenmastjahren. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 85(7), 204-219. doi:10.1007/BF01829024
- Burschel, P., & Huss, J. (2003): *Grundriss des Waldbaus: ein Leitfaden für Studium und Praxis*: Ulmer.
- Caignard, T., Kremer, A., Firmat, C., Nicolas, M., Venner, S., & Delzon, S. (2017): Increasing spring temperatures favor oak seed production in temperate areas. *Scientific Reports*, 7(1), 8555. doi:10.1038/s41598-017-09172-7
- Fahrmeir, L., Pigeot, I., & Tutz, G. (2006): *Statistik: Der Weg zur Datenanalyse*: Springer Berlin Heidelberg.
- Fernández-Martínez, M., Vicca, S., Janssens, I. A., Espelta, J. M., & Peñuelas, J. (2017): The North Atlantic Oscillation synchronises fruit production in western European forests. *Ecography*, 40(7), 864-874. doi:10.1111/ecog.02296
- Frehner, E., & Fürst, E. (1992): Vom Samen bis zur Pflanze. Ein Erfahrungsbericht aus dem Forstgarten. *Berichte der Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft*, 333.
- Gessler, S., & Schmidt, O. (2014): *Beiträge zur Traubeneiche*. LWF Wissen 75. Freising.
- Haane, A. (2020): Zum Fruktifikationsgeschehen von Eiche und Buche für Bayern in den Jahren 1965 bis 2003. Masterarbeit, Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement, TU München

- Hase, W. (1965): Die Buche in Schleswig-Holstein und ihre Abhängigkeit von der Witterung. *Mitteilungen des deutschen Wetterdienstes*, 31(5):
- Hinrichs, T. (2017): *Forstliches Vermehrungsgut: Informationen für die Praxis*. Bonn: AID-Infodienst Verbraucherschutz, Ernährung, Landwirtschaft 2017.
- Klöck, W. (1963): Die Entwicklung der Eichenmast 1962 im Forstamt Mittelsinn. *Allgemeine Forstzeitung*, 18, 62.
- Koenig, W., & Knops, J. (2000): Patterns of Annual Seed Production by Northern Hemisphere Trees: A Global Perspective. *The American naturalist*, 155, 59-69. doi:10.1086/303302
- Konnert, M., Schneck, D., & Zollner, A. (2014): Blühen und Fruktifizieren unserer Waldbäume in den letzten 60 Jahren. *LWF Wissen*, 74, 37-45.
- Lauprecht, G. (1875): Buchen- und Eichen-Samenjahre im Vergleich mit der Witterung. *Zeitschrift für das Forst- und Jagdwesen*, 7, 246-266.
- Litschauer, R. (2000): *Blüh- und Fruktifikationsverhalten der Waldbäume*.: Forstliche Bundesversuchsanstalt.
- Lyr, H. (1992): *Physiologie und Ökologie der Gehölze*. Jena [u.a.]: Fischer.
- Maurer, E. (1964): Buchen- und Eichensamenjahre in Unterfranken während der letzten 100 Jahre. *Allgemeine Forstzeitschrift*, 31, 469-470.
- Menzel, A. (2006): Zeitliche Verschiebungen von Austrieb, Blüte, Fruchtreife und Blattverfärbung im Zuge der rezenten Klimaerwärmung.
- Nussbaumer, A., Waldner, P., Apuhtin, V., Aytar, F., Benham, S., Bussotti, F., . . . Gessler, A. (2018): Impact of weather cues and resource dynamics on mast occurrence in the main forest tree species in Europe. *Forest Ecology and Management*, 429, 336-350. doi:10.1016/j.foreco.2018.07.011
- Nussbaumer, A., Waldner, P., Etzold, S., Gessler, A., Benham, S., Thomsen, I., . . . Wauer, A. (2016): Patterns of mast fruiting of common beech, sessile and common oak, Norway spruce and Scots pine in Central and Northern Europe. *Forest Ecology and Management*, 363, 237-251. doi:10.1016/j.foreco.2015.12.033
- Övergaard, R., Gemmel, P., & Karlsson, M. (2007): Effects of weather conditions on mast year frequency in beech (*Fagus sylvatica* L.) in Sweden. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 80(5), 555-565. doi:10.1093/forestry/cpm020
- Pearse, I. S., Koenig, W. D., & Kelly, D. (2016): Mechanisms of mast seeding: resources, weather, cues, and selection. *New Phytologist*, 212(3), 546-562. doi:10.1111/nph.14114
- Pearse, I. S., Koenig, W. D., & Knops, J. M. H. (2014): Cues versus proximate drivers: testing the mechanism behind masting behavior. *Oikos*, 123(2), 179-184. doi:10.1111/j.1600-0706.2013.00608.x
- Petercord, R., Leonhard, S., Muck, M., Lemme, H., Lobinger, G., Immler, T., & Konner, M. (2009): Klimaänderung und Forstschädlinge - Waldschutz-Klimaprojekt rüstet die Waldwirtschaft für die anstehenden Aufgaben. *LWF Aktuell*, 72, 4-7.
- Rohmeder, E. (1972): *Das Saatgut in der Forstwirtschaft*. Hamburg: Parey.
- Schenk, W. (1994): Eichelmastdaten aus 350 Jahren für Mainfranken - Probleme der Erfassung und Ansätze für umweltgeschichtliche Interpretationen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 165 (7), 122-132.
- Schönborn, A. (1958): Prognose der Waldsamenernte. *Allgemeine Forstzeitschrift*, 13-26, jeweils etwa 2 bis 3 Seiten.
- Schwappach, A. (1895): Die Samenproduktion der wichtigsten Waldholzarten in Preussen. *Zeitrchrift für das Forst- und Jagdwesen*, 27, 147-174.
- Sommer, C. (2008): *Eichelmast im Mittelwald*.
- Stephenson, A. (2003): Flower and Fruit Abortion: Proximate Causes and Ultimate Functions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 12, 253-279. doi:10.1146/annurev.es.12.110181.001345
- Stimm, B., Huss, H.-H., & Mosandl, R. (2017): Schweinemast im Eichenwald – Untersuchungen zur Eichelproduktion in einem ehemaligen und heute beweideten Mittelwald - Pig herding in an oak forest – studies on acorn production in a former coppice-with-standards forest. *Forstarchiv*, 88, 59-66.
- Wachter, H. (1964): Über die Beziehung zwischen Witterung und Buchenmastjahren. *Forstarchiv*, 35(4), 69-78.
- Wesołowski, T., Rowiński, P., & Maziarz, M. (2014): Interannual variation in tree seed production in a primeval temperate forest: does masting prevail? *European Journal of Forest Research*, 134, 99-112. doi:10.1007/s10342-014-0836-0
- Wimmenauer, K. (1897): Die Hauptergebnisse 10jähriger forstlich-phänologischer Beobachtungen in Deutschland 1885 bis 1895, Berlin.

Die Eiche im Spessart – Ikone in der Vergangenheit, Hoffnungsträger für die Zukunft

Walter Graf

Zusammenfassung Nach einer Reihe von heißen und trockenen Jahren in diesem Jahrhundert folgen 2018, 2019 und 2020 drei extrem heiße und dürre Sommer aufeinander mit Schäden an allen unseren Laub- und Nadelbaumarten. Die Traubeneiche, neben der Rotbuche unsere wichtigste bestands- und waldbildende Laubbaumart, hat den seitherigen „Klimawandel“ von unseren Baumarten am besten überstanden.

Die Traubeneiche hat eine weite ökologische Amplitude, die durch seitherige Klimaveränderungen nicht geschmälert worden ist und die Traubeneiche wird sich auch bei weiteren Klimaveränderungen in Richtung heiß und dürr noch lange in ihrem „Wohlfühlbereich“ bewegen können. An der Traubeneiche wird bei der Suche nach klimatoleranten und stabilen heimischen Laubbaumarten kein Weg vorbeiführen und ihre Rolle wird über die als willkommener Biotopbaum und Totholzlieferant weit hinausgehen. Der Anteil der Eiche ist landesweit in unseren Wäldern rückläufig. Selbst in angestammten Eichenwaldgebieten hat der Eichenanteil in der jüngsten Altersklasse einen historischen Tiefstand erreicht.

Wir brauchen mehr junge Eiche! Bei der Eiche gibt es keinen Verjüngungsautomatismus wie bei vielen anderen heimischen Waldbäumen. Die Eiche muss man wollen, um sie zu erhalten. Die Verjüngung der Eiche ist ein „aussetzender Betrieb“. Nur im zeitlichen Zusammenhang mit Eichenmasten lässt sich die Eiche verjüngen. Am Beispiel des Spessarts soll die Verjüngungstätigkeit für die Eiche und die Eichenwirtschaft in der Rückschau auf die letzten 250 Jahre aufgezeigt werden.

Schlüsselwörter Spessart, Eiche, Saat, Spessarter Eichenwirtschaft, immaterielles Weltkulturerbe

Abstract After a number of hot and dry years in this century, three extremely hot and arid summers have followed each other in 2018, 2019 and 2020 with damage to all of our deciduous and coniferous species. The sessile oak -next to the common beech our most important stand- and forest-forming deciduous tree- is the most resilient of our tree species regarding the "climate change".

The sessile oak has a wide ecological amplitude that has not been diminished by climatic changes since then. Furthermore, the sessile oak will be able to move in its "comfort zone" for a long time to come, even with further climatic changes in the direction of hot and dry.

In the search for climate-tolerant and stable native deciduous tree species, there will be no way around the sessile oak and its role will go far beyond that of being a welcome biotope tree and supplier of dead wood. The proportion of oak in our forests is declining across the country. Even in traditional oak forest areas, the proportion of oak in the youngest age group has reached a historic low.

We need more young oak! In the case of oak, there is no automatic regeneration mechanism, as is the case with many other native forest trees. There must be a will to have the oak in order to preserve it. The rejuvenation of the oak is an "intermittent operation". The oak can only be rejuvenated in connection with years with intensive fruiting.

Using the example of the Spessart, the regeneration activity for the oak and the oak forestry will be shown, looking back over the last 250 years.

Keywords Oak, Spessart, Sowing, immaterial culture heritage

1 Geschichte der Eichensaaten im Spessart

Eichenwirtschaft und Eichensaaten haben im Spessart eine lange Tradition. Diese traditionelle *Spessarter Eichenwirtschaft* fand 2020 ihre Würdigung durch die Aufnahme in das Bayerische Landesverzeichnis des Immateriellen Weltkulturerbes der UNESCO.

Die Sorge um die Nachzucht der Eiche im Spessart war aber nicht immer so groß wie im 19. und 20. Jahrhundert. Alte Beschreibungen des Spessarts und die zu Beginn des 19. Jahrhunderts noch in großer Zahl vorhandenen 300 bis 500 jährigen Eichen sprachen für die Annahme, „dass der Spessart in der Vorzeit – wenigstens auf 500 Jahre zurück- hauptsächlich ein großer Eichenwald gewesen sei, welcher aber in den vergangenen zwei bis drei Jahrhunderten an manchen Örtlichkeiten ganz, in anderen nur theilweise der Buche wich, die stets eine der Eichenvegetation untergeordnete aber unzertrennliche Begleiterin war.“ „Anfänglich möchten die Eichen wohl nur wegen der Mast geschätzt gewesen sein, die sie dem Wilde gaben. An ihre Verwendung im Wege des Handels wurde nicht gedacht.“

Eine 1729 erschienene erste Waldordnung mit dem Befehle alle 20 bis 30 Schritt einen Hegheister stehen zu lassen und damit den Übergang vom „Plänterbetrieb“ zur schlagweisen Wirtschaft andeutete, zielte noch immer in erster Linie auf Masterträge der Eichen und Buchen für das Wild. Auch als in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts die Bedeutung des Eichenholzes als Handelsware und Einnahmequelle zunahm, wurden Versuche die Eiche zu verjüngen nicht gemacht.

„Man lebte von dem Überfluss an Eichenholz, das der Spessart bot und nutzte die schönsten und wüchsigsten Stämme ohne Rücksicht auf den Standort oder die Nachzucht, wo sich Kaufinteressenten fanden und das Holz leicht aus dem Wald ausgebracht werden konnte, hingegen astreiche, ältere und daher mehr zur Mast und zum Schutz des Wildes geeignete Stämme belassen wurden.“

„Gleichzeitig hielt sich hauptsächlich an diejenigen Örtlichkeiten des Hochspessart, welche durch äußere Einflüsse am wenigsten berührt und in ihrem Holzreichtum durch die Entfernung von stark bevölkerten Gemeinden sowie durch das Terrain geschützt waren, die herrliche Waldvegetation in reinschaftigen, vollholzigen, gemischten hiebsreifen Beständen. Daneben noch haubare Reste von großen Waldbeständen in der Mischung Eiche und Buche in den Randlagen des Hochspessarts und 16.000 Tagwerk lichte Eichwäldchen vor allem im Revier Bischbrunn.“

Auch dort wo sich bei dieser Art der Plänterwirtschaft, die nach der „generellen Beschreibung des königlichen Forstamts Sailauf“ von 1840 „nirgends mit so wenig Umsicht und solcher Planlosigkeit wie im Spessart“ betrieben wurde, Eichenverjüngung einstellte, unterblieben Nachhauungen, was die Ausbreitung der Buche in diesen Eichenarealen begünstigte und zur Verdrängung der Eiche führte.

Ende des 18. Jahrhunderts, zu Ende der Churmainzer Zeit, bestand ein „eklatanter Mangel an jungen, wüchsigen Eichen aller Stangenholzklassen im Spessart Walde“, der sich als Versorgungslücke an hiebsreifem Eichenholz bis an das Ende des 20. Jahrhunderts hinzog.

Erst zum Ende des 18. Jahrhunderts begann Churmainz in der Regierungszeit des Großherzog Dalberg, diesem erkennbaren Mangel an Eichennachwuchs zu begegnen. Der königlich bayerische Chronist beschreibt die Bemühungen und Erfolge der churmainzischen Forstbediensteten 1840 so:

„(...) dem hiedurch erzeugten Eifer einiger Förster der damaligen Zeit für die Nachzucht der Eiche verdanken wir mehrere 30 bis 60-jährige Eichenkämme und Anlagen (also entstanden zwischen 1780 und 1810- Anm. des Autors) zum Theil von beträchtlichem Flächenbetrage. Leider wurden diese Junghölzer so rein und unvermischt künstlich herangezogen, daß solche weder Höhe noch Schaftreinheit, sondern wirre Kronenverbreitung und wenig Werth zu Commercial- und Nutzholz einst erhalten dürften.“

An anderer Stelle befürchtet der Chronist, dass „(...)reine Eichwaldungen nur kümmernden Wuchs und wegen geringer Schaftreinheit und Höhenwuchs keine vorzügliche Brauchbarkeit als Nutzholz gewähren“ oder, dass „Eichen im Sandsteingebirge im reinen Zustande nur schwaches Wachstum zeigen“ oder, dass „reine Eichwaldungen die Bonität des Bodens sinken lassen, im Höhenwuchse zurückbleiben und weniger Holzmasse liefern“.

Diese Skepsis des Chronisten gegen den großflächigen Eichenbestand hat sich im Nachhinein als unbegründet erwiesen. Von den noch in der churmainzer Zeit angelegten Eichenflächen sind auch jetzt noch über den Hochspessart verteilt ca. 120 ha als Eichenbestände vorhanden: in den späteren Revieren Rothenbuch, Rohrbrunn, Bischbrunn, Krausenbach, Altenbuch und Lohrerstraß, in den Abteilungen Weißerstein, Eichhain, Erlstöck, Eichling, Fortgrund, Finkendelle, Stockbrunn, Frickengrund, Schwarztor, Kohlfeld, Völker, Gaul, Malbaum, Wand und Maths.

Großflächige Eichenbestände von überragender Qualität: die hiebsreifen Alteichen der nächsten Jahrzehnte! (vgl. Abb. 1)



Abbildung 1: Eichenbestand von hoher Qualität mit Buchen Nebenbestand (Foto: W. Graf)
Figure 1: high quality oak stand with secondary beech stand (Photo: W. Graf)

Die Ausführung der damaligen Eichensaaten beschreibt der Chronist:

„Die Eichelsaaten geschahen gewöhnlich mit Bodenbearbeitung als Vollsamt auf reinen Ödungen oder in solchen lichten Eichwaldungen wo die Mutterbäume nicht in so großer Anzahl, um eine vollkommene Saat zu erwirken, vorhanden waren. Dieselben wurden in der Regel unvermischt belassen oder, jedoch nur an wenigen Orten, Nachsaaten mit Birken, seltener mit Nadelhölzern und dann gewöhnlich mit Kiefern, vorgenommen. Diese Eichelsaaten, sowohl rein als vermischt, sind größtenteils gut geraten(...)“.

Diese Saaten entstanden auf großen, zusammenhängenden, rechteckigen oder quadratischen Flächen auf ebenen oder nur schwach geneigten Hochplateaus („Eichenbretter“) unter 500 m Höhe und auch auf Ödungen und aufgelassenen Wildäckern. Sie waren wahrscheinlich gezäunt unter Verwendung von Zaunbaumaterial (Eichenspälter) aus dem aufgehobenen Churmainzer Wildzaun.

In der bayerischen Zeit nach 1814 machte man sich im Spessart – im jetzt Königlichen Wald- sogleich mit großem Eifer und großem Aufwand an die Nachzucht der Eiche und an die nachhaltige Benutzung und Sicherung der Vorräte an altem Eichenholz.

Unter Ausnutzung der Eichen- und Buchenmastjahre 1822 und 1823 entsteht u.a. die ältere „große Kultur“. In zwei großen „Einfängen“ von zusammen 1500 Tagwerk (ca. 500 ha) entstehen etwa 320 ha im Revier Bischbrunn (die sog. Bischbrünner Eichenplatte) und ca. 180 ha im Revier Altenbuch in den Abteilungen Haspel, Sändchen, Wolfsrain, Flügel, Stadel, Stockbrunn und Eichelgarten an neuen Eichenbeständen.

Dies erfolgte hauptsächlich

- durch Saat unter Ausnutzung von Naturverjüngung durch Alteichen und
- unter Ergänzung durch Pflanzung und spätere Nachsaaten.

Diese Flächen waren innerhalb des im Hochspessart bestehenden Wildparks langfristig separat gezäunt.

Aber auch außerhalb des Parkzaunes werden große zusammenhängende Flächen durch Eichensaat verjüngt. Insgesamt entstehen zwischen 1814 und 1836/37 7740 Tagwerk (Tgw) Aufforstungen, davon beinahe 2000 Tgw (ca. 650 ha) mit Eiche.

Die meisten dieser Eichenbestände sind als geschlossene Eichenbestände mit einzelnen haupt- und flächig nebenständig beigemischter Buche noch vorhanden- die Alteichenbestände für die zweite Hälfte des 21. Jahrhunderts!

Exemplarisch für die Vorgehensweise, die Arbeitsabläufe und die damaligen Kosten einer Eichensaat mögen die Beschreibungen in den Kulturvorschlägen des Forstreviers Krausenbach von 1822/23 und 1834/35 dienen:

Revier Krausenbach, Kulturvorschlag 1822/23; Abt. Ebertsberg, 6 Tagwerk; Vorzunehmende Kultur:

„(...) Zur Kultur mit Eichen sind nötig 18 Malter, welche herkömmlich (= eigene Herkünfte) durch Frohnte gesammelt werden, wozu per Malter 9 Mann Fröhner erforderlich sind, im Ganzen 162 Mann Frohnte, per Mann 2 Pfund Brod, macht 324 Pfund, per Pfund ungefehr 2 Kr (=Kreuzer)
→ 10 fl 48 Kr (fl = Florentiner Gulden; 1 fl = 60 Kr)

Die Abräumung und Zubereitung des Bodens geschieht ebenfalls durch Frohnte, hierzu sind auf 1 Morgen 60 Mann nötig, im Ganzen 360 Mann Frohnte, per Mann 2 Pfund Brod, macht 720 Pfund, per Pfund à 2 Kr
→ 24 fl“

Forstkulturvorschlag, Forstrevier Krausenbach 1834/35; Eichenkultur in Abt. Fortgrund, Nro6, Litt c, 16 Tagwerk:

Antrag:

Text: „Vorgenommene Kultur und nähere Angabe der technischen Manipulation ihrer Ausführung(...) diese Kultur muss ebenfalls nach dem Kulturtarif Nro. 2 Litt a in Anwendung gebracht werden.“

8 Tagwerk à 7 Mann
im Ganzen 56 Mann Tagelöhner à 24 Kr
→ 22 fl 24 Kr

Per Tages 5 Metzen Eicheln
Das Ganze 40 Metzen à 24 Kr
→ 16 fl¹

Vollzug der Ausführung

Text: „Kosten“

Die Vorbereitung mit Stufen, die Einlegung und Bedeckung der Eicheln verursachten nachstehende Kosten:

6 Tagelöhner à 30 Kr	3 fl
25 Tagelöhner à 20 Kr	8 fl 20 Kr
30 Tagelöhner à 18 Kr	9 fl
6 Tagelöhner à 16 Kr	1 fl 36 Kr
→ 21 fl 56 Kr	

30 Metzen Eichel wurden durch die Pächter geliefert, Kosten 12 fl,
10 Metze Eicheln mussten durch Tagelöhner gesammelt werden, wodurch Kosten verursacht
12 Tagelöhner à 20 Kr → 4 fl
Total 37 fl 56 Kr²

Diese damalige Eichenkultur in Abt. Fortgrund, Nro. 6 Litt c ist als nunmehr ca. 180-jähriger Eichenbestand von hervorragender Qualität auch jetzt noch vorhanden.

¹ Anmerkung des Reviers: 30 Metzen Eicheln wurden durch die Mastpächter geliefert, 10 Metzen mussten gesammelt werden, per Metze 24 Kr, macht 4 fl

² Anmerkung: Die Kulturarbeiten an dieser Saat wurden im Gegensatz zu den Eichenkulturen von 1822/23, welche von Fröhnern ausgeführt werden mussten, 1834/35 von Tagelöhnern vorgenommen und erfolgten nach festen Tarifen.

Neben der Nachzucht der Eiche durch Saaten widmete man sich auch der Pflege der noch aus der churmainzer Zeit stammenden Eichensaatflächen (jetzt ca. 230-jährige Eichenbestände in Distr. Rothsohl, Abt. Finkendelle und Fortgrund).

Beschreibung 1819/1820, Eichelgarten am Rothsohl:

„12 Tagwerk, Qualität gut,
Bestand geschlossen mit 25 bis 30 jährigen Eichen,
worunter buchen und weiches Gehölz vermischt stehen.

Anzuwendende Kultur:

Unter den jungen Eichen, das buchen und weiche Holz vorsichtig herauszuhauen und außerhalb der Anlage zu schaffen, sind nöthig:

5 Mann Tagelöhner 14 Tage,
per Mann der Tag 36 Kr beträgt
→ Kosten 42 fl

Das ergiebige Holz wird außerhalb der Anlage aufgearbeitet und versteigert.^{3a}

Weitere Kulturmaßnahme:

„(...) Wegen dem Viehtrieb ist es nötig auf der einen Seiten einen Hanggraben
von 120 Ruthen lang aufzuwerfen,
per Ruthen 2 Mann Frohnte,
im Ganzen 240 Mann
per Mann 2 Pfund Brod,
beträgt 480 Pfund,
per Pfund 2 Kr
Kosten 16 fl
Total 58 fl^{4a}

2 Die weitere Geschichte der Eichensaaten im Spessart - Der großartige Compositionsbetrieb 1837

1835 waren nach enger Abstimmung unter dem königlichen Oberinspektor der Forsten, Ritter von Schulze, dem königlichen Kreisforst Commissär Mantel sowie den Amtsvorständen der drei Spessartforstämter die Hauptgrundzüge der Wirtschaftsregeln für den Spessart festgelegt worden, die ab Etatjahr 1837/38 als Forsteinrichtung für den gesamten Waldstand zugrunde lagen.

Für die Eiche bestanden fortan folgende Hauptdirektiven:

- als oberstes Prinzip erscheine die Bewirtschaftung auf Buchen- und Eichenhochwald auf größtmöglicher Fläche
- nachdem sich die Eiche im Spessart nur in angemessenem Mischungsverhältnis mit Buche zur höchsten Vollkommenheit entwickelt, werde die Nachzucht und Nutzung der Eiche am besten in Untermischung mit der Buche mittels eines großartigen Compositionsbetriebes in der Art bezweckt, dass man die Eiche das doppelte (288 Jahre) teilweise sogar das dreifache Alter (432 Jahre) der Buche erreichen lasse.

³ Anmerkung: die Fläche war offensichtlich noch im Zaun

⁴ Anmerkung: Die für die Pflege vorgesehene Fläche in Abteilung Rothsohl grenzte mit einer Seite auf 120 Ruthen Länge (420 m) an einen Viehtrieb an, auf welchem -bei Ausübung des Huterechts mit Rindvieh- die Hirten das Rindvieh der berechtigten Gemeinden in die „offenen“ Waldorte getrieben haben. Die an den Viehtrieb angrenzenden nicht offenen Waldorte wurden durch Einheegungen oder durch Hanggräben vor dem Vieh geschützt. Die berechtigten, eingeforsteten Gemeinden mussten diese Schutzmaßnahmen in Fronarbeit errichten.

Im Wege der natürlichen und der künstlichen Holzzucht und der Waldpflege müsse sorgfältig danach getrachtet werden, das entsprechende Mischungsverhältnis beider Holzarten und durch Überhalten (=Reservierung) von Eichen beim Abtrieb der Buchen die nötige Altersabstufung für die Eiche herbeizuführen.

- Bei Verjüngung der Bestände habe die Nachzucht der Eiche nicht unter den überzuhaltenden Stämmen sondern an anderen Stellen stattzufinden;
- Ferner sei wegen des drohenden Überwachsens und Unterdrückens der Eiche in ihrer Jugend durch die Buche ihre Nachzucht nicht vereinzelt, sondern in größeren Horsten und Parthien zu bewirken und diese seien dann weiterhin noch gehörig zu pflegen und zu schützen.
- Auch bei Überhalt der Eichen behaupte es den Vorzug, dass man diese mehr in Gruppen als einzeln stehen lasse
- Bestehende Nadelholzhorste im Innern des Spessarts, die man als „Schandfleck“ oder als „Missstand“ sah, sollten nach dem Grundsatz der Reinerhaltung der inneren Laubholzmassen von Nadelholz entfernt und mit Eiche und Buche kultiviert werden.

Soweit die Theorie.

In den folgenden drei Jahrzehnten, in welchen der großartige Compositionsbetrieb die offizielle Lehrmeinung darstellte, bröckelten seine Grundsätze in der Praxis immer weiter ab.

Auch die Inspektionen, Oberinspektionen, Waldstandsrevisionen und Waldstandsverifizierungswerke, die in den folgenden Jahrzehnten erfolgten, rückten immer weiter von den ursprünglichen Prinzipien des Großartigen Compositionsbetriebes ab bis sie schließlich in einem Waldstandsverifizierungswerk von RR und FR Waldmann 1875 „mit den gebotenen Änderungen versehen“, außer Kraft gesetzt oder verboten wurden und keinen Eingang in die Forsteinrichtungswerke für die 1885 neu organisierten Forstämter mehr fanden.

Hauptkritikpunkte am Compositionsbetrieb waren:

- die Prinzipien waren kompliziert und gekünstelt
- mit den Vorausplanungen für einen Buchenumbetrieb (144 Jahre) hat man viel zu weit vorausgedacht
- das System ist abhängig von einer regelmäßigen Abfolge von Eichen- (und Buchen-) Masten. Beim Ausbleiben der Masten und Folgemasten versagt das System der Eichennachzucht.
- (Nutzbare Eichenmasten im zweiten Drittel des 19. Jahrhunderts, zum Ende der „kleinen Eiszeit“: 1834, 1857, 1858, 1862 und 1876)
- die Tatsache, dass es unmöglich war, die vielen kleinen Eichenhorste „vor dem Wild und dem Spessartrechtler zu schützen“.
- dass es häufig nie zu mehr als dem ersten Schritt – der horstweisen Eichensaat- gekommen ist. Diese Horste sind in der Buche untergegangen oder oft auch Nadelholz geworden.
- die vielen Misserfolge, zu welchen das System der Eichenreservierung (Überhalt) geführt hatte⁵

Insgesamt wurden in den Zeiten des Compositionsbetriebs im Spessart beträchtliche ca. 2100 ha Eiche verjüngt, ca. 500 ha im Jahrzehnt. Aber es sind viel weniger die horstweise verjüngten Eichen die aus dem Compositionsbetrieb geblieben sind als viel mehr große, teils sehr große zusammenhängende Eichenflächen, die man -entgegen des Grundprinzips der horstweisen Nachzucht der Eichen mit Buchen- großflächig als Eichenbestand begründet hat.

⁵ Ein weiteres Jahrzehnt später sieht Karl Gayer „die Hoffnung, die Eiche im gleichalterigen Wuchse mit der Buche, einzeln oder in kleinen Horsten eingemischt, auf ausgedehnten Flächen erziehen zu können, in der Hauptsache so viel als gescheitert zu betrachten ist“.

Beispiel: Fällungsplan 1861 Forstamt Stadtprozelten

„(...) die im Forstamt Stadtprozelten innerhalb des Wildparks liegenden lichten Eichenwaldungen (Abteilung Erbstöck, Spielruh, Teufeling, Rainschnabel) mit zusammen 479 Tgw (= 163 ha) sollen teils natürlich, teils mittels Eichel- und Bucheleinstufung aufgeforstet werden, dazu Umzäunungen mit einem sogenannten Kulturzaun von 1300 Ruthen (= 4550 Lfm) Länge.“

Es entsteht die jüngere „große Kultur“. Diese Bestände sind als geschlossene Eichenbestände von überragender Qualität auch jetzt noch vorhanden, waren lange Zeit Exkursionsobjekte für großflächige Eichennachzucht, für die Pflege von Eichenbeständen und sind Durchforstungsversuchsflächen.

Von den in horstweiser Eichensaat nachgezogenen Beständen sind nur aus dem früheren Revier Rotenbuch in den Abteilungen Lindenbuch, Stampfmühl, Kobel, Märker, Hainstange, Brunftplatz und Horstig gut gelungene Flächen vorhanden, allerdings mit Horstgrößen ≥ 1 ha und mit reiner Eiche.

Aus den in Zeiten des Compositionsbetriebes bei der Eichenwirtschaft erzielten Erfolgen und erlittenen Misserfolgen entwickelt dann RR und FR Waldmann im dritten Waldstandverifizierungswerk von 1875 ein Konzept „wie man es künftig mit der Eiche tun sollte.“

- Eichensaat in kleinen Gruppen oder Riefensaat in weiten Abständen, welche schwer zu pflegen, gegen die Streunutzung nicht zu schützen und seinerzeit kaum reservierbar sind, entsprechen nicht dem Zwecke der Eichennachzucht im Spessart, „daß es sich sohin empfiehlt auf den Anbau der Eichen in großen Horsten und selbst in großen Bestandteilen hinzuwirken (Mindestfläche 1 ha)“.
- „Der gedeihlichen Entwicklung der Eiche in diesen großen Horsten wird dann besonderer Vor-schub geleistet, wenn es gelingt, frühzeitig die Buche beizumischen, nachdem durch die späte Unterbauung reiner Eichenstangenhölzer die Vorteile des schon anfänglich vorhandenem Buchenunterstandes nicht ganz erreicht zu werden vermögen.“

Voraussetzung für die gedeihliche Entwicklung der Eiche ist aber stets: „schonungsloses Zurückschneiden vorwüchsig werdender Buchen dringend und bzw. folgend geboten bis die Eichen vollkommen sich schließen und dann die Höhenentwicklung der Buchen zurückhalten. Treten dessen ungeachtet die Buchen später abermals in den Hauptbestand und beginnen sich wieder schirmartig auszubreiten, dann darf deren wiederholtes Abköpfen niemals übersehen werden.“

- „Natürliche Verjüngung der Eiche nur in den besseren Teilen der lichten Eichenwaldungen und der mit Buchen gemischten Eichenbestände, sofern in den letzteren die Samenbäume nahe beisammen stehen. Außerdem muss man zur Kultur greifen“

- *Kultur der Eiche*

„Künftige Nachzucht der Eiche nur auf zweifellos gutem Boden. Bei der Kultur der Eiche hat die Saat auch fortan als Regel zu gelten. Um den Nachtheilen des Frostes zu begegnen und das Wuchern von Gras und Forstunkräutern -namentlich von Himbeersträuchern- zurückzuhalten:

Saat unter Schutzstellung in erster Linie aus schlanken und gut bekronten Stangen des Buchennebenbestandes (kleine Schirmstellung)

Eichenstufungen in der Regel erst dann, wenn sich die vollkommene Zersetzung der Laub- und Humusschicht durch leichten Graswuchs zu erkennen gibt (=garer Boden).

In Mastjahren wäre die Anlage kleiner Eichenkämpfe nicht zu unterlassen, um bei Mangel an Saateichen größere Lücken in Eichenverjüngungen durch die Pflanzung nachbessern zu können“.

- *Eichenpflanzung*

„Bei mehreren Revieren kam auch die Eichenpflanzung auf nicht unbedeutenden Flächen mit gutem Erfolg zur Anwendung, wenn dieselben mit gegendlichen (=einheimischen) 2 bis 4 jährigen Setzlingen in engem Verbunde (20.000 /ha) ausgeführt wurde.

Eichenheisterpflanzungen sind seit längster Zeit aufgegeben. Von den früher in abwechselnder Reihe mit der Buche gepflanzten Eichen sind nur noch wenige Spuren vorhanden, da die Eichen den sich vordrängenden Buchen unterlagen.“

- *Zur Eichenreservierung (Überhalt)*

„Das Überhalten ausdauerungsfähiger Eichen in einen weiteren Umtrieb hat fortan nur in Horsten von entsprechender Größe oder noch besser in belangvollen Bestandsteilen zu geschehen. Deren Ränder sind allmählich an die künftige Freistellung zu gewöhnen und durch Vorausverjüngung der angrenzenden Bestandssäume vor zu starke Einwirkung der Sonne und des Windes zu schützen (=Ablösung).“

- *Schutz der Eichenkulturen*

„Wegen des in größerer Menge vorhandenen Schwarzwildes keine Eichenkulturen oder Naturverjüngungen ohne wohlfeile Einfriedung.“

3 Die weitere Geschichte der Eichenwirtschaft im Spessart nach 1885

Die von RR und FR Waldmann entwickelten Vorstellungen über die Eichenwirtschaft im Spessart finden allgemeinen Konsens und bilden die Grundlage für ein 1883 erstelltes Forsteinrichtungs- Grundlagenprotokoll, nach welchem die 1885 neu organisierten Forstämter des Spessarts neu eingerichtet wurden und bildet mit dem Prinzip der bestandsweisen Eichennachzucht auf Eichenlagen und –mit einigen späteren Modifikationen- die Grundlage der Eichenwirtschaft für die nächsten 125 Jahre.

Die frühere Skepsis gegenüber dem Eichenbestand war gewichen. Viel mehr setzte sich die Erkenntnis durch, dass die einst angestrebte „enge Mischung“ der Eiche mit der Buche nicht eine enge Mischung beider Baumarten im Hauptbestand sein muss, sondern der gleiche positive Einfluss auf die Entwicklung der Eiche von einer flächigen Beimischung der Buche im Nebenbestand ausgeht- mit vielen Vorteilen für die Eiche.

Auch erkannte man, dass ein „Eichenbestand“ keiner späteren „Reservierung“ (Überhalt) der Eiche bis zu ihrer Hiebsreife bedarf, dass vielmehr die Eichen des Eichenbestands gemeinsam der Hiebsreife entgegenwachsen können – ohne aufwändige und unsichere Überhalt- und Überführungsmaßnahmen. Die im Nebenbestand der Eiche beigemischte Buche hält den vollen Eichenumtrieb durch.

Der Umfang der Eichennachzucht von 1885 bis 1925 betrug ca. 1000 ha für den Gesamtspessart. Dies war in der „bayerischen Zeit“ die bisher geringste Eichennachzuchtfläche (noch geringer war die Eichennachzucht von 1925 bis 1956).

Viele potentielle Eichenstandorte waren im Spessart durch exzessive Streunutzung und Streufrevel devastiert und nicht mehr „eichenfähig“. Man hat bei den Verjüngungen Buchen-Nadelholz-Mischungen, Nadelholz-Buchenmischungen und reines Nadelholz bevorzugt.

4 Die Forsteinrichtungen 1926/27/28 in den Forstämtern Bischbrunn, Rohrbrunn und Altenbuch

Prinzipien:

- Verjüngung der Eichen nach dem „bewährten Spessartverfahren“ durch Saat, möglichst unter Schirm aus samenertragsfähigem Buchengestänge (künstlicher Schirmschlag).

Bei fehlendem Schirm (z.B. bei Eichensaat nach Fichte oder auf Freiflächen): Beisaat von Lärche und Birke

- Neukulturen zwischen den Eichenmastjahren auch aus nachgezogenen Pflanzen.
Pflanzenzahl mindestens 20.000/ha.
- Wildlingsgewinnung aus dicht aufgelaufenen Saaten
- Nachbesserungen mit Eiche, Buche und Lärche Pflanzen
- Sofortige Zäunung der Saaten gegen Rot- und Schwarzwild
- Nachlichtung des Schirms über der Eiche nach ein bis zwei Jahren; nach fünf bis sechs Jahren kann die letzte Schirmstellung fallen
- Angestrebtes durchschnittliches Verjüngungsziel:
80 Eiche, 15 Buche, 5 Lärche.

Die Lärche (und manchmal auch Fichte) pflanzte man zur Eiche um aus der Eichenkultur eine Laubholz- / Nadelholzmischkultur zu machen und damit das durch das Ur- und Leseholzrecht erzwungene Durchforstungsverbot von 60 Jahren für Laubholzkulturen auf 25 Jahre zu verkürzen.

Die im angestrebten Verjüngungsziel geplanten Buchen und Lärchen sollten etwa bis zur halben Umtriebszeit der Eiche nach (ca. 150 Jahre) bei der Pflege aus dem Eichenbestand entnommen sein und an ihre Stelle der Buchenunter- und Zwischenstand oder Buchenverjüngung treten.

5 Die Eiche in den Forsteinrichtungen der 1950er und 1960er Jahre

- Die Forsteinrichtung und die Standortserkundung sind auf der Jagd nach dem „Super Standort“ für die Furniereiche im Spessart
- Die Standorterkundung empfiehlt 1951 als Eichenstandort für das Forstamt Rohrbrunn: „lehnen bis steil nach SO, S, SW und W einfallende Hänge unter 500 bis 520 m und Rücken bis 520 m, vorausgesetzt, dass eine Fläche von 8- 10 ha nicht unterschritten wird und auch seither die Eichenqualität voll befriedigt hat.“
- Bestockungsziel: Eichenwirtschaftswald, Verjüngungsziel: 80 Eiche, 20 Buche
- Umfang der Eichennachzucht:
Durch Ausnutzung der Eichenmasten 1951, 1956, 1960, 1962, 1963, und 1966 entstehen ca. 1500 ha Eichenwirtschaftswald im Spessart, davon ca. 650 ha im Hochspessart.
- Maschinelle Bodenbearbeitung erleichtert und verbilligt die Saat
- Die Eichenwirtschaft wird als Großflächenwirtschaft, die Eichenverjüngung als Zonenschirmschlag mit künstlicher Eichensaat gesehen.

6 Die Eiche in der Forsteinrichtung der 1970er, 1980er und 1990er Jahre

- Zahlreiche nutzbare Eichenmasten erlauben die Verjüngung von
ca. 800 ha Eichenfläche im Hochspessart,
ca. 600 ha im Nord- und Vorspessart.
- Die Eichenanteile am allgemeinen Bestockungsziel betragen
für die Hochspessartforstämter 30 – 35 %
für die Nordspessartforstämter 20 – 25 %.
- Zunehmende Ausnutzung von Sturm-Schadensflächen von Fichte und Kiefer („Wiebke- Flächen“) und von leergeplenterten Alteichenflächen für die Eichennachzucht.
- Buche dominiert bei den allgemeinen Bestockungszielen, nachdem sie lange Zeit gleichrangig mit der Eiche geplant wurde.
- Eichensaat wird auf der fränkischen Platte zur Erstaufforstung von Ackerflächen genutzt.

7 Der Anteil der Eiche im Spessart in der Rückschau

In der jüngeren Vergangenheit war die These, dass die lichtbedürftige Traubeneiche im Spessart "von Natur aus" nur etwa 3 bis 5 % der Spessartwälder besiedelt, weit verbreitet. So gering war aber der Eichenanteil im Spessart zu keinem Zeitpunkt je gewesen.

Pollenanalysen aus dem Wiesbütt-Moor im Nordspessart aus den 1970er Jahren und nochmals von 2001 und 2002 sowie neuere Pollenanalysen von 2010 aus den im zentralen Hochspessart siedlungsfern gelegenen Mooren in den Staatswald-Abteilungen Birkwasser und Geierskopf belegen das natürliche Verhältnis von Buche und Eiche im Spessart und zeigen den hohen Anteil, den die Eiche im Spessart nach der Eiszeit stets eingenommen hat. Dabei zeigen sich 2 deutliche Spitzen des Eichenanteils:

- in der Haselzeit vor 5000 Jahren und
- in der spätmittelalterlichen Wärmezeit im 14. Jahrhundert.

Untersuchungen von K. Vanselow 1926 in "Die Waldbautechnik im Spessart" über die Baumartenverhältnisse und die Bestandsformen im Spessart zu Anfang und Ende des 18. Jahrhunderts im damals noch churmainzischem Spessart, zeigen auch hier hohe Eichenanteile auf:

Bestandsformen 1733 (Fläche ca. 37 700 ha)

Buche ca. 59 %, Eiche ca. 38 %, Birke, Wacholder und unbestockt ca. 3 %

Bestandsformen 1790 (Fläche ca. 27 450 ha)

Buche ca. 60 %, Eiche ca. 36 %, öde Plätze ca. 4 %.

Die Forstwirtschafts-Einrichtung 1831 weist für das Revier Rohrbrunn des k. Forstamts Bischbrunn folgende Bestandsformen nach:

Bestockte Fläche		11 707,86 Tagwerk
davon, Vorherrschende Holzart Buchen mit Eichen		9 421,59 Tagwerk
Eichen mit Buchen gemischte Bestände		2 286,27 Tagwerk
Dermaliger Holzvorrath	Buchen	201 490 Klafter
	Eichen	114 135 Klafter

Also auch 1831 ein Anteil der Eiche am Bestockungsaufbau des Reviers Rohrbrunn von mindestens einem Drittel!

Im 19. und 20. Jahrhundert waren die Anteile der Eichen, belegt durch zahlreiche Forsteinrichtungswerke aus dieser Zeit, für den Gesamtspessart stets zwischen 20 und 25 %, in den Hoch- und Mainspessart-Forstämtern zwischen 25 und 33 % und in den Nordspessart-Forstämtern zwischen 10 und 20 %.

8 Der Standort für die Eiche im historischen Rückblick

Eichen können im Spessart auf allen Standorten, in allen Höhenlagen und auf allen Expositionen wachsen und es hat auf allen diesen Lagen stets auch hochwertige Eichen gegeben. Auf den sonnseitigen Hanglagen von Südost über Süd bis West sind jedoch die Konkurrenzverhältnisse für die Eiche gegenüber der Buche günstiger.

Die Eichenverjüngungen aus der churmainzer Zeit erfolgten auf Flächen die sich dafür anboten: große, rechteckige Flächen, auf ebenen oder nur schwach geneigten Lagen, auf Ödungen oder auf aufgelassenen Wildäckern oder „in solchen lichten Eichenwaldungen, wo die Mutterbäume nicht in so großer Anzahl, um eine vollkommene Saat zu erwirken, vorhanden waren.“

In der ersten bayerischen Zeit nach 1814 entstehen meist in ebener Lage, überwiegend durch Saat große bis sehr große zusammenhängende Eichenflächen, vorwiegend in lichten Eichenwaldungen, hinter Zaun, oft in Anschluss an die Flächen aus der churmainzer Zeit.

Zu Zeiten des großartigen Compositionsbetriebes erfolgte die Verjüngung der Eichen teils nach den Prinzipien des Compositionsbetriebs, zum größeren Teil jedoch in großen zusammenhängenden Flächen auf allen Standorten, wo es nach den Planungen der damaligen Forsteinrichtung („Primitive Operate“) vorgesehen war- Planungen, die zum Teil für einen Buchenumtrieb (144 Jahre) vorausreichten. In der Zeit nach der offiziellen Aufgabe der Prinzipien des Compositionsbestriebs 1875 und der Neuorganisation der Spessartforstämter 1885 erfolgte die Verjüngung der Eiche in großen Horsten über 1 ha

- selbst in großen Bestandsheiten
- auf „zweifelloso gutem Boden“
- durch Saat⁶.

Nach den Forsteinrichtungen 1926/27/28 in den Hochspessartforstämtern erfolgte die Nachzucht der Eiche durch Saat

- auf großen, zusammenhängenden Flächen
- auch auf sonnenseitigen Hängen mit geringwüchsigen Buchenbeständen - Standorten, die „der Eiche mehr zusagen als der Buche.“
- daneben auch Eichensaat zur Zurückgewinnung von Laubholzflächen nach Fichtenvorbestockung.

In den 1950er und 1960er Jahren, nach inzwischen erfolgter Standorterkundung und Auswertung der über lange Zeiten erstellten forstamtlichen „Karten über die Eichenstandortgüte“, wurde die Nachzucht als Großflächenwirtschaft betrieben auf

- „lehnen bis steil nach SO, S, SW und W einfallenden Hängen unter 500 – 520 m,
- wenn dabei mindestens 8- 10 ha am Stück zusammenkommen und
- auch seither die Eichenqualität voll befriedigt hat.“

In den 1970er, 1980er und 1990er Jahren erfolgt die Eichennachzucht nach einer Folge von Eichenmastjahren auf den von der Standorterkundung und von der Forsteinrichtung

- ausgewiesenen Eichengroßlagen
- im Hochspessart auch auf leergeplenterten ehemaligen Alteichen-Standorten
- daneben werden zunehmend Sturmschadensflächen v.a. von Nadelhölzern zur Eichensaat genutzt
- (auf der fränkischen Platte erfolgen Erstaufforstungen von landwirtschaftlichen Grenzertragsböden durch Eichensaat)

9 Die Umtriebszeit für die Eiche

Im frühen 19. Jahrhundert, in welchem man die Entwicklung der Eiche zur „höchsten Vollkommenheit nur in Untermischung mit der Buche“ sah, ordnete man der Eiche im Compositionsbetrieb zunächst die doppelte (288 Jahre) oder gar die dreifache (432 Jahre) Umtriebszeit der Buche zu. Die vorhandenen Alt- und Uralteichen sowie die jüngeren „Heister“ die man nutzte, dienten nur als Anhalt für die angestrebte Umtriebszeit. Auch die 500 ha Eichen des Heisterblocks, die damals schon über 200 Jahre

⁶ Anmerkung: viele klassische Eichenstandorte im Spessart – die sonnenseitigen Hanglagen- waren durch exzessive Streunutzung und Streufrevel- durch die wie eine ewige Krankheit „fortdauernden Streurechte“- nicht mehr „eichenfähig“. Man wich daher mit der Eiche auch auf die schattenseitigen Hänge aus, wo sich natürlich auch für die Eiche die Konkurrenzverhältnisse mit der Buche verschärften.

alt waren, konnten wegen ihrer völlig außerhalb des Rahmens verlaufenden Bestandsgeschichte (200 Jahre ohne Pflege!) nur Anhalt für die „richtige Umtriebszeit“ sein.

Nach den Forsteinrichtungen der 1930er Jahre sah man die angemessene Umtriebszeit, mit welcher man die Zielstärke der Eiche, welche man bei 60- 70 cm Durchmesser sah, erreichen zu können glaubte, bei 250 bis 300 Jahren.

Eine Untersuchung aller Eichen des Heisterblocks im Forstamt Rohrbrunn im Jahre 1935 ergab für die damals schon rund 300 Jahre alten Heister mittlere Brusthöhendurchmesser von 45- 62 cm, durchschnittlich 56 cm und durchschnittliche Jahrringbreiten von 0,93 mm.

Zwischenzeitlich hat sich der Standort für die Eiche im Spessart bedeutend verbessert.

Durch Ablösung der Streurechte, erhöhten CO₂ Gehalt der Luft und Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre ist der Zuwachs der Eiche stark angestiegen. Die nachwachsende Eiche, von Jugend an systematisch gepflegt, erreicht bei den derzeitigen Standortverhältnissen die angestrebte Zielstärke 100 Jahre früher als die Eichen des Heisterblocks, also mit 250 Jahren.

Die innere Qualität der nachwachsenden Eichen im Spessart ist allerdings eine andere:

- breitere, spätholzreichere Jahrringe und damit weniger „mildes“ Holz
- dunklere Farbe
- breiterer Splint

Die äußere Qualität: Langschaftigkeit, Geradschaftigkeit, und Astfreiheit sind dagegen deutlich gestiegen.

Versuche, durch frühzeitige starke Hochdurchforstungen die Umtriebszeit der Eiche auf deutlich unter 200 Jahre zu drücken, sind problematisch:

Die innere und äußere Qualität, das „Alleinstellungsmerkmal“ der Spessarteiche, wird darunter leiden. Auch unter dem Aspekt der CO₂ Speicherung erscheint bei einer potentiell so langlebigen Bestandsform wie dem Eichenbestand eine drastische Verkürzung seiner möglichen Lebenszeit nicht angebracht. Ein qualitativ hochwertiger, langlebiger Eichenbestand ist die beste CO₂ Senke:

- Er kann über seine lange Lebenszeit viel CO₂ speichern und
- Aus seinem hochwertigen Holz entstehen qualitativ hochwertige, langlebige Produkte, in welchen das gespeicherte CO₂ für lange Zeit festgelegt ist

→ Empfehlenswert ist also eine Umtriebszeit von mindestens 250 Jahren und „nach oben offen“.

10 Die Bodenbearbeitung für die Eichensaat

Eiche keimt zwar auch oberirdisch, jedoch wurde auf die Vorteile, die eine leichte Bodenbedeckung der Eiche bei der Saat bietet, nie verzichtet. Auch im zeitlichen Vorfeld der Saaten versuchte man die Bodengare, die man als Voraussetzung für das Gelingen der Saaten sah, durch „rauhes Umhacken“ zu fördern. Den Schweineeintrieb außerhalb der Mastjahre durch die Schweineherden der eingeforsteten Spessartgemeinden sah man als dafür geeignetes Mittel.

Die Bodenbearbeitung für die eigentliche Saat, das Plätzehauen sowie das Riefenziehen, erfolgten bis in die Nachkriegszeit in Handarbeit unter Zuhilfenahme von Rodehauen, Karsten und eisernen Rechen. Lange Zeit im 19. Jahrhundert erfolgte im Spessart die Bodenbearbeitung in Frohnarbeit durch die Männer der eingeforsteten Spessartgemeinden als „Praestation“ für die gewährten Brennholz-, Streu- und Vieheintriebsrechte. Auch die zur Waldarbeit verurteilten Forstfrevler wurden dafür herangezogen. Erst in den 1950er Jahren wurden Maschinen (Grubber, Fräsen, Pflüge, Scheibenpflüge, auch Eichelsämaschinen) zur Bodenbearbeitung eingesetzt. Oft hat die übertriebene, für die Eichensaat in der

betriebenen Form nicht erforderliche maschinelle Bodenbearbeitung die Eichensaat in Misskredit gebracht und der Saat selbst geschadet.

11 Das Saatgut

Das zur Saat und zur Pflanzengewinnung erforderliche Saatgut stand –aus gesicherter Herkunft- stets in ausreichendem Maße zur Verfügung. Das Eicheln sammeln durch die Spessarter Bevölkerung ist Teil des „Immateriellen Kulturerbes“ der Eichenbewirtschaftung im Spessart.

In der bayerischen Zeit nach 1814 wurde das für die Saaten notwendige Saatgut in Frohnarbeit von der Bevölkerung der angeforsteten Spessartgemeinden, als „Praestation“ für die gewährten Spessartrechte gesammelt. Teilweise waren die angeforsteten Gemeinden zu bestimmten Liefermengen verpflichtet, teilweise mussten Mastpächter (in Mastjahren war der Schweineeintrieb ausgesetzt und die Mast wurde an Mastpächter verpachtet) Saatgut liefern, teilweise wurden die Eicheln durch Tagelöhner gesammelt. Die Herkunft war stets gesichert. Es wurde „herkömmliches“ oder „gendliches“ Saatgut verwendet.

Später –bis in die Nachkriegszeit- wurde das Saatgut durch die eigenen Waldarbeiter und erst danach durch die Spessartbevölkerung -gegen den vorher festgelegten Sammellohn und nach Ausgabe eines Sammelerlaubnisscheines an zuverlässige Personen- gewonnen.

Eichenmastjahre lösten im Oktober, nach dem Fallen der ersten Eicheln, einen unglaublichen Run auf die „anerkannten“ Spessarter Eichenbestände aus und es wurden dabei riesige Mengen gesammelt sowohl für den Eigenbedarf an Saatgut, als auch zum Verkauf an Großabnehmer aus den Baumschulen. Saatgutmengen, die dabei gesammelt wurden mögen Beispiele aus den 1970er und 1980er Jahren aufzeigen:

Schreiben der Oberforstdirektion vom 05.02.1973– Ausnutzung der Eichenmast 1971

Saatgutaufkommen:	Hochspessart	5.152 Ztr
	Nord- und Vorspessart	2.686 Ztr
	Unterfranken Forstämter gesamt	13.508 Ztr

Schreiben der Oberforstdirektion- Ausnutzung der Eichenmast 1985

Saatgutaufkommen:	Hochspessart	6.163 Ztr
	Nord- und Vorspessart	1.939 Ztr

Die vorher festgelegten Sammellohne lagen- je nach Ergiebigkeit der Mast und je nach dem Sammelanreiz den man schaffen wollte- zwischen 40 und 100 DM/ Ztr.

Das Saatgut aus dem Spessart „Herkunft 818 10“ war – auch wegen der autochthonen Bestände aus welchen es gewonnen wurde- stets sehr begehrt. Es ist für sämtliche bayerische und bundesdeutsche Traubeneichenherkunftsgebiete als Vermehrungsgut empfohlen.

Die derzeitige Ausnutzung der Spessarter Eichenmasten lässt sich –bei der für die Zukunft zu erwartenden großen Nachfrage nach diesem begehrten Saatgut- sicher noch beträchtlich steigern.

12 Resümee Eichensaat

- Die Eichensaat ist ein über Jahrhunderte praktiziertes und bewährtes Verjüngungsverfahren.
- Eichensaat ist überall möglich, auch da, wo vorher keine Eiche war: auf ausfallenden Nadelholzflächen, auf Katastrophenflächen oder auf Erstaufforstungsflächen.
- Eichensaat ermöglicht die Vergrößerung des Eichenareals über den bisherigen Umfang hinaus und die Eiche kann die Areale ausfallender Baumarten (Buche, Fichte, Kiefer) übernehmen.
- Eichensaat ist nach der Naturverjüngung (die nur unter Eiche möglich ist) das naturnäheste Verfahren die Eiche zu verjüngen.
- Die Saat erlaubt der Eiche eine ungestörte Entwicklung dort, wo sie gesät wurde.
- Eichensaat erfordert Traditionen und tradiertes Fachwissen, welche aber zum Teil verloren gegangen sind.

13 Die Eichennaturverjüngung

Im Spessart hat man in der bayerischen Zeit stets auch versucht das Naturverjüngungspotential der vorhandenen zahllosen Alt- und Uralteichen zu nutzen. Die Erfolge waren gering. In den oft sehr langfristig gezäunten Flächen (Zäune aus Eichenspältern) musste stets mit Nachsaaten und Pflanzungen nachgeholfen werden. Das ist aus Bestandsbeschreibungen aus dem 19. Jahrhundert zu ersehen. Das Fruktifikationsvermögen dieser Uralteichen ist bereits deutlich reduziert. Das haben auch spätere Versuche im NSG- Rohrberg gezeigt. Zudem fehlte es im 19. Jahrhundert oft über Jahrzehnte an Mastjahren.

Auch später wurden im Spessart nur vereinzelt Versuche gemacht, die vorhandenen Alteichenbestände natürlich zu verjüngen. Es bedarf dazu halbwegs geschlossener, hiebsreifer Eichenbestände, die im Spessart zwar vorhanden waren, die aber unter anderen Aspekten als dem einer möglichen Naturverjüngung genutzt wurden. Die noch im 20. Jahrhundert vorhandenen fast 500 ha Alteichenbestände wurden in erster Linie nach Holzmarktaspekten bewirtschaftet: Der im 20. Jahrhundert boomende Markt mit höchstwertigen Furniereichen aus dem Spessart verlangte eine langfristig nachhaltige, gleichmäßige Belieferung des Holzmarktes mit Spessarteiche. Nach langfristigen Plänen, denen auch Alteicheninventuren über deren Gesundheitszustand zugrunde lagen, wurde der Markt alljährlich gleichmäßig mit Furniereiche beschickt- auch unter dem Aspekt, die befürchtete „Eichenversorgungslücke“ zu schließen, entstanden durch das Fehlen von 150 Jahren Eichennachzucht in der churmainzer Zeit. Durch hinausgezögerte Nutzung dieser Heisterbestände versuchte man mit der Eichenversorgung Anschluss an die zu Ende des 18. Jahrhunderts verjüngten Eichenbestände, die jetzt tatsächlich langsam „hiebsreif“ werden, zu gewinnen (inzwischen sind allerdings diese so aufgesparten Alteichen alles Objekte für den Naturschutz und werden die Beute des Eichenprachtkäfers).

Die Ausnutzung von Naturverjüngungsmöglichkeiten hätte in dieses System der Holzmarktversorgung mit Furniereiche nur Störungen eingebracht: die über der Eichennaturverjüngung unvermeidliche Lichtung, Nachlichtung und Räumung der Alteichen hätte im engeren zeitlichen Zusammenhang mit Eichenmastjahren zu einer ungleichmäßigen, schubweisen Versorgung des Eichenmarktes geführt, die man vermeiden wollte.

Stattdessen hat man in diesen weltberühmten Beständen über viele Jahrzehnte hinweg die Eiche ausgeplentert und die dann leergeplenterten Alteichenbestände durch Eichensaat unter dem Schirm des ehemaligen Buchennebenbestandes verjüngt.

Diese Altbestände waren in dieser Ausplenterungsphase von der Forsteinrichtung in die Endnutzungsdurchforstung (ED) eingestellt. Die Auswahlkriterien für die zu entnehmenden Alteichen waren verschieden: teils erfolgte die Auswahl über die erreichte Zielstärke, teils über den Gesundheitszustand dieser Alteichen, teils war sie von der Suche nach der „Braut“ bestimmt, der teuersten Furniereiche der jährlich stattfindenden Furniereichenversteigerungen.

Diese, durch den Verzicht auf die Naturverjüngung lange hinausgezögerte Nutzung der Alteichenreserven, führte als positiver Nebeneffekt zu einer langfristigen Konservierung und einer lange fortbestehenden Kontinuität des einzigartigen Lebensraumes „Alteichenbestand“ und seiner Biodiversität und war über ein halbes Jahrhundert das Ziel von Exkursionen aus aller Welt. Die Ausnutzung der Eichennaturverjüngung beendet dagegen rasch das Fortbestehen dieser Lebensgemeinschaft.

Eichennaturverjüngung gelingt leicht: in jedem Eichenbestand, vom Stangenholzalter aufwärts, ist nach jedem Mastjahr ein grüner Teppich von Eichenkeimlingen zu finden, die aber nach zwei bis drei Jahren wieder verschwunden sind, wenn nicht konsequent und kräftig über der Verjüngung nachgeleitet wird und der verbleibende Schirm spätestens nach einem Jahrzehnt geräumt wird.

Die Ausnutzung der Eichennaturverjüngung ist daher nur in hiebsreifen Eichenbeständen sinnvoll, die allerdings auch im Spessart derzeit nicht oder noch nicht vorhanden sind. Die Eichenbestände aus der churmainzer Zeit sind noch einige Jahrzehnte, die zahlreichen Bestände des 19. Jahrhunderts aus der bayerischen Zeit noch ein halbes Jahrhundert und mehr davon entfernt. Für die nähere und fernere Zukunft könnte daher im Spessart die Naturverjüngung für die Verjüngung der Eiche eine größere Rolle spielen.

Auf der fränkischen Platte wurden in den 1950er und 1960er Jahren in Eichenmittelwäldern, in welchen noch viele großkronige Alteichen über die Fläche verteilt standen, die Eichennaturverjüngung großflächig zur Umwandlung des Mittelwaldes genutzt. Die Eichennaturverjüngung wächst hier auf großen Flächen mit der gesamten Baumartenpalette des fränkischen Mittelwaldes auf, u.a. mit Hainbuche, Linde, Birke, Aspe, aber auch mit Feldahorn, Kirsche, Elsbeere, Wildbirne und Speierling.

Versuche die Eichennaturverjüngung kleinflächig oder punktuell unter Einzelbäumen oder Eichentrupps auszunutzen, erscheinen ebenso wie die kleinen gesäten Eichenhorste des Compositionsbetriebes nicht erfolgsversprechend. Die Eiche lässt sich nicht ausreichend schützen und erliegt dem Lichtmangel oder der Buche und dem Wild.

14 Resümee Eichennaturverjüngung

- Eichennaturverjüngung ist nur in der Kronenperipherie der Eiche möglich und Mutterbaum und Schirm über der Eiche müssen bald weichen.
- Die Ausnutzung der Eichennaturverjüngung verhindert einen langfristigen Erhalt des Lebensraumes „Eichenwald“.
- Durch Eichennaturverjüngung lässt sich der Eichenanteil nicht vermehren, sondern bestenfalls der Status Quo halten.
- Auch Eichennaturverjüngung bedarf sofortiger, langfristiger Schutzmaßnahmen gegen Wild

15 Die Verjüngung der Eiche durch Pflanzung

Die Eichenpflanzung war in der bayerischen Zeit im Spessart stets ein die Saat ergänzendes Verjüngungsverfahren für Nachbesserungen und Ergänzungspflanzungen und erlaubte die Verjüngung der

Eiche auch außerhalb von Mastjahren und bei Ausbleiben von Masten. Die Pflanzen wurden als Wildlinge in Saatflächen gewonnen oder aus Saatkämpfen und fliegenden Saatbeeten, deren Anlage in den Forsteinrichtungsoberaten im 19. Jahrhundert stets angemahnt wurde.

RR und FR Waldmann 1875:

„(...) in Mastjahren wäre die Anlage kleinerer Eichenkämpfe nicht zu unterlassen um bei Mangel an Saateicheln größere Lücken durch Pflanzung nachbessern zu können.“

Die Pflanzungen wurden mit „gegendlichen“ (=einheimischen) zwei bis vier jährigen Setzlingen in engen Verbände (20.000/ha) ausgeführt. Die Pflanzung erlaubte auch die Verjüngung der Eiche in Bereichen, die für die Saat nicht zu empfehlen sind: auf nassen und staunassen Standorten. Die Eichenpflanzung ermöglichte die Vergrößerung des Eichenareals an Ort und Stelle –in situ- und mit durch den Pflanzenhandel nachgezogene Pflanzen überallhin, wo die Herkunft hinpasst. Die Spessartherkunft 818-10 hat sich dafür stets besonders geeignet, weil sie in alle bayerischen und bundesdeutschen Herkunftsgebiete der Traubeneiche eingebracht werden kann.

Geeignete Pflanzen stehen aber stets nur in engen zeitlichen Zusammenhang mit einem Mastjahr zur Verfügung. Versuche im Spessart im 19. Jahrhundert, nach langem Ausbleiben von Mastjahren dem Mangel an Pflanzgut mit großen Heisterpflanzen zu begegnen, wurden rasch wieder aufgegeben. Auch ein Versuch von 1847/48 mit 61 „Plänzlingen“ aus neun bis zehn Jahren alten nordamerikanischen Eichen der Gattungen *Quercus tinctoria*, *Quercus palustris* und *Quercus vubra* var. *montana* konnten das Problem der ausbleibenden Masten und der damit einhergehenden fehlenden Pflanzen nicht lösen.

Literatur

- Anonymus (1884): Grundlagenprotokoll über die Vornahme einer umfassenden Waldstandsrevision
Forstrevier Krausenbach (1836): Spezielle Forstbeschreibung
Große-Brauckmann, G. (1977): Pollenanalyse im Wiesbütt-Moor
Königlich bayerisches Forstrevier Krausenbach (1840, 1850, 1860): Forsteinrichtung- Comitee Protokolle
Königlich bayerisches Forstrevier Krausenbach (1822/23 und 1840/41): Forstkulturen und Wegebauten
Königliches Forstamt Bischbrunn (1831): Forstwirtschafts-Einrichtung des Reviers Rohrbrunn
Königliches Forstamt Sailauf (1840): Generelle Beschreibung des königlichen Forstamts
Lagies, M. (2001): Pollendiagramm Wiesbütt- Moor
Mantel, T. (1847): Der Spessart und seine forstliche Bewirtschaftung
Vanselow, K., (1926): Die Waldbautechnik im Spessart
Weichhardt- Kulessa, K. (2010): Vegetationskundliche und vegetationsgeschichtliche Untersuchungen an Mooren im Spessart und Odenwald
Zerbe, S. (2002): Pollendiagramm Wiesbütt- Moor

Verzeichnis (Alte Maßeinheiten)

Hohlmaße:

- 1 Metze (in Bay. Franken) $\triangleq$ 37,05 ltr.
- 1 Scheffel $\triangleq$ 6 Metze $\triangleq$ 222 ltr.
- 1 Scheffel $\triangleq$ 2,22 hl
- 1 Malter $\triangleq$ 109,387 ltr.
- 1 Malter (Mainz) $\sim$ $\frac{1}{2}$ Scheffel $\sim$ 3 Metze
- 2 Malter $\sim$ 1 Scheffel

Umrechnung Hohlmaße in Gewichte (Eicheln):

- 1.000 Korn $\sim$ Gewicht Tr.Eiche $\sim$ 3,5 kg
- 1 hl $\sim$ 70 kg Eicheln $\sim$ 20.000 Eicheln
- 1 Metze $\sim$ 26 kg $\sim$ 7.500 Eicheln
- 1 hl $\sim$ 2,7 Metze
- 1 Scheffel $\sim$ 2,22 hl $\sim$ 155 kg Eicheln $\sim$ 45.000 Eicheln

Längen- und Flächenmaße:

- 1 Fuß (Schuh) $\sim$ 0,29 m
- 1 Ruthe $\triangleq$ 12 Fuß $\sim$ 3,5 m
- 1 Gerte $\triangleq$ 1 Ruthe $\sim$ 3,5 m
- 1 Klafter $\triangleq$ 6 Schuh $\sim$ 1,75 m
- 1 Tagwerk [Tgw] $\sim$ 0,34 ha
- 1 ha $\sim$ 2,935 Tgw
- 1 m $\triangleq$ 3,45 Fuß (Schuh)
- 1 Quadratfuß $\sim$ 0,085 m²
- 1 m² $\triangleq$ 11,8 Quadratfuß
- 1 ha $\triangleq$ 117.396 Quadratfuß

Zahlungsmittel:

- 1 Florentiner Gulden fl = 60 Kreuzer kr

Anhang A1

Eichenverjüngungen im Spessart im Staatswald (Hoch- und Nordspessart; 1976 noch vorhanden)
Areas of oak regeneration in the state owned forest of the Spessart region

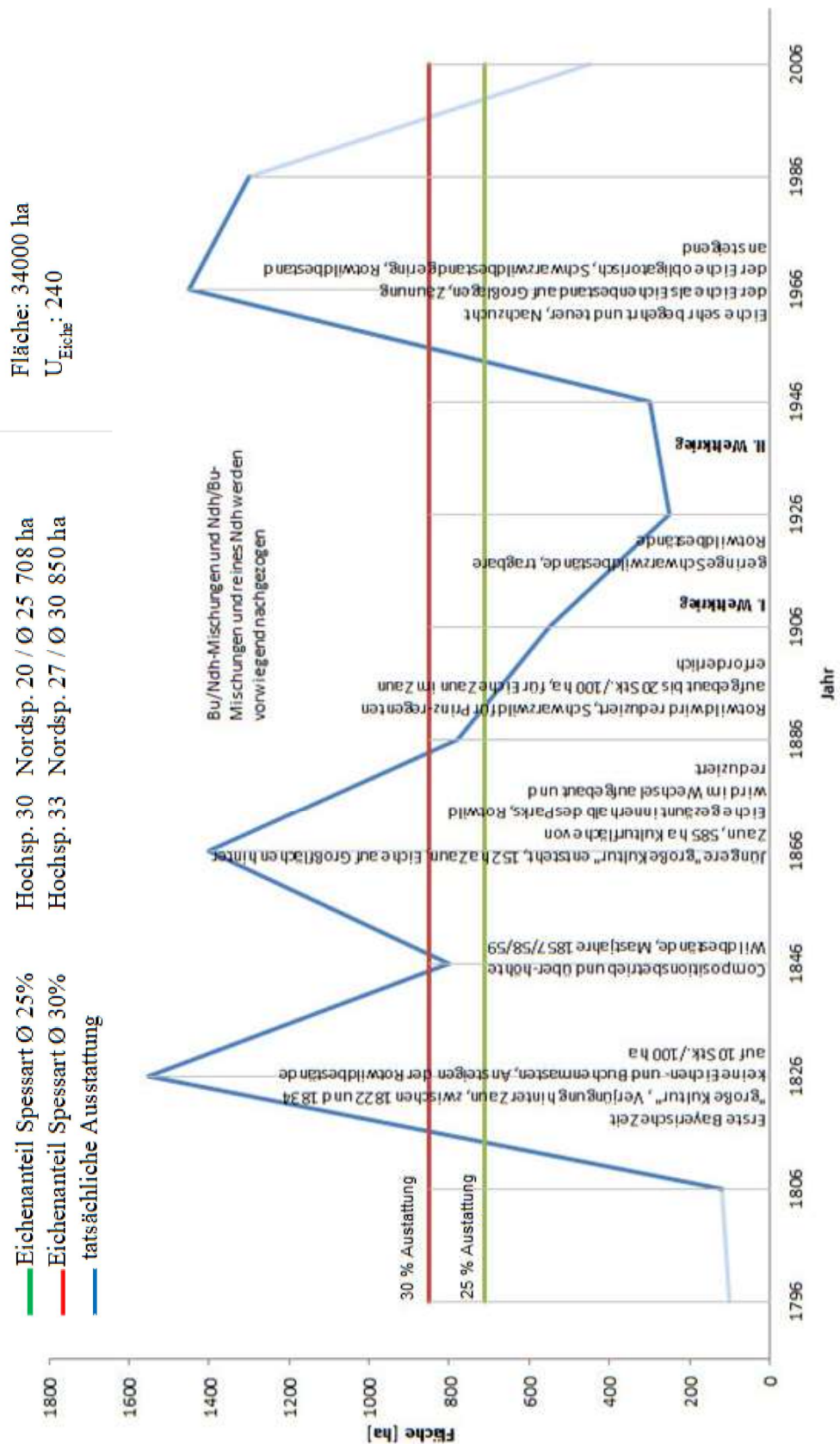
Zeit	Hektar	Zeit	Hektar
1797-1816	110	1896-1916	550
1816-1836	1550	1916-1936	250
1836-1856	730	1936-1956	300
1856-1876	1380	1956-1976	1450
1876-1896	670	1976-1996	1300
		Summe	8290

Anhang A2

Entwicklung der Eichenverjüngungsflächen von 1796 bis 2006 (Walter Graf, 1996)

Development of oak regeneration areas from 1796 until 2006 (Walter Graf, 1996)

1996 noch vorhandene Eichen-Verjüngungen im Hoch- und Nordspessart aus den Zeiten von 1796 - 1996



Die Behandlung der Eiche – Ein historischer Rückblick

Heinz Utschig

Zusammenfassung Die Eichenbewirtschaftung im Spessart war über Jahrhunderte der Leitgedanke für die Bewirtschaftung von Eichenbeständen. Im Artikel wird aufgezeigt, wie die Situation der Eichenbestände zu Beginn des 19. Jahrhunderts war. Vielerorts waren die Wälder übernutzt und wurden in produktive Nadelwälder umgewandelt oder die Mittelwaldbewirtschaftung in die Hochwaldbewirtschaftung überführt. Im Hochspessart sind durch die Jagdleidenschaft der Mainzer Fürstbischhöfe wertvolle Eichenbestände erhalten geblieben.

Nachdem der Spessart Teil des Königreichs Bayern wurde, gab es dort intensive Verjüngungsanstrengungen. Dies erfolgte im Rahmen des „großartigen Compositionsbetriebs“. Bei diesem mehrhiebigen Verfahren wurde die Buche im Umtrieb von 144 Jahren und die Eiche im Umtrieb von 288 Jahren bewirtschaftet. Die Eiche wurde in Trupp- bis Gruppengröße verjüngt, häufig kam es zu ungleichaltrigen Eichenbeständen. Am Ende des 19. Jahrhunderts wurde der „großartige Compositionsbetrieb“ wegen des enormen Pflegeaufwandes für die kleinflächig gemischten Eichen-Buchenbestände aufgegeben. Danach kam das Verfahren der Verjüngung/Saat der Eiche auf 1–3 ha großen gezäunten Kahlfächen zum Einsatz. Dies stellt bis heute das Verfahren der „klassischen Eichennachzucht“ dar. Aktuell gibt es bei der Verjüngung der Eiche wieder eine Entwicklung hin zu kleinflächigeren Verjüngungsverfahren in gemischten Beständen.

Die Durchforstung der Eiche wurde im 18. Jahrhundert kaum durchgeführt. Im 19. Jahrhundert gab es Anweisungen zur (sehr) mäßigen Durchforstung der Eiche unter Beibehaltung der Kronenspannung. Häufig wurde diese Durchforstung als Negativauslese betrieben. Ideen zur stärkeren Durchforstung der Eiche, initiiert aus im 19. Jahrhundert angelegten Durchforstungsversuchen, fanden keinen Eingang in die Behandlungskonzepte für die Eiche. Erst Ende des 20. Jahrhundert gab es auf Basis der Erkenntnisse aus der Auswertung von Versuchsflächen Vorschläge zu einer konsequenteren Förderung vitaler Eichen, zur Reduktion der Umtriebszeit und zur Sicherung der Eiche in Buchenbeständen.

In jeder der betrachteten Epochen zeigt sich der Einfluss der Jagd auf Erfolg oder Misserfolg der vorgeschlagenen Maßnahmen.

Künftig werden Eichenbestände nicht nur an ihrem Wertholzanteil, sondern auch an ihrer Funktionserfüllung als klimatolerante Bestandesform und als Naturschutzelement gemessen. Gedanken zur Habitatkontinuität in Eichenbeständen zeichnen den Weg zu ungleichaltrigen und mehrhiebigen Bestandesformen auf.

Schlüsselwörter Geschichte der Eichenbewirtschaftung, Durchforstung der Eiche, Verjüngung der Eiche, Großartiger Compositionsbetrieb

Summary The management principles of oak stands, like they were established in the growing region of Spessart, applied as a main idea for tending oak stands in other regions. The stand situations of oak was shown for the beginning of the 19th century. At many sites, the oak forests where exploited and a transformation was introduced forward to productive mixed coniferous stands. Other oak stands, tended as coppice with standards, where transformed to a high forest system. In the inner area of Spessart, due to the hunting activities of the prince bishops of Mainz, remained old oak stands with a high economical value.

After the area of Spessart has been included into the kingdom of Bavaria, an intensive movement started to regenerate oak in that area. The principle they applied was termed “the great compositional silvicultural scheme”. This large area concept had the goal, to establish groups of oaks of different ages in mixed stands with beech. The intended rotation period of beech was 144 years and of oak 288 years. At the end of 19th century this conception wasn’t any longer applied. The intensive and mosaic scaled mixture of oak and beech trees lead to a high effort of tending operation. A new idea was to make a clear cutting with a scale of 1 up to 3 hectares, to have natural regeneration or to seed oak in a fenced area. This is the “traditional method to regenerate oak stands”. Nowadays these principles are changing forward to smaller regenerations plots again.

Tending of oak stands was not common in the 18th century. During the 19th century we found only directions with a very moderate tending regime in oak stands, the crowns should maintain contact. Very often thinning where applied as negative selection. Research plots where established to find out, what is the best tending regime in oak stands. As a result out of this research work where upcoming ideas to apply a more heavy thinning of oak stands, but these ideas found no way to be applied in practice.

At the end of the 20th century finally a moderate heavy thinning from above became more and more common as a tending regime in oak stands. The aim was to reduce rotation period in oak stands and to promote oak consequently in mixed beech-oak stands.

Over all different periods, the hunting regime had a heavy influence to success or failure of applied tending regimes and forms of regeneration.

In future value of oak stands not only will be assessed by timber value and quantity, but also due to the value as a climate tolerant species or as an important element for nature conservation. Ideas for maintaining ecological continuity lead to uneven aged stands in oak and different rotation periods within oak and the admixed trees.

Keywords History of oak tending, thinning regime, regeneration of oak, the great compositional silvicultural scheme

1 Einleitung

Die Eiche ist eine besondere Baumart unter unseren Wirtschaftsbaumarten. „Die Spessarteiche ist das wertvollste und edelste Erzeugnis deutschen Waldes“ (Vanselow, 1920, S. 345). Er schreibt weiter (S. 353): „Für Produktionszeiträume und Umtriebe von drei Jahrhunderten und mehr scheiden alle statischen Momente und Erwägungen aus; denn wir wissen, daß ein Produkt erzeugt wird von einer Vollkommenheit und Vollendung, wie es einzigartig fast in der Welt dasteht.“ Der Mythos Spessarteiche könnte so nicht besser beschrieben werden und hat die Eichenbehandlung in Bayern immer stark geprägt (Gayer, 1892; Vanselow, 1960; Fleder, 1988; Burschel und Huss, 1987). Gleichzeitig gibt es bei der Begründung und Behandlung von Eichenbeständen in Bayern regionale Unterschiede und Entwicklungen in den Behandlungsgrundsätzen. Im Folgenden wird versucht, typische Entwicklungstendenzen bei der Bestandesbehandlung der Eiche in den letzten drei Jahrhunderten in kurzen Abrissen aufzuzeigen.

2 Historische Eichenbehandlung bis ca. 1800: Vorsichtige Annäherung an ein aktives Behandlungskonzept

In den Forstlichen Mittheilungen (1862a, S. 4–5) wird in einem Aufsatz auf die frühere Waldbewirtschaftung im Gramschatzer Wald Bezug genommen: „In früherer Zeit und bis gegen Ende des sechzehnten Jahrhunderts herrschte ... eine Art von Plänterwirtschaft, deren planloser Betrieb endlich die damalige fürstbischhöfliche Regierung mit Besorgnissen um die Befriedigung der Holzbedürfnisse ihrer Unterthanen erfüllte und im Jahre 1569 die Veranlassung wurde, ... in einer Waldordnung ... bestimmte Vorschriften zu einer pfleglicheren Benutzung und sorgfältigeren Behandlung der Waldungen zu geben.“ Es wurde angeordnet, dass künftig „schlagweise gehauen werden sollte und dabei zur Erziehung des nöthigen Bauholzes auf Überhaltung hiezu tauglicher Hegereiser ... Bedacht zu nehmen sei.“

Im Tettenborn'schen Waldbesichtigungsprotokoll von 1790 wird der Zustand der Wälder der Kurmainzer Fürstbischöfe im Spessart dargestellt. Es ist gleichermaßen das Ergebnisprotokoll der bisherigen Wirtschaftsform, die sich durch ein Verbot der Nutzung von (Alt-)Eichen einerseits und andererseits der Notwendigkeit der Befriedigung eines zunehmenden Bedarfs an Holz aus diesen Wäldern für Schiffsbau und als Brennholz für die Stadt Mainz auszeichnete. Tettenborn sollte überprüfen, ob ein 80-jähriger Umtrieb der Buche mit vierspältigem Buchenbrennholz als Zielsortiment möglich ist. Gleichzeitig machte er eine Inventur, wie viele Holländereichen für den Schiffsbau nutzbar sind.

Im Ergebnis konnte er feststellen (Tab. 1), wie die Glashüttennutzung den Wald in einigen Revieren zugrunde gerichtet hatte – Vorräte von 20–80 Efm/ha hat er dort ermittelt. Gleichzeitig wurde klar, dass der jagdliche Schwerpunkt im Hochspessart zu ansehnlichen Vorräten von 100 bis fast 300 Efm/ha von Eiche und Buche geführt hat. Besonders die Anzahl der Holländerstämme war interessant, hier schätzte Tettenborn (1790) rund 70.000 Stück für den Spessart. Das ergibt etwa einen Alteichenvorrat von 500.000 fm. Dies entspricht im Durchschnitt zwischen 2 (Craußenbach) und 12 (Rohrbrunn) Alteichen/ha für die Hochspessartreviere. Im Durchschnitt resultiert in den Revieren mit Holländerstämmen ein Alteichenvorrat von ca. 30 Efm/ha. Er taxierte auch die Zahl der angehenden Holländerstämme und kam dabei auf fast 160.000 Bäume, was praktisch den Alteichenvorrat in den Hochspessartrevieren auf über 60 Efm/ha verdoppelte. Ein überraschend niedriger Durchschnittswert. Aus den Beschreibungen geht hervor, dass die Eiche im Wesentlichen ohne Ernte blieb und teilweise eine sehr geringe Vitalität aufwies. Tettenborn beschreibt detailliert die Verjüngungsanstrengungen für den Erhalt der Eiche, z.B. bei der Beschreibung für das Rohrbrunner Revier: „Überhaupt verdient das Nachziehen junger Eichen ... die größte Aufmerksamkeit“ (Tettenborn, 1790, S. 2). Er kalkuliert auch, wie

groß das Nutzungspotenzial in den Buchenbeständen ist und wie die Buche weiterhin zu einer intensiven Brennholznutzung herangezogen werden kann. Er kommt dabei auf ca. 20.000 Efm Holz/Jahr, der Bedarf wurde mit dem doppelten quantifiziert. Es gab am Ende des 18. Jahrhunderts steigende Nutzungsansprüche und nur begrenzte Erntemöglichkeiten in den Waldungen des Spessarts.

Tabelle 1: Geschätzte Holzmengen aus dem Tettenborn'schen Waldbesichtigungsprotokoll (1790). Die Angaben wurden in metrische Größen und in Efm/ha umgerechnet. Für Holländerstämme wurde ein Bhd von 80 cm angenommen, für angehende Holländerstämme 62 cm. Nicht berücksichtigt wurde der Unter- und Zwischenstand, hierzu fehlten genauere Angaben.

Table 1: Equation of standing timber volume according to the Inventory of Tettenborn (1790). All values were transformed into metric scale and in harvesting volume. For the very old oak trees (Holländerstämme) dbh of 80 cm and for the old oak trees dbh of 62 cm (upcoming Holländerstämme) was estimated. No information about of the understory was available.

	Oberbessen- bacher Revier	Rohr- brunner Revier	Craußen- bacher Revier	Alten- bacher Revier	Bisch- bronner Revier	Rothen- bacher Revier	Heinrichs- thaler Revier	Schell- krippener Revier	Sailoffer Revier	Wißthaler Revier	Lohrer- straßen Revier	Hayner Revier	Wald- aschaffer Revier
Fläche in ha	527	2045	1463	1403	4025	4402	1518	1864	1434	3397	2296	1530	1591
V/ha in Efm	76	212	153	289	195	107	28	20	70	81	69	47	53

Schüpfer (1917) fertigte Skizzen über die forstlichen Zustände in Bayern am Ende des 18. Jahrhunderts. Darin beschreibt er eindringlich, wie devastiert, aufgelichtet und ausgebeutet z.B. die Forste um München waren. Alteichen bildeten das Rückgrat der Schweinemast, das Gras im Wald war für den Vieheintrieb wichtig und der Wald warf nur wenig Ertrag ab. Mantel (1930, S. 59) beschreibt in seinem historischen Bericht den Ebersberger Forst folgendermaßen: „Die ständige Ausbeutung des Waldes durch Holz- Weide- und Streunutzung musste an den Kräften des Waldes zehren“. Das Ergebnis war ein aufgelichteter Wald mit „öden Plätz“ (ca. 1700 Tagwerk). „Der Dritte Theil des Forstes besteht aus ausgewachsenen und mittelmäßigen ziemlich weitläufig stehenden Eichen, ein gleich großer Theil aus alten, größtenteils schon abgestandenen oder im Absterben begriffenen Buchen und ein gleich großer Theil aus schönwüchsigem Fichtenholz mit einzelnen starken Fichten und Eichen.“ Er beruft sich dabei auf das Operat von 1845. Auch hier kann festgestellt werden, dass es an Eichennachwuchs mangelte. Waldweide, Laubbrennen und Weidebetrieb verhinderten eine erfolgreiche Ansamung (Schüpfer, 1917). Schüpfer (1917, S. 53) zitiert aus einem Gutachten von Schilcher (1799): „Das Schlimmste war aber das, „daß nirgends ordentliche Schläge geführt, sondern immer nur schleichweise gehauen wurde und daß die Jungwüchse dem Weidevieh preisgegeben wurden“.

Eine Auswertung der Waldbeschreibungen von 1750 bis 1845 im Ebersberger Forst (Abb. 1) zeigten folgendes Ergebnis bei der Entwicklung der Baumartenanteile: Die Laubholzanteile nahmen innerhalb von 100 Jahren dramatisch ab und die Nadelholzarten Fichte und Kiefer wurden erfolgreich etabliert. Die Eiche spielte fortan in den südbayerischen Wäldern keine bedeutende Rolle mehr (Mantel, 1930). Diese Entwicklung ist typisch für viele Wälder in ganz Bayern (Hamberger und Bauer, 2018).

An der Wende zum 19. Jahrhundert gab es viele lichte Wälder, diese waren übernutzt und die Neben- nutzungen (Streunutzung, Waldweide, Laubbrennen) hatten den Wald ausgezehrt. Die Jagd hatte jedoch in einigen großen Waldgebieten wie z.B. dem Spessart Reste besonderer Eichenwälder erhalten. Konsequente Ansätze zur Verjüngung dieser Wälder wurden im Spessart erst nach 1750 diskutiert. Eine Durchforstungstradition lässt sich noch nicht feststellen, die unregelmäßige Nutzung war an der Tagesordnung. Das Spessartholzrecht erlaubte auch erst Eingriffe in über 60 Jahre alte Bestände. Verjüngungen, wie der fast 500 ha große Heisterblock im Spessart, wurden als große Ausnahme und Besonderheit wahrgenommen (Tettenborn, 1790; Vanselow, 1960). Tettenborn (1790) hatte aber bereits durch die Definition von Zielprodukten (Eichen-Holländerstämme, vierspaltiges Buchenbrennholz) und dem Vorschlag einer mehrhiebigen Bewirtschaftungsform von Eiche und Buche eine klare Bewirtschaftungsvorstellung für die Eichen-Buchenbestände im Spessart.

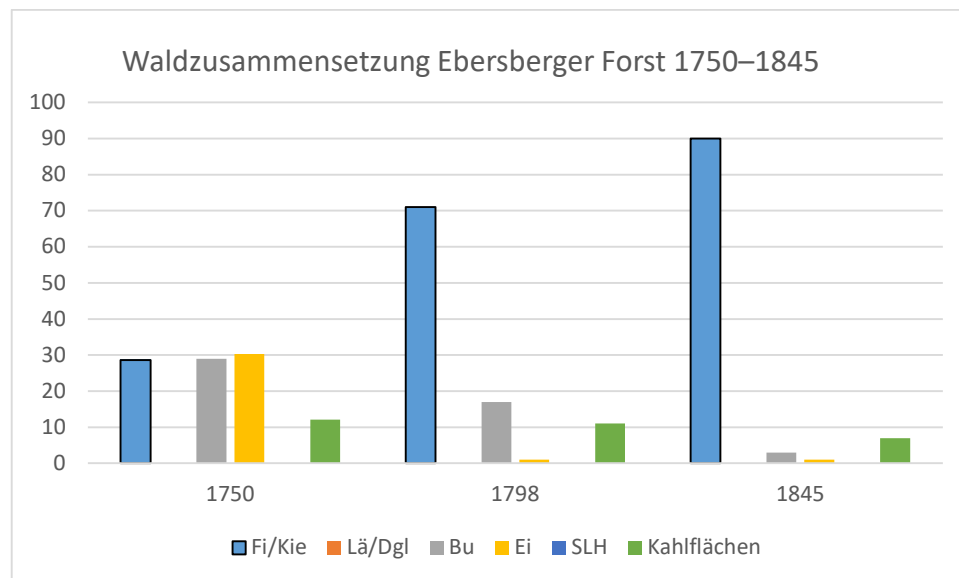


Abbildung 1: Veränderung der Waldzusammensetzung im Ebersberger Forst zwischen 1750 und 1845 (nach Mantel, 1930).

Figure 1: Changing of tree species composition in the period 1750 to 1845 in the area of Ebersberger Forst (according to Mantel, 1930)

3 Das 19. Jahrhundert: Forstwirtschaft im Königreich Bayern etabliert Wirtschaftsregeln

Vanselow (1960, S. 276) untertitelte diesen Zeitabschnitt mit: „Waldbautechnik unter Bayerischer Verwaltung – Die neue Zeit“. Aufbruchsstimmung wurde deutlich. Die Fortschritte in der Forstwissenschaft und die Bedeutung der Forstwirtschaft für den Staatshaushalt wurden erkannt. Im Spessart kümmerte man sich zuallererst um den Eichennachwuchs und die nachhaltige Nutzung der überalterten Eichenbestände (Vanselow, 1960).

Im Verjüngungsbetrieb wurde bei der ersten Waldstandsrevision (Forstliche Mittheilungen, 1855) der Sinn des Einzelüberhalts gesunder Alteichen in Frage gestellt. Zopftrocknis und Absterbereaktionen waren häufig zu beobachten. Alteichenüberhalt beschränkte sich fortan auf Gruppen und Horste (Vanselow, 1960). Besondere Probleme waren die Vorwüchsigkeit der Buche gegenüber der Eiche, der unterschiedliche Lichtbedarf der beiden Baumarten, die sehr unterschiedliche Umtriebszeit von Buche und Eiche und die große Gefährdung der Jungeiche durch das Wild (Vanselow, 1960). „Die Überzeugung, dass die Beimischung der Buche zur Eiche von Jugend an zur Erhaltung der Standortgüte und zum Stammschutz der Eiche unentbehrlich ist, legte dringend den Gedanken einer innigen, d.h. der Einzelmischung nahe.“ (Vanselow, 1960, S. 278). Reine Eichenbestände zeigten weder Höhenwuchs noch Schaftreinheit (Vanselow, 1960). Mittels Dunkelschlag sollte die Eiche vor der Buche verjüngt werden, dies misslang aber meistens (Vanselow, 1960).

Im Forsteinrichtungswerk für den Spessart von 1835/36 wurde die Abkehr von der Einzelmischung beschlossen (nach Vanselow, 1960). Man ging über zu einer gruppen- bis horstweisen Beimischung der Eiche im Buchengrundbestand. Ziel war die Konkurrenz zwischen Eichen und Buchen zu entschärfen (Vanselow, 1960). Mit der Definition einer Umtriebszeit der Buchenbestände von 144 Jahren wollte man schachbrettartig Eiche in Buchenteilen verjüngen und so dauerhaft einen vitalen Buchenunter- und -zwischenstand erhalten. Der „großartige Compositionsbetrieb“ war geboren (Vanselow, 1960; Mölder et al., 2017).

Vanselow (1960) interpretiert den Terminus großartig als Qualitätsattribut während Mölder et al. (2017) großartig auf die große Fläche bezieht. Bei dem Begriff Composition sind sich beide Autorenschaften einig, dass es sich um eine aus verschiedenen Umtrieben zusammengesetzte Betriebsform handelt. Anders als bei den Tettenborn'schen Regeln (1790) wurde die Rotation der Buche von 80 auf 144 Jahre hinaufgesetzt, wohl um andere Sortimente als nur Brennholz mit der Buche erzeugen zu können.

Das Verfahren des „großartigen Compositionsbetriebs“ beschreiben Vanselow (1960) und Mölder et al. (2017) folgendermaßen: Mit diesem Verfahren konnten bestehende Mischbestände aus Eiche und Buche ebenso wie lichte Bestände aus Alteichen behandelt werden. Entweder wurde die Buche natürlich verjüngt oder künstlich eingebracht.

Erfolgte der Abtrieb eines Buchengrundbestands, wurden Gruppen und Horste gutwüchsiger und gesunder Eichen erhalten. Gleichzeitig konnten Eichenflächen von 200 bis 400 m² Größe begründet werden, die dann im nächsten Umtrieb der Buche erhalten blieben. Diese Gruppengröße wurde, nachdem einige Erfahrungen mit dem „großartigen Compositionsbetrieb“ gewonnen waren, auf 600–800 m² erweitert. Zur Begründung dieser neuen Eichengruppen wurde in einem Eichenmastjahr die Umgebung von Samenbäumen hinlänglich licht angehauen, nach erfolgtem Aufschlag hiebsreife Alteichen entfernt. Falls eine natürliche Verjüngung nicht möglich war, sollte sie durch Saat (8–10 hl/ha) in Riefen mit einem Abstand von 1,2–1,5 m erfolgen. Der übrige Bestand blieb bis zu einem Buchenmastjahr geschlossen, um der Eichenverjüngung einen Vorsprung zu geben. In den Folgejahren erfolgte eine konsequente Jungwuchspflege zugunsten der Eiche.

Diese konsequente Pflege war der zentrale Erfolgsfaktor. Gleichzeitig wurde der Pflegeaufwand als extrem hoch beschrieben. „Besonders aufwendig war es, der Eiche in 15- bis 20-jährigen Gertenhölzern mit Pflegerückstand einen Vorteil gegenüber der Buche zu verschaffen“ (Mölder et al., 2017, S. 71). Für den Buchengrundbestand, der die Eichengruppen und -horste im Baumholzalter umgab, war eine plenterartige Behandlung vorgesehen.

Vanselow (1960, S. 280) beschreibt, dass ca. „ein Viertel der gesamten Betriebsfläche im Spessart in Verjüngung im Hartig'schen Dunkelschlag stand. Die gruppen- und horstweise Beimischung gestattete die Umzäunung als einfache „Verlanderung“, d.h. eine Abgrenzung durch Zäune, die aus Pflöcken bestanden, die mit horizontalen Stangen verbunden waren.“

Die erste Waldstandsrevision für den Spessarter-Staatswald-Complex (Forstliche Mittheilungen, 1855, S. 54) stellt fest: „Der Erfolg der Wirtschaft seit der Forsteinrichtung im Laufe des 1. Zeitabschnittes kann in jeder Beziehung nur als höchst befriedigend erkannt werden. Ausgedehnte Flächen, welche verödet oder doch zuwachslos gewesen waren, sind durch Kultur in Ertrag gebracht worden ... Die natürlichen Verjüngungen lassen sowohl rücksichtlich des Mischungsverhältnisses der Rotbuche zur Eiche, als in Bezug zur Vollkommenheit der Bestockung nichts zu wünschen übrig.“

Gelingt die Eichennaturverjüngung nicht, so erfolgt die Eichen-Riefensaat auch plätzeweise. Besten Erfolg zeigte sie auf Plätzen mit einer leichten Grasnarbe. Schwierig war die Saat in die Laubstreu hinein. Waren diese Bemühungen ohne Erfolg, konnten die unbestockten Flächen auch mit 1–3-jährigen Eichen bepflanzt werden. Von der Pflanzung mit starken Eichen und Buchen wurde aus Kostengründen abgeraten. Heister sollten nur auf kleinen Blößen und ganz gutem Boden gepflanzt werden (Forstliche Mittheilungen, 1855).

Die Ergebnisse der zweiten Waldstandsrevision für den Spessarter Staatswaldcomplex (Forstliche Mittheilungen, 1862b, S. 21–22) wurden festgehalten: „Den Nachhieben wurde überall eine möglichst große Ausdehnung geben, und die ergiebigen Eichel- und Buchelmastjahre 1857, 1858 und 1859 sind durch wohlbemessene Angriffe der minder vollkommen bestockten Abtheilungen benützt worden. Bei den Durchforstungen musste leider wegen der dringenden Nachhiebe und der durch den Eisbruch veranlaßten sehr beträchtlichen zufälligen Ergebnisse bedeutend zurückgeblieben werden.“ Die Unterpflanzung oder Unterstufung reiner Eichenstangen- und Heisterbestände mit Buche ist plangemäß erfolgt. Die Naturverjüngungen werden als wüchsig beschrieben, und das Mischungsverhältnis der Eiche zur Rotbuche ließ „nichts zu wünschen übrig“ (S. 24). Um den Eichenanteil zu erhöhen, wurde vorgeschlagen, die Fläche der Eichenhorste von 0,1 auf 0,16 ha zu vergrößern.

Nach den Zahlen von Vanselow (1960) war das Verfahren des „großartigen Compositionsbetriebs“ ein großer Erfolg (Tab. 2). Von 1835 bis 1874 konnten über 2.400 ha Eiche verjüngt werden. Eigentlich lag der Verjüngungsschwerpunkt „in der Wiederbestockung der heruntergekommenen Eichen- und Buchenbestände im Nordspessart mit Nadelholz“ (Vanselow, 1960, S. 285). Desto bemerkenswerter ist die gleichzeitige erfolgreiche Verjüngungsanstrengung zur Erzielung von Eichenbeständen zu dieser Zeit.

Tabelle 2: Erfolgreiche Eichenverjüngung im Spessart in ha pro Periode und pro Jahr in der Periode nach Vanselow (1960).
Table 2: Area of successful oak regeneration in the area of Spessart in hectares per period and per year in the period according to Vanselow (1960).

	1770–1800	1801–1834	1835–1854	1855–1874	1875–1894	1895–1914	1915–1934	1935–1954	Σ1770–1954
ha	300	470	1129	1351	447	420	207	229	4553
Fläche/ Jahr	10	14	56	68	22	21	10	11	25

In Südbayern wird für die Verjüngung der Eiche folgende Grundregel festgesetzt: „Der Nachzucht der Eiche wäre überall, wo die örtlichen Verhältnisse einen guten Erfolg erwarten lassen, eine besondere Bedachtnahme zu widmen, und dieselbe in Horsten zwischen den übrigen Holzarten, und besonders in der Mischung mit der Buche zu erziehen.“ (Forstwirtschaftliche Mittheilungen, 1849a, S. 38). Grundsätzlich wird die Pflanzung empfohlen (Forstwirtschaftliche Mittheilungen, 1849a, S. 67), da „die Mittel zur natürlichen Nachzucht der Eiche beinahe ganz fehlen“. Des Weiteren wird der Überhalt einzelner mittelalter Eichen empfohlen.

Für den Köschinger Forst wurden eigene Wirtschaftsregeln zur Eichennachzucht erlassen (Forstwirtschaftliche Mittheilungen, 1849b). Als Verjüngungsmethode wird die Saat mit Bodenvorbereitung oder Pflanzung diskutiert. Die Gefährdung der Eiche durch Wild wird als groß erachtet. Die Umzäunung der Kulturorte wird „am besten durch einen festgeflochtenen Hannichlzaun bewirkt“ (Forstwirtschaftliche Mittheilungen, 1849b, S. 118). „Sollte im Freien das Wild den Pflanzungen Schaden zufügen, so ist die Verminderung desselben ungesäumt und ohne weiteres eintreten zu lassen“ (Forstwirtschaftliche Mittheilungen, 1849b, S. 119). Die Lichtstellung zur Verjüngung der Eiche muss stärker sein als bei der Verjüngung der Buche, aber nicht zu stark, um dem Graswuchs vorzubeugen. Mit der Lichtung und Nachhauung der mit Eiche horstweise bestockten Fläche ist rascher vorzugehen als bei der Buche, da die Eiche eine längere Überschildung nicht ertragen kann. Fehlt die Buchenbeimischung, dann soll sie nach der Erstdurchforstung der Eichenjungbestände durch Saat oder Pflanzung begründet werden (Forstwirtschaftliche Mittheilungen, 1849b).

4 Die Zeit nach 1880: Die „klassische Eichennachzucht“ wird entwickelt

Vanselow (1960) beschreibt die Situation verkürzt so: Der volkswirtschaftliche Aufstieg nach dem Kriege 1870/71, Fortschritte bei der Verarbeitung von Furnieren und der wachsende Bedarf von Eichenholz für Bau- und Wohnzwecke führten zu steigenden Preisen für Eichenholz. Der Vorrat an abgängigen und überalterten Eichen war hoch. Dazu kam der steigende Finanzbedarf des bayerischen Staates. All dies veranlasste eine Erhöhung des Hiebssatzes und einen stärkeren Eingriff in den Vorrat.

Mölder et al. (2017) beschreiben, dass die Waldstandsrevision von 1883 unter Leitung von Karl Gayer zu dem Schluss kam, dass das Ziel, die Buchen- und Eichenbestände auf horstweise gemischten Buchen- und Eichen-Hochwald zu verjüngen in dem beabsichtigten Umfang nicht gelungen ist.

Aus den mit dem „großartigen Compositionsbetrieb“ gemachten Erfahrungen hinsichtlich der Konkurrenzregelung mit der Buche und der Qualitätsentwicklung der einzeln bis gruppenweise übergehaltenen Eichen zeichnete sich deswegen eine Abkehr vom bisherigen Vorgehen ab. Die Grundsätze der Eichenverjüngung wurden überarbeitet, die Eichenfläche wurde schrittweise auf mindestens 1 ha erweitert (Vanselow, 1960). „Immer mehr trat die großflächenweise Trennung der Eichenverjüngung an die Stelle der kleinflächenweisen“ (Vanselow, 1960, S. 282). Statt der Naturverjüngung wurde die Saat das Standardverfahren. Die „klassische Eichennachzucht“ war geboren. Die Grundsätze zur Eichensaat wurden in der Folgezeit perfektioniert und finden heute noch im Spessart Anwendung.

„Als schwerer Nachteil erwies sich aber auch der Wildverbiss. Es wäre sehr kostspielig gewesen, all die zahlreichen, zerstreuten Gruppen und Horste der Eichenverjüngung wildsicher einzuzäunen“ (Vanselow, 1960, S. 282).

An einem Gedanken hielt man jedoch fest: Die Buche sollte der Eiche nach wie vor einzeln beigemischt werden. Man glaubte, durch die Ausschaltung des Wildeinflusses und den Möglichkeiten der Pflege, die Buche in der Eiche beherrschen zu können (Vanselow, 1960).

Karl Gayer war Ende des 19. Jahrhunderts Professor an der Forstlehranstalt in Aschaffenburg und hat sich sehr mit der Eichenproblematik beschäftigt. Auf S. 215 seines Waldbaubuches führt Gayer (1890) aus: Es werden keine neuen Eichenbestände mehr begründet, da „das mit dieser Holzart verbundene Wirtschaftsziel (Anm.: starkes Wertholz) i.d.R. nicht erreicht werden kann.“ Er schreibt, dass die Eiche in Mischung mit der Buche „gipfelfrei“ sein muss, dass Eichenhorste in der Buche überwachsen werden wie die Eiche in Einzelmischung. Er plädiert für einen ungleichaltrigen Bestandeswuchs von Buche und Eiche, die Unterbauten von Buche in Eichenbeständen des Spessarts nennt er „ein großartiges Vorbild“ (S. 258) und den Überhalt von Eiche in Gruppen und Horsten beschreibt er als funktionierendes System. Im Zusammenspiel mit der Saat der Eiche auf größeren Flächen ist die gedankliche Grundlage für die künftige Eichenbewirtschaftung gelegt.

5 Durchforstung von Eichenbeständen: Eine zwei Jahrhunderte lang andauernde vorsichtige Annäherung an ein Durchforstungskonzept

Die erste Waldstandsrevision für den Spessarter-Staatwald-Complex (Forstliche Mittheilungen, 1855, S. 55) beschreibt die ausgeführten Durchforstungen folgendermaßen: „Durch sehr vorsichtige Durchforstungen wurde nicht nur die Nutzung gesteigert, sondern auch der Zuwachs der Bestände gefördert.“ Auf S. 58 der Forstlichen Mittheilungen von 1855 wird beschrieben: „Allmähliches und starkes Durchforsten der Eichenbestände sichert erfahrungsgemäß im Spessart die Entwicklung der Buche selbst bei starker Beschattung der Eiche, und führt zu kräftigen, gemischten Beständen.“

In den Forstlichen Mittheilungen von 1862b (S. 29–30) wird zudem ausgeführt: „Wie bisher sei mit der Durchläuterung der Eiche im 40–50jährigem Alter... zu beginnen ... aber streng darauf zu sehen, daß die Eichen immer noch in der den Höhenwuchs bedingenden mäßigen Spannung ihrer Wipfel erhalten bleiben und kein größerer Lichteinfall begünstigt werde, als es zum Gedeihen des eingebrachten Unterstandes erforderlich ist.“

In den Wirtschaftsregeln für den Pfälzer Wald (Forstliche Mittheilungen, 1866) werden die forstlichen Maßnahmen in Auszugshauungen (Nachhiebsreste), Läuterungs-(Ausjätungs-)Hiebe und Durchforstungen eingeteilt. Durchforstungen werden in jüngeren Beständen mäßig stark ausgeführt, die stete Beibehaltung des Schlusses ist zu beachten. Starke Durchforstungen in größeren Zeitabschnitten werden als „verwerflich“ erachtet. Für Eichenbestände ist in der Durchforstung das Augenmerk vorzugsweise auf die Begünstigung der gutwüchsigen Eichen zu richten. In den angehend haubaren Beständen kann auch schwach hochdurchforstungsartig eingegriffen werden. In Mischbeständen sind die Durchforstungen vornehmlich auf die Begünstigung der gutwüchsigen Eichen zu richten.

In den Forstwirtschaftlichen Mittheilungen (1849a, S. 69) wird für Südbayern eine moderate Durchforstung vorgeschlagen, „welche zu dem Ende etwas stärker geführt wird“.

Mit der Etablierung der Forstlichen Versuchsanstalten in Deutschland erfolgte die Anlage von Versuchen zur Frage der Durchforstungsstärke. Zur Harmonisierung der Versuche wurde die Durchforstung systematisiert. Ziel war es, zu definieren, welche Bäume im Bestand verbleiben und welche Bäume im Zuge der Durchforstung entnommen werden. Dazu wurde ein Baumklassensystem entwickelt und die Entnahmen genau beschrieben. Das führte zur Definition von schwachen, mäßigen und starken Durchforstungsgraden sowie der Lichtung (Verein Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten, 1902).

Wiedemann (1931) hat Durchforstungsversuche in Buchen-Eichen-Mischbeständen ausgewertet, die Schwappach 1891 angelegt hatte, um die Frage zu klären, ob durch eine geeignete Pflege die Eiche im gleichaltrigen Buchenmischbestand erhalten werden kann. Besonders wichtig war dabei die Frage, wann die Freistellung der Eiche beginnen und wie stark dieser Eingriff sein muss. Wiedemann (1931) konnte zeigen, dass durch eine starke Pflege der Eichen, die über die revierübliche Eingriffsstärke hinausging, der Kronenausbau und das Wachstum der geförderten Eichen gesteigert werden konnte. Er konnte anhand der untersuchten Versuchsreihen belegen, dass bei „sorgsamer Pflege der Eichen durchaus wertvolle Scheideholz- und Furniereichen im Buchenmischbestand auch auf solchen Standorten erzogen werden können, auf denen die Buche der Eiche im Höhenwuchs um 2 m überlegen ist und auf denen die übliche Durchforstungsart fast reine Buchenbestände mit wenigen verkrüppelten Eichen erzielt“ (Wiedemann, 1931, S. 674–675). „In den Beständen der starken Pflege wurden zeitig 80–170 Zukunftsbäume fest bezeichnet und durch rücksichtslosen Aushieb aller bedrängender Nachbarn gepflegt, während der Zwischen- und Unterstand sorgsam erhalten blieb“ (Wiedemann, 1931, S. 635). Diese Erkenntnisse Wiedemanns (1931) fanden keinen Eingang in waldbauliche Behandlungskonzepte in Bayern.

6 Die Zeit nach 1950: Die Eichenverjüngung im klassischen Verfahren wird fortgeführt

Arbeiten von Fleder (1988) und Nüßlein (1978) zeigen, dass die im 19. Jahrhundert erarbeiteten Grundsätze seit über einem Jahrhundert im Spessart Bestand haben. Die Furniereichen sollen in Beständen ab 3 ha Größe möglichst mittels Saat verjüngt werden. Die Ansamung des Schattlaubholzes sollte durch einen lichten Buchenschirm und durch Ergänzungspflanzung erfolgen. Der Grundsatz der innigen Mischung von Buche und Eiche wurde auf den Saatflächen nicht aufgegeben. Nüßlein (1978, S. 667) spricht aber auch davon, dass die Naturverjüngungstradition abgerissen ist und dass einige

Erfolge aus den Masten in den 1970er Jahren Grund dafür sind „dieser vergleichsweise billigen Nachzuchtform vermehrt Aufmerksamkeit zu schenken“.

7 Die Entwicklung der Durchforstungsfrage nach 1950: Waldbauliche Forschung ergänzt tradierte Regeln

Die Durchforstungsfrage ist auch in der jüngeren Vergangenheit heftig diskutiert. Fleder (1988) weist auf die schmalen und gleichmäßigen Jahrringe der geernteten Furniereichen hin und spricht sich für eine sehr moderate Durchforstung der Flächen aus. Nüßlein (1978, S. 668) geht weiter und lehnt forstliche Aktivitäten wie „... Dickungspflege, Auslesedurchforstung, Kronenausbau ...“ rundweg ab und erinnert an die Qualität der undurchforsteten Bestände in den früheren Jahrhunderten.

Fleder (1988) beschreibt das Behandlungskonzept zur Erziehung von Werteichen in Unterfranken in den Entwicklungsstadien folgendermaßen: Arbeitsschwerpunkt in der Jungwuchs- und Dickungspflege ist der Aushieb von Nichteichen. Anschließend erfolgt eine Auslesedurchforstung mit dem Ziel des Erhalts einer sanften Kronenspannung, die zu keiner Unterbrechung der Astreinigung führt. Dann kommt eine länger anhaltende Phase der Lichtwuchsdurchforstung zum Kronenausbau gut geformter Eichen, Ziel ist eine Kronenlänge von einem Drittel. Evtl. ist in dieser Phase ein Unterbau mit Buche im Alter von 100 bis 140 Jahren erforderlich. Das Methodenspektrum bei der Durchforstung der Eiche hat sich erweitert, die Maßnahmen werden aber in einer sehr mäßigen Eingriffsstärke ausgeführt. Häufig erfolgen die Entnahmen nach dem Kriterium der Negativauslese (Mosandl und Abt, 2016).

Außerhalb der klassischen Eichengebiete wurden auch Stammzahlreduktionen im Jungwuchs, in der Auslesedurchforstungsphase der Erhalt einer geringeren Kronenspannung, die Förderung von 100 bis 150 Ausleseebäumen und konsequente Lichtwuchsdurchforstung in der Altdurchforstung in den Durchforstungsempfehlungen vorgesehen. Die Ausbildung einer gut geformten Krone der Ausleseebäume rückt hier bereits in den Vordergrund (Oberforstdirektion Augsburg, 1983; Oberforstdirektion München, 1988).

Je länger diese Phase der klassischen Eichenwirtschaft andauerte, umso mehr Kritik kam zu diesem Verfahren auf und der Wunsch nach Veränderung hinsichtlich des Verjüngungsverfahrens und der Durchforstung wurden laut. Ideen der ANW Bayern (Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft) zur natürlichen Verjüngung der Eiche und Vorschläge, die Umtriebszeit der Eiche durch stärkere Durchforstungen erheblich zu verkürzen wurden diskutiert (Mergner, 1988; Lang, 1988; Spiecker, 1991; Mosandl et al., 1991; Pretzsch, 1993).

Dies führte dazu, dass an verschiedenen Forschungseinrichtungen das Thema Eichendurchforstung und Eichenverjüngung wieder aufgegriffen wurde. In Bayern hat der Lehrstuhl für Waldwachstumskunde unter Leitung von Prof. Dr. F. Franz, u.a. initiiert durch W. Fleder als Waldbaureferent der Forstdirektion Unterfranken, alte Versuche neu ausgewertet und neue Versuche zu dem Themenkomplex angelegt (Utschig, 1992). Diese Versuchsanlagen umfassten klassische Durchforstungsversuche und in den 1980er Jahren neu angelegte Verjüngungsversuche zur Klärung der Frage, wie die Eiche natürlich in Buchenbeständen verjüngt werden kann. „Meßtechnisch erfordern diese Untersuchungen einen sehr hohen Aufwand, da alle Altbäume mit ihren Stamm- und Kronenkenngößen und ihrer Position aufgenommen werden müssen und zudem die häufig sehr zahlreiche Verjüngung genau quantitativ erfaßt werden muß“ (Utschig, 1992, S. 123). Die neuesten Ergebnisse dieser Untersuchungsreihen werden in der Arbeit von Stimm et al. (2021) in diesem Band vorgestellt. Pretzsch und Utschig (1995) werten den 1934 von Fabricius angelegten Durchforstungsversuch Waldleiningen 88 für die Eiche aus

der Pfalz aus. Da auf diesem Versuch intensive Kronenaufnahmen erfolgten, konnte die Wirkung von intensiver Durchforstung auf die jeweiligen Baumklassen ausgewertet werden (Abb. 2).

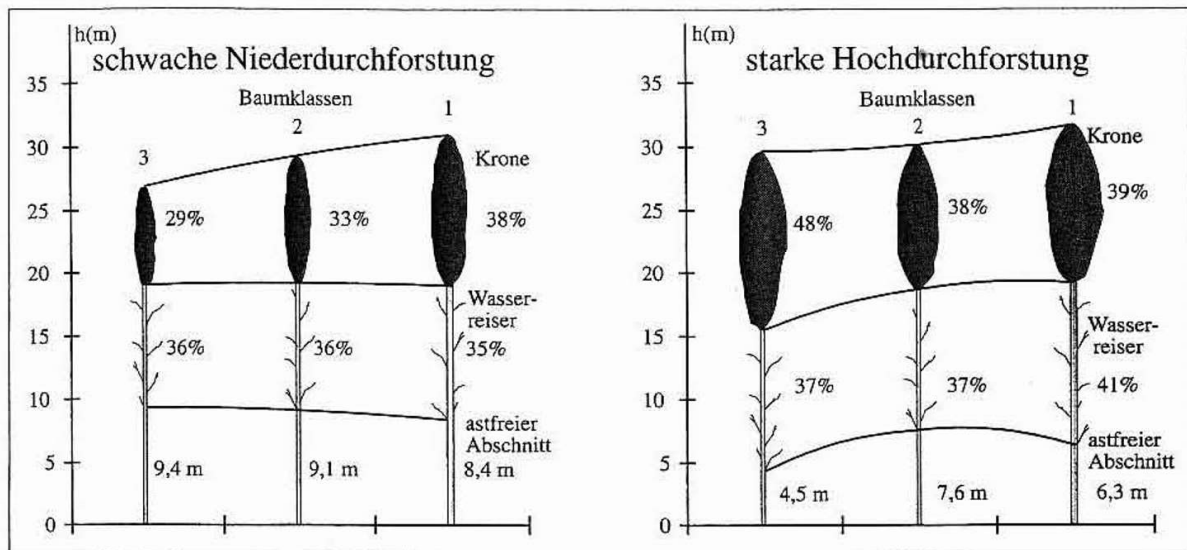


Abbildung 2: Kronenprozent, Prozent der Schaftlänge mit Wasserreisernbefall und astreine Schaftlänge bei den KRAFT'schen Baumklassen 1 bis 3 auf der Versuchsfläche Waldeiningen 88. Angaben für schwache Niederdurchforstung (links) und starke Hochdurchforstung (rechts) nach der Aufnahme im Herbst 1994 (Pretzsch und Utschig, 1995).

Figure 2: Crown percentage, percentage of length of shaft with small branches and without branches for dominant, sub dominant and suppressed trees according to the research plot Waldeiningen 88. The low thinning from below is shown on the left and the heavy thinning from above is shown on the right.

Die starke Hochdurchforstung zeigt einen kürzeren astfreien Abschnitt als die schwache Niederdurchforstung und einen längeren Abschnitt mit Wasserreisern. Die Kronenlänge in der Baumklasse 1 ist bei der starken Hochdurchforstung ähnlich wie bei der schwachen Niederdurchforstung. Dagegen sind die Kronen der Baumklassen 2 und 3 deutlich länger als bei der schwachen Niederdurchforstung. Besonders die Kronenbreite wird durch die starke Hochdurchforstung bei allen Baumklassen gefördert. Größere Kronen haben ein größeres Produktionsvermögen (Spiecker, 1991), deswegen steigt der Durchmesserzuwachs in allen Baumklassen an. Der Durchmesserzuwachs der starken Durchforstung beträgt allerdings nach fast 60 Jahren Versuchsbeobachtung nur zwischen 2–4 cm (5–10 %) (Pretzsch und Utschig, 1995; Utschig und Pretzsch, 2001).

Utschig et al. (1993) konnten auf der in einem 61-jährigen Bestand angelegten Durchforstungsversuchsfläche Rohrbrunn 620 zeigen, dass aktuell junge Bestände selbst ohne Durchforstung Jahrringbreiten von 2 mm ausbilden. Werden die Bestände durchforstet, steigt die mittlere Jahrringbreite auf 2,5 mm an, mehr nicht. Die Angst vor zu breiten Jahrringen auf mittleren Eichenstandorten scheint nicht berechtigt. Gleichzeitig gibt es keinen Grund für sehr starke Hochdurchforstung, da der Durchmesserzuwachs nur sehr begrenzt von der mäßigen zur starken Hochdurchforstung ansteigt (Utschig et al., 1993; Pretzsch und Utschig, 1995; Utschig und Pretzsch, 2001).

Die intensive Auswertung bestehender Versuchsflächen zur Eiche (Spiecker, 1991; Mosandl et al., 1991; Preuhler et al., 1993; Utschig et al., 1993; Pretzsch und Utschig, 1995; Utschig und Pretzsch, 2001; Pretzsch et al., 2002) haben letztendlich Eingang in die aktualisierten Waldbauprogramme in Bayern gefunden (Forstdirektion Oberbayern-Schwaben, 2002; Forstdirektion Unterfranken, 2005). In der Dickungsphase soll die Differenzierung nicht unterbrochen werden. Eingriffe erfolgen nur zur Mischungsregulierung. In der Jungdurchforstung erfolgt die Konzentration der Förderungsmaßnahmen auf ca. 100 Elitebäume, die Dimensionierung der Elitebäume wird behutsam eingeleitet. Es erfolgt

keine Behandlung der Zwischenfelder. In der Altdurchforstung wird die Kronenspannung reduziert, stetige Eingriffe sind erforderlich. Die AD-Phase wird in eine Lichtwuchsphase (Alter ab ca. 60–90 Jahre) und eine Reifephase (ab Alter 130 Jahre) unterteilt. Der positiven Auslese wird der Vorrang eingeräumt, Entrümpelungshiebe sind zu vermeiden (Forstdirektion Unterfranken, 2005; Utschig, 2005).

8 Diskussion des dargestellten Entwicklungsgangs: Die Langfristigkeit und der Zeitgeist

Grundsätzlich haben sich bei der Eichenbewirtschaftung verschiedene Behandlungspfade in Abhängigkeit vom Produktionsziel Furnierholz, Wertholz oder Normalholz (Burschel und Huss, 1987) herausgebildet. Je höher die Werterwartung, umso eher hat man sich immer dem klassischen Eichenwaldbau im Spessart angenähert.

Wie erfolgreich war die Verjüngung der Eiche im Spessart in der Retrospektive? Darüber gibt eine aktuelle Auswertung der Forsteinrichtungsdaten der Bayerischen Staatsforsten im Wuchsgebiet Spessart Auskunft. Im Spessart wachsen auf nahezu 8.000 ha Eichenbestände, das ist ein Bestockungsanteil von 19 % im Wuchsgebiet. Davon sind mehr als 4.300 ha vor dem Jahr 1900 begründet. Trotz Rückschlägen war die Neubegründung von Eichenbeständen im „großartigen Compositionsbetrieb“ auch aus heutiger Sicht ein wirklich großartiger Erfolg. Nach 1900 sinken die Neuanlagen von Eichenbeständen deutlich ab. Eine Renaissance erlebt die Begründung von Eichenbeständen zwischen 1960 und dem Jahr 2000, rund 2.300 ha Eichenbestände wurden in dem Zeitraum neu begründet (Abb. 3).

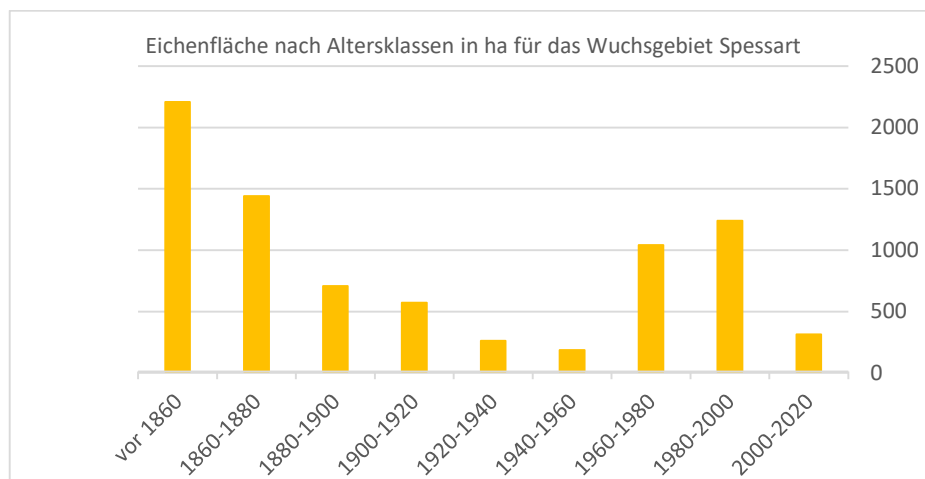


Abbildung 3: Eichenflächen in ha nach Altersklassen für den Staatswald im Wuchsgebiet Spessart. Quelle: Inventurdatenbank der Bayerischen Staatsforsten.

Figure 3: The oak area managed by the State Forest in the growing region of Spessart in hectares and age classes

Eine verstärkte Pflanzung der Eiche gab es in Bayern außerhalb des Spessarts nach den Stürmen Vivian und Wiebke 1990. Diese Flächen sind jetzt ca. 25 bis 30 Jahre alt und stehen zur Durchforstung an. Die Forstbetriebe Wasserburg und München haben z.B. mit einer Pflegefläche von 1.200 ha/Jahr die größten Pflegeflächen der Bayerischen Staatsforsten. Diese Flächen weisen erhebliche Eichenanteile auf. Die Frage der Durchforstung der Eiche ist hier präsenter denn je. Die Sicherung der Eichenanteile in den Beständen ist das Ziel. Die Rolle der Eiche für einen stabilen Wald im Klimawandel ist bedeutsam, Qualitätsanforderungen treten hier deutlich zurück (Faltl und Riegert, 2014).

Die Rolle der Jagd bei der Frage der Verjüngung und dem Unterbau der Eiche taucht in den Behandlungskonzepten nur als Randbemerkung auf. Die kleinflächige Eichenverjüngung wurde schon im 19. Jahrhundert eingezäunt oder war stark vom Wild bedroht (Mergner, 1988). Die Saat auf 1 bis 3 ha großen gezäunten Flächen grenzt nur das Wild von der Saatfläche aus, alle anderen Probleme, wie z.B. die Konkurrenz mit der Buche, bleiben. Nüßlein (1978) schreibt, dass die Eiche und der Nebenbestand

sehr schnell wachsen müssen, da der Zaun nur ca. 20 Jahre hält und sonst das Wild die Kulturentwicklung deutlich stört. In den 1980er Jahren wird diskutiert, dass der Unterbau mit Buche möglichst kostengünstig mit Einzelschutz ausgeführt werden soll, um einen erneuten Zaunbau für den Unterbau zu vermeiden (Oberforstdirektion München, 1988). Im Stadtwald Lohr und im Forstbetrieb Ebrach gibt es eine Reihe von Beispielsbeständen, in denen die kleinflächige Verjüngung der Eiche ggf. mit Schutzmaßnahmen funktioniert. Mölder (2017, S. 76) fasst zusammen, dass „der „großartige Compositionsbetrieb“ ... zwar theoretisch durchführbar wäre, dies aber nur unter der Voraussetzung eines angepassten Wildbestands und ... der Bereitschaft zu einer sehr intensiven Pflege.“ Die Naturverjüngung, Saat oder Pflanzung von Eiche bedarf in vielen Regionen Bayerns derzeit immer noch Schutzmaßnahmen gegen Wildverbiß, wie z.B. der Zäunung. Die Naturverjüngung der Buche sollte heute eigentlich in allen Bereichen ohne Schutzmaßnahmen möglich sein.

Das Bestreben sehr schmale Jahrringe zu erzeugen, wird durch positive Wachstumseinflüsse überlagert. Bei der Eiche zeichnet sich ein positiver Wachstumstrend von + 25 % ab, der sich auf die Wachsdynamik der Bestände und die Jahrringbreite der Einzelbäume auswirkt (Tab. 3). Daraus ist zu folgern, dass aus der historische Dimensionsentwicklung von Eichen nicht auf die zukünftige Entwicklung geschlossen werden kann. Hier ist eine deutlich verkürzte Umtriebszeit zu erwarten.

Tabelle 3: Prozentische Steigerung des Stammvolumens im Alter von 100 Jahren über Durchforstung bzw. Umweltveränderungen; der Auswertung liegen die im unteren Teil der Tabelle aufgelisteten 15 Fichten-, 16 Buchen-, 8 Kiefern- und 15 Eichenversuche zugrunde. (a) Prozentische Steigerung des Stammvolumens im Alter 100 von schwacher zu starker Durchforstung oder Lichtung (Durchforstungseffekt in %); (b) Beobachtetes Stammvolumen mäßig durchforsteter Parzellen im Vergleich zu den Erwartungswerten der Ertragstafel (Umwelteffekt in %); (c) der Gesamteffekt fasst Zuwachssteigernde Umwelt- und Durchforstungseffekte zusammen (Pretzsch, 2004).

Table 3: The raise of stem volume at the age of 100 years caused by thinning respective by environment impact; basis of the equation are 15 spruce, 16 beech, 8 pine and 15 oak experimental plots. (a) Raise of stem volume caused by the change from low to heavy thinning. (thinning effect in %). (b) Observed stem volume in relation to the expected values of yield tables under low thinning regime (environmental effect in %). (c) The total effect combines environmental and thinning effects according to Pretzsch (2004)

	Fichte n = 15	Buche n = 16	Kiefer n = 8	Eiche n = 15
Durchforstungseffekt in %	+ 9 (±4)	+18 (±9)	+20 (±19)	+11 (±6)
Umwelteffekt in %	+27 (±5)	+12 (±10)	+33 (±7)	+13 (±4)
Gesamteffekt in %	+38	+32	+60	+25
Versuchsflächen	SAC 2, SAC 3, DEN 5, SAC 67, SAC 68, EGL 72, EGL 73, DEN84, WES 87, ADE 96, WOL 97, EGL 98, MIT 101, ZWI 111, WBU 613	WAB 14, FAB 15, ELM 20, LOH 24, HAI 25, ROT 26, HAI 27, WAB 41, STA 91, MIT 101, WAB 105, WAB 106, ZWI 111, HEG 232, BIS 312	SLU 49, SLU 50, BAY 52, KUL 53, SNA 56, SNA 57, SNA 58, FLA 79	ILL 38, ILL 39, LOH 60, ELM 62, ELM 63, WAL 88, ROH 90, RIM 102, WAB 105, WAB 106, BIS 311, ROH 620

Die Auswirkungen veränderter Wachstums- und Umweltbedingungen lassen sich gut an den Durchmesserentwicklungen von vorherrschenden Eichen im Heisterblock (Alter >350 Jahre), Probestämmen aus der Abteilung Weißerstein im Spessart (Alter >240 Jahre) und der Durchmesserentwicklung in jüngeren Eichen-Durchforstungsbeständen (Versuchsfläche Rohrbrunn 620, Alter <100 Jahre) darstellen. Jüngere Bestände können die Wachstumstrends viel besser umsetzen und zeigen ein beschleunigtes Wachstum. Die Zieldurchmesser (z.B. 80 cm) können in immer kürzeren Zeiträumen erreicht werden. Umtriebszeiten von 200 Jahren oder darunter (Abb. 4) können für jüngere Eichenbestände einkalkuliert werden (Utschig, 1999; Abt et al., 2012, Uhl und Stimm 2021).

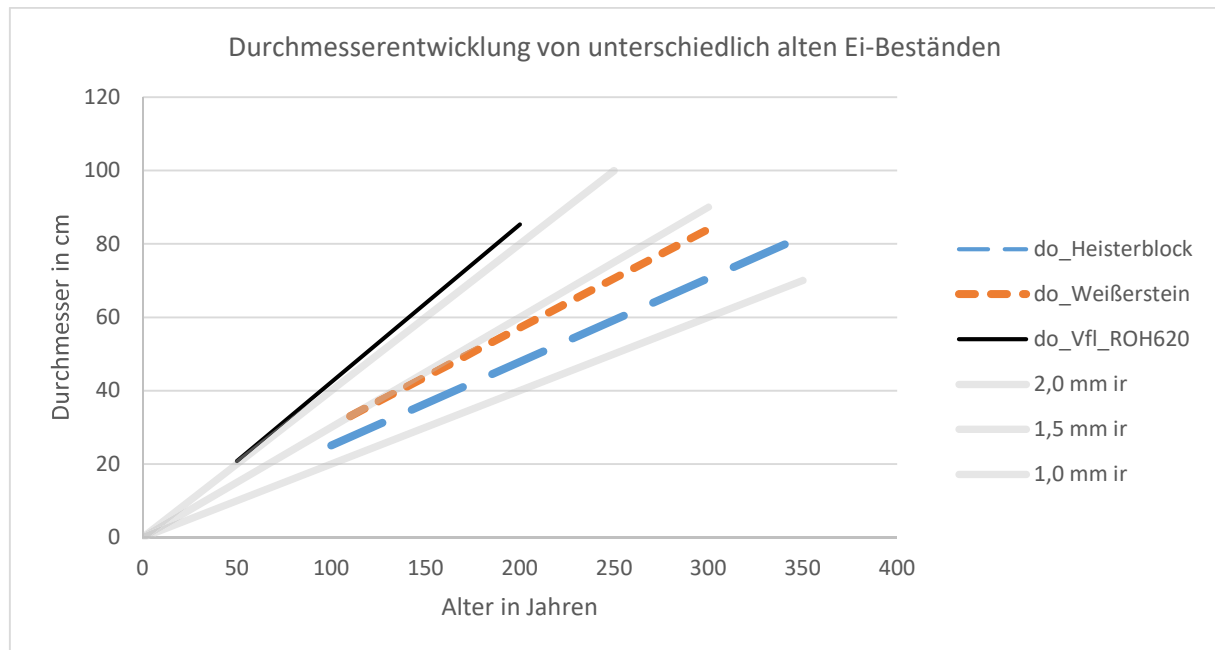


Abbildung 4: Vergleich der Durchmesserentwicklung von Probestämmen aus sehr unterschiedlich alten Beständen, dem Heisterblock (Alter >350 Jahre), der Abteilung Weißerstein (Alter >240 Jahre) und der prolongierten Entwicklung auf der Versuchsfläche Rohrbrunn 620 (verändert nach Utschig, 1999). Zur Orientierung ist noch eine konstante Durchmesserentwicklung von 2, 1,5 und 1 mm Radialzuwachs als graue Linie eingetragen.

Figure 4: Comparison of diameter development over age between stands in very different age classes, Heisterblock (age > 350 years), Weißerstein (age > 240 years) and the prolonged values for the research plot Rohrbrunn 620 (age > 70 years), modified, according to Utschig (1999). As an orientation lines for a constant diameter development of 2, 1.5 and 1 mm radial increment are drawn.

Das Thema gleichmäßige Jahrringe ist ein vieldiskutiertes Qualitätsmerkmal (z.B. Fleder, 1988). Es stellt sich deswegen die Frage, was Jahrringsprünge überhaupt verursacht: Durchforstung, Trockenheit, Samenjahre oder Insektenjahre? Zur Durchforstung, also der Kronenausbildung, ist festzustellen, dass auch in schwach bis mäßig durchforsteten Beständen vorherrschende Bäume große Kronen ausbilden (Abb. 2). Deswegen kann auch in den schwach behandelten Beständen dieses Risiko –sofern es an der Kronengröße liegt– nicht ausgeschlossen werden. Dagegen sind Trockenheit und Insektenjahre durch den Bewirtschafter nicht steuerbar, haben aber einen großen Anteil an Weiserjahren mit schmalen Jahrringen (Spiecker, 1999).

Bei der Durchforstungsfrage muss auch in Betracht gezogen werden, wie die Eiche am besten mit der Buche im Bestand konkurrieren kann. Nur große Kronen sind in der Lage sich gegen die Buche zu behaupten. Bei mäßiger bis starker Durchforstung sinkt die Produktivität im Bestand nur geringfügig, die Konkurrenzkraft der Eiche gegenüber der Buche nimmt jedoch deutlich zu (Wiedemann, 1931; Utschig und Pretzsch, 2001).

Die Bestandesbehandlung und die Verjüngung der Eiche war in den letzten drei Jahrhunderten durch die Steuerung der Qualitätsentwicklung geprägt. Heute ist die Eiche eine wichtige Mischbaumart, die im Klimawandel eine bedeutsame Rolle spielt. Aus der Vergangenheit sollten wir lernen, dass die Eiche im Mischbestand bereits bei der Verjüngung ein besonderes Augenmerk braucht. In der Durchforstung können Eichenanteile leicht durch verspätete oder zu schwache Maßnahmen reduziert werden (Mosandl und Abt, 2016). Für die Qualitätsentwicklung sind stetige Eingriffe förderlicher als zu starke seltene Eingriffe. Eine konsequente, zwischen mäßiger und starker Hochdurchforstung angesiedelte Durchforstungsstrategie erfüllt viele Erwartungen der Eichenbewirtschaftung (Utschig und Pretzsch, 2001; Utschig, 2005).

Im Klimawandel und bei der Einbeziehung von Naturschutzaspekten gewinnt die Beteiligung der Eiche in gemischten Beständen erheblich an Bedeutung (Mosandl und Abt, 2016; Mölder et al., 2017; Faltl und Riegert, 2014). Der Qualitätsaspekt ist hierbei eher zweitrangig, die Rolle als klimastabile Baumart und als Biotopbaum tritt in den Vordergrund. Aus ökologischer Sicht wird in letzter Zeit (Mölder et al., 2017) der Begriff Habitatkontinuität bei der Bewirtschaftung von Eichenbeständen ebenfalls diskutiert. Zielführend ist hier ein mehrhiebiger und ungleichaltriger Eichen-Buchen-Mischbestand. Damit rückt der „großartige Compositionsbetrieb“ trotz aller Probleme mit dem Erhalt der Eiche in der Buche wieder in den Mittelpunkt. Ist eine Renaissance dieses Verfahrens in Zukunft zu erwarten?

Literatur

- Abt, A., Höllerl, S. und Mosandl, R., 2012: Bestandesentwicklung und Qualität von Z-Bäumen in Traubeneichenbeständen unterschiedlicher waldbaulicher Behandlung, Forstarchiv, 83. Jg., S.185.
- Burschel, P., Huss, J., 1987: Grundriß des Waldbaus, Paul Parey, Hamburg und Berlin, 352 Seiten
- Faltl, W. und Riegert, C., 2014: Die Eiche im Bayerischen Staatswald, LWF Wissen Nr. 75, S. 48–52.
- Fleder, W., 1988: Furniereichenwirtschaft heute, Holz-Zentralblatt, 107. Jg., S. 1509–1511.
- Forstdirektion Oberbayern-Schwaben, 2002: Pflegegrundsätze in der Eiche in der Forstdirektion Oberbayern-Schwaben, 44. Seiten
- Forstdirektion Unterfranken, 2005: Leitsätze zur Werteichenwirtschaft, 35 Seiten und ergänzende Unterlagen.
- Forstliche Mittheilungen, 1855: Die erste Waldstandsrevision für den Spessarter-Staatswald-Complex, Hrsg.: Königl. Bayer. Ministerial-Forst-Bureau, II. Band, 2. Heft, S. 48–72.
- Forstliche Mittheilungen, 1862a: Wirtschaftsregeln für die vom Mittel- in Hochwald überzuführenden zwei Wirtschaftscomplexe des Guttenberger- und Gramschatzerwaldes bei Würzburg, Hrsg.: Königl. Bayer. Ministerial-Forstbureau, III. Band, 3. Heft, S. 1–19.
- Forstliche Mittheilungen, 1862b: Ergebnisse der zweiten Waldstandsrevision für den Spessarter Staatswaldkomplex, Hrsg.: Königl. Bayer. Ministerial-Forstbureau, III. Band, 3. Heft, S. 20–42.
- Forstliche Mittheilungen, 1866: Wirtschaftsregeln für die Waldungen auf dem bunten Sandsteingebirge, bezeichnet mit dem Namen „Pfälzer Wald“, Hrsg.: Königl. Bayer. Ministerial-Forstbureau, IV. Band, 1. Heft, S. 1–115.
- Forstwirtschaftliche Mittheilungen, 1849a: Wirtschaftsregeln für die Hochwaldungen in der Landschaft zwischen den Alpen und der Donau und auf dem angränzenden Theile des fränkischen Jura, Hrsg.: Königl. Ministerial-Forsteinrichtungs-Bureau, III. Heft, S. 35–104.
- Forstwirtschaftliche Mittheilungen, 1849b: Regeln für die künftige Nachzucht der Eiche im Köschingerforste, Hrsg.: Königl. Ministerial-Forsteinrichtungs-Bureau, III. Heft, S. 105–119.
- Gayer, K., 1898: Der Waldbau, Paul Parey Berlin, 4. Auflage, 626 Seiten
- Hamberger, J. und, Bauer, O., 2018: Wald, Mensch, Heimat. Eine Forstgeschichte Bayerns, Laubsänger Verlag, Freising, 2. Auflage, 328 Seiten
- Lang, P., 1988: Die Eiche im Buchengebiet – eine Frage der Vorratspflege, der Verjüngung und der Jagd. Allg. Forstz., Jg 43. Jg., S. 18–22.
- Mantel, K., 1930: Die Geschichte des Ebersberger Forstes. Mittheilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns, Heft 21, S. 29–108.
- Mergner, U., 1988: Zur Spessarter Eichenbewirtschaftung im 19. Jahrhundert. Aus einem Vortrag anlässlich der ANW-Tagung 1987 in Gemünden. AFZ, 43. Jg., S. 200–201.
- Mölder, A., Nagel, R., Meyer, P., Schmidt, M., Rupf, H. und Spellmann, H., 2017: Historischer Rückblick auf die Verjüngung von Eichen im Spessart des 19. Jahrhundert – Bedeutung der angewandten Verfahren für die heutige Eichenwirtschaft, Forstarchiv, 88. Jg., S. 67–78.
- Mosandl, R. und Abt, A., 2016: Waldbauverfahren in Eichenwäldern gestern und heute, AFZ-Der Wald, 71. Jg, Heft. 20, S. 28–32.
- Mosandl, R., El Kateb, H. und Ecker, J., 1991: Untersuchungen zur Behandlung von jungen Eichenbeständen. Forstw. Cbl. 110, S. 358–370.
- Nüßlein, H., 1978: Eichenmasten im Spessart und ihre Ausnutzung, AFZ, 33. Jg., S. 667–669.
- Oberforstdirektion Augsburg, 1983: Oberforstdirektion Augsburg, W 100, Pflegeschema Eiche, 2 Seiten
- Oberforstdirektion München, 1988: Vorläufige Richtlinie zu Bestandesbehandlung der Eiche in Oberbayern, 14 Seiten.

- Pretzsch, H. und, Utschig, H., 1995: Die Eichenversuchsflächen im Forstamt Elmstein Nord, AFZ, 50. Jg., Heft. 2, S. 67–71.
- Pretzsch, H., Utschig, H., Bachmann, M. 2002: Innovation durch Kontinuität - das ertragskundliche Versuchswesen in Bayern. In: BLEYMÜLLER, H., GUNDERMANN, E., BECK, E. (Hrsg.): 250 Jahre Bayerische Staatsforstverwaltung. -Rückblicke, Einblicke, Ausblicke-. Mitteilungen aus der Bayerischen Staatsforstverwaltung 51(2):425-443
- Pretzsch, H., 1993: Untersuchungsergebnisse aus dem Gemeindewald Burgsinn im FA Gräfendorf – Struktur und Leistung naturgemäß bewirtschafteter Eichen-Buchen-Mischbestände in Unterfranken, Allg. Forstz. 48, S. 281–284.
- Pretzsch, H., 2004: Der Zeitfaktor in der Waldwachstumsforschung, S. 11–30. In Innovation durch Kontinuität, LWF, ISBN 0945-8131, 71 Seiten
- Preuhsler, T., Kiefl, J. und Meyer, F., 1993: Der Eichendurchforstungsversuch ROH 90 im FA Rohrbrunn, AFZ, 48. Jg., S. 276–280.
- Schüpfer, V., 1917: Skizzen über forstliche Zustände in Bayern am Ende des 18. Jahrhunderts, FWCBL, 61. Jg, S. 45–62.
- Spiecker, H., 1991: Zur Steuerung des Dickenwachstums und der Astreinigung von Trauben- und Stieleichen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. und *Quercus robur* L.), Stuttgart, Selbstverlag der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Stuttgart, 155 Seiten
- Stimm, K., Uhl, E., Pretzsch, H., 2021: Zur langfristigen Verjüngungsdynamik der Eichen (*Quercus petraea* MATT. Liebl und *Quercus robur* L.) in Kieferrein- und Eichenmischbeständen – Struktur, Wachstum, waldbauliche Behandlung. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 162–182.
- Tettenborn, 1790: Das Tettenborn'sche Waldbesichtigungsprotokoll für den Spessart, übertragen v. Dr. Kampfmann 1989 aus dem Staatsarchiv Würzburg, –MRA-Forst 332/K195., 20 Seiten
- Uhl, E., Stimm, K., 2021: Langfristige Wachstumstrends von Eichenbeständen in Deutschland. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven. Freising (221), S. 116–125.
- Utschig, H., Pretzsch, H., 2001: Der Eichen-Durchforstungsversuch Waldleiningen 88. Auswirkung unterschiedlicher Eingriffsstärken nach 65 Jahren Beobachtung, FWCBL 120. Jg., S. 90–113.
- Utschig, H., 1992: Zielsetzungen des ertragskundlichen Versuchswesens im Wandel – dargestellt am Beispiel langfristiger Eichenversuche, FWCBL, 111. Jg., S. 117–128.
- Utschig, H., 1999: Wachstumstrends der Eiche in Süddeutschland, Exkursionsführer Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, MWW-EF 125, 7 Seiten
- Utschig, H., 2005: Waldwachstumskundliche Ergebnisse zur Wuchsdynamik der Eiche in Süddeutschland, in: Forstdirektion Unterfranken, 2005: Leitsätze zur Werteichenwirtschaft, 35 Seiten und ergänzende Unterlagen.
- Utschig, H., Bachmann, M., und Dursky, J., 1993: Wirkung verschiedener Durchforstung auf Struktur und Wachstum, Traubeneichen-Durchforstungsversuch Rohrbrunn 620, AFZ, 48. Jg., S. 271–274.
- Vanselow, K., 1920: Von der Spessarteiche, FWCBL, 64. Jg., S. 345–353.
- Vanselow, K., 1960: Die Waldbautechnik der Eiche im bayerischen Spessart in geschichtlicher Bedeutung, FWCBL, 79. Jg., S. 270–286.
- Verein Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten, 1902: Beratung der vom Verein Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten eingesetzten Kommission zur Festlegung des neuen Arbeitsplanes für Durchforstungs- und Lichtungsversuche, Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 78. Jg., S. 180–184.
- Wiedemann, E., 1931: Eichen-Buchen-Mischbestände, Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen, 63. Jg., S. 614–638.

Waldbauliche und finanzielle Effekte von Durchforstungseingriffen in jungen Traubeneichenbeständen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.)

Alexander Abt und Bernhard Felbermeier

Zusammenfassung In jungen Traubeneichenbeständen (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.) wird das Wachstum, die Qualitätsentwicklung sowie die finanzielle Wertleistung der Bestände in Abhängigkeit von Standort, waldbaulicher Wuchsklasse und vier waldbaulichen Behandlungsvarianten untersucht. Die klassische unterfränkische Behandlungsweise für junge Eichenbestände (sog. Negativauslese), die von verhaltener Eingriffsdynamik und -intensität geprägt ist, erweist sich in der Bewertung als waldbaulich und finanziell unvorteilhaft. Hiebsruhe führt zu Eichenausfällen im Herrschenden, die umso schneller voranschreiten, je basenreicher der Standort ausfällt. Darüber hinaus ist die finanzielle Wertleistung weit unterdurchschnittlich. Eine progressive, auf die positiven Bestandesmitglieder ausgerichtete Pflege offeriert hingegen einen maximalen waldbaulichen und ökonomischen Gesamtnutzen.

Schlüsselwörter Umtriebszeit, Ökonomie, Stilllegung, Wachstum, Qualität

Abstract In young sessile oak stands (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.) the effects of four different tending and thinning regimes on growth, stem quality and financial performance were assessed. Local traditional silvicultural systems (so-called negative selection) fail in regard to silvicultural and economic goals. The cessation of silvicultural intervention increases the mortality of dominant oaks, an effect which is predominant on basic-rich sites. The overall analysis of thinning regimes showed positive selective thinning systems to perform best offering a maximum total benefit.

Keywords Rotation time, economy, setting aside, growth, quality

1 Einleitung

Aus forstlicher Sicht sind die beiden heimischen Eichenarten¹ Traubeneiche (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.) und Stieleiche (*Q. robur* L.) bedeutende Elemente des Waldaufbaus. Sie stocken nach der Bundeswaldinventur 3 auf 10,3% der bundesdeutschen Waldfläche (Thünen-Institut 2016). Assoziiert wird die Eiche dabei, insbesondere in klassischer Bewirtschaftungsart, als eine finanziell unattraktive Baumart (Hochbichler et al. 1990, Bartelheimer 1991, Schmidt 2003, Diwold 2008, Beinhofer 2010). Mit hohen Investitionskosten und Produktionsrisiken sowie sehr langen Produktionszeiträumen in Verbindung gebracht (Fabricius 1932, Bartelheimer 1991, Schmidt 2003, Gaertig et al. 2005, Beinhofer 2010), ist die Eiche keine Baumart, der ein hohes ökonomisches Leistungspotential zugeschrieben wird. Auch waldbauliche Probleme wie Wildverbiss (Clasen & Knoke 2009), Wasserreiserbildung (Fabricius 1932, Birner 1933, Schreiner 1933, Seeholzer 1934, Rohmeder 1935, Mayer 1958, Ward 1966, Spiecker 1991, Savill & Kanowski 1993, Kerr 1996, Fontaine et al. 1998 & 2001, Jensen 2000, Kerr & Harmer 2001, Muchin 2005, Colin et al. 2008 & 2010) oder mangelnde Astreinigung (Schulz 1959 & 1961, Zieren 1970, Fleder 1976 & 1981 & 1988, Krapfenbauer & Hochbichler 1984, Hochbichler & Krapfenbauer 1988, Hochbichler et al. 1990, Mosandl et al. 1991, Spiecker 1991, Göttlein 1994, Mosandl & Kleinert 1998, Metzger 1999, Küster 2000, Schroeter 2000, Diwold 2008, Storch 2011, Attocchi 2013) führen aktuell nicht zur prioritären Beachtung von Eichen bei der Kulturbegründung. Aus den genannten Gründen stagniert die Flächenausstattung mit Eiche in Deutschland – ausgewiesen durch die Bundeswaldinventur 3 – auf insgesamt geringem Niveau. Dies erscheint unbefriedigend angesichts der hohen Erwartungen an diese Baumart im Klimawandel, der hohen absoluten Holzerlöse von Wertholz als auch ihrer hohen ökologischen Wertigkeit im Wald. Aus den genannten Gründen sind waldbauliche Behandlungskonzepte insbesondere für junge Eichenbestände gefragt, die den ökonomischen Anforderungen der Forstwirtschaft genügen. Denn nur mittels gewinnbringender Behandlung kann der Eichenanbau in Deutschland forciert werden.

2 Waldbauliche Zielsetzungen der Eichenwirtschaft

Das klassische Ziel moderner Eichenbewirtschaftung ist die Wertholzproduktion (Bartelheimer 1991, Mosandl et al. 1991). Hierfür bestehen in Mittel- und Westeuropa tradierte und empirisch belegte Behandlungskonzepte, die sog. Negativauslesen (vgl. Krahel-Urban 1959, Fleder 1976 & 1981, Preuhsler & Stögbauer 1990, Bary-Lenger & Nebout 1993 & 2004, Sevrin 1997, Andrzejczyk 2009). Nachweislich höchste Holzqualität wird mittels in der Jugend sehr extensiver und auch im Baumholz verhaltener Hiebe auf den schlechten Stamm erzeugt. Der Preis dieser Wirtschaftsweise ist eine einmalig lange Umtriebs- und damit Verzinsungszeit, da die Konkurrenzsituation positiver Bestandesmitglieder nie günstig beeinflusst wird. Keine andere Baumart in Deutschland wird von der Forsteinrichtung mit derart langen Umtriebszeiten beplant wie die Eiche. Bewertet man diese Vorgehensweise nach den Regeln der Investitionsrechnung, so ergeben sich negative, absolut sehr hohe finanzielle Unterdeckungen – denn hohe Kulturkosten werden über sehr lange Zeiten verzinst.

¹ Stiel- und Traubeneiche sind eher ökologische Formen einer Baumart denn eindeutig getrennte Spezies (vgl. Gardiner 1970, Aas 1991, Feuillat et al. 1997, Neophytou et al. 2010). Die vorliegende Untersuchung basiert auf Ergebnissen aus Traubeneichenbeständen (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.), zieht aber in die Literaturvergleiche Ergebnisse von Stieleichenversuchen mit ein. Nutto (1999) wies nach, dass insbesondere junge Eichen unabhängig der Artzugehörigkeit auf waldbauliche und standörtliche Effekte reagieren und die Artzugehörigkeit vernachlässigbar ist. Darum wird im Folgenden von der Eiche gesprochen, wobei primär die Traubeneiche gemeint ist, die Stieleiche aber nicht ausgeschlossen werden muss.

Für den modernen Waldbau mit Eiche ist die zentrale Herausforderung, das Dilemma der Kopplung von hoher Holzqualität und langer Umtriebszeit aufzulösen und mittels progressiver Pflegeprogramme die Umtriebszeit im Sinne einer positiven Bodenertragswertrechnung signifikant zu senken.

3 Der Traubeneichenpflegeversuch

Zur Beantwortung der Fragestellung, ob eine aus finanzieller Sicht erfolgreiche Wertholzerzeugung in Eichenbeständen außerhalb tradierter waldbaulicher Produktionsprogramme möglich ist, wurde der Traubeneichenpflegeversuch des Lehrstuhls für Waldbau der Technischen Universität München im Nordwesten Bayerns angelegt. Der Versuch besteht aus fünf Traubeneichenbeständen, von denen drei im bayerischen Spessart auf 450 m NN auf Braunerde aus Buntsandstein stocken, zwei befinden sich auf der Mainfränkischen Platte auf 330 m NN auf Rendzinen über Muschelkalk bzw. Parabraunerden auf Lettenkeuper. Das Klima beider Standorte ist atlantisch geprägt, auf den basenreichen Standorten der Mainfränkischen Platte herrscht Weinbauklima vor. Die Bestände wurden zwischen den Jahren 1935 und 1971 gesät und waren zu Versuchsbeginn im Jahr 1985 weitestgehend ungepflegt. In jedem Bestand wurden vier verschiedene Behandlungsvarianten realisiert (0-3, siehe Tabelle 1). Ziel war es, möglichst die Bandbreite der in den 1970er und 1980er Jahren intensiv diskutierten und vorstellbaren Eichenpflegekonzepte hinsichtlich Eingriffsstärke und -zeitpunkt abzubilden. Aufgrund des flächig vorhandenen Buchennebenbestands (*Fagus sylvatica* L.) wurden bewusst nur Produktionsprogramme realisiert, die auf eine natürliche Astreinigung setzen und Astungsmaßnahmen ausklammern (vgl. Zieren 1970, Krapfenbauer & Hochbichler 1984, Hochbichler & Krapfenbauer 1988; vgl. auch Mosandl & Knoke 2002). Der Versuch ist hierarchisch im Sinne eines „nested designs“ (Field 2009) aufgebaut. Weitere, detaillierte Ausführungen zu den Versuchsflächen finden sich bei Mosandl et al. (1988 & 1991) sowie Küster (2000). Die den hier vorgestellten Ergebnissen zugrundeliegenden Daten wurden im Jahr 2012 erhoben.

Tabelle 1: Darstellung der Behandlungsvarianten
Table 1: silvicultural treatments

Behandlungsvariante	Kurzbeschreibung
0 – Kontrolle	Stilllegung seit 1985, keine waldbaulichen Eingriffe
1 – Negativauslese	„Praxisvariante“ nach Krahel-Urban (1959), Fleder (1981), Forstdirektion Unterfranken (2005)
2 – mäßige positive Förderung	Aktive Förderung positiver Bestandesmitglieder durch Entnahme von 1-2 Bedrängern
3 – starke positive Förderung	Aktive Förderung positiver Bestandesmitglieder durch Entnahme von 2-3 Bedrängern, ab dem Jahr 2012 durch Entnahme aller Bedränger

4 Methoden

Hierarchische lineare gemischte Modelle (abgekürzt LMM) (Field 2009, Heck et al. 2010) wurden zur Analyse der naturalen erhobenen abhängigen Variablen des Traubeneichenpflegeversuchs eingesetzt. Innerhalb der LMMs wurde als die hierarchische Stufe mit Clusterungseffekt der Versuchsplot definiert. Gerechnet wurden „Random intercept“ Modelle der Form

$$Y_{ij} = b_{0j} + b_1 X_{ij} + \varepsilon_{ij}$$

wobei

$$b_{0j} = b_0 + u_{0j}$$

den „mixed“ Anteil des Modells verkörpert. Die getesteten metrischen, abhängigen Variablen sind durch Y_{ij} ausgedrückt, b_1 steht für den festen Effekt im Modell, X_{ij} symbolisiert die unabhängigen Einflussvariablen (= waldbauliche Behandlung) und ε_{ij} steht für den nicht erklärten Anteil der Varianz im Modell. Als Kovarianzmatrix für den zufälligen Ploteffekt wurde eine einfache Matrix der Varianzkomponenten gewählt, da nur ein zufälliger Effekt (der Versuchsplot) in der Analyse beinhaltet ist (Field 2009):

$$\begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 \end{pmatrix}$$

Die Datenbasis des Traubeneichenpflegeversuchs wurde nach den 3 waldbaulichen Wuchsklassen des Traubeneichenversuchs aufgeteilt (Dickung, Stangenholz, Baumholz) und nach den jeweiligen Wuchsklassen getrennt ausgewertet. Die Parameter der Schätzung wurden nach der Methode Maximum Likelihood („ML“) bestimmt (Field 2009, Heck et al. 2010). In der Datenanalyse wurde schrittweise von einer einfachen ANOVA zum LMM geschätzt. Hierfür wurde

$$\chi^2_{\text{Change}} (df_{\text{new}} - df_{\text{old}}) = (-2 \log\text{-Likelihood}_{\text{new}}) - (-2 \log\text{-Likelihood}_{\text{old}})$$

berechnet und nach kritischen Chi-Quadrat Werten nach Signifikanzniveau $p = 0.05$ beurteilt. Für die derart geschätzten Modelle wurden Residualdiagramme erstellt und graphisch bewertet. Als Ausreißer identifizierte Residualwerte ($\pm 1,96$ SD zu $\bar{x}$) wurden aus der Analyse entfernt. Die Signifikanzwerte für die fixen Faktoren der Analyse (waldbauliche Behandlung und Standort) wurden nach „Sum of Squares Type III“ berechnet (West et al. 2007, Field 2009). Das Signifikanzniveau lag hierbei bei $\alpha = 0,05$. Zeigten die fixen Faktoren (=waldbauliche Behandlung) Signifikanz an, so wurden paarweise Vergleiche mit Hilfe des „LSD“ Tests durchgeführt. Die notwendige Anpassung der Mehrfachvergleiche erfolgte über eine Bonferroni-Korrektur. Die Schätzungen der LMM wurden mit dem Programmpaket IBM SPSS v19 (IBM SPSS Statistics 2011) mittels des Befehls „MIXED“ vorgenommen.

Hinsichtlich dem BHD als wesentliches Wachstumskriterium wurde festgestellt, dass im Jahr 1998 im Rahmen der Pflegeeingriffe nicht konsequent im Sinne der ursprünglichen Versuchsidee gepflegt wurde. In der Folge waren die nicht geförderten Eichen auf den Kontrollflächen stärker dimensioniert als gleichalte, geförderte Individuen bei den anderen Behandlungen. Um diese eingriffsbedingte Verzerrung auszugleichen, wurden in den Durchforstungsregimen „2“ und „3“ die fälschlicherweise entnommenen Bäume virtuell in ihrem Wachstum auf Basis von Jahrringanalysen verbliebener Bäume fortgeschrieben. Diese Bäume rekrutierten sich aus den Aufnahmedaten von Küster (2000), in Summe waren es 136 Bäume (vgl. Abt 2018).

Für die Prognose des zukünftigen Wachstumsverlaufs auf den einzelnen Versuchspartzellen wurden dann zwei Szenarien simuliert: Das „average growth“-Szenario basiert auf einer Wuchsfortschreibung

mittels arithmetisch gemittelten Jahrringbreiten, beim „best-growth“-Szenario wurde der jeweils maximal zuwachsende Baum gewählt und auf Basis dieses Einzelbaumes das Bestandeswachstum als Extremvariante simuliert (vgl. Jobling & Pearce 1977, Kerr 1996, Hasenauer 1997, Uhl et al. 2006). Für die Simulationen wurde ein Zieldurchmesser von 70 cm festgesetzt (Schulz 1955, Fleder 1981, Spiecker 1983 & 1991, Kenk 1984, Forstdirektion Unterfranken 2005, Röhrig et al. 2006, Möhring & v. Bodelschwingh 2016).

Damit die Stilllegungsflächen in die wirtschaftlichen Analysen einbezogen werden konnten, wurden auch die stillgelegten Bestände am Ende ihrer Umtriebszeit im Modell flächig eingeschlagen und sortiert. Durch die gegebene Umtriebszeit (errechnet aus BHD bei Simulationsbeginn, Durchmesserzuwachsen und Zieldurchmesser) war zur Abbildung der Volumenleistung die Festlegung eines dGZ_{100} erforderlich. Dieser wurde mit $10 \text{ m}^3/\text{ha} \cdot \text{a}$ festgesetzt. Er liegt somit zwischen den Angaben von Jüttner (1955) mit $6,7 \text{ m}^3/\text{ha} \cdot \text{a}$ für Ertragsklasse I und knapp $15 \text{ m}^3/\text{ha} \cdot \text{a}$ bei Pretzsch et al. (2013) und stellt einen Ausgleich zwischen den genannten Extremwerten für Eichenbestände erster Bonität und dem dGZ_{100} -Verlauf dar. Die geleisteten Zuwächse auf Bestandesebene wurden zur Errechnung des Volumenwachstums zum einen linear fortgeschrieben („linear Stand“-Szenario) und zum anderen mit einer jährlichen Volumenzuwachsreduktion durch Ausfall von 1% der Stämme reduziert („reduced Stand“-Szenario). Die jährliche Reduktion um den Faktor 1% führte zu einem sigmoiden und damit realitätsnäherem Wachstumsgang als die lineare Simulation. Leitlinien für die Beurteilung realistischer Volumenausstattung von Eichen-Buchenmischbeständen waren die Ertragstafel von Jüttner (1955) sowie Angaben von Preuksler & Stögbauer (1990) sowie Pretzsch et al. (2013). In Anlehnung an die genannten Autoren wurde eine maximale Volumenausstattung von 1.000 m^3 pro Hektar festgelegt, die als Restriktion nicht überschritten werden konnte. Dieses Vorratsniveau ist noch höher als das von Preuksler & Stögbauer (1990), Korpel (1995) sowie Pretzsch et al. (2013) für Eichenbestände genannte. Allerdings werden in den angeführten Arbeiten Vorräte für extensiv bewirtschaftete oder aber nach einer Zeitspanne der Bewirtschaftung stillgelegte Bestände genannt. Da die jüngsten Bestände der Kontroll-Varianten der vorliegenden Studie niemals in Behandlung waren, erscheint die gutachterlich festgelegte maximale Volumenausstattung in Anlehnung an die Gesamtwuchsleistung jedoch gerechtfertigt.

In die Errechnung der erreichbaren Wertholzvolumina gingen folgende Parameter ein: Der Zieldurchmesser der jeweils 100 Z-Stämme pro Hektar wurde mit 70 cm festgesetzt (vgl. Nagel 2007). Die Wertholzbloche wurden über die real gemessenen astfreien Schaftlängen des Jahres 2012 errechnet. Es wurde unterstellt, dass sich diese Höhen über die Zeit nicht änderten und die Kronenbasis angehalten ist (Wilhelm et al. 1999). Zur Errechnung der Volumina der Wertholzbloche wurde ein Formfaktor von 0,8 gewählt. Um das Risiko der Wasserreiserbildung und ähnlichen wertmindernden Faktoren (z.B. Zopftrocknis) bei den freigestellten Eichen in den Durchforstungsregimes „2“ und „3“ abzubilden, wurde die theoretisch erzeugbare Wertholzmenge um 50 % reduziert, was einen vergleichsweise vorsichtigen und konservativen Ansatz darstellt.

In den Behandlungsvarianten „0“ und „1“ wurden durch die Erhebungen von Beinhofer (2010) bereits reale und damit nicht weiter zu reduzierende Wertholz mengen ermittelt. Diese liegen bei 98 fm pro Hektar und wurden unverändert übernommen.

Gemäß den Ergebnissen der waldbaulichen Studie wurden die Ausfallraten der ungepflegten jungen Traubeneichen in den Kontrollflächen in der Analyse berücksichtigt. Die finanziellen Effekte einer Flächenstilllegung konnten dadurch wirklichkeitsgetreuer eingeschätzt werden. Entsprechend der errechneten Umtriebszeiten der jeweiligen Durchforstungsregimes in den Beständen wurde der Anteil der Eichen (und damit auch der des Eichenwertholzes) mit den ausgewiesenen Eichenausfallraten reduziert. Die Differenz zwischen Bestandeswuchsleistung und ausgefallenem Eichenvolumen wurde mit

Buchenholz in Brennholzgüte aufgefüllt. In den „1“-er Flächen wurde unterstellt, dass konsequente Pflege 98 fm Wertholz pro Hektar bei U_{Ende} sichert. Zusätzlich zu den dargestellten Unterscheidungen nach Zuwachsstärke auf Einzelbaumebene und der Volumenentwicklung auf Bestandesebene wurden Eingriffsintervalle von 5 und 10 Jahren in den Beständen simuliert und differenziert. In Summe wurden acht verschiedene Szenarien in den Analysen mit gegebenem Zieldurchmesser und gegebener Umtriebszeit simuliert.

Im Pflegeregime „klassische Negativauslese“ wurde eine Eingriffsstärke von 30 fm pro Hektar im Jahrzehnt festgelegt, die sich in ihrer Höhe an der Entnahme aus dem Jahr 2012 anlehnt. Für die „mäßige positive Förderung“ beläuft sich die definierte Eingriffsstärke auf 40 fm pro Hektar. Sie leitet sich von 1,5 Bedrängern pro Z-Stamm mit unterstelltem mittleren BHD von 20 cm ab. Bei der starken positiven Förderung wurde von drei Bedrängern mit mittlerem BHD von 20 cm bei 100 Z-Stämmen ausgegangen, was in einer Eingriffsstärke von 60 fm pro Hektar mündet. Tabelle 2 informiert über die Sortierung der postulierten Entnahmemengen in der Zukunft. Die Sortimente wurden nach Vorgaben der Rahmenvereinbarung Rohholzhandel für Deutschland (Deutscher Forstwirtschaftsrat & Deutscher Holzwirtschaftsrat 2014) benannt.

Tabelle 2: Aufgliederung der postulierten Hiebsmassen in Sortimente nach der Rahmenvereinbarung für Rohholzhandel in Deutschland bei bestimmten Altern bzw. Dimensionen (BL = Brennholz lang, ST-C = Stammholz Güte C, ST-D-B = Stammholz Güte B)
Table 2: Breakdown of postulated cuttings into assortments according to the framework agreement for raw wood trade in Germany for certain ages or dimensions (BL = firewood long, ST-C = stemwood grade C, ST-D-B = stemwood grade B)

bis Alter 77	100% Brennholz (BL)
ab Alter 77	80% BL, 20% Stammholz Qualität C (ST-C)
ab Z-Baum-BHD 40cm	10% Stammholz stärker 40 cm Qualität B (ST-D-B), 20% ST-C, 70% BL
ab Z-Baum-BHD 50cm	25% ST-D-B, 20% ST-C, 55% BL
ab Z-Baum-BHD 60cm	40% ST-D-B, 20% ST-C, 20% BL
ab Z-Baum-BHD 70cm	simulierter Wertholzanteil, Rest: 20% ST-C, 80% BL

Für die Bewertung der Holzmassen, die im Zuge der Durchforstungen und Endnutzungen anfielen, wurden die entsprechenden Sortimente nach Tabelle 3 finanziell bewertet.

Tabelle 3: Holzpreise einzelner Sortimente, die für die finanzielle Bewertung der Durchforstungsvarianten verwendet wurden
Table 3: Timber prices of individual assortments used for the financial evaluation of the thinning scenarios.

Sortiment	Preis
Wertholzpreis	670,- €/fm (Beinhofer 2010)
Preis ST über 40 cm in Qualität B (ST-D-B)	258,- €/fm (Beinhofer 2010)
Eiche Qualität C (ST-C)	120,- €/fm
Brennholz (BL)	50,- €/fm

Zur Beurteilung der finanziellen Leistungsfähigkeit der einzelnen waldbaulichen Durchforstungsregime wurde die Annuitätenmethode verwendet. Sie ist dazu geeignet, unterschiedliche Investitionen miteinander zu vergleichen – allerdings nur dann, wenn die Planungsperioden in ihrer Länge übereinstimmen. Es ist also im Kontext der vorliegenden Arbeit zu unterstellen, dass die Folgebestockung immerwährend aus führender Eiche im Hochwaldbetrieb besteht. Durch diese Unendlichkeit werden die In-

vestitionsperioden gleichlang. Diejenige Investition, welche die höhere Annuität zeigt, ist die Vorteilhaftere. Die Annuitätenmethode verteilt im Gegensatz zur Kapitalwertmethode die auftretenden Netozahlungsströme theoretisch gleichmäßig über die Zeit. Derart entstehen nachschüssig gleichbleibende Renten oder Annuitäten (Faustmann 1849, Thommen & Achleitner 2009, Wöhe 2005). Diese sind in der Regel leichter nachvollziehbar als Kapitalwerte, da sie nach Kato (1986) linear auf ein einzelnes Jahr hinuntergebrochen sind und nicht als einzelne kapitalisierte Summe erscheinen. Der Vorteil der Annuitätenmethode ist neben der beschriebenen leichteren Verständlichkeit die Tatsache, dass Investitionen unterschiedlicher Dauer analog zum Bodenertragswert miteinander verglichen werden können (Heidingsfelder & Knoke 2004) – sofern wie oben dargestellt eine unendliche Folge dieser Investitionen unterstellt werden kann. Die Annuität errechnet sich über den Kapitalwert und den Annuitätenfaktor (Wöhe 2005, Knoke et al. 2012) (bzw. Wiedergewinnungsfaktor (Thommen & Achleitner 2009) oder Rentenbarwertfaktor (Wöhe 2005)) und lässt sich wie folgt darstellen:

$$a = K_0 \times \frac{(1+i)^n \times i}{(1+i)^n - 1}$$

a = Annuität

K₀ = Kapitalwert

i = Kalkulationszinsfuß

n = Umtriebszeit

Die Kulturkosten waren in den vorliegenden Analysen fixiert; sie liegen bei 10.000,-€ pro Hektar. Der zu verwendende Kalkulationszinsfuß i ist eine in der Forstwissenschaft intensiv diskutierte Größe. Von seiner Negation im Waldreinertrag bis hin zu verhältnismäßig hohen Zinsfüßen in der tropischen Forstwirtschaft (vgl. hierzu Paul 2014) reicht sein Spektrum von 0 % bis über 10 %. In Anlehnung an Sagl (1995) sowie Knoke et al. (2005) wurde für die in vorliegender Studie durchgeführten Simulationen ein Zinsfuß von 2 % gewählt, der für die Eichenwirtschaft als hoch bewertet werden kann.

5 Ergebnisse

Hinsichtlich des real gemessenen BHD konnten die LMMs nur in der jüngsten Wuchsklasse signifikante Unterschiede nach der waldbaulichen Behandlung bei den jungen Traubeneichen ausweisen (Tabelle 4). Hier zeigten paarweise Vergleiche, dass die Negativauslesen im Durchmesserwachstum den anderen Varianten unterlegen waren, die drei anderen Varianten in sich aber nicht signifikant unterschiedlich waren. Somit waren also geförderte Individuen den ungeförderten Eichen im Wachstum nicht überlegen, nach der inkonsequenten Durchforstung aber auch nicht mehr unterlegen. Auf Basis der Simulationen, die die Drift durch Durchforstung ausglich, konnte nachgewiesen werden, dass im „average-growth“-Szenario bereits Effekte der positiven Förderung durchschlugen, wenn auch nicht in allen Wuchsklassen (vgl. Tabelle 4). Wurde ein maximales Wachstum auf Basis absolut vorherrschender Bäume simuliert, so waren in allen Wuchsklassen signifikant die positiv geförderten Eichen den Negativauslesen und Kontrollen überlegen. Hierbei zeigten interessanterweise die Eichen der mäßigen positiven Förderung absolut höhere BHDs als die intensiv gepflegten Bäume (vgl. Abt 2018).

In Tabelle 5 (s. Anhang) werden die potentiell verlorenen Zuwächse an den jeweils 100 Z-Stämmen pro Hektar und jeweiligen Umtriebszeiten unter linearer Fortschreibung des simulierten Zuwachses am Einzelbaum ausgewiesen. Es wird ersichtlich, dass die insbesondere in bereits jungen physiologischen Altern in progressiver und positiver Förderung in Behandlung genommenen Traubeneichen weit vor einem Alter von 200 Jahren ihre Hiebsreife erreichen. Lediglich der älteste Bestand des Versuchs braucht bis zur Hiebsreife rechnerisch 193 Jahre.

Tabelle 4: Wirkung der waldbaulichen Behandlung auf den BHD (real und in zwei Simulationsvarianten)
Table 4: Effect of silvicultural treatment on DBH (real and in two simulation scenarios)

Wuchsklasse	Simulationsvariante	df	F-Wert	Signifikanz p
ehemalige Dichtung	real	3	3,455	0,046*
	„average-growth“	3	15,371	0,001*
	„best-growth“	3	37,451	0,000**
ehemaliges Stangenholz	real	3	2,263	0,121
	„average-growth“	3	3,373	0,075
	„best-growth“	3	9,751	0,050*
ehemaliges Baumholz	real	3	0,192	0,899
	„average-growth“	3	7,207	0,000**
	„best-growth“	3	30,683	0,000**

Neben dem Wachstum muss insbesondere bei Eichen der Holzqualität hohe Beachtung geschenkt werden. Diese drückt sich summarisch weitestgehend über die Astreinheit aus. Hierzu geschätzte LMMs sind in Tabelle 6 ausgewiesen. Diese legen dar, dass in der jüngsten und ältesten Wuchsklasse keine Wirkung der Behandlungsart auf die erreichte astfreie Schaftlänge nachweisbar war. Somit unterbrechen progressive Förderungen nicht die Astreinigung und damit die Qualitätsentwicklung. Im mittellalten Bestand war dies tatsächlich der Fall, doch wurden absolut auch in den progressiven Behandlungen absolut astfreie Schaftlängen zwischen 25 und 33% der Endbaumhöhe erreicht, sodass keine Wertpotentiale vernichtet wurden.

Tabelle 6: Wirkung der waldbaulichen Behandlung auf die erreichte astfreie Schaftlänge
Table 6: Effect of silvicultural treatment on branch-free stem length achieved

Wuchsklasse	df	F-Wert	Signifikanz p
ehemalige Dichtung	3	1,103	0,349
ehemaliges Stangenholz	3	4,379	0,005*
ehemaliges Baumholz	3	0,174	0,908

In den Kontrollvarianten wurden die Ausfallraten der Traubeneichen im Herrschenden (Kraft 1884) zugunsten der Buche analysiert und ein eindeutiger Standorts- und Alterseffekt nachgewiesen. Je basenreicher ein Standort ist und je physiologisch jünger ein Bestand ist, in dem er außer Nutzung gestellt wird, desto schneller fällt die Traubeneiche im Herrschenden aus. Abbildung 1 veranschaulicht die Eichenanteile im Herrschenden 29 Jahre nach der Stilllegung. Über lineare Extrapolation konnten die jährlichen Ausfallraten, die in Tabelle 7 ausgewiesen werden, hergeleitet werden. In linearer Fortsetzung des beobachteten Ausfalls ist mit einem Totalausfall der Eiche im Herrschenden auf den basenreichen Standorten innerhalb von 30 Jahren nach Stilllegung zu rechnen. Auf den basenarmen Standorten des Buntsandsteins ist die Wuchsdynamik nicht so rasant und ein Totalausfall ist nach ca. 120 Jahren zu erwarten, sofern bereits im Dickungsstadium stillgelegt wird.

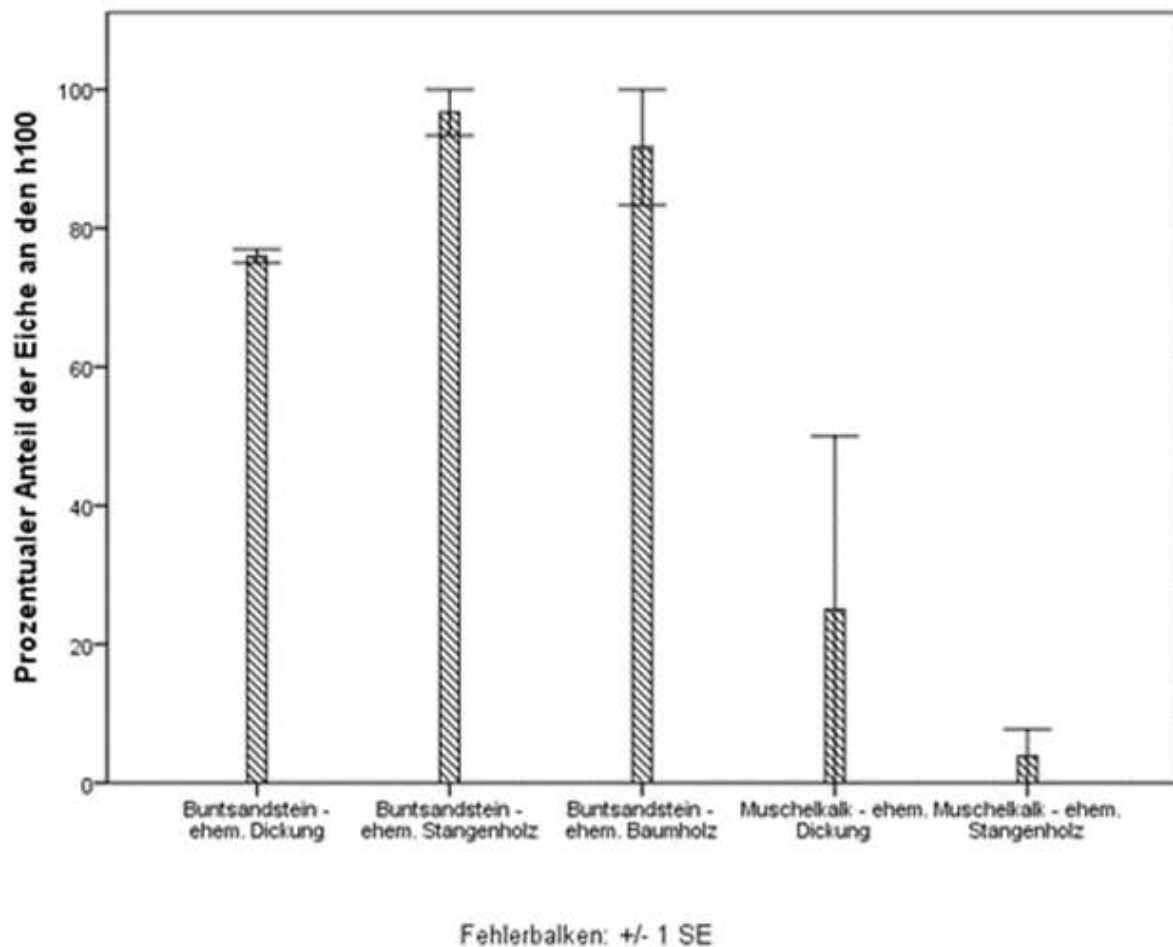


Abbildung 1: Eichenanteile an den h_{100} in den Kontrollflächen nach 29 Jahren. Gestartet wurde immer bei 100%. Fehlerbalken entsprechen einem Standardfehler.

Figure 1: Oak percentages of h_{100} in the control plots after 29 years. Starting point was always 100%. Error bars correspond to the standard error.

Tabelle 7: Mittlere jährliche Verlustrate an Eichenanteilen im Herrschenden in den Kontrollparzellen
Table 7: Mean annual loss rate of oak percentages in the dominant layer in the control plots

Bestand	Verlustrate
„Jockel“	0,86 %
„Hehler“	0,12 %
„Stinkgräben“	0,30 %
„Rindshügel“	2,68 %
„Ochsenau“	3,43 %

In Tabelle 8 werden die Ergebnisse der finanziellen Studie ausgewiesen. Auffällig ist, dass in den Kontrollparzellen durchweg negative Annuitäten erwirtschaftet werden – unabhängig von der Geologie, auf der diese Bestände stocken. Dies zeigt eine eindeutige finanzielle Nachteilhaftigkeit, da in der Kalkulation die stillgelegten Bestände ja am Ende ihrer jeweiligen Umtriebszeit eingeschlagen wurden. Fehlende Vornutzungen und insbesondere auf Muschelkalk starke Verluste im Eichenanteil durch Buchenkonkurrenz in Brennholzgüte wirken finanziell nachteilig. Die klassischen Negativauslesen erweisen sich ebenfalls als finanziell nachteilig, jedoch auf niedrigerem absoluten Niveau als die Stilllegungsflächen. Die positiven Förderungen führen nicht immer zu positiven Annuitäten, jedoch ist eindeutig ersichtlich, dass bei unterstelltem besten Wachstum der Z-Stämme

und basenreichem Standort hohe Annuitäten erwirtschaftbar sind. Die Wahl des Pflegeurnus wirkte nicht gerichtet auf das finanzielle Ergebnis und ist vernachlässigbar.

Tabelle 8: Darstellung der Annuitäten [€/ha] der acht Simulationsvarianten bei definierten BHDs und jeweiligen Umtriebszeiten
Table 8: Annuities [€/ha] of the eight simulation scenarios with defined BHDs and respective rotation times.

		Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4	Szenario 5	Szenario 6	Szenario 7	Szenario 8
Z-Baumwachstum	durchschnittlich (average _{Tree})					x	x	x	x
	maximal (best _{Tree})	x	x	x	x				
Bestandeswachstum	degressiv (reduced _{Stand})		x		x		x		x
	linear (linear _{Stand})	x		x		x		x	
Durchforstungsintervall [a]	5			x	x			x	x
	10	x	x			x	x		
Bestand „Jockel“	Kontrollfläche	-183,26	-201,95	-183,26	-201,95	-183,26	-201,95	-183,26	-201,95
	Negativauslese	-46,99	-73,20	-47,91	-74,12	-46,99	-73,20	-49,66	-75,56
	mäßige positive Förderung	18,75	-9,30	12,78	-15,27	-65,50	-78,74	-73,92	-86,79
	starke positive Förderung	9,31	-12,51	10,89	-10,93	-27,39	-39,48	-27,19	-40,53
Bestand „Hehler“	Kontrollfläche	-138,11	-151,84	-138,11	-151,84	-138,11	-151,84	-138,11	-151,84
	Negativauslese	-95,06	-112,78	-96,39	-114,11	-95,06	-112,78	-95,06	-112,58
	mäßige positive Förderung	32,17	6,96	26,34	1,14	-36,90	-50,41	-42,83	-57,25
	starke positive Förderung	63,80	42,01	66,72	44,93	0,80	-11,30	0,62	-10,84
Bestand „Stinkgräben“	Kontrollfläche	-196,40	-200,89	-187,52	-200,89	-202,40	-215,78	-202,40	-215,78
	Negativauslese	-138,08	-148,52	-135,60	-146,04	-138,08	-148,62	-137,04	-147,82
	mäßige positive Förderung	-1,13	-14,93	1,49	-12,31	-98,36	-101,94	-96,19	-100,16
	starke positive Förderung	-48,17	-42,38	-44,66	-38,87	-85,54	-83,31	-84,13	-81,68
Bestand „Rindshügel“	Kontrollfläche	-172,48	-202,55	-172,48	-202,55	-172,48	-202,55	-172,48	-202,55
	Negativauslese	-53,95	-79,46	-40,58	-79,64	-53,95	-79,46	-56,61	-81,83
	mäßige positive Förderung	63,78	35,17	67,25	24,09	-39,15	-51,29	-47,56	-59,27
	starke positive Förderung	66,19	42,21	79,65	41,13	-21,91	-31,53	-22,10	-31,13
Bestand „Ochsenau“	Kontrollfläche	-190,33	-197,76	-190,33	-197,76	-190,33	-197,76	-190,33	-197,76
	Negativauslese	-59,15	-79,52	-58,93	-79,30	-59,15	-79,52	-58,47	-78,61
	mäßige positive Förderung	15,67	-8,82	11,48	-9,81	-28,37	-47,33	-32,04	-50,68
	starke positive Förderung	148,71	129,33	148,60	129,23	64,10	46,05	62,72	42,74

6 Diskussion

Es gilt seit langem als erwiesen, dass sich das BHD-Wachstum durch Pflege und Durchforstung bei Eichenbeständen forcieren lässt. Ergebnisse aus Mittelwäldern und in jungen Hochwaldungen, die progressiv durchforstet wurden, zeigen, dass im Vergleich zu traditionell konservativ gepflegten Eichen wesentlich früher die Hiebsreife erlangt wird (Cotta 1828, Hartig 1861, Heyer 1893, Hamm 1896 & 1900, Vlad 1940, Holten 1986, Krissl & Müller 1989, Crockford & Savill 1991, Mosandl et al. 1991, Spiecker 1991, Savill & Kanowski 1993, Kerr 1996 & 2002, Dong et al. 1997, Küster 2000, Hubert & Courrad 2002, Dong et al. 2007, Hochbichler 2008, Beinhofer & Knoke 2009, Hein 2009, Summa & Mosandl 2009, Mosandl et al. 2010, Lemaire 2010, Groß & Konold 2010). Nun war auf den Versuchsfeldern jedoch festzustellen, dass die ungepflegten Versuchsfeldern überlegenes Durchmesserwachstum zeigten, die gezielt geförderten Eichen aus den positiven Förderungen im Wachstum hingegen zurückfielen (Abt et al. 2012). Bis zu 6,4 cm BHD-Zugewinn sind durch inkonsequente Durchforstung im ältesten Bestand „Stinkgräben“ in der mäßigen positiven Förderung nicht realisiert worden. Dieser Wert stellt eine absolute Obergrenze des Wuchspotentials dar, führt damit aber explizit zur Erfüllung der Anforderungen an den Traubeneichenpflegeversuch, der genau solche Leistungsgrenzen herausarbeiten und aufzeigen soll.

Dass in den älteren Wuchsklassen keine Effekte nachweisbar waren, deckt sich mit den Ergebnissen vorangegangener Studien zur Eichenbewirtschaftung (Utschig et al. 1993, Pretzsch & Utschig 1995, Utschig 2000, Lockow 2006). Diese attestieren der Eiche ab etwa Alter 40 Jahre nur mehr eine geringe bis nicht mehr nachweisbare Reaktionsfähigkeit im BHD-Wachstum durch lichtwuchsartige Durchforstung. Lediglich Kronenausbau findet mitunter noch statt (Pretzsch & Utschig 1995). Erfolgen die Förderungen hingegen 20 Jahre früher im Alter von etwa 20 Jahren, so sind substantielle BHD-Wachstumsgewinne zu beobachten. (vgl. Schaper 1977, Kerr 1996, Utschig 2000, Nagel 2007). Trotzdem wird für Eichen keine substantielle Verkürzung der Umtriebszeit erwartet (Kenk 1984, Dhôte 1997). Dies kann auf Basis dieser Studie eindeutig widerlegt werden (vgl. dazu Hochbichler 2008, Lemaire 2010, Wilhelm & Rieger 2013).

Die durchgeführten Analysen ergaben, dass im Mittel in den Beständen seit Beginn der Pflegearbeiten etwa 40 mm zusätzlicher BHD-Zuwachs durch mäßige positive Auslesen an den Z-Stämmen möglich gewesen wäre. Dies ist aus waldbaulicher Sicht ein beachtlicher Wert, der einer arithmetischen Steigerung der Jahrringbreite um 1,3 mm pro Jahr entspricht. Dem Effekt einer engen oder weiten Jahrringbreite wurde in dieser Studie wenig Gewicht beigemessen, da Untersuchungen von Schulz (1955), Göttlein (1994), Diwold (2008) und Beinhofer (2010) sowie aktuelle Submissionsergebnisse aus Süddeutschland zeigen, dass die Dimension eines Eichenwertholzstückes die wesentlichste preisbestimmende Determinante und der Einfluss der Jahrringbreite auf Verkaufserlöse eher theoretischer Natur ist.

Wesentlich maßgebend ist bei der Preisfindung daneben die Astreinheit, die als eines der zentralen Qualitätsmerkmale von Laubholz gilt. Sie wird insbesondere bei der Deklaration von Eichenwertholz zwingend vorausgesetzt und darum in Erziehungskonzepten intensiv beleuchtet (Köstler 1952, Schulz 1955, Krahl-Urban 1959, Heckel 1977, Fleder 1981, Röhrig & Schaper 1983, Krapfenbauer & Hochbichler 1984, Polge 1984, Hochbichler & Krapfenbauer 1988, Spellmann & Baderschneider 1988, Hochbichler et al. 1990, Sachsse & Grünebaum 1990, Mosandl et al. 1991, Spiecker 1991, Hochbichler 1993, Peters & Becker 1995, Schmaltz et al. 1997, v. Lüpke 1998, Wilhelm et al. 1999, Dong et al. 2007, Nagel 2007, Diwold 2008, Lemaire 2010, Szymanski et al. 2010, Storch 2011). In klassischen Erziehungskonzepten gelten lange astfreie Schaftlängen (vgl. Fleder 1976 & 1981) von bis zu 20 m als waldbauliches

Ziel (vgl. Preuhsler & Stögbauer 1990). Hiervon wird allerdings zunehmend abgewichen und gegenwärtig werden, zugunsten des Kronenausbaus, astfreie Schaftlängen von etwa 25% bis 35% der absoluten Endbaumhöhe angestrebt (Wilhelm et al. 1999, Lemaire 2010). Im standörtlichen Mittelbereich, in dem in der Regel Eichenwirtschaft betrieben wird, liegen diese Längen bei ungefähr acht bis zehn Meter. Diese Astfreiheit wurde im Traubeneichenpflegeversuch noch nicht durchweg erreicht. Insbesondere die jüngsten Bestände zeigten astfreie Schaftlängen von nur etwa fünf bis sechs Meter Länge. Bei angenommener fortschreitender Astreinigung bis zum Höhenniveau der Kronenansatzhöhe durch das Verschwinden der Totastzonen, würden die Wertholzpotentiale jedoch angehoben, so dass eine unzureichende Ausnützung der Wertholzoptionen nicht zu befürchten ist.

Der Traubeneichenpflegeversuch zeigt eindrucksvoll die hohe Dynamik und Mortalität in jungen Eichenbeständen. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen für die Nullflächen (Stilllegung) deutlich, dass Traubeneichen sehr schnell zugunsten der Buche ausfallen können (vgl. Schütz 2001). In diesem Zusammenhang ließ sich ein eindeutiger Standorteffekt nachweisen. Auf Muschelkalkstandorten fielen die Eichen innerhalb kürzester Zeit aus, wohingegen auf Buntsandstein, zumindest in älteren Entwicklungsstadien, die Ausfallgeschwindigkeit weitaus geringer war. Der Eichenanteil fiel auf den Muschelkalkstandorten innerhalb von 29 Jahren Versuchszeit im Herrschenden (führende Kronenschicht) von 100% auf lediglich 4% ab. Dieser Effekt war im ehemaligen Stangenholz am stärksten ausgeprägt, aber auch in der ehemaligen Dickung fiel der Anteil in der gleichen Zeit von 100% auf 25%. Extrapoliert man diesen Eichenausfall auf ungepfligten Muschelkalkflächen in die Zukunft, dann verschwindet der hauptständige Eichenanteil fast vollständig innerhalb von weniger als 30 Jahren. Ähnlich wie in der vorliegenden Studie haben auch Otto et al. (2009) eine Einschränkung des Eichenwachstums zu Gunsten der Buche festgestellt, und zwar umso mehr je basenreicher der Standort ist. Dabei ist die Einschränkung des Wachstums vor allem am reduzierten Höhenwachstum abzulesen (vgl. Hein & Dhôte 2006). Es fallen demnach immer mehr Eichen aus der Oberschicht in die Mittelschicht und überlassen das Feld der Buche. Ein vollständiger Ausfall der Eiche kann auf Basis der Versuchsdaten nicht prognostiziert werden, er ist aber, insbesondere auf Muschelkalk, sehr wahrscheinlich.

Neben den Kulturkosten ist es das Wachstum und damit die Umtriebszeit, die intensiv auf das wirtschaftliche Endergebnis der Eichenbestände wirkt (Tab. 8). Bereits Faustmann (1853) beschrieb diesen in vorliegender Studie nachgewiesenen Effekt, der insbesondere auch für die Eichenwirtschaft Gültigkeit besitzt. Die Analyse der Annuitäten im Verhältnis zu der benötigten Produktionszeit ergibt, dass beide Größen negativ miteinander korreliert sind. Je geringer die Produktionszeit ausfällt, desto höher sind die errechneten Annuitäten. Dies zeigte sich insbesondere dadurch, dass in der Regel die positiven Auslesen durch Ressourcenallokation auf den Einzelstamm eine Wuchszeitverkürzung im Vergleich zu den Negativauslesen erbrachten. Darüber hinaus zeigten die positiven Auslesen auf Muschelkalk ein schnelleres Wachstum zu den im Alter korrespondierenden Eichen auf Buntsandstein („Ochsenau“ vs. „Hehler“). Dies unterstreicht die Forderung, Eichenbestände bei Wahlmöglichkeit auf den besseren Standorten anzubauen (vgl. Schlenker 1971, Hochbichler 1993 & 2008, Wilhelm et al. 1999, Kölling & Müller-Kroehling. 2011, Michiels 2014). Die Analysen der Annuitäten verdeutlichten weiterhin, dass die Wertleistung des Einzelstammes zumeist über der Wertleistung des Bestandes durch Massenzuwachs steht. Die Simulationsergebnisse der Annuitäten mit Z-Stamm-Wachstumsgängen der Eichen im „bestTree growth“-Szenario übertrafen die Ergebnisse des „averageTree growth“-Szenarios (Vergleich der Wuchsszenarien 2 und 5), selbst wenn im „bestTree growth“-Szenario das Szenario „reducedStand“ für das Bestandeswachstum unterstellt wurde. Zinseffekte durch kurze Umtriebszeiten bis zum Einschlag sowie schnell generierte und hohe Wertleistung der Wertholztämme schlagen in der Annuitätenberechnung durch. Langsameres

Wachstum und die Produktion hoher Anteile von C-Holz sowie Brennholz schneiden in der finanziellen Bewertung schlecht ab. Damit ist es richtig und konsequent, auf die Wertleistung der Einzelstämme zu fokussieren und die Massenleistung des Eichenbestandes in den Hintergrund zu rücken (Krahl-Urban 1959, Fleder 1981, Kenk 1984 & 1993, Krapfenbauer & Hochbichler 1984, Mosandl et al. 1988 & 1991, Hochbichler et al. 1990, Hochbichler 1993, Spiecker 1991, Mosandl & Kleinert 1998, Wilhelm et al. 1999, Küster 2000, Mosandl & Paulus 2002, Dong et al. 2007, Lemaire 2010, Attocchi 2013, Wilhelm & Rieger 2013). Die absolut höheren Annuitäten der positiven Auslesen, die nur wenig Vorrat am Ende ihrer Umtriebszeit im Vergleich zu den Negativauslesen mit deutlich geringeren oder sogar negativen Annuitäten aufwiesen, belegen dies eindrücklich. Dies widerspricht klassischer waldwachstumskundlicher Forschung, die mit Rücksicht auf die Massenleistung kritische Bestockungsgrade formulierte (Assmann 1961) und eher die Massenleistung denn die Wertleistung an den Einzelbäumen fokussierte, auch in Eichenbeständen (Erteld 1956, Utschig 1992, Pretzsch 1993, Utschig et al. 1993, Pretzsch & Utschig 1995, Utschig 2000, Utschig & Pretzsch 2001, Anta & Gonzáles 2005, Pretzsch et al. 2012). Konsequenterweise sollte und muss heutzutage der einzelne Wertholzstamm im Eichenwaldbau eher im Fokus stehen denn die Massenproduktion (Wilhelm et al. 1999, Lemaire 2010, Attocchi 2013, Wilhelm & Rieger 2013). Dies gilt sogar in modern bewirtschafteten Mittelwäldern (Hochbichler 2008), die per Definition eine hohe Massenproduktionskomponente bergen.

Darüber hinaus zeigt die vorliegende Studie, dass der Wahl des Pflegeturnus aus finanzieller Sicht keine Bedeutung zu schenken ist. Es ist für das finanzielle Endergebnis irrelevant, ob im 5- oder 10-Jahres Turnus durchforstet wird, solange diese Durchforstungen auch tatsächlich vorgenommen werden. Ein Verzicht auf Vornutzungen (vgl. Utschig 2000), der durch die Stilllegungsvariante abgebildet ist, wirkt kaum finanziell vorteilhaft.

7 Konsequenzen für eine moderne Eichenwirtschaft

Sollen Eichenbestände wieder verstärkt begründet werden, so müssen die Bestände auch wirtschaftlich ertragreich sein. Dies kann gelingen, wenn man zwei wesentliche Größen der Eichenbewirtschaftung kontrolliert – minimale Begründungskosten und minimale Umtriebszeit durch zielgerichtete Pflege.

Werden ab jungem Alter und konsequent vorherrschende Bäume gefördert und Ausleseebäumen im Alter von 25 Jahren 10 m² Standraum eingeräumt, die sich bis zum Alter von 35 Jahren bereits auf 20 m² vergrößern, so werden hoch vitale und wuchskräftige Bäume erzogen. Bei entsprechendem Nebenbestand können solche Bäume hervorragende Holzqualitäten bilden und die Umtriebszeiten bleiben massiv unter den klassisch bekannten Größen zurück. Eminent wichtig ist hierbei, dass vitale Bäume herausgepflegt werden, die im Zweifelsfall ideal-geformten, subdominanten Individuen in der Wuchsform unterlegen, im BHD-Wachstum aber deutlich überlegen sind.

Werden solche Pflegemaßnahmen in Beständen konsequent durchgezogen und stocken diese Bestände auf reicheren Substraten, so ist mit Eichenbeständen ein wirtschaftlich erfolgreiches Arbeiten realistisch und die pauschale Ablehnung der Eiche als wirtschaftlich defizitäre Baumart nicht gerechtfertigt.

Literatur

- Aas, G. (1991): Kreuzungsversuche mit Stiel- und Traubeneichen (*Quercus robur* L. und *Q. petraea* (Matt.) Liebl.). Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 162(8):141-145.
- Abt. A.; Höllerl, S.; Mosandl, R. (2012): Bestandesentwicklung und Qualität von Z-Bäumen in Traubeneichenbeständen unterschiedlicher waldbaulicher Behandlung. Forstarchiv 83:185 DOI 10.4432/0300-4112-83-185
- Abt, A. (2018): Die Bewirtschaftung junger Traubeneichenbestände (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) in Unterfranken unter Berücksichtigung von waldbaulichen, forstökonomischen und naturschutzfachlichen Gesichtspunkten. Dissertation Technische Universität München, 263 S.
- Andrzejczyk, T. (2009): Dąb szypułkowy i bezszypułkowy. Hodlawa. Drukarnia Naukowo-Techniczna SA, Warszawa, 302 S.
- Anta M., Gonzales J. (2005): Development of a stand density management diagram for even-aged pedunculate oak stands and its use in designing thinning schedules. Forestry 78(3): 209-216. DOI: 10.1093/forestry/cpi033
- Assmann E. (1961): Waldertragskunde. BLV, München-Bonn-Wien, 490 S.
- Attocchi, G. (2013): Effects of pruning and stand density on the production of new epicormic shoots in young stands of pedunculate oak (*Quercus robur* L.). Annals of Forest Science 70(7): 663-673. DOI: 10.1007/s13595-013-0309-5
- Bartelheimer, P. (1991): Ökonomische Aspekte der Eichenwirtschaft. Forstwissenschaftliches Centralblatt 110(1): 185-195. DOI: 10.1007/BF02741253
- Bary-Lenger, A.; Nebout, J.-P. (1993): Le chêne pédonculé et sessile en France et en Belgique. Editions du Perron, Allier-Liège, 604 S.
- Bary-Lenger, A.; Nebout, J.-P. (2004): Evaluation financière des arbres d'agrément et de production en ville, à la campagne, en forêt Editions du Perron, Allier Liège, 448 S.
- Beinhofer, B.; Knoke, T. (2009): Zur Astung von Mittelwaldeichen. AFZ-Der Wald 6: 302-303.
- Beinhofer, B. (2010): Comparing the financial performance of traditionally managed beech and oak stands with roomy established and pruned stands. European Journal of Forest Research 129(2): 175-187. DOI: 10.1007/s10342-009-0311-5
- Birner, W. (1933): Über Wasserreiserbildung, Eichenrassen und Eichenstarkholzzucht. Der Deutsche Forstwirt 15 (85): 541-544.
- Clasen, C.; Knoke, T. (2009): Entmischung von Baumarten durch Wildverbiss und mögliche finanzielle Konsequenzen. AFZ 21: 1145-1147.
- Colin, F.; Robert, N.; Druelle, J.; Fontaine, F. (2008): Initial spacing has little influence on transient epicormic shoots in a 20-year-old sessile oak plantation. Annals of Forest Science 65(5): 508-517. DOI: 10.1051/forest:2008032
- Colin, F.; Ducousso, A.; Fontaine, F.s (2010): Epicormics in 13-year-old *Quercus petraea*: small effect of provenance and large influence of branches and growth unit limits. Annals of Forest Science 67(3): 312-322. DOI: 10.1051/forest/2009118
- Cotta, H. (1828): Anweisung zum Waldbau. 4. Auflage, Arnoldische Buchhandlung, 413 S.
- Crockford K; Savill, P. (1991): Preliminary yield tables for oak coppice. Forestry 64(1): 29-49. DOI: 10.1093/forestry/64.1.29
- Deutscher Forstwirtschaftsrat & Deutscher Holzwirtschaftsrat (2014): Rahmenvereinbarung für den Rohholzhandel in Deutschland (RVR).
- Dhôte, J.-F. (1997): Effets des éclaircies sur le diamètre dominant dans les futaies régulières de hêtre ou de chêne sessile. Revue Forestière Française 49 (6): 557-578.
- Diwold, G. (2008): Waldbauliche Untersuchungen zur Qualitäts- und Preisstruktur von wertvollem Eichenholz. Master Thesis Vienna, 132 S.
- Dong, P.H.; Muth, M.; Roeder, A. (1997): Traubeneichen-Durchforstungsversuch in den Forstämtern Elmstein-Nord und Fischbach. Forst und Holz 52(2): 34-38.
- Dong, P.; Block, J.; Eder, W.; Lüpke, v. B.; Muth, M.; Schuck, J.; Seifert, T.; Spiecker, H. (2007): Eiche im Pfälzerwald. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz 63, 150 S.
- Erteld W. (1956): Zur Entwicklung der Eiche auf sandüberlagerten Lehmstandorten des norddeutschen Jungdiluviums. Forstwissenschaftliches Centralblatt 75(5): 160-181. DOI: 10.1007/BF02027716
- Fabricius, L. (1932): Forstliche Versuche XII. Ursachen der Wasserreiserbildung an Eichen. Forstwissenschaftliches Centralblatt 54(22): 753-766. DOI: 10.1007/BF01818667

- Faustmann M. (1849): Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 15(12): 441-455.
- Faustmann M. (1853): Die Taxation des zum Bergbau bestimmten Waldbodens. Neue Jahrbücher der Forstkunde, S.345-357
- Feuillat, F.; Dupouey, J.-L.; Sciama, D.; Keller, R. (1997): A new attempt at discrimination between *Quercus petraea* and *Quercus robur* based on wood anatomy. Canadian Journal of Forest Research 27(3): 343-351. DOI: 10.1139/x96-174
- Field, A. (2009): Discovering statistics using SPSS. 3. Auflage, Sage, Los Angeles 822 S.
- Fleder, W. (1976): Waldbausysteme im Spessart. Allgemeine Forstzeitschrift 31(34): 737-740.
- Fleder, W. (1981): Furniereichenwirtschaft heute. Holz-Zentralblatt 107(98): 1509-1511.
- Fleder, W. (1988): Zur Eichenwirtschaft im Spessart. AFZ 43(26): 735-737.
- Fontaine, F.; Druelle, J.; Clément, C.; Burrus, M.; Audran, J. (1998): Ontogeny of proventitious epicormic buds in *Quercus petraea* L. in the 5 years following initiation. Trees 13 (1): 54-62. DOI:10.1007/PL00009737
- Fontaine, F.; Colin, F.; Jarret, P.; Druelle, J. (2001): Evolution of the epicormic potential on 17-year-old *Quercus petraea* trees: first results. Annals of Forest Science 58 (5): 583-592. DOI: 10.1051/forest:2001147
- Forstdirektion Unterfranken (2005): Leitsätze zur Werteichenwirtschaft. Grundlagen, Zielsetzungen und Verfahrensgrundsätze für die Staatswälder im Spessart. Auf Basis der Grundlagenbesprechung zur Eichen-nachzucht im Spessart vom 21.03.2001 in Lichtenau, Forstamt Rothenbuch und der Stellungnahme der Forstdirektion Unterfranken vom 03.12.2002 Nr. 2206/172002/R429 zur Rechnungsprüfung „Eichennachzucht in Unterfranken“, sowie zahlreicher Hinweise unterfränkischer Forstpraktiker.
- Gaertig T, v. Wilpert K, Seemann D (2005): Differentialdiagnostische Untersuchungen zu Eichenschäden in Baden-Württemberg. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 61.
- Gardiner, A. (1970): Pedunculate and Sessile Oak (*Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl.) A Review of the Hybrid Controversy. Forestry 43(2): 151-160. DOI: 10.1093/forestry/43.4.151
- Göttlein, A. (1994): Der Einfluß von Baumdimension, Standort und Holzqualität auf den Versteigerungserlös von Furniereichen. Forstwissenschaftliches Centralblatt 113(1): 354-366. DOI: 10.1007/BF02936710
- Groß, P.; Konold, W. (2010): Mittelwald als Agroforstsystem zwischen geordneter Nachhaltigkeit und Gestaltungsvielfalt – Eine historische Studie. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 181(3/4): 64-71.
- Hamm, J. (1896): Der Ausschlagwald. 1. Auflage, Parey, Berlin, 267 S.
- Hamm, J. (1900): Leitsätze für den Mittelwaldbetrieb. Forstwissenschaftliches Centralblatt 22(8): 392-404. DOI: 10.1007/BF01841336
- Hartig, G. (1861): Lehrbuch für Förster und für die, welche es werden wollen. 2ter Band. 10. Auflage, Cotta'scher Verlag, Stuttgart 345 S.
- Hasenauer H. (1997): Dimensional relationships of open-grown trees in Austria. Forest Ecology and Management 96(3): 197-206. DOI: 10.1016/S0378-1127(97)00057-1
- Heck, R.; Thomas, S.; Tabata, L. (2010): Multilevel and longitudinal modeling with IBM SPSS. Routledge, London 343 S.
- Heckel, H. (1977): Rundholzfehler und ihre Auswirkung bei der Verarbeitung. AFZ 32: 1172-1177.
- Heidingsfelder A., Knoke T. (2004): Douglasie versus Fichte: Ein betriebswirtschaftlicher Leistungsvergleich auf Grundlage des Provenienzversuches Kaiserslautern. Schriften zur Forstökonomie Band 26, Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M, 111 S.
- Hein, S.; Dhôte, J. (2006): Effect of species composition, stand density and site index on the basal area increment of oak trees (*Quercus sp.*) in mixed stands with beech (*Fagus sylvatica* L.) in northern France. Annals of Forest Science 63(5): 457-467. DOI: 10.1051/forest:2006026
- Hein, S. (2009): Wertholzproduktion mit Buche, Eiche, Esche und Ahorn. AFZ-Der Wald 5: 240-242.
- Heyer, C. (1893): Der Waldbau oder die Forstproduktenzucht. 4. Auflage, Teubner, Leipzig, 634 S.
- Hochbichler, E.; Krapfenbauer, A. (1988): Behandlungsprogramme für die Werteichenproduktion im Wienerwald und Weinviertel. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 105(1): 1-23.
- Hochbichler, E.; Krapfenbauer, A.; Mayrhofer, F. (1990): Ein Pflegemodell für Eichenjungbestände – Grünastung, eine wirtschaftliche Problemlösung der Wertholzerziehung. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 107(1): 1-12.
- Hochbichler, E. (1993): Methods of oak silviculture in Austria. Annals of Forest Science 50(6): 583-59. DOI: 10.1051/forest:19930607
- Hochbichler, E. (2008): Fallstudien zur Struktur, Produktion und Bewirtschaftung von Mittelwäldern im Osten Österreichs (Weinviertel). Forstliche Schriftenreihe Universität für Bodenkultur, Wien, 246 S.
- Holten, N. (1986): Eichenwirtschaft – dargestellt an Beispielen aus dem dänischen Forstamt Bregentved. Forstarchiv 57(6): 221-227.

- Hubert, M.; Courrad, R. (2002): Élagage et taille de formation des arbres forestiers. 3. Auflage, Forêt privée française, Institut pour le développement forestier, Paris 282 S.
- IBM SPSS Statistics (2011): SPSS v19.
- Jensen, J. (2000): Provenance variation in phenotypic traits in *Quercus robur* and *Quercus petraea* in Danish provenance trials. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15(3): 297-308. DOI: 10.1080/028275800447922
- Jobling J., Pearce M. (1977): Free growth of oak. Forestry commission record 113, Stationery Office Books, London, 18 S
- Jüttner O. (1955): Ertragstafeln für Eichen. In: Schober, R., 1975. Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. 2. Auflage, Sauerländer, Aarau, 154 S.
- Kato F. (1986): Statische und klassische dynamische Verfahren der forstlichen Investitionsrechnung. Schriften aus der forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 85, 99 S.
- Kenk, G. (1984): Werteichenproduktion und ihre Verbesserung in Baden-Württemberg. *Allgemeine Forstzeitschrift* 39: 428-429.
- Kenk G. (1993): New perspectives in German oak silviculture. *Annals of Forest Science* 50(6): 563-570. DOI: 10.1051/forest:19930605
- Kerr, G. (1996): The effect of heavy or "free growth" thinning on oak (*Quercus petraea* and *Q. robur*). *Forestry* 69(4): 303-317. DOI: 10.1093/forestry/69.4.303
- Kerr, G.; Harmer, R. (2001): Production of epicormic shoots on oak (*Quercus robur*): effects of frequency and time of pruning, *Forestry* 74(5): 467-477. DOI: 10.1093/forestry/74.5.467
- Kerr, G. (2002): The potential of sustainable management of semi-natural woodlands in southern England using uneven-aged silviculture. *Forestry* 75(3): 227-243. DOI: 10.1093/forestry/75.3.227
- Knoke T., Stimm B., Ammer C., Moog M. (2005): Mixed Forests reconsidered: A Forest Economics Contribution on an Ecological Concept. *Forest Ecology and Management* 213: 102-116.
- Knoke T., Schneider T., Hahn A., Griess V., Röbiger J. (2012): Forstbetriebsplanung als Entscheidungshilfe. Ulmer Stuttgart, 408 S.
- Kölling C., Müller-Kroehling S. (2011): Standortliche Möglichkeiten für den Anbau der Elsbeere in Bayern. *LWF Wissen* 67: 13-16.
- Korpel S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Fischer Stuttgart, 310 S.
- Köstler, N. (1952): Ansprache und Pflege von Dickungen. Parey, Berlin Hamburg 80 S.
- Kraft, G. (1884): Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Hannover. 154 S.
- Krahl-Urban, J. (1959): Die Eichen. 1. Auflage, Parey, Berlin Hamburg, 288S.
- Krapfenbauer, A.; Hochbichler, E. (1984): Erprobung eines Pflegemodells in Eichenjungbeständen. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 101(3): 172-180.
- Krissl, W.; Müller, F. (1989): Waldbauliche Bewirtschaftungsrichtlinien für das Eichenmittelwaldgebiet Österreichs. Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien, 40 S.
- Küster, B. (2000): Die Auswirkungen unterschiedlicher waldbaulicher Behandlungen auf das Wachstum und die Qualitätsentwicklung junger Traubeneichen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). *Forstliche Forschungsberichte München* 179, 223 S.
- Lemaire, J. (2010): Le chêne autrement: Produire du chêne de qualité en moins de 100 ans. 1. Auflage, Forêt Privée Française, Institut pour le développement forestier, Paris, 176 S.
- Lockow, K. (2006): Trauben-Eichen-Durchforstungsversuch "Freienwalde (Marienpfuhl) 172". *AFZ* 19: 1040-1043.
- Lüpke, v. B. (1998): Silvicultural methods of oak regeneration with special respect to shade tolerant mixed species. *Forest Ecology and Management* 106(1): 19-26. DOI: 10.1016/S0378-1127(97)00235-1
- Mayer, R. (1958): Kronengröße und Zuwachsleistung der Traubeneiche auf süddeutschen Standorten. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 129: 105-114 & 151-163.
- Metzger, M. (1999): Qualitätseigenschaften des Holzes von Traubeneichen (*Quercus petraea* Liebl.) aus drei süddeutschen Beständen in Abhängigkeit von der Jahrringbreite. Verlag Dr. Kovac, Hamburg 199 S.
- Michiels H. (2014): Die Standorte der Traubeneiche. *LWF Wissen* 75: 25-29.
- Möhring B., v. Bodelschwingh H. (2016): Betriebswirtschaftliche Aspekte der Starkholzproduktion. *AFZ-DerWald* 19: 29-32.
- Mosandl, R.; Burschel, P.; Sliwa, J. (1988): Die Qualität von Auslesebäumen in Eichenjungbeständen. *Forst und Holz* 43: 37-41.
- Mosandl, R.; El Kateb, H.; Ecker, J. (1991): Untersuchungen zur Behandlung von jungen Eichenbeständen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110(1): 358-370. DOI: 10.1007/BF02741269

- Mosandl, R.; Kleinert, A. (1998): Development of oaks (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) emerged from bird-dispersed seeds under old-growth pine (*Pinus silvestris* L.) stands. *Forest Ecology and Management* 106(1): 35–44. DOI: 10.1016/S0378-1127(97)00237-5
- Mosandl, R.; Knoke, T. (2002): Produktion von Fichtenqualitätsholz durch Astung. *AFZ*, 120-123.
- Mosandl, R.; Paulus, F. (2002): Rationelle Pflege junger Eichenbestände. *AFZ – Der Wald* 11: 581-584.
- Mosandl, R.; Summa, J.; Stimm, B. (2010): Coppice-With-Standards: Management options for an ancient forest system. *Forestry Ideas* 39 (16/1): 65-74.
- Muchin, A. (2005): Analytische Untersuchungen zum Einfluss des Standorts auf das Wachstum von Stiel- und Traubeneichen im nordostdeutschen Tiefland. *Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt* 24, 264 S.
- Nagel, R. (2007): Bestandesentwicklung, Einzelbaumwachstum und Qualitätsentwicklung von Stiel- und Traubeneichenbeständen in Nordwestdeutschland unter dem Einfluss unterschiedlicher Durchforstungsstärken. In: Nagel J. (Hrsg.) 2007: *Deutscher Verband Forstlicher Versuchsanstalten, Sektion Ertragskunde. Beiträge zur Jahrestagung*, Alsfeld: 114-132.
- Neophytou, C.; Aravanopoulos, F.; Fink, S.; Dounavias, A. (2010): Detecting interspecific and geographic differentiation patterns in two interfertile oak species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Q. robur* L.) using small sets of microsatellite markers. *Forest Ecology and Management* 259: 2026–2035. DOI:10.1016/j.foreco.2010.02.013
- Nutto, L. (1999): Neue Perspektiven für die Begründung und Pflege von jungen Eichenbeständen. *Freiburger Forstliche Forschung Band 5*, 190 S.
- Otto, D.; Wagner, S.; Brang, P. (2009): Konkurrenz zwischen Stieleiche und Buche auf Lotharsturmflächen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160 (5): 114–123.
- Paul, C. (2014): Timber-based agro-silvicultural systems to facilitate reforestation in Panama – A silvicultural and economic evaluation. (Dissertation), Technische Universität München.
- Peters, S.; Becker, G. (1995): Die Holzqualität weitständig und engständig erwachsener Stieleichen. *AFZ – Der Wald* 13: 716-717.
- Polge, H. (1984): Werteichenproduktion in Frankreich. *AFZ – Der Wald* 39: 430-434.
- Pretzsch, H. (1993): Struktur und Leistung naturgemäß bewirtschafteter Eichen-Buchen-Mischbestände in Unterfranken. *AFZ – Der Wald* 6: 281-284.
- Pretzsch, H.; Utschig, H. (1995): Die Eichen-Versuchsflächen im Forstamt Elmstein-Nord. *AFZ Sonderdruck* 2.
- Pretzsch, H.; Bielak, K.; Block, J.; Bruchwald, A.; Dieler, J.; Ehrhart, H.; Kohnle, U.; Nagel, J.; Spellmann, H.; Zasada, M.; Zingg, A. (2012): Produktivität von Misch- versus Reinbeständen von Eiche (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. und *Quercus robur* L.) und Europäische Buche (*Fagus sylvatica* L.) entlang eines ökologischen Gradienten. *European Journal of Forest Research* 132(2): 263-280. DOI: 10.1107/s10342-012-0673-y
- Pretzsch, H.; Biber, P.; Schütze, G.; Bielak, K. (2013): Changes of forest dynamics in Europe. Facts from long-term observational plots and their relevance for forest ecology and management. *Forest Ecology and Management* 316: 65-77. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.07.050
- Preußler, T.; Stögbauer, K. (1990): Strukturmerkmale des Furniereichenbestandes „Eichhall“ im Bayerischen Forstamt Rohrbrunn. *Forst und Holz Sonderdruck*, 45(11): 283-289.
- Rohmeder, E. (1935): Zusammenhänge zwischen Baumklasseneinteilung und Wasserreiserbefall jüngerer Eichenbestände. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 57(7): 205-210. DOI: 10.1007/BF01817009
- Röhrig, E.; Schaper, C. (1983): Über das Ausmaß und die Bedeutung soziologischer Umsetzungen in Eichenjungbeständen. *Forstarchiv* 54(1): 3-7.
- Röhrig, E.; Bartsch, N.; Lüpke, von B. (2006): *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. Eugen Ulmer, Stuttgart, 479 S.
- Sachsse, H.; Grünebaum, M. (1990): Untersuchung der Holzqualität von Traubeneichen aus unterschiedlich dicht begründeten Beständen. *Holz als Roh- und Werkstoff* 48: 255-260.
- Sagl, W. (1995): Bewertung in Forstbetrieben. *Pareys Studentexte* 80, Blackwell Berlin-Wien, 306 S.
- Savill, P.; Kanowski, P. (1993): Tree improvement programs for European oaks: goals and strategies. *Annals of Forest Science* 50 (Supplement): 368-383. DOI: 10.1051/forest:19930741
- Schaper, C. (1977): Eichenwirtschaft in Dänemark. *Der Forst- und Holzwirt* 32: 355-358.
- Schlenker, G. (1971): Versuch einer Zusammenfassung. In: *Werteichen-Standorte (Traubeneiche) Arbeitstagung der Baden-Württembergischen Landesforstverwaltung am 28./29.4.1971 in Sulzburg*, S. 94-97. Baden-Württembergische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt, Freiburg, 98 S.
- Schmaltz, J.; Fröhlich, A.; Gebhardt, M. (1997): Die Qualitätsentwicklung in jungen Traubeneichenbeständen im Hessischen Spessart. *Forstarchiv* 68: 3–10.
- Schmidt, M. (2003): Eine betriebswirtschaftliche Analyse verschiedener waldbaulicher Behandlungskonzepte für die Baumart Eiche. (Diplomarbeit) Technische Universität München.
- Schreiner, D., (1933): Klebastbildung an Eichen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 55(12): 406-414. DOI: 10.1007/BF01816339

- Schroeter, H. (2000): Konzeption einer Wertansprache für Eichenholz am stehenden Stamm. Dissertation Göttingen, 152 S.
- Schulz, H. (1955): Untersuchungen über die Bewertung von Eichenstammholz. Forstarchiv 26: 182-184.
- Schulz, H. (1959): Untersuchungen über die Bewertung und Gütemerkmale des Eichenholzes aus verschiedenen Wuchsgebieten. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und Mitteilungen der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. 23. Sauerländer's Verlag. Frankfurt a. M.
- Schulz, H. (1961): Die Beurteilung der Qualitätsentwicklung junger Bäume. Forstarchiv 32(5): 89-99.
- Schütz, J. (2001): Der Plenterwald: Und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin-Wien, 207S.
- Seeholzer, M. (1934): Zur Wasserreiserfrage. Forstwissenschaftliches Centralblatt 56(13): 437-448. DOI: 10.1007/BF01885963
- Sevrin, E. (1997): Les chênes sessile et pédonculé. Institut pour le développement forestier. Paris, 97 S.
- Spellmann, H.; Baderschneider, A. (1988): Erste Auswertung eines Traubeneichen-Pflanzverbands- und Sortimentsversuches im Forstamt Hardegese/Solling. Forst und Holz 43(18): 447-450.
- Spiecker, H. (1983): Durchforstungsansätze bei Eiche unter besonderer Berücksichtigung des Dickenwachstums. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 154: 21-38.
- Spiecker, H. (1991): Zur Steuerung des Dickenwachstums und der Astreinigung von Trauben- und Stieleichen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. und *Quercus robur* L.). Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg 72, 151 S.
- Storch, J. (2011): Astentwicklung und Astreinigung in Abhängigkeit vom Dickenwachstum bei Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Eiche (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.; *Quercus robur* L.). (Dissertation). Freiburg, 285 S.
- Summa, J.; Mosandl, R. (2009): Waldbauliche Untersuchungen zur Qualität von Mittelwald-Lassreiteln. AFZ – Der Wald 6: 296-299.
- Szymanski, M.; Pazdrowski, W.; Kaźmierczak, K.; Nawrot, M.; Werner, M.; Mańka, K. (2010): Proces oczyszczania się pni dębu szypułkowego (*Quercus robur* L.) a pierśnica drzew w drzewostanach gospodarczych. Leśne Prace Badawcze 71(1): 61–73. DOI: 10.2478/v10111-010-0004-3
- Thommen J., Achleitner A. (2009): Allgemeine Betriebswirtschaftslehre. 4. Auflage, Gabler, Wiesbaden, 1066 S.
- Thünen-Institut (2016): Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank. <https://bwi.info>, Aufruf am: 18.05.2016
- Uhl E., Metzger H., Seifert T. (2006): Dimension und Wachstum von solitären Buchen und Eichen. DVFFA – Sektion Ertragskunde Bericht Jahrestagung 47-53.
- Utschig H. (1992): Zielsetzung des ertragskundlichen Versuchswesens im Wandel – dargestellt am Beispiel langfristiger Eichenversuche. Forstwissenschaftliches Centralblatt 111(1): 117-128. DOI: 10.1007/BF02741664
- Utschig, H. (2000): Wachstum vorherrschender Buchen in Abhängigkeit von Standort und Behandlung. Forst und Holz, Sonderdruck 2: 44-50.
- Utschig, H.; Bachmann, M.; Dursky, J. (1993): Wirkung verschiedener Durchforstung auf Struktur und Wachstum. AFZ – Der Wald 6: 271-274.
- Utschig H., Pretzsch H. (2001): Der Eichen-Durchforstungsversuch Waldleiningen 88. Auswirkungen unterschiedlicher Eingriffsstärken nach 65 Jahren Beobachtung. Forstwissenschaftliches Centralblatt 120(1): 90-113. DOI: 10.1007/BF02796084
- Vlad, J. (1940): Zuwachsverhältnisse im Mittelwald. (Dissertation), Ludwig-Maximilians-Universität München.
- Ward, W. (1966): Epicormic branching of black and white oaks. Forest Science 12(3): 290-296.
- West, B.; Galecki, A.; Gillespie, B.; Welch, K (2007): Linear mixed models. A practical guide using statistical software. Chapman & Hall/CRC, 440 S.
- Wilhelm, G.; Letter, H.; Eder, W. (1999): Konzeption einer naturnahen Erzeugung von starkem Wertholz. AFZ – Der Wald 5: 232-240.
- Wilhelm, G.; Rieger, H. (2013): Naturnahe Waldwirtschaft mit der QD-Strategie - Eine Strategie für den qualitätsgeleiteten und schonenden Gebrauch des Waldes unter Achtung der gesamten Lebewelt, Eugen-Ulmer, Stuttgart 207 S.
- Wöhe G. (2005): Einführung in die allgemeine Betriebswirtschaftslehre. 22. Auflage, Vahlen, München 1220 S.
- Zieren, A. (1970): Zur Ästung von Esche und Eiche. AFZ – Der Wald 25(36): 771-772.

Anhang A1

Tabelle 5: Realer und simulierter BHD sowie Umtriebszeiten bei definiertem Zieldurchmesser für die jungen Traubeneichen

Table 5: Real and simulated DBH as well as rotation times at defined target diameter for the young sessile oaks

Geologie	Bestand	Pflegeregime	BHD ₂₀₁₂ "best-tree-growth" [mm]	BHD ₂₀₁₂ "real" [mm]	potentielle Zuwachs- verluste bis 2012 [mm]	U "best-tree-growth" [a für BHD 70cm]	U "average-tree- growth" [a für BHD 70cm]
Buntsandstein	ehem. Dichtung	Kontrolle	210,0	210,0	x	136	136
		Negativauslese	184,6	184,6	x	132	132
		mäßige positive Förderung	239,9	197,3	42,6	109	141
		starke positive Förderung	230,1	199,4	30,7	122	139
	ehem. Stangenholz	Kontrolle	246,9	246,9	x	147	147
		Negativauslese	240,2	240,2	x	158	158
		mäßige positive Förderung	277,1	241,9	35,2	114	135
		starke positive Förderung	278,2	252,5	25,7	106	127
	ehem. schwaches Baumholz	Kontrolle	278,6	278,6	x	193	193
		Negativauslese	273,3	273,3	x	184	184
		mäßige positive Förderung	339,2	278,9	60,4	133	176
		starke positive Förderung	311,4	278,3	33,2	156	188
Muschelkalk	ehem. Dichtung	Kontrolle	189,4	189,4	x	134	134
		Negativauslese	181,5	181,5	x	135	135
		mäßige positive Förderung	247,2	206,7	40,5	102	131
		starke positive Förderung	245,9	215,8	30,1	102	134
	ehem. Stangenholz	Kontrolle	207,5	207,5	x	173	173
		Negativauslese	252,0	252,0	x	146	146
		mäßige positive Förderung	259,1	239,2	19,9	126	144
		starke positive Förderung	301,0	257,5	43,5	101	122

Langfristige Wachstumstrends von Eichenbeständen in Deutschland

Enno Uhl und Kilian Stimm

Zusammenfassung Zahlreiche Studien belegen eine veränderte Wachstumsdynamik in Wäldern nicht nur in Europa, sondern auch weltweit. Vieles deutet daraufhin, dass Bäume und Bestände heutzutage schneller wachsen als noch vor hundert Jahren. Der globale Wandel scheint zunächst zu einer verbesserten Ressourcenversorgung zu führen. Auf Basis langfristiger Ertragsversuche aus Bayern und Niedersachsen kann ein beschleunigtes Wachstum auch für Eichenrein- und Mischbestände nachgewiesen werden. In diesem Beitrag wird aufgezeigt, wie sich die Wachstumsdynamik standortspezifisch verändert hat. Konsequenzen für die waldbauliche Behandlung werden diskutiert.

Schlüsselwörter Produktivität, Alterstrend, Konkurrenz, globaler Wandel

Abstract Numerous studies reveal an accelerated growth in European forests and globally. Trees and stand are growing faster than a hundred years ago. Seemingly, global change leads to improved resource supply. Based on long term growth and yield trials from Lower Saxony and Bavaria similar trend changes can be observed for monospecific and mixed oak stands. Here, we show how growth dynamic has changed site specific. We discuss consequences for the silviculture of oaks.

Keywords Productivity, age trend, competition, global change

1 Einleitung

Im letzten Jahrhundert hat sich die Zuwachsdynamik von Wäldern stark verändert. So berichten Kauppi et al. (2014) und Fang et al. (2014) für boreale Wälder in Europa und Japan über ein beschleunigtes Wachstum. Auch in Mitteleuropa weisen viele Bestände in den letzten 100 Jahren eine Zuwachsbeschleunigung auf (Spiecker et al. 1996). Für Fichte und Buche berichten Pretzsch et al. (2014a) eine Veränderung der Alters-Zuwachsbeziehung, gleiche Durchmesser werden jetzt in deutlich jüngeren Jahren erreicht als noch vor 50 Jahren. Als Ursachen für diese Veränderungen werden eine verbesserte Nährstoffversorgung durch Stoffeinträge und erhöhte CO₂-Konzentration in der Atmosphäre und insbesondere eine Verlängerung der Vegetationszeit durch die allgemeine Temperaturerhöhung diskutiert.

Eine höhere Produktivität in Waldbeständen zieht ökologische und waldbauliche Konsequenzen nach sich. So führt gesteigertes Wachstum auch zu einer höheren Kohlenstofffixierung und muss bei der Kohlenstoffbilanzierung von Wäldern Eingang finden. Klassische Ertragsmodelle (z.B. Ertragstafeln) und deren zugrundeliegenden Behandlungsmodelle verlieren ihre Gültigkeit und bedürfen einer Anpassung.

Die Eiche, in Deutschland im Wesentlichen durch die zwei Arten Stiel- und Traubeneiche (*Quercus robur* L. und *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) vertreten, ist mit einem Flächenanteil von etwa 10% (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2018) die zweit häufigste Laubbaumart. Beide Arten gelten als verhältnismäßig resilient gegenüber Trockenstress (Leuschner und Ellenberg, 2017). Im Rahmen der Anstrengungen um eine Anpassung der Wälder an den Klimawandel kommt der Eiche deshalb eine bedeutende Rolle zu. Auch als Mischbaumart ist die Eiche aus ökologischen und stabilisierenden Gründen wertvoll. So weisen Müller und Gossner (2021) auf die Relevanz der Eiche für die Biodiversität hin. Ferner gibt es Hinweise, dass die Eiche bei Trockenheit ausgleichend auf die Stressreaktion von Mischbaumarten wirkt (Pretzsch et al., 2012). Da die Produktivität auch als ein Maß der Vitalität aufgefasst werden kann, ist eine Kenntnis über langfristige Wachstumstrends wichtig, um die künftige Rolle der Eiche besser einschätzen zu können.

Langfristige Veränderungen des Zuwachsverhaltens können auf Basis retrospektiver Jahrringanalyse für Einzelbäume relativ einfach nachvollzogen werden. Eine Übertragung der Ergebnisse auf die Bestandsentwicklung ist aber nicht ohne weiteres möglich, weil der Flächenbezug oft nicht hergestellt werden kann und andere Faktoren (Durchforstung, natürliche Mortalität), die Einfluss auf das Einzelbaumwachstum nehmen, unbekannt sind. Auch in vielen Inventurverfahren werden die Gründe für eine veränderte Stammzahl auf dem Inventurpunkt nicht erhoben. Deshalb sind langfristige ertragskundliche Versuchsflächen so wertvoll, weil hier diese Einflussfaktoren erfasst werden und sich die Informationen über Einzelbäumen auf Bestandsebene aggregieren lassen.

Bayern und Niedersachsen verfügen in ihren Versuchsnetzen über langfristige Ertragsversuche mit der Baumart Eiche, sowohl im Rein- als auch im Mischbestand. Die Beobachtung und kontinuierliche, systematische Erfassung des Wachstums begann auf einigen dieser Flächen bereits Ende des 19. Jahrhunderts. Damit stehen langfristige Messreihen zur Verfügung, die geeignet sind, mögliche Änderungen der Wachstumsdynamik aufzudecken, die im Zusammenhang mit veränderten Wuchsbedingungen stehen.

Wir konzentrieren uns im vorliegenden Beitrag auf die langfristige Entwicklung der Produktivität von Eichenbeständen und gehen nicht auf einzelbaumbezogene Wachstumsdynamiken ein. Auch wenn gerade bei der Verwertung von Eiche Qualitätsmerkmale (z.B. Jahrringbreite) am Einzelbaum relevant sind, ist der Bestand zunächst die Ebene die über die Leistungsfähigkeit entscheidet und als forstliche Planungsgrundlage dient. In diesem Zusammenhang gehen wir den Fragen nach, i) ob sich in Eichen-

beständen der allgemeine Zuwachstrend über die vergangenen Jahrzehnte verändert hat, ii) ob gegebenenfalls die Standortbedingungen einen Einfluss auf mögliche Trendveränderungen haben und iii) ob mögliche Änderungen gleichermaßen für Eichenrein- und Mischbestände gelten.

2 Material und Methode

2.1 Langfristige Versuchsflächen

Die Untersuchung basiert auf Daten von langfristigen ertragskundlichen Versuchsflächen mit Eichenrein- und –mischbeständen aus Bayern und Niedersachsen. Insgesamt wurden die Daten von 43 Versuchen, die sich auf 117 einzelne Bestände verteilen, analysiert. Erste ertragskundliche Aufnahmen Ende des 19. Jahrhunderts und bis zu 23 Wiederholungsaufnahmen machten es möglich langfristige Wachstumstrends bis ins Jahr 2020 zu untersuchen. Die Größe der einzelnen Versuchsflächen variierte zwischen 0,02 und 1,0 ha. Die Versuchsflächen umfassen die beiden häufigsten heimischen Eichenarten, Traubeneiche (*Quercus petraea* (MATTUSCHKA) LIEBL.) und Stieleiche (*Quercus robur* L.).

Tabelle 1: Überblick über die in die Studie einbezogenen Versuchsflächen; N, Anzahl der Versuche; NS, Jahresniederschlagssumme in mm; TEMP, Jahresmitteltemperatur in °C; Bonität, Mittelhöhenbonität der Eiche in m; dargestellt sind die Mittelwerte, Minima und Maxima (kursiv in Klammer)

Table 1: Overview of experimental plots included in the study; N, number of trials; NS, annual precipitation sum in mm; TEMP, annual mean temperature in °C; site index, mean height at the age 100 of oak in m; shown are mean values, minima and maxima (italics in parentheses)

	N	Aufnahmezeit- raum	NS [mm] (min-max)	TEMP [°C] (min-max)	Höhe [m] ü. NN (min-max)	Bonität [m] (min-max)
Langfristige Versuchsflächen	43	1898-2020	772 (570-1019)	8,2 (7,4-9,5)	364 (37-534)	26,1 (16,9-34,5)

2.2 Produktivität

Für die Analyse wurden mit Hilfe der lehrstuhlinternen Auswertungssoftware die ertragskundlichen Kennwerte für die jeweiligen Versuchsflächen für jeden Aufnahmezeitpunkt berechnet. Die Bestandsproduktivität beschreibt den mittleren jährlichen periodischen Zuwachs (PAIV), der sich wie folgt errechnet.

$$PAIV = (V_2 - V_1 + V_a) / (t_2 - t_1) \quad (1)$$

Dabei ist V_2 der verbleibende Vorrat zum Zeitpunkt t_2 und V_1 der Ausgangsvorrat zum Zeitpunkt t_1 am Beginn der Wachstumsperiode. V_a ist der im Messzeitraum ausgeschiedene/entnommene Vorrat.

2.3 Standort und Strukturvariablen

Im Zuge der Bestandsauswertungen wurden die Mittelhöhenbonitäten für die Baumart Eiche nach Jüttner (1955) ermittelt. Diese wurden in den Auswertungen stellvertretend zur Beschreibung der Standortbedingungen verwendet. Ebenso wie die ertragskundlichen Kennwerte wurden alle Strukturvariablen für jeden Aufnahmezeitpunkt berechnet. Als Bestandsdichtekennwert wurde der Stand Density Index (SDI) nach Reineke (1933) verwendet. Für die Mischbestände wurden die baumartenspezifischen SDI-Werte aufsummiert. Über Korrekturfaktoren wurden unterschiedliche baumartenspezifische Maximaldichten berücksichtigt (Pretzsch und Biber 2016).

$$SDI_i = \sum_1^j N_{ij} \times \left(\frac{25}{d_{gij}} \right)^{-1,605} \times E_j \quad (2)$$

Dabei charakterisiert SDI die Bestandsdichte, N die Stammzahl je Hektar, dg den Durchmesser des Grundflächenmittelstammes sowie E den Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der baumartenspezifischen Maximaldichten. Die Indizes i und j beziehen sich auf die Versuchsfläche (i) bzw. die jeweilige Baumart (j).

Die Beschreibung des Mischungsanteils der Eiche (Ei_Ant) der jeweiligen Bestände erfolgte mittels der baumartenspezifischen SDI -Werte je Hauptschicht und Versuchsfläche. Hierbei wurden jeweils alle Bäume mit einer Baumhöhe größer $2/3$ der Bestandesoberhöhe berücksichtigt.

$$Ei\_Ant = \frac{SDI_{Eiche}}{SDI_{Gesamt}} \quad (3)$$

Für die Analysen wurden Bestände mit einem Eichenanteil von mind. 90% in der Hauptschicht als Reinbestände und Bestände mit entsprechend geringeren Anteilen als Mischbestände betrachtet. Die Mischbaumarten in den Mischbeständen umfassten Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Hainbuche (*Carpinus betulus* L.).

Tabelle 2: Ertragskundliche Bestandsdaten der untersuchten Versuchsflächen; PAIV, periodischer Bestandszuwachs in $m^3/ha/Jahr$; SDI, Bestandsdichte; Bonität, Mittelhöhenbonität der Eiche in m; n, Anzahl; Mittel, Mittelwert; Min, Minimalwert; Max, Maximalwert; SD, Standardabweichung

Table 2: growth and yield stand data of the investigated experimental plots; PAIV, periodic annual increment in $m^3/ha/year$; SDI, stand density index; site index, mean height at the age 100 of oak in m; n, number of observations; Mittel, mean value; Min, minimum; Max, maximum; SD, standard deviation

		PAIV	Vorrat	Alter	SDI	Ei-Anteil	Bonität
		[$m^3/ha/Jahr$]	[m^3/ha]	[Jahre]	[n Bäume/ha]	[%]	[m]
Reinbestand (n=394)	Mittel	8.83	267.86	100	191	99.0	24.50
	Min	2.92	42.03	26	75	90.0	16.91
	Max	20.91	729.62	234	399	100.0	32.17
	SD	3.66	130.43	46	69	2.0	3.67
Mischbestand (n=334)	Mittel	11.05	410.44	122	243	69.1	27.09
	Min	2.90	73.66	37	31	7.1	20.26
	Max	26.90	1139.87	371	549	89.9	34.53
	SD	3.35	170.57	54	79	17.6	2.88

2.4 Modellansatz

Für die statistischen Analysen wurde ein lineares gemischtes Modell angepasst, um die durch Wiederholungsaufnahmen bedingte, zeitliche Autokorrelation aufeinanderfolgender Erhebungen berücksichtigen zu können. Weiterhin erlaubte diese Vorgehensweise die Separation räumlicher Abhängigkeiten aufgrund einer geklumpten Verteilung von einzelnen Parzellen eines Versuchs (vgl. Zuur et al. 2009). Zur Beantwortung der Forschungsfragen wurden folgende Modelle entwickelt.

Als Basismodell zur grundsätzlichen Beschreibung eines langfristigen zeitlichen Trends (Forschungsfrage 1, Modell 1) diente die Gleichung:

$$\log(PAIV_{ijk}) = a_0 + a_1 * \log(Vol_{ijk}) + a_2 * Alter_{ijk} + a_3 * \log(Dichte_{ijk}) + a_4 * Kalenderjahr_{ijk} + b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (4)$$

Für die Beurteilung der Standortsabhängigkeit des langfristigen Trends wurde das Basismodell um die Variable Bonität erweitert (Forschungsfrage 2, Modell 2):

$$\log(PAIV_{ijk}) = a_0 + a_1 * \log(Vol_{ijk}) + a_2 * Alter_{ijk} + a_3 * \log(Dichte_{ijk}) + a_4 * Bonität_{ij} + a_5 * Kalenderjahr_{ijk} + a_6 * Bonität_{ij} * Kalenderjahr_{ijk} + b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (5)$$

Letztlich wurde das Basismodell für die Aufdeckung möglicher Unterschiede in der Trendveränderung zwischen Rein- und Mischbeständen um den Faktor Mischung (rein/misch) ergänzt (Forschungsfrage 3, Modell 3).

$$\log(PAIV_{ijk}) = a_0 + a_1 * \log(Vol_{ijk}) + a_2 * Alter_{ijk} + a_3 * \log(Dichte_{ijk}) + a_4 * Mischung_{ijk} + a_5 * Kalenderjahr_{ijk} + a_6 * Mischung_{ijk} * Kalenderjahr_{ijk} + b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (6)$$

Dabei sind a_0 bis a_6 die geschätzten Koeffizienten des Modells. Die abhängige Variable $PAIV$ ist der mittlere periodische jährliche Bestandszuwachs (m^3/ha Jahr). Als Erklärungsvariablen wurden der Bestandsvorrat Vol (m^3/ha), das Bestandsalter $Alter$ (Jahre), die Bestandesdichte (SDI , n/ha), die faktorielle Variable $Mischung$ (rein/misch) und die Mittelhöhenbonität der Eiche $Bonität$ (m) im Modell verwendet. Zur Erklärung des langfristigen Trends wurde das Kalenderjahr der jeweiligen Aufnahme einzeln sowie in Wechselwirkung mit der Mischung und Bonität betrachtet. Die Indizes i , j und k stehen dabei für den Versuch, die Parzelle und den Aufnahmezeitpunkt. Die Zufallseffekte b_i und b_{ij} wurden genestet auf Versuchsfläche und Parzelle innerhalb des Versuchs gelegt, um räumliche Autokorrelation aufgrund geklumpfter Daten zu berücksichtigen. ε_{ijk} quantifiziert die Reststreuung der Residuen.

3 Ergebnisse

Trendverschiebung

Die untersuchten Eichenbestände zeigten eine Produktivitätszunahme in den letzten 100 Jahren. Leistete ein 100-jähriger Bestand im Jahr 1920 bei einem Bestandesvorrat von $400 m^3$ pro ha noch $7,5 m^3/ha$ und Jahr, so liegt der Bestandeszuwachs im Jahr 2020 bei $11,5 m^3/ha$ und Jahr. Dies entspricht einer Produktivitätssteigerung von 50% gegenüber dem Jahr 1920 (Abb. 1, links). Werden die Zuwächse über das Bestandesalter aufgetragen, zeigt sich, dass sich die grundsätzliche Beziehung zwischen Produktivität und Alter nicht geändert hat (Abb. 1, rechts). Nach Kulmination (nicht abgebildet) lässt die Produktivität mit zunehmenden Alter kontinuierlich ab. Jedoch liegt die Beziehung heute auf höherem Niveau als in der Vergangenheit.

Die Schätzparameter und das zugehörige Signifikanzniveau können Tabelle 3 (Modell 1) entnommen werden.

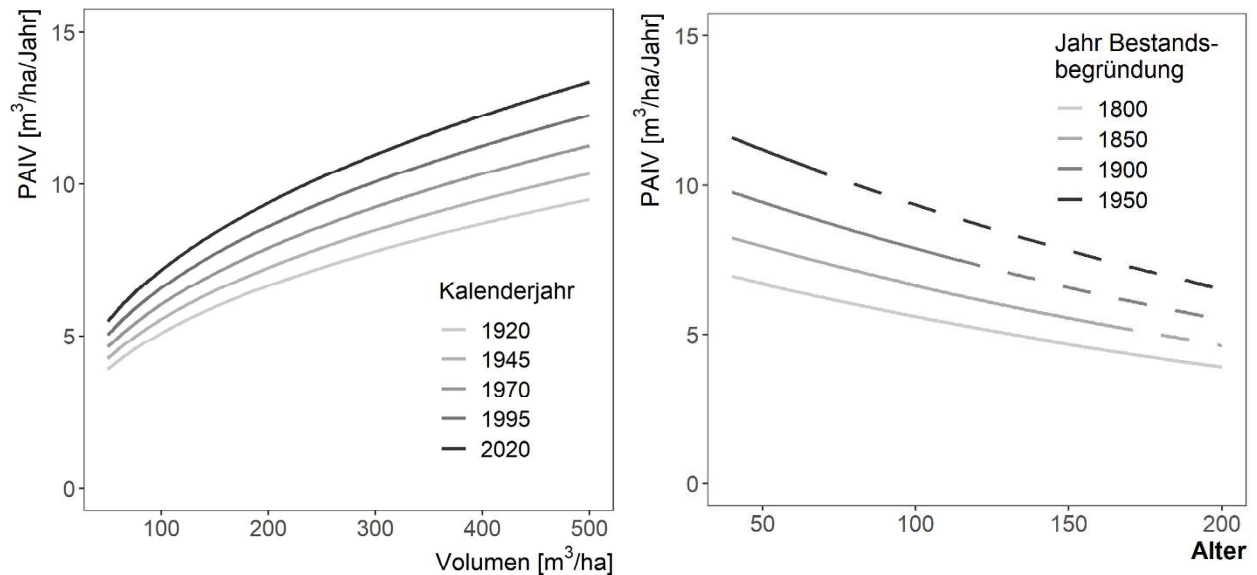


Abbildung 1: Verlagerung der Bestandsdichte-Produktivitäts-Beziehung im Alter 100 von 1920 bis 2020 (links) bzw. der Alters-Produktivitäts-Beziehung von 1800 bis 1950 (rechts)

Figure 1: Modification of the density-growth relationship from 1920 to 2020 at the age of 100 (left) and of the age-growth relationship from 1800 to 1950 (right).

Tabelle 3: Schätzparameter (Est) mit Standardfehler (SE) und Signifikanzniveau (p) für die Modelle 1-3, sowie die Zufallseffekte (V, Versuch; P, Parzelle). N p = Anzahl Parzellen, N V = Anzahl Versuche, AIC = Informationskriterium nach Akaike

Table 3: Estimates (Est) and standard error (SE) and significance level (p) for the models 1-3, random effects (Zufallseffekte) (V, trial; P, plot). N p = number of plots, N V = number of trials, AIC = Akaike information criterion)

Feste Effekte	Modell 1 (Formel 4)			Modell 2 (Formel 5)			Modell 3 (Formel 6)		
	Est	SE	p	Est	SE	p	Est	SE	p
(Konstante)	-7.966	1.06	<0.001	-16.526	5.17	0.001	-7.403	1.56	<0.001
Alter	-0.004	0.00	<0.001	-0.003	0.00	<0.001	-0.004	0.00	<0.001
Jahr	0.003	0.00	<0.001	0.007	0.00	0.005	0.003	0.00	<0.001
log(SDI)	0.309	0.04	<0.001	0.346	0.04	<0.001	0.285	0.04	<0.001
log(Vorrat)	0.386	0.03	<0.001	0.339	0.03	<0.001	0.382	0.03	<0.001
Bonität	--	--	--	0.429	0.20	0.033	--	--	--
Bonität x Jahr	--	--	--	0.000	0.00	0.047	--	--	--
Reinbestand	--	--	--	--	--	--	-0.217	1.696	0.898
Reinbestand x Jahr	--	--	--	--	--	--	0.000	0.001	0.933
Zufallseffekte									
σ^2		0.07			0.06			0.07	
$\tau_{00 P:V}$		0.00			0.00			0.00	
$\tau_{00 V}$		0.02			0.02			0.02	
N P:V					89				
N V					43				
Messungen					728				
AIC		212.5			212.7			228.7	

Standortsabhängigkeit der Trendverschiebung

Die gefundene Intensität der Produktivitätsveränderung zeigte eine Abhängigkeit von der Standortsgüte. Auf schwächer versorgten Standorten, hier indiziert an der Mittelhöhe von 18 m im Alter 100 (Abb. 2, links) war die Produktivitätssteigerung über die letzten 100 Jahre wesentlich stärker ausgeprägt, als auf gut versorgten Standorten (Abb. 2, rechts). Während sie auf ersteren bei einer Bestandsdichte von 400 m³ ha⁻¹ etwa 45% ausmacht sind es im Falle gut versorgter Standorte lediglich 9,5%. Auch wenn Modell 2, gemessen am AIC keine Verbesserung der Modellgüte erbringt, so war der Effekt des Standortes auf die Produktivitätsveränderung signifikant (siehe Tab. 3, Modell 2).

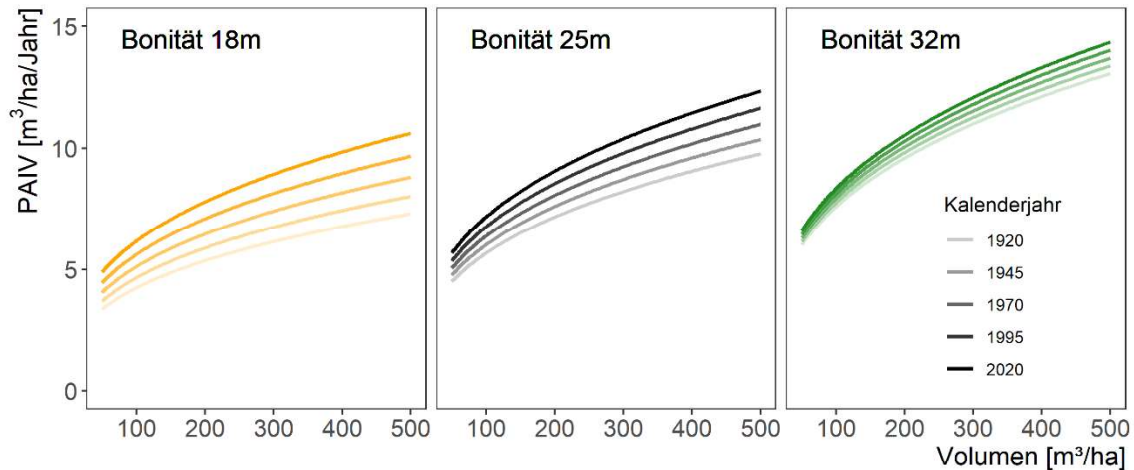


Abbildung 2: Verlagerung der Volumen-Produktivitäts-Beziehung für schwache (links), mittlere (Mitte) und gute (rechts) Standorte
 Figure 2: Modification of the volume-growth-relationship for poor (left), medium (centre) and good (right) sites.

Trendverschiebung in Rein- und Mischbeständen

Grundsätzlich zeigten die hier untersuchten Mischbestände eine höhere Produktivität als die Eichenreinbestände, was vermutlich, auch wenn hier nicht explizit untersucht, auf die im Wesentlichen beigemischten Schattlaubholzarten Buche und Hainbuche zurückzuführen ist. Dieser Unterschied war jedoch nicht signifikant (siehe Tabelle 3, Modell 3 und Abb. 3). Allerdings betrifft die positive Produktivitätsveränderung Rein- und Mischbestände gleichermaßen. In Abbildung 3 ist die Veränderung von 1960 bis 2020 dargestellt.

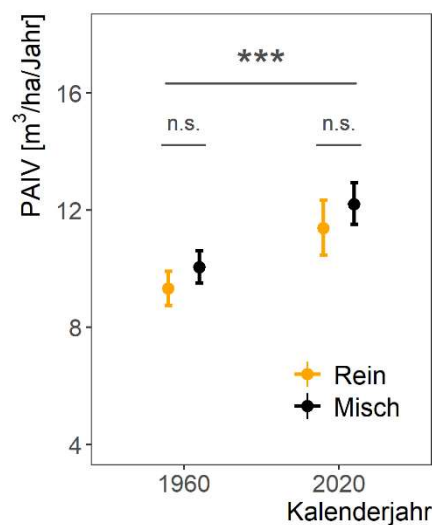


Abbildung 3: Vergleich der Produktivitätsveränderung zwischen Eichenrein- (orange) und -mischbeständen (schwarz) für den Zeitraum von 1960 bis 2020. n.s = nicht signifikant, *** = höchst signifikant

Figure 3: Comparison between the change of productivity between mono-specific oak stands (orange) and mixed oak stands (black) for the period from 1960 to 2020, n.s = non significant, *** = most significant

4 Diskussion und Schlussfolgerung

Auf Basis der bei hiesiger Untersuchung eingeflossenen Daten von langfristigen Versuchsflächen konnte für Eichen(misch)bestände eine veränderte Wuchsdynamik gegenüber früheren Jahrzehnten festgestellt werden. Die Richtung und Größenordnung der Trendänderung ähneln denen, die auch schon Pretzsch et al. (2014a; 2014b; 2019) für die Eiche und weitere Baumarten empirisch nachweisen konnte. Während das Produktivitätsniveau vor 1960 in etwa dem der Ertragstafel (I. Bonität, mäßige

Durchforstung) von Schober (1975) entsprach, liegt es jetzt um 18% höher. Pretzsch et al. (2014b) wiesen zudem auf eine erhöhte Standortkapazität hin, so dass heutzutage auf gleichem Standort unbehandelte Beständen eine höhere maximale Dichte erreichen können als früher. Dass sich der grundsätzliche Alterstrend der Produktivität trotz Produktivitätsveränderung nicht verändert hat hoben ebenfalls Pretzsch et al. (2014a) bereits hervor.

Die Intensität der Wachstumsveränderung hängt dabei von der grundsätzlichen Ressourcenausstattung des Standorts ab. Je ungünstiger die Standortverhältnisse sind, desto stärker hat sich die Dichte-Zuwachsbeziehung positiv verändert. Dies scheint plausibel, denn je besser die Versorgung mit bodengebundenen Ressourcen ist, desto stärker verschiebt sich das Konkurrenzgeschehen zwischen den Bäumen zu einem Wettbewerb um Licht. Eine zusätzliche Verbesserung der Ressourcenversorgung auf ohnehin schon gut versorgten Standorten kann aufgrund der Lichtlimitierung kaum in verstärktes Wachstum umgesetzt werden (Mitscherlich-Gesetz).

Die hier untersuchten Eichenrein- und -mischbestände zeigen eine vergleichbare, positive Trendverschiebung. Jedoch wurde nicht analysiert, ob sich unterschiedliche Baumartenmischungen in ihrer Trendänderung unterscheiden. Nach Pretzsch et al (2014a) scheinen Baumarten unterschiedlich stark auf die Veränderung der Wuchsbedingungen zu reagieren. Ob diese Relationen in Mischbeständen gleich bleiben oder ob die Eiche bzw. die jeweilige Mischbaumart in Mischbeständen stärker oder schwächer profitiert hat, muss weiter analysiert werden. Dies ist insofern relevant, weil die Eiche aufgrund ihrer Lichtbedürftigkeit (Leuschner und Ellenberg, 2017) vielen schattentoleranteren Baumarten konkurrenzbedingt unterlegen ist. Dies gilt insbesondere bei der Verjüngung der Eiche (s. Stimm et al. 2021c) aber auch im Höhenzuwachsverhalten (Stimm et al., 2021a). Eine Verschiebung der Trendrelation zu Ungunsten der Eiche würde eine künftige waldbauliche Beteiligung der Eiche erschweren. Umgekehrt stärkt eine Trendverschiebung zu Gunsten der Eiche ihre Konkurrenzfähigkeit. Gerade für trockene Standorte oder in Regionen mit zunehmender Frequenz episodischer Dürreereignisse, wo aufgrund ihrer relativ hohen Trockenheitstoleranz verstärkt auf die Eiche gesetzt wird, wäre dies von Vorteil.

Die hier berichtete Wuchsverbesserung der Eiche beruht auf Ergebnissen langfristiger Versuchsflächen, die weitgehend unbeeinträchtigt von Störfaktoren (z.B. Insektenfraß) waren. Sie zeigen damit eine allgemeine Tendenz auf. Regional können, eben solche Schadereignisse (s. Hahn et al. 2021) Zuwachsreduktionen hervorrufen und ggf. auch zu Absterbeprozessen führen. Zudem hat in den letzten Jahren die Frequenz und Intensität von Dürreereignissen zugenommen, deren Effekt sich im langfristigen Trend gegebenenfalls noch nicht abzeichnet. Auch wenn die Eiche im Vergleich zu anderen Baumarten als Trockenheitstolerant eingestuft wird, sind Produktivitätseinbußen aufgrund wiederholter Trockenheit in diesem Zusammenhang nicht auszuschließen.

Dennoch ist die festgestellte höhere Produktivität ökologisch und waldbaulich relevant. So ist eine höhere Produktivität bei gleichem Bestandsalter gleichbedeutend mit einer höheren Kohlenstoffbindung. Auch wenn aufgrund breiterer Jahrringe die Holzdichte insgesamt geringer sein kann (Pretzsch et al. 2018), so bleibt ein positiver Nettoeffekt der Produktivitätssteigerung auf die Festlegung der Kohlenstoffmenge im Holz und dem damit verbundenen Mitigationseffekts von Eichenwäldern.

Dort wo die Eiche in traditionellen Bewirtschaftungskonzepten mit langen Umtriebszeiten bewirtschaftet wird (Fleder 1983; Mosandl und Abt 2016) ist die Zuwachsbeschleunigung von besonderer Bedeutung. Durch das aktuell schnellere Wachstum ist zu erwarten, dass auch die einzelnen Eichen ihre Zielstärke 50 bis 70 Jahre früher erreichen, was eine deutliche Reduktion der langen Umtriebszeiten möglich macht. Hinzu kommt, dass durch frühe und konsequente Förderung der Eiche ebenfalls eine frühere Erreichung der gewünschten Zielstärken weiter beschleunigt (Stimm et al. 2021b). Gerade vor

dem Hintergrund zunehmender Unsicherheiten im Klimawandel kann durch angepasste Bewirtschaftungskonzepte mit kürzeren Produktionszeiten auch das Ausfallrisiko effektiv gesenkt werden (Friedrich und Knoke 2020).

Die Anwendung klassischer Durchforstungsregime in Eichenbeständen, die sich an Stammzahlreduktionsvorgaben der herkömmlichen Ertragstafeln orientieren, bergen die Gefahr von flächenbezogenen Zuwachsverlusten. Da aufgrund der Erhöhung der Standortskapazität eine höhere Stammzahl- bzw. Volumenhaltung bei gleichem Mitteldurchmesser möglich ist, kann die Orientierung an Ertragstafeln zu überstarken Dichteabsenkungen führen.

Auch sind die in den Ertragstafeln hinterlegten, altersbezogenen Bestandeszuwachswerte nicht mehr der Realität entsprechend. Für die forstliche Planung schlägt Pretzsch (2016) artspezifische Korrekturfaktoren für die Ertragstafelwerte vor, im Falle der Eiche einen Faktor von 1,1.

Des Weiteren stellt sich die Frage inwieweit das Wertholzziel mit schmalen Jahrringen bis 2 mm unter den aktuellen Voraussetzungen, zumindest auf mittleren bis guten Standorten noch möglich ist oder ob man verstärkt standortsdifferenzierte Produktionsziele andenken sollte.

Förderung und Dank

Die vorliegende Studie wurde im Rahmen des vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) geförderten Forschungsprojekts „W045 – Entwicklungspotenzial der Eiche in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen“ durchgeführt. Dank gilt der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA), die für die Auswertung Daten ihrer Eichenversuchsfelder zur Verfügung gestellt hat.

Literatur

- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2018): Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. 3. Korrigierte Auflage, Druck- und Verlagshaus Zarbock GmbH & Co. KG, Frankfurt am Main, 54 S.
- Fang, J., Kato, T., Guo, Z., Yang, Y., Hu, H., Shen, H., Zhao, X., Kishimoto-Mo, A., Tang, Y., und Houghton, R. (2014): Evidence for environmentally enhanced forest growth. PNAS 111/26: 9527-9532
- Fleder, W. (1983): Vom unterfränkischen Verjüngungsbetrieb. In: Allgemeine Forstzeitschrift 38, S. 1013–1014.
- Friedrich, S.; Knoke, T. (2020): Risiken mindern durch Mischung. Welche Baumartenmischung erfüllt die Bedürfnisse zukünftiger Generationen? In: LWF Aktuell (2), S. 18–21.
- Hahn, A.; Bischof, J.; Lobinger, G.; Müller-Kroehling, S.; Straßer, L.; Huber, S. et al. (2021): Die Pflanzenschutzmitteleinsätze gegen den Schwammspinner in Franken in den Jahren 2018 bis 2020 - Monitoring, Befallsprognose, Entscheidungsfindung und Diskussion. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 260–289.
- Jüttner, O. (1955): Eichenenertragstafeln. In: Schober (ed) (1975): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, S. 12-19.
- Kauppi, PE., Posch, M., Pirinen, P. (2014): Large Impacts of Climatic Warming on Growth of Boreal Forests since 1960. PLoS ONE 9(11): e111340.
- Leuschner, C.; Ellenberg (2017): H. Ecology of Central European Forests: Vegetation Ecology of Central Europe; Springer: New York, NY, USA; Volume 1.
- Mosandl, R.; Abt, A. (2016): Waldbauverfahren in Eichenwäldern gestern und heute. In: AFZ - Der Wald (20), S. 28–32, zuletzt geprüft am 05.12.2017.
- Müller, J.; Gossner, M. M. (2021): Der Artenreichtum an Eichen in Mitteleuropa – ein Mini-Review. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 202–216.
- Pretzsch, H. (2016): Ertragstafel-Korrekturfaktoren für Umwelt- und Mischungseffekte. AFZ-Der Wald 187(14):47-50.

- Pretzsch, H., Schütze, G., Uhl, E. (2012): Resistance of European tree species to drought stress in mixed ver-sus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biology* 15(3):483-495.
- Pretzsch, H., Biber, P. (2016): Tree species mixing can increase maximum stand density. *Can. Journal of Forest Research* 46:1179-1193.
- Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Kemmerer, J., Uhl, E. (2018): Wood density reduced while wood volume growth accelerated in Central European forests since 1870. *Forest Ecology and Management* 429:589-616. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.045> [PDF]
- Pretzsch, H.; Biber, P.; Schütze, G.; Bielak, K. (2014a): Changes of forest stand dynamics in Europe. Facts from long-term observational plots and their relevance for forest ecology and management. In: *Forest Ecology and Management* 316, S. 65–77. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.07.050.
- Pretzsch, H.; Biber, P.; Schütze, G.; Uhl, E.; Rötzer, T. (2014b): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. In: *Nature communications* 5, S. 4967. DOI: 10.1038/ncomms5967.
- Pretzsch, H.; del Río, M.; Biber, P.; Arcangeli, C.; Bielak, K.; Brang, P. et al. (2019): Maintenance of long-term experiments for unique insights into forest growth dynamics and trends: review and perspectives. In: *Eur J Forest Res* 138 (1), S. 165–185. DOI: 10.1007/s10342-018-1151-y.
- Reineke, L.H. (1933): Perfecting a stand-density index for eve-aged forests. *Journal of Agricultural Research* 46:627-638
- Schober, R. (1975): *Ertragstabeln wichtiger Baumarten*. J.D. Sauerländer's Verlage, Frankfurt am Main, 154 S.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M., Skovsgaard, J.P., 1996. *Growth trends in European forests*. Springer-Verlag, Heidelberg, p. 372
- Stimm, K., Heym, M., Uhl, E., Tretter, S., Pretzsch, H. (2021a): Height growth-related competitiveness of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Quercus robur* L.) under climate change in Central Europe. Is silvicultural assistance still required in mixed-species stands? *Forest Ecology and Management*, Vol. 482, 118780, ISSN 0378-1127.
- Stimm, K.; Heym, M.; Uhl, E.; Nagel, R.-V.; Pretzsch, H. (2021b): Zur Produktivität von Eichen in Rein- und Mischbeständen in Abhängigkeit von Bestandsstruktur und Standort – vom Bestand zum Einzelbaum. In: Kilian Stimm (Hg.): *Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven*. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 126–142.
- Stimm, K.; Uhl, E.; Pretzsch, H. (2021c): Zur langfristigen Verjüngungsdynamik der Eichen (*Quercus petraea* MATT. Liebl und *Quercus robur* L.) in Kieferrein- und Eichenmischbeständen – Struktur, Wachstum, waldbauliche Behandlung. In: Kilian Stimm (Hg.): *Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven*. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 162–182.
- Zuur, A. F.; Ieno, E. N.; Walker, N.; Saveliev, A. A.; Smith, G. M. (Hg.) (2009): *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York: Springer (Statistics for Biology and Health).

Zur Produktivität von Eichen in Rein- und Mischbeständen in Abhängigkeit von Bestandsstruktur und Standort – vom Bestand zum Einzelbaum

Kilian Stimm, Michael Heym, Enno Uhl, Ralf-Volker Nagel und Hans Pretzsch

Zusammenfassung In der Auswertung wurde die Produktivität von Eichen(misch)beständen und Einzelbäumen langfristiger Versuchsflächen anhand von ausgewählten Strukturmerkmalen analysiert. Die Bestandsproduktivität ist demnach in den Mischbeständen bis zu 22% höher als in den Reinbeständen. Dabei ist der Mehrzuwachs insbesondere von der Baumart Buche bestimmt. Ein vitaler Nebenbestand kann die Bestandsproduktivität zusätzlich um bis zu 14% steigern. Bei waldbaulich notwendigen Eingriffen zur Erzielung von ökonomisch wertvollen Eichen kann damit die Bestandsproduktivität aufrechterhalten werden. Eine rechtzeitige und konsequente Förderung, insbesondere auch die Schaffung vertikaler Bestandsstrukturen kann das Wuchspotenzial von Eichen-Zielbäumen effektiv unterstützen und scheint dadurch eine Verkürzung der Produktionszeit zu ermöglichen. Besonderes Augenmerk ist jedoch weiterhin auf die Buche als Mischbaumart zu richten, da sie im Vergleich zu anderen Mischbaumarten durch ihre Plastizität die Eiche scheinbar am stärksten konkurrenziert aber auch – im Nebenbestand wachsend – Flexibilität auf Bestandsebene erlaubt.

Schlüsselwörter Eiche, Produktivität, Bestandsstruktur, langfristige Versuche, Mischbestände, Waldbau

Abstract In the evaluation, the productivity of monospecific and mixed oak stands and individual trees growing on long-term experimental plots was analyzed on the basis of stand structural characteristics. According to the results, stand productivity is up to 22% higher in mixed stands than in monospecific stands. The increase is mainly determined by beech as admixed tree species. A vital second stand layer can additionally increase stand productivity by up to 14% or maintain it in case of silvicultural interventions necessary to achieve economically valuable oaks. Timely and consistent promotion, and especially the creation of vertical stand structures, can effectively support the growth potential of oak target trees and seems to allow, for example, a shortening of the rotation period. However, special attention should still be paid to beech as a mixed tree species, as it seems to compete most strongly with oak due to its plasticity, but also allows flexibility at stand level when growing in a second stand layer.

Keywords Oak, productivity, stand structure, long-term experiments, mixed stands, silviculture

1 Einleitung

In vielen modernen Waldbaukonzepten hat die Etablierung und Erhaltung von Mischbeständen einen besonderen Stellenwert, da diese besonders widerstandsfähig gegenüber dem Klimawandel gelten (Bolte et al. 2009; Lindner 2000). Insbesondere die Schaffung von Struktur und Mischung gilt als ein Baustein für die Bewirtschaftung mitteleuropäischer Wälder, damit diese ihre vielfältigen Funktionen weiterhin erfüllen können (Lindner et al. 2010). Dabei soll künftig neben alternativen Baumarten, so weit wie möglich, auch das Potenzial der heimischen Baumarten genutzt werden (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2020; Bayerische Staatsforsten AöR 2020). Die beiden häufigsten heimischen Eichenarten, Stiel- und Traubeneiche (*Quercus robur* L. und *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) zählen zu den Baumarten, die aufgrund ihrer ökologischen Eigenschaften vergleichsweise gut mit den klimatischen Veränderungen zurechtkommen (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) 2020). Unabhängig von der klimatischen Eignung konnten Pretzsch et al. (2013) für Eichen-Buchen Mischbestände einen durchschnittlichen Mehrzuwachs von 30% feststellen. Die Änderung der Produktivität ist jedoch abhängig von den Standortbedingungen. Zudem leiden Eichen aufgrund ihres Lichtbedürfnisses und ihrer relativ geringen Konkurrenzkraft auf vielen Standorten unter dem starken Konkurrenzdruck durch Mischbaumarten, insbesondere durch den der Buche (Krahl-Urban 1959; Mosandl und Abt 2016; Lüpke 1998; Maleki et al. 2020; Abt und Felbermeier 2021; Stimm et al. 2021). Eine konsequente Förderung durch waldbauliche Pflege kann deshalb so großen Aufwand verursachen, dass bei vielen Waldbesitzern die Eiche als Mischbaumart unattraktiv wird (Abt und Felbermeier 2021). Umso wichtiger ist es, die Produktivität einzelner Eichen sowie von Eichenbeständen unter Beachtung struktureller Aspekte (Konkurrenzsituation, Bestandsaufbau) zu verstehen. Dieses Kenntnis kann dahingehend genutzt werden, die Bewirtschaftung so zu steuern, dass Eichen und Eichenbestände als wesentlicher Bestandteil mitteleuropäischer Wälder erhalten bleiben. Wie sich der Zuwachs der Eiche in verschiedenen Entwicklungsphasen sowie bei unterschiedlichen bestandsstrukturellen Gegebenheiten sowohl auf Bestandes- als auch auf Einzelbaumebene entwickelt, ist somit entscheidend für waldbauliche Eingriffe. Die Erhaltung der Eiche als stabilisierendes Mischungselement unter Berücksichtigung ihrer Zuwachsleistung, kann einen großen Beitrag dazu leisten, die Wälder zukunftsfähig zu gestalten.

Aus der genannten Motivation heraus, wurden in der vorliegenden Studie daher folgende Forschungsfragen behandelt.

- i. Wie entwickelt sich die Produktivität von Eichen(misch)beständen in Abhängigkeit von der Bestandsstruktur (Dichte, Mischungstyp, Unter-/Zwischenstand), Standortbedingungen (Bonität) und Entwicklungsphase (Alter)?
- ii. Wie verhält sich die Produktivität von Einzelbäumen in Abhängigkeit von ihrer sozialen Stellung, der Bestandsstruktur (Dichte, Mischungstyp, Höhenvariation) und Alter?
- iii. Wie verteilt sich der Zuwachs innerhalb der untersuchten Bestände und welchen Beitrag leisten schwächere Baumindividuen des Hauptbestands am Gesamtzuwachs?

2 Material und Methode

2.1 Versuchsflächen

Die Untersuchung basiert auf Daten von langfristigen ertragskundlichen Versuchsflächen des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde sowie der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. Die Datenbasis wurde zusätzlich mit ertragskundlichen Daten aus bayerischen Naturwaldreservaten und temporären Versuchsflächen ergänzt. Insgesamt wurden dadurch die Daten aus 62 Versuchen, die sich auf 147 einzelne Bestände verteilen, analysiert. Bis zu 23 Wiederholungsaufnahmen machten es möglich, auch lange Zeitreihen von 1898 bis 2019 und die Entwicklung zu verschiedenen Zeitpunkten, Entwicklungsstadien und Behandlungsregimen zu untersuchen. Die Größe der einzelnen Versuchsflächen variierte zwischen 0,02 und 1,0 ha.

Tabelle 1: Überblick über die in die Studie einbezogenen Versuchsflächen; N, Anzahl der Versuche; NS, Jahresniederschlagssumme in mm; TEMP, Jahresmitteltemperatur in °C; Bonität, Mittelhöhenbonität der Eiche in m; dargestellt sind die Mittelwerte, Minima und Maxima (kursiv in Klammer); TUM, Technische Universität München, NWFVA, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, LWF, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

Table 1: Overview of experimental plots included in the study; N, number of trials; NS, annual precipitation sum in mm; TEMP, annual mean temperature in °C; site index, mean height at the age 100 of oak in m; shown are mean values, minima and maxima (italics in parentheses); TUM, Technical University of Munich, NWFVA, Northwest German Forest Research Institute, LWF, Bavarian State Institute of Forestry

	N	Aufnahme- zeitraum	NS [mm] (min-max)	TEMP [°C] (min-max)	Höhe [m] ü. NN (min-max)	Bonität [m] (min-max)
Langfristige Versuchsflächen (TUM)	23	1900-2019	800 (592-1019)	8,1 (7,4-9,0)	421 (289-534)	26,8 (19,3-34,5)
Langfristige Versuchsflächen (NWFVA)	9	1898-2018	701 (570-926)	8,5 (7,9-9,5)	217 (37-370)	24,4 (16,9-34)
Repräsentationsflächen NWR (LWF)	25	1977-2017	774 (643-1174)	8,1 (7,7-8,9)	429 (286-579)	25,7 (15,6-33,6)
Temporäre Versuchsflächen (TUM)	5	2007-2017	728 (715-734)	9,2 (8,8-9,6)	391 (320-479)	24,7 (19,6-30,8)

2.2 Produktivität

Für die Analyse auf Bestandsebene wurden mit Hilfe der lehrstuhlinterne Auswertungssoftware die ertragskundlichen Kennwerte für die jeweiligen Versuchsflächen für jeden Aufnahmezeitpunkt berechnet. Die Bestandsproduktivität beschreibt den mittleren jährlichen periodischen Zuwachs (m^3/ha und Jahr). Die Produktivität des Einzelbaums wird durch den periodischen Einzelbaumzuwachs pro Standfläche der jeweiligen Eiche beschrieben. Aufgrund fehlender vollumfänglicher Informationen zur Standfläche wurden die individuellen Kronenschirmflächen verwendet. Diese wurden nach Schwaiger et al. (2018) artspezifisch hergeleitet.

2.3 Standort und Strukturvariablen

Im Zuge der Bestandsauswertungen wurden die Mittelhöhenbonitäten für die Baumart Eiche nach Jüttner (1955) ermittelt. Diese wurden in den Auswertungen als Proxy zur Beschreibung der Standortbedingungen verwendet.

Ebenso wie die ertragskundlichen Kennwerte wurden alle Strukturvariablen für jeden Aufnahmezeitpunkt berechnet. Zur Beschreibung der Bestandsdichte wurde der Stand Density Index (SDI) des Hauptbestands nach Reineke (1933) verwendet. Die Berechnung für die Mischbestände erfolgte durch Aufsummierung der baumartenspezifischen SDI. Die Berücksichtigung unterschiedlicher baumartenspezifischer Maximaldichten erfolgt durch Korrekturfaktoren der hergeleiteten SDI-Werte (Pretzsch und Biber 2016).

$$SDI_i = \sum_1^j N_{ij} \times \left(\frac{25}{d_{gij}} \right)^{-1,605} \times E_j \quad (1)$$

SDI charakterisiert die Bestandsdichte, *N* die Stammzahl je Hektar, *dg* den Durchmesser des Grundflächenmittelstammes sowie *E* den Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der baumartenspezifischen Maximaldichten. Die Indizes *i* und *j* beziehen sich auf die Versuchsfläche (*i*) bzw. die jeweilige Baumart (*j*).

Die Beschreibung des Mischungsanteils der Eiche (*Ei_Ant*) der jeweiligen Bestände erfolgte mittels der baumartenspezifischen *SDI*-Werte je Hauptschicht und Versuchsfläche. Hierbei wurden jeweils alle Bäume mit einer Baumhöhe größer 2/3 der Bestandesoberhöhe berücksichtigt.

$$Ei\_Ant = \frac{SDI_{Eiche}}{SDI_{Gesamt}} \quad (2)$$

Für die Analysen wurden Bestände mit einem Eichenanteil von mind. 90% in der Hauptschicht als Reinbestände und Bestände mit entsprechend geringeren Anteilen als Mischbestände betrachtet.

Für die Beschreibung der vertikalen Bestandsstruktur wurden die analysierten Bestände zwischen Beständen mit und ohne Unter- und Zwischenstand (U/Z) klassifiziert. Dabei handelt es sich bei dem U/Z im Wesentlichen um einen dienenden Nebenbestand, der sich insbesondere aus den Baumarten Buche und Hainbuche zusammensetzt.

Des Weiteren wurde die vertikale Struktur der Bestände bei der einzelbaumweisen Betrachtung durch den Variationskoeffizienten der Baumhöhen innerhalb eines Bestandes (*VarKoeff*) beschrieben.

Für die Analyse der Einzelbaumproduktivität wurde zusätzlich die soziale Stellung (*relBHD*) des betrachteten Baumes (*k*) im Bestand betrachtet. Hierzu wurde der BHD des jeweiligen betrachteten Baumes (*BHD_k*) in Relation zum maximalen BHD auf der Versuchsfläche (*BHD_{max}*) gesetzt.

$$relBHD_k = \frac{BHD_k}{BHD_{max}} \quad (3)$$

Zur Beschreibung der Zuwachsverteilung innerhalb des Bestandes wurde der Growth Dominance Koeffizient (*GDC*) nach Binkley (2004) berechnet. Dieser beschreibt den Zuwachs (*iv*) eines Baumes relativ zu seiner Größe (*v*). Leistet ein Baum proportional zu seinem Volumen den gleichen Zuwachs zum Gesamtzuwachs wird der Koeffizient 0. Leisten kleinere Bäume, relativ zu ihrer Größe in dem Bestand einen höheren Zuwachs, so wird der Koeffizient negativ (*GDC* < 0), umgekehrt sind bei einem positiven Wert die größeren Baumindividuen produktiver (*GDC* > 0). In der vorliegenden Studie wurde der Koeffizient für den Hauptbestand (> 2/3 der Oberhöhe) berechnet, um eine Verzerrung durch den meist von schattentoleranteren Baumarten gebildeten Nebenbestand zu minimieren.

$$GDC_i = 1 - \sum_{k=1}^n (v_k - v_{k-1}) (iv_k + iv_{k-1}) \quad (4)$$

Dabei ist *n* die Anzahl der Bäume pro Versuchsfläche bzw. in Mischbeständen pro Baumart (*i*). *v* und *iv* sind Stammvolumen und Volumenzuwachs des Baumes (*k*).

Tabelle 2: Ertragskundliche Bestandsdaten der untersuchten Versuchsflächen; PAIV, periodischer Bestandszuwachs in m³/ ha/ Jahr; SDI, Bestandsdichte; Bonität, Mittelhöhenbonität der Eiche in m; GDC, Growth Dominance Koeffizient; N, Anzahl; U/Z, Unter- und Zwischenstand; Mittel, Mittelwert; Min, Minimalwert; Max, Maximalwert; SD, Standardabweichung

Table 2: growth and yield stand data of the investigated experimental plots; PAIV, periodic annual increment in m³/ ha/year; SDI, stand density index; site index, mean height at the age 100 of oak in m; GDC, growth dominance coefficient; N, number of observations; U/Z, second stand layer; Mittel, mean value; Min, minimum; Max, maximum; SD, standard deviation

		PAIV	Vorrat	Alter	SDI	Ei-Anteil	Bonität	GDC
		[m ³ / ha/ Jahr]	[m ³ / ha]	[Jahre]	[n Bäume/ ha]	[%]	[m]	[./.]
Rein	Mittel	9.15	278.37	96	200	99.0	24.46	0.02
	Min	2.92	42.03	17	75	90.0	16.91	-0.20
	Max	20.91	729.62	229	399	100.0	32.17	0.19
	SD	3.43	124.6	45	63	2.0	3.74	0.06
Misch	Mittel	10.94	428.02	117	266	63.0	26.86	-0.03
	Min	2.90	73.66	27	102	2.0	15.63	-0.53
	Max	26.90	1139.87	360	549	90.0	34.53	0.20
	SD	3.32	175.79	51	94	23.0	3.19	0.10
Gesamt		Misch	Rein	mit U/Z	ohne U/Z			
N		785	395	390	364	421		

Tabelle 3: Baumdaten der untersuchten Eichen; iv/cpa, Einzelbaumproduktivität in dm³/ m²/ Jahr; SDI, Bestandsdichte; VarKoeff, Variationskoeffizient der Baumhöhe; rel.BHD, relativer Brusthöhendurchmesser; cpa, Kronenschirmfläche in m²; N, Anzahl; Mittel, Mittelwert; Min, Minimalwert; Max, Maximalwert; SD, Standardabweichung

Table 3: Tree data of sampled oaks; iv/cpa, individual tree productivity in dm³/ m²/year; SDI, stand density index; VarKoeff, coefficient of variation of tree height; rel.BHD, relative dbh; cpa, crown projection area in m²; N, number of observations; Mittel, mean value; Min, minimum; Max, maximum; SD, standard deviation

		iv/cpa	Alter	SDI	VarKoeff	rel.BHD	cpa
		[dm ³ / m ² / Jahr]	[Jahre]	[n Bäume/ ha]	[./.]	[./.]	[m ²]
Rein	Mittel	0.92	79	213	0.13	0.62	17.21
	Min	0	22	96	0	0.15	1.91
	Max	4.52	234	426	0.44	1	232.97
	SD	0.52	38	65	0.08	0.16	17.04
Misch	Mittel	0.95	106	279	0.24	0.62	31.46
	Min	0	28	28	0.03	0.09	2.01
	Max	5.7	371	570	0.58	1	252.07
	SD	0.45	48	94	0.1	0.16	26.94
Gesamt		Rein	Misch				
N		67.479	40.827	26.652			

2.4 Modellansatz

In der statistischen Analyse wurde jeder Aufnahmezeitpunkt als konkreter Fall betrachtet. Deshalb wurde ein lineares gemischtes Modell angepasst, um die Autokorrelation durch Wiederholungsaufnahmen berücksichtigen zu können. Weiterhin erlaubt diese Vorgehensweise die Berücksichtigung zufälliger standörtlicher Unterschiede zwischen Parzellen eines Versuchs (vgl. Zuur et al. 2009). Zur Schätzung der Bestandsproduktivität wurde folgendes Modell (Formel 5) entwickelt.

$$\begin{aligned}
 \log(PAIV_{ij}) = & a_0 + a_1 * \log(Vol_{ij}) + a_2 * A_{ij} + a_3 * \log(SDI_{ij}) + a_4 * Mix_{ij} + a_5 * U/Z_{ij} + a_6 \\
 & * \log(Bon_i) + a_7 * \log(SDI_{ij}) * A_{ij} + a_8 * \log(SDI_{ij}) * Mix_{ij} + a_9 * \log(SDI_{ij}) \\
 & * U/Z_{ij} + b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ij}
 \end{aligned} \quad (5)$$

Dabei sind a_0 bis a_9 die geschätzten Koeffizienten des Modells. Index i beschreibt die Versuchsfläche und j den Aufnahmezeitpunkt. Die abhängige Variable $PAIV$ ist der mittlere periodische jährliche Bestandszuwachs (m^3/ha Jahr). Die Erklärungsvariablen sind der Bestandsvorrat Vol (m^3/ha), das Bestandsalter A (Jahre), die Bestandsdichte SDI (n/ha), die faktoriellen Variablen Mix (rein/misch) und U/Z (mit/ohne) und die Mittelhöhenbonität der Eiche Bon (m). Für die Strukturvariablen und das Alter wurde jeweils die 2-fache Wechselwirkung betrachtet. Die Zufallseffekte b_i und b_{ij} sind die Versuchsfläche und der Aufnahmezeitpunkt zur Berücksichtigung räumlicher und zeitlicher Autokorrelation. ε_{ij} beschreibt die Reststreuung der Residuen. Für die Mischbestände wurde der Bestandszuwachs zusätzlich zum gemischten linearen Modell als nichtlineare Funktion in Abhängigkeit vom Eichen- und Buchenanteil dargestellt (Abb. 2, Tab. A2).

Gegenüber dem Bestandsmodell wurde auf Einzelbaumebene die Produktivität der Einzelbäume (iv/cpa) als abhängige Variable verwendet (Formel 6). Zusätzlich wurde die soziale Stellung des Baumes ($relD$) und der Variationskoeffizient der Baumhöhen (VK) mit in das Modell genommen. Neben den Haupteffekten gingen zudem die 2-fachen Wechselwirkungen aller Erklärungsvariablen in das Modell ein. Die Variablen Baumgröße, U/Z und Bonität sind nicht mehr im Modell. Der zusätzliche Index k repräsentiert den Einzelbaum.

$$\begin{aligned} \log(iv/cpa_{ijk}) = & a_0 + a_1 * \log(A_{ijk}) + a_2 * relD_{ijk} + a_3 * \log(SDI_{ij}) + a_4 * Mix_{ij} + a_5 * VK_{ij} \\ & + a_6 * \log(A_{ijk}) * \log(SDI_{ij}) + a_7 * \log(A_{ijk}) * relD_{ijk} + a_8 * \log(A_{ijk}) * Mix_{ij} \\ & + a_9 * \log(A_{ijk}) * VK_{ij} + a_{10} * relD_{ijk} * Mix_{ij} + a_{11} * relD_{ijk} * \log(SDI_{ij}) \\ & + a_{12} * relD_{ijk} * VK_{ij} + a_{13} * VK_{ij} * \log(SDI_{ij}) + a_{14} * Mix_{ij} * \log(SDI_{ij}) + a_{15} \\ & * Mix_{ij} * VK_{ij} + b_i + b_{ij} + b_{ijk} + \varepsilon_{ijk} \end{aligned} \quad (6)$$

Zur Beantwortung der dritten Forschungsfrage wurde der Growth Dominance Koeffizient (GDC) als abhängige Variable betrachtet (Formel 7). Dieser wurde auf Bestands- und Baumartenebene berechnet.

$$\begin{aligned} GDC_{ij} = & a_0 + a_1 * A_{ij} + a_2 * Mix_{ij} + a_3 * \log(SDI_{ij}) + a_4 * A_{ij} * Mix_{ij} + a_5 * A_{ij} * \log(SDI_{ij}) \\ & + a_6 * Mix_{ij} * \log(SDI_{ij}) + b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ij} \end{aligned} \quad (7)$$

Die Modelle 5 – 7 stellen jeweils die finalen Modelle mit den einbezogenen Erklärungsvariablen dar. Mögliche Wechselwirkungen zwischen den jeweiligen Variablen wurden ebenso getestet. Für die Selektion des am besten geeigneten Modells wurden das Akaike Information Criterion (AIC) genutzt und durch die Herausnahme nicht signifikanter Wechselwirkungen jenes Modell mit dem geringsten AIC erreicht (Burnham und Anderson 2010). Bei signifikanter Wechselwirkung und nicht signifikantem Haupteffekt wurde dieser im Modell belassen (vgl. Zuur et al. 2009). Die statistischen Auswertungen wurden mit dem Statistikprogramm R, Paket lme4 und mgcv (Bates et al. 2015; R Core Team 2018; Wood 2017) durchgeführt.

3 Ergebnisse

3.1 Bestandsproduktivität in Abhängigkeit von Struktur und Standort

Für die Bestandsproduktivität konnte für die untersuchten Bestände sowohl ein geringer altersbedingter als auch struktureller Einfluss gefunden werden. So haben die Bestandsvolumina und die Bonität einen positiven Effekt auf die Produktivität der Eichenbestände. Beide Variablen waren in der Wechselwirkung nicht signifikant und gingen daher nur als Haupteffekt in das Modell ein.

Die Strukturvariablen SDI (Hauptbestand) und die Variable U/Z haben einen positiven Einfluss auf den Bestandszuwachs im Haupteffekt. In Wechselwirkung wirken sie jedoch negativ auf die Produktivität der Eichenbestände, d.h. mit steigender Dichte wirkt der U/Z zunehmend produktivitätsmindernd.

In Reinbeständen ist die Produktivität geringer als in Mischbeständen. Das Alter wirkt im Haupteffekt negativ. Die Wechselwirkung zwischen Alter und SDI ist signifikant, hat aber nur einen sehr geringen, positiven Einfluss auf den Bestandszuwachs.

Tabelle 4: Ergebnisse des linearen gemischten Modells zur Bestandsproduktivität (Formel 5)
Table 4: statistical results of the linear mixed effects model on stand level (Equation 5)

Feste Effekte	Schätzer	Std. Fehler	p-Wert	Sig.	Zufalls- effekte	SD
(Konstante)	-2.368	0.536	0.000	***	b_i	0.14
log(Vol)	0.119	0.036	0.001	***	b_{ij}	0.22
log(Bon)	1.000	0.113	0.000	***	ε_{ij}	0.12
Alter	-0.011	0.003	0.001	***		
log(SDI)	0.135	0.077	0.083	ns	n obs	785
Mix [Rein]	-0.558	0.267	0.038	*		
U/Z [UZ]	1.182	0.230	0.000	***		
Alter x log(SDI)	0.002	0.001	0.001	***		
log(SDI) x Mix [Rein]	0.099	0.049	0.046	*		
log(SDI) x U/Z [UZ]	-0.208	0.042	0.000	***		

Bonität und der Nebenbestand (U/Z) haben den stärksten Effekt auf den Bestandszuwachs. Somit bewegt sich die Produktivität im Durchschnitt über alle Bestände von 5,8 m³/ha und Jahr auf den schwächeren Standorten, bis 12,8 m³/ha und Jahr auf den besseren Standorten. Die Modellergebnisse zeigen, dass der Nebenbestand die Produktivität des Gesamtbestands im Durchschnitt um 0,5 m³/ha und Jahr oder 6% steigern kann. In Beständen mit niedriger Dichte ist die Produktivitätssteigerung gegenüber Beständen ohne U/Z um bis zu 14% erhöht. Mit zunehmenden Dichten wird die Produktivität der Bestände mit U/Z zunehmend gedämpft und fallen ab höheren SDI Werten von 300 Bäumen/ha unter die Produktivität ohne U/Z (Abb. 1).

In Mischbeständen wirken sich geringere Bestandsdichten weniger nachteilig auf die Bestandsproduktivität aus. Die Produktivität wird in den Reinbeständen stärker durch die Bestandsdichte festgelegt. Junge und mittelalte Reinbestände sind bei hohen Dichten, ab 300 Bäumen/ha produktiver als Mischbestände. Dieser Effekt ist jedoch nur eingeschränkt interpretierbar, da die beobachteten maximalen SDI-Werte der Bestände in den Reinbeständen durchgehend geringer sind als in den Mischbeständen. Von 18% in jungen bis 43% in alten Beständen (Abb. 1).

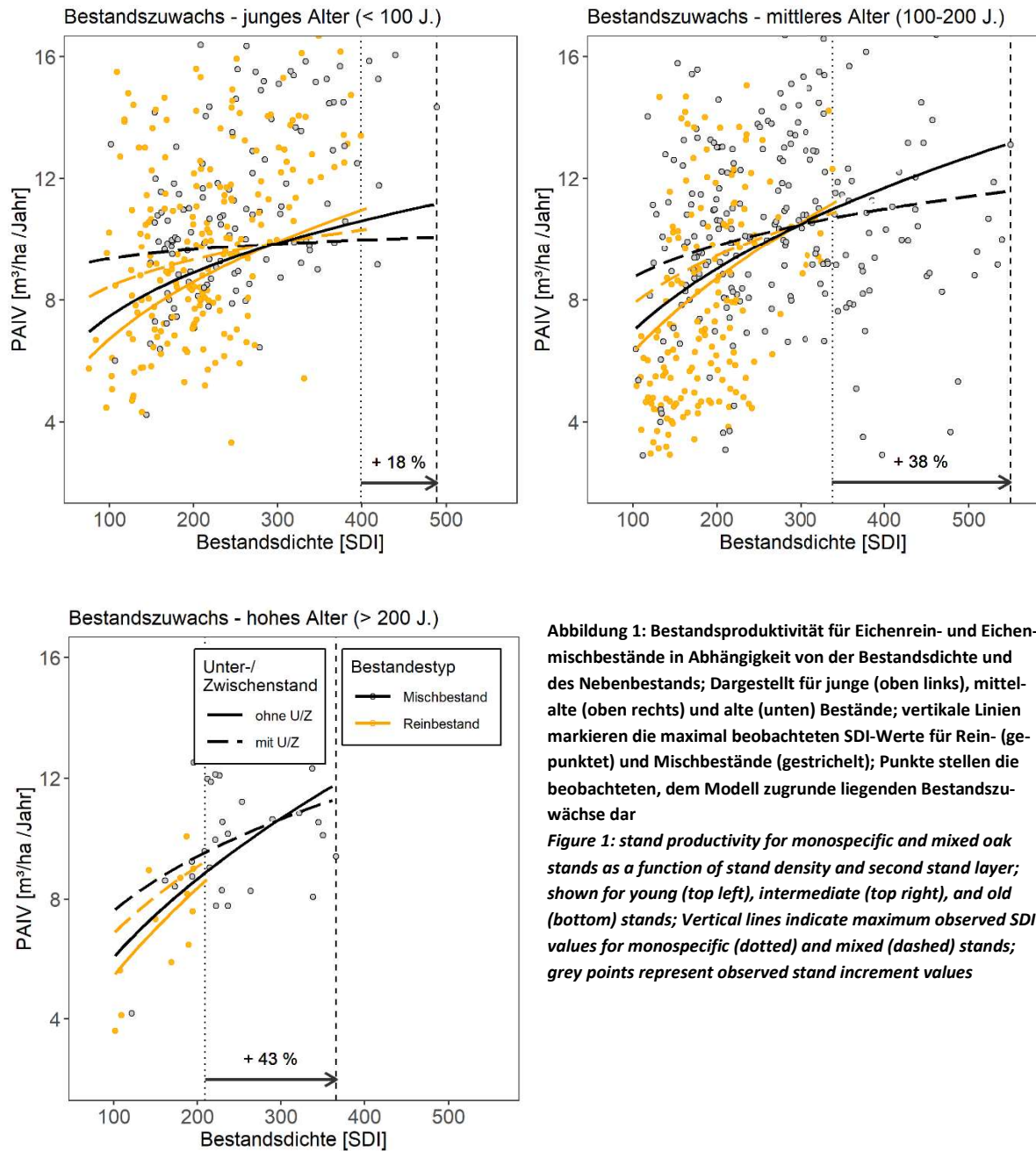


Abbildung 1: Bestandsproduktivität für Eichenrein- und Eichenmischbestände in Abhängigkeit von der Bestandsdichte und des Nebenbestands; Dargestellt für junge (oben links), mittelalte (oben rechts) und alte (unten) Bestände; vertikale Linien markieren die maximal beobachteten SDI-Werte für Rein- (gepunktet) und Mischbestände (gestrichelt); Punkte stellen die beobachteten, dem Modell zugrunde liegenden Bestandszuwächse dar

Figure 1: stand productivity for monospecific and mixed oak stands as a function of stand density and second stand layer; shown for young (top left), intermediate (top right), and old (bottom) stands; Vertical lines indicate maximum observed SDI values for monospecific (dotted) and mixed (dashed) stands; grey points represent observed stand increment values

Zur weiteren Analyse der Mischbestände und Darstellung ihrer Produktivität in Abhängigkeit vom Grad der Baumartenmischungen wurde dieser aufgenommen und die Funktion als Generalisiertes gemischtes additives Modell (GAMM) gerechnet. Dabei konnte ein nichtlinearer Zusammenhang zwischen Eichenanteil und der Produktivität der Mischbestände gefunden und dargestellt werden.

Neben dem Eichenanteil wurde der Mischungsanteil der Buche in den Beständen mit ins Modell genommen, um die Wirkung verschiedener beigemischter Arten zu analysieren. Bei der Betrachtung der nichtlinearen Glättungsfunktion (Abb. 2) kann man erkennen, dass die Produktivität mit Abnahme des Eichenanteils stark anstieg, sofern als Mischbaumart die Buche mit beigemischt war. Reine Buchen-Eichen-Mischungen zeigten mit abnehmendem Eichenanteil einen bis zu 26% einen ansteigenden Bestandszuwachs (Abb. 2). Setzten sich die Bestände aus mehreren Baumarten zusammen, so zeigte sich ebenfalls noch der positive Effekt der Buchenbeimischung. Für die betrachteten Bestände lag der mittlere Mehrzuwachs bei etwa 22%.

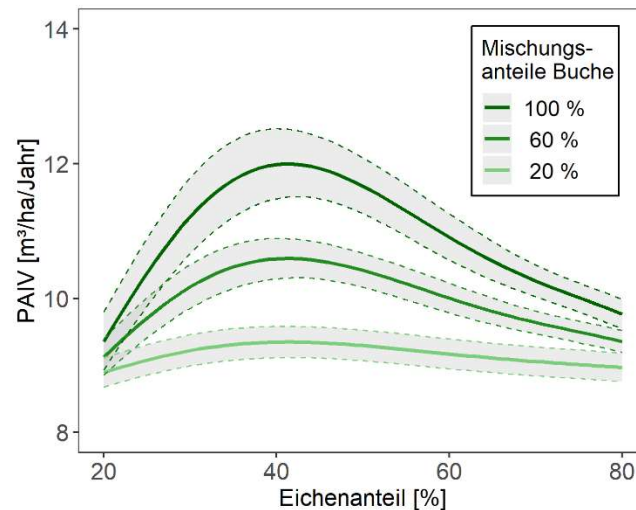


Abbildung 2: Bestandszuwächse in Abhängigkeit vom Eichenanteil und dem Grad der Buchen-Beteiligung an der Mischung; die Modellstatistik (GAMM) ist in Tabelle A1 im Anhang dargestellt

Figure 2: Stand productivity as a function of oak and beech proportions; the statistical model output (GAMM) is shown in Table A1 in the Appendix

3.2 Einzelbaumproduktivität in Abhängigkeit von Bestandsstruktur und sozialer Stellung im Bestand

Von den untersuchten Strukturvariablen üben Dichte (SDI) und soziale Stellung (relD) im Haupteffekt eine positive Wirkung auf die Produktivität aus. Der Mischungstyp sowie die Baumhöhenvariabilität (VK) bleiben nicht signifikant.

Tabelle 5: Ergebnisse des gemischten linearen Modells zur Einzelbaumproduktivität (Formel 6)
Table 5: Results of the linear mixed effects model on individual tree productivity (Equation 6)

Feste Effekte	Schätzer	Std. Fehler	p-Wert	Sig.	Zufalls- effekte	SD
(Konstante)	-22.790	0.725	0.000	***	b_i	0.21
log(A)	4.987	0.157	0.000	***	b_{ij}	0.29
log(SDI)	3.325	0.122	0.000	***	b_{ijk}	0.31
relD	9.342	0.410	0.000	***	ϵ_{ijk}	0.46
Mix [Rein]	0.042	0.193	0.827	ns		
VK	1.294	0.817	0.113	ns	n obs	67.479
log(A) x log(SDI)	-0.782	0.027	0.000	***		
log(A) x relD	-1.493	0.041	0.000	***		
log(A) x Mix [Rein]	-0.298	0.024	0.000	***		
log(A) x VK	-0.231	0.093	0.013	*		
relD x Mix [Rein]	0.668	0.048	0.000	***		
relD x log(SDI)	-0.126	0.058	0.030	*		
relD x VK	2.953	0.200	0.000	***		
VK x log(SDI)	-0.341	0.109	0.002	**		
Mix [Rein] x log(SDI)	0.136	0.027	0.000	***		
Mix [Rein] x VK	0.272	0.085	0.001	**		

Unter Berücksichtigung der Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Variablen zeigt sich, dass insbesondere das Alter zusammen mit der sozialen Stellung des Baumes einen negativen Effekt auf die Einzelbaumproduktivität hat. Vorherrschende Eichen scheinen relativ gesehen mit dem Alter stärker in ihrer Effizienz nachzulassen als mitherrschende oder beherrschte Eichen. Absolut jedoch liegt die

Produktivität der großen Bäume auch im hohen Alter noch über den kleineren Baumindividuen. Steigende Bestandsdichten wirken in Wechselwirkung mit höherem Alter negativ auf die Produktivität der einzelnen Eichen.

In Wechselwirkung mit der sozialen Stellung hat der Variationskoeffizient der Baumhöhe insbesondere auf die Effizienz von vor- und mitherrschenden Eichen einen positiven Einfluss bis ins hohe Alter (Abb. 3). Ist die Eiche von geringer sozialer Stellung, kann sie von einer hohen vertikalen Strukturierung gegenüber Eichen in strukturarmen Beständen kaum profitieren. Die Produktivität liegt auf vergleichbar niedrigerem Niveau. Wachsen die vorherrschenden Eichen in Mischbeständen, so ist ihre Leistung in jungen Beständen gegenüber der von Eichen in Reinbeständen geringer. Dieser negative Effekt ist bei den herrschenden Eichen bis zu einem Alter von ca. 100 bis 150 Jahre zu beobachten. Die unterdrückten Eichen sind lediglich in sehr jungem Bestandsalter in Reinbeständen noch produktiver. Die mittlere Produktivität liegt damit in Mischbeständen für die dominanten und mitherrschenden Eichen 17% bzw. 6% unter und für die unterdrückten Eichen 6% über den Reinbeständen.

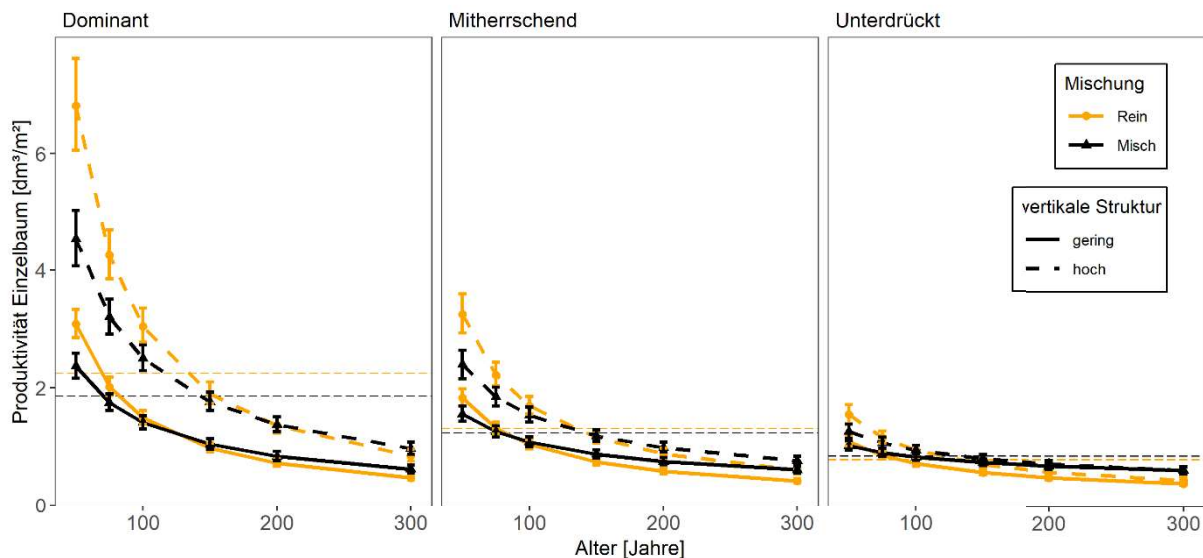


Abbildung 3: Alterstrend der modellierten Einzelbaumproduktivität von dominanten, mitherrschenden und unterdrückten Eichen in Abhängigkeit von Mischung und vertikaler Bestandsstruktur (Formel 5); horizontale Linien markieren die mittlere Produktivität der jeweiligen sozialen Klasse und Mischungstyp

Figure 3: Age trend of modeled individual tree productivity of dominant, co-dominant, and suppressed oaks as a function of mixture type and vertical stand structure (Eq. 5); horizontal lines mark the mean productivity of the respective social class and mixture type

3.3 Entwicklung des Growth Dominance Koeffizienten in Abhängigkeit von Dichte und Mischung

Die Modellergebnisse zeigen eine Abhängigkeit der Zuwachsverteilung innerhalb des Hauptbestands der untersuchten Eichenbestände von Alter, Bestandsdichte und Mischungstyp. Dabei weisen insbesondere die Mischbestände einen verstärkten Trend entlang der Bestandsentwicklung, hin zu negativen GDC-Werten in älteren Beständen auf (Abb. 4). Bei geringen Bestandsdichten tragen in den Mischbeständen die kleinen Bestandsindividuen schon früher verstärkt zum Gesamtzuwachs bei. Bei mittleren bis hohen Dichten liegt in jungen Beständen der Beitrag zum Gesamtzuwachs verstärkt bei den größeren Bäumen. Dies gilt für Rein- wie für Mischbestände. In den Reinbeständen wirkt dieser Effekt bis zu einem Alter von 150 Jahren. In den Mischbeständen wird der Zuwachs bei mittleren Dichten bereits ab einem Alter von 100 Jahren überproportional von kleineren Baumindividuen getragen. Generell erreicht der GDC in den Mischbeständen geringere Werte mit einer dynamischeren Zuwachsverteilung über das Bestandsalter als in den Reinbeständen.

Tabelle 6: Ergebnisse des gemischten linearen Modells zum Growth Dominance Koeffizienten (Formel 7)
Table 6: Results of the linear mixed effects model for the growth dominance coefficient (Equation 7)

Feste Effekte	Schätzer	Std.Fehler	p-Wert	sig	Zufalls- effekte	SD
(Konstante)	-0.442	0.115	0.000	***	b_i	0.01
Alter	0.003	0.000	0.001	**	b_{ij}	0.04
Mix [Misch]	-0.198	0.108	0.068	ns	ε_{ij}	0.06
log(SDI)	0.098	0.021	0.000	***		
Alter x Mix [Misch]	-0.001	0.000	0.001	**	n obs	740
Alter x log(SDI)	-0.001	0.000	0.000	***		
Mix [Misch] x log(SDI)	0.038	0.019	0.044	*		

Die Zuwachsverteilung innerhalb der beteiligten Baumarten zeigt baumartenspezifische Unterschiede (Abb. 4 rechts; Tab. A2 im Anhang). Insbesondere die Buche erreicht mit zunehmendem Alter sehr geringe GDC Werte. Mit zunehmendem Alter tragen besonders die kleineren Buchen überproportional zur gesamten Zuwachsleistung der Buche bei. Allgemein liegt in jungem Bestandsalter von 60 Jahren der Zuwachs für alle Baumarten überproportional bei den stärkeren Bäumen. Bei allen Baumarten ist, bis auf die Hainbuche, ein negativer zeitlicher Trend beim GDC erkennbar. Die Eichen erreichen im Alter 200 annähernd eine größenproportionale Zuwachsleistung. Dabei unterscheidet sich die Zuwachsverteilung bei den Eichen für Rein- und Mischbestand nicht signifikant. Mit Ausnahme der Buche und Hainbuche ist dieser Alterstrend auch für die Mischbaumarten zu beobachten.

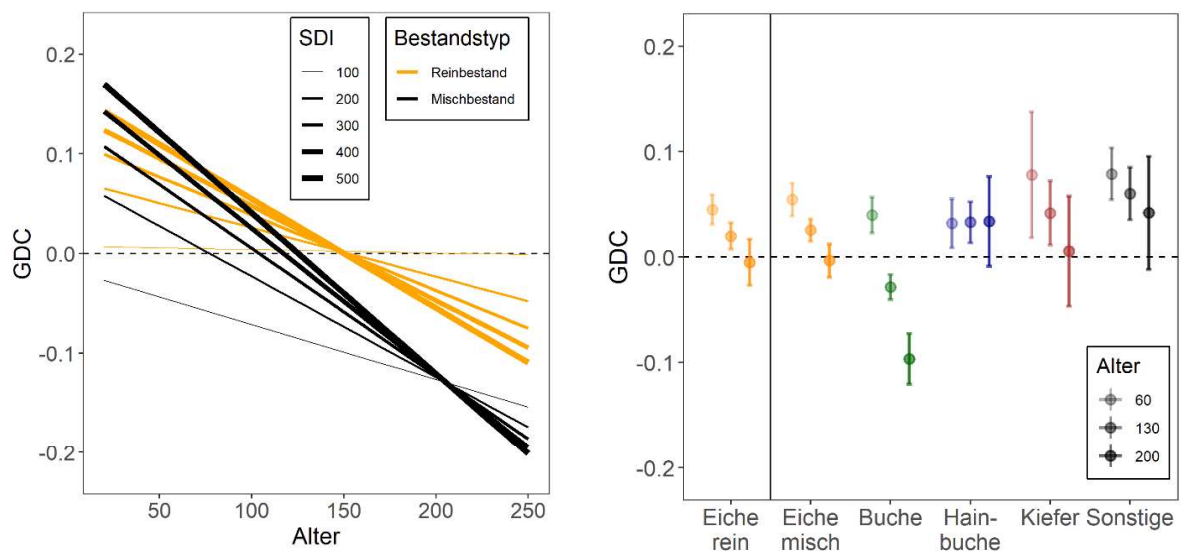


Abbildung 4: Links - Growth Dominance Koeffizient (GDC) für Rein- und Mischbestände in Abhängigkeit von Alter und Bestandsdichte (Formel 6); rechts - Zuwachsverteilung innerhalb der betrachteten Baumartenkollektive (Statistik in Tabelle A2 im Anhang)
Figure 4: left - Growth dominance coefficient for monospecific and mixed stands as a function of age and stand density (Eq. 6); right - Growth Dominance within the considered tree species collectives (model statistics in table A2 in the appendix)

4 Diskussion und Überlegungen zur waldbaulichen Praxis

4.1 Bestandsproduktivität

Die Auswertungen zur Bestandsproduktivität und Bestandsstruktur zeigen, dass sich aus den beobachteten Effekten waldbaulich relevante Aspekte zur Bewirtschaftung von Eichenbeständen ableiten lassen. Der positive Effekt der Bestandsdichte auf die Produktivität der Eichen(misch)bestände deckt sich mit den grundsätzlichen Zusammenhängen zwischen Dichte und Produktivität von Waldbeständen (Pretzsch 2019; Forrester und Bauhus 2016), ebenso wie die schon von Pretzsch et al. (2013) gefundenen Mehrzuwächse in Eichen-Buchen-Mischbeständen. Dabei scheinen sich die treibenden Faktoren des Mehrzuwachses jedoch über dem Alter der Eichenbestände zu verändern. So scheint in jungen Beständen u.a. die interspezifische Konkurrenz um Licht die Produktivität anzutreiben, wohingegen in fortgeschrittenem Alter insbesondere die Bestandsdichte an sich sowie die höheren maximalen Dichten in Mischbeständen positiv auf die Produktivität wirken (Pretzsch und Schütze 2016; Dieler et al. 2017). Diesen zeitlichen Aspekt der Produktivität von Mischbeständen nennt auch Ammer (2019) in einem Review zu Produktivitäts- und Diversitätszusammenhängen. Zeller und Pretzsch (2019) konnten beispielweise auf Basis langfristiger Versuchsflächen einen negativen Struktureffekt auf die Produktivität von jungen Beständen beschreiben, der sich in späteren Entwicklungsphasen des Bestandes ins Positive drehte.

Der Unter- und Zwischenstand, in Eichenbeständen meist als dienender Nebenbestand zur Erzeugung von qualitativ hochwertigem Stammholz (Lüpke 1998; Attocchi 2015), kann den negativen Effekt auf den Bestandszuwachs bei niedrigen Bestandsdichten abpuffern und den Zuwachs auf vergleichsweise hohem Niveau halten. Die beobachtete Umkehr zu einem negativen Effekt auf den Bestandszuwachs gegenüber einschichtigen Beständen mit zunehmender Dichte lässt sich zum einen durch einen scheinbar gebremsten Nebenbestand und zum anderen durch den negativen Effekt auf den Hauptbestand durch die Konkurrenz um Ressourcen (del Río et al. 2016) erklären.

Interessant ist der Zusammenhang der Bestandsproduktivität mit dem Buchenanteil an der Mischung. Die für die Auswertung verwendeten Mischbestände setzen sich aus unterschiedlichen Mischbaumarten zusammen. Der Bestandszuwachs scheint daher nicht allein durch die Regulation des Eichenanteils bestimmt. Vielmehr ist die maßgebliche Triebkraft der Bestandsproduktivität in den betrachteten Mischbeständen die Buche. Dieser Mischungseffekt in Eichen-Buchen-Mischbeständen ist schon von Pretzsch et al. (2013) in einer Untersuchung beschrieben worden.

Folgerungen für die waldbauliche Bestandsbehandlung:

1. Mischbestände können die Flexibilität in Bezug auf die Bestandsproduktivität bei waldbaulichen Eingriffen erhöhen.
2. Ein vitaler Nebenbestand kann die Produktivität bei geringen bis mittleren Dichten zusätzlich positiv beeinflussen und mögliche Zuwachsverluste, die durch die Entnahme bedrängender Buchen entstehen können, auf Bestandsebene abpuffern.
3. Die Bestandsdichte sollte in den Mischbeständen rechtzeitig reduziert werden, um die Konkurrenz durch Mischbaumarten abzuschwächen.

4.2 Einzelbaumproduktivität

Die abnehmende Produktivität der untersuchten Eichen mit zunehmendem Alter folgt dem charakteristischen Wachstumsgang von einzelnen Bäumen (Pretzsch 2019). Auffallend ist die geringe Abnahme der Produktivität in hohem Alter (> 200 Jahre). Diese langanhaltende Zuwachsleistung der Eiche deckt

sich mit einer aktuellen Studie von Pretzsch (2020), in der die Wachstumsgänge heimischer Baumarten betrachtet wurden. Der bei unterdrückten Eichen kaum beobachtbare zeitliche Trend scheint darauf zurückzuführen zu sein, dass der Effekt der Konkurrenz von dominanteren Bäumen die insbesondere in jungem Alter positiv wirkenden Struktureffekte überlagert. Die soziale Stellung der Eichen im Bestand ist entscheidend für ihre Produktivität und kann diese mehr als verdoppeln. Den positiven Effekt der sozialen Stellung im Bestand konnten auch schon Manso et al. (2015) oder del Río et al. (2014) für Eichen in Mischung mit Buche feststellen.

Die geringere Produktivität der einzelnen Eiche in Mischbeständen scheint durch den starken Konkurrenzdruck der Buche bedingt. Diese Beobachtungen decken sich mit den Ergebnissen aus verschiedenen Studien zum Einzelbaumwachstum von Eiche in Mischung mit Buche (Hein und Dhôte 2006; Manso et al. 2015; del Río et al. 2014). Erst in höherem Alter können die Eichen, auch aufgrund grundsätzlich etwas geringerer Mischungsanteilen von der Mischung profitieren. Die altersbedingte Abnahme der Konkurrenzkraft oder die Entnahme von hiebsreifen Mischbaumarten scheinen diesen Trend zu unterstützen. Wenn auch auf niedrigerem Niveau ist die Produktivität unterdrückter Eichen in Mischbeständen gegenüber der in Reinbeständen erhöht. Dieser umgekehrte Trend deutet aber auf eine verstärkte intraspezifische asymmetrische Konkurrenz hin. Ähnliche Wachstumsreaktionen konnte del Río et al. (2014) für Eichen-Buchen Mischbestände in Spanien finden.

Die mit dem Alter abnehmenden und sich annähernden Produktivitätskurven von Rein- und Mischbestand scheinen die veränderte Konkurrenzsituation abzubilden. Zum einen kommt der Eiche als Lichtbaumart eine frühe Kulmination der Zuwächse gegenüber ihren Mischbaumarten zugute, zum anderen gehören insbesondere die herrschenden Individuen auf den Versuchsflächen zum teilweise geförderten Baumkollektiv. Diese waldbauliche Förderung zur Regulierung der Konkurrenzverhältnisse ist insbesondere in Mischbeständen auf guten Standorten von Bedeutung. Die Schaffung von strukturierten Beständen kann die Konkurrenzkraft der Eiche gegenüber der Buche zusätzlich unterstützen. Freien Kronenraum kann die Eiche, sofern sie in der herrschenden Schicht vorkommt, insbesondere in jüngeren Beständen verstärkt nutzen. Der kaum beobachtete positive Effekt der vertikalen Struktur bei den unterdrückten Eichen resultiert scheinbar aus der erhöhten Kronenkonkurrenz (Pretzsch 2014; Pretzsch und Biber 2005).

Die Ergebnisse zeigen, dass die Mischungseffekte und Struktureffekte auch auf Einzelbaumebene einem zeitlichen Trend unterliegen. Das belegen auch verschiedene Studien, die neben einer Förderung auch eine verstärkte Konkurrenz als Ursache für die entsprechenden Wuchsreaktionen ausmachen (Groote et al. 2018; Manso et al. 2015; Pretzsch et al. 2013; Vannoppen et al. 2019). Mitunter hat auch eine erhöhte Schattentoleranz der Mischbaumart einen negativen Effekt auf die Mischungsreaktion der Eiche (Toigo et al. 2018).

Folgerungen für die Behandlung einzelner Eichen:

1. Eine frühe Förderung von jungen Eichen (Erziehung vorherrschender und mitherrschender Bäume) erhöht deren Wuchsleistung effektiv und schafft Potenzial zur Produktionszeitverkürzung.
2. Eingriffe zur Erhaltung und Pflege einer hohen vertikalen Struktur innerhalb der Mischbaumarten können die Wuchsleistung dominanter Eichen durch positive Komplementaritätseffekte zusätzlich erhöhen und negative Konkurrenzeffekte abschwächen.
3. Eine waldbauliche Konkurrenzregelung zugunsten der Eichen ist insbesondere in Mischbeständen notwendig.

4.3 Growth Dominance Koeffizient

Die in Mischbeständen insgesamt geringeren Growth Dominance Koeffizienten zeigen, dass der Anteil der Zuwachsleistung kleinerer Bäume, insbesondere der Mischbaumarten, am Gesamtzuwachs des Bestands gegenüber den Reinbeständen erhöht ist. Dies kann unter anderem aufgrund der individuellen baumartenspezifischen Schattentoleranz erklärt werden (Pothier 2017). Insbesondere die bei der Buche gefundenen geringeren Koeffizienten lassen dies schlussfolgern.

Die in jungem Bestandsalter noch zwischen Rein- und Mischbestand vergleichbaren, positiven Werte belegen, dass der Zuwachs bei den stärksten Baumindividuen unabhängig von den Mischungsverhältnissen liegt. Pflege und Durchforstungseingriffe fördern hier insbesondere die stärkeren Bestandsindividuen (Pothier 2017). Ein zeitlicher, in den Mischbeständen stärkerer Abfall des GDC deutet darauf hin, dass insbesondere bei hohen Dichten der Bestandszuwachs vermehrt von der Mischbaumart Buche (auch einwachsende Bäume) getragen wird. Durchforstungseingriffe kommen hier zunehmend auch den schwächeren Bäumen (vermehrt Mischbaumarten) im Bestand zugute. Geringere Dichten scheinen diesen Trend abzumildern, ebenso in den Reinbeständen. Die Zuwachsleistung von Eichen scheint von der Behandlung in jungen und mittleren Altersphasen abhängig zu sein. So zeigen die Ergebnisse, dass die Zuwachsleistung der Eiche in hohem Alter proportional zu ihrer Größe ist. Die Größe im Baumarten- bzw. Bestandskollektiv ist wiederum durch die frühere Behandlung geprägt.

Zuwachsverteilung und waldbauliche Folgerungen:

1. Der Zuwachsschwerpunkt liegt in den jungen Bestände insbesondere auf den dominanten Bäumen, wodurch ein rechtzeitiger Beginn der waldbaulichen Förderung den Zuwachs effektiv auf Eichen-Ausleseebäume lenken sollte.
2. Konsequenter herausgepflegte dominante Eichen sichern bis in hohe Bestandsalter eine hohe Zuwachsleistung der Eiche.
3. Bei rechtzeitigen waldbaulichen Eingriffen ist die Gefahr der überproportionalen Förderung schwächerer Baumindividuen (insbesondere der Buche) in Rein- und Mischbestand geringer.

5 Schlussfolgerung

Die vorliegende Auswertung benennt mögliche waldbauliche Behandlungsweisen der Eiche, die mit besonderer Berücksichtigung der Produktivität der Bestände und des Einzelbaums auch die vielfältigen Funktionen mit einbeziehen können. So kann man beispielsweise mit der Begründung von Mischbeständen sowohl ökologische als auch ökonomische Ansprüche erfüllen, indem man durch eine frühe Förderung von Eichen-Zielbäumen und einer moderaten Reduktion der Bestandsdichte vorwüchsige Zielbäume erhält. Eine entsprechend frühere Erreichung ihrer Zielstärke wäre möglich. Gleichzeitig scheinen sich geringere Dichten sowohl positiv auf die Eiche als Wirtsbaum vieler Insekten (Mölder et al. 2019) als auch auf die Resilienz der Eiche gegenüber Trockenheit (Steckel et al. 2020; Schmitt et al. 2020) auszuwirken. Zudem lässt sich auch durch einen vitalen Unter- und Zwischenstand die Erhaltung und Förderung des Eichenanteils im Hauptbestand älterer Bestände ohne nennenswerten Produktivitätsverlust auf Bestandesebene sowie ohne Qualitäts-/Wertverlust auf Einzelbaumebene zielgerichtet realisieren.

Förderung und Dank

Die vorliegende Auswertung wurde im Rahmen des vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) geförderten Forschungsprojekts „W045 – Entwicklungspotenzial

der Eiche in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen“ durchgeführt. Dank gilt der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA), die für die Auswertung Daten ihrer Eichenversuchsflächen bereitgestellt hat, sowie der Bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft (LWF), die sich als Projektpartner mit ertragskundlichen Daten aus bayerischen Naturwaldreservaten beteiligt hat.

Literatur

- Abt, A.; Felbermeier, B. (2021): Waldbauliche und finanzielle Effekte von Durchforstungseingriffen in jungen Traubeneichenbeständen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 97–115.
- Ammer, C. (2019): Diversity and forest productivity in a changing climate. In: *The New phytologist* 221 (1), S. 50–66. DOI: 10.1111/nph.15263.
- Attocchi, G. (2015): Silviculture of oak for high-quality wood production. Effects of thinning on crown size, volume growth and stem quality in even-aged stands of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in Northern Europe. Alnarp: Southern Swedish Forest Research Centre, Swedish University of Agricultural Sciences (Acta Universitatis agriculturae Sueciae, 2015:39).
- Bates, D.; Mächler, M.; Bolker, B.; Walker, S. (2015): Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. In: *J. Stat. Soft.* 67 (1). DOI: 10.18637/jss.v067.i01.
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (2020): Praxishilfe: Klima – Boden – Baumartenwahl.
- Bayerische Staatsforsten AöR (2020): Waldbauhandbuch BaySF. Richtlinie zur Baumartenwahl.
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (2020): Baumarten für den Klimawald; Leitlinien der Bayerischen Forstverwaltung.
- Binkley, D. (2004): A hypothesis about the interaction of tree dominance and stand production through stand development. In: *Forest Ecology and Management* 190 (2-3), S. 265–271. DOI: 10.1016/j.foreco.2003.10.018.
- Binkley, D.; Kashian, D. M.; Boyden, S.; Kaye, M. W.; Bradford, J. B.; Arthur, M. A. et al. (2006): Patterns of growth dominance in forests of the Rocky Mountains, USA. In: *Forest Ecology and Management* 236 (2-3), S. 193–201. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.09.001.
- Bolte, A.; Ammer, C.; Löf, M.; Madsen, P.; Nabuurs, G.-J.; Schall, P. et al. (2009): Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. In: *Scandinavian Journal of Forest Research* 24 (6), S. 473–482. DOI: 10.1080/02827580903418224.
- Burnham, K. P.; Anderson, D. R. (2010): Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach. 2. ed. New York, NY: Springer.
- del Río, M.; Condés, S.; Pretzsch, H. (2014): Analyzing size-symmetric vs. size-asymmetric and intra- vs. inter-specific competition in beech (*Fagus sylvatica* L.) mixed stands. In: *Forest Ecology and Management* 325, S. 90–98. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.03.047.
- del Río, M.; Pretzsch, H.; Alberdi, I.; Bielak, K.; Bravo, F.; Brunner, A. et al. (2016): Characterization of the structure, dynamics, and productivity of mixed-species stands. Review and perspectives. In: *Eur J Forest Res* 135 (1), S. 23–49. DOI: 10.1007/s10342-015-0927-6.
- Dieler, J.; Uhl, E.; Biber, P.; Müller, J.; Rötzer, T.; Pretzsch, H. (2017): Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. In: *Eur J Forest Res* 136 (4), S. 739–766. DOI: 10.1007/s10342-017-1056-1.
- Forrester, D. I.; Bauhus, J. (2016): A Review of Processes Behind Diversity—Productivity Relationships in Forests. In: *Curr Forestry Rep* 2 (1), S. 45–61. DOI: 10.1007/s40725-016-0031-2.
- Groote, S. R.E. de; Vanhellemont, M.; Baeten, L.; van den Bulcke, J.; Martel, A.; Bonte, D. et al. (2018): Competition, tree age and size drive the productivity of mixed forests of pedunculate oak, beech and red oak. In: *Forest Ecology and Management* 430, S. 609–617. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.08.050.
- Hein, S.; Dhôte, J.-F. (2006): Effect of species composition, stand density and site index on the basal area increment of oak trees (*Quercus* sp.) in mixed stands with beech (*Fagus sylvatica* L.) in northern France. In: *Annals of Forest Science* 63 (5), S. 457–467. DOI: 10.1051/forest:2006026.
- Jüttner, O. (1955): Ertragstabeln für Eichen. Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung, neu bearbeitet von R. Schober. Sauerländer's Verlag, Frankfurt 2. Auflage 1975, 154 S.

- Krahl-Urban, J. (1959): Die Eichen: forstliche Monographie der Traubeneiche und der Stieleiche: P. Parey. Online verfügbar unter <https://books.google.de/books?id=54ROAAAAMAAJ>.
- Lindner, M. (2000): Developing adaptive forest management strategies to cope with climate change. In: *Tree physiology* 20 (5_6), S. 299–307. DOI: 10.1093/treephys/20.5-6.299.
- Lindner, M.; Maroschek, M.; Netherer, S.; Kremer, A.; Barbati, A.; Garcia-Gonzalo, J. et al. (2010): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. In: *Forest Ecology and Management* 259 (4), S. 698–709. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.023.
- Lüpke, B. von (1998): Silvicultural methods of oak regeneration with special respect to shade tolerant mixed species. In: *Forest Ecology and Management* 106 (1), S. 19–26. DOI: 10.1016/S0378-1127(97)00235-1.
- Maleki, K.; Zeller, L.; Pretzsch, H. (2020): Oak often needs to be promoted in mixed beech-oak stands - the structural processes behind competition and silvicultural management in mixed stands of European beech and sessile oak. In: *iForest* 13 (2), S. 80–88. DOI: 10.3832/for3172-013.
- Manso, R.; Morneau, F.; Ningre, F.; Fortin, M. (2015): Effect of climate and intra- and inter-specific competition on diameter increment in beech and oak stands. In: *Forestry* 88 (5), S. 540–551. DOI: 10.1093/forestry/cpv020.
- Mölder, A.; Meyer, P.; Nagel, R.-V. (2019): Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. In: *Forest Ecology and Management* 437, S. 324–339. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.01.006.
- Mosandl, R.; Abt, A. (2016): Waldbauverfahren in Eichenwäldern gestern und heute. In: *AFZ - Der Wald* (20), S. 28–32, zuletzt geprüft am 05.12.2017.
- Pothier, D. (2017): Relationships between patterns of stand growth dominance and tree competition mode for species of various shade tolerances. In: *Forest Ecology and Management* 406, S. 155–162. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.09.066.
- Pretzsch, H. (2014): Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. In: *Forest Ecology and Management* 327, S. 251–264. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.04.027.
- Pretzsch, H. (2019): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, zuletzt geprüft am 26.03.2019.
- Pretzsch, H. (2020): The course of tree growth. Theory and reality. In: *Forest Ecology and Management* 478, S. 118508. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118508.
- Pretzsch, H.; Biber, P. (2005): A re-evaluation of Reineke's rule and stand density index. In: *Forest science* 51 (4), S. 304–320.
- Pretzsch, H.; Biber, P. (2016): Tree species mixing can increase maximum stand density. In: *Can. J. For. Res.* 46 (10), S. 1179–1193. DOI: 10.1139/cjfr-2015-0413.
- Pretzsch, H.; Bielak, K.; Block, J.; Bruchwald, A.; Dieler, J.; Ehrhart, H.-P. et al. (2013): Productivity of mixed versus pure stands of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Quercus robur* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along an ecological gradient. In: *European Journal of Forest Research* 132 (2), S. 263–280. DOI: 10.1007/s10342-012-0673-y.
- Pretzsch, H.; Schütze, G. (2016): Effect of tree species mixing on the size structure, density, and yield of forest stands. In: *Eur J Forest Res* 135 (1), S. 1–22. DOI: 10.1007/s10342-015-0913-z.
- R Core Team (2018): R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Reineke, L. H. (1933): Perfecting a stand-density index for even-aged forests. In: *Journal of Agricultural Research* 46 (7), S. 627–638.
- Schmitt, A.; Trouvé, R.; Seynave, I.; Lebourgeois, F. (2020): Decreasing stand density favors resistance, resilience, and recovery of *Quercus petraea* trees to a severe drought, particularly on dry sites. In: *Annals of Forest Science* 77 (2). DOI: 10.1007/s13595-020-00959-9.
- Schwaiger, F.; Poschenrieder, W.; Biber, P.; Pretzsch, H. (2018): Species Mixing Regulation with Respect to Forest Ecosystem Service Provision. In: *Forests* 9 (10), S. 632. DOI: 10.3390/f9100632.
- Steckel, M.; Moser, W. K.; del Río, M.; Pretzsch, H. (2020): Implications of Reduced Stand Density on Tree Growth and Drought Susceptibility: A Study of Three Species under Varying Climate. In: *Forests* 11 (6), S. 627. DOI: 10.3390/f11060627.
- Stimm, K.; Uhl, E.; Pretzsch, H. (2021): Zur langfristigen Verjüngungsdynamik der Eichen (*Quercus petraea* MATT. Liebl. und *Quercus robur* L.) in Kieferrein- und Eichenmischbeständen – Struktur, Wachstum, waldbauliche Behandlung. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (2021), S. 162–182.
- Toïgo, M.; Perot, T.; Courbaud, B.; Castagneyrol, B.; Gégout, J.-C.; Longuetaud, F. et al. (2018): Difference in shade tolerance drives the mixture effect on oak productivity. In: *J Ecol* 106 (3), S. 1073–1082. DOI: 10.1111/1365-2745.12811.

- Vannoppen, A.; Kint, V.; Ponette, Qu.; Verheyen, K.; Muys, B. (2019): Tree species diversity impacts average radial growth of beech and oak trees in Belgium, not their long-term growth trend. In: *For. Ecosyst.* 6 (1), S. 252. DOI: 10.1186/s40663-019-0169-z.
- West, P. W. (2014): Calculation of a Growth Dominance Statistic for Forest Stands. In: *Forest science* 60 (6), S. 1021–1023. DOI: 10.5849/forsci.13-186.
- Wood, S. N. (2017): Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition).: Chapman and Hall/CRC.
- Zeller, L.; Pretzsch, H. (2019): Effect of forest structure on stand productivity in Central European forests depends on developmental stage and tree species diversity. In: *Forest Ecology and Management* 434, S. 193–204. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.12.024.
- Zuur, A. F.; Ieno, E. N.; Walker, N.; Saveliev, A. A.; Smith, G. M. (Hg.) (2009): Mixed effects models and extensions in ecology with R. New York: Springer (Statistics for Biology and Health).

Anhang

Tabelle A1: Ergebnisse des gemischten additiven Modells (GAMM) zum Bestandszuwachs in Abhängigkeit der Baumartenanteile
Table A1: Results of the generalized additive mixed model (GAMM) of stand productivity as a function of species proportions

	Schätzer	Std.Fehler	p-Wert	sig		
(Konstante)	0.705	0.14	0.000	***	n obs	480
log(Vol)	0.700	0.02	0.000	***	R ²	0.69
log(Alter)	-0.560	0.04	0.000	***		
	Edf		p-Wert	sig		
f(Ei_Ant x Bu_Ant)	4.700		0.000	***		

Tabelle A2: Ergebnisse des gemischten linearen Modells zur baumartenweisen Betrachtung des Growth Dominance Koeffizienten
Table A2: Results of the linear mixed effects model for species-specific Growth Dominance Coefficients

	Schätzer	Std.Fehler	p-Wert	sig	Zufalls- effekte	SD
(Konstante)	0.0661	0.0118	0.000	***	b_i	0.02
Alter	-0.0004	0.0001	0.000	***	b_{ij}	0.02
Eiche [misch]	0.0130	0.0160	0.416	ns	ε_{ij}	0.08
Buche	0.0321	0.0182	0.078	.		
Hainbuche	-0.0351	0.0245	0.153	ns	n obs	1612
Kiefer	0.0428	0.0503	0.396	ns		
Sonstige	0.0284	0.0269	0.291	ns		
Alter x Eiche [misch]	-0.0001	0.0001	0.654	ns		
Alter x Buche	-0.0006	0.0002	0.000	***		
Alter x Hainbuche	0.0004	0.0002	0.098	ns		
Alter x Kiefer	-0.0002	0.0004	0.649	ns		
Alter x Sonstige	0.0001	0.0003	0.722	ns		

Eiche unter Trockenstress in Europa – Zuwachsreaktionen in Mischung und Reinbestand

Mathias Steckel

Zusammenfassung Die Mischung von Baumarten kann als wichtige Anpassungsstrategie an den Klimawandel in Europa angesehen werden. Die Komplementarität von Baumarten entscheidet über die Vorteilhaftigkeit einer bestimmten Baumartenmischung und kann im besten Fall zu einer verringerten Anfälligkeit gegenüber Trockenstress führen. Bislang zeigten sich solche Mischungseffekte jedoch als besonders kontextabhängig und nur wenige Baumartenmischungen wurden detailliert untersucht. Die hier präsentierten ausgewählten Ergebnisse basieren auf Untersuchungen zu Mischbeständen aus Eiche (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) und Kiefer (*Pinus sylvestris* L.), welche im Kontext des Klimawandels für die Sicherung einer multifunktionalen Forstwirtschaft zusehends an Bedeutung gewinnen. Basierend auf Bohrkernproben, welche entlang eines umfassenden ökologischen Gradienten durch Europa gewonnen wurden, konnten Trockenstressreaktionen der Eiche in Rein- und Mischbeständen verglichen werden. Eichen wiesen in Mischung mit Kiefer eine höhere Resistenz und Resilienz als in Reinbeständen auf. Die durchschnittliche Resistenz der Eiche in Rein- und Mischbeständen nahm mit zunehmender Wasserversorgung des Standortes zu. Förderliche Mischungseffekte bezüglich Resistenz und Resilienz der Eiche nahmen ebenfalls mit der Wasserversorgung zu.

Schlüsselwörter Komplementarität, Mischungseffekt, ökologischer Gradient, Resilienz, Trockenstress

Abstract Tree species mixing has become increasingly popular as an adaptation measure in European forest management. Complementarity effects between tree species may result in reduced tree drought susceptibility. However, such mixing effects have proven to be highly context-dependant and only a limited number of species combinations have been studied in detail. Selected results described here are based on the analysis of mixed stands of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), which are likely to become increasingly important for balancing wood production and other ecosystem services under climate change. Based on increment cores, sampled along a comprehensive ecological gradient through Europe, tree drought responses of oak in mixtures and monocultures were compared. Mixing increased the resistance and resilience of oak. Resistance of oak on average increased with site water supply. Positive mixing effects in terms of resistance and resilience of oak also increased with site water supply.

Keywords complementarity, mixing effect, ecological gradient, resilience, drought stress

1 Einleitung

Der Klimawandel stellt die heutige Forstwirtschaft vor große Herausforderungen. So fordern steigende Temperaturen und veränderte Niederschlagsmuster (Della-Marta et al., 2007), gefolgt von immer häufiger auftretenden sowie intensiveren Dürreereignissen (IPCC, 2014), neue Maßnahmen zur Anpassung der Wälder an den Klimawandel. Dürreereignisse stellen eine besonders große Herausforderung dar, da sie eine Vielzahl an Reaktionen, von der Molekular-, über Organ- und Individual- bis hin zur Populationsebene, hervorrufen und so die Dynamik von Waldökosystemen nachhaltig beeinflussen können (Floret et al., 1990; Chaves et al., 2003; Bréda et al., 2006; Rennenberg et al., 2006; Hamanishi and Campbell, 2011). Dürre entsteht unter Bedingungen mit vermindertem Niederschlag und/oder erhöhter Evaporation in Kombination mit verringerter Bodenwasserverfügbarkeit (Wilhite, 1993). Solch akuter Wassermangel kann zu Zuwachseinbußen (Chaves et al., 2003; Leuzinger et al., 2005; Hartmann, 2011), einer größeren Anfälligkeit gegenüber biotischen und abiotischen Schadorganismen (Allen et al., 2010; Griess and Knoke, 2011; Schlesinger et al., 2016) sowie Absterbeprozessen führen (McDowell et al., 2008). Global verdeutlicht das große Ausmaß an trocken- und hitzebedingter Mortalität bereits die besondere Anfälligkeit von Waldökosystemen im Klimawandel (Allen et al., 2010). In diesem Kontext wird die Mischung von Baumarten gemeinhin als effektive Anpassungsstrategie zur Stabilisierung von Waldökosystemen angesehen (Kelty, 1992; Lüpke et al., 2004; Knoke et al., 2008). Folglich erscheint die häufig angestrebte Überführung traditioneller Nadelmonokulturen in strukturreiche Nadel-Laubmischwälder besonders zielführend. Diese Einschätzung wird durch empirische Untersuchungen untermauert, die der Mischung von Baumarten eine Verbesserung der Ressourcennutzung attestiert, welche sich in Form einer verminderten Klimasensitivität (Thurm et al., 2016) sowie Stabilisierung (Pretzsch, 2005; del Río et al., 2017) und Steigerung (Zhang et al., 2012; Pretzsch, 2017) der Bestandesproduktivität äußern kann.

Trotz eines großen wissenschaftlichen Interesses und eines klaren Trends zur großflächigen Implementierung der Mischwaldbewirtschaftung in Europa (Klimo, 2000; Zerbe, 2002; Kint et al., 2006; Knoke et al., 2008), wird über die Wirkung der Baumartendiversität auf die Trockenstressreaktion von Bäumen und Beständen weiterhin angeregt diskutiert. So stellt Grossiord (2018) in einem umfassenden Review fest, dass sowohl positive, negative als auch neutrale Mischungseffekte möglich sind und die Wirkung von der Baumart und dem untersuchten Ökosystem abhängt. Die Widersprüchlichkeit bisheriger Studien kann durch die häufig nur sehr begrenzte geografische Ausdehnung der Untersuchungsgebiete und die limitierte Anzahl bereits untersuchter Arten zurückgeführt werden. Der Mangel an verallgemeinerbaren Ergebnissen erschwert die Entwicklung waldbaulicher Richtlinien für die Bewirtschaftung von Baumartenmischungen und unterstreicht die Notwendigkeit großangelegter Studien für unterschiedliche Artenkombinationen entlang unterschiedlicher Standortbedingungen.

Die hier präsentierten Ergebnisse basieren auf einer Studie über das Trockenstressverhalten von Eiche (*Quercus spp.*) und Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) in Mischung und Reinbestand. Stieleiche (*Q. robur* L.) und Traubeneiche (*Q. petraea* (Matt.) Liebl.) wurden dabei zusammen betrachtet, um taxonomische Fallstricke zu umgehen, die aufgrund einer möglichen Hybridisierung entstehen könnten (Aas, 1991; Roloff et al., 2008). Kiefer und Eiche gehören in Europa zu den wichtigsten Wirtschaftsbaumarten und werden für eine Vielzahl von Verwendungen eingesetzt (Eaton et al., 2016; Houston Durrant et al., 2016). Im Zuge der andauernden Bemühungen zur Überführung von Monokulturen in strukturreiche Mischbestände wurde die Eiche oft in ehemalige von Kiefern dominierte Reinbestände eingebracht, insbesondere auf trockenen Standorten in Tieflagen (Zerbe, 2002; Schröder et al., 2007; Noack, 2011). Eichen-

Kiefern-Mischungen dürften im Rahmen einer adaptiven Forstwirtschaft künftig an Bedeutung gewinnen, nicht zuletzt durch die vergleichsweise hohe Trockentoleranz beider Arten im Vergleich mit anderen wirtschaftlich bedeutsamen europäischen Baumarten wie Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.) und Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) (Spellmann et al., 2011; Zang et al., 2011; Albert et al., 2015). Es gibt ebenfalls Hinweise dafür, dass diese Baumartenmischung in der Vergangenheit weitaus häufiger war, insbesondere unter wärmeren Wuchsbedingungen (Björse and Bradshaw, 1998). Gerade die Eiche zeigt eine vergleichsweise hohe Trockentoleranz aufgrund ihrer tiefgreifende Pfahlwurzeln, welche die Wasserversorgung unter Trockenheit sicherstellt (Praciak et al., 2013) und sich für beigemischte Arten als förderlich erweisen kann, da tiefere Bodenschichten erschlossen werden und die Basen- und Wasserverfügbarkeit verbessert werden kann (Pretzsch et al., 2013). Trotz des großen Potenzials von Eichen-Kiefern-Mischungen für die europäische Forstwirtschaft im Klimawandel, gibt es nur eine sehr begrenzte Auswahl lokal begrenzter Studien zum Zuwachsverhalten unter Trockenstress (Merlin et al., 2015; Toigo et al., 2015; Bello et al., 2019b; Nothdurft and Engel, 2019). Diese Studien zeichnen ein sehr uneinheitliches Bild (positive, negative und neutrale Mischungseffekte).

Die hier aufgeführten Ergebnisse sind eine Zusammenfassung der wesentlichen Erkenntnisse zur Trockenstressreaktion der Eiche aus einer im Frühjahr 2020 veröffentlichten englischsprachigen Publikation in der Zeitschrift *Forest Ecology and Management* (Steckel et al., 2020). Ziel der Untersuchung war es, die Trockenstressreaktion zweier fundamentaler europäischer Baumarten in Mischung und Reinbestand entlang eines weiten ökologischen Gradienten durch Europa zu vergleichen. So soll ein möglichst robustes und allgemeingültiges Verständnis der Reaktionsmuster entstehen, das eine zielführende Übertragung in die forstliche Praxis ermöglicht.

Im Folgenden werden zwei Fragestellungen behandelt:

- i) Welchen Effekt hat die einzelbaumweise Mischung mit Kiefer auf die Trockenstressreaktion der Eiche?
- ii) Welchen Einfluss haben Baumdimension und Standortbedingungen auf einen möglichen Mischungseffekt?

2 Material und Methoden

Die Untersuchung fußt auf 33 temporären Versuchsflächen, sogenannten Triplets, in Beständen aus Eiche und Kiefer, die einen umfangreichen klimatischen Gradienten durch Europa abdecken (Abb. 1). Jedes Triplet besteht aus drei rechteckigen Teilflächen, die je einen Eichen-Kiefern-Mischbestand und zwei korrespondierende Reinbestände beider Arten umfassen. Es wurden nur gleichaltrige, einschichtige und vollbestockte Bestände für die Untersuchung ausgewählt. In den erfassten Mischbeständen liegt eine einzelbaumweise Mischung beider Baumarten vor und die Mischungsanteile sind im Mittel als ausgeglichen zu betrachten. Bei der Auswahl der Unterflächen eines jeden Triplets wurde eine maximale Gleichheit bezüglich Bestandesalter, Standortbedingungen, Behandlungsgeschichte und genetischem Material angestrebt.

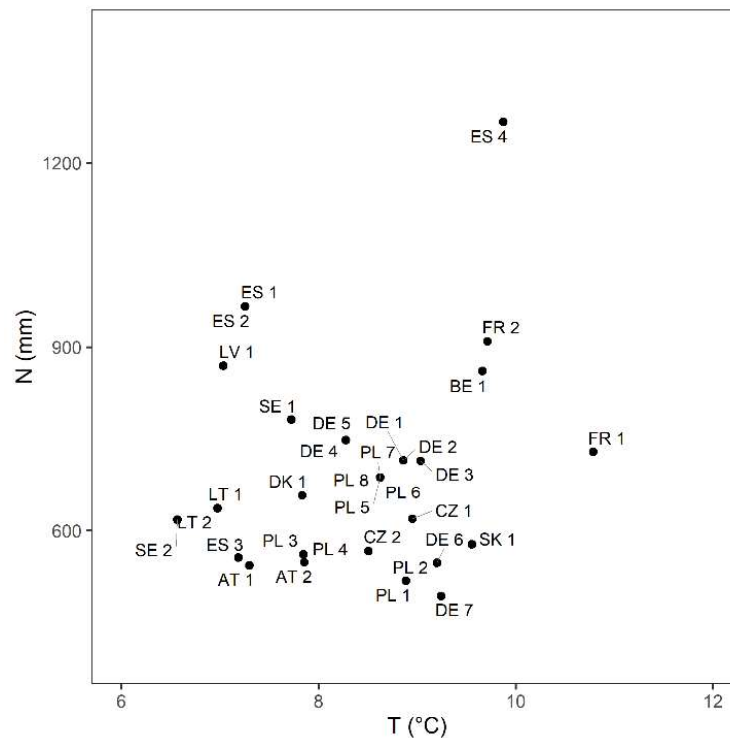


Abbildung 1: Positionierung der 33 untersuchten Eichen-Kiefern-Triplets innerhalb des abgedeckten klimatischen Gradienten. T: durchschnittliche Jahresmitteltemperatur (°C). N: durchschnittlicher Jahresniederschlag (mm). Bezugsperiode für Klimadaten: 1976 – 2015 (40 Jahre). Nach Steckel et al. (2020).

Figure 1: Location of the 33 sampled oak-Scots pine triplets within the climatic gradient covered. T: mean annual temperature (°C). N: mean annual precipitation total (mm). Reference period for climate data: 1976 – 2015 (40 years). After Steckel et al. (2020).

Das Untersuchungsgebiet deckt einen Großteil des gemeinsamen natürlichen Verbreitungsgebietes von Eiche und Kiefer in Europa ab (Abb. 2). Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Standortbedingungen der beprobten Triplets. Standortliche Produktivitätsunterscheide lassen sich aus dem Site Index (*SI*) ableiten, welcher der Höhe des Grundflächenmittelstammes (h_g , m) im Alter 100 entspricht. Der *SI* liegt in den untersuchten Eichenreinbeständen bei 14,8 bis 36,0 m (Mittelwert = 25,8 m) und in den korrespondierenden Kiefernreinbeständen bei 17,5 bis 36,9 m (Mittelwert = 28,1). Die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur schwankt zwischen 6,6 und 10,8 °C (Mittelwert = 8,4 °C) und der durchschnittliche Jahresniederschlag zwischen 493 und 1267 mm (Mittelwert = 694 mm).

Die Feldaufnahmen erfolgten im Herbst 2017. Hierbei wurden mittels eines standardisierten Aufnahmeprotokolls typische ertragskundliche Parameter wie Brusthöhendurchmesser (*bhd*, m) und Höhe (*h*, m) an allen lebenden Bäumen erfasst. Je Unterfläche wurden zudem 20 dominante Bäume je Art mittels Zuwachsbohrung beprobt (insgesamt mindestens 80 Bäume je Triplet). Es wurden dabei jeweils zwei Bohrkerne aus nördlicher und östlicher Richtung gewonnen. Zusätzlich wurden bis zu 10 weitere Bäume in derselben Weise beprobt, um den Rest der Durchmesser- und Höhenverteilung abzudecken. Jahrringbreiten wurden mittels standardisierter dendrochronologischer Verfahren bestimmt (Speer, 2010). Die Synchronisation einzelner Jahrringserien erfolgte visuell anhand baumartenspezifischer Weiserjahre (Schweingruber et al., 1990). Bestandescharakteristika wurden, basierend auf der Vollaufnahme der Triplettflächen, nach der DESER-Norm 1993 (Johann, 1993), unter Zuhilfenahme der von Biber (2013) beschriebenen Auswertungsroutinen, ermittelt (Tab. 2).



Abbildung 2: Position der 33 untersuchten Eichen-Kiefern-Triplets (schwarze Dreiecke) über dem gemeinsamen natürlichen Verbreitungsgebiet. Nachdruck aus Steckel et al. (2020).

Figure 2: Location of the 33 sampled oak-Scots pine triplets (black triangles) across the common natural distribution. Reprint from Steckel et al. (2020).

Für die Quantifizierung der Zuwachsreaktionen unter Trockenstress fand der Grundflächenzuwachs des Einzelbaumes Verwendung (gz , $\text{cm}^2 \text{ Jahr}^{-1}$). Dieser wurde für jeden Baum basierend auf den mittleren Jahrringbreiten beider Bohrkerne ermittelt und ergibt sich für das Jahr n aus $gz_n = (d_n^2 - d_{n-1}^2) * \pi/4$, wobei d der aus den kumulativen Jahrringbreiten errechnete Brusthöhendurchmesser ist. Zur Bereinigung von Alters- und möglicher Behandlungstrends in den Einzelbaum-Jahrringserien, wurde ein zweistufiges Verfahren angewandt (Holmes et al., 1986), bei dem im ersten Schritt eine Hegershoff-Funktion (Hegershoff, 1936) und im zweiten Schritt ein kubischer Spline angepasst wurde (Cook and Peters, 1981).

Eiche unter Trockenstress in Europa

Tabelle 1: Standortbedingungen aller 33 Eichen-Kiefern-Triplets. Nach Steckel et al. (2020).

Table 1: Site characteristics of all 33 oak-Scots pine triplets. After Steckel et al. (2020).

Triplet	Land	H	T	N	DMI	Ausgangssubstrat	Bodentyp	Bodenart	SI	
									SI _k	SI _E
AT 1	Österreich	450	7.3	543	31.5	Sand/Lehm über Granit	Cambisol	Lehmiger Sand	24.3	22.6
AT 2	Österreich	450	7.9	548	30.8	Sand/Lehm über Granit	Cambisol	Lehmiger Sand	18.6	17.8
BE 1	Belgien	187	9.7	861	43.9	Schiefer/Loess	Cambisol	Tonlehm	29.4	24.2
CZ 1	Tschechien	265	9.0	619	32.8	Mergel	Arenosol	Lehmiger Sand	26.4	20.6
CZ 2	Tschechien	400	8.5	567	30.7	Phyllit	Cambisol	Lehmiger Sand	27.5	25.2
DE 1	Deutschland	330	8.9	716	38.0	Sandstein	Cambisol	Lehmiger Sand	21.2	21.1
DE 2	Deutschland	330	8.9	716	38.0	Sandstein	Cambisol	Lehmiger Sand	21.4	19.7
DE 3	Deutschland	335	9.0	715	37.7	Sandstein	Cambisol	Lehmiger Sand	24.4	23.1
DE 4	Deutschland	467	8.3	749	41.1	Sandstein	Stagnosol	Schluff/Tonlehm	30.7	28.7
DE 5	Deutschland	467	8.3	749	41.1	Sandstein	Stagnosol	Schluff/Tonlehm	30.9	30.8
DE 6	Deutschland	27	9.2	548	28.6	Sand	Cambisol	Lehmiger Sand	28.9	30.8
DE 7	Deutschland	347	9.2	493	25.7	Sandstein	Cambisol	Lehm	20.7	27.5
DK 1	Dänemark	40	7.8	658	36.9	Sand	Arenosol	Sand	25.8	28.0
ES 1	Spanien	780	7.3	966	56.2	Sandstein	Cambisol	Sandiger Lehm	25.1	24.7
ES 2	Spanien	785	7.3	966	56.2	Sandstein	Cambisol	Sandiger Lehm	27.1	22.7
ES 3	Spanien	1635	7.2	556	32.5	Sandstein	Leptosol/Cambisol	Lehm	24.2	16.3
ES 4	Spanien	1149	9.9	1267	63.9	Kalkstein/Mergel/Sandstein	Regosol	Schluffiger Lehm	17.5	16.5
FR 1	Frankreich	149	10.8	730	35.2	Sand	Planosol	Sandiger Lehm/Ton	27.9	26.0
FR 2	Frankreich	270	9.7	910	46.2	Sandstein	Cambisol	Lehmiger Sand	29.5	30.3
LT 1	Litauen	76	7.0	636	37.6	Sandstein	Arenosol	Lehmiger Sand	30.3	29.0
LT 2	Litauen	80	7.0	636	37.6	Sandstein	Arenosol	Lehmiger Sand	36.9	26.6
LV 1	Lettland	60	7.0	870	51.2	Sand	Retisol	Lehmiger Sand	35.8	28.9
PL 1	Polen	128	8.9	518	27.5	Sandstein	Arenosol	Lehmiger Sand/Sand	33.8	27.3
PL 2	Polen	114	8.9	518	27.5	Sandstein	Arenosol	Lehmiger Sand/Sand	33.8	26.3
PL 3	Polen	211	7.81	561	31.6	Sandstein	Luvisol	Sand/sandiger Lehm	32.0	29.8
PL 4	Polen	209	7.8	561	31.6	Sandstein	Luvisol	Sand/sandiger Lehm	34.5	29.5
PL 5	Polen	220	8.6	688	37.1	Sand	Arenosol	Lehmiger Sand	34.4	32.0
PL 6	Polen	220	8.6	688	37.1	Sand	Arenosol	Lehmiger Sand	35.9	31.3
PL 7	Polen	200	8.6	688	37.1	Sand	Arenosol	Lehmiger Sand	33.4	29.6
PL 8	Polen	200	8.6	688	37.1	Sand	Gleysol	Lehmiger Sand	32.8	36.0
SE 1	Schweden	110	7.7	782	44.1	Granit	Cambisol	Sandiger Lehm	19.5	24.8
SE 2	Schweden	120	6.6	618	37.4	Granit	Cambisol	Sandiger Lehm	23.6	14.8
SK 1	Slowakei	223	9.6	578	29.6	Sand	Arenosol	Lehmiger Sand	27.7	28.3

H: Höhenlage (m ü. NN); T: durchschnittliche Jahresmitteltemperatur (°C) (40-jähriges Mittel 1976-2015); N: durchschnittlicher Jahresniederschlag (mm) (40-jähriges Mittel 1976-2015); DMI: Ariditätsindex nach De Martonne (mm °C⁻¹) (De Martonne, 1926) (40-jähriges Mittel 1976-2015); Substrat: Ausgangssubstrat (Geologie); Bodentyp: Bodentyp nach FAO WRB-Klassifizierung (IUSS Working Group WRB, 2015); Bodenart: Bodenart nach FAO WRB-Klassifizierung (IUSS Working Group WRB, 2015); SI: Site Index (m) für Kiefer (SI_k) und Eiche (SI_E) in Reinbeständen.

H: Elevation (m a.s.l.); T: Mean annual temperature (°C) (40-year average 1976 – 2015); N: Mean annual precipitation total (mm) (40-year average 1976 – 2015); DMI: De Martonne aridity index (mm °C⁻¹) (40-year average 1976 – 2015); Substrat: Parent material (geology); Bodentyp: Soil type according to FAO WRB classification (IUSS Working Group WRB, 2015) ; Bodenart: Texture class according to FAO WRB classification (IUSS Working Group WRB, 2015); SI: Site index (m) for Scots pine (SI_k) and oak (SI_E) in monocultures.

Eiche unter Trockenstress in Europa

Tabelle 2: Charakteristika der untersuchten Misch- und Reinbestände im Jahr 2017. Nach Steckel et al. (2020).
Table 2: *Stand characteristics for sampled mixtures and monocultures for year 2017. After Steckel et al. (2020).*

MA	A	d _g	h _g	N	SDI	GV	VV	IG	IV
%	Jahre	cm	m	Bäume ha ⁻¹	Bäume ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹	m ² ha ⁻¹ Jahr ⁻¹	m ³ ha ⁻¹ Jahr ⁻¹
K + E				773	823	38.7	419	0.6	10.3
				257-2071	450-1276	20.5-59.3	110-567	0.2-1.1	3.9-16.8
K gem.	49	74	30.9	23.7	349	21.9	238	0.3	5.5
	19-80	42-132	19.5-48.9	11.9-33.2	51-976	7.8-36.4	72-475	0.1-0.6	1.6-10.7
E gem.	51	74	26.1	21.5	424	16.8	181	0.3	4.8
	20-81	43-130	15.7-39.3	9.0-29.3	117-1263	5.8-29.9	38-307	0.1-0.5	1.5-8.2
K rein	73	28.4	23.1	795	871	41.2	431	0.7	10.4
	41-130	18.2-39.2	10.8-31.2	327-2249	395-1354	18.3-58.6	99-622	0.3-1.3	3.4-15.9
E rein	78	27.1	22.1	774	718	32.7	363	0.6	9.1
	40-126	14.0-40.7	9.1-32.3	181-2397	393-1034	20.3-50.6	110-648	0.2-1.1	4.1-14.9

Bestandeswerte werden für die Mischung gesamt (K + E), für beide Arten in Mischung (K gem., E gem.) sowie für beide Arten in Reinbeständen (K rein, E rein) angegeben. Mittelwerte in einfachem Text und Wertebereich kursiv. MA: Mischungsanteil (%), basierend auf gewichtetem SDI (Sterba et al., 2014; Dirnberger and Sterba, 2014). A: Bestandesalter (Jahren). d_g: Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (cm). h_g: Höhe des Grundflächenmittelstamms (m). N: Stammzahl (Stämme ha⁻¹). SDI: Stand Density Index (Stämme ha⁻¹) (Reineke, 1933). GV: Bestandesgrundfläche verbleibender Bestand (m² ha⁻¹). Bestandesvorrat verbleibender Bestand (m³ ha⁻¹). IG: Mittlerer periodischer Grundflächenzuwachs (m² ha⁻¹ Jahr⁻¹) im Zeitraum 2013-2017. IV: Mittlerer periodischer Vorratzzuwachs (m³ ha⁻¹ Jahr⁻¹) im Zeitraum 2013-2017.

Stand values are outlined for the mixture as a whole (K + E), for both species respectively in mixtures (K gem., E gem.) and for both species respectively in monocultures (K rein, E rein). Means are given in plain text and ranges in italics. MA: Mixing proportion (%), based on the weighted SDI (Sterba et al., 2014; Dirnberger and Sterba, 2014). A: Stand age (years). d_g: Quadratic mean diameter (cm). h_g: Quadratic mean height (m). N: Tree number (trees ha⁻¹). SDI: Stand Density Index (trees ha⁻¹) (Reineke, 1933). GV: Stand basal area (m² ha⁻¹). Stand volume (m³ ha⁻¹). IG: Periodic mean basal area increment (m² ha⁻¹ year⁻¹) for the time frame 2013-2017. IV: Periodic mean stand volume increment (m³ ha⁻¹ year⁻¹) for the time frame 2013-2017.

Standortspezifische Dürrejahre wurden in Anlehnung an den von Lloret et al. (2011) gewählten Ansatz mittels eines zweistufigen Verfahrens identifiziert, bei dem sowohl Weiserjahre (d.h. Jahre mit einem bemerkenswerten Rückgang der Wuchsleistung) als auch die klimatische Dürreintensität Berücksichtigung fanden. Für die Quantifizierung der Dürreintensität wurde der Standardized Precipitation and Evapotranspiration Index (SPEI) (Vicente-Serrano et al., 2009) auf Grundlage regionaler Klimadaten ermittelt. Dürrejahre wurden ausgewiesen, wenn a) mindestens 50 % der Einzelbaumserien einer Art im Reinbestand eine Reduktion um $> 0,75$ Standardabweichung aufwiesen und b) der SPEI in mindestens einem der Monate innerhalb der Vegetationsperiode < -1.0 war (Potop et al., 2014). Dieses Auswahlverfahren erlaubt den Ausschluss sonstiger Faktoren, die einen negativen Einfluss auf den Einzelbaumzuwachs haben können (z.B. Mast, Frost, Pilz- oder Insektenbefall) und stellt sicher, dass nur solche Jahre betrachtet werden, bei denen sich das regionale Klimasignal auch tatsächlich kleinstandörtlich als Trockenstress manifestiert.

Zur Quantifizierung der Wasserverfügbarkeit eines Standorts wurde der Ariditätsindex nach De Martonne (1926) (DMI) verwendet. Dieser lässt sich aus der Temperatur (T) und Niederschlagssumme (N) wie folgt ermitteln (Gleichung 1):

$$DMI = \frac{N}{(T+10)} \quad (1)$$

Zur Quantifizierung der Zuwachsreaktion unter Trockenstress wurden die von Lloret et al. (2011) etablierten Trockenstressindikatoren „Resistenz“ (R_t) (Gleichung 2), „Erholung“ (R_c) (Gleichung 3) und „Resilienz“ (R_s) (Gleichung 4) verwendet. Resistenz beschreibt das Verhältnis zwischen dem Zuwachs im Dürrejahr (Z_D) und dem durchschnittlichen Zuwachs in einer definierten Vorperiode (Z_{PreD}). Erholung ist definiert als das Verhältnis zwischen dem durchschnittlichen Zuwachs in der Nachperiode (Z_{PostD}) und dem Zuwachs im Dürrejahr. Resilienz ist das Verhältnis zwischen dem durchschnittlichen Zuwachs in der Nachperiode im Vergleich zur Vorperiode. Für die aktuelle Untersuchung wurde ein Vor- und Nachperiode von jeweils drei Jahren gewählt (Ausnahme Jahr 2015, hier zweijährige Periodenlänge).

$$R_t = \frac{Z_D}{Z_{PreD}} * 100 \quad (2)$$

$$R_c = \frac{Z_{PostD}}{Z_D} * 100 \quad (3)$$

$$R_s = \frac{Z_{PostD}}{Z_{PreD}} * 100 \quad (4)$$

Jedes Dürrejahr wurde als unabhängiges, standortspezifisches Stressereignis betrachtet. Dürrejahre, die eine Überlappung mit angrenzenden Dürrejahren oder Vor- bzw. Nachperioden aufwiesen, wurden in der Auswertung bewusst nicht berücksichtigt, um so Verzerrungen auszuschließen.

Zur Beantwortung der Untersuchungsfragen fanden lineare gemischte Modelle Verwendung (Pinheiro and Bates, 2004). Mit Hilfe von Gleichung 5 wurde zuerst getestet, ob der Bestandestyp (Mischbestand vs. Reinbestand) allgemein einen Einfluss auf die Trockenstressreaktion der Eiche hat. Mittels Gleichung 6 wurde anschließend detaillierter untersucht, ob Einzelbaumdimension und Standortbedingungen einen Einfluss auf die Trockenstressreaktion der Eiche in Mischung und Reinbestand haben und insbesondere, ob eine Interaktion mit dem Mischungseffekt besteht.

$$Y_{ijklm} = a_0 + a_1 * BT_{ijkl} + b_i + b_j + b_{jk} + \varepsilon_{ijklm} \quad (5)$$

$$Y_{ijklm} = a_0 + a_1 * BT_{ijkl} + a_2 * g_{ijklm} + a_3 * SI_{ijk} + a_4 * DMI_{ijkl} + a_5 * BT_{ijkl} * g_{ijklm} + a_6 * BT_{ijkl} * SI_{ijk} + BT_{ijkl} * DMI_{ijkl} + b_i + b_{ij} + b_{ijk} + \varepsilon_{ijklm} \quad (6)$$

In den Gleichungen 5 und 6 bestehen die Untersuchungsebenen Land (i), Triplet-Gruppe (j), Triplet (k), Baum (l) und Dürrejahr (m). Die Parameter $a_0 - a_7$ repräsentieren die Koeffizienten der fixen Effekte. Y_{ijklm} steht für den zu untersuchenden Trockenstressindikator Rt , Rc oder Rs . BT_{ijkl} ist eine Dummy-Variable, die den Bestandestyp charakterisiert (Reinbestand = 1; Mischung = 0). g_{ijklm} steht für die Einzelbaumgrundfläche im betrachteten Dürrejahr (cm^2). Standortbedingungen werden durch die Variablen Site Index (SI_{ijk} , m) und den Ariditätsindex nach De Martonne (DMI_{ijkl} , $\text{mm } ^\circ\text{C}^{-1}$) repräsentiert. Die Parameter $b_i - b_{ijk}$ beschreiben Zufallseffekte auf der Untersuchungsebene Land, Triplet-Gruppe und Triplet ($(b_i \sim N(0, \tau_1^2))$, $(b_{ij} \sim N(0, \tau_2^2))$ und $(b_{ijk} \sim N(0, \tau_3^2))$). Der Parameter ε_{ijklm} repräsentiert einen unabhängigen und identisch verteilten Fehler ($\varepsilon_{ijklm} \sim N(0, \sigma^2)$). Die Auswahl der im vollständigen Modell (Gleichung 6) eingebetteten, weniger komplexen finalen Modelle, basiert auf dem Akaike Information Criterion (AIC) (Akaike, 1981) und der biologischen Plausibilität der Ergebnisse.

3 Ergebnisse und deren Einordnung in den wissenschaftlichen Diskurs

Einfluss des Bestandestyps (Mischung vs. Reinbestand) auf die Trockenstressreaktion der Eiche

Untersuchte Eichen zeigten im Durchschnitt über alle Standorte hinweg für ausgewählte Dürrejahre in Mischung mit Kiefer eine signifikant höhere Resistenz und Resilienz als in benachbarten Eichen-Reinbeständen ($p < 0,001$) (Tab. 3, Abb. 3).

Tabelle 3. Ergebnisse der linearen gemischten Modelle basierend auf Gleichung 5.
Table 3: Results of the linear mixed-effect model based on Equation 5.

Abh. Variable	Statistik	Interzept	BT
		a_0	a_1
Rt	Wert	86,6***	-2,1***
	SF	2,6	0,6
Rc	Wert	129,8***	-1,6
	SF	3,7	1,0
Rs	Wert	106,0***	-3,7***
	SF	1,6	0,6

Rt: Resistenz (%). Rc: Erholung (%). Rs: Resilienz (%). BT: Fixer Effekt „Bestandestyp“ (Reinbestand = 1, Mischung = 0). Anzahl Beobachtungen für jedes Modell $n = 5.120$. Fett markierte Werte sind signifikant auf dem Niveau $p < 0.001$ (***), $p < 0.01$ (**), $p < 0.05$ (*). Nur fixe Effekte sind aufgeführt.

Rt: Resistance (%). Rc: Recovery (%). Rs: Resilience (%). BT: Fixed Effect stand type (monoculture = 1, mixture = 0). Number of observations for each model $n = 5.120$. Bold values are significant at the level $p < 0.001$ (***), $p < 0.01$ (**), $p < 0.05$ (*). Only fixed effects are displayed.

Förderliche interspezifische Interaktionen könnten durch ökologische Komplementarität erklärt werden (Complementary Effect Hypothesis (Aarssen, 1997; Loreau and Hector, 2001; Fargione et al., 2007)), welche sich a) aus einer Förderung der Umweltbedingungen der einen durch die andere Art (Facilitation) (Callaway, 2007; Brooker et al., 2008), oder b) durch eine Verringerung der interspezifischen Konkurrenz, zumeist durch Nischendifferenzierung, (Kelty, 1992; Man and Lieffers, 1999) ergeben kann. Beide Typen der interspezifischen Interaktion (a, b) können zur selben Zeit wirksam sein und sind in der Praxis nur schwer voneinander zu trennen (Forrester and Bausch, 2016).

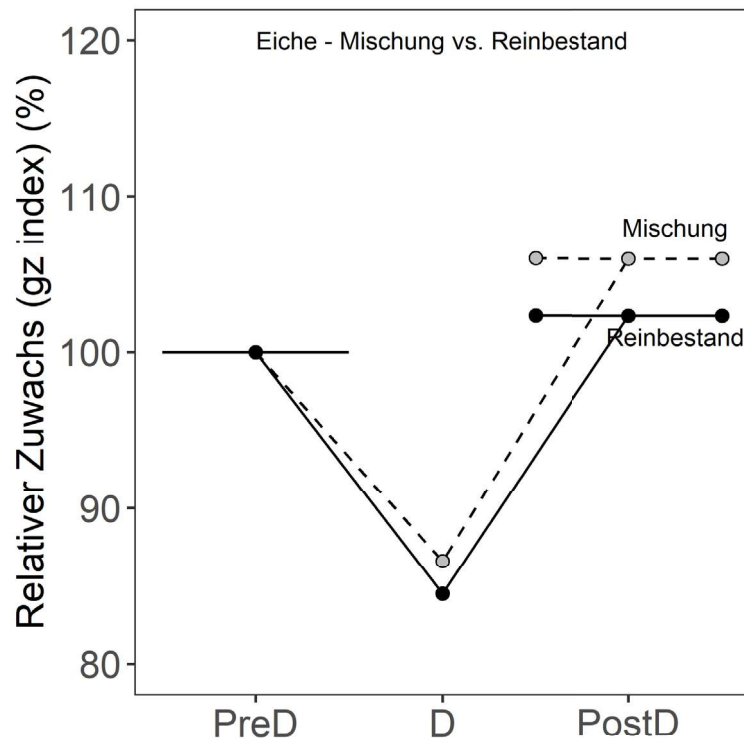


Abbildung 3. Gegenüberstellung der Zuwachsreaktion der Eiche in Misch- und Reinbeständen. Durchschnittliche erwartete Zuwachsreaktion in ausgewählten Dürrejahre (D) und durchschnittliche Zuwachsniveaus in der Vor- (PreD) und Nachperiode (PostD) gemäß der Modellergebnisse nach Gleichung 5. Bedingt durch die Beziehung zum durchschnittlichen Zuwachs in der Vorperiode, entsprechen die Zuwächse in D und PostD jeweils der Resistenz (Rt) und der Resilienz (Rs).

Figure 3: Growth responses of oak in mixtures versus monocultures. Mean predicted growth reaction in selected drought years (D) and mean growth levels in the pre- (PreD) and post-drought (PostD) periods according to model results based on Equation 5. Due to the relation to growth before drought, growth during (D) and after (PostD) drought equals the resistance (Rt) and Resilience (Rs).

Eine komplementäre Nutzung der Resource Licht, bedingt durch Unterschiede in der Schattentoleranz, Kronenarchitektur und Blattphänologie, kann als vorherrschender Treiber förderlicher Mischungseffekte unter durchschnittlichen Wuchsbedingungen in Eichen-Kiefern-Mischungen angesehen werden, wenn Wasser kein limitierender Faktor ist (Pretzsch et al., 2019; Steckel et al., 2019). Unter akuter Dürre ist allerdings davon auszugehen, dass wasserbezogene komplementäre Effekte an Bedeutung gewinnen. Im Fall der Mischung von Eiche und Kiefer könnten sich diesbezüglich Komplementarität aus Unterschieden in der Wasseraufnahmestrategie ergeben; so wird die Eiche gemeinhin als anisohydrische und die Kiefer als isohydrische Art klassifiziert (Irvine et al., 1998; Zang et al., 2011; Poyatos et al., 2013; Martínez-Sancho et al., 2017). Während isohydrische Arten unter Trockenstress den Wasserverbrauch und den Zuwachs bereits früh reduzieren, transpirieren und produzieren anisohydrische Arten weiter bis die Wasserressourcen erschöpft sind (McDowell et al., 2008; Domec and Johnson, 2012; Kumagai and Porporato, 2012). Dabei neigen anisohydrische Arten unter länger andauernder Dürre zur Reduktion der Blattfläche, um so den Wasserbedarf zu verringern und den Transpirationsfluss aufrecht zu erhalten (Maseda and Fernández, 2006). Eine Abtrennung von Zweigen ist in diesem Zusammenhang bei der Eiche üblich und verhindert Embolien (Klugmann and Roloff, 1999). Die vorbeugende Strategie isohydrischer Arten kann hingegen Stressschäden, wie Entlaubung, Feinwurzelverlust oder Kavitation des Xylemgewebes verhindern. Dies resultiert oftmals in einer vergleichsweise stärkeren Erholung im Vergleich zu anisohydrischen Arten (Hartmann, 2011). Genau diese Reaktionsmuster konnten im Rahmen der aktuellen Untersuchung in Reinbeständen von Eiche und Kiefer festgestellt werden, wobei die Eiche eine signifikant höhere Resistenz, aber gleichzeitig eine geringere Erholung aufwies (Steckel et al., 2020). Vor diesem Hintergrund ist zu vermuten, dass der positive

Mischungseffekt auf die Eiche, durch die konservative Trockenstressreaktion der Kiefer zurückzuführen ist, die der Eiche in Mischung eine höhere Wasserversorgung beschert als in benachbarten Reinbeständen (s. Loreau and Hector, 2001; Pretzsch et al., 2013). Darüber hinaus können Unterschiede in der Wurzelverteilung, der Wurzelarchitektur oder Durchwurzelungsaktivität ebenfalls zu einer Verbesserung der Ausnutzung begrenzter Bodenwasserressourcen führen (Schume et al., 2004; Forrester et al., 2010; Schwendenmann et al., 2014). Dieser Faktor erscheint im Falle der betrachteten Eichen-Kiefern-Mischungen ebenfalls plausibel, da sich die Wurzelmorphologie, obgleich beide Arten allgemein als Pfahlwurzler bezeichnet werden (z.B. Pretzsch, 2019), mitunter erheblich unterscheidet. So ist das Wurzelsystem der Kiefer auf vielen Standorten nur flach und ohne tiefreichende Pfahlwurzel ausgebildet, wobei die Eiche in der Regel eine starke Pfahlwurzel ausbildet, welche im Laufe der individuellen Entwicklung zusehends durch ein tiefreichendes Netzwerk an dichten Herzwurzeln ersetzt wird (Jones, 1959; Carlisle and Brown, 1968). Darüber hinaus neigen Eiche und Kiefer in Mischung generell zu einer Nutzung tieferer Wasserressourcen und zu partieller Nischenkomplementarität (Bello et al., 2019a). Zusätzliche Komplementarität in der Wassernutzung ergibt sich aus saisonalen Unterschieden in der Ausbildung der Feinwurzeln (Konôpka et al., 2005). Unter verbesserten Wuchsbedingungen (d.h. in der Nachperiode *PostD*) ist davon auszugehen, dass sich die Interaktion von Eiche und Kiefer von Förderung zu Konkurrenz gewandelt hat, so wie es die Stress-Gradienten-Hypothese (Bertness and Callaway, 1994) vorsieht (del Rio et al., 2014). Die Eiche könnte in der Nachperiode somit einen Wettbewerbsvorteil erhalten haben, der zu einer höheren Resilienz im Vergleich mit Eichenreinbeständen geführt hat. Es kann angenommen werden, dass wenn Wasser nicht mehr der limitierende Faktor ist, Wettbewerb um Licht wieder stärkere ausgeprägt ist. Dies resultiert in einem stärker asymmetrischen Modus der Konkurrenz (Hara, 1988; Schwinning and Weiner, 1998; Pretzsch and Biber, 2010; Pretzsch et al., 2018). Unter diesen Wuchsbedingungen ist die Eiche, bedingt durch ihre vergleichsweise große Kronenplastizität (Longuetaud et al., 2013), eher in der Lage einen Wettbewerbsvorteil zu sichern als die Kiefer. Die höhere Resilienz der Eiche in Mischung könnte zudem durch eine kontinuierlichere Mineralisierung bedingt sein (Pretzsch et al., 2013).

Die beobachtete Verbesserung der Trockenstressreaktion der Eiche durch die Mischung von Baumarten deckt sich mit vorangegangenen Studien zu anderen Baumartenmischungen (Lebourgeois et al., 2013; Pretzsch et al., 2013; Metz et al., 2016; Gazol et al., 2017; Mölder et al., 2019) und Untersuchungen, die von einer positiven Wirkung der Baumartenmischung auf die Trockenstressreaktion der Eiche berichten (del Rio et al., 2014; Bello et al., 2019b). Demgegenüber konnten ebenfalls neutrale Mischungseffekte in Bezug auf die Eiche in Eichen-Kiefern-Mischungen aufgezeigt werden (Merlin et al., 2015; Toigo et al., 2015; Bello et al., 2019b; Nothdurft and Engel, 2019). Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die genannten Studien nur eine begrenzte Allgemeingültigkeit besitzen, da sie lokal angelegt und somit nur einen kleinen Teil der möglichen Wuchsbedingungen reflektieren, wobei die vorliegende Studie das Wuchsverhalten in Eichen-Kiefern-Mischungen entlang eines Großteils des natürlichen Verbreitungsgebiets in Europa abdeckt. Darüber hinaus wurden in den meisten dieser Studien lediglich dominante Bäume beprobt, was zu einer Verzerrung der Ergebnisse geführt haben könnte.

Einfluss ökologischer Wuchsbedingungen auf die Trockenstressreaktion der Eiche in Mischung und Reinbestand

Komplementaritätseffekte können durch den Umweltkontext beeinflusst werden, welcher die Verfügbarkeit der limitierenden Ressource (z.B. Licht, Wasser, mineralische Nährstoffe) auf räumlicher und zeitlicher Ebene bestimmt. Nach dem konzeptionellen Gerüst von Forrester (2014) ist zu erwarten, dass die förderliche Wirkung der Komplementarität dann zunimmt, wenn die Mischung von Baumarten die Verfügbarkeit, Aufnahme oder Nutzeneffizienz der limitierenden Ressource verbessert. Unter guter Wasser- und Nährstoffversorgung, wo der Wettbewerb um Licht steigt, da größere Blattflächen ausgebildet werden, sind interspezifische Interaktionen, die den Lichtgenuss erhöhen erwartungsgemäß bedeutender als auf armen Standorten, wo eine Limitierung eher mit den Bodenbedingungen assoziiert ist. Die Resistenz der Eiche zeigte sich im Durchschnitt über alle Standorte als signifikant positiv von der Wasserversorgung (*DMI*) beeinflusst ($p < 0,01$) (Tab. 4). Dies deckt sich mit den Ergebnissen von Pretzsch et al. (2013), welche eine Zunahme der Resistenz mit der Wasserversorgung für Fichte, Buche und Traubeneiche feststellen konnten.

Signifikante Interaktionsterme deuten in unserer Studie zudem darauf hin, dass der beobachtete Mischungseffekt nicht auf allen Standorten gleich war, sondern von der standörtlichen Wasserversorgung beeinflusst wurde; so nahm die Vorteilhaftigkeit der Mischung gegenüber dem Reinbestand hinsichtlich der Resistenz und Resilienz der Eiche mit zunehmender Wasserversorgung zu ($p < 0,001$) (Tab. 4, Abb. 4a,c). Gegensätzlich verhielt es sich bezüglich der Erholung der Eiche, welche auf besonders gut mit Wasser versorgten Standorten in Reinbeständen stärker ausgeprägt war als in Mischungen ($p < 0,05$) (Tab. 4, Abb. 4b). Im Einklang mit diesen Ergebnissen, konnte bereits eine generelle Abhängigkeit der Trockenstressreaktion von den Standortsbedingungen aus vielen Regionen Europas berichtet werden (Forrester et al., 2016; Streel et al., 2019). Wie bereits von Nothdurft and Engel (2019) gezeigt wurde, kann die Resistenz von Eiche und Kiefer unter bestimmten klimatischen Bedingungen durch Mischung auch verringert werden. In der aktuellen Studie zeigt sich deutlich, dass die förderliche Wirkung der Mischung auf die Trockenstressreaktion über einen weiten Wasserversorgungsgradienten durch Europa Gültigkeit besitzt. Allerdings zeigt sich auf den trockensten Standorten, dass die Resistenz durch Mischung auch gemindert werden kann. Dies könnte darauf hindeuten, dass Bäume auf trockenen Standorten bereits eine Akklimatisierung erfahren haben, welche in einer weniger stark ausgeprägten Zuwachsreaktion mündet, welche Komplementaritätseffekte unterbindet. Darüber hinaus kann in dürregefährdeten Gebieten der komplementäre Effekt auch durch Konkurrenz ersetzt werden (González de Andrés et al., 2018), falls keine Nischenkomplementarität oder Facilitation in der Netto-Wassernutzung vorliegt (Grossiord et al., 2014). Die Ergebnisse unserer Studie bestätigen vorherige Arbeiten, die eine differenziertere Betrachtung fordern und aufzeigen, dass die Mischung von Baumarten nicht immer die Trockenstressreaktionen verbessern, sondern stattdessen eng mit den räumlichen und zeitlichen Variationen in den vorherrschenden Umweltbedingungen verbunden sind (Grossiord et al., 2014; Forrester et al., 2016; Bonal et al., 2017; Streel et al., 2019).

Tabelle 4: Ergebnisse der Modelle basierend auf Gleichung 6.
Table 4: Results of models based on Equation 6.

Abh. Variable	n	Statistic	Interzept	BT	g	SI	DMI	BT*g	BT*SI	BT*DMI
			a ₀	a ₁	a ₂	a ₃	a ₄	a ₅	a ₆	a ₇
Rt		Estimate	69,294***	14,517***	-	-	0,450**	-	-	-0,433***
		SE	5,637	2,827			0,131			0,072
Rc		Estimate	144,004***	-11,669*	-	-	-0,372	-	-	0,261*
		SE	12,017	4,581			0,298			0,117
Rs		Estimate	98,742***	9,985***	-	-	0,190	-	-	-0,355***
		SE	6,961	2,774			0,179			0,071

Rt: Resistenz (%). Rc: Erholung (%). Rs: Resilienz (%). BT: Fixer Effekt „Bestandestyp“ (Reinbestand = 1, Mischung = 0). g: Einzelbaumgrundfläche im Dürrejahr (cm²). SI: Site Index (baumartenspezifisch) (m). DMI: De Martonne Ariditäts Index (De Martonne, 1926) (mm °C⁻¹). Anzahl Beobachtungen für jedes Modell n = 5.120. Fett markierte Werte sind signifikant auf dem p < 0.001 (***), p < 0.01 (**), p < 0.05 (*). Nur fixe Effekte sind aufgeführt.

Rt: Resistance (%). Rc: Recovery (%). Rs: Resilience (%). BT: Fixed Effekt stand type (monoculture = 1, mixture = 0). g: tree basal area during the selected drought events (cm²). SI: Site Index (species-specific) (m). DMI: De Martonne aridity index (De Martonne, 1926) (mm °C⁻¹). Number of observations for each model n = 5.120. Bold values are significant at the level p < 0.001 (***), p < 0.01 (**), p < 0.05 (*). Only fixed effects are displayed.

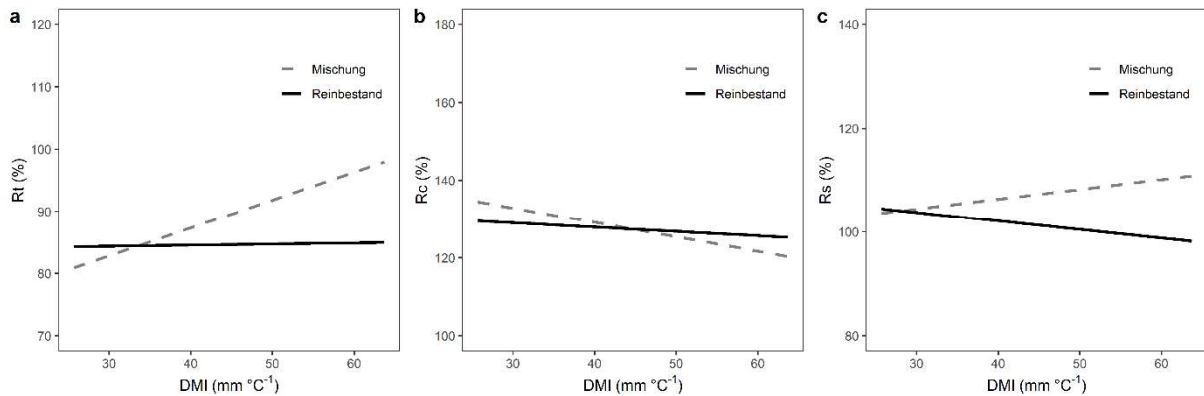


Abbildung 4: Einfluss der standörtlichen Wasserversorgung, repräsentiert durch den DMI, auf die durchschnittliche Trockenstressreaktion der Eiche in Mischung (gestrichelte graue Linie) und Reinbestand (durchgezogene schwarze Linie). Die Linien repräsentieren Modell-schätzungen basierend auf Gleichung 6. Andere Variablen als DMI wurden auf die entsprechenden Mittelwerte des Datensatzes gesetzt. a) Resistenz (Rt), b) Erholung (Rc), c) Resilienz (Rs).

Figure 4: Influence of the site water supply, represented by the DMI, on the mean drought stress reaction of oak in mixtures (dashed grey line) and monocultures (solid black line). The lines represent model estimates based on Equation 6. Variables other than DMI were set at the respective means as obtained from the data.

4 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse dieser Studie untermauern die Bedeutung von Baumartenmischungen als zielführende waldbauliche Anpassungsstrategie zur Verringerung der Dürreanfälligkeit in Europa. Durch die Verbesserung der Resistenz und Resilienz wird die Vitalität der Eiche erhöht und die Anfälligkeit gegenüber sekundären Schädlingen und Krankheitserregern verringert. Die vorliegende Untersuchung verdeutlicht die große Bedeutung großangelegter Studien entlang weiter ökologischer Gradienten für die Quantifizierung von Mischungseffekten. Derzeitige Klimaprognosen deuten darauf hin, dass die Wasserversorgung in Süd- und großen Teilen Westeuropas bis zum Ende des 21. Jahrhunderts deutlich geringer ausfallen werden (höhere Temperatur, geringerer Niederschlag), während die Bedingungen in Nordeuropa und Teilen Zentraleuropas eher konstant bleiben werden (höhere Temperatur, höherer Niederschlag) (Jacob et al., 2014). Dabei ist davon auszugehen, dass ein substantieller Anteil der europäischen Wälder auf Standorten mit einer Wasserversorgung von $\text{DMI} < 30 \text{ mm } ^\circ\text{C}^{-1}$ stocken werden. Das Klima wird zudem unberechenbarer, d.h. häufigere und immer intensivere Dürreereignisse sind zu befürchten (Spinoni et al., 2018). Vor dem Hintergrund dieser erwarteten klimatischen Veränderungen und den Ergebnissen der vorliegenden Studie, erscheint die Mischung von Eiche und Kiefer insbesondere in Nordeuropa und großen Teilen Zentraleuropas zielführend, wo eine drastische Abnahme der durchschnittlichen Wasserversorgung unwahrscheinlich, aber eine Zunahme immer intensiverer Dürreereignisse zu erwarten ist.

Förderung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des von der EU geförderten ERA-Net SUMFOREST Projekts REFORM (2816ERA02S) und des Horizon 2020 Marie Skłodowska-Curie Fördervertrags 778322 finanziert.

Danksagung

Dank gilt allen Projektpartnern im Projektverbund REFORM und den entsprechenden nationalen Förderinstitutionen (s. Steckel et al., 2020). Ein weiterer Dank gilt den Bayerischen Staatsforsten AÖR (BaySF) und dem Landesbetrieb Forst Brandenburg für die Bereitstellung der deutschen Untersuchungsbestände.

Literatur

- Aarssen, L.W., 1997. High productivity in grassland ecosystems: effected by species diversity or productive species? *Oikos* 80, 183–184.
- Aas, G., 1991. Kreuzungsversuche mit Stiel-und Traubeneichen (*Quercus robur* L. und *Q. petraea* Mattl. Liebl.). *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 162, 141–145.
- Akaike, H., 1981. Likelihood of a model and information criteria. *Journal of Econometrics* 16, 3–14. [https://doi.org/10.1016/0304-4076\(81\)90071-3](https://doi.org/10.1016/0304-4076(81)90071-3).
- Albert, M., Hansen, J., Nagel, J., Schmidt, M., Spellmann, H., 2015. Assessing risks and uncertainties in forest dynamics under different management scenarios and climate change. *For. Ecosyst.* 2, 1–21. <https://doi.org/10.1186/s40663-015-0036-5>.
- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M. et al, 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For. Ecol. Manag.* 259, 660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>.
- Bello, J., Hasselquist, N.J., Vallet, P., Kahmen, A., Perot, T., Korboulewsky, N., 2019a. Complementary water uptake depth of *Quercus petraea* and *Pinus sylvestris* in mixed stands during an extreme drought. *Plant Soil* 437, 93–115. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-03951-z>.
- Bello, J., Vallet, P., Perot, T., Balandier, P., Seigner, V., Perret, S. et al, 2019b. How do mixing tree species and stand density affect seasonal radial growth during drought events? *For. Ecol. Manag.* 432, 436–445. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.044>.
- Bertness, M.D., Callaway, R., 1994. Positive interactions in communities. *Trends Ecol. Evol.* 9, 191–193. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90088-4](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90088-4).
- Biber, P., 2013. Kontinuität durch Flexibilität - Standardisierte Datenauswertung im Rahmen eines waldwachstumskundlichen Informationssystems. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 184, 167–176.
- Björse, G., Bradshaw, R., 1998. 2000 years of forest dynamics in southern Sweden: suggestions for forest management. *For. Ecol. Manag.* 104, 15–26. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00162-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00162-X).
- Bonal, D., Pau, M., Toigo, M., Granier, A., Perot, T., 2017. Mixing oak and pine trees does not improve the functional response to severe drought in central French forests. *Ann. For. Sci.* 74, 1–11. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0671-9>.
- Bréda, N., Huc, R., Granier, A., Dreyer, E., 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: A review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann. For. Sci.* 63, 625–644. <https://doi.org/10.1051/forest:2006042>.
- Brooker, R.W., Maestre, F.T., Callaway, R.M., Lortie, C.L., Cavieres, L.A., Kunstler, G. et al, 2008. Facilitation in plant communities: The past, the present, and the future. *J. Ecol.* 96, 18–34. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01295.x>.
- Callaway, R.M., 2007. Positive interactions and interdependence in plant communities. Springer Netherlands, Dordrecht, the Netherlands.
- Carlisle, A., Brown, A.H.F., 1968. *Pinus Sylvestris* L. *J. Ecol.* 56, 269–307. <https://doi.org/10.2307/2258078>.
- Chaves, M.M., Maroco, J.P., Pereira, J.S., 2003. Understanding plant responses to drought - From genes to the whole plant. *Funct. Plant Biol.* 30, 239–264. <https://doi.org/10.1071/FP02076>.
- Cook, E.R., Peters, K., 1981. The smoothing spline: a new approach to standardizing forest interior tree-ring width series for dendroclimatic studies. *Tree-Ring Bulletin* 41, 45–53.
- De Martonne, 1926. Une nouvelle fonction climatologique: L'indice d'aridité. *La Météorologie* 21, 449–458.
- del Río, M., Schütze, G., Pretzsch, H., 2014. Temporal variation of competition and facilitation in mixed species forests in Central Europe. *Plant Biol.* 16, 166–176. <https://doi.org/10.1111/plb.12029>.
- del Río, M., Pretzsch, H., Ruíz-Peinado, R., Ampoorter, E., Annighöfer, P., Barbeito, I. et al, 2017. Species interactions increase the temporal stability of community productivity in *Pinus sylvestris*-*Fagus sylvatica* mixtures across Europe. *J. Ecol.* 105, 1032–1043. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12727>.
- Della-Marta, P.M., Haylock, M.R., Luterbacher, J., Wanner, H., 2007. Doubled length of western European summer heat waves since 1880. *J. Geophys. Res.* 112, 1–11. <https://doi.org/10.1029/2007JD008510>.
- Dirnberger, G.F., Sterba, H., 2014. A comparison of different methods to estimate species proportions by area in mixed stands. *Forest Systems* 23, 534–546.
- Domec, J.-C., Johnson, D.M., 2012. Does homeostasis or disturbance of homeostasis in minimum leaf water potential explain the isohydric versus anisohydric behavior of *Vitis vinifera* L. cultivars? *Tree Physiol.* 32, 245–248. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps013>.
- Fargione, J., Tilman, D., Dybzinski, R., Lambers, J.H.R., Clark, C., Harpole, W.S. et al, 2007. From selection to complementarity: Shifts in the causes of biodiversity-productivity relationships in a long-term biodiversity experiment. *Proc. Biol. Sci.* 274, 871–876. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.0351>.

- Floret, C., Galan, M.J., LeFloc'h, E., Orshan, G., Romane, F., 1990. Growth forms and phenomorphology traits along an environmental gradient: Tools for studying vegetation? *J. Veg. Sci.* 1, 71–80. <https://doi.org/10.2307/3236055>.
- Forrester, D.I., 2014. The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: From pattern to process. *For. Ecol. Manag.* 312, 282–292. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.003>.
- Forrester, D.I., Bauhus, J., 2016. A Review of Processes Behind Diversity—Productivity Relationships in Forests. *Current Forestry Reports* 2, 45–61. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0031-2>.
- Forrester, D.I., Bonal, D., Dawud, S., Gessler, A., Granier, A., Pollastrini, M. et al, 2016. Drought responses by individual tree species are not often correlated with tree species diversity in European forests. *J. Appl. Ecol.* 53, 1725–1734. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12745>.
- Forrester, D.I., Theiveyanathan, S., Collopy, J.J., Marcar, N.E., 2010. Enhanced water use efficiency in a mixed *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii* plantation. *For. Ecol. Manag.* 259, 1761–1770. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.036>.
- Gazol, A., Camarero, J.J., Anderegg, W.R.L., Vicente-Serrano, S.M., 2017. Impacts of droughts on the growth resilience of Northern Hemisphere forests. *Global Ecol. Biogeogr.* 26, 166–176. <https://doi.org/10.1111/geb.12526>.
- González de Andrés, E., Camarero, J.J., Blanco, J.A., Imbert, J.B., Lo, Y.-H., Sangüesa-Barreda, G. et al, 2018. Tree-to-tree competition in mixed European beech-Scots pine forests has different impacts on growth and water-use efficiency depending on site conditions. *J. Ecol.* 106, 59–75. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12813>.
- Griess, V.C., Knoke, T., 2011. Can native tree species plantations in Panama compete with Teak plantations? An economic estimation. *New For.* 41, 13–39. <https://doi.org/10.1007/s11056-010-9207-y>.
- Grossiord, C., 2018. Having the right neighbors: How tree species diversity modulates drought impacts on forests. *New Phytol.* <https://doi.org/10.1111/nph.15667>.
- Grossiord, C., Granier, A., Ratcliffe, S., Bouriaud, O., Bruehlheide, H., Čeko, E. et al, 2014. Tree diversity does not always improve resistance of forest ecosystems to drought. *PNAS* 111, 14812–14815. <https://doi.org/10.1073/pnas.1411970111>.
- Hamanishi, E.T., Campbell, M.M., 2011. Genome-wide responses to drought in forest trees. *Forestry* 84, 273–283. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpr012>.
- Hara, T., 1988. Dynamics of size structure in plant populations. *Trends Ecol. Evol.* 3, 129–133. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(88\)90175-9](https://doi.org/10.1016/0169-5347(88)90175-9).
- Hartmann, H., 2011. Will a 385 million year-struggle for light become a struggle for water and for carbon?: - How trees may cope with more frequent climate change-type drought events. *Global Change Biol.* 17, 642–655. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02248.x>.
- Holmes, R.L., Adams, R.K., Fritts, H.C., 1986. Tree-ring chronologies of western North America: California, eastern Oregon and northern Great Basin with procedures used in the chronology development work including users manuals for computer programs COFECHA and ARSTAN. Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tucson, AZ, USA.
- Hugershoff R, 1936. Die mathematischen Hilfsmittel der Kulturingenieurs und Biologen: Herleitung von gesetzmäßigen Zusammenhängen als Manuskript veröffentlicht, Dresden.
- IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Irvine, J., Perks, M.P., Magnani, F., Grace, J., 1998. The response of *Pinus sylvestris* to drought: Stomatal control of transpiration and hydraulic conductance. *Tree Physiol.* 18, 393–402.
- IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106, Rome, Italy.
- Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O.B., Bouwer, L.M. et al, 2014. EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg. Environ. Change* 14, 563–578. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0499-2>.
- Johann, K., 1993. DESER-Norm 1993. Normen der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten zur Aufbereitung von waldwachstumskundlichen Dauerversuchen. Proc. Dt. Verb. Forstl. Forschungsanst., Sek. Ertragskd., in Unterreichenbach-Kapfenhardt.
- Jones, E.W., 1959. *Quercus* L. *J. Ecol.* 47, 169–222. <https://doi.org/10.2307/2257253>.
- Kelty, M.J., 1992. Comparative productivity of monocultures and mixed-species stands, in: Kelty, M.J., Larson, B.C., Oliver, C.D. (Eds.), *The Ecology and Silviculture of Mixed-Species Forests: A Festschrift for David M. Smith*. Springer Netherlands, Dordrecht, the Netherlands, pp. 125–141.

- Kint, V., Geudens, G., Mohren, G.M.J., Lust, N., 2006. Silvicultural interpretation of natural vegetation dynamics in ageing Scots pine stands for their conversion into mixed broadleaved stands. *For. Ecol. Manag.* 223, 363–370. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.11.018>.
- Klimo, E. (Ed.), 2000. Spruce monocultures in Central Europe: Problems and prospects. European Forest Institute, Joensuu, Finland. EFI proceedings 33.
- Klugmann, K., Roloff, A., 1999. Ökophysiologische Bedeutung von Zweigabsprüngen (Kladoptosis) unter besonderer Berücksichtigung der Symptomatologie von *Quercus robur* L. *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch* 118, 271–286. <https://doi.org/10.1007/BF02768991>.
- Knoke, T., Ammer, C., Stimm, B., Mosandl, R., 2008. Admixing broadleaved to coniferous tree species: A review on yield, ecological stability and economics. *Eur. J. Forest Res.* 127, 89–101. <https://doi.org/10.1007/s10342-007-0186-2>.
- Konôpka, B., Yuste, J.C., Janssens, I.A., Ceulemans, R., 2005. Comparison of Fine Root Dynamics in Scots Pine and Pedunculate Oak in Sandy Soil. *Plant Soil* 276, 33–45. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-2976-3>.
- Kumagai, T., Porporato, A., 2012. Strategies of a Bornean tropical rainforest water use as a function of rainfall regime: isohydric or anisohydric? *Plant, cell & environment* 35, 61–71. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2011.02428.x>.
- Lebourgeois, F., Gomez, N., Pinto, P., Mérian, P., 2013. Mixed stands reduce *Abies alba* tree-ring sensitivity to summer drought in the Vosges mountains, western Europe. *For. Ecol. Manag.* 303, 61–71. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.003>.
- Leuzinger, S., Zotz, G., Asshoff, R., Körner, C., 2005. Responses of deciduous forest trees to severe drought in Central Europe. *Tree Physiol.* 25, 641–650. <https://doi.org/10.1093/treephys/25.6.641>.
- Lloret, F., Keeling, E.G., Sala, A., 2011. Components of tree resilience: Effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos* 120, 1909–1920. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x>.
- Longuetaud, F., Piboule, A., Wernsdörfer, H., Collet, C., 2013. Crown plasticity reduces inter-tree competition in a mixed broadleaved forest. *Eur. J. Forest Res.* 132, 621–634. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0699-9>.
- Loreau, M., Hector, A., 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* 412, 72–76. <https://doi.org/10.1038/35083573>.
- Lüpke, B.v., Ammer, C., Bruciamacchie, M., Brunner, A., Ceitel, J., Collet, C. et al, 2004. Silvicultural strategies for conversion, in: Spiecker, H., Hanson, J., Klimo, E., Sterba, H., Skovskaard, J.-P., Teuffel, K.v. (Ed.), *Norway spruce conversion - Options and Consequences*. Brill Academic Publishers, Leiden, pp. 121–164.
- Man, R., Lieffers, V.J., 1999. Are mixtures of aspen and white spruce more productive than single species stands? *The Forestry Chronicle* 75, 505–513. <https://doi.org/10.5558/tfc75505-3>.
- Martínez-Sancho, E., Váscónez Navas, L.K., Seidel, H., Dorado-Liñán, I., Menzel, A., 2017. Responses of Contrasting Tree Functional Types to Air Warming and Drought. *Forests* 8, 1–11. <https://doi.org/10.3390/f8110450>.
- Maseda, P.H., Fernández, R.J., 2006. Stay wet or else: three ways in which plants can adjust hydraulically to their environment. *J. Exp. Bot.* 57, 3963–3977. <https://doi.org/10.1093/jxb/erl127>.
- McDowell, N., Pockman, W.T., Allen, C.D., Breshears, D.D., Cobb, N., Kolb, T. et al, 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: Why do some plants survive while others succumb to drought? *The New phytologist* 178, 719–739. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>.
- Merlin, M., Perot, T., Perret, S., Korbolewsky, N., Vallet, P., 2015. Effects of stand composition and tree size on resistance and resilience to drought in sessile oak and Scots pine. *For. Ecol. Manag.* 339, 22–33. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.032>.
- Metz, J., Annighöfer, P., Schall, P., Zimmermann, J., Kahl, T., Schulze, E.-D. et al, 2016. Site-adapted admixed tree species reduce drought susceptibility of mature European beech. *Global Change Biol.* 22, 903–920. <https://doi.org/10.1111/gcb.13113>.
- Mölder, A., Meyer, P., Nagel, R.-V., 2019. Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. *For. Ecol. Manag.* 437, 324–339. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.006>.
- Noack, M., 2011. Growth and nutrition of *Quercus petraea* underplanted in artificial. *2014* 20, 423. <https://doi.org/10.5424/fs/20112003-11034>.
- Nothdurft, A., Engel, M., 2019. Climate sensitivity and resistance under pure- and mixed-stand scenarios in Lower Austria evaluated with distributed lag models and penalized regression splines for tree-ring time series. *Eur. J. Forest Res.* <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01234-x>.
- Pinheiro, J.C., Bates, D.M., 2004. *Mixed-effects models in S and S-PLUS*, [Nachdr.]. Springer, New York, NY. Statistics and computing.

- Potop, V., Boroneanț, C., Možný, M., Štěpánek, P., Skalák, P., 2014. Observed spatiotemporal characteristics of drought on various time scales over the Czech Republic. *Theor. Appl. Climatol.* 115, 563–581. <https://doi.org/10.1007/s00704-013-0908-y>.
- Poyatos, R., Aguadé, D., Galiano, L., Mencuccini, M., Martínez-Vilalta, J., 2013. Drought-induced defoliation and long periods of near-zero gas exchange play a key role in accentuating metabolic decline of Scots pine. *The New phytologist* 200, 388–401. <https://doi.org/10.1111/nph.12278>.
- Praciak, A., Pasiecznik, N., Sheil, D., van Heist, M., Sassen, M., Correia, C.S., Dixon, C., Fyson, G., Rushford, K., Teeling, C. (Eds.), 2013. *The CABI encyclopedia of forest trees*. CABI, Oxfordshire.
- Pretzsch, H., 2005. Diversity and Productivity in Forests: Evidence from Long-Term Experimental Plots, in: Scherer-Lorenzen, M., Körner, C., Schulze, E.-D. (Eds.), *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 41–64.
- Pretzsch, H., 2017. Individual Tree Structure and Growth in Mixed Compared with Monospecific Stands, in: Pretzsch, H., Forrester, D.I., Bauhus, J. (Eds.), *Mixed-Species Forests: Ecology and Management*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 271–336.
- Pretzsch, H., 2019. *Grundlagen der Waldwachstumsforschung*, 2. Aufl. 2019. Springer Berlin, Berlin.
- Pretzsch, H., Biber, P., 2010. Size-symmetric versus size-asymmetric competition and growth partitioning among trees in forest stands along an ecological gradient in central Europe. *Can. J. For. Res.* 40, 370–384. <https://doi.org/10.1139/X09-195>.
- Pretzsch, H., Schütze, G., Biber, P., 2018. Drought can favour the growth of small in relation to tall trees in mature stands of Norway spruce and European beech. *For. Ecosyst.* 5, 20. <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0139-x>.
- Pretzsch, H., Schütze, G., Uhl, E., 2013. Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: Evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant biology (Stuttgart, Germany)* 15, 483–495. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x>.
- Pretzsch, H., Steckel, M., Heym, M., Biber, P., Ammer, C., Ehbrecht, M. et al, 2019. Stand growth and structure of mixed-species and monospecific stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Q. robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) analysed along a productivity gradient through Europe. *Eur. J. Forest Res.* 162, 141. <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01233-y>.
- Reineke, L.H., 1933. Perfecting a Stand-Density Index for Even-Age Forests. *J. Agr. Res.* 46, 627–638.
- Rennenberg, H., Loreto, F., Polle, A., Brilli, F., Fares, S., Beniwal, R.S. et al, 2006. Physiological responses of forest trees to heat and drought. *Plant Biol* 8, 556–571. <https://doi.org/10.1055/s-2006-924084>.
- Roloff, A., Bärtels, A., Schulz, B., 2008. *Flora der Gehölze: Bestimmung, Eigenschaften und Verwendung*, 3., korr. Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- Schlesinger, W.H., Dietze, M.C., Jackson, R.B., Phillips, R.P., Rhoades, C.C., Rustad, L.E. et al, 2016. Forest biogeochemistry in response to drought. *Global Change Biol.* 22, 2318–2328. <https://doi.org/10.1111/gcb.13105>.
- Schröder, J., Röhle, H., Gerold, D., Münder, K., 2007. Modeling individual-tree growth in stands under forest conversion in East Germany. *Eur. J. Forest Res.* 126, 459–472. <https://doi.org/10.1007/s10342-006-0167-x>.
- Schume, H., Jost, G., Hager, H., 2004. Soil water depletion and recharge patterns in mixed and pure forest stands of European beech and Norway spruce. *J. Hydrol.* 289, 258–274. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.11.036>.
- Schweingruber, F.H., Eckstein, D., Serre-Bachet, F., Bräker, O.U., 1990. Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia* 8, 9–38.
- Schwendenmann, L., Pendall, E., Sanchez-Bragado, R., Kunert, N., Hölscher, D., 2014. Tree water uptake in a tropical plantation varying in tree diversity: Interspecific differences, seasonal shifts and complementarity. *Ecohydrol.* 8, 1–12. <https://doi.org/10.1002/eco.1479>.
- Schwinning, S., Weiner, J., 1998. Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants. *Oecologia* 113, 447–455. <https://doi.org/10.1007/s004420050397>.
- Speer, J.H., 2010. *Fundamentals of tree-ring research*. University of Arizona Press.
- Spellmann, H., Albert, M., Schmidt, M., Suttmöller, J., Overbeck, M., 2011. Waldbauliche Anpassungsstrategien für veränderte Klimaverhältnisse. *AFZ-Der Wald*, 19–23.
- Spinoni, J., Vogt, J.V., Naumann, G., Barbosa, P., Dosio, A., 2018. Will drought events become more frequent and severe in Europe? *Int. J. Climatol.* 38, 1718–1736. <https://doi.org/10.1002/joc.5291>.
- Steckel, M., del Río, M., Heym, M., Aldea, J., Bielak, K., Brazaitis, G. et al, 2020. Species mixing reduces drought susceptibility of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) – Site water supply and fertility modify the mixing effect. *For. Ecol. Manag.* 461, 117908. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117908>.

- Steckel, M., Heym, M., Wolff, B., Reventlow, D.O.J., Pretzsch, H., 2019. Transgressive overyielding in mixed compared with monospecific Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) stands – Productivity gains increase with annual water supply. *For. Ecol. Manag.* 439, 81–96. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.038>.
- Sterba, H., del Rio, M., Brunner, A., Condes, S., 2014. Effect of species proportion definition on the evaluation of growth in pure vs. mixed stands. *Forest Systems* 23, 547–559. <https://doi.org/10.5424/fs/2014233-06051>.
- Streel, G. de, Collet, C., Barbeito, I., Bielak, K., Bravo-Oviedo, A., Brazaitis, G. et al, 2019. Contrasting patterns of tree species mixture effects on wood $\delta^{13}C$ along an environmental gradient. *Eur. J. Forest Res.* <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01224-z>.
- Thurm, E.A., Uhl, E., Pretzsch, H., 2016. Mixture reduces climate sensitivity of Douglas-fir stem growth. *For. Ecol. Manag.* 376, 205–220. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.020>.
- Toigo, M., Vallet, P., Tuilleras, V., Lebourgeois, F., Rozenberg, P., Perret, S. et al, 2015. Species mixture increases the effect of drought on tree ring density, but not on ring width, in *Quercus petraea* *Pinus sylvestris* stands. *For. Ecol. Manag.* 345, 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.019>.
- Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I., 2009. A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *J. Clim.* 23, 1696–1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>.
- Wilhite, D.A. (Ed.), 1993. Drought assessment, management, and planning: Theory and case studies. Kluwer Acad. Publ, Boston, MA, USA. Natural resource management and policy 2.
- Zang, C., Rothe, A., Weis, W., Pretzsch, H., 2011. Zur Baumarteneignung bei Klimawandel: Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 182, 98–112.
- Zerbe, S., 2002. Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. *For. Ecol. Manag.* 167, 27–42. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00686-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00686-7).
- Zhang, Y., Chen, H.Y.H., Reich, P.B., 2012. Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: A global meta-analysis. *J. Ecol.* 100, 742–749. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01944.x>.

Zur langfristigen Verjüngungsdynamik der Eichen (*Quercus petraea* MATT. Liebl und *Quercus robur* L.) in Kieferrein- und Eichenmischbeständen – Struktur, Wachstum, waldbauliche Behandlung

Kilian Stimm, Enno Uhl und Hans Pretzsch

Zusammenfassung Naturnahe Waldbewirtschaftungsmethoden rücken vermehrt in den Fokus waldbaulicher Verjüngungsverfahren. Klassische Verjüngungsverfahren werden bei der Eiche meist auf großer Fläche durchgeführt. Langfristige und kleinflächige Verfahren, auch aufgrund der Konkurrenz durch die Mischbaumarten, stellen dabei die Ausnahme dar. Auf langfristigen Versuchsflächen im Steigerwald, Spessart und Nürnberger Reichswald wurde die Eiche unter unterschiedlichen Überschirmungssituationen langfristig verjüngt. Die Verjüngungszeiträume erreichten dort 30 bis 40 Jahre. In diesem Zeitraum konnten beachtliche Biomassezuwächse in der Verjüngung, insbesondere bei stärkerer Auflichtung bzw. geringeren Vorräten des Altbestands beobachtet werden. Dabei war die Entwicklung der Buche durch die Überschirmung anders als bei der Eiche kaum gebremst. Eine Überschirmung von mehr als 40% erschwerte die Verjüngung der Eiche merklich. Mit einer Konkurrenzreduktion durch Absenken des Buchenanteils unter 30% scheint eine erfolgreiche Verjüngung der Eiche auch kleinflächig und langfristig möglich. Hohe Verjüngungsbiomassen wirkten auf die Altbestandsproduktivität zwar negativ, konnten damit aber gleichzeitig mögliche Zuwachsverluste in Folge der Vorratsreduktion im Altbestand kompensieren. Die Studie zeigt, dass die kleinflächige und langfristige Verjüngung der Eiche durchaus möglich ist.

Schlüsselwörter Eiche, langfristige Verjüngung, Überschirmung, Konkurrenz, langfristige Versuche, Mischbestände, Waldbau

Abstract Natural forest management methods are increasingly becoming the focus of silvicultural regeneration procedures. Classical oak regeneration techniques are mostly carried out on large areas. Long-term and small-scaled regeneration are hardly applied. Also due to competition from mixed tree species. On long-term experiments in the Steigerwald, Spessart and Nuremberg, oak was long-term regenerated under different canopy cover situations. The regeneration periods reached 30 to 40 years. During this period, considerable regeneration biomass growth could be observed, especially in the case of heavy thinnings or lower standing volume of the old stand. The development of beech is scarcely slowed down by the canopy cover compared to oak. A canopy cover of more than 40% noticeably impeded the regeneration of the oak regeneration. A reduction of competition within the regeneration by lowering the share of beech below 30% made a successful regeneration of oak possible even in small areas and in the long-term. High regeneration biomasses seemed to slow down old-growth productivity, but at the same time compensated for possible increment losses as a result of the volume reduction. The study shows that small-scaled and long-term oak regeneration is basically possible.

Keywords Oak species, long-term regeneration, close to nature silviculture, canopy cover, mixed stands, long-term experiments

1 Einleitung

Die Begründung und Erhaltung von Mischwäldern gilt als eine Option den Herausforderungen des Klimawandels zu begegnen (Ammer 2017; Bolte et al. 2009). Die heimischen Eichenarten (*Quercus sp.*) spielen dabei aufgrund ihrer ökologischen Eigenschaften beim Aufbau solcher Wälder eine wichtige Rolle (Albert et al. 2017). Ein Baustein einer erfolgreichen Eichenbeteiligung ist dabei die Verjüngung bzw. Etablierung von Eichenmischbeständen. Zwei häufige Ausgangssituationen sind unter anderem neben der Begründung von Eichenbeständen auf der Kahlfäche, (1) der Umbau von nicht standortsgerechter Bestockung bzw. die Anreicherung von Monokulturen und (2) die Verjüngung von Eiche in Eichenmischbeständen. Wie die „erfolgreiche“ Verjüngung von Eiche gelingen kann ist dabei häufig Thema waldbaulicher Diskussionen. Weitgehende Einigkeit herrscht darüber, dass die Eiche beim heimischen Schalenwild beliebt ist und eine erfolgreiche Etablierung nur bei angepassten Wildbeständen und/oder mit Schutzmaßnahmen zu erreichen ist (Jensen et al. 2020; Kohler et al. 2020; Petersson et al. 2020; Götmark et al. 2005). Geeignete waldbauliche Maßnahmen in der Behandlung des Oberstands und in der Verjüngung sind hingegen noch nicht abschließend geklärt. So werden beispielsweise zu den, in der Vergangenheit erfolgreiche meist großflächigen Verjüngungsmethoden (Fleder 1983) zunehmend auch kleinflächigere waldbaulichen Bewirtschaftungsmethoden diskutiert (Mölder et al. 2019a; Löff et al. 2016). Dadurch sind die heimischen Eichen, auch aufgrund ihrer Lichtbedürftigkeit jedoch gegenüber der meisten ihrer Mischbaumarten, insbesondere der Buche benachteiligt (Krahl-Urban 1959; Mosandl und Abt 2016; Lüpke 1998; Maleki et al. 2020). Die relative Konkurrenzkraft der Eiche scheint durch die naturnahen Waldbauverfahren auf vielen Standorten gegenüber der Mischbaumarten zusätzlich geschwächt zu sein (Mölder et al. 2019b; Modrow et al. 2019; Mölder et al. 2019a), was häufig zu geringeren Eichenanteilen oder dem Verlust der Eiche in den Endbeständen führt. Die gezielte Lichtsteuerung durch Eingriffe im Altbestand kann dabei das Konkurrenzungleichgewicht zwischen Eiche und Mischbaumart etwas abschwächen. Einige Studien beschäftigen sich daher mit der Etablierung von Eichenverjüngung in Abhängigkeit der Lichtintensität, insbesondere in den ersten 10 Jahren (Kohler et al. 2020). Längerfristige Studien, die über 20 Jahre hinausgehen liegen für die Eiche kaum vor (Kohler et al. 2020), obwohl neben einer erfolgreichen Begründung die Überführung ins Stangenholz für die Erhaltung nennenswerter Eichenanteile sowie vitaler Einzelbäume im Altbestand eine bedeutende Rolle spielen. Das gilt insbesondere auch bei naturnahen Waldbauverfahren, die häufig mit Verjüngungszeiträumen von 40 Jahren und mehr planen.

Vor diesem Hintergrund wurden in der vorliegenden Studie daher folgende Forschungsfragen mit Fokus auf die Eiche betrachtet.

- i. Wie entwickelten sich die Höhen- und die Biomassen der Verjüngung sowie das entsprechende Eichenvorkommen in den Verjüngungsbeständen?
- ii. Wie groß ist dabei der Einfluss der Überschildung durch den Altbestand auf die langfristige Entwicklung der Verjüngung?
- iii. Welche Rolle spielt die interspezifische Konkurrenz innerhalb der Verjüngung für die langfristige Entwicklung der Eichenverjüngung?
- iv. Ist eine Rückkopplung von Verjüngung/Unter- und Zwischenstand auf die Produktivität des Oberstands zu erkennen?

Abschließend wurden auf Basis der Ergebnisse mögliche waldbauliche Behandlungsweisen für die langfristige Entwicklung einer erfolgreichen Eichenverjüngung diskutiert und vorgeschlagen.

2 Material und Methoden

2.1 Versuchsflächen

Für die Studie wurden die ertragskundlichen Daten von drei Verjüngungsversuchen des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde im Steigerwald bei Ebrach, im Spessart bei Burgsinn und im Nürnberger Reichswald herangezogen. Die Verjüngungsaufnahmen begannen in den Jahren 1982/83, 1986 und 1991 und wurden seitdem bis zu dreimal wiederholt. Damit waren Verjüngungszeitreihen von bis zu 39 Jahren vorhanden. Die Versuche lagen in drei verschiedenen Wuchsgebieten mit unterschiedlicher standörtlicher Ausgangssituation (Abb. 1). Die Bestände in Nürnberg unterschieden sich dabei wesentlich von denen in Burgsinn und Ebrach. In Nürnberg handelte es sich um Kiefernreinbestände, die im Rahmen des Reichswaldunterbauprogramms mit Eiche und Buche unterbaut wurden. Die Bestände in Burgsinn und Ebrach waren Eichen-Buchen- bzw. Eichen-Buchen-Kiefern-Mischbestände, die natürlich sowie künstlich verjüngt wurden. Die insgesamt 10 Verjüngungsbestände (Parzellen) wurden kahlschlagfrei begründet und seitdem kleinflächig naturnah bewirtschaftet. Die Größe der einzelnen Parzellen variiert zwischen 0,09 und 1,0 ha.

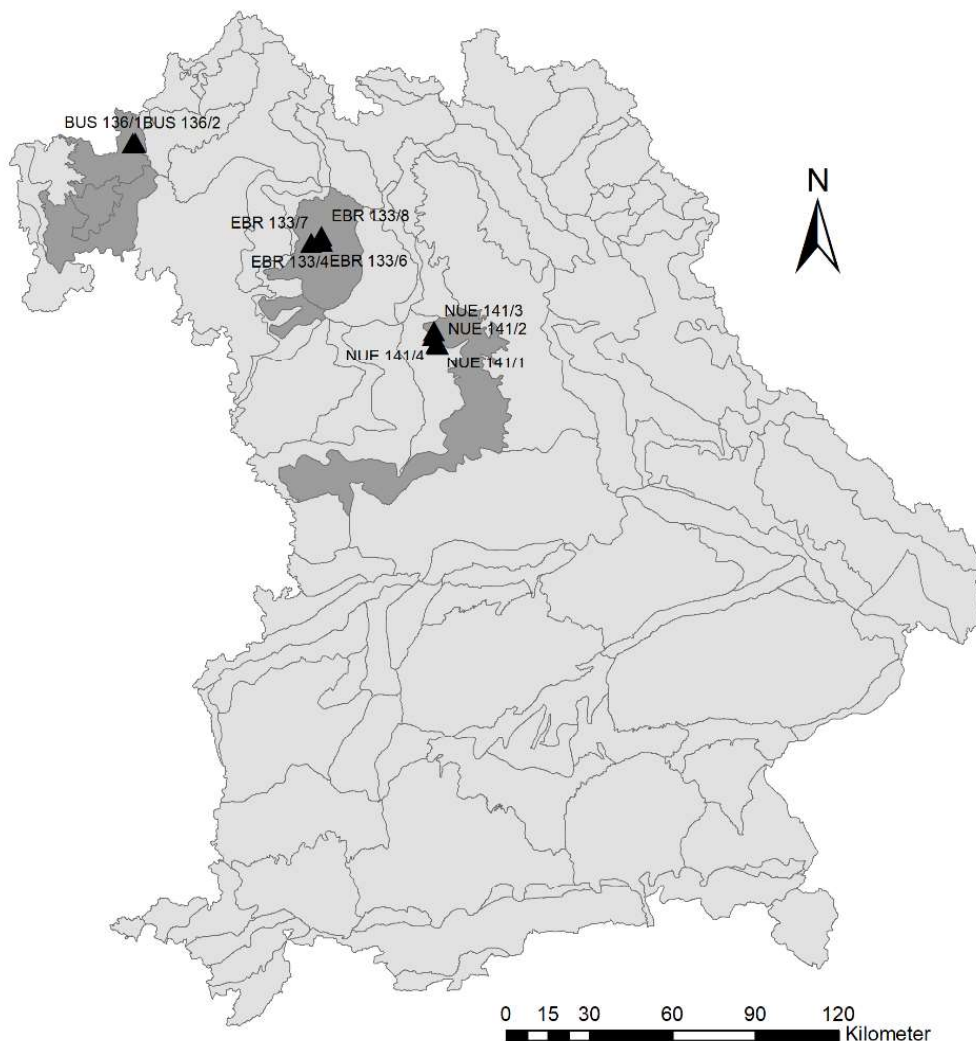


Abbildung 1: geografische Lage der Versuchsflächen
Figure 1: geographical location of the experimental plots

Tabelle 1: Allgemeine Beschreibung der drei betrachteten Verjüngungsversuche; N Parz – Anzahl der Parzellen pro Versuch; Ei-Bu-(Kie) – Eichen-Buchen-(Kiefern)-Bestand; NVj – Naturverjüngung; RW – Rechtswert; HW – Hochwert, WG – forstliches Wuchsgebiet; NS – Jahresniederschlagssumme in [mm/J]; TEMP – Jahresmitteltemperatur in [°C]; Höhe ü. NN – Höhe über Normalnull in [m]
Table 1: General description of the three considered experiments; N parz - number of plots per experiment; Ei-Bu-(Kie) - oak-beech (pine) stand; NVj - natural regeneration; RW - right value; HW - high value, WG - growing area; NS - annual precipitation total in [mm/yr]; TEMP - annual mean temperature in [°C]; altitude a.s.l. - height above sea level in [m]

Versuch	N Parz	Bestand	Art d. Verjüngung	Aufnahmezeitraum	RW	HW	WG	NS [mm/J]	TEMP [°C]	Höhe ü. NN [m]
BUS 136	2	Ei-Bu	NVj	1986-2012	4328028	5557502	2.2/2	796	7,8	445
EBR 132	1	Ei-Bu-Kie	NVj	1982-2019	4395600	5523200	5.2	683	8,1	338
EBR 133	5	Ei-Bu-(Kie)	NVj/Saat	1984-2019	4395600	5525100	5.2	675	7,9	385
NUE 141	4	Kie	Saat	1991-2019	4438100	5485000	5.8	759	8,7	333

2.2 Ertragskundliche Kennwerte Altbestand (Tab. 2)

Die ertragskundlichen Kennwerte des Altbestands der drei Versuchsflächen wurden mit der lehrstuhl-internen Auswertungssoftware für jeden Aufnahmezeitpunkt berechnet. Alle Aufnahmen und Auswertungen erfolgten nach der DESER-Norm (Johann 1993). Dafür lagen von allen Bäumen die Baumart und der Brusthöhendurchmesser vor. Die Höhenmessung erfolgte an 30 Bäumen pro Baumart und wurde für die verbliebenen Bäume mit einer Höhenfunktion ausgeglichen. Neben den vorgenannten Bestandsparametern wurden zusätzliche Kronenablotungen in 8 Himmelsrichtungen aller Altbestandsbäume vorgenommen. Daraus konnte für jeden Baum die entsprechende Kronenschirmfläche durch Anpassung einer Splinesfunktion berechnet werden (lehrstuhlinternes Auswertungsprogramm). Mit den daraus resultierenden Kronenschirmflächen konnten in einem weiteren Schritt die Überschirmungsprozente für die Versuchsparzelle sowie für die einzelnen Verjüngungsquadrate berechnet werden.

2.3 Kennwerte Verjüngung (Tab. 3)

Zur Aufnahme der Verjüngung waren die einzelnen Parzellen in 5 x 5 m Quadrate unterteilt. Diese waren Grundlage für die statistischen Analysen. Es wurden alle auf der Fläche vorkommenden Verjüngungspflanzen aufgenommen. Bis zu einer Pflanzenhöhe von 2 m war die Baumart und Höhenstufe (0-50 cm, 51-100 cm, 101-150 cm, 151-200 cm) bekannt. Größere Verjüngungspflanzen (> 2 m) waren zusätzlich durch ihren BHD charakterisiert. Die Höhenmessung erfolgte analog zum Altbestand an 30 jungen Bäumen pro Baumart und wurde für die übrigen Pflanzen mit einer Höhenausgleichsfunktion angepasst. Allen Pflanzen (< 2 m), für die kein gemessener BHD vorliegt wurde mittels logarithmischer Ausgleichskurve ein geschätzter Durchmesser (D) in Abhängigkeit von ihrer Höhe zugewiesen.

Die Biomasseberechnung der Verjüngung erfolgte baumartenweise mit der Formel von Forrester et al. (2017).

$$\log(\text{Biomasse}_{i,j}) = \log(\beta_0) + \beta_1 \log(D) + \varepsilon \quad (1)$$

Dabei entsprachen die Indizes i dem Baum und j der Baumart. Die berechnete Biomasse ist die oberirdische Biomasse der einzelnen Pflanze in kg. D war der Durchmesser in cm sowie h die gemessene Höhe des entsprechenden Baumes in m. β_0 und β_1 waren die baumartenspezifischen Funktionsparameter.

Tabelle 2: Ertragskundliche Bestandsdaten Altbestand; Alter – Bestandsalter; N – Anzahl der Bäume pro ha; H₁₀₀ – Oberhöhe in [m]; D₁₀₀ – Durchmesser der 100 stärksten Bäume [cm]; Gfl – Grundfläche [m²/ha]; Vol – Vorrat [Vfm/ha]; ÜB – Überschirmung in %; ZG – period. jährl. Grundflächenzuwachs [m²/ha/J]; ZV – period. jährl. Volumenzuwachs [m³/ha/J]; Periode – Beobachtungszeit [J]
Table 2: Yield data of the main stand; Alter - stand age; N - number of trees per ha; H₁₀₀ - top height [m]; D₁₀₀ - diameter of the 100 largest trees [cm]; Gfl - stand basal area [m²/ha]; Vol – standing volume [Vfm/ha]; ÜB – canopy closure in %; ZG – periodic annual basal area increment [m²/ha/yr]; ZV – periodic annual volume increment [m³/ha/yr]; period - observation period [yrs].

Erstaufnahme										Letztaufnahme									
Versuch (räuml. Lage)	Parzelle	Baumart	Alter	N	H ₁₀₀ [m]	D ₁₀₀ [cm]	Gfl [m ² /ha]	Vol [Vfm/ha]	ÜB [%]	Alter	N	H ₁₀₀ [m]	D ₁₀₀ [cm]	Gfl [m ² /ha]	Vol [Vfm/ha]	ZG [m ² /ha/J]	ZV [m ³ /ha/J]	ÜB [%]	Periode
132 (Steigerwald)	1	Kiefer	147	21	30,9	53,3	4,65	66,14		184	12	33,27	65,01	4,15	63,15	0,05	0,76		
		Buche	147	42	31,34	45,12	6,66	110,2	37	184	21	33,05	69,6	7,93	138,81	0,1	1,76	30	36
		Eiche	147	4	31,59	46,9	0,72	12,26		184	4	32,78	67,4	1,49	26,99	0,02	0,38		
		Gesamt		67			12,03	188,61			37			13,56	228,94	0,17	2,9		
133 (Steigerwald)	2	Kiefer	143	8	27,03	51,64	1,66	20,98		178	2	32,07	52,2	0,39	5,79	0,01	0,11		
		Buche	143	77	32,44	47,15	12,24	209,08	60	178	53	34,78	64,37	15,44	282,88	0,19	4,09	43	36
		Eiche	143	14	29,02	46	2,33	36,71		178	13	32,65	62,1	3,94	71,18	0,05	1,05		
		Gesamt		99			16,23	266,78			68			19,77	359,84	0,24	5,24		
136 (Spessart)	1	Buche	164	44	34,88	49,35	8,42	159,51		199	33	35,1	70,11	12,74	237,99	0,16	3,35		
		Eiche	164	12	33,55	46,74	2,06	37,18	22	199	12	33,33	61,5	3,56	65,38	0,04	0,87	43	36
		Hainbuche	164	1	24,38	30,7	0,07	0,92		199	1	28,44	42,5	0,14	2,11	0	0,04		
		Gesamt		57			10,55	197,61			46			16,44	305,48	0,2	4,27		
141 (Nürnberg)	1	Kiefer	162	11	27,09	53,14	2,4	30,21		197	9	28,68	60,38	2,44	32,49	0,02	0,18		
		Buche	162	44	28,72	46,56	4,92	71,82	62	197	34	31,29	60,43	5,64	107,13	0,07	1,51	54	36
		Eiche	162	67	28,67	43,7	9,46	145,15		197	62	30,91	54,69	14,58	241,67	0,15	3,33		
		Hainbuche	162	10	23,53	22,54	0,24	1,81		197	10	20,37	28,98	0,49	4,73	0	0,07		
146 (Steigerwald)	1	Gesamt		132			17,02	249			115			23,98	386,03	0,24	5,08		
		Fichte	146	1	27,55	47	0,17	2,18		181	16	28,5	50,85	3,25	42,9	0,03	0,55		
		Kiefer	146	24	27,02	41,36	3,22	40,31											
		Buche	146	25	30,12	44,64	3,91	62,53	22	181	19	27,76	58,43	5,09	74,79	0,06	0,72	30	36
153 (Steigerwald)	1	Eiche	146	18	25,97	40,38	2,3	32,22		181	17	26,44	57,23	4,37	64,48	0,06	1,04		
		Gesamt		68			9,61	137,25			52			12,72	182,17	0,15	2,31		
		Buche	153	13	32,81	48,84	2,44	42,33		188	4	26,21	64,18	1,29	18,11	0,01	0,11		
		Eiche	153	19	29,34	41,73	2,6	40,89	25	188	15	27,67	55,3	3,6	55,22	0,05	0,85	9	36
162 (Steigerwald)	1	Hainbuche	153	1	21,72	18	0,03	0,26											
		Gesamt		33			5,06	83,48			19			4,9	73,33	0,06	0,96		
		Buche	192	40	24,97	43,52	2,52	30,58		218	4	27,01	39,6	0,42	5,52	0,02	0,3		
		Eiche	192	66	29,31	60,12	18,74	305,77	67	218	52	31,34	70,58	20,34	356,57	0,19	3,82	38	26
167 (Spessart)	1	Gesamt		106			21,26	336,35			56			20,76	362,09	0,21	4,11		
		Buche	202	106	28,08	44,76	7,03	88,29		228	26	27,78	49,97	3,78	53,8	0,08	0,94		
		Eiche	202	74	28,18	61	21,63	340,19	67	228	48	30,92	68,54	17,71	305,72	0,16	3,24	41	26
		Gesamt		180			28,66	428,48			74			21,48	359,52	0,24	4,17		
172 (Nürnberg)	1	Kiefer	88	400	24,1	35,76	27,07	287,45	66	116	144	26,77	39,99	16,69	203,99	0,23	3,52	35	28
		Kiefer	97	400	25,52	35,95	29,53	332,25	77	125	233	30	43,83	29,25	389,24	0,45	7,44	57	28
		Kiefer	125	189	27,57	47,56	27,62	346,41	63	153	111	30,19	52,67	23,59	327,32	0,29	4,95	42	28
		Kiefer	130	133	31,65	48,8	22,46	324,85	57	158	44	29,79	54,33	10,3	141,56	0,1	1,03	23	28

Tabelle 3: ertragskundliche Daten der Verjüngung bei der Erst- und Letztaufnahme; Alter – Alter der Verjüngung [Jahre]; Anzahl – Anzahl der Verjüngungspflanzen [n/ha]; Biomasse – Biomasse der Verjüngung [kg/ha]; Höhe – mittlere Höhe der Verjüngung [m]
**Table 3: Yield data of regeneration at first and latest inventory; Alter - age of regeneration [years]; Anzahl – plant density [n/ha]; Bio-
masse – regeneration biomass [kg/ha]; Höhe - mean height of regeneration [m]**

			Erstaufnahme			Letztaufnahme				
Versuch (räuml. Lage)	Parzelle	Baumart	Alter	Anzahl [n/ha]	Biomasse [kg/ha]	Höhe [m]	Alter	Anzahl [n/ha]	Biomasse [kg/ha]	Höhe [m]
132 (Steigerwald)	1	Kiefer	4	3.504	182	0,67	40	4	202	16,07
		Buche		18.308	2.033	1,05		3.492	55.745	7,41
		Eiche		22.104	562	1,07		271	11.015	13,45
		Hainbuche		3.383	605	1,21		354	9.235	7,99
		Sonstige		350	33	1,55		4	26	8,19
133 (Steigerwald)	2	Kiefer	6	366	22	0,89	42	3.709	27.696	7,1
		Buche		15.464	1.767	1,11		5	68	11,48
		Eiche		8.892	165	0,87		6	716	15,48
		Hainbuche		130	16	1,74		59	3.305	12,06
		Sonstige		697	118	2,85				
	4	Kiefer	22	6	0	0,62	58	2.394	91.381	11,4
		Buche		30.554	6.100	3,19		6	279	13,97
		Eiche		1.140	15	1,44		6	1.038	18
		Hainbuche		197	28	1,64		98	32.299	19,89
		Sonstige		284	60	4,71		5	125	9,27
	6	Kiefer	6	100	4	0,36	42	5.280	49.307	5,72
		Buche		15.791	1.056	0,65		98	921	7,12
		Eiche		119.009	833	0,32		95	2.033	9,87
		Hainbuche		69	9	0,87		77	8.714	10,21
		Sonstige		153	15	1,07		59	4.672	13,24
	7	Kiefer	11	2.198	161	1,44	47	3.972	49.136	7,13
		Buche		19.284	2.863	1,71		613	43.182	14,41
		Eiche		17.402	479	1,84		453	7.973	9,51
		Hainbuche		2.925	594	1,67		184	9.655	9,54
		Sonstige		3.609	477	2,03		16	2.340	16,55
	8	Kiefer	13	70	5	1,36	49	3.203	29.103	5,72
		Buche		7.634	891	1,53		2.500	102.447	10,07
		Eiche		41.570	1.483	1,89		1.553	33.505	7,81
		Hainbuche		3.642	897	2,14		22	6.699	14,86
		Sonstige		219	27	2,37				
136 (Spessart)	1	Buche	5	15.878	1.052	0,67	31	11.628	12.644	2,8
		Eiche		54.286	1.686	0,3		6.678	10.142	3,52
	2	Buche	3	12.245	812	0,64	29	8.175	23.505	3,9
		Eiche		13.302	411	0,25		5	26	7,13
141 (Nürnberg)	1	Kiefer	3	31.911	849	0,3	31	2.133	2.753	2,77
		Buche		1.278	130	0,32		1.478	8.653	6,35
		Eiche		18.889	785	0,45		2.444	6.696	3,1
		Sonstige		544	162	0,47		356	1.714	4,67
	2	Kiefer	5	86.967	2.429	0,32	33	122	92	2,81
		Buche		1.122	129	0,43		3.567	46.948	8,17
		Eiche		42.911	1.742	0,53		822	3.120	5,09
		Sonstige		156	47	0,38		222	950	6,14
	3	Kiefer	9	2.300	157	0,88	37	2.622	76.353	10,96
		Buche		5.011	1.095	1,75		89	3.900	14,34
		Eiche		40.211	4.230	1,56		322	13.313	10,41
		Sonstige		7.089	3.060	1,22				
	4	Kiefer	9	1.800	128	0,89	37	500	3888	3,58
		Buche		322	54	0,94		1.733	100.861	11,58
		Eiche		23.911	2.517	1,54		256	6497	6,86
		Sonstige		1633	670	1,22				

2.4 Statistische Auswertungen

Zur Beschreibung des zeitlichen Trends des Eichenvorkommens in den langfristigen bewirtschafteten Verjüngungsbeständen (Forschungsfrage i) wurde zunächst über alle Verjüngungsdaten hinweg ein logistisches Modell gerechnet, das die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Eiche in Abhängigkeit der Verjüngungsdauer (VJ_dauer) und des entsprechenden Versuchsstandorts ($StaO$) beschrieb. Die damit modellierte Wahrscheinlichkeit beruhte auf dem Vorkommen der Baumart Eiche in dem jeweiligen Verjüngungsquadrat. Jedes Verjüngungsquadrat wurde mit der binären Variable entweder in 1 (Eiche kommt vor) oder 0 (Eiche kommt nicht vor) kategorisiert.

$$\frac{p_{ijk}}{1 - p_{ijk}} = a_0 + a_1 * VJ\_dauer_{ik} + a_2 * StaO_i + b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (2)$$

Die Indizes i, j und k bezeichnen die Parzelle innerhalb des Versuchs und das Verjüngungsquadrat innerhalb der Parzelle sowie die einzelne Beobachtung. a_0 bis a_n stellten die geschätzten Parameter der fixen Effekte dar. Die entsprechenden Zufallseffekte waren b_i und b_{ij} zur Beachtung der räumlichen und zeitlichen Autokorrelation. ε_{ijk} war die Reststreuung der Residuen.

Zur Beantwortung der Forschungsfragen (ii-iv) wurden jeweils lineare gemischte Modelle verwendet (Zuur et al. 2009), da eine Unabhängigkeit der einzelnen Daten je Parzelle und Aufnahmezeitpunkte nicht gegeben war. Die Modelle wurden jeweils für die einzelnen Versuchsstandorte angepasst.

Für Forschungsfrage (ii) wurde zunächst die Verjüngung in Abhängigkeit der Überschirmung durch den Altbestand betrachtet und folgendes Modell entwickelt.

$$\log(y_{ijk}) = a_0 + a_1 * \log(Alter_{ik}) + a_2 * BA + a_3 * \ddot{U}b_{ijk} + a_4 * BA * \ddot{U}b_{ijk} + b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (3)$$

Dabei war y die Höhe bzw. Biomasse der Verjüngung. Als erklärende Variablen wurden das Alter ($Alter$) und die Überschirmung ($\ddot{U}b$) als kontinuierliche, sowie die Baumart (BA) als faktorielle Variable im Modell betrachtet.

$$\log(y_{ijk}) = a_0 + a_1 * \log(Alter_{ik}) + a_2 * BA + a_3 * \ddot{U}b_{ijk} + a_4 * bio\_bu_{ijk} + a_5 * BA * \ddot{U}b_{ijk} + a_6 * BA * bio\_bu_{ijk} + b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (4)$$

Gegenüber dem Basismodell, das die Überschirmung des Altbestands berücksichtigt (Formel 3) wurde zur Beantwortung der Forschungsfrage (iii) und zur Beschreibung der interspezifischen Konkurrenz zusätzlich die Biomasse der Mischbaumart Buche (bio_bu) mit in das Modell genommen.

Die Produktivität des Altbestands, beschrieben durch den periodischen jährlichen Bestandeszuwachs der jeweils letzten Aufnahmeperiode wurde in Abhängigkeit des Vorrats und der Verjüngungsbiomasse geschätzt (Forschungsfrage iv).

$$\log(y_{ik}) = a_0 + a_1 * \log(Vol_{ik}) + a_2 * Bio\_VJ_{ik} + a_3 * \log(Vol_{ik}) * Bio\_VJ_{ik} + b_i + \varepsilon_{ik} \quad (5)$$

Die unabhängigen Variablen waren der Bestandsvorrat Vol sowie die Biomasse der Verjüngung Bio_VJ .

Die statistischen Auswertungen wurden mit dem Statistikprogramm R und dem Paket lme4 (Bates et al. 2015; R Core Team 2018) durchgeführt.

3 Ergebnisse

3.1 Gemessene Entwicklung von Altbestand und Verjüngung

Die einzelnen Altbestände im Steigerwald unterschieden sich in ihren Vorräten stark und variierten zu Beginn der Aufnahmen von 83,5 bis 266,8 Vfm/ha. Mit Ausnahme der Parzelle 8 nahmen die Vorräte über die Beobachtungsdauer vom Beginn der Aufzeichnungen wieder zu und erreichten Vorräte von bis zu 386,0 Vfm/ha im Jahr 2019. Anders stellte sich die Situation in den Beständen des Spessarts dar. Beide Parzellen hatten zu Beginn mit 336,4 Vfm/ha und 428,5 Vfm/ha die höchsten Vorräte, die jedoch für beide Parzellen zunächst abgesenkt wurden und dann wieder auf aktuell 362,1 bzw. 359,5 Vfm/ha anstiegen. In Nürnberg nahm der Vorrat zunächst auf allen Parzellen stark ab, bevor er bis zum Jahr 2019 auf drei der vier Parzellen wieder angestiegen ist (Abb. 2).

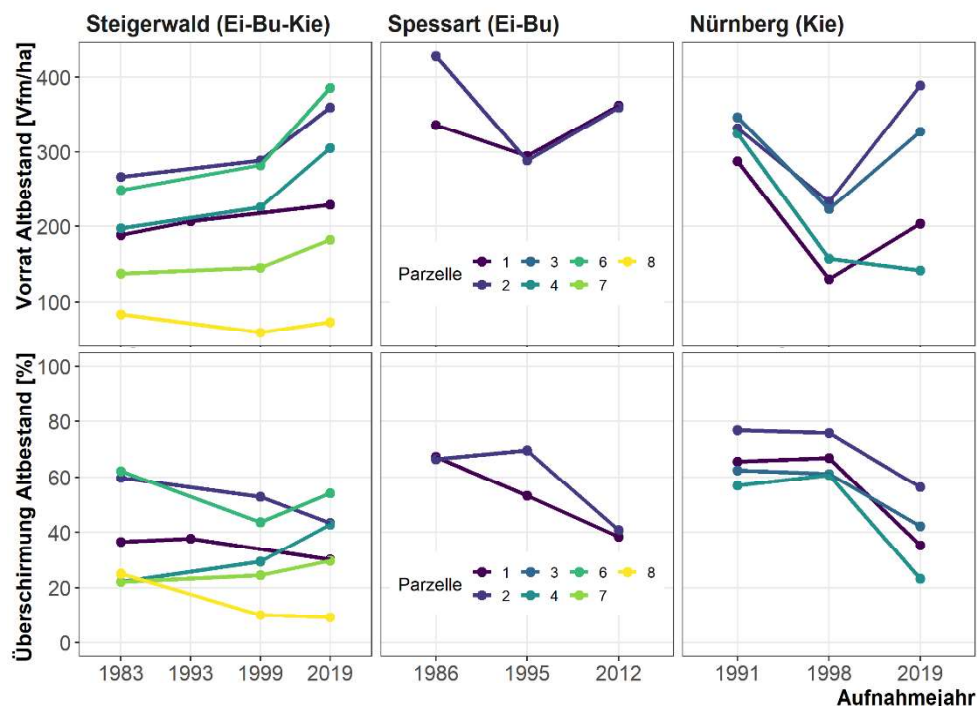


Abbildung 2: Beobachtete Vorratsentwicklung und mittlere Überschirmungsprozente über den Verjüngungszeitraum im Altbestand für die drei verschiedenen Standorte getrennt nach den einzelnen Parzellen (Bestände).

Figure 2: Observed standing volume development and canopy cover over the regeneration period of the old stand for the three different sites separated by individual plots.

Auf den Versuchsflächen konnten sich die Verjüngungshöhen über den beobachteten Verjüngungszeitraum unterschiedlich gut entwickeln. Die parzellenweise Entwicklung zeigte, dass die Gesamtverjüngung in den Eichen-Buchen Beständen des Spessart nach 26 Jahren und einem Verjüngungsalter von 30 Jahren im Mittel eine Höhe von 6,5 m bzw. 8,0 m erreicht hatte. In den Beständen der Eichen-Buchen-Kiefern sowie Kiefern-Beständen konnten im Jahr 2019 und einem Verjüngungsalter von 38 bis 58 Jahren mittlere Höhen der Verjüngung von bis zu 17,5 m bzw. 14,5 m beobachtet werden. Innerhalb der untersuchten Bestände war jedoch abhängig von der Überschirmungssituation eine starke Variation der Verjüngungshöhe zu erkennen (Abb. 3).

Bei der Entwicklung der Biomassen unterschieden sich die beiden Parzellen in den Eichen-Buchen Beständen des Spessarts kaum. 2012 lag die Verjüngungsbiomasse bei jeweils ca. 30 t/ha auf den beiden Flächen. Auf den beiden anderen Standorten waren die Unterschiede zwischen den Parzellen wesentlich deutlicher. Die Biomassen reichten von 30 t/ha bis zu 170 t/ha (Abb. 3). Die Verjüngung war in diesen Parzellen jedoch auch um bis zu 30 Jahre älter (Tab. 3).

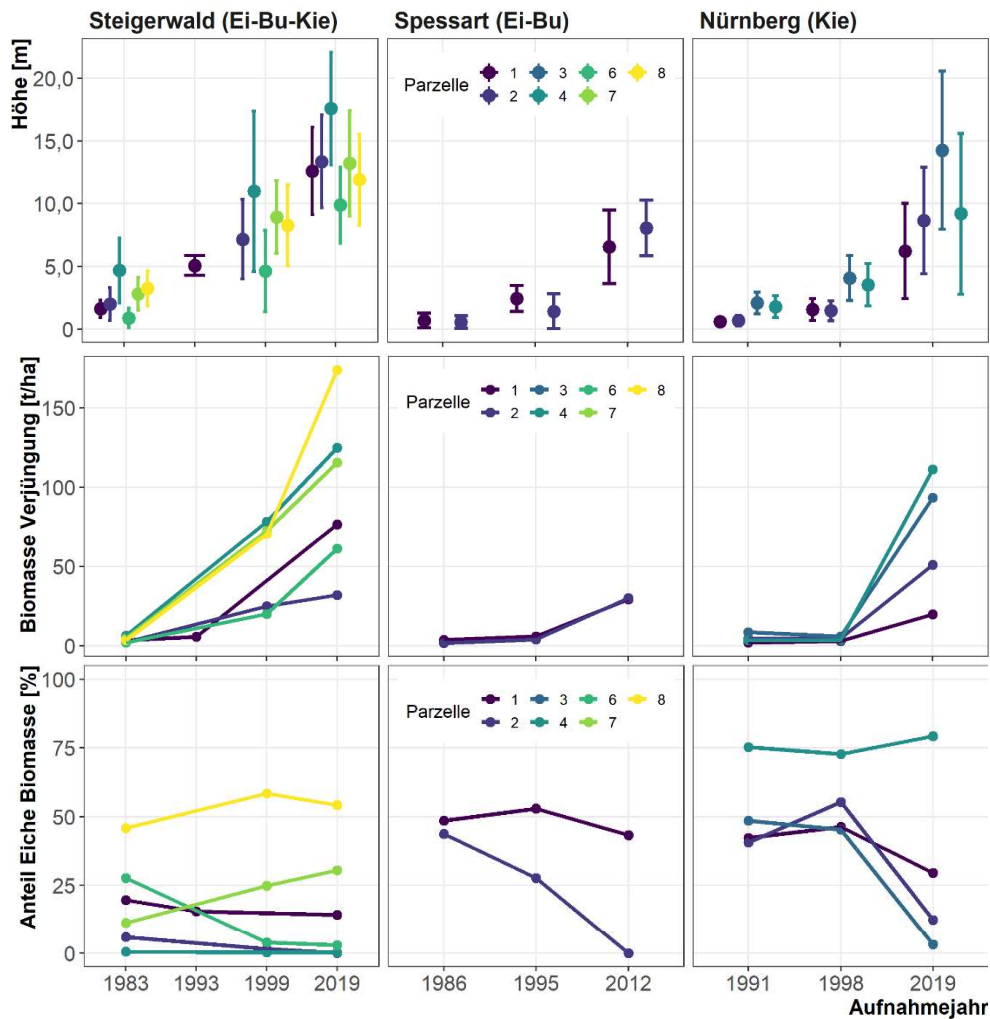


Abbildung 3: Beobachtete Höhen- und Biomasseentwicklung der Gesamtverjüngung und Entwicklung der Eichenanteile für die drei verschiedenen Standorte getrennt nach den einzelnen Parzellen. Dargestellt sind die maximalen Höhen der Verjüngung auf den einzelnen Verjüngungsquadraten mit ihrer Standardabweichung

Figure 3: Observed height and biomass development of regeneration and the oak proportions for the three different sites separated by individual plots. Shown are the maximum heights of the regeneration on the individual regeneration squares with their standard deviation

Eine Betrachtung der Eiche zeigte, dass die Eichenanteile – gemessen an der Biomasse – auf 6 der 10 Versuchspartellen während des Beobachtungszeitraums abgenommen haben. Insgesamt, über alle Bestände, lagen die Eichenanteile am Ende der Beobachtungsperiode in den Beständen des Steigerwalds bei 17% (-2%), im Spessart bei 22% (-24%) und in Nürnberg um bei 31% (-21%). Demnach waren die Eichenanteile in den Beständen, die den höchsten Anteil an Eiche schon zu Beginn der Aufzeichnungen hatten mehr oder weniger stabil. Dies galt für die jeweiligen Bestände aller drei Standorte (Abb. 3).

Zu Beginn des Beobachtungszeitraums waren 99,4% (1.905 von 1.916) aller Verjüngungsquadrate verjüngt. Dabei kam die Eiche über alle Standorte hinweg auf 81,2% aller verjüngten Verjüngungsquadrate vor und war auf 36,0% die höchste Baumart. Bei der aktuellen Aufnahme war die Eiche noch auf 39,1% der Verjüngungsquadrate vertreten und auf 23,0% die höchste Baumart.

3.2 Vorkommenswahrscheinlichkeit der Eiche

Mit den Daten von den einzelnen Verjüngungsquadraten konnten für die betrachteten Bestände Wahrscheinlichkeiten für das Vorkommen der Eiche über den Verjüngungszeitraum und die betrachteten Bestände modelliert werden. Der Verjüngungszeitraum hatte in dem Modell einen signifikanten Einfluss auf das Eichenvorkommen in den Beständen. Mit einem Chancenverhältnis (Odds Ratio, OR) von 0,89 nahm mit zunehmender Verjüngungsdauer die Wahrscheinlichkeit ab, die Eiche in der Verjüngung zu finden (Tab. 4).

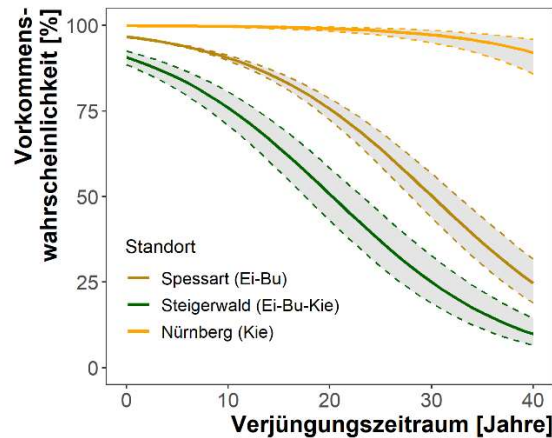


Abbildung 4: Modellierte Vorkommenswahrscheinlichkeit der Eiche für die untersuchten Standorte in Abhängigkeit vom Verjüngungszeitraum

Figure 4: Estimated occurrence probability of oak for the studied sites depending on the regeneration period.

In dem Modell waren die gefundenen Chancenverhältnisse für das Vorkommen der Eiche auf den drei untersuchten Standorten signifikant verschieden. Werte von 0,33 für die Bestände im Steigerwald und 35,44 für die Kiefernbestände in Nürnberg zeigten eine deutliche Abnahme bzw. Zunahme im Vergleich zur Referenz, den Spessarter Eichen-Buchen-Mischbeständen (Tab. 4). Insgesamt fiel in den Kiefernbeständen die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen der Eiche in den langfristig und kleinflächig verjüngten Beständen auch nach 40 Jahren kaum ab. Für die beiden Standorte Spessart und Steigerwald zeichnete sich diese Abnahme schon deutlich früher und stärker ab (Abb. 4).

Tabelle 4: Modellstatistik des Modells zur Vorkommenswahrscheinlichkeit der Eiche (Formel 2) für die drei untersuchten Standorte; der Referenzstandort ist der Spessart; OR, Odds Ratio; SE, Standardfehler; p, P-Wert

Table 4: Model statistics of the oak occurrence probability model (formula 2) for the three studied sites; the reference site is the Spessart; OR, odds ratio; SE, standard error; p, P-value.

Feste Effekte	OR	SE	p
(Konstante)	29.33	1.02	0.001
Verjüngungszeitraum	0.89	0	<0.001
Spessart (Ei-Bu)	Referenz		
Steigerwald (Ei-Bu-Kie)	0.33	0.12	<0.001
Nürnberg (Kie)	35.44	0.35	<0.001
Zufallseffekte			
σ^2	3.29		
$\tau_{00 \text{ Quad:P}}$	0.24		
$\tau_{00 \text{ P}}$	7.08		
N_{Quad}	256		
N_{P}	7		
n Messungen	5748		
AIC	4046.7		

3.3 Entwicklung der Verjüngung in Abhängigkeit von der Überschirmung

Für die beobachtete Höhenentwicklung der Verjüngung konnte für die beiden Standorte im Steigerwald und im Spessart ein signifikanter Einfluss des Altbestands festgestellt werden (Tab. 5). Dabei wurden insbesondere unterschiedlich starke Effekte zwischen den betrachteten Baumarten festgestellt und im Folgenden für die Eichen und die beigemischten Buchen dargestellt (Abb. 5).

Die Höhen der Eichenverjüngung waren von der Überschirmung auf allen Standorten negativ beeinflusst. Die modellierten Koeffizienten lagen bei -0,89 (Steigerwald), -0,55 (Spessart) und -0,28 (Nürnberg). In den Nürnberger Kiefernbeständen war dieser Wert jedoch nicht statistisch abgesichert. Der stärkste negative Effekt der Überschirmung konnte demnach für die Bestände im Steigerwald gefunden werden. Bei einem Alter von 15 Jahren und einer Überschirmung von 50% waren die Eichenhöhen dort im Mittel um 36% niedriger als bei 0% Überschirmung. Für die Standorte im Spessart und Nürnberg waren die Eichen um 24% bzw. 13% niedriger (Abb. 5).

Insgesamt wirkte die Überschirmung auf allen Standorten stärker auf die Eichenverjüngung als auf die Verjüngung der beigemischten Buche. Die Höhen der Buchen waren demzufolge kaum negativ von der Überschirmung beeinflusst. In den Kieferbeständen in Nürnberg war der Effekt der Überschirmung auf die Buchenhöhen positiv. Dort wurden die Buchen bei einer Zunahme der Überschirmung von 0 auf 50% im Alter 15 im Durchschnitt 5% höher (Tab. 5, Abb. 5).

Tabelle 5: Modellstatistik des Modells zur Höhenentwicklung in Abhängigkeit der Überschirmung (Formel 3) für die drei untersuchten Standorte; die Referenzbaumart ist die Eiche; Est, Schätzwert; SE, Standardfehler; p, P-Wert

Table 5: Model statistics of the model for height development as a function of canopy cover (equation 3) for the three sites studied; the reference tree species is oak; Est, estimated value; SE, standard error; p, p-value.

	Steigerwald (Ei-Bu-Kie)			Spessart (Ei-Bu)			Nürnberg (Kie)		
Feste Effekte	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>
(Konstante)	-0,48	0,11	<0,001	-3,57	0,22	<0,001	-1,72	0,24	<0,001
log (Alter)	0,79	0,03	<0,001	1,52	0,05	<0,001	1,15	0,06	<0,001
Überschirmung	-0,89	0,05	<0,001	-0,55	0,09	<0,001	-0,28	0,18	0,109
Buche	0,04	0,03	0,150	0,41	0,08	<0,001	-0,24	0,17	0,177
Buche x Überschirmung	0,76	0,05	<0,001	0,49	0,10	<0,001	0,38	0,24	0,123
Kiefer	-0,28	0,06	<0,001	--	--	--	-0,81	0,25	0,001
Kiefer x Überschirmung	0,84	0,11	<0,001	--	--	--	0,14	0,34	0,684
Hainbuche	-0,25	0,03	<0,001	--	--	--	--	--	--
Hainbuche x Überschirmung	0,70	0,07	<0,001	--	--	--	--	--	--
Sonstige	0,03	0,06	0,628	--	--	--	-0,96	0,18	<0,001
Sonstige x Überschirmung	0,15	0,15	0,313	--	--	--	0,35	0,26	0,187
Zufallseffekte									
σ^2	0,31			0,42			0,52		
$\tau_{00 \text{ Quad:P}}$	0,03			0,05			0,01		
$\tau_{00 \text{ P}}$	0,03			0,06			0,06		
N_{Quad}	256			200			36		
N_{P}	6			2			4		
N Messungen	5195			1307			772		
AIC	9092,1			2746,6			1747,8		

Bei einer mittleren Überschirmung von 50% und einem Verjüngungsalter von 15 Jahren überragten die Buchen die Eichen im Durchschnitt um 1,2 und 1,8 m auf den Eichenmischbeständen im Spessart bzw. Steigerwald. In den Kiefernbeständen bei Nürnberg erreichten beide Baumarten vergleichbare Höhen, bei einem leichten (nicht signifikanten) Höhenvorteil der Eiche von 0,1 m. In den Eichen-Buchen-(Kiefer) Mischbeständen nahm die negative Höhenrelation der Eichen gegenüber der Buchen mit abnehmender Überschirmung ab ohne jedoch die Höhen der Buchen zu erreichen. In den Kiefernbeständen wurde der Vorteil der Lichtbaumart Eiche deutlicher. Überschirmungsprozente unter 62% hatten dort eine positive Höhenrelation der Eiche gegenüber der Buche zur Folge.

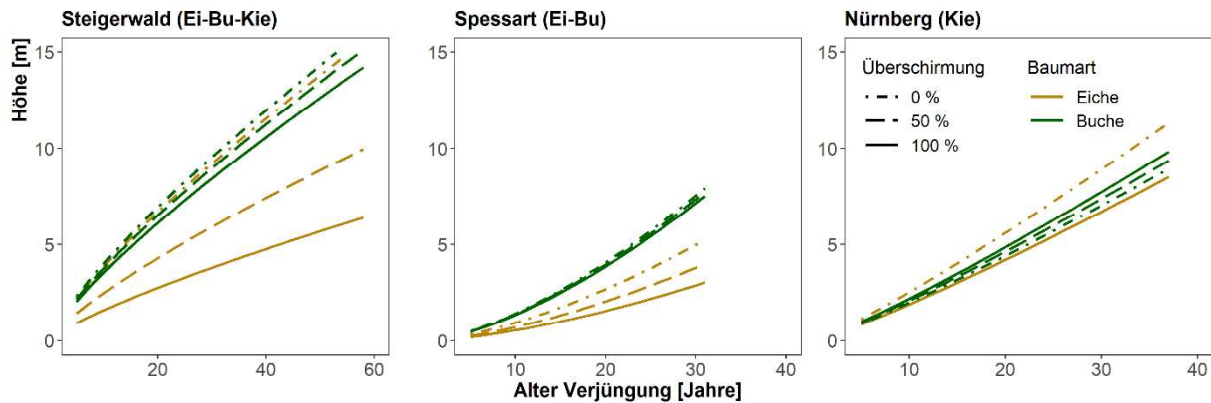


Abbildung 5: Ergebnisse des Modells zur Höhenentwicklung der Eichen- und Buchenverjüngung in den untersuchten Beständen (Formel 3); Dargestellt sind die Entwicklungen der Baumarten Eiche und Buche
 Figure 5: Results of the model for the height development of oak and beech regeneration in the investigated stands (equation 3); shown are the developments of the tree species oak and beech.

Bei der Entwicklung der Verjüngungsbiomasse konnte ein vergleichbarer Effekt der Überschirmung beobachtet werden. Der Effekt der Überschirmung auf die Verjüngungsbiomasse der Eiche war auf allen betrachteten Standorten negativ. Jedoch war der negative Effekt für die Bestände im Spessart nicht statistisch abgesichert. Für den Steigerwald und die Kiefernbestände hingegen war der Effekt signifikant (Tab. 6).

Dementsprechend steigerte sich die Biomasse der Eichenverjüngung auf den Standorten Steigerwald, Spessart und Nürnberg und ohne Überschirmung im Alter 30 um 12,1 t/ha, 1,3 t/ha bzw. 7,3 t/ha gegenüber voll überschirmten Flächen.

Tabelle 6: Modellstatistik des Modells zur Biomasseentwicklung in Abhängigkeit der Überschirmung (Formel 3) für die drei untersuchten Standorte; Die Referenzbaumart ist die Eiche; Est, Schätzwert; SE, Standardfehler; p, P-Wert
 Table 6: Model statistics of the model for biomass development as a function of canopy cover (equation 3) for the three studied sites; The reference tree species is oak; Est, estimated value; SE, standard error; p, p-value.

	Steigerwald (Ei-Bu-Kie)			Spessart (Ei-Bu)			Nürnberg (Kie)		
Feste Effekte	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>
(Konstante)	-3,71	0,29	<0,001	-3,99	0,34	<0,001	-3,04	0,47	<0,001
log (Alter)	2,11	0,08	<0,001	1,93	0,10	<0,001	1,90	0,12	<0,001
Überschirmung	-2,90	0,13	<0,001	-0,26	0,19	0,168	-0,95	0,38	0,013
Buche	0,24	0,08	0,002	0,76	0,17	<0,001	-0,93	0,38	0,015
Buche x Überschirmung	2,69	0,15	<0,001	0,01	0,24	0,955	0,99	0,54	0,065
Kiefer	-1,32	0,17	<0,001	--	--	--	-2,51	0,55	<0,001
Kiefer x Überschirmung	2,46	0,32	<0,001	--	--	--	1,53	0,75	0,041
Hainbuche	-1,13	0,09	<0,001	--	--	--	--	--	--
Hainbuche x Überschirmung	2,64	0,21	<0,001	--	--	--	--	--	--
Sonstige	0,22	0,17	0,194	--	--	--	-1,85	0,40	<0,001
Sonstige x Überschirmung	0,81	0,42	0,056	--	--	--	0,84	0,58	0,144
Zufallseffekte									
σ^2	2,61			2,15			2,50		
τ_{00} Quad:p	0,10			0,18			0,00		
τ_{00} p	0,07			0,01			0,09		
N Quad	256			200			36		
N P	6			2			4		
N Messungen	5195			1307			772		
AIC	19983,3			4829,5			2931,8		

Wenn keine Überschirmung durch den Altbestand bestand, erreichten die Eichen im Steigerwald annähernd die Biomassen der Buchenverjüngung. Im Spessart wurden die Werte der Buchenbiomasse

hingegen bei keiner Übershirmungssituation von den Eichen erreicht. Dagegen übertrafen die Eichenbiomassen in den Kiefernbeständen die Buchenbiomasse annähernd bei jeder Übershirmungssituation (Abb. 6).

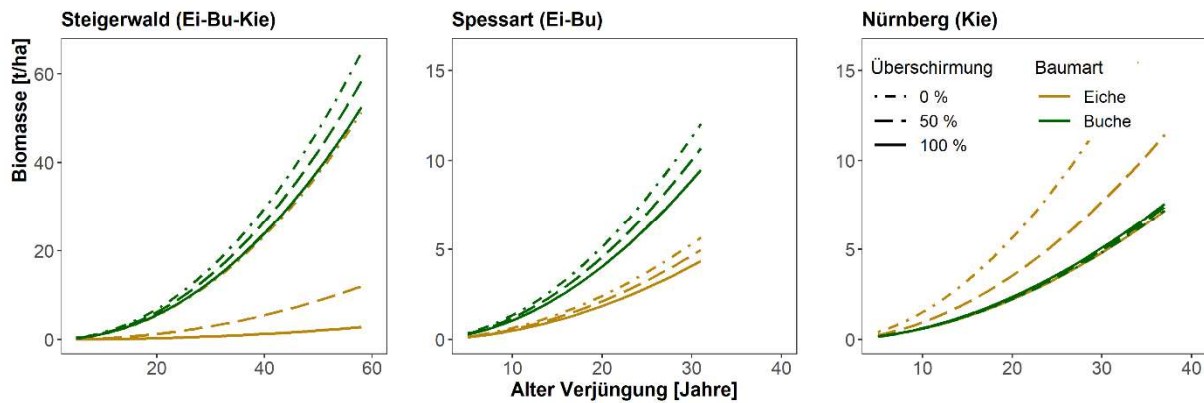


Abbildung 6: Ergebnisse des Modells zur Biomasseentwicklung für die drei untersuchten Standorte (Formel 3); Dargestellt sind die Entwicklungen der Baumarten Eiche und Buche

Figure 6: Results of the biomass development model for the three sites studied (equation 3); the developments of the tree species oak and beech are shown.

3.4 Einfluss der interspezifischen Konkurrenz auf die Eichenverjüngung

Neben der Übershirmungssituation durch den Altbestand konnte für die untersuchten Bestände ein Einfluss der Konkurrenz innerhalb der Verjüngung gefunden werden. Mit der Hinzunahme der Buchenbiomasse als Konkurrenzparameter konnte das Vorhersagemodell verbessert werden. Somit zeigte sich ein signifikant negativer Effekt der Buchenbiomasse auf die Höhe der Eichenverjüngung (Tab. 7).

Tabelle 7: Ergebnisse zum Höhenmodell in Abhängigkeit von der Übershirmung und Buchenbiomasse (Formel 4) für die drei untersuchten Standorte; Die Referenzbaumart ist die Eiche; Est, Schätzwert; SE, Standardfehler; p, P-Wert

Table 7: Results on the height model as a function of canopy cover and beech biomass (equation 4) for the three sites studied; The reference tree species is oak; Est, estimated value; SE, standard error; p, p-value.

	Steigerwald (Ei-Bu-Kie)			Spessart (Ei-Bu)			Nürnberg (Kie)		
Feste Effekte	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>
(Konstante)	-0,20	0,10	0,251	-2,60	0,30	<0,001	-1,70	0,40	<0,001
log(Alter)	0,77	0,00	<0,001	1,24	0,00	<0,001	1,20	0,10	<0,001
Übershirmung	-0,80	0,10	<0,001	-0,50	0,10	<0,001	-0,20	0,30	0,387
Bu-Anteil	-0,70	0,10	<0,001	-0,40	0,10	0,001	-1,90	0,70	0,008
Buche	-0,50	0,00	<0,001	-0,50	0,10	<0,001	-0,40	0,30	0,077
Buche x Bu-Anteil	1,13	0,10	<0,001	1,52	0,10	<0,001	2,25	0,70	0,001
Buche x Übershirmung	0,58	0,10	<0,001	0,48	0,10	<0,001	0,12	0,30	0,703
Kiefer	0,01	0,10	0,932	--	--	--	-0,80	0,40	0,052
Kiefer x Bu-Anteil	-0,20	0,20	0,546	--	--	--	0,15	1,00	0,880
Kiefer x Übershirmung	0,69	0,20	<0,001	--	--	--	-0,20	0,50	0,631
Hainbuche	-0,50	0,10	<0,001	--	--	--	--	--	--
Hainbuche x Bu-Anteil	0,66	0,10	<0,001	--	--	--	--	--	--
Hainbuche x Übershirmung	0,66	0,10	<0,001	--	--	--	--	--	--
Sonstige	-0,10	0,10	0,147	--	--	--	-1,10	0,30	<0,001
Sonstige x Bu-Anteil	0,43	0,20	0,010	--	--	--	0,90	0,80	0,242
Sonstige x Übershirmung	0,12	0,20	0,425	--	--	--	0,33	0,40	0,354
Zufallseffekte									
σ^2	0,27			0,33			0,53		
τ_{00} Quad:P	0,03			0,07			0,06		
τ_{00} P	0,03			0,18			0,06		
N Quad	256			200			36		
N P	6			2			4		
N Messungen	3519			1266			464		
AIC	5752,0			2423,0			1103,3		

Über alle Standorte hinweg war mit abnehmender Buchenbeimischung eine höhere Eichenverjüngung zu beobachten. Für die wuchskräftigsten Standorte im Steigerwald war die Höhenrelation der Eiche gegenüber der Buche noch bis zu einem Buchenanteil von 47% bei 0% Überschirmung positiv. Bei einer Überschirmung von 50% konnte die positive Höhenrelation nur noch bei einem Buchenanteil von 20% beobachtet werden. Im Spessart lagen diese Werte bei 30% bzw. 14% Buchenanteil und in Nürnberg bei 19% bzw. 16%.

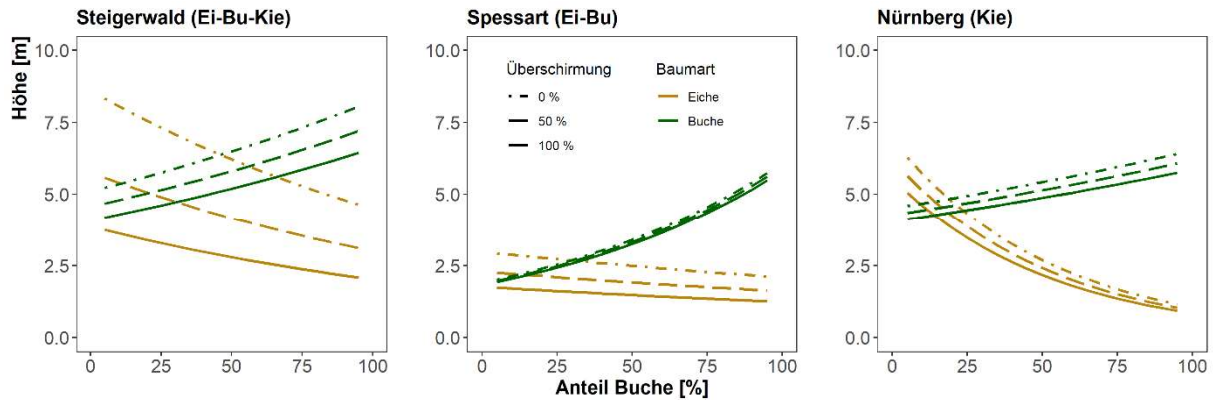


Abbildung 7: Ergebnisse des Modells zur Höhenentwicklung der Eichen- und Buchenverjüngung in Abhängigkeit von der Buchenkonkurrenz für die drei untersuchten Standorte (Formel 4); Dargestellt sind die Entwicklungen der Baumarten Eiche und Buche

Figure 7: Results of the model for the height development of oak and beech regeneration as a function of the beech proportion for the three sites studied (equation 4); shown are the developments of the tree species oak and beech.

Für die Entwicklungen der Biomassen konnten vergleichbare Effekte wie bei der Höhenentwicklung beobachtet werden. Hier war der gefundene Einfluss zusätzlich verstärkt, da die Biomassenentwicklung der beiden Baumarten Eiche und Buche direkt durch den Buchenanteil in der Vorperiode beeinflusst war (s. Tab. 8). Ein signifikant negativer Einfluss durch die Überschirmung auf die Biomasse der Eichenverjüngung konnte nur noch in den Beständen des Steigerwalds gefunden werden. Die Buchenbiomasse hingegen reduzierte auf allen drei Standorten die beobachtete Eichenbiomasse signifikant.

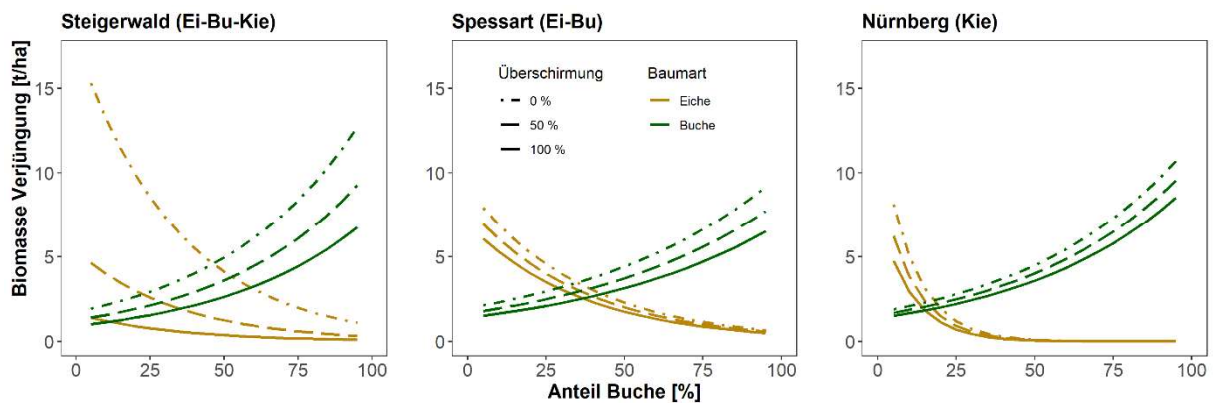


Abbildung 8: Ergebnisse des Modells zur Biomassenentwicklung der Eichen- und Buchenverjüngung in Abhängigkeit von der Buchenkonkurrenz für die drei untersuchten Standorte (Formel 4); Dargestellt sind die Entwicklungen der Baumarten Eiche und Buche

Figure 8: Results of the model for the biomass development of oak and beech regeneration as a function of the beech proportion for the three sites studied (equation 4); shown are the developments of the tree species oak and beech.

Tabelle 8: Ergebnisse zum Biomassenmodell in Abhängigkeit von der Überschirmung und Buchenbiomasse (Formel 4) für die drei untersuchten Standorte; Die Referenzbaumart ist die Eiche; Est, Schätzwert; SE, Standardfehler; p, P-Wert
Table 8: Results on the biomass model as a function of canopy cover and beech biomass (equation 4) for the three sites studied; The reference tree species is oak; Est, estimated value; SE, standard error; p, p-value.

	Steigerwald (Ei-Bu-Kie)			Spessart (Ei-Bu)			Nürnberg (Kie)		
Feste Effekte	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>p</i>
(Konstante)	-2,23	0,30	<0,001	-1,25	0,30	<0,001	-3,34	0,70	<0,001
log(Alter)	2,01	0,10	<0,001	1,46	0,10	<0,001	2,28	0,20	<0,001
Überschirmung	-2,39	0,20	<0,001	-0,26	0,20	0,140	-0,55	0,50	0,298
Bu-Anteil	-2,92	0,20	<0,001	-2,75	0,20	<0,001	-9,51	1,40	<0,001
Buche	-2,32	0,10	<0,001	-1,52	0,20	<0,001	-2,03	0,50	<0,001
Buche x Bu-Anteil	5,01	0,20	<0,001	4,36	0,30	<0,001	11,42	1,40	<0,001
Buche x Überschirmung	1,76	0,20	<0,001	-0,08	0,20	0,693	0,33	0,70	0,619
Kiefer	-1,14	0,40	0,001	--	--	--	-3,20	0,80	<0,001
Kiefer x Bu-Anteil	0,05	0,70	0,934	--	--	--	3,21	2,00	0,114
Kiefer x Überschirmung	2,25	0,50	<0,001	--	--	--	1,66	1,00	0,098
Hainbuche	-1,96	0,10	<0,001	--	--	--	--	--	--
Hainbuche x Bu-Anteil	2,05	0,30	<0,001	--	--	--	--	--	--
Hainbuche x Überschirmung	2,28	0,20	<0,001	--	--	--	--	--	--
Sonstige	-0,52	0,30	0,037	--	--	--	-2,29	0,60	<0,001
Sonstige x Bu-Anteil	1,86	0,50	<0,001	--	--	--	6,60	1,60	<0,001
Sonstige x Überschirmung	0,48	0,40	0,231	--	--	--	0,45	0,70	0,528
Zufallseffekte									
σ^2	1,99			1,68			2,21		
$\tau_{00 \text{ Quad:P}}$	0,17			0,26			0,12		
$\tau_{00 \text{ P}}$	0,08			0			0,17		
N Quad	256			200			36		
N P	6			2			4		
N Messungen	3519			1266			464		
AIC	12744,6			4436,8			1733,3		

3.5 Rückkopplung der Verjüngung auf die Produktivität des Hauptbestands

Der Bestandeszuwachs war im Wesentlichen vom Bestandsvorrat abhängig, was statistisch signifikant abgesichert werden konnte. Eine Zunahme des Vorrats um 100 m³/ha im Altbestand steigerte im Mittel den Bestandeszuwachs um 1,8 bis 2,7 m³/ha/Jahr (Abb. 9).

Tabelle 9: Ergebnisse des Modells zum Zuwachs des Altbestands in Abhängigkeit der Verjüngungsbiomasse
Table 9: Results of the model on periodic annual increment of the main stand as a function of the regeneration biomass.

Feste Effekte	<i>Est</i>	<i>SE</i>	<i>Stat</i>	<i>p</i>
(Konstante)	-7,23	1,79	-4,04	<0,001
Biomasse VJ	0,03	0,03	0,92	0,358
log(Vorrat)	1,58	0,33	4,82	<0,001
log(Vorrat) * Biomasse VJ	-0,01	0,01	-1,08	0,279
Zufallseffekte				
σ^2	0,23			
$\tau_{00 \text{ P}}$	0			
N P	7			
N Messungen	24			
AIC	62,5			

Im Haupteffekt und in Wechselwirkung mit dem Bestandsvorrat konnte der Einfluss der Verjüngungsbiomasse statistisch nicht abgesichert werden. Es zeigte sich jedoch ein negativer Trend, der mit zunehmenden Bestandsvorräten im Altbestand verstärkt wurde (Abb. 9). Der Bestandeszuwachs des Hauptbestands schien demnach bei einer Verjüngungsbiomasse von 30 und 60 t/ha im Mittel um 23% bzw. 40% abzunehmen. In absoluten Werten entsprach das einer Reduktion des Zuwachses im Altbe-

stand um 1,0 bzw. 1,8 m³/ha/Jahr gegenüber nicht verjüngten Beständen ab. Bei hohen Bestandsvorräten war dieser Trend prozentual und auch absolut stärker ausgeprägt als in Beständen mit geringen Vorräten.

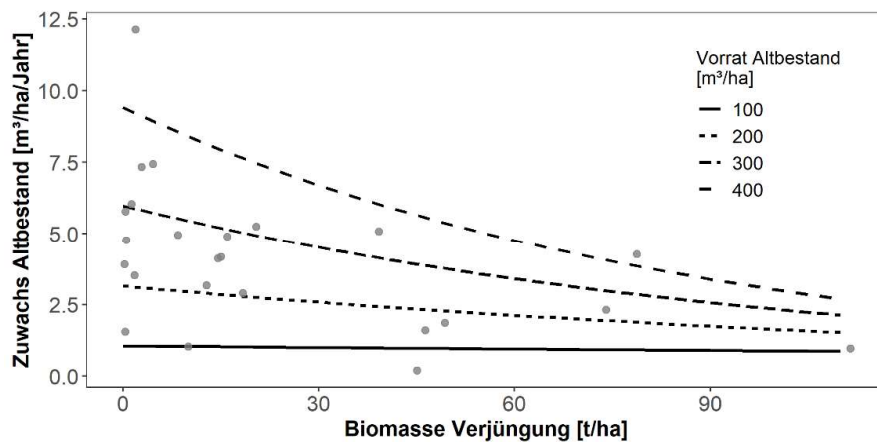


Abbildung 9: Zuwachs des Altbestands in Abhängigkeit von der Verjüngungsbiomasse und vom Bestandsvorrat
 Figure 9: Periodic annual increment of the main stand as a function of regeneration biomass and growing stock.

4 Diskussion

4.1 Entwicklung der (Eichen)Verjüngung

Die beobachteten Entwicklungsgänge zeigten, dass eine naturnahe Bewirtschaftungsweise mit einer langfristigen, kahlschlagfreien und kleinflächigen Verjüngungsmethode grundsätzlich auch zur Verjüngung der Eiche angewendet werden kann. Die Bandbreite innerhalb der Bestände war jedoch groß und reichte vom Verlust der Eiche bis hin zur Steigerung der Eichenanteile über den gesamten Verjüngungszeitraum (s. Abb. 3). Vergleichsweise hohe Eichenanteile zu Beginn des Verjüngungszeitraums begünstigen den Erfolg der Eichenverjüngung, bedeuten jedoch nicht zwangsläufig einen entsprechenden Eichenanteil am Ende der Bestandsverjüngung (s. Abb. 3). Eine aktuelle Literaturstudie von Kohler et al. (2020) kam ebenfalls zu dem Schluss, dass die Verjüngung der Eiche prinzipiell auch kleinflächig möglich ist, merkte aber gleichzeitig an, dass die Datenlage insbesondere zu längerfristigen Entwicklungsgängen bei der Eiche noch sehr gering sei. Mit der vorliegenden Studie konnte insbesondere dieser Verjüngungszeitraum von mehr als 15 Jahren abgedeckt werden. Die Schlussfolgerungen zur Durchführbarkeit langfristiger und kleinflächiger aus früheren Studien konnten demnach durch die vorliegenden Ergebnisse bestätigt werden (Kohler et al. 2020; Březina und Dobrovolný 2011; Kuehne et al. 2020). Die sich abzeichnende Entwicklung in der Verjüngung bestätigte jedoch ebenso die Aussagen früherer Studien, die die konkurrenzkräftige Buche früher oder später in der Verjüngung als dominierend ansahen (Ligot et al. 2013; Lüpke 1998; Petritan et al. 2017).

Dies war ebenfalls bei der Betrachtung der Vorkommenswahrscheinlichkeit in den langfristig und kleinflächig verjüngten Beständen zu beobachten. Insbesondere deuteten die abnehmenden Wahrscheinlichkeiten auf die Notwendigkeit waldbaulicher Unterstützung unter den gegebenen Bestandssituationen hin (s. Abb. 4). Diese waldbauliche Schlussfolgerung war nicht neu und bestätigte die Ergebnisse einiger früherer Studien (Manso et al. 2020; Kuehne et al. 2020; Mölder et al. 2019b; Lüpke 1998), welche sich ebenso in den frühen waldbaulichen Grundsätzen zur Eichenbewirtschaftung finden lassen (Lüpke 1998; Fleder 1983; Vanselow 1960). Gut erkennbar waren die standörtlichen Unterschiede zwischen den Versuchsstandorten, die sich in der Folge auch auf die standörtlich notwendigen waldbaulichen Eingriffe auswirken sollten. Dabei schien der Konkurrenzfähigkeit der Eichen zum einen die höhere Lichtverfügbarkeit unter der Kiefer und zum anderen, die durch die geringere Standortsgüte in Nürnberg gebremste Buche zugute zu kommen. Die beobachteten Wahrscheinlichkeiten nach mehr

als 20 Jahren Verjüngungsdauer (Abb. 3) zeigten auch das Potenzial junger Eichen unter der Anwendung langfristiger Verjüngungsmaßnahmen. Diese Art der Bewirtschaftung war insbesondere auf geringwüchsigeren Standorten und/oder lichten Kiefernbeständen auch zur Verjüngung der Eiche erfolgsversprechend. Vergleichsweise hohe Wahrscheinlichkeiten verdeutlichten zudem das zugrundeliegende Verjüngungspotenzial, insbesondere auch auf betrieblicher Ebene, wenn kleinflächige Verjüngungsmaßnahmen angewendet wurden. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist jedoch auch anzumerken, dass die dargestellten Wahrscheinlichkeiten das reine Auftreten der Eiche in der Verjüngung darstellen, d.h. die Eiche wurde in der Verjüngung gefunden. Es wurde nicht nach der Dominanz der Eiche auf dem entsprechenden Verjüngungsquadrat unterschieden.

Die Biomasseentwicklung auf den Parzellen zeigte ein beachtliches Wuchspotenzial der Verjüngung. Selbst scheinbar schwachwüchsiger Standorte (Nürnberg) zeigten ein großes Wuchspotenzial der Eiche und erreichten Biomassen, vergleichbar mit wuchskräftigeren Standorten (Steigerwald) (s. Tab. 3). Ohne entsprechende Eingriffe im Altbestand und in der Verjüngung zugunsten der Eiche blieb dieses Potenzial jedoch ungenutzt. Gleichmäßig hohe oder steigende Vorräte im Altbestand wirkten dem entgegen (s. Abb. 2 und 6). Dies galt gleichermaßen auch für die Entwicklung nennenswerter Eichenanteile zur Übernahme in den Folgebestand. Ebenso erkennbar war das Potenzial zur natürlichen Verjüngung der Eiche, das im Großteil der Bestände die Basis der beobachteten Eichenverjüngung war. Zusammen mit den Ergebnissen von Löff et al. (2021), die die Kosten für die Eichen-Naturverjüngung am niedrigsten bewerteten ergibt sich dadurch ein zusätzliches betriebswirtschaftliches Einsparpotenzial.

4.2 Einfluss der Überschirmung und der Buchenkonkurrenz

Die Eiche als Lichtbaumart reagierte auf allen Standorten verstärkt auf die Überschirmung durch den Altbestand. Die Buche als schattentolerante Mischbaumart zeichnete sich durch eine verringerte Abhängigkeit von der Überschirmungssituation aus. Damit reihen sich die beobachteten Ergebnisse in die mehrerer Studien ein, die eine ähnliche Entwicklung beobachten konnten (Lüpke 1998; Modrow et al. 2019; Lüpke 2008). Interessant ist, dass die Buche im Modell ohne Konkurrenz bei jeder Überschirmungssituation der Eiche noch überlegen war. Diese Beobachtung legte den Schluss nahe, dass eine erfolgreiche Eichenverjüngung in den betrachteten Mischbeständen scheinbar nicht durch die alleinige Steuerung der Überschirmung möglich war. Zu einem vergleichbaren Ergebnis kamen auch Modrow et al. (2019), die unabhängig von der Lochgröße der Verjüngung eine Kontrolle der Mischbaumarten empfehlen. Lediglich auf den schlechteren Standorten in Nürnberg und unter der Kiefer schien die Eiche bei Überschirmungsprozenten von weniger als 10% der Buche im Höhenwachstum überlegen zu sein. Diese Höhenrelationen deuteten darauf hin, dass die Eiche der Buche nur auf geringwüchsigen Standorten und/oder besonders lichten Bestandsverhältnissen (bspw. Kiefernaltbestand) überlegen ist. Vergleichbare Beobachtungen machten auch schon Lüpke und Hauskeller-Bullerjahn (2004) und Ligot et al. (2013) für eine noch etwas jüngere Eichenverjüngung. Demnach benötigt die Eiche zur erfolgreichen Etablierung auf vielen Standorten die Unterstützung durch waldbauliche Konkurrenzregulierung, wie sie unter anderem schon in verschiedenen Studien beschrieben wurde (Manso et al. 2020; Mölder et al. 2017; Lüpke 1998).

Die gefundenen Ergebnisse zur Buchenkonkurrenz auf die Höhenentwicklung der Eichenverjüngung vertiefen und ergänzen die Schlussfolgerungen aus früheren Studien mit meist kürzerer Verjüngungs- und Beobachtungsdauer (Köhler et al. 2020; Modrow et al. 2019). Hauskeller-Bullerjahn (1997) fand beispielsweise bei 30% des vollen Lichtes ein im Mittel durch die Konkurrenz um 24% reduziertes Höhenwachstum bei der Eiche. Die Konkurrenz, die in den untersuchten Beständen durch die Beimischung der Buche auf die Eiche ausgeübt wurde, stellte neben der Steuerung der Überschirmung durch den Altbestand den wichtigsten Faktor zur erfolgreichen Etablierung der Eiche im Folgebestand dar. Der beobachtete Konkurrenzeffekt durch die Buche schien besonders in den Kiefernbeständen zum einen von der höheren Lichtverfügbarkeit und damit geringen Einfluss der Überschirmung

(Skrzyszewski und Pach 2015) und zum anderen von einer gestiegenen Wurzelkonkurrenz beeinflusst zu sein (Leuschner et al. 2001).

Hohe Eichenanteile zu Beginn des Verjüngungszeitraums und eine dementsprechend geringere Buchenkonkurrenz zeigte sich demnach positiv auf die Entwicklung der Eichenverjüngung (Kohler et al. 2020). Die Zunahme der Buche in der Verjüngung führte zu einer Abnahme der positiven Konkurrenzrelation der Eiche gegenüber der Buche. Dies schien auf den interspezifischen Konkurrenzdruck der Buche auf die Eiche zurückzuführen (Annighöfer et al. 2015). Bei der Begründung der Mischung sollten daher die Konkurrenzverhältnisse besonders beachtet werden. Dies ist wichtig für den Erfolg der Mischung, die Begrenzung des Pflegeaufwands und Nutzung der natürlichen Entwicklung. Meesenburg et al. (2015) empfehlen beispielsweise eine gruppen- bis horstweise Mischung der Baumarten, die vor allem bei Umbaubeständen ein Mindestgröße von 0,3 ha haben sollten.

4.3 Einfluss der Verjüngung auf die Altbestandsproduktivität

Aufgrund langer Beobachtungszeiträume konnten Verjüngungsbiomassen bis über 100 t/ha in den Versuchsbeständen beobachtet werden (s. Abb. 3). Gleichzeitig leistete der verbliebene Altbestand über die gesamte Verjüngungsdauer weiterhin Holzzuwächse. Der grundsätzliche Zusammenhang zwischen dem Bestandesvorrat und dem Volumenzuwachs konnte auch in vorliegender Betrachtung bestätigt werden. Der Einbezug der Verjüngungsbiomasse zur Erklärung der Altbestandsproduktion zeigte zudem eine negative Tendenz. Mit zunehmender Biomasse sank demnach die Produktivität des Altbestands. Dies schien insbesondere auf eine verstärkte unterirdische Konkurrenz um Ressourcen zwischen Altbestand und Verjüngung zurückzuführen zu sein (Pretzsch et al. 2015; Knapp 1991). Diese Schlussfolgerung wird zudem durch die Beobachtung unterstützt, dass der Effekt mit höheren Vorräten im Altbestand stärker ausgeprägt war. Im Umkehrschluss bedeutete dies aber auch, dass die hohen Biomassen in der Verjüngung die entstehenden Zuwachsverluste, infolge der Vorratsabsenkung durch die Verjüngungsmaßnahmen teilweise kompensieren konnten. Um den Einfluss der Verjüngung auf den Altbestand jedoch abschließend beurteilen zu können, sollten weitere Untersuchungen zum beobachteten Trend durchgeführt werden.

5 Waldbauliche Konsequenzen

Wie Eichenbestände bzw. Waldbestände generell bewirtschaftet werden ist grundsätzlich sehr stark durch das Produktionsziel in dem jeweiligen Bestand vorgegeben (s. Stimm et al. 2021). Dies gilt ebenfalls für die Beteiligung der Eiche am zukünftigen Bestandesaufbau. Will man die Eiche in nennenswerten Anteilen zur Holzproduktion oder als ökologische Beimischung erhalten bzw. etablieren, sind weiterhin entsprechende Maßnahmen notwendig. Die gewählte waldbauliche Vorgehensweise ist dadurch kein statisches System, sondern kann sich mit den (standörtlichen) Gegebenheiten und dem entsprechenden betrieblichen Ziel verändern. Grundsätzlich können die beiden heimischen Eichenarten, sowohl Trauben- als auch Stieleichen, beim Aufbau klimastabiler und strukturierter Mischbestände einen wertvollen Beitrag leisten (Schroeder et al. 2021; Albert et al. 2017). Die in der vorliegenden Studie betrachteten langfristigen und kleinflächigen Verjüngungsmethoden sind dabei eine Option für die Etablierung der Eiche bei gleichzeitiger Aufrechterhaltung eines ausgeglichenen Waldinnenklimas.

Hierbei sollte neben angepassten Wildbeständen, die Grundvoraussetzung für die Verjüngung der verbliebenen Eichen sind (Annighöfer et al. 2015; Götmark et al. 2005) der Vorrat des Altbestands inkl. des Nebenbestands im Bereich der zu verjüngenden Fläche konsequent gesenkt werden. Die Größe, der zu verjüngenden Fläche kann in diesem Fall durchaus 0,1 ha betragen. Abhängig vom Standort sollte der Vorrat auf unter 250 Vfm/ha auf in den Buchen-Eichen-Mischbeständen und auf unter

350 Vfm/ha in den Kieferreinbeständen geringerer Standortsgüte gesenkt werden. Im Laufe des Verjüngungsgangs ist ein erneuter Vorratsaufbau zu vermeiden. Prioritäres Ziel muss in diesen Bereichen die Verjüngung sein. Eine Vorausverjüngung der Mischbaumarten ist im Optimalfall nicht vorhanden. Sollten Mischbaumarten in der Verjüngung vorkommen muss mit einer verstärkten Pflege zugunsten der Eiche kalkuliert werden, da eine alleinige Regulierung des Altbestands nicht ausreichend ist. Mischbaumartenanteile, insbesondere der Buche, die über 30% hinausgehen beeinträchtigen die Eichenverjüngung maßgebend. Eine klare räumliche Trennung der Verjüngungsmaßnahmen im Bestand kann auf Teilflächen, wenn beispielsweise Altbäume noch nicht ausgereift sind als Altdurchforstung oder Eichenüberführung mit höheren Vorräten weiter gewirtschaftet werden. Ökologische Aspekte, wie etwa die von Mölder et al. (2019a) beschriebene Habitatkontinuität können durch ein solches Vorgehen ebenfalls unterstützt werden.

Vor dem Hintergrund des rasch voranschreitenden Klimawandels ist die Vorbereitung unserer Wälder auf diesen durch die Schaffung gemischter und strukturierter Bestände das Gebot der Stunde. Insbesondere Mischbestände mit Beteiligung der Eiche können dabei einen wichtigen Beitrag für resilientere Bestände leisten (Schroeder et al. 2021).

Dank und Förderung

An dieser Stelle sei insbesondere den ehemaligen Studenten Sebastian Spatz, Matthias Meier und Tobias Geiger sowie studentischen Hilfskräften gedankt, die durch ihre tatkräftige Unterstützung bei den wiederholten Verjüngungsaufnahmen die langfristigen Verjüngungszeitreihen Wert gesetzt haben und damit grundsätzliche Vorarbeit zu dieser Studie geleistet haben. Des Weiteren gilt der Dank dem Bayerischen Staatministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Förderung des Kuratoriumsprojekts „W45 – Entwicklungspotenzial der Eiche“, welches den Rahmen für die vorliegende Studie gegeben hat.

Literatur

- Albert, M.; Nagel, R.-V.; Nuske, R.; Suttmöller, J.; Spellmann, H. (2017): Tree Species Selection in the Face of Drought Risk—Uncertainty in Forest Planning. In: *Forests* 8 (10), S. 363. DOI: 10.3390/f8100363.
- Ammer, C. (2017): Unraveling the Importance of Inter- and Intraspecific Competition for the Adaptation of Forests to Climate Change. In: Francisco M. Cánovas, Ulrich Lüttge und Rainer Matyssek (Hg.): *Progress in Botany* Vol. 78, Bd. 78. Cham: Springer International Publishing (Progress in Botany), S. 345–367.
- Annighöfer, P.; Beckschäfer, P.; Vor, T.; Ammer, C. (2015): Regeneration patterns of European oak species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) in dependence of environment and neighborhood. In: *PLOS ONE* 10 (8), e0134935. DOI: 10.1371/journal.pone.0134935.
- Bates, D.; Mächler, M.; Bolker, B.; Walker, S. (2015): Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. In: *J. Stat. Soft.* 67 (1). DOI: 10.18637/jss.v067.i01.
- Bolte, A.; Ammer, C.; Löf, M.; Madsen, P.; Nabuurs, G.-J.; Schall, P. et al. (2009): Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. In: *Scandinavian Journal of Forest Research* 24 (6), S. 473–482. DOI: 10.1080/02827580903418224.
- Březina, I.; Dobrovolný, L. (2011): Natural regeneration of sessile oak under different light conditions. In: *JOURNAL OF FOREST SCIENCE* 57, S. 359–368.
- Fleder, W. (1983): Vom unterfränkischen Verjüngungsbetrieb. In: *Allgemeine Forstzeitschrift* 38, S. 1013–1014.
- Forrester, D. I.; Tachauer, I.H.H.; Annighöfer, P.; Barbeito, I.; Pretzsch, H.; Ruiz-Peinado, R. et al. (2017): Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. In: *Forest Ecology and Management* 396, S. 160–175. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.04.011.
- Götmark, F.; Berglund, Å.; Wiklander, K. (2005): Browsing damage on broadleaved trees in semi-natural temperate forest in Sweden, with a focus on oak regeneration. In: *Scandinavian Journal of Forest Research* 20 (3), S. 223–234. DOI: 10.1080/02827580510008383.
- Hauskeller-Bullerjahn, K. (1997): Wachstum junger Eichen unter Schirm. Dissertation. Universität, Göttingen.

- Jensen, A. M.; Petersson, L. K.; Felton, A.; Löf, M.; Persson, M. (2020): What happens to oak growth and survival when there is both competition and browsing?
- Johann, K. (1993): DESER-Norm 1993. Normen der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten zur Aufbereitung von waldwirtschaftlichen Dauerversuchen. In: *Berichte der Jahrestagung des Deutschen Verbandes Forstlicher Sektion Ertragskunde*, S. 96–104.
- Knapp, E. (1991): Zur Wuchsleistung der Unterbaubuche im ungleichaltrigen Kiefern-Buchen-Mischbestand vor und nach ihrer Übernahme als Hauptbestand auf ...
- Kohler, M.; Pyttel, P.; Kuehne, C.; Modrow, T.; Bauhus, J. (2020): On the knowns and unknowns of natural regeneration of silviculturally managed sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) forests—a literature review. In: *Annals of Forest Science* 77 (4). DOI: 10.1007/s13595-020-00998-2.
- Krahl-Urban, J. (1959): Die Eichen: forstliche Monographie der Traubeneiche und der Stieleiche: P. Parey. Online verfügbar unter <https://books.google.de/books?id=54ROAAAAMAAJ>.
- Kuehne, C.; Pyttel, P.; Modrow, T.; Kohnle, U.; Bauhus, J. (2020): Seedling development and regeneration success after 10 years following group selection harvesting in a sessile oak (*Quercus petraea* [Mattuschka] Liebl.) stand. In: *Annals of Forest Science* 77 (3). DOI: 10.1007/s13595-020-00972-y.
- Leuschner, C.; Hertel, D.; Coners, H.; Büttner, V. (2001): Root competition between beech and oak: a hypothesis. In: *Oecologia* 126 (2), S. 276–284. DOI: 10.1007/s004420000507.
- Ligot, G.; Balandier, P.; Fayolle, A.; Lejeune, P.; Claessens, H. (2013): Height competition between *Quercus petraea* and *Fagus sylvatica* natural regeneration in mixed and uneven-aged stands. In: *Forest Ecology and Management* 304, S. 391–398. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.05.050.
- Löf, M.; Barrere, J.; Engman, M.; Petersson, L. K.; Villalobos, A. (2021): The influence of fencing on seedling establishment during reforestation of oak stands: a comparison of artificial and natural regeneration techniques including costs. In: *Eur J Forest Res*. DOI: 10.1007/s10342-021-01369-w.
- Löf, M.; Brunet, J.; Filyushkina, A.; Lindbladh, M.; Skovsgaard, J. P.; Felton, A. (2016): Management of oak forests: striking a balance between timber production, biodiversity and cultural services. In: *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 12 (1-2), S. 59–73. DOI: 10.1080/21513732.2015.1120780.
- Lüpke, B. von (1998): Silvicultural methods of oak regeneration with special respect to shade tolerant mixed species. In: *Forest Ecology and Management* 106 (1), S. 19–26. DOI: 10.1016/S0378-1127(97)00235-1.
- Lüpke, B. von (2008): Einfluss unterschiedlicher Hiebsformen auf die Naturverjüngung eines Traubeneichen-Buchen-Mischbestandes. In: *Forstarchiv* 79, S. 4–15, zuletzt geprüft am 15.01.2019.
- Lüpke, B. von; Hauskeller-Bullerjahn, K. (2004): Beitrag zur Modellierung der Jungwuchsentwicklung am Beispiel von Traubeneichen-Buchen-Mischverjüngungen.
- Maleki, K.; Zeller, L.; Pretzsch, H. (2020): Oak often needs to be promoted in mixed beech-oak stands - the structural processes behind competition and silvicultural management in mixed stands of European beech and sessile oak. In: *iForest* 13 (2), S. 80–88. DOI: 10.3832/for3172-013.
- Manso, R.; Ligot, G.; Fortin, M. (2020): A recruitment model for beech–oak pure and mixed stands in Belgium. In: *Forestry: An International Journal of Forest Research* 93 (1), S. 124–132. DOI: 10.1093/foresj/cpz056.
- Meesenburg, H.; Schmidt, M.; Suttmöller, J.; Albert, M. (2015): Klimaanpassung ist Vorsorge für den Wald. In: *proWald* November, S. 4–10, zuletzt geprüft am 21.11.2018.
- Modrow, T.; Kuehne, C.; Saha, S.; Bauhus, J.; Pyttel, P. L. (2019): Photosynthetic performance, height growth, and dominance of naturally regenerated sessile oak (*Quercus petraea* [Mattuschka] Liebl.) seedlings in small-scale canopy openings of varying sizes. In: *Eur J Forest Res* 116, S. 346. DOI: 10.1007/s10342-019-01238-7.
- Mölder, A.; Meyer, P.; Nagel, R.-V. (2019a): Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. In: *Forest Ecology and Management* 437, S. 324–339. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.01.006.
- Mölder, A.; Nagel, R.-V.; Meyer, P.; Schmidt, M.; Rumpf, H.; Spellmann, H. (2017): Historischer Rückblick auf die Verjüngung von Eichen im Spessart des 19. Jahrhunderts–Bedeutung der angewandten Verfahren für die heutige Eichenwirtschaft. In: *Forstarchiv* 88 (Heft 3), S. 67–78.
- Mölder, A.; Sennhenn-Reulen, H.; Fischer, C.; Rumpf, H.; Schönfelder, E.; Stockmann, J.; Nagel, R.-V. (2019b): Success factors for high-quality oak forest (*Quercus robur*, *Q. petraea*) regeneration. In: *For. Ecosyst.* 6 (1), S. 262. DOI: 10.1186/s40663-019-0206-y.
- Mosandl, R.; Abt, A. (2016): Waldbauverfahren in Eichenwäldern gestern und heute. In: *AFZ - Der Wald* (20), S. 28–32, zuletzt geprüft am 05.12.2017.
- Petersson, L. K.; Dey, D. C.; Felton, A. M.; Gardiner, E. S.; Löf, M. (2020): Influence of canopy openness, ungulate exclosure, and low-intensity fire for improved oak regeneration in temperate Europe. In: *Ecol Evol* 99, S. 30. DOI: 10.1002/ece3.6092.

- Petritan, A. M.; Bouriaud, O.; Frank, D. C.; Petritan, I. C. (2017): Dendroecological reconstruction of disturbance history of an old-growth mixed sessile oak-beech forest. In: *J Veg Sci* 28 (1), S. 117–127. DOI: 10.1111/jvs.12460.
- Pretzsch, H.; Biber, P.; Uhl, E.; Dauber, E. (2015): Long-term stand dynamics of managed spruce–fir–beech mountain forests in Central Europe: structure, productivity and regeneration success. In: *Forestry* 88 (4), S. 407–428. DOI: 10.1093/forestry/cpv013.
- R Core Team (2018): R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Schroeder, H.; Nosenko, T.; Ghirardo, A.; Fladung, M.; Schnitzler, J.-P.; Kersten, B. (2021): Oaks as Beacons of Hope for Threatened Mixed Forests in Central Europe. In: *Front. For. Glob. Change* 4, S. 78. DOI: 10.3389/ffgc.2021.670797.
- Skrzyszewski, J.; Pach, M. (2015): Crookedness of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) growing under a canopy of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). In: *Scandinavian Journal of Forest Research* 30 (8), S. 688–698. DOI: 10.1080/02827581.2015.1048713.
- Stimm, K.; Ambs, D.; Uhl, E.; Pretzsch, H. (2021): Ziele und Wege der Eichenbewirtschaftung in Europa. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (2021), S. 31–46.
- Vanselow, K. (1960): Die Waldbautechnik der Eiche im bayerischen Spessart in geschichtlicher Betrachtung. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 79 (9), S. 270–286.

Zur Bestandsdynamik und Verjüngungssituation in Naturwaldreservaten mit Eichenbeteiligung

Kilian Stimm, Michael Heym, Markus Blaschke, Enno Uhl, Stefan Tretter und Hans Pretzsch

Zusammenfassung In 28 von 30 untersuchten eichenreichen, bayerischen Naturwaldreservaten (NWR) ist seit Beginn der Beobachtungen vor über 40 Jahren eine Vorrats- und Grundflächenzunahme zu erkennen. Dabei nahmen die Grundflächenanteile der Eiche (*Quercus sp.*) im Mittel um 0,02% pro Jahr in Eichenwald- und um 0,12% pro Jahr in Buchenwaldgesellschaften ab. Die Mortalitätsraten der Eiche im Hauptbestand lagen in den Buchenwaldgesellschaften mit 1,68% pro Jahr signifikant über der Mortalität der Mischbaumart Buche. In der Gehölzverjüngung zeigte sich in den Eichenwaldgesellschaften eine höhere Artdiversität mit 28 verschiedenen Baum- und Straucharten, wohingegen in den Buchenwaldgesellschaften mit 12 verschiedenen Arten vergleichsweise wenige gefunden wurden. Die Diversität der Verjüngung korrelierte mit der Diversität des Altbestands; dies trifft verstärkt in den Buchenwaldgesellschaften zu. Die beobachteten Entwicklungen bestätigen eine Dominanz der Buche im Altbestand sowie in der Verjüngung zusammen mit den Mischbaumarten. Solange großflächige Lücken im Bestand fehlen wird die Eiche nach hiesigen Ergebnissen in der nächsten Waldgeneration vermutlich kaum eine Rolle spielen. Bleibt abzuwarten wie sich die Eiche in Folge von veränderten Klimabedingungen und einer verstärkten Störungsdynamik durchzusetzen weiß. Bis dato ist eine verstärkte Konkurrenzskraft gegenüber den Mischbaumarten noch nicht erkennbar.

Schlüsselwörter Naturwaldreservate, Eiche (*Quercus sp.*), Mortalität, Verjüngung, Bestandsdynamik

Abstract In 28 of 30 Bavarian strict forest reserves (SFR) with oak investigated, a build-up of stocks has been discernible since the beginning of the surveys since over 40 years. The basal area proportion of oak (*Quercus sp.*) decreased by an average of 0.02% per year in oak forest communities and by 0.12% per year in beech forest communities. The mortality rates of oak in beech forest communities were at 1.68% per year and significantly higher than those of mixed tree species. In natural regeneration, a higher species richness with 28 different tree and shrub species was found in oak forest communities, whereas only 12 different species were found in beech forest communities. The diversity of regeneration showed a higher correlation with the diversity of the old stand in beech forest communities. The observed developments confirm the dominance of beech in the old stand and in the regeneration with mixed tree species. Oak seems to play hardly any role in the next forest generation without large canopy gaps. It remains to be seen how oak will assert itself as a result of changing climatic conditions and increased disturbance dynamics. To date, there is no evidence of increased competitiveness with mixed tree species.

Keywords Strict forest reserves, oak (*Quercus sp.*), Mortality, Regeneration, Stand dynamics

1 Motivation und Forschungsfragen

Mit der Ausweisung von Naturwaldreservaten (NWR), die in Bayern 1978 vor gut 40 Jahren begonnen hat, konnte ein beachtliches, über ganz Bayern verteiltes Netz an aktuell 165 aus der Nutzung genommenen Waldflächen eingerichtet werden. Insbesondere vor dem Hintergrund eines sich wandelnden Klimas können die natürlichen Entwicklungen in den sich selbst überlassenen Beständen wertvolle Erkenntnisse über die Konkurrenzrelationen für eine naturnahe Bewirtschaftung von Waldflächen liefern. Dabei ist von großer Bedeutung, welche Rolle die beiden häufigsten heimischen Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), nachfolgend als Eiche bezeichnet, in Zukunft spielen werden. Beide Arten haben unter den heimischen Baumarten die mitunter positivste Klimaprognose (Kölling 2012; Köhl et al. 2010). Jedoch sind beide Arten gegenüber vielen, ihnen beigemischten Baumarten gegenwärtig und insbesondere auf Standorten die den Buchenwaldgesellschaften zuzuordnen sind verhältnismäßig konkurrenzschwach (Ellenberg 2010; Meyer und Mölder 2017; Rohner et al. 2013) und auf die waldbauliche Förderung angewiesen (Mosandl und Abt 2016; Abt und Felbermeier 2021; Stimm et al. 2021a, 2021b). Dieses Konkurrenzungleichgewicht zugunsten der Mischbaumarten gilt für Altbestände gleichermaßen wie für die Verjüngung der Eiche. Sicher ist, dass die Eiche aufgrund ihrer vergleichsweise hohen Trockenheitstoleranz (Ellenberg 2010; Kölling 2012; Pretzsch et al. 2013; Mette et al. 2013) ein zunehmend wichtiger Baustein im Aufbau klimatoleranterer Mischwälder sein wird (Kölling 2012). Zum Verständnis natürlich ablaufender Prozesse aus der Nutzung genommener Bestände können die NWR einen wertvollen Einblick liefern (Kölbel und Albrecht 1996). Einen Ausblick und eine Einschätzung auf mögliche Entwicklungen der Eiche (*Quercus* sp.) in den bayerischen NWR gaben schon Kölbel (1996) sowie Endres und Förster (2014). Der vorliegende Beitrag knüpft direkt an diese Auswertung zur Entwicklung der Eichenanteile in den NWR an und vertieft die Analyse der beobachteten Entwicklungen. Neben der Dynamik im Altbestand liegt ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchung in der Betrachtung der Verjüngungssituation in den verschiedenen NWR. Alle Beobachtungen und Ergebnisse der Analysen wurden zudem unter Berücksichtigung der natürlichen Waldgesellschaft diskutiert.

Den vorgenannten Ausführungen folgend, wertete die Studie Bestandes- und Verjüngungsaufnahmen aus verschiedenen Naturwaldreservaten Bayerns aus, die zum Verständnis natürlich ablaufender Entwicklungen beitragen sollen. Dabei liegt der Fokus auf (I) der Entwicklung des Altbestands unter besonderer Berücksichtigung der natürlichen Waldgesellschaft und (II) der aktuellen Verjüngungssituation unter dem Einfluss des Altbestands. Um diese Schwerpunkte zu beantworten, wurden folgende Forschungsfragen entwickelt:

- (i) Welche Bestandsentwicklung ist in den Naturwaldreservaten zu beobachten?
- (ii) Welche Mortalitätsraten der Eiche und ihrer Mischbaumarten können beobachtet werden und wie unterscheiden sich diese zwischen den natürlichen Waldgesellschaften?
- (iii) Wie stellt sich die Verjüngungssituation in den Naturwaldreservaten dar und ist eine Dynamik in der Baumartenzusammensetzung erkennbar?
- (iv) Ist ein Zusammenhang der Struktur des Altbestands und der Zusammensetzung der natürlichen Verjüngung zu beobachten?

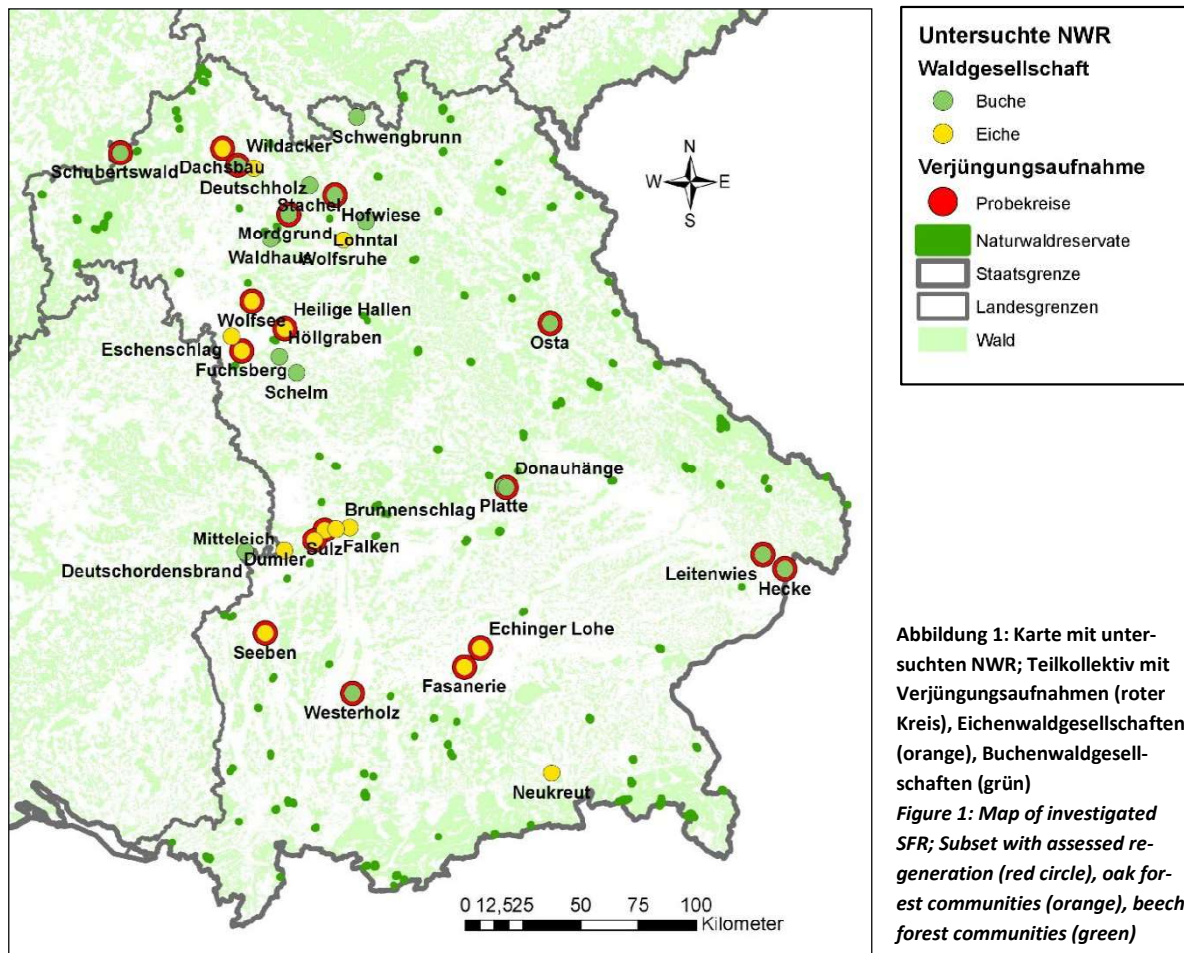
Schließlich werden die gefundenen Entwicklungen und Beobachtungen hinsichtlich der Eiche als wesentlicher Bestandteil der untersuchten Bestände bewertet und diskutiert.

2 Material und Methoden

Die Untersuchung basierte auf ertragskundlichen Erhebungen in Dauerbeobachtungsflächen von 30 NWR in Bayern (Abb. 1 und Anhang). Die Flächen sind i.d.R. einen Hektar groß. Auf diesen Flächen wurden seit 1978 in regelmäßigen Abständen Vollaufnahmen des aufstockenden Bestands ab 7 cm BHD nach standardisierten Verfahren durchgeführt (vgl. Albrecht 1990).

Die Auswahl der NWR erfolgte nach vorhandenen Eichenanteilen, die – gemessen an der Bestandsgrundfläche – bei mindestens 5% lagen und für die mindestens eine Wiederholungsaufnahme vorhanden war. Bei der Auswahl wurde ein größtmöglicher räumlicher und ökologischer Gradient über Bayern hinweg abgedeckt (Abb.1). Die Standorte reichen dabei gut wasserversorgten Feinlehmen über mäßig trockene Schichtböden bis hin zu mäßig wechselfeuchten strengen Tonen.

Die untersuchten NWR wurden in Eichen- und Buchenwaldgesellschaften auf der Grundlage von vorhandenen Vegetationskartierungen kategorisiert. Dabei wurden die natürlichen Waldgesellschaften *Galio-Carpinetum* und *Potentillo-Quercetum* unter „Eichenwaldgesellschaften“ und *Luzulo-Fagetum*, *Asperulo-Fagetum* sowie *Melico-Fagetum* unter „Buchenwaldgesellschaften“ zusammengefasst.



Ergänzend dazu wurde die klimatische Ausgangslage mithilfe des Ellenberg-Quotienten (EQ) (Ellenberg 2010) für jedes NWR beschrieben. Dieser berechnet sich aus dem 1000-fachen der Julitemperatur geteilt durch den Jahresniederschlag und wird u.a. zur Beschreibung von Buchenwaldtypen verwendet, da er einen klimatischen Schwellenwert der Buchenverbreitung darstellen kann. Bei steigenden Werten über 30 nimmt die Konkurrenzkraft der Buche langsam ab. Über alle betrachteten NWR wurde ein

mittlerer EQ von 23.2 errechnet, der von 15.2 (NWR Neukreut) bis 27.8 (NWR Eschenschlag) reicht. Damit liegen alle betrachteten Reservate noch in dem klimatischen Wohlfühlbereich der Buche.

Zur weiteren Einordnung und Bewertung der Ergebnisse wurden die betrachteten NWR in die unterschiedlichen Waldentwicklungsphasen nach der Methodik von Zenner et al. (2016; Anhang 2) eingeteilt. Demnach liegen aktuell insgesamt 13 Bestände in der späten Optimalphase (sO), 6 in der Plenterphase (P), 7 in der Terminalphase (T) sowie 2 in der Zerfallsphase (Z) (Abb. 2).

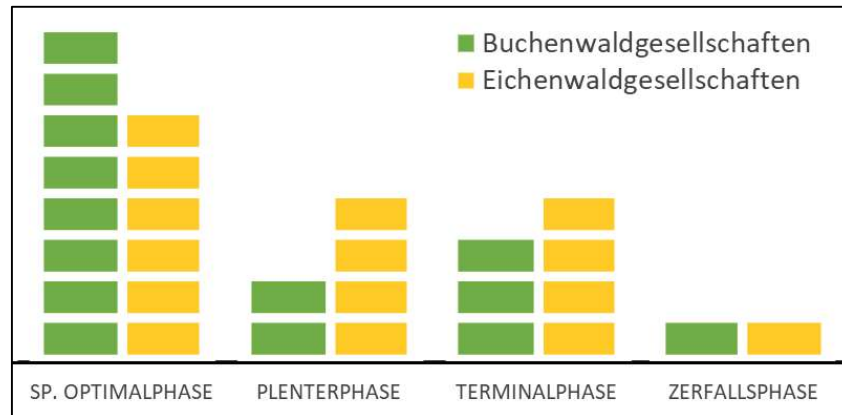


Abbildung 2: Einteilung und Anzahl der betrachteten NWR in die vier vorkommenden Waldentwicklungsphasen nach Zenner et al. (2016); Sp. Optimalphase - geschlossenes Kronendach, Totholz- und Starkholzanteil nimmt zu, Wuchshöhe im Optimum; Plenterphase - stark differenzierte, mehrschichtige Bestandszusammensetzung, Totholzanteil nimmt zu, großer Starkholzanteil; Terminalphase - dichteunabhängiges Absterben von Einzelbäumen- und Gruppen nimmt zu, Vorratsabsenkung, Entstehung von Lücken; Zerfallsphase - Größere Lücken im Bestand und Totholz prägend

Figure 2: classification and counts of investigated SFR in four different forest development stages according Zenner et al. (2016); Late Optimum phase - closed canopy, deadwood and large tree content increases, growth height at optimum; Plenter phase - strongly differentiated, multi-layered stand composition, deadwood content increases, high share of large trees; terminal phase - density-independent dieback of individual trees and groups increases, stock reduction, emergence of gaps; decay phase - larger gaps in the stand and deadwood dominating

Entwicklung des Altbestands und Mortalitätsraten

Der aktuell aufstockende, lebende Bestand zeigte sich hinsichtlich der Altersverteilung, der Bestandsgrundfläche sowie dem Durchmesser des Grundflächenmittelstammes der Eichen und dessen Höhe für die beiden Waldgesellschaftstypen ähnlich. Unterschiede waren insbesondere in der Stammzahl, dem aufstockenden Volumen sowie dem mittleren Eichenanteil zu erkennen, wobei beide Kollektive ähnlich stark variierten (Tab. 1). Neben der Grundflächen- und Vorratsentwicklung des Gesamtbestands in den NWR wurde die Entwicklung der Eichenanteile in % betrachtet.

Zur weiteren Erklärung der beobachteten Dynamik wurden für die Eiche sowie die zwei häufigsten Mischbaumarten Buche und Hainbuche Mortalitätsraten ($Mort_{Ba}$) berechnet.

Die weiteren Mischbaumarten wurden aufgrund des teilweise sehr geringen Anteils in der Beimischung unter „Sonstige Baumarten“ zusammengefasst. Die Berechnung der Mortalitätsraten erfolgte auf Bestandsebene mit folgender Gleichung (vgl. Hülsmann et al. 2018; Sheil und May 1996):

$$Mort_{Ba} = 1 - \left(\frac{N_1}{N_0} \right)^{1/t} \quad (1)$$

Dabei ist N_0 die Anzahl lebender Bäume zu Beginn, N_1 die Anzahl der lebenden Bäume desselben Ausgangskollektivs am Ende der Beobachtungsperiode und t die Länge der Beobachtungsperiode in Jahren. Für die Berechnung der Mortalitätsraten wurden die Bäume des Hauptbestands ($> 7\text{cm BHD}$) verwendet. Es wurde zudem darauf geachtet, dass mindestens 10 Bäume jeder betrachteten Baumart am

Endzeitpunkt vorhanden waren. Für die Baumart Eiche war diese Voraussetzung immer erfüllt. In den Buchenwaldgesellschaften war dies auch für die Buche der Fall und in den Eichenwaldgesellschaften für die Hainbuche. Die mittlere Beobachtungsdauer lag bei durchschnittlich 35 Jahren für alle betrachteten Baumarten.

Tabelle 1: Ertragskundliche Kenngrößen der betrachteten NWR (Stand: letzte Aufnahme); N - Anzahl der NWR, Alter - Inventuralter der Eiche, n - Anzahl der Bäume/ha, G - Bestandesgrundfläche in m²/ha, V - Volumen in Vfm/ha, Ei-Anteil - relativer Grundflächenanteil der Eiche in %, dg Ei - Durchmesser Grundflächenmittelstamm der Eiche, hg Ei - Höhe des Grundflächenmittelstammes der Eiche; dg MiBa - Durchmesser Grundflächenmittelstamm Mischbaumarten; hg MiBa - Höhe des Grundflächenmittelstammes der Mischbaumarten; angegeben sind Mittelwerte sowie min und max (kursiv unter den Mittelwerten)

Table 1: Yield parameters of the considered SFR (at the last assessment); N - number of SFR, (Alter) age - inventory age of oak, n - number of trees/ha, G - stand basal area in m²/ha, V - volume in Vfm/ha, (Ei-Anteil) oak percentage - relative basal area percentage of oak in %, (dg Ei) dg oak - mean diameter of oak, (hg Ei) hg oak - mean height of oak; dg MiBa - mean diameter of admixed species; hg MiBa - mean height of admixed species; indicated are mean values as well as min and max (in italics below the mean values) 1. Line: Oak-forest-communities 2. Line: Beech-Forest-communities

	N	Alter (Jahre)	n (Bäume ha ⁻¹)	G (m ² ha ⁻¹)	V (m ³ ha ⁻¹)	Ei-Anteil (%)	dg Ei (cm)	hg Ei (m)	dg MiBa (cm)	hg MiBa (m)
Eichenwald- gesellschaft	16	194	512	38,6	535,3	43,3	54,2	28,3	39,2	26,5
		128-269	130-800	16,9-47,6	244,7-773,4	5,1-88,5	26,8-79,1	18,3-37,8	23,9-65,0	17,5-33,3
Buchenwald- gesellschaft	14	170	351	37,0	632,0	26,0	45,6	32,3	41,5	32,5
		142-250	128-853	18,6-45,8	355,3-793,3	6,2-85,6	31,1-62,6	22,7-40,1	26,1-53,3	21,8-41,5

Verjüngungssituation

Für die Betrachtung der Verjüngungssituation wurden auf einem Teilkollektiv von insgesamt 19 NWR Verjüngungsaufnahmen in Probekreisverfahren durchgeführt (Abb. 1). Die Aufnahme der Verjüngung umfasste alle Verjüngungspflanzen die höher als 20 cm waren und noch nicht den BHD von sieben cm erreicht hatten. Dabei wurden die Gehölzart und möglicher Leittriebverbiss festgehalten. Die Bäumchen wurden in sechs Höhenstufen von 50 cm (bis 300 cm) eingeteilt. Im Fall der einen Hektar großen Repräsentationsfläche wurden im Raster von 10 x 10 m je 64 Probekreise aufgenommen. Die Pflanzen bis zu 50 cm Höhen wurden in einem Probekreis von je 1 m Radius aufgenommen, die Pflanzen ab einer Höhe von 51 cm innerhalb von 2 m Radius.

Für die Aufnahmen wurden schematisch Reservate ausgewählt, die über 150 Jahre alt sind und in den Daten der Betriebsinventur der Bayerischen Staatsforsten schon aufkommende Verjüngung aufwiesen. Eine weitere Voraussetzung war, dass in den ausgewählten Flächen die Stammfußpositionen des aufstockenden Altbestands bekannt waren. Dadurch wurde eine Beschreibung der lokalen Bestandsstruktur am konkreten Probekreis möglich. Die Verjüngungsflächen sind nicht gezäunt und unterliegen dementsprechend auch dem Wildeinfluss.

Für die Untersuchung des Einflusses von Altbestand auf die vorhandene Verjüngung wurden für jeden Verjüngungspunkt die entsprechende Struktur im Altbestand betrachtet. In der Verjüngung wurden die Pflanzenzahl, die Anzahl der Arten, die Höhenvariation sowie der Gesamtverbiss betrachtet. Als Strukturvariablen des Altbestands wurden die Bestandesgrundfläche, die Artanzahl, die Höhenvariation (*VarK der Höhe*), der Artprofilindex (A) nach Pretzsch (1996) sowie der Shannon Index (*H'*) nach Shannon (1948) verwendet.

Tabelle 2: Ertragskundliche Kenngrößen der betrachteten NWR; N - Anzahl der Verjüngungsstichproben, n Pflanzen – Pflanzenzahl in Verjüngung, n Arten – Anzahl Arten in Verjüngung bzw. im Altbestand, VarK h - Variationskoeffizient der Höhe innerhalb der Verjüngung, Verbiss – Leittriebverbiss in %, G – Bestandsgrundfläche in m²/ha, VarK H – Variationskoeffizient der Höhe des Altbestands, H – Shannon Index, A – Artprofilindex des Altbestands; angegeben sind Mittelwerte und Min und Max (kursiv unter den Mittelwerten)
Table 2: Yield characteristics of the SFR considered; N - number of regeneration sample plots, (n Pflanzen) n plants - number of plants in the regeneration, (n Arten) n species - number of species in regeneration and old stand, VarK h - coefficient of variation of the height within the regeneration, (Verbiss) browsing – total browsing ratio in %, G – stand basal area in m²/ha, VarK H - coefficient of variation of the height within the old stand, H – Shannon Index, A - species profile index of the old stand; indicated are mean values and min and max (in italics below the mean values), 1. Line: Oak-forest-communities, 2. Line: Beech-Forest-communities

		Verjüngung				Altbestand				
	N	n Pflanzen (n ha ⁻¹)	n Arten	VarK h	Verbiss (%)	G (G ha ⁻¹)	n Arten	VarK H	H'	A
Eichenwald-gesellschaft	479	19.380	3	0,57	10,5	41,5	4	0,24	0,96	0,47
		796-192.577	1-10	0,0-1,4	0-100	15,4-99,9	1-9	0,0-0,77	0,0-2,04	0,0-1,1
Buchenwald-gesellschaft	326	18.283	2	0,72	6,6	37,5	3	0,31	0,70	0,40
		796-101.859	1-6	0,0-1,4	0-100	4,6-89,0	1-6	0,0-1,04	0,0-1,57	0,0-1,1

3 Auswertungsergebnisse

3.1 Entwicklung des Hauptbestands

In der überwiegenden Anzahl der NWR war der stehende, lebende Vorrat sowie die Bestandsgrundfläche seit Beginn der Beobachtungen (seit 23-40 Jahren; im Mittel 35 Jahre) angestiegen (Abb. 3). Dabei lag die durchschnittliche jährliche Zunahme der Grundfläche in den NWR der Eichenwaldgesellschaften bei 0,23 m²/ha und Jahr. In den Buchenwaldgesellschaften fiel diese Zunahme geringer aus lag im Mittel bei 0,14 m²/ha und Jahr. Dementsprechend lagen die aktuellen Bestandsgrundflächen bei 38,6 m²/ha in den Eichenwald- bzw. 37,0 m²/ha in den Buchenwaldgesellschaften (Tab. 1, Abb. 3).

Ein entsprechender Anstieg konnte auch beim Vorrat beobachtet werden. Im Mittel lag der jährliche Vorratsanstieg bei 5,67 m³/ha in den Eichenwaldgesellschaften etwas höher als in den Buchenwaldgesellschaften, in denen er bei 4,09 m³/ha lag (Abb. 3). Wegen des höheren Ausgangsniveaus ist trotz des geringeren Anstiegs der absolute mittlere Vorrat in den Buchenwaldgesellschaften mit 632,0 m³/ha knapp 100 m³/ha höher als in den Eichenwaldgesellschaften mit 535,3 m³/ha (Tab. 1, Abb. 3).

Bei insgesamt ansteigenden Bestandsgrundflächen und Bestandsvorräten in vielen NWR (26 bzw. 28 von 30) ging der Anteil der Eiche – gemessen an der Grundfläche – im Mittel in den Buchenwaldgesellschaften um 0,12 % pro Jahr und in den Eichenwaldgesellschaften um 0,02 % pro Jahr zurück. Dieser Rückgang spiegelt sich auch in einem durchschnittlichen Rückgang der Vorratsanteile der Eiche in den einzelnen NWR wider. So lag die durchschnittliche Abnahme des Eichenanteils in den Buchenwaldgesellschaften bei 0,13 % pro Jahr und in den Eichenwaldgesellschaften bei 0,07 % pro Jahr. Zwischen den Waldgesellschaften ist dabei der Unterschied in den Entwicklungstendenzen sehr deutlich.

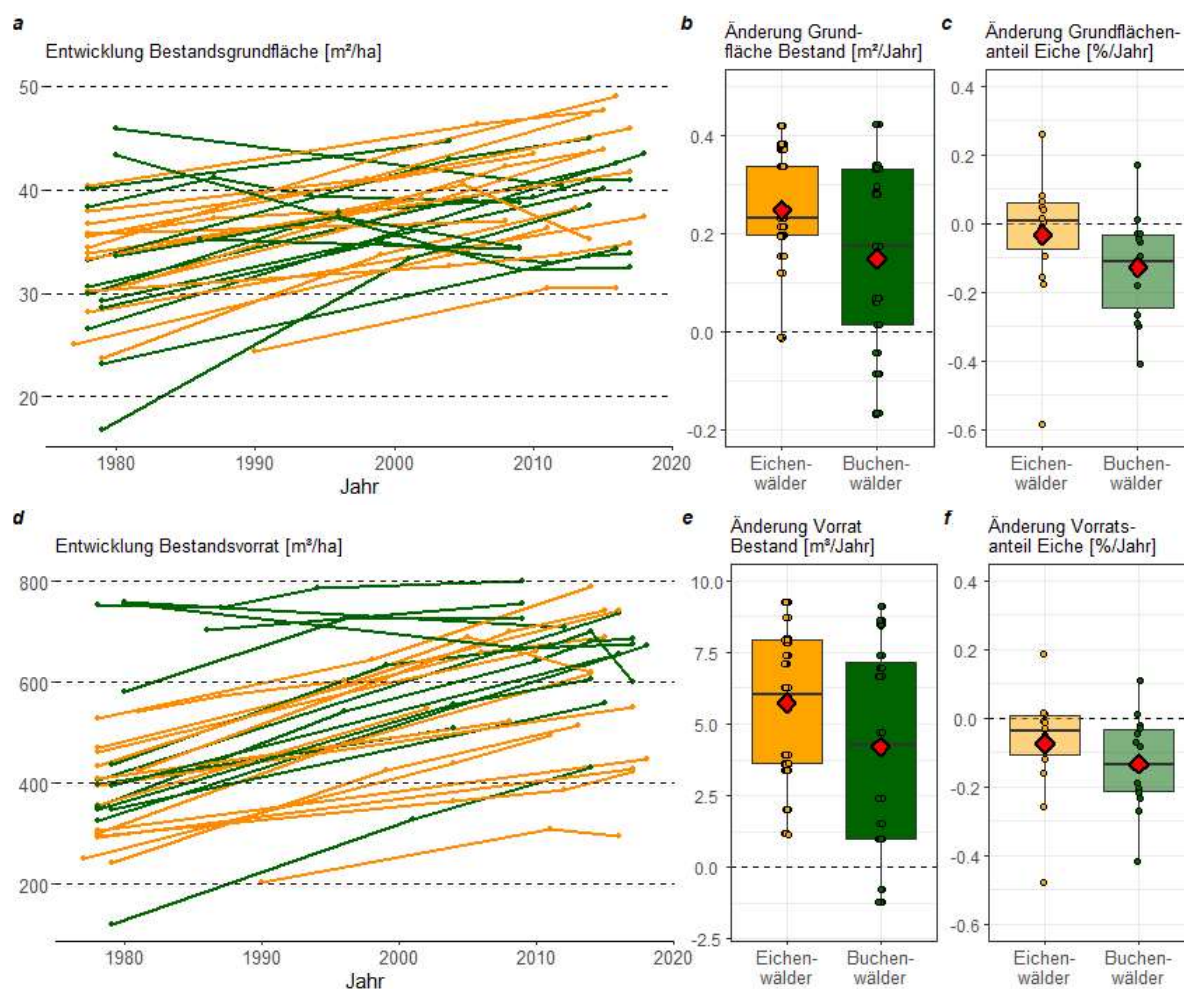


Abbildung 3: Grundflächen- und Vorratsentwicklung der untersuchten NWR (a, d). Reservate der Buchenwaldgesellschaften (grün), der Eichenwaldgesellschaften (orange). Jährliche Änderungen (b, e) sowie die Veränderung des Eichenanteils in den NWR (c, f). Die mittlere Veränderung (roter Punkt). Die mittlere Beobachtungsdauer lag bei 35 Jahren.

Figure 3: Basal area and Growing stock development (a, d). Beech-forest-communities (green lines), Oak-forest-communities (orange lines). Annual changes on stand level (b, e) and changes of oak ratios (c, f). Average changes (red mark). Mean observation period was 35 years.

3.2 Baumartenspezifische Mortalitätsraten

Die Entwicklung der Eichenanteile spiegelte sich auch in den Mortalitätsraten wider. Auch hier zeigte sich ein nach Waldgesellschaft differenziertes Bild. Dabei war die mittlere beobachtete Mortalitätsrate der Eiche von allen betrachteten Baumarten mit 1,68 % pro Jahr in den Buchenwaldgesellschaften am höchsten und auf signifikant höherem Niveau als die beobachteten Mortalitätsraten der häufigsten Mischbaumart Buche. In den Eichenwaldgesellschaften hingegen lag die Mortalitätsrate der Eiche im Hauptbestand mit 0,70 % pro Jahr signifikant niedriger als in den Buchenwaldgesellschaften und in etwa auf einem Niveau mit den Mischbaumarten (Tab. 3, Abb. 4).

Tabelle 3: mittlere jährliche Mortalitätsraten in % für Eiche, Buche, Hainbuche und Sonstige Baumarten

Table 3: mean annual mortality rates in % for oak, beech, hornbeam and other species in oak- and beech forest communities

	Waldgesellschaft	
	Buche	Eiche
Eiche	1,68	0,70
Buche	0,73	0,87
Hainbuche	0,85	0,91
Sonstige	1,24	1,08

Bei der häufigsten Mischbaumart, der Buche, lag die Mortalitätsrate ähnlich niedrig bei 0,73 % pro Jahr in den Buchenwaldgesellschaften und 0,87 % pro Jahr in den Eichenwaldgesellschaften, wobei der Unterschied zwischen den Waldgesellschaften nicht signifikant war. Für die Hainbuche als zweithäufigste

Mischbaumart (insb. in den Eichenwaldgesellschaften) liegt die beobachtete Mortalität für die beiden Waldgesellschaften mit 0,85 % bzw. 0,91 % pro Jahr auf vergleichbarem Niveau. Im Mittel war für die sonstigen Mischbaumarten in den Buchenwaldgesellschaften eine leicht höhere Mortalität (1,24 % pro Jahr) als in den Eichenwaldgesellschaften (1,08 % pro Jahr) zu beobachten. (Abb. 4). Bei der Interpretation der Mortalitätsraten der sonstigen Baumarten ist zu beachten, dass diese innerhalb des Baumartenkollektivs mehr oder weniger stark zwischen den Baumarten variieren können. Bspw. scheint die Esche infolge des Eschentriebsterbens aktuell eine vergleichsweise hohe Ausfallrate zu besitzen, was bei der Linde nicht zu beobachten ist.

Betrachtet man die Mortalitätsraten für die jeweiligen NWR bzw. Bestände so kann man teilweise eine relativ große Streuung in den Mortalitätsraten erkennen. In den Buchenwaldgesellschaften zeigt sich, dass sich die berechneten Mortalitätsraten der Eiche überwiegend über denen der Buche (in 10 von 12 NWR) liegen. Dieses Bild ist in den Eichenwaldgesellschaften heterogener und weniger deutlich.

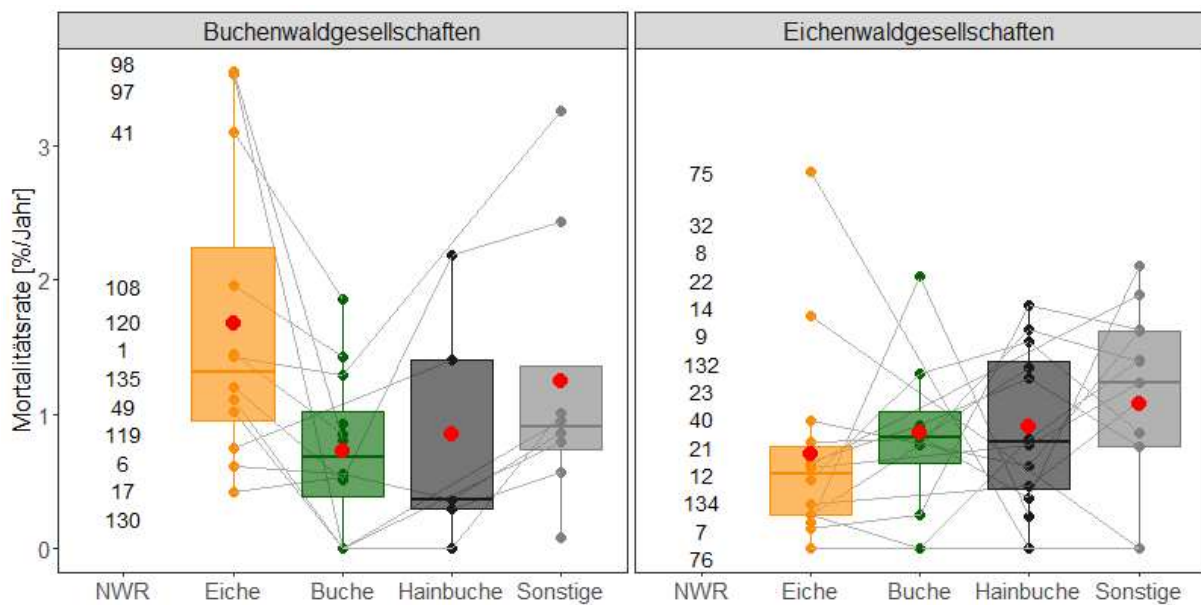


Abbildung 4: Baumartenspezifische jährliche Mortalitätsraten [%] in Buchen- und Eichenwaldgesellschaften; NWR Naturwaldreservate sortiert nach den berechneten Mortalitätsraten der Eiche, graue Linien verbinden die jeweils gleichen NWR (graue Linien); mittlere Mortalitätsrate (roter Punkt); die NWR Bezeichnungen ergeben sich aus Anhang 1

Figure 4: species-specific annual mortality rates [%] in beech and oak forest communities; (NWR) strict forest reserves ordered by oaks' mortality rates; grey lines connect the respective NWR; mean mortality rates (red dots); Information over the strict forest reserves (NWR) are in the annex 1

3.3 Verjüngungssituation in den NWR

Auf 75 % (n=805) aller Verjüngungsstichproben wurde Verjüngung beobachtet. Dabei waren in den Buchenwaldgesellschaften 80 % der Probekreise vorausverjüngt, in den Eichenwaldgesellschaften ein etwa gleich großer Anteil mit 67 %. Die Baumarten-zusammensetzung in der Verjüngung zeichnete hingegen ein differenzierteres Bild als das reine Vorkommen von Verjüngung. Während in den Eichenwaldgesellschaften insgesamt bis zu 28 verschiedene Baum- und Straucharten zu finden sind, beläuft sich die Artenzahl in den Buchenwaldgesellschaften auf weniger als 12 Arten. Die häufigsten Baumarten sind in den Eichenwaldgesellschaften der Bergahorn (23,1 %), gefolgt von Hainbuche (16,7 %) und Esche (9,4 %). Die Buche kommt mit 7,3 % erst an vierter Stelle der häufigsten Hauptbaumarten. In den Buchenwaldgesellschaften hingegen ist die Buche mit 77,5 % und großem Abstand die häufigste Baumart in der Verjüngung. Zweit- und dritthäufigste Baumart ist der Spitz- (7,3 %) bzw. Bergahorn (6,8 %). Die Eiche kommt in den Buchenwaldgesellschaften mit 0,8 % fast nicht und in den Eichenwaldgesellschaften mit 2,5 % nur zu einem geringen Anteil vor (Tab. 4). Die gefundenen Verbissprozentage für die häufigsten Baumarten belegen die vergleichsweise hohe Verbissgefährdung der Eiche. Mit gut 25,3 % Gesamtverbiss wird sie zusammen mit den Sonstigen Baumarten am zweithäufigsten nach dem Feldahorn (42,1 %) verbissen (Abb. 5).

Tabelle 4: Anteile der häufigsten Baumarten und die Gesamtzahl der vorkommenden Baumarten getrennt nach Waldgesellschaftstyp

Table 4: Species ratios of main tree species (beech, hornbeam, sycamore, norway maple, ash and oak) and total number of tree species by forest community type

	Waldgesellschaft	
	Eiche	Buche
Buche	7,3 %	77,5 %
Hainbuche	16,7 %	3,1 %
Bergahorn	23,1 %	6,8 %
Spitzahorn	3,5 %	7,3 %
Esche	9,4 %	0,4 %
Eiche	2,5 %	0,8 %
N Arten	28	12

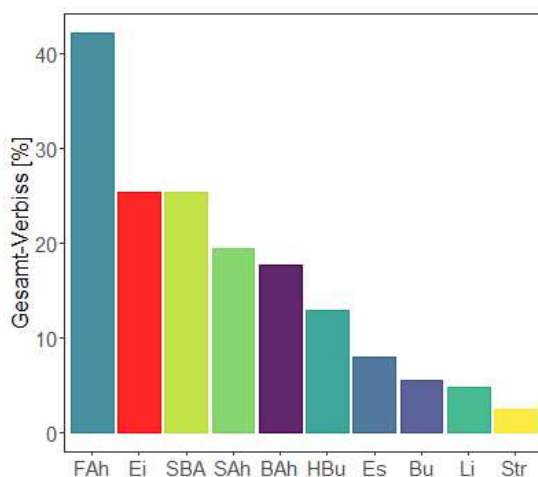


Abbildung 5: beobachtete Verbissprozentage (%) der häufigsten Baumarten; unter SBA wurden alle sonstigen Baumarten zusammengefasst sowie unter Str die aufgenommenen Straucharten

Figure 5: browsing ratios (%) of most frequent tree species (FAh) field maple, (Ei) oak, (SAh) norway maple, (BAh) sycamore, (HBu) hornbeam, (Es) ash, (Bu) beech, (Li) lime; all miscellaneous tree species were summarized under SBA and all shrub species under Str

Die Höhenverteilung der Verjüngung in den einzelnen NWR zeigt zudem, dass die Eiche ausschließlich in den ersten beiden Höhenstufen (< 100cm) vorkommt (Abb. 7). Die höheren Höhenstufen werden in den Buchenwaldgesellschaften insbesondere von der Buche dominiert. Hier ist sie auf 83 % aller Verjüngungspunkte die höchste Baumart, gefolgt vom Bergahorn mit 8 %. In den Eichenwaldgesellschaften ist die Eiche ebenfalls fast ausschließlich in der ersten Höhenstufe bis 50 cm zu finden. Die Buche wird hier von der Hainbuche als Hauptmischbaumart abgelöst, die zusammen mit Bergahorn und Esche die höheren Verjüngungsstufen besetzt. Auf rund 25 % der Verjüngungsprobekreise dominiert die Hainbuche als höchste Baumart, gefolgt vom Bergahorn (23 %) und der Esche (10 %). Die Eiche kommt in den Eichenwaldgesellschaften auf 5 %.

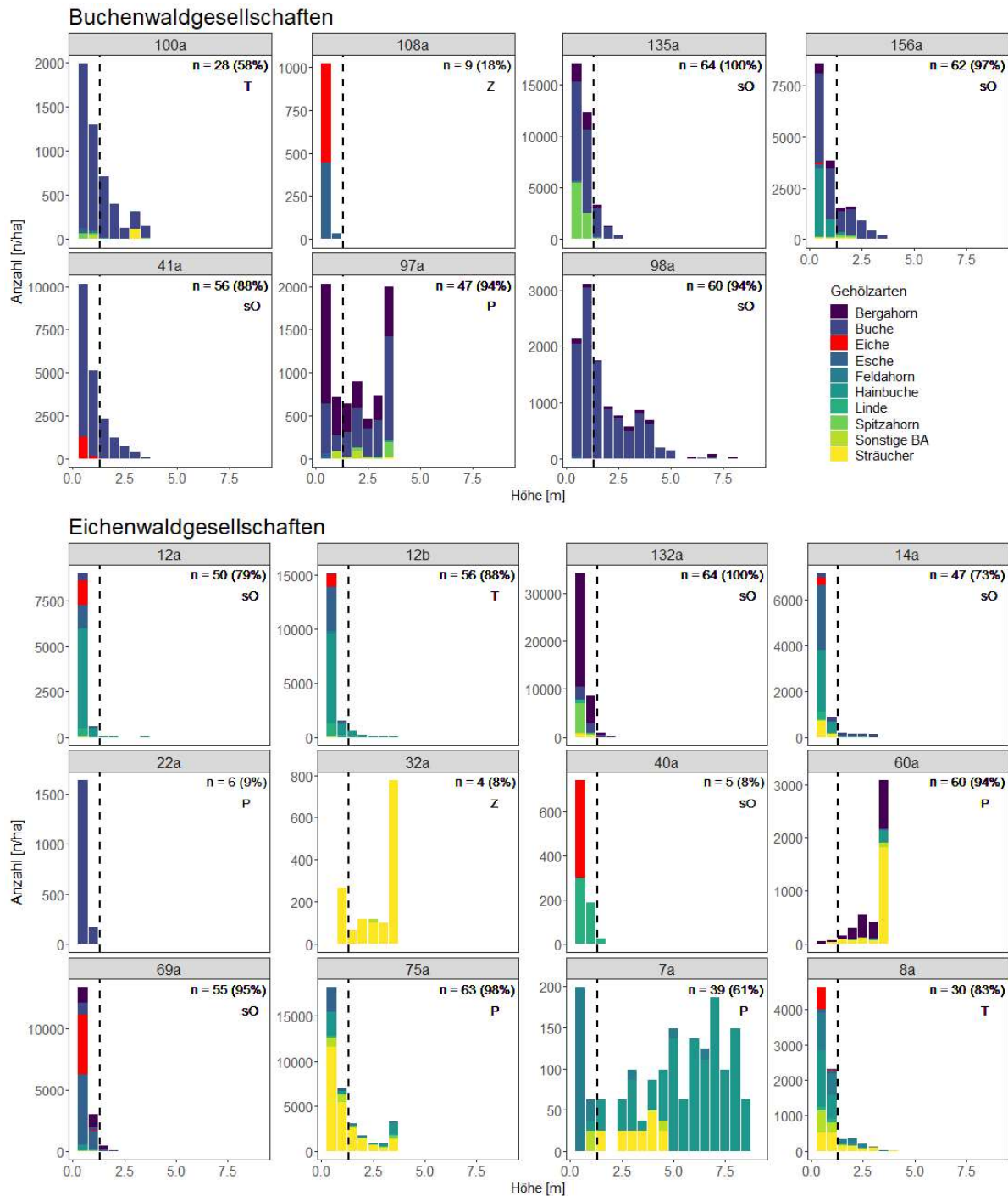


Abbildung 6: mittlere Pflanzenzahlen (n/ha) und die Höhenverteilung der Baumarten in der Verjüngung (19 NWR); gestrichelte Linie markiert die maximale Verbisshöhe (1,3 m); n – Anzahl der verjüngten Probekreise im NWR und %-Anteil; die Buchstaben bezeichnen die Waldentwicklungsphasen; sO – späte Optimalphase; P – Plenterphase; T – Terminalphase; Z – Zerfallsphase; zur Beachtung: die y-Achsen sind für jedes NWR unterschiedlich skaliert

Figure 6: average plant density (n/ha) and height distribution of tree species in the regeneration (19 SFR); dashed line highlights the maximum browsing height (1.3 m); n – counts of the regenerated sample plots within the SFR and its percentage ratio %; letters denote the forest development phase; sO – late Optimum phase; P – Plenter phase; T – Terminal phase; Z – Decay phase; note: the y-axis are scaled differently for each SFR; (Bergahorn) sycamore, (Buche) beech, (Eiche) oak, (Esche) ash, (Feldahorn) field maple, (Hainbuche) hornbeam, (Linde) lime, (Spitzahorn) norway maple, (Sonstige BA) other species, (Sträucher) shrub species

3.4 Zusammenhang der Altbestandsstruktur mit der Struktur der Verjüngung

In einer ersten Analyse der Zusammenhänge zwischen der Struktur des Altbestands und der Verjüngung konnten insbesondere Unterschiede zwischen den Waldgesellschaften festgestellt werden. Zum einen sind die gefundenen Korrelationskoeffizienten von Altbestands- und Verjüngungsvariablen in

den Buchenwaldgesellschaften insgesamt etwas höher als in den Eichenwaldgesellschaften, zum anderen wirkt die Struktur des Altbestands in teilweise verschiedene Richtungen (bspw. Grundfläche des Altbestands oder Artprofilindex) (Tab. 5). Die Artdiversität in der Verjüngung ist insbesondere mit der Zahl an Arten im Altbestand positiv korreliert. Ebenso positiv zeigt sich die Korrelation für den Shannon-Index H' . Während die Anzahl an Arten in der Verjüngung in den Eichenwaldgesellschaften negativ mit der Bestandsgrundfläche korreliert ist, zeigt sich in den Buchenwaldgesellschaften ein positiver Zusammenhang. Die Pflanzendichte in der Verjüngung korreliert in beiden Waldgesellschaften negativ mit der Höhenvariation im Altbestand. In den NWR der Eichenwaldgesellschaften ist die Grundfläche und in denen der Buchenwaldgesellschaften der Artprofilindex negativ mit der Pflanzenzahl in der Verjüngung korreliert. Die Korrelation der Höhenvariation innerhalb der Verjüngung mit der des Altbestands ist in beiden Waldgesellschaften negativ. Der Verbiss korreliert in den Buchenwaldgesellschaften mit der Artdiversität und dem Shannon-Index positiv. In den Eichenwaldgesellschaften ist ein positiver Zusammenhang zwischen Grundfläche und dem Verbiss zu beobachten.

Tabelle 5: Spearman'scher Rangkorrelationskoeffizient (ρ) für Strukturvariablen Altbestand und Verjüngung; n [Probekreise] = 704; Ei – Eichenwaldgesellschaften; Bu – Buchenwaldgesellschaften; Altbestand: G - Bestandsgrundfläche; N Arten - Anzahl Arten; A - Artprofilindex; VarK H – Variationskoeffizient der Baumhöhe; H' – Shannon Index; Verjüngung: n Pflanzen – Anzahl Verjüngungspflanzen, n Arten – Anzahl Arten, VarK h – Variationskoeffizient der Höhe; es sind nur signifikante Koeffizienten dargestellt

Table 5: Spearman's rank correlation coefficient (ρ) for structural variables of old stands and regeneration; n [sample plots] = 704; Ei – Oak forest communities; Bu – Beech forest communities; Altbestand/old stand: G - stand basal area; N Arten - number of species; A - species profile index; VarK H – coefficient of variation of tree height; H' – Shannon Index; Verjüngung/regeneration: n Pflanzen - number of plants per ha, n species - number of species, VarK h - coefficient of variation of height; Verbiss – browsing; only significant coefficients are shown

		Altbestand									
		N Arten		A		H'		G		VarK H	
		Ei	Bu	Ei	Bu	Ei	Bu	Ei	Bu	Ei	Bu
Verjüngung	n Pflanzen				-0,18			-0,19		-0,25	-0,37
	n Arten	0,21	0,32	0,12		0,19	0,32	-0,14	0,17		
	VarK h	0,07			-0,11	0,09				-0,19	-0,29
	Verbiss		0,25				0,29	0,24			

4 Erklärungsansätze und Diskussion

4.1 Bestandsentwicklung

Überwiegend ansteigende Bestandsgrundflächen und Vorräte deuten darauf hin, dass sich der Großteil der NWR noch in der Optimalphase befindet, in der das Kronendach noch geschlossen ist und der Starkholanteil weiter zunimmt. Mit der Einwertung der Bestände in die Entwicklungsphasen nach Zenner et al. (2016) konnte dies bestätigt werden, wobei auch schon mehrere Reservate Eigenschaften späterer Entwicklungsphasen aufweisen. Dies kann u.a. daran liegen, dass die Einordnung der Entwicklungsphasen ursprünglich für kleinere Flächeneinheiten und für Buchenwälder entwickelt wurde. Unabhängig davon deutet sich schon in mehreren NWR eine Dynamik hin zu späteren Entwicklungsphasen an (z.B. NWR Osta).

4.2 Entwicklung der Eichenanteile und Mortalitätsraten

Die Beobachtungen zur Entwicklung der Eichenanteile in den betrachteten NWR bestätigen die Erkenntnisse, die auch schon in anderen Untersuchungen zur Dynamik in NWR mit Eichenbeteiligung gefunden wurden. Die im Mittel sinkenden Eichenanteile in den NWR konnten auch schon Rohner et

al. (2012; 2013) und Heiri et al. (2011) für die Schweiz und Meyer (2013) für NWR innerhalb Deutschlands finden. Auch bei der unterschiedlichen Stärke der Abnahme in Abhängigkeit der potentiell natürlichen Waldgesellschaft sind die bayerischen NWR keine Ausnahme und decken sich ebenfalls mit der Arbeit von Meyer (2013). Eine Studie, die die erwartete klimatische Entwicklung mit der Entwicklung der Baumartenanteile in verschiedenen NWR über Deutschland verteilt untersucht sieht noch keinen Trend (Meyer et al. 2017). Der für die untersuchten NWR berechnete klimatische Ellenberg-Quotient unterstützt diese Beobachtung. Alle NWR liegen in einem Wertebereich (EQ: 15,2 - 27,8), der dem Optimum der Buche zuzuschreiben ist und diese in ihrer Konkurrenzkraft noch nicht einschränkt. Einzelne Bestände auf Grenzstandorten der Buche (z.B. sehr tonigen Böden) zeigen jedoch eine verstärkte Mortalität von alten Buchen und damit indirekt eine Begünstigung der Eiche im Altbestand (vgl. NWR 7 Heilige Hallen, Eichenwaldgesellschaft). Diese Entwicklung scheint mit den aktuell nach dem Jahr 2018 vermehrt dokumentierten Absterben auch alter Buchen (Schuldt et al. 2020) in Zusammenhang zu stehen. Eine standortsunabhängige Trendumkehr in den Mortalitätsraten in Folge längerfristiger klimatischer Effekte ist jedoch aktuell noch nicht festzustellen. Zu einem ähnlichen Resümee kommen Fischer et al. (2014) für die Buchenwälder im Klimawandel, die kaum temperaturgetriebene Veränderungen in ihrer Baumartenzusammensetzung zeigen. Vorerst scheint man für die untersuchten NWR festhalten zu können, dass die Eichenanteile im Altbestand scheinbar noch weiter und stärker (in Buchenwaldgesellschaften) oder schwächer (in Eichenwaldgesellschaften) zurückgehen werden. Dies scheint insbesondere dann der Fall zu sein, wenn großflächigere Störungen und Kalamitäten in den Beständen ausbleiben (vgl. Brzeziecki et al. 2020). Ob und wie die beobachtete, auf die extreme Trockenheit zurückgeführte erhöhte Mortalität verschiedener Baumarten (Schuldt et al. 2020) in Zukunft der Eiche zu Gute kommt, kann mit den vorliegenden Daten jedoch noch nicht beantwortet werden. Eine Studie von Fischer et al. (2018), die die zukünftige potentielle natürliche Vegetation in Bayern modellierte kommt zu dem Schluss, dass sich mit ansteigenden Temperaturen auch die Verbreitung der Waldgesellschaften verändert, insbesondere auch eine Abnahme des Hainsimsen Buchenwalds (kolliner Ausprägung).

Bei der Beurteilung der beobachteten Entwicklung sollte jedoch neben den ökologisch unterschiedlichen Ausgangsbedingungen, wie bspw. Eichen- bzw. Buchenwaldgesellschaften, zudem die ehemalige waldbauliche Nutzung betrachtet werden. Wenige Studien haben bis dato die ehemalige Bewirtschaftung mit in ihre Analysen einbezogen (Heiri et al. 2009; Saniga et al. 2014). In weitergehenden Analysen sollte daher die vormalige Nutzung beachtet werden. Endres und Förster (2014) nannten beispielsweise als einen Grund für eine geringere Abnahme der Eichenanteile die positive Höhenrelation der Eiche gegenüber ihrer Mischbaumarten. Diese konnte insbesondere in denjenigen NWR beobachtet werden, die ehemals als Mittelwald bewirtschaftet wurden und damit die Eiche begünstigte. Frühere Arbeiten gehen u.a. davon aus, dass es sich bei zahlreichen Eichenwaldgesellschaften um sekundäre Waldgesellschaften handelt, die aufgrund menschlicher Eingriffe entstanden sind (Bernhardt-Römermann et al. 2006; Endres und Förster 2014). Es kann daher auch davon ausgegangen werden, dass die beobachtete Höhenrelation zugunsten der alten Eichen neben dem Standort auch durch die Behandlung entstanden zu sein scheint. Zumindest scheint sicher, dass die Eichenanteile sowie ihre Entwicklung im Altbestand in einigen der untersuchten NWR noch von der ehemaligen waldbaulichen Behandlung profitierten (Endres und Förster 2014; Müller-Kroehling 2014). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Heiri et al. (2009), die die Baumartenzusammensetzung auf standörtliche Gegebenheiten und die ehemalige Bewirtschaftung zurückführten.

In den Analysen konnten für die Eiche sowie die häufigsten Mischbaumarten (Buche und Hainbuche) jährliche Mortalitätsraten auf Bestandsebene berechnet werden. Die Größenordnung der in den untersuchten NWR ablaufenden Mortalität deckt sich in etwa mit den berechneten Raten von Hülsmann et al. (2018), die die Mortalität in NWR der Schweiz und Niedersachsen untersucht hat. Meyer und Mölder (2017) untersuchten die Mortalität von Eichen in niedersächsischen Naturwäldern und konnten dabei für die Wälder der Eichenwaldgesellschaften keine durch Konkurrenz erhöhte Absterbewahrscheinlichkeit beobachten. In den Buchenwaldgesellschaften hingegen fanden sie eine höhere Mortalitätswahrscheinlichkeit der Eiche gegenüber der Buche. Die auch in den bayerischen NWR signifikant höhere Eichenmortalität in Buchenwaldgesellschaften ist scheinbar zu einem großen Teil auf die hohe Konkurrenzkraft der Mischbaumarten, insbesondere der Buche zurückzuführen. Die sonstigen Mischbaumarten weisen hingegen für die beiden Waldgesellschaftstypen vergleichbare relativ hohe Mortalitätsraten (1,24 % bzw. 1,08 % pro Jahr) auf. Die Höhe der Mortalität lässt sich vermutlich durch die Baumartenzusammensetzung erklären, die sich verstärkt durch seltenere und meist kurzlebige Arten bildet (Hülsmann et al. 2018). Die in den Buchenwaldgesellschaften beobachtete leicht höhere Mortalität ist Indiz für eine Dominanz der Buche.

Interessant ist, dass die Mortalität der Buche in beiden Waldgesellschaftstypen mit unter einem Prozent in etwa gleich niedrig ist. Dies scheint zu bestätigen, dass es sich bei den Eichenwaldgesellschaften zu einem gewissen Teil um sekundäre, durch die menschliche Bewirtschaftung entstandene Waldgesellschaften handelt (Bernhardt-Römermann et al. 2006; Endres und Förster 2014; Müller-Kroehling 2014) und die Buche auch hier verhältnismäßig gute Wuchsbedingungen vorfinden kann. Demgegenüber hat die Eiche in den Eichenwaldgesellschaften eine geringe Mortalität. Brzeziecki und Bernadzki (2008) konnten in zwei Eichenwaldgesellschaften im Białowieża Nationalpark verschieden starke Stammzahlabnahmen der Eiche beobachten. Sie führten die geringere Abnahme auf ihre Langlebigkeit und insbesondere auf ihre starke soziale Stellung im Bestand zurück. Auf den überwiegenden Flächen in den Eichenwaldgesellschaften kann man diese starke soziale Stellung der Eichen noch beobachten.

Die beobachteten Mortalitätsraten sowie die Entwicklungen in den NWR können neben konkurrenz- und standortsbedingter auch durch kalamitätsbedingte Ausfälle (Sturm, Insekten etc.) entstanden sein, was in vorliegender Studie nicht unterschieden wurde.

4.3 Situation in der Verjüngung

Im Gegensatz zur Baumartenzusammensetzung im Altbestand, in dem die Eiche eine bestandsbildende Rolle einnimmt, ist sie in der Verjüngung kaum und nur vereinzelt zu finden. Bei den Feldaufnahmen wurde vielerorts zwar ein Eichenaufschlag beobachtet, welcher aber die Höhe von 20 cm, die für die Erfassung in den Aufnahmen notwendig ist nicht bzw. noch nicht überwinden konnte.

Die hohe Diversität der gefundenen Arten in den Eichenwaldgesellschaften bestätigt die grundsätzlich höhere Artenvielfalt von Eichen- gegenüber Buchenwaldgesellschaften (Walentowski 2013). Die Eiche kommt dabei in den Eichenwaldgesellschaften mit 2,5 % nur in den ersten beiden Höhenstufen bis 1,0 m. Die häufig beobachtete ungünstige Höhenrelation nimmt mit steigender Höhe der Verjüngung zu. Scheinbar profitieren die Mischbaumarten von der aktuellen Bestandssituation verstärkt gegenüber der Eiche. Allein der Blick auf die Vorräte sowie die ermittelten Waldentwicklungsphasen zeigt die, für die Lichtbaumart Eiche ungünstigen Verjüngungsverhältnisse. Durch die mit einer kleinflächigen und geringen Störungsdynamik einhergehenden, vergleichsweise dunklen Bestandssituationen fehlt es der Eiche an notwendigem Licht. Beispielsweise ist die Buche als schattentolerante Baumart mit Abstand die dominanteste Baumart in der Verjüngung. In der Gesamtheit und für die überwiegende Anzahl der

NWR lässt sich schlussfolgern, dass die Eiche unter den gegenwärtigen Bedingungen in der kommenden Waldgeneration kaum eine Rolle spielen wird. Schattentolerantere Mischbaumarten, wie Buche, Hainbuche oder die Ahornarten nutzen aktuell die geringere Lichtverfügbarkeit zu ihren Gunsten und besetzen so den freien Wuchsraum. Ob sich dies infolge zunehmender (auch altersbedingter) Zerfallsphasen zugunsten der Eiche entwickeln wird muss weiter beobachtet werden. Interessant wird dabei insbesondere sein, wie sich die Situation der Eiche in den NWR Osta und Seeben, mit bzw. ohne Eiche in der Verjüngung entwickelt. Beide Bestände wurden schon jetzt in die Zerfallsphase eingewertet und waren kaum vorausverjüngt. Nach unseren Erhebungen ist jedoch davon auszugehen, dass die schattentoleranteren Arten in den meisten Beständen bereits als gesicherte Vorausverjüngung vorhanden sein werden. Dies gilt für beide Waldgesellschaften in vergleichbarem Maße. Dies ist daher für Eichenwälder in FFH Gebieten (Müller-Kroehling 2014) und deren Erhaltung mitunter von besonderem Interesse (Müller-Kroehling 2013; Schreiber et al. 2021). Mölder et al. (2019) stellen aktuell Überlegungen zur Habitatkontinuität in Eichenwäldern an und sehen mitunter eine besondere Herausforderung in der erfolgreichen Verjüngung und Etablierung der Eiche. Andere Untersuchungen sehen bei der Eiche ebenfalls den Knackpunkt in der natürlichen Verjüngung (Meyer et al. 2016; Müller-Kroehling 2014; Reif und Gärtner 2007). Die hohen Vorräte und die geringe Störungsdynamik in den NWR scheinen die erfolgreiche Verjüngung der Eiche aktuell zu verhindern. Mölder (2009) bspw. führte die fehlende Eichenverjüngung im Nationalpark Hainich neben der hohen Lichtbedürftigkeit auch auf den Verbissdruck zurück. Die gefundenen Verbissprozente legen auch für die bayerischen NWR nahe, dass der Druck des Schalenwilds die erfolgreiche Etablierung der verbissgefährdeten Eiche zusätzlich negativ beeinflusst. Bis dato hat es noch keine Eiche geschafft der maximalen Verbisshöhe zu entwachsen.

Grundsätzlich scheint man bei einer höheren Artdiversität (n Arten und H') im Altbestand auch eine höhere Anzahl an Arten in der Verjüngung erwarten zu können. Mölder (2009) stellte diesen Zusammenhang auch in Laubwäldern des Nationalparks Hainich fest. Dieser Zusammenhang ist in den meist von der Buche dominierten Beständen noch ausgeprägter. Die beobachteten Zusammenhänge zwischen Altbestand und Verjüngung scheinen insbesondere mit der Artzusammensetzung der Verjüngung in Verbindung zu stehen. Wird die Verjüngung in den Eichenwaldgesellschaften von (meist) Halbschattbaumarten mit heterogeneren ökologischen Ansprüchen gebildet, so wird die Verjüngung in den Buchenwaldgesellschaften von der schattentoleranten Buche dominiert. Beispielsweise scheint insbesondere die Verjüngung in den Eichenwaldgesellschaften mit höheren Grundflächen im Altbestand negativ zu korrelieren.

Der beobachtete Verbiss korreliert insbesondere in den Buchenwaldgesellschaften mit den beiden Diversitätsvariablen (n Arten und H'). Scheinbar kommt hier die Anreicherung der dominierenden Buchenverjüngung mit weiteren Mischbaumarten auch dem Schalenwild entgegen. Die bevorzugt verbissenen Baumarten machen diesen Zusammenhang scheinbar überwiegend aus. In den Eichenwaldgesellschaften ist es die Grundfläche, die mit dem Verbiss positiv korreliert. Insgesamt wird man daraus schließen, dass die Eiche durch einen verstärkten Verbissdruck infolge höherer Bestandsdichten, gegenüber weniger verbissenen und schattentoleranteren Arten doppelt benachteiligt wird. Ohne eine konsequente Bejagung scheint daher die erfolgreiche Naturverjüngung und Etablierung der Eiche und weiteren Mischbaumarten in der Buchendominanz zunehmend erschwert. Die aktuelle Verjüngungssituation, häufig kleine Lücken oder ein noch geschlossenes Kronendach, begünstigen weiterhin die schattentoleranteren Arten.

4.4 Bedeutung der Forschung in Naturwaldreservaten

Neben der Bedeutung von NWR als ein wichtiger Baustein in der integrativen Waldbewirtschaftung liefern sie für die Beobachtung und Erforschung natürlich ablaufender Prozesse wertvolle Erkenntnisse. Auf den Repräsentationsflächen der Reservate wird, wie auf langfristigen Versuchs- und Beobachtungsflächen üblich, eine Vollaufnahme des Waldbestands durchgeführt. So können sie beispielsweise dabei helfen die intra- und interspezifischen Konkurrenzverhältnisse in Waldbeständen zu erkennen (Rohner et al. 2012; Mette et al. 2013) und langfristige Zuwachstrends ohne Behandlung (z.B. Biomonitoring) sowie natürliche Altersverläufe zu verstehen (Pretzsch et al. 2019). Maximale Dimensionen auf Bestands- wie Einzelbaumebene können durch die langfristigen Beobachtungen in nicht bewirtschafteten Wäldern ebenfalls gut quantifiziert werden (Paillet et al. 2015). Diese und weitere wichtige Beiträge können insbesondere langfristige Versuchsflächen oder Beobachtungsflächen in unbewirtschafteten Wäldern für die forstliche Forschung leisten (Pretzsch et al. 2019). Für die waldbauliche Praxis allgemein und für die Entwicklung naturnaher Bewirtschaftungskonzepte bietet eine detaillierte Kenntnis über die natürlich ablaufenden Prozesse in unbewirtschafteten Wäldern zugleich Basis wie Entwicklungspotenzial. Dies ist insbesondere bei den zukünftigen Erwartungen und Herausforderungen im Zuge eines sich verändernden Klimas von herausragender Bedeutung.

Dank und Einordnung des Beitrags

Ein besonderer Dank gebührt den studentischen Hilfskräften, die durch ihren tatkräftigen Einsatz bei der Verjüngungsaufnahme, die Auswertung der Verjüngung erst ermöglicht haben.

Der Beitrag ist im Rahmen des Forschungsprojekts W045 zum „Entwicklungspotenzial der Eiche in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern“ entstanden, das vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) als Kuratoriumsprojekt gefördert wird.

Literatur

- Abt, A.; Felbermeier, B. (2021): Waldbauliche und finanzielle Effekte von Durchforstungseingriffen in jungen Traubeneichenbeständen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 97–115.
- Albrecht, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der Waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. In: *Schriftenreihe Naturwaldreservate in Bayern* (Band 1).
- Bernhardt-Römermann, M.; Östreicher, S.; Fischer, A.; Kudernatsch, T.; Pfadenhauer, J. (2006): Das Galio-Carpinetum im Münchener Raum – Ergebnis früherer Bewirtschaftung? In: *Tuxenia* 26, S. 27–36.
- Brzeziecki, B.; Bernadzki, F. E. (2008): Langfristige Entwicklung von zwei Waldgesellschaften im Białowieża-Urwald. In: *Swiss Forestry Journal* 159 (4), S. 80–90. DOI: 10.3188/szf.2008.0080.
- Brzeziecki, B.; Woods, K.; Bolibok, L.; Zajączkowski, J.; Drozdowski, S.; Bielak, K.; Żybura, H. (2020): Over 80 years without major disturbance, late-successional Białowieża woodlands exhibit complex dynamism, with coherent compositional shifts towards true old-growth conditions. In: *J Ecol* 156 (11), S. 243. DOI: 10.1111/1365-2745.13367.
- Ellenberg, H. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Unter Mitarbeit von Christoph Leuschner und Hartmut Dierschke. 6., vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Aufl. Stuttgart: E. Ulmer (UTB, 8104).
- Endres, U.; Förster, B. (2014): Die Eiche in Naturwaldreservaten – auf dem absteigenden Ast? In: *LWF Wissen* 75, S. 70–73.
- Fischer, A.; Jantsch, M.; Müller-Kroehling, S. (2014): Buchenwald-Lebensgemeinschaften im Klimawandel. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 185, S. 71–81.
- Fischer, H. S.; Michler, B.; Fischer, A. (2018): Die zukünftige pnV Bayerns. Wie man sich Vorstellungen über die Standortsituation der Zukunft erarbeiten kann. In: *LWF Aktuell* (4), S. 46–49.

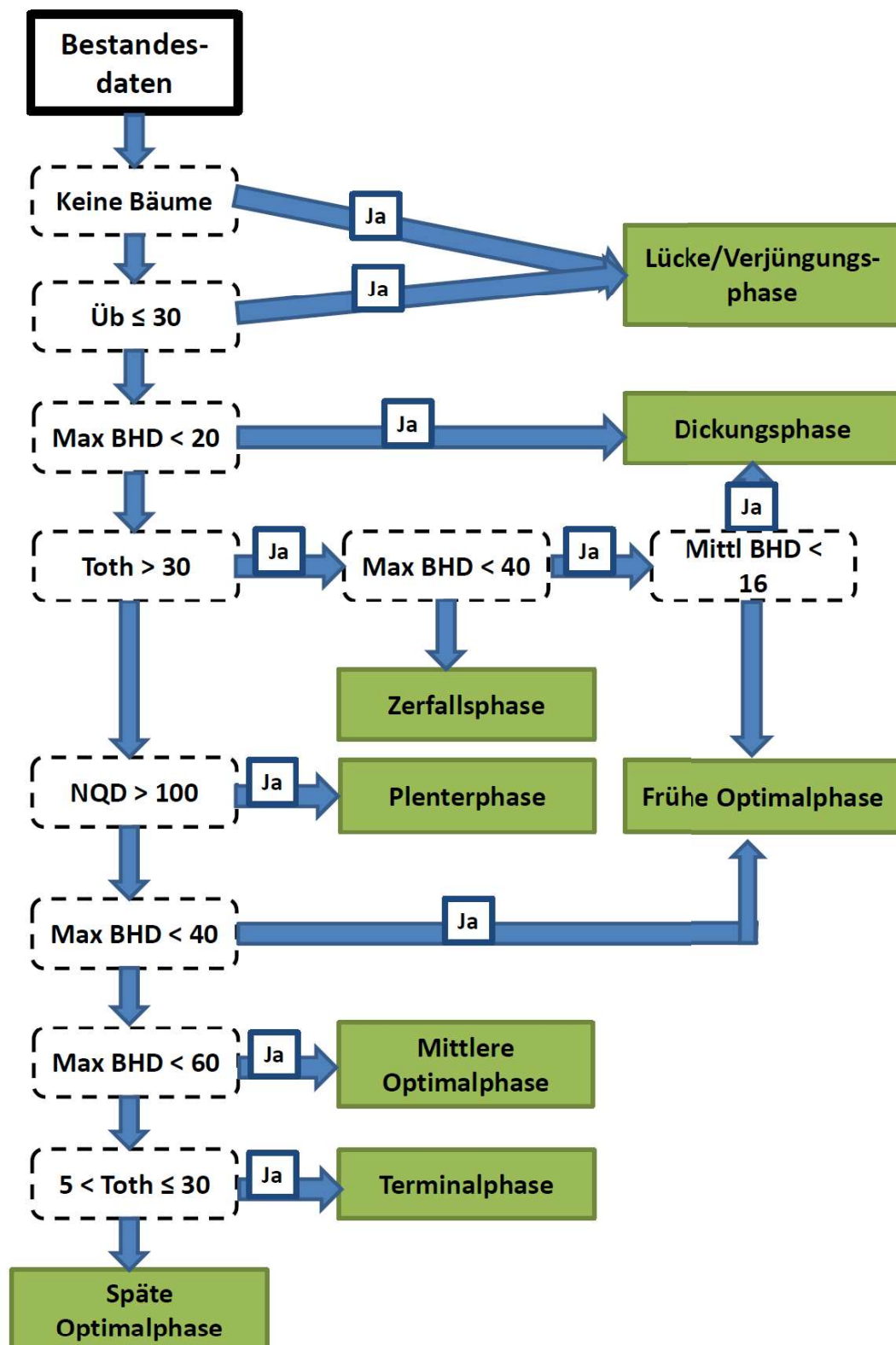
- Heiri, C.; Brang, P.; Commarmot, B.; Matter, J.-F.; Bugmann, H. (2011): Walddynamik in Schweizer Naturwaldreservaten: Kennzahlen und Trends. In: *Waldreservate: 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz*, S. 72–89.
- Heiri, C.; Wolf, A.; Rohrer, L.; Bugmann, H. (2009): Forty years of natural dynamics in Swiss beech forests: structure, composition, and the influence of former management. In: *Ecological Applications* 19 (7), S. 1920–1934.
- Hülsmann, L.; Bugmann, H.; Meyer, P.; Brang, P. (2018): Natürliche Baum mortalität in Mitteleuropa: Mortalitätsraten und -muster im Vergleich. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 169 (3), S. 166–174. DOI: 10.3188/szf.2018.0166.
- Köhl, M.; Hildebrandt, R.; Olschofsky, K.; Köhler, R.; Rötzer, T.; Mette, T. et al. (2010): Combating the effects of climatic change on forests by mitigation strategies. In: *Carbon balance and management* 5, S. 8. DOI: 10.1186/1750-0680-5-8.
- Kölbel, M. (1996): Waldkundliche Untersuchungen im Naturwaldreservat Seeben. In: Markus Kölbel und Ludwig Albrecht (Hg.): *Beiträge zu Eichen-Naturwaldreservaten in Bayern, Naturwaldreservate in Bayern*. Eching: IHW-Verlag (3).
- Kölbel, M.; Albrecht, L. (1996): Waldökologische Forschung in ausgewählten bayerischen Eichen-Naturwaldreservaten - Einführung. In: Markus Kölbel und Ludwig Albrecht (Hg.): *Beiträge zu Eichen-Naturwaldreservaten in Bayern, Naturwaldreservate in Bayern*. Eching: IHW-Verlag (3).
- Kölling, C. (2012): Muss es immer Eiche sein? Baumartenalternativen für warm-trockene Regionen. In: *LWF Aktuell* 88, S. 28–30, zuletzt geprüft am 23.11.2017.
- Mette, T.; Dolos, K.; Meinardus, C.; Bräuning, A.; Reineking, B.; Blaschke, M. et al. (2013): Climatic turning point for beech and oak under climate change in Central Europe. In: *Ecosphere* 4 (12), S. 1–19. Online verfügbar unter <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/ES13-00115.1/full>.
- Meyer, P. (2013): Naturwaldreservate und ihre Erforschung in Deutschland: Erreichtes und Erwartungen, S. 124–129.
- Meyer, P.; Blaschke, M.; Schmidt, M.; Sundermann, M.; Schulte, U. (2016): Wie entwickeln sich Buchen- und Eichen-FFH-Lebensraumtypen in Naturwaldreservaten? Eine Bewertung anhand von Zeitreihendaten. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (1), S. 5–14.
- Meyer, P.; Mölder, A. (2017): Mortalität von Buchen und Eichen in niedersächsischen Naturwäldern [Beech and oak mortality in strict forest reserves, Lower Saxony, Germany]. In: *Forstarchiv* 88 (Heft 3), S. 127–130.
- Meyer, P.; Wevell von Krüger, A.; Balcar, P.; Blaschke, M.; Braunisch, V.; Schmidt, M.; Schulte, U. (2017): Anpassung standortheimischer Baumarten an den Klimawandel. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* (16).
- Mölder, A. (2009): Vielfältige Baumschicht – reichhaltige Verjüngung? Zur Naturverjüngung von artenreichen Laubwäldern im Nationalpark Hainich. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 180 (3/4), S. 76–87.
- Mölder, A.; Meyer, P.; Nagel, R.-V. (2019): Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. In: *Forest Ecology and Management* 437, S. 324–339. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.01.006.
- Mosandl, R.; Abt, A. (2016): Waldbauverfahren in Eichenwäldern gestern und heute. In: *AFZ - Der Wald* (20), S. 28–32, zuletzt geprüft am 05.12.2017.
- Müller-Kroehling, S. (2013): Eichenwald-Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie in Deutschland - drängende Fragen und mögliche Ansätze für ein Konzept zu Erhalt und Sicherung eines günstigen Erhaltungszustandes. In: *Natura 2000 im Wald*, S. 199–207.
- Müller-Kroehling, S. (2014): Eichenwälder in FFH-Gebieten - Kulturwald für den Naturschutz. In: *LWF Wissen* 75, S. 65–69.
- Paillet, Y.; Pernot, C.; Boulanger, V.; Debaive, N.; Fuhr, M.; Gilg, O.; Gosselin, F. (2015): Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. In: *Forest Ecology and Management* 346, S. 51–64. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.02.037.
- Pretzsch, H.; Schütze, G.; Uhl, E. (2013): Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests. Evidence of stress release by inter-specific facilitation: Drought stress release by inter-specific facilitation. In: *Plant Biology* 15 (3), S. 483–495. DOI: 10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x.
- Pretzsch, H. (1996): Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handelns. In: *Tagungsbericht der Sektion Ertragskunde des Deutschen Verbands Forstlicher Forschungsanstalten Tagungsbericht der Sektion Waldwachstumskunde*, S. 143–154.
- Pretzsch, H.; del Río, M.; Biber, P.; Arcangeli, C.; Bielak, K.; Brang, P. et al. (2019): Maintenance of long-term experiments for unique insights into forest growth dynamics and trends: review and perspectives. In: *Eur J Forest Res* 138 (1), S. 165–185. DOI: 10.1007/s10342-018-1151-y.

- Reif, A.; Gärtner, S. (2007): Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) - eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide. In: *Waldökologie online* (5), S. 79–116.
- Rohner, B.; Bigler, C.; Wunder, J.; Brang, P.; Bugmann, H. (2012): Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech. In: *J Veg Sci* 23 (5), S. 892–905. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2012.01408.x.
- Rohner, B.; Bugmann, H.; Brang, P.; Wunder, J.; Bigler, C. (2013): Eichenrückgang in Schweizer Naturwaldreservaten. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 164 (11), S. 328–336. DOI: 10.3188/szf.2013.0328.
- Saniga, M.; Balanda, M.; Kucbel, S.; Pittner, J. (2014): Four decades of forest succession in the oak-dominated forest reserves in Slovakia. In: *iForest - Biogeosciences and Forestry* 7 (5), S. 324. DOI: 10.3832/for0996-007.
- Schreiber, K.; Lauterbach, M.; Zollner, A. (2021): Eichenwälder Bayerns im Kontext Natura 2000. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 217–236.
- Schuldt, B.; Buras, A.; Arend, M.; Vitasse, Y.; Beierkuhnlein, C.; Damm, A. et al. (2020): A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. In: *Basic and Applied Ecology* 45, S. 86–103. DOI: 10.1016/j.baae.2020.04.003.
- Shannon, C. E. (1948): The mathematical theory of communication., S. 3–91.
- Sheil, D.; May, R. (1996): Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. In: *Journal of Ecology* 84, S. 91–100.
- Stimm, K.; Heym, M.; Uhl, E.; Nagel, R.-V.; Pretzsch, H. (2021a): Zur Produktivität von Eichen in Rein- und Mischbeständen in Abhängigkeit von Bestandsstruktur und Standort – vom Bestand zum Einzelbaum. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 126–142.
- Stimm, K.; Uhl, E.; Pretzsch, H. (2021b): Zur langfristigen Verjüngungsdynamik der Eichen (*Quercus petraea* MATT. Liebl und *Quercus robur* L.) in Kieferrein- und Eichenmischbeständen – Struktur, Wachstum, waldbauliche Behandlung. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 162–182.
- Walentowski, H. (2013): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Ein auf geobotanischer Grundlage entwickelter Leitfaden für die Praxis in Forstwirtschaft und Naturschutz. 3. Aufl. Freising: Verl. Geobotanica.
- Zenner, E. K.; Peck, J. E.; Hobi, M. L.; Commarmot, B. (2016): Validation of a classification protocol: meeting the prospect requirement and ensuring distinctiveness when assigning forest development phases. In: *Appl Veg Sci* 19 (3), S. 541–552. DOI: 10.1111/avsc.12231.

Anhang A1 - Liste mit Kurzbeschreibung der untersuchten NWR

NR	NAME	Kurzbeschreibung	Höhe von	Höhe bis	PNV1	PNV2	EQ
1	Höllgraben	Buchen-Eichen-Hainbuchen-Wald der Frankenhöhe	428	497	Luzulo-Fagetum	Galio-Carpinetum	24.8
6	Schelm	Artenreicher Laubmischwald am Rande der Frankenhöhe	400	450	Luzulo-Fagetum		25.5
7	Heilige Hallen	Eichen-Buchen-Hainbuchen-Wald der Frankenhöhe	350	410	Galio-Carpinetum	Luzulo-Fagetum	25.2
8	Fuchsberg	Artenreicher ehemaliger Mittelwald der Frankenhöhe	380	460	Galio-Carpinetum	Carici-Fagetum	26.5
9	Eschenschlag	Eschen-Eichen-Mischwald der Fränkischen Platte (ehemaliger Mittelwald)	388	395	Galio-Carpinetum	Pruno-Fraxinetum	27.9
12	Wolfsee	Artenreicher Laubmischwald am Anstieg aus der südlichen Gipskeuperplatte in den Steigerwald	320	360	Galio-Carpinetum	Luzulo-Fagetum	27.2
14	Mitteleich	Eichen-Hainbuchenwald der Riesalb (Egualb)	500	528	Galio-Carpinetum	Asperulo-Fagetum	23.4
17	Deutschor-dens-brand	Buchen-Eichen-Hainbuchen-Wald auf der Riesalb (Egualb) (ehemaliger Mittelwald)	585	605	Lathyro-Fagetum	Galio-Carpinetum	21.3
20	Falken	Eschen-Winterlinden-Buchen-Mischwald auf der Riesalb (ehemaliger Mittelwald)	520	545	Galio-Carpinetum	Asperulo-Fagetum	21.6
21	Sulz	Eichen-Hainbuchen-Buchenwald auf der Schwäbischen Riesalb	430	515	Galio-Carpinetum	Lathyro-Fagetum	24.1
22	Dumler	Eichen-Hainbuchenwald auf der Schwäbischen Riesalb	495	505	Galio-Carpinetum		24.3
23	Brunnenschlag	Mischwald aus Esche, Bergahorn, Fichte, Buche, Eiche auf der Schwäbischen Riesalb	510	535	Aceri-Fraxinetum	Lathyro-Fagetum	21.6
32	Seeben	Eichen-Hainbuchenwald auf Deckenschotter der Iller-Lech-Schotterplatte	520	535	Galio-Carpinetum		20.6
40	Wolfsruhe	Ehemaliger Mittelwald aus Eiche, Hainbuche und Linde in der Nördlichen Keuperabdachung	260	300	Galio-Carpinetum		27.6
41	Hofwiese	Buchen-Eichen-Wald im Baunach-Hügelland	325	360	Luzulo-Fagetum		24.6
45	Schwengbrunn	Ehemaliger Mittelwald mit vorwiegend Eiche im Fränkischen Bruchschollenland	350	420	Luzulo-Fagetum	Galio-Carpinetum	21.7
49	Lohntal	Artenreicher Mischwald (vorherrschend Buche) im nördlichen Albvorland	380	530	Lathyro-Fagetum	Luzulo-Fagetum	17.9
75	Fasanerie	Eichen-Eschen-Hainbuchen-Wald auf der Nördlichen Münchner Schotterebene	489	490	Galio-Carpinetum		20.4
76	Neukreut	Auwaldbestand (Edellaubholz mit Eiche) auf alluvialen Ablagerungen in der Inn-Jungmoräne	466	466	Aceri-Fraxinetum		15.2
97	Hecke	Edellaubbaumreiche Buchenwälder mit Fichte im Neuburger Wald	310	405	Asperulo-Fagetum	Aceri-Fraxinetum	19.0
98	Leitenwies	Buchen- und Stieleichenwald mit Fichte im Neuburger Wald	370	422	Asperulo-Fagetum	Galio-Carpinetum Luzuletosum	20.1
99	Platte	Buchenwälder mit Eiche in der südlichen Frankenalb	430	470	Asperulo-Fagetum	Galio-Carpinetum	24.8
108	Osta	Stieleichen-Winterlinden-Wald im Oberpfälzer Becken- und Hügelland	480	490	Luzulo-Fagetum	Galio-Carpinetum Luzuletosum	25.3
119	Stachel	Artenreicher ehemaliger Mittelwald in den Haßbergen	430	490	Luzulo-Fagetum	Galio-Carpinetum Luzuletosum	22.2
120	Waldhaus	Buchen-Wald mit Eiche, Hainbuche, Esche und Schwarzerle im nördlichen Steigerwald	370	445	Luzulo-Fagetum	Carici remotae-Fraxinetum	23.7
130	Schubertswald	Eichen-Buchen-Wald mit Fichten-Lärchen- und Stroben-Beimischung auf Buntsandstein im Nordspessart	455	478	Luzulo-Fagetum		19.6
132	Dachsbau	Artenreicher ehemaliger Mittelwald auf Muschelkalk in der Nördlichen Fränkischen Platte	290	357	Galio-Carpinetum	Lathyro-Fagetum	23.5
134	Deutschholz	Eichen-Hainbuchenwald auf Keuper in der Fränkischen Platte	355	370	Galio-Carpinetum	Melico-Fagetum	26.1
135	Wildacker	Artenreicher Laubmischwald auf Muschelkalk in der Fränkischen Platte	335	360	Melico-Fagetum	Galio-Carpinetum	25.4

Anhang A2 - Entscheidungsbaum und Entwicklungsphasen verändert nach Zenner et al. (2016); Üb – Über-schirmung in %; Toth – Totholzanteil in % vom Vorrat; NQD – normalisierter Quartilsabstand des BHD



Der Artenreichtum an Eichen in Mitteleuropa – ein Mini-Review

Jörg Müller und Martin M. Gossner

Zusammenfassung Aus Literaturangaben ist bekannt, dass Eichen Wirtspflanzen für eine artenreiche assoziierte Fauna darstellen. Dabei sind es sehr unterschiedliche Faktoren, die Eichenlebensräume artenreich machen. Hierbei kann bereits die genetische Vielfalt zwischen und innerhalb von Eichenarten zu einer höheren Vielfalt an assoziierten Organismen führen. Durch verschiedene Pflanzeninhaltsstoffe fördert jeder Genotyp eine eigene Fauna. Die offene Kronenstruktur der Eichen bietet darüber hinaus sehr heterogene Lebensräume für Blatt- und Kronentotholzbewohner. Die raue Stammoberfläche wird von vielen Arthropoden ganzjährig als Lebensraum genutzt und bietet somit Arten höherer trophischer Ebenen wichtige Nahrungsressourcen. Durch ihr außergewöhnlich hohes Alter können Eichen im Laufe der Zeit eine Vielzahl an Mikrohabitaten, wie Totholz, Höhlen und Epiphyten ansammeln. Diese sind wichtige Lebensräume für eine Vielzahl von Arten. Als lichtbedürftige Baumarten stellen Eichen in der Regel Waldökosysteme mit einem hohen Anteil lichter Waldentwicklungsphasen. Dies wiederum fördert die Pflanzen- und Insektenvielfalt. Auch, oder gerade im Klimawandel werden Eichenarten in der Zukunft wieder an Bedeutung in Wäldern Deutschlands gewinnen.

Schlüsselwörter Phytophage Insekten, Wirtsbäume, Eiche, Quercus

Abstract From literature, it is well known that oaks provide host plants for a species-rich associated fauna. There are various factors that make oak habitats species-rich. The genetic diversity between and within oak species can already lead to a high diversity. Very specific chemistry of leafs and wood of each oak genotype also promote a specific fauna. The open crown structure of oak trees offers very heterogeneous habitats for leaf and crown deadwood inhabitants. The rough trunk surface is used by many arthropods as a year-round habitat and provides food for higher trophic level species. Due to their unusually high age, oak trees can accumulate a variety of microhabitats such as deadwood, cavities and epiphytes over time. These provide habitats for many species. As light demanding tree species, oaks generally represent forest ecosystems with a high proportion of open development phases. This in turn promotes plant and insect diversity. Oak species will especially in the context of climate change, gain in importance again in German forests in the future.

Keywords Phytophagus insects, host trees, oak, Quercus.

1 Einleitung

Die Wahl der Baumart gehört zu den wichtigsten Steuerungselementen der Forstwirtschaft. In jüngerer Zeit erfolgt diese nicht mehr nur zur Optimierung der Holzproduktion, sondern auch immer bewusster zur besseren Bereitstellung verschiedener Ökosystemfunktionen, sowie einer Förderung der natürlichen Artenvielfalt (van der Plas et al. 2018; Penone et al. 2019). In den Strategien für resilientere Wälder im Klimawandel ist die Diversifizierung der Baumarten eine Schlüsselstrategie (Puettmann und Messier 2019), allerdings nicht neu sondern bereits seit Karl Gayer (1886) propagiert.

Eichen (Fagaceae: *Quercus*) stellen mit über 500 rezenten Arten in der Nordhemisphäre weltweit eine der artenreichsten Gattungen der Baum- und Straucharten in Wäldern der gemäßigten, subtropischen und tropischen Zone (Manos und Stanford 2001). Darunter befinden sich sowohl immergrüne als auch laubabwerfende Arten. Nach aktueller Taxonomie wird die Gattung *Quercus* in zwei Untergattungen *Cyclobalanopsis* und *Quercus* eingeteilt. In der letzteren finden sich vier Sektionen, *Cerris*, *Lobatae* (Roteichen), *Protobalanus* und *Quercus* (Weißechen) (Valencia-Cuevas und Tovar-Sanchez 2015). Zu letzterer Gruppe gehören die beiden in Deutschland wichtigsten Eichenarten Stiel- (*Q. robur*) und Traubeneiche (*Q. petraea*) (Samuel et al. 1998). Seltener Eichenarten in Deutschland sind die aus dem Mittelmeerraum eingeführte Zerr- (*Quercus cerris*) und Flaumeiche (*Quercus pubescens*) (Aas 2021). Aus Nordamerika wurde bereits Anfang des 18. Jahrhunderts die Roteiche *Q. rubra* in Deutschland eingeführt. Eichenwälder sind auf Grund ihrer hohen Vielfalt an assoziierten Arten bei Naturschützern schon lange im Fokus. Im Folgenden sollen verschiedenen Aspekte dieser hohen Artenvielfalt aufgezeigt und daraus Empfehlungen für Eichenwäldern abgeleitet werden.

2 Die Gattung *Quercus* als Wirtsbaum

2.1 Was macht Baumgattungen artenreich

Southwood (1961) und später Brändle und Brandl (2001) haben untersucht, wie sich die unterschiedliche Artenzahl und der Anteil an Spezialisten bei Insekten und Milben auf Baumgattungen in England und Mitteleuropa erklären lässt. Dabei haben sie die aktuelle Verbreitung, die Verbreitung im Holozän, die Baumhöhe als Maß für die strukturelle Komplexität und die taxonomische Isolation, gemessen als Zahl der Baumarten pro Gattung berücksichtigt. Ein zentrales Ergebnis dieser Arbeiten war, dass der Artenreichtum einer Baumgattung insbesondere durch die aktuelle und historische Häufigkeit und die Baumhöhe positiv beeinflusst wird. Der Anteil an Spezialisten hingegen sinkt mit der aktuellen Häufigkeit, steigt aber mit taxonomischer Isolation und Anwesenheit seit der letzten Eiszeit an. Diese Ergebnisse unterstützen zwei Hypothesen, die *Species–Area Hypothese* und die *Coevolutionary Hypothese* (Brändle und Brandl 2001). Baumarten, die weit verbreitet sind, versammeln auch viele Arten auf sich, da sich die Wahrscheinlichkeit eines Wirtswechsels oder die Ausbildung neuer Arten mit der Häufigkeit des Aufeinandertreffens erhöht. Baumarten einer artenreichen Gattung haben zudem mehr Insektenarten, da die Wahrscheinlichkeit eines Wirtswechsels mit zunehmender phylogenetischer Nähe aufgrund ähnlicher Pflanzenabwehrstoffe ansteigt.

Diese Untersuchungen zeigen wie wichtig die Häufigkeit eines Wirtes für seine Artenvielfalt ist und sagen voraus, dass vom Menschen eingeführte oder natürlich eingewanderte Arten mit der Zeit und steigender Häufigkeit auch immer mehr phytophage Insekten auf sich vereinen werden. Dies haben Frenzel et al. (2000) und Gossner (2004) für phytophage Insekten, sowie Bussler et al. (2011) für Borkenkäfer gezeigt. Dabei weist die Douglasie in Deutschland heute bereits einen Artenreichtum an Borkenkäfern auf, wie er von ihrer Anbaufläche zu erwarten ist.

Heilmann-Clausen et al. (2016) untersuchten holzbewohnende Pilze in Dänemark im Hinblick auf Artenreichtum und Netzwerkstrukturen mit dem Wirt. Dabei stand der Pilzartenreichtum in einem positiven Zusammenhang mit der Wirtsbaumgröße und der Anzahl der Arten in der Wirtsgattung, ähnlich wie bei den Insekten. Im Gegensatz zu den Insekten war jedoch die Wirtshäufigkeit und die Wirtsgeschichte von geringerer Bedeutung. Im Vergleich zu den Holzkäfern könnte dies an der engeren evolutionären Bindung von Holzpilzen über ihre enzymatischen Eigenschaften an ihren Wirt liegen (Müller et al. 2020). Unter den Blattfressern sind viele Arten nicht auf Eiche spezialisiert (Abb. 1). Je loser die Bindung an die Wirtsidentität, desto stärker dürfte sich der Sampling Effekt im Sinne der *Habitat-Amount Hypothese*, über die Fläche und Dauer der Wirts-Präsenz auswirken (Fahrig 2013). In diesem Fall sammeln Baumarten einfach über ihre Flächenpräsenz Arten ein.

2.2 Eichen als Hotspot der Diversität

In der Arbeit von Brändle und Brandl (2001), die Literaturangaben zu Arthropoden auf verschiedenen Wirtsgattungen zusammengefasst hat, steht die Gattung *Quercus* nach *Salix* an zweiter Stelle bezüglich des Artenreichtums pflanzenfressender Arthropoden (Phytophage) sowie des Anteils an Wirtsspezialisten unter diesen (Abb. 1-3). Die wichtigsten Ordnungen phytophager Insektengruppen auf Eiche sind in sinkender Artenzahl Käfer, Schmetterlinge (Lepidoptera), Schnabelkerfe, wie Wanzen, Zikaden und Pflanzenläuse (Hemiptera) und Hautflügler (Hymenoptera) (Abb. 1). Bei den Pilzen steht die Eiche an dritter Stelle (Abb. 1) nach Buche und Fichte. Dies gilt sowohl für saprotrophe Pilze (Zersetzer von totem, organischem Material), als auch für Ektomykorrhiza (Symbiose zwischen Pflanzen und Pilzen). Ein Vergleich beider Reiche zeigt ähnliche Muster mit vielen Arten für Fichte, Tanne, Buche und Eiche (Abb. 1).

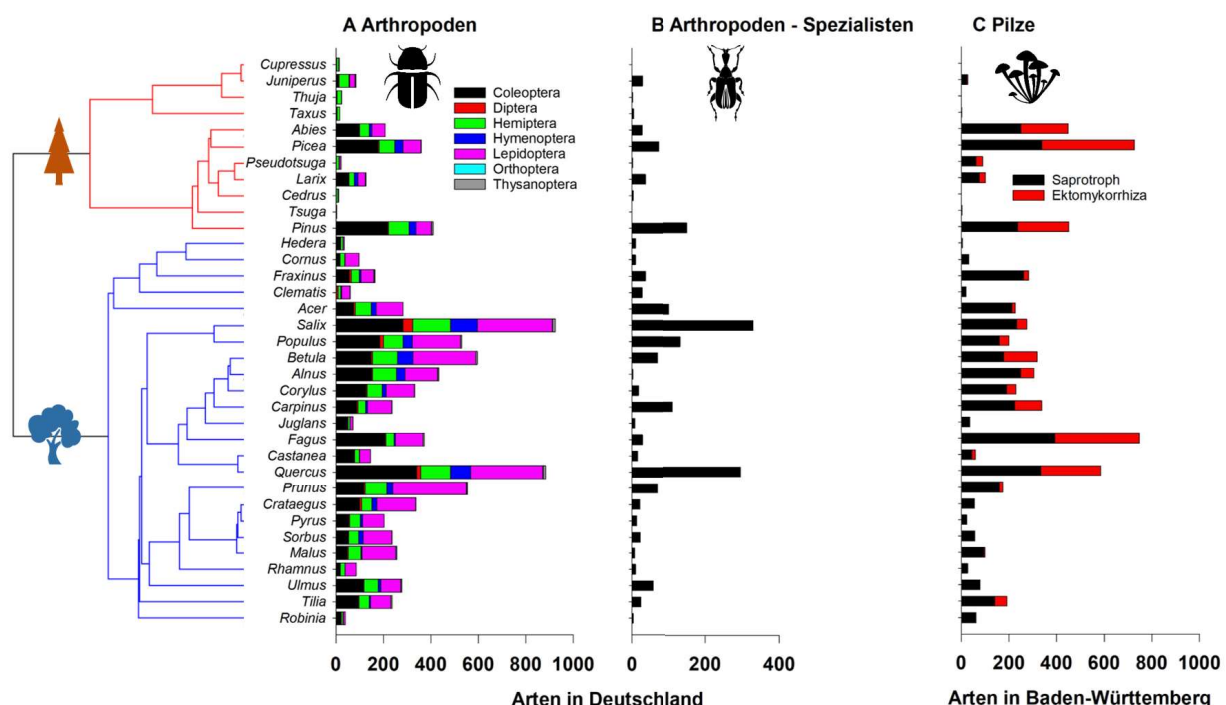


Abbildung 1: Artenreichtum von A) Arthropoden, B) Wirtsspezialisten unter den Arthropoden auf verschiedenen Baum- und Strauchgattungen in Deutschland und C) Pilze in Baden-Württemberg nach Literaturangaben von (Brändle and Brandl 2001) und (Krieglsteiner 2000) mit Ergänzungen. Die Phylogenie der Baumarten wurde Bussler et al. (2011) entnommen.

Figure 1: Species richness of A) arthropods, B) host specialists among arthropods on different tree and shrub genera in Germany and C) fungi in Baden-Württemberg according to literature references by Brändle and Brandl (2001) and Krieglsteiner (2000) with supplements. The phylogeny of the tree species was taken from Bussler et al (2011).

Dies dürfte auf den oben genannten *Species-Area* Effekt zurückzuführen sein. Abweichend davon zeigen bei den Insekten Weiden, Pappeln und auch Birke besonders viele Arten, was bei den Pilzen nicht der Fall ist. Hier dürften es vor allem spezifische Blatinhaltsstoffe sein, die den Artenreichtum erhöhen. Die Eiche weist beide Merkmale auf, sie ist weit verbreitet und weist eine spezielle Zusammensetzung in den Inhaltsstoffen auf. Man muss aber bei diesem Vergleich der Artenzahlen aus der Literatur immer den unterschiedlichen Sammelaufwand berücksichtigen. Von häufigen Baumgattungen liegen oft deutlich mehr Nachweise vor (Heilmann-Clausen et al. 2016). Daher ist das Muster des Artenreichtums in Abbildung 1 sicherlich neben den oben diskutierten ökologischen Eigenschaften auch vom Sammelaufwand und der Häufigkeit der Baumgattung (beide sind ohne Angaben des Sammelaufwandes kaum zu trennen) beeinflusst. Wo immer standardisierte Erfassungen an Baumgattungen durchgeführt wurden oder der Artenreichtum um den Sammelaufwand standardisiert wurde, fallen die Unterschiede häufig deutlich geringer aus (Gossner 2004; Heilmann-Clausen et al. 2016; Vogel et al. 2020; Müller et al. 2015; Gossner et al. 2016).

3 Was fördert die Artenvielfalt auf Eichen im Speziellen

3.1 Genetische Vielfalt bei Eichen

Genetische Vielfalt innerhalb einer Baumart oder Baumgattung kann ein wichtiger Treiber für die Diversität der Lebensgemeinschaften sein. Mit steigender genetischer Vielfalt kann es zu einer höheren morphologischen, phänologischen, strukturellen und chemischen Vielfalt kommen. Diese wiederum können wichtige Treiber für Artengemeinschaften sein. Die meisten Studien hierzu stammen allerdings von Hybrid-Pflanzen (Tovar-Sanchez und Oyama 2006). Neben Gemeinschaften phytophager Insekten können auch die Gemeinschaften endophytischer Pilze, Mykorrhiza-Pilze, Epiphyten und Bodenorganismen durch innerartliche genetische Unterschiede beeinflusst werden (Whitham et al. 2012).

Bisherige Studien über die Auswirkung von innerartlicher genetischer Vielfalt bei Eichen zeichnen allerdings ein uneinheitliches Bild. Für Eichenarten in Mexiko konnte eine steigende Diversität an Gallbildnern und der Kronenfauna insgesamt mit steigender genetischer Diversität der Wirtsbäume gezeigt werden (Tovar-Sanchez und Oyama 2006). Im Gegensatz dazu konnten Tack et al. (2010) an Stieleiche (*Quercus robur*) in Finnland (Gallbildner, Minierer, Blattroller) und Castagnérol et al. (2012) in Frankreich (phytophage Insekten) keine signifikanten Effekte der genetischen Vielfalt auf die Gemeinschaftsstruktur und Vielfalt der Insekten nachweisen. Diese Ergebnisse wurden durch eine Baumkronenstudie in Bayern bezüglich der Kronenfauna an Käfern und Wanzen bestätigt (Gossner et al. 2015). Ähnlich wie bei der Studie in Finnland war die geografische Position deutlich bedeutsamer für die Artenzusammensetzung als der Genotyp. Weitere Studien zur Baumkronenfauna in Herkunftsversuchen in denen verschiedene Genotypen gemischt werden könnten hier neue Einblicke liefern.

3.2 Blatinhaltsstoffe

Die Variation der chemischen Inhaltsstoffe kann Arthropoden-Gemeinschaften über die Nahrungsqualität oder als Verteidigung gegen Fraß (Strong et al. 1984) stark beeinflussen. Im Allgemeinen sind es nicht nur einzelne Stoffe, sondern ein diverser Mix von Metaboliten der die Zusammenhänge zwischen Pflanzen und herbivoren Insekten treibt (Richards et al. 2016). Erste Studien an Bäumen zeigen, dass ein enger Zusammenhang zwischen phytochemischer Diversität und Herbivorendiversität besteht (Richards et al. 2016). Für *Q. robur* konnte ein negativer Zusammenhang zwischen dem Gehalt an Blatt-Tanninen und der Abundanz phytophager Insekten, hier dem Frostspanner *Operophtera brumata* gezeigt werden (Feeny 1970). Tannine können dabei das Wachstum und Überleben reduzieren und die

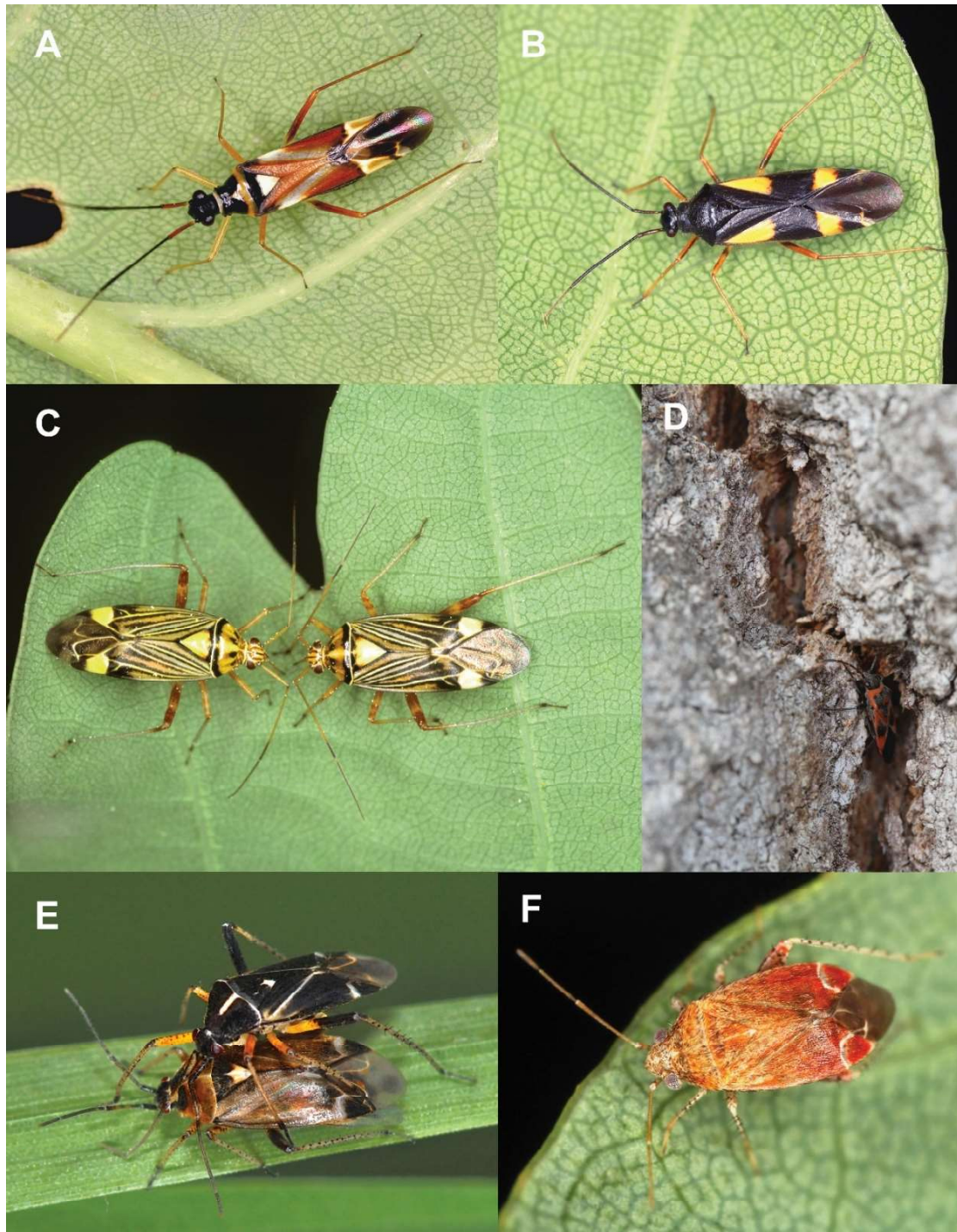


Abbildung 2: Viele Wanzenarten, insbesondere unter den Weichwanzen (Miridae), sind spezialisiert auf die Gattung Eiche. Darunter *Cyllenorhynchus trispinozus* (A: Foto Ekkehard Wachmann), *Dryophilocoris flavoquadrimaculatus* (B: Foto Ekkehard Wachmann), die Eichenschmuckwanze *Rhabdomiris striatellus* (C: Foto Ekkehard Wachmann), *Harpocera thoracica* (E: Foto Gregor Tymann) und *Psallus albicinctus* (F: Foto Ekkehard Wachmann). Viele von ihnen saugen im Frühjahr an den Reproduktionsorganen (siehe Pollen auf *Rhabdomiris striatellus*). Die Männchen von *Harpocera thoracica* haben ein für die Wanzen einzigartiges Organ, eine Verbreiterung des zweiten Fühlergliedes welches stark behaart ist und zur Anhaftung auf dem Weibchen bei der Kopulation dient (E). Die stark strukturierte Borke alter Eichen bietet wichtige Versteck und Überwinterungshabitate für viele Arten, darunter die Bodenwanze *Arocatulus roeselii* (D: Foto Martin Gossner).

Figure 2: Many true bug species, especially among the plant bugs (Miridae), are specialized on the genus oak. Among them *Cyllenorhynchus trispinozus* (A: Photo Ekkehard Wachmann), *Dryophilocoris flavoquadrimaculatus* (B: Photo Ekkehard Wachmann), *Rhabdomiris striatellus* (C: Photo Ekkehard Wachmann), *Harpocera thoracica* (E: Photo Gregor Tymann) and *Psallus albicinctus* (F: Photo Ekkehard Wachmann). Many of them suck on the reproductive organs in spring (see pollen on *Rhabdomiris striatellus*). The males of *Harpocera thoracica* have a unique organ for bugs, a widening of the second antennae which is very hairy and serves for attachment to the female during copulation (E). The strongly structured bark of old oak trees provides important hiding and wintering habitats for many species, including the soil bug *Arocatulus roeselii* (D: Photo Martin Gossner).

Parasitierung erhöhen (Faeth und Bultman 1986; Kopper et al. 2002). Eichen produzieren eine ganze Reihe von Inhaltsstoffen, die sich auch zwischen verwandten Eichenarten deutlich unterscheiden können und dadurch zu distinkten Gemeinschaften von Arthropoden führen (Valencia-Cuevas und Tovar-Sanchez 2015).

Für die Stieleiche konnte ein deutlicher Zusammenhang zwischen Breitengrad und chemischer Verteidigung gezeigt werden (Moreira et al. 2018). Nördlichere Eichen zeigten eine bessere chemische Verteidigung mit direkter Wirkung in Form reduzierterer Herbivorie. Dies deutet darauf hin, dass abiotische Faktoren die Verteidigung der Eichen gegen Fraß beeinflussen. Allerdings wurde die Allgemeingültigkeit dieser Zusammenhänge von anderen Studien in Frage gestellt. Eine aktuelle Studie zeigt, dass klimatische Faktoren für die Interaktion zwischen Eichen und phytophagen Insekten wichtiger sind als der Breitengrad selbst und Effekte von der phytophagen Art oder Gruppe abhängen (Valdés-Correcher et al. 2020). Vor allem das Auftreten von Minierern und Gallinduzierern sowie Blattnährstoffen, nicht jedoch Blattfraß und chemische Abwehrstoffe waren in dieser Studie von Klima oder Breitengrad beeinflusst.

Die unterschiedlichen Effekte könnten mit der Spezialisierung der Arten in Verbindung stehen. Innerhalb der phytophagen Insekten gibt es eine klare Reihung der Spezialisierung an den Wirt. Globale Experimente haben gezeigt, dass der Grad an Wirtsspezialisierung von Gallbildnern zu Minierern, zu freifressenden Arten abnimmt (Forister et al. 2015). Dies gilt auch für die Insekten auf Eichen. Untersuchungen an gallbildenden Arten und ihren Parasitoiden haben wiederum gezeigt, dass die Gemeinschaft der Parasitoiden von den Eigenschaften der Gallen, aber auch von den räumlichen und zeitlichen Nischen der Eichen geprägt war (Bailey et al. 2009). Das bedeutet, dass eine Vielfalt der Inhaltsstoffe des Wirtes Eiche, eine Vielfalt bei den Phytophagen und deren Parasitoiden hervorruft.

3.3 Kronenstruktur der Eiche

Die Eiche hat eine sehr offene Kronenstruktur und häufig eine relativ lange Krone (Lin und Herold 2016). Im Gegensatz z.B. zur Rotbuche, bei der die Blätter in der äußersten Schicht gelagert sind, finden sich bei Eichen damit die Blätter sowohl außen wie innen (Roloff 2001). Dies führt zu einer höheren Vielfalt an mikroklimatischen Bedingungen an Blättern und Ästen innerhalb eines Baumes, was wiederum zu einer höheren Heterogenität an Habitaten führt (Stein et al. 2014). Diese höhere Heterogenität führt zu einer höheren Variabilität der Diversität und Artenzusammensetzung innerhalb der Krone im Vergleich zur Buche (Gossner 2009). Verschiedene Arbeiten haben weitere Aspekte der Fauna von Baumkronen untersucht. Dolek et al. (2009) konnten eine höhere Diversität an Ameisen auf großen Hutebäumen mit größerer Komplexität, im Vergleich zu kleineren Hochwaldeichenkronen, finden. Studien zu Nachtschmetterlingen fanden ebenfalls mehr Arten in komplexen Eichenkronen (Summerville und Crist 2002). Die Ursache dafür dürfte ebenfalls eine höhere Heterogenität des Lebensraums Baumkrone sein. Eine alternative Erklärung könnte aber auch in der *More-individual Hypothese* (Srivastava und Lawton 1998) zu finden sein. Durch variablere mikroklimatische Bedingungen in der Baumkrone kann ein konstant hohes Angebot geeigneter Mikrohabitate auch unter stark wechselnden Umweltbedingungen erreicht werden was höhere Individuendichten ermöglicht (Stein et al. 2014). Diese allein können dann zu höheren Artenzahlen führen, wie es z.B. für vielschichtige versus einschichtige Buchenbestände gezeigt wurde (Müller et al. 2018).

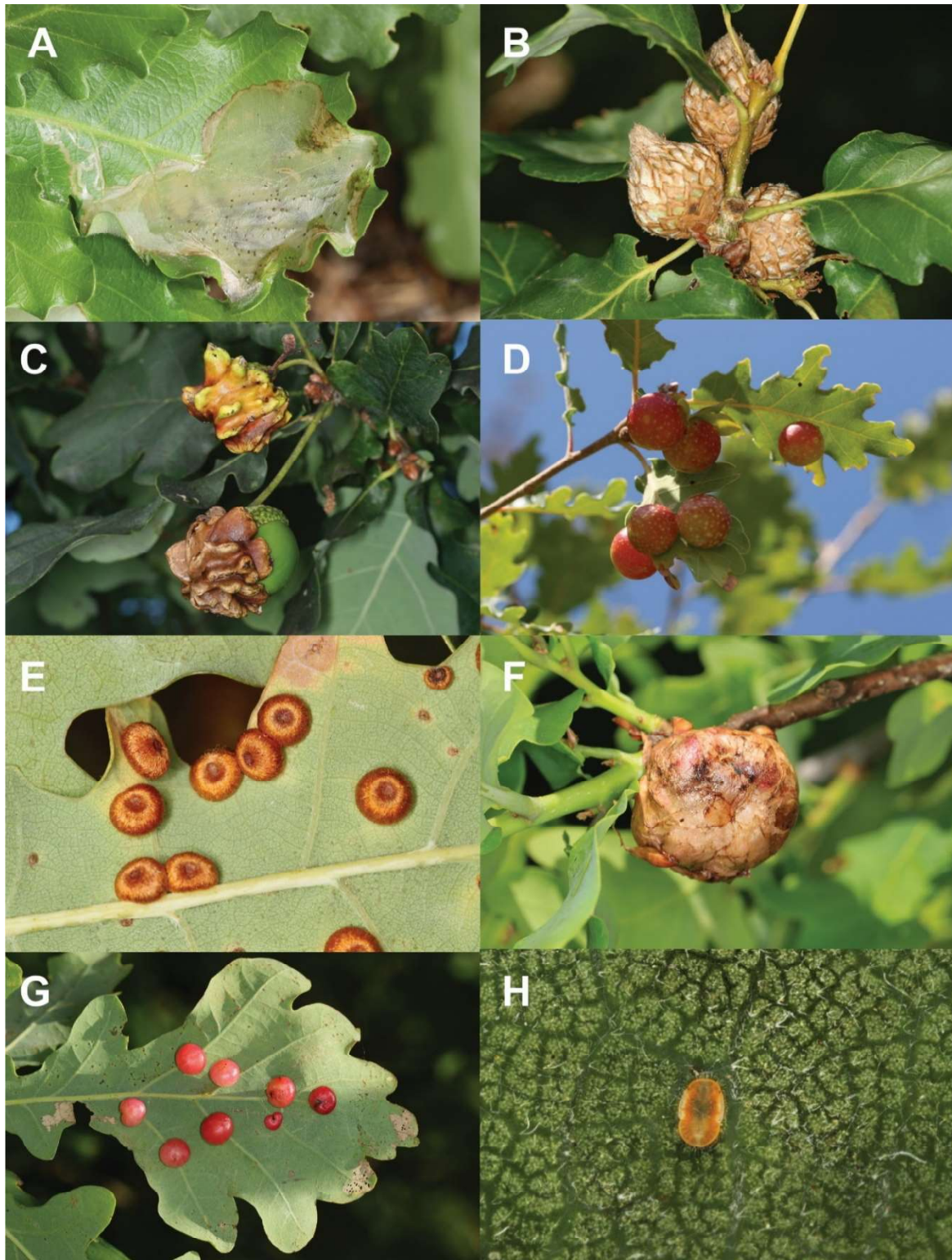


Abbildung 3: Eichen zeichnen sich durch eine Vielzahl an spezialisierten minierenden (A) und Gall-induzierenden (B-H) Arten aus. Beispiele sind Miniermotten (Lepidoptera); A: Gracillariidae: *Acrocercops brogniardella*: die Larve erzeugt zunächst in einer Gangmine und dann in einer Platzmine, Gallwespen (Hymenoptera: Cynipidae); B: *Andricus foecundatrix*: Hopfenfrucht-ähnliche Galle der bisexuellen Generation die aus Spitzen- oder Seitenknospen der Zweige entstehen; C: Knopferngallwespe *Andricus quercuscalicis*: Galle der parthenogenetischen Generation aussen am Fruchtkbecher. Aus den Knoppfern wurde bis Ende des 19 Jhd. Gerbstoffe für die Lederherstellung produziert; D: Gemeine Eichengallwespe *Cynips quercusfolii*: Gallen der parthenogenetischen Generation auf der Blattunterseite; E: *Neuroterus numismalis*: Gallen der parthenogenetischen Generation befinden sich auf der Blattunterseite und werden oft als Münzengallen oder Seidenknopfgallen bezeichnet; F: Eichen-Schwammgallwespe *Biorhiza pallida*: Gallen der bisexuellen Generation entstehen aus Knospen an jungen Zweigen; G: *Cynips divisa* Gallen der parthenogenetischen Generation an den Blattnerven der Blattunterseite und Blattflöhe (Sternorrhyncha: Triozidae) H: *Trioxa remota*: verursacht 1mm breite pockenartige Aufwölbungen auf der Blattoberseite und scheidet rings um den Körper stabförmige, weiße Wachsäden aus. Fotos: A-I: Beat Wermelinger, H: Martin Gossner.

Figure 3: Oak trees are characterized by a large number of specialized mining (A) and gall-inducing (B-H) species. Examples are miner moths (Lepidoptera); A: Gracillariidae: *Acrocercops brogniardella*: the larva first produces a upper surface epidermal corridor mine and then a epidermal blotch mine, gall wasps (Hymenoptera: Cynipidae); B: *Andricus foecundatrix*: galls of the bisexual generation are similar to hop fruits, which develop from top or side buds of the branches; C: gall wasp *Andricus quercuscalicis*: galls of the parthenogenetic generation on the outside of the fruit cup. Until the end of the 19th century from the "Knoppenn" tanning agents for the leather production were produced; D: Common oak gall wasp *Cynips quercusfolii*: galls of the parthenogenetic generation on the underside of the leaf; E: *Neuroterus numismalis*: galls of the parthenogenetic generation on the underside of the leaf and are often called coin gall or silk button gall; F: oak sponge gall wasp *Biorhiza pallida*; G: *Cynips divisa* galls of the parthenogenetic generation are located on the leaf veins of the leaf underside, and leaf fleas (Triozidae) H: *Trioxa remota*: causes 1mm wide pox-like bulges on the leaf surface and excretes rod-shaped, white wax threads around the body. Photos: A-I: Beat Wermelinger, H: Martin Gossner.

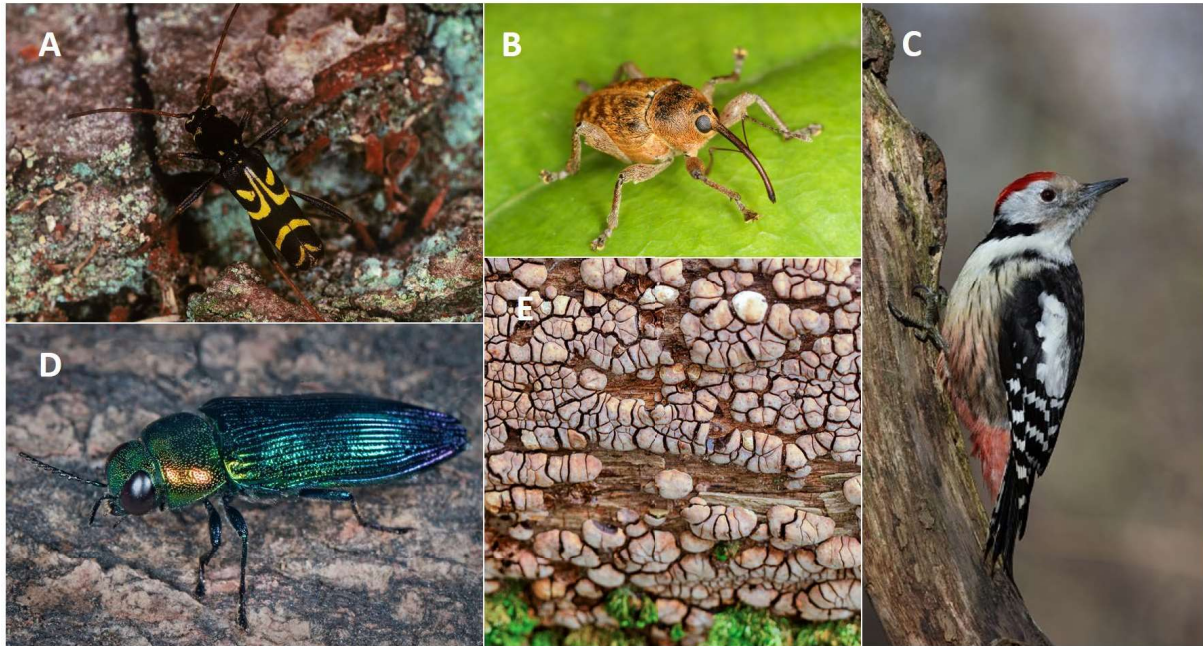


Abbildung 4: Verschieden Nutzer an Quercus: Der Wendekreis-Widderbock *Clytus tropicus* lebt im Kronentotholz von Eichen (A: Foto Jürgen Schmidl). Der Eichelbohrer *Curculio glandium* entwickelt sich in Eicheln (B: Foto Beat Wermelinger). Der Mittelspecht *Dendrocopos medius* sucht seine Nahrung bevorzugt am Stamm rauborkiger Baumarten (C: Foto Andreas Ebert). Der Grüne Eichenprachtkäfer *Eurythyrea quercus* lebt in starken besonnten Kronenbereichen von Alteichen (D: Foto Jiří Klváček). F Der Eichenmosaikschildpilz *Xylobolus frustulatus* besiedelt starkes Eichentotholz (F: Foto Claus Bässler).

Figure 4: Different users of Quercus: the cerambycid *Clytus tropicus* lives in the crown deadwood of oak trees (A: Photo Jürgen Schmidl). The Acorn borer *Curculio glandium* develops in acorns (B: Photo Beat Wermelinger). The Middle-spotted woodpecker *Dendrocopos medius* prefers to forage on the trunk of rough-barked tree species (C: Photo Andreas Ebert). The Green oak jewel beetle *Eurythyrea quercus* lives in the sunny crown areas of old oak trees (D: Photo Jiří Klváček). The Ceramic fungus *Xylobolus frustulatus* colonises large diameter oak deadwood (F: Photo Claus Bässler).

3.4 Stammoberfläche

Die Eiche gehört zu den rauborkigen Baumarten. Mit dem Alter nimmt der Durchmesser und somit die rauborkige Oberfläche pro Standraum eines Baumes oder der Fläche pro Hektar zu. Es scheint zudem einen Trend hin zu stärker rauborkigen Individuen von mesischen zu xerischen Standorten zu geben (Glitzenstein und Harcombe 1979). Die vielfältigen Zwischenräume der Rinde bieten diverse Mikrohabitate, inklusive Moos- und Flechtenbewuchs. In den Spalten herrschen oft günstigere mikroklimatische Bedingungen im Vergleich zur Außentemperatur (Nicolai 1986). Diese sind wichtige Lebensräume für Wanzen (Abb. 3), Spinnen, Hornmilben und Fliegen (Stanska et al. 2018; Zarri et al. 2020; Nicolai 1986). Selbst im Winter sind hier noch Arthropoden zu finden (Nicolai 1986; Hsieh und Linsenmair 2011).

Dies hat auch Auswirkungen auf höhere trophische Ebenen. Eine der bekanntesten Nutznießer dieser Struktur ist der Mittelspecht *Dendrocopos medius* (Abb. 4). Als „Stocherspecht“ sucht er vor allem raue Oberflächen nach Nahrung ab. Daraus erklärt sich seine hohe Präferenz für Eichenwälder (Pasinelli 2000). Dabei ist es aber die Struktur und weniger die Baumart. So nutzt er auch rauborkige Erlen zur

Nahrungssuche (Weiss 2003). Wie bedeutend ältere Eichen für die Art auch in Buchenwäldern ist konnte am Beispiel des Steigerwaldes, einer kollinen Laubwaldlandschaft, gezeigt werden. Hier war ein Mindestalter von über 95 Jahren und ein Mindestmaß von über 6.4 m²/ha Eichengrundfläche für die Besiedlung eines Mittelspechtreviers notwendig (Müller et al. 2009).

3.5 Alter und Mikrohabitate

Mit einem Maximalalter von rund 500 Jahren erreichen Eichen unter Europas Baumarten die höchsten Alter (Leuschner und Meier 2018). Ihr haltbares Kernholz, welches auch in langlebigen Holzbauten eingesetzt wird, ist durch Pilze nur schwer aufzuschließen. Mit dem Alter steigt die Anzahl und der Reichtum von Mikrohabitaten auf Bäumen allgemein (Larrieu et al. 2014), aber insbesondere auch auf Eichen an (Horak 2017; Ranius und Jansson 2000). Diese können Totholzstrukturen, Höhlungen oder auch Epiphyten und Pilze sein. Wichtige Strukturen für bedrohte Arten auf alten Eichen sind z.B. starke Seitenäste, die auf Grund der Verkernung des Holzes, anders als z.B. bei der Buche sehr dauerhaft sein können (Ammer et al. 2008). Allgemein wurde wiederholt gezeigt, dass Totholz in Baumkronen eine andere Artenzusammensetzung zeigt als Totholz in tieferen Straten des Waldes (Ulyshen et al. 2018; Seibold et al. 2018). In abgestorbenen Kronenästen legt der Mittelspecht gerne seine Höhlen an (Pasinelli 2003). Setzt sich dort die Fäule fort, werden sie von Mulmbesiedlern wie dem Großen Goldkäfer *Protaetia aeruginosa* besiedelt. Ähnlich dauerhaft sind auch starke, abgestorbene Partien in voller Besonnung. Diese sind über Jahrzehnte Lebensraum für eine ganze Reihe an hochbedrohten Arten, wie z.B. der Goldgrüne Eichenprachtkäfer *Eurythya quercus* (Abb. 4) der in Deutschland weitgehend ausgestorben ist (Miklin et al. 2018; Zabransky 2004). Die Langlebigkeit führt auch dazu, dass große Mulmhöhlen auch über lange Zeiträume in einem Baum erhalten bleiben, ohne dass der Baum abstirbt (Ranius et al. 2009). Damit sind solche Baumindividuen wichtige Elemente zur Sicherung einer Habitattradition über Jahrzehnte und Jahrhunderte. Mulmhöhlenbewohner sind nie auf eine bestimmte Baumart angewiesen, die besondere Langlebigkeit von Mulmhöhlen in Eichen führt aber dazu, dass Arten wie der Eremit oder der Veilchenblaue Wurzelhalsschnellkäfer heute vor allem von Eichen gemeldet werden (Ranius und Nilsson 1997; Goux et al. 2012). Eine weitere Besonderheit bei Eichen ist das Auftreten eines Ökosystem-Ingenieurs, dem Eichenheldbock *Cerambyx cerdo*. Die Art ist in der Lage Fraß-Gänge in das harte Holz lebender Eichen zu treiben. Dadurch wurde sie früher als Schädling verfolgt (Schwenke 1974). Vergleichsstudien haben gezeigt, dass Alteichen mit Heldbock eine höhere Vielfalt an bedrohten Insekten aufweisen als Kontrollbäume (Buse et al. 2008). Die Fraß-Gänge dienen aber nicht nur Insekten, sondern werden sogar von Fledermäusen (*Pipistrellus nathusii*) als Winterquartier genutzt (Gottfried et al. 2019).

3.6 Waldstruktur

Eichen finden sich häufig in lichten Waldtypen, z.B. an Trockenhängen, in dynamischen Auwäldern oder in Wäldern mit hoher Branddynamik. Durch ihre offene Krone tragen sie selbst zu einem höheren Lichtgenuss in tieferen Straten bei. Junge Eichen etablieren sich in der Regel in größeren Waldlücken oder in völlig lichten Strukturen wie in Hecken, wo Jungeichen erfolgreich in Dornsträuchern hochwachsen können. Daneben sind Eichen in der Lage aus Stöcken auszutreiben. Dies machte man sich im Mittelalter im Zuge der Nieder- und Mittelwaldwirtschaft zunutze. Dabei wurden im Komplex mit dem Hutewald und seinen „uralten“ Habitatbäumen eine hohe Vielfalt an Waldentwicklungsphasen geschaffen, inklusive früher Sukzessionsstadien mit einem hohen Blütenangebot und hoher Artenvielfalt (Sebek et al. 2015). Diese frühe Entwicklungsphase ist nicht nur im Eichenwald sondern auch in Bergmischwäldern bei Pflanzen und Tieren sehr artenreich (Hilmers et al. 2018). Mit dem Rückgang

lichter Alteichen, z.B. nach Aufgabe von Weidewaldwirtschaft kam es zu einem Rückgang vieler bedrohter Insektenarten (Miklín et al. 2018). Welche Nutzungsformen zu Lücken in Eichenwäldern führen, scheint für die Artenvielfalt nebensächlich solange besonnte Frühstadien, reiches Blütenangebot und vielfältige Totholzstrukturen zur Verfügung stehen (Sebek et al. 2013b; Vodka und Cizek 2013; Sebek et al. 2013a; Müller et al. 2003). Dabei führen bereits einzelne Eichen und Eichengruppen in beispielsweise Buchenbeständen zu einer Bereicherung der Artenvielfalt. Selbst Spezialisten wie z.B. der Wendekreiswiderbock *Clytus tropicus* (Abb. 4) oder die Doppel-Null Eule *Dicyscla oo* sind hier zu finden (Müller und Goßner 2007; Hacker und Müller 2006)

3.7 Heimisch – nicht heimisch

Generell wird bei eingeführten Baumarten im Vergleich zu verwandten heimischen Arten eine geringere Vielfalt oder zumindest ein geringerer Anteil an Spezialisten beobachtet. Speziell für Eichen konnten Southwood et al. (1982) zeigen, dass unsere heimische Eiche *Q. robur* eingeführt in Südafrika weniger Arten aufwies als in England. Ähnliches konnte Auerbach und Simberloff (1988) für eine in Florida eingeführte Eichenart zeigen. Für die beiden in England eingeführten Arten *Q. cerris* und *Q. ilex* fand Southwood et al. (2004) weniger Arten als auf den heimischen Arten *Q. robur* und *Q. petraea*. Für die eingeführte *Q. rubra* konnte Gossner (2004) gegenüber der heimischen *Q. robur* eine geringere Diversität von Käfern, Wanzen und Netzflüglern in der Krone nachweisen. Insbesondere spezialisierte Arten unter den Käfern und den Wanzen aber auch unter den Eichelminierern wurden durch die Roteiche negativ beeinflusst (Gossner 2004), was höchstwahrscheinlich auf Unterschiede in den Inhaltsstoffen zurückzuführen ist (Gossner und Gruppe 2004). Auch Kronentotholz von Roteiche erwies sich artenärmer an Totholzkäfern als das von Stieleiche (Ulyshen et al. 2018). Eine experimentelle Studie zu Totholzkäfern in Ästen von 42 Baumarten in Süddeutschland ergab eine absteigende Gamma-Diversität von der heimischen *Q. petraea*, zur mediterranen Art *Q. cerris* zur eingeführten *Q. rubra* (Vogel et al. 2020). Allerdings konnten in allen drei Eichenarten gefährdete Arten nachgewiesen werden. *Q. cerris* und *Q. rubra* waren in Bezug auf die Alpha-Diversität (Artenzahl pro Astbündel) nach der Traubeneiche die beiden artenreichsten Baumarten, noch vor vielen heimischen Baumarten. Dies deutet daraufhin, dass die Bindung vieler Arten an die Baumart relativ gering und eher auf Ebene der Baumgattung zu finden ist. Damit sind neue Baumarten aus Gattungen, in denen bereits heimische Arten vorhanden sind, von der heimischen Fauna einfacher zu besiedeln.

4 Eichen im Klimawandel

Eichen in Deutschland erfahren durch den globalen Wandel ebenso abiotischen wie biotischen Stress wie andere Baumarten. Trockenheit und die Förderung von Massenvermehrungen von Insekten durch Veränderungen im Klima erhöhen auch bei Eichen die Mortalität. Zusätzlich ist zu erwarten, dass sich mit Veränderung der abiotischen Bedingungen auch die Verteidigungsfähigkeit von Eichen in nördlicheren Breiten reduzieren dürfte (Moreira et al. 2018), auch wenn die Effekte des Klimawandels auf die multitrophischen Interaktionen auf Eichen noch nicht eindeutig geklärt sind (Valdés-Correcher et al. 2020). Dabei sind es vor allem Klimafaktoren und weniger der Breitengrad selbst, der diese Interaktionen bestimmt. Auch dies deutet daraufhin, dass Klimaveränderungen die Phytophagie auf Eichen beeinflussen wird (Valdés-Correcher et al. 2020).

Umstritten sind die Fähigkeiten der heimischen Eichen unter wärmeren, trockeneren Bedingungen überleben zu können, insbesondere da auch bei Eichen erhöhte Mortalitäten unter diesen Bedingungen beobachtet werden können. Anhaltspunkte könnten hier Analysen zum Wuchsverhalten von Ei-

chen in der Vergangenheit liefern. Neue Jahrringanalysen deuten darauf hin, dass im Mittelalter bereits über längere Zeiträume ähnlich trockene Phasen bestanden, wie wir sie heute im Klimawandel beobachten (Scharnweber et al. 2019). Genau in dieser Zeit waren Eichen weitverbreitet. Daher könnten die neuen Klimaentwicklungen zu einer deutlichen Förderung der Eiche führen. Auch die Auflichtungen die im Zuge von Absterbe- und Auflichtungs-Erscheinungen vermehrt auftreten, könnten gerade die lichtbedürftige Verjüngung der Eiche fördern. Störungen scheinen für Eichen sehr wichtig für eine langfristige Etablierung in einer Landschaft zu sein (Frelich 2002). Hierbei müssen aber Zeiträume von 1000 Jahren und mehr angelegt werden. Die Annahme, dass unsere temperaten Wälder nur wenig störungsanfällig seien, wird immer mehr widerlegt (Sommerfeld et al. 2018; Senf et al. 2018). Es stellt sich zudem die Frage, wie sich eine verstärkte Förderung verschiedener Insekten auf die Eiche auswirken wird. Hier gehen die Meinungen auseinander. Von Forstschutzseite wird als Ziel für Pestizideinsätze häufig nicht nur das Vermeiden von Zuwachsverlusten, sondern der Erhalt der Eichenwälder oder sogar der Erhalt der Lebensraumtypen Eiche genannt. Demgegenüber steht eine Sichtweise, dass Mortalität an Eiche durch Störungen sowohl Totholzstrukturen und die damit verbundenen Arten fördert (Vincent et al. 2020) als auch Licht schafft für erfolgreiche Eichennaturverjüngung, ohne aber die Eiche in ihrer Existenz zu gefährden (Sallé und Bouget 2020). Welche Sichtweise unter welchen Bedingungen die wahrscheinlichere ist können nur systematische und replizierte Untersuchungen mit verschiedenen Behandlungsvarianten und echten Nullflächen zeigen, wie in einem aktuellen Projekt erforscht wird (Leroy et al. 2021; Weisser und Leroy 2021).

Literatur

- Aas, G. 2021. Mitteleuropäische Eichen (*Quercus* spp.): Taxonomie, Verbreitung, Morphologie und Reproduktion. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 7–19.
- Ammer, U., M. Goßner, A. Gruppe und U. Simon (eds.). 2008. *Integrating tree crown science with the development of 'near-to-nature' forest management practices: Examples from Bavaria. Canopy Arthropod Research in Central Europe - basic and applied studies from the high frontier* (bioform entomology: Nürnberg).
- Auerbach, M., und Simberloff, D. 1988. Rapid Leaf-Miner Colonization of Introduced Trees and Shifts in Sources of Herbivore Mortality. *Oikos*, 52(1), 41-50. doi:10.2307/3565980
- Bailey, R., K. Schonrogge, J. M. Cook, G. Melika, G. Csoka, C. Thuroczy und G. N. Stone. 2009. 'Host Niches and Defensive Extended Phenotypes Structure Parasitoid Wasp Communities', *Plos Biology*, 7.
- Brändle, M. und R. Brandl. 2001. 'Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood', *J. Animal Ecology*, 70: 491-504.
- Buse, J., T. Ranius und T. Assmann. 2008. 'An Endangered Longhorn Beetle Associated with Old Oaks and Its Possible Role as an Ecosystem Engineer', *Conservation Biology*, 22: 329-37.
- Bussler, H., C. Bouget, H. Brustel, M. Brändle, V. Riedinger, R. Brandl und J. Müller. 2011. 'Abundance and pest classification of scolytid species (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) follow different patterns', *Forest Ecology and Management*, 262: 1887-94.
- Castagneyrol, B., L. Lagache, B. Giffard, A. Kremer und H. Jactel. 2012. 'Genetic Diversity Increases Insect Herbivory on Oak Saplings', *Plos One*, 7.
- Dolek, M., A. Freese-Hager, H. Bussler, A. Floren, A. Liegl, und J. Schmidl. 2009. 'Ants on oaks: Effects of forest structure on species composition', *Insect Conservation*, 13: 367-75.
- Faeth, S. H. und T. L. Bultman. 1986. 'Interacting effects of increased tannin levels on leaf-mining insects', *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 40: 297-300.
- Fahrig, L. 2013. 'Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis', *Journal of Biogeography*, 40: 1649-63.
- Feeny, P. 1970. 'Seasonal changes in oak leaf tannins and nutrients as a cause of spring feeding by winter moth caterpillars', *Ecology*, 51: 565-&.
- Forister, M. L., V. Novotny, A. K. Panorska, L. Baje, Y. Basset, P. T. Butterill, L. Cizek, P. D. Coley, F. Dem, I. R. Diniz, P. Drozd, M. Fox, A. E. Glassmire, R. Hazen, J. Hrccek, J. P. Jahner, O. Kaman, T. J. Kozubowski, T. A. Kursar,

- O. T. Lewis, J. Lill, R. J. Marquis, S. E. Miller, H. C. Morais, M. Murakami, H. Nickel, N. A. Pardikes, R. E. Ricklefs, M. S. Singer, A. M. Smilanich, J. O. Stireman, S. Villamarin-Cortez, S. Vodka, M. Volf, D. L. Wagner, T. Walla, G. D. Weiblen und L. A. Dyer. 2015. 'The global distribution of diet breadth in insect herbivores', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112: 442-47.
- Frelich, L.E. 2002. *Forest Dynamics and Disturbance Regimes - Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forests*.
- Frenzel, M., M. Brändle und R. Brandl. 2000. 'The colonization of alien plants by native phytophagous insects', *Proceedings IAVS Symposium*: 223-25.
- Gayer, K. 1886. *Der gemischte Wald, seine Begründung und Pflege, insbesondere die Horst- und Gruppenwirtschaft* (Paul Parey: Berlin).
- Glitzenstein, J. und P. A. Harcombe. 1979. 'Site-specific changes in the bark texture of *Quercus-Falcata* Michx (Southern red oak)', *American Journal of Botany*, 66: 668-72.
- Gossner, M. 2004. 'Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. Ein Beitrag zur Bewertung des Anbaus von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) und Roteiche (*Quercus rubra* L.)', *Neobiota*, 5: 1-324.
- Gossner, M. und A. Gruppe. 2004. 'Befall von Eichen einheimischer (*Quercus robur*) und eingeführter (*Quercus rubra*) Eichen durch Eichelbohrer (*Curculio* sp.) und Eichenwickler (Tortricidae) - Zusammenspiel von Inhaltsstoffen und Schlupfrate', *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.*, 14: 41-44.
- Gossner, M. M., B. Wende, S. Levick, P. Schall, A. Floren, K. E. Linsenmair, I. Steffan-Dewenter, E. D. Schulze und W. W. Weisser. 2016. 'Deadwood enrichment in European forests - Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity?', *Biological Conservation*, 201: 92-102.
- Gossner, M.M. 2009. 'Light intensity affects spatial distribution of Heteroptera in deciduous forests', *Eur. J. Entomol.*, 106: 241-52.
- Gossner, M. M., M. Brändle, R. Brandl, J. Bail, J. Müller und L. Opgenoorth. 2015. 'Where is the extended phenotype in the wild? The community composition of arthropods on mature oak trees does not depend on the oak genotype', *Plos One*, 10: e0115733.
- Gottfried, I., T. Gottfried und K. Zajac. 2019. 'Bats use larval galleries of the endangered beetle *Cerambyx cerdo* as hibernation sites', *Mammalian Biology*, 95: 31-34.
- Gouix, N., J. Mertlik, A. Jarzabek-Müller, T. Németh und H. Brustel. 2012. 'Known status of the endangered western Palaearctic violet click beetle (*Limoniscus violaceus*) (Coleoptera)', *Journal of Natural History*, 46: 769-802.
- Hacker, H. und J. Müller. 2006. *Die Schmetterlinge der bayerischen Naturwaldreservate* (Bamberg).
- Heilmann-Clausen, J., P. K. Maruyama, H. H. Bruun, D. Dimitrov, T. Laeessoe, T. G. Froslev und B. Dalsgaard. 2016. 'Citizen science data reveal ecological, historical and evolutionary factors shaping interactions between woody hosts and wood-inhabiting fungi', *New Phytologist*, 212: 1072-82.
- Hilmers, T., N. Friess, C. Bässler, M. Heurich, R. Brandl, H. Pretzsch, R. Seidl und J. Müller. 2018. 'Biodiversity along temperate forest succession', *Journal of Applied Ecology*, 55: 2756-66.
- Horak, J. 2017. 'Insect ecology and veteran trees', *Journal of Insect Conservation*, 21: 1-5.
- Hsieh, T. C. und K. E. Linsenmair. 2011. 'Underestimated spider diversity in a temperate beech forest', *Biodiversity and Conservation*, 20: 2953-65.
- Kopper, B. J., V. N. Jakobi, T. L. Osier und R. L. Lindroth. 2002. 'Effects of paper birch condensed tannin on whitemarked tussock moth (Lepidoptera : Lymantriidae) performance', *Environmental Entomology*, 31: 10-14.
- Kriegelsteiner, G.J. 2000. *Die Großpilze Baden-Württemberg* (Stuttgart).
- Larrieu, L., A. Cabanettes, A. Brin, C. Bouget und M. Deconchat. 2014. 'Tree microhabitats at the stand scale in montane beech-fir forests: practical information for taxa conservation in forestry', *European Journal of Forest Research*, 133: 355-67.
- Leroy, B. M. L., H. Lemme, P. Braumiller, T. Hilmers, M. Jacobs, S. Hochrein, S. Kienlein, J. Müller, H. Pretzsch, K. Stimm, S. Seibold, J. Jaworek, W. A. Hahn und W. W. Weisser. 2021. Relative impacts of gypsy moth outbreaks and insecticide treatments on forest resources and ecosystems – an experimental approach. *Ecological Solutions and Evidence* 2:e12045.
- Leuschner, C. und I. C. Meier. 2018. 'The ecology of Central European tree species: Trait spectra, functional trade-offs und ecological classification of adult trees', *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 33: 89-103.
- Lin, Y. und M. Herold. 2016. 'Tree species classification based on explicit tree structure feature parameters derived from static terrestrial laser scanning data', *Agricultural and Forest Meteorology*, 216: 105-14.

- Manos, P. S. und A. M. Stanford. 2001. 'The historical biogeography of Fagaceae: Tracking the tertiary history of temperate and subtropical forests of the Northern Hemisphere', *International Journal of Plant Sciences*, 162: S77-S93.
- Miklin, J., P. Sebek, D. Hauck, O. Konvicka und L. Cizek. 2018. 'Past levels of canopy closure affect the occurrence of veteran trees and flagship saproxylic beetles', *Diversity and Distributions*, 24: 208-18.
- Miklín, J., P. Sebek, D. Hauck, O. Konvicka und L. Cizek. 2018. 'Past levels of canopy closure affect the occurrence of veteran trees and flagship saproxylic beetles', *Diversity and Distributions*.
- Moreira, X., B. Castagneyrol, L. Abdala-Roberts, Jcbmy Teran, B. G. H. Timmermans, H. H. Bruun, F. Covelo, G. Glauser, S. Rasmann und A. J. M. Tack. 2018. 'Latitudinal variation in plant chemical defences drives latitudinal patterns of leaf herbivory', *Ecography*, 41: 1124-34.
- Müller, J. und M. M. Gossner. 2007. 'Single host trees in a closed forest canopy matrix: a highly fragmented landscape', *Journal of Applied Entomology*, 131: 613-20.
- Müller, J., R. Brandl, M. Brändle, B. Förster, B. C. De Araujo, M. M. Gossner, Alexander Ladas, Martin Wagner, Mark Maraun, Peter Schall, Stefan Schmidt, Marco Heurich, Simon Thorn und Sebastian Seibold. 2018. 'LiDAR-derived canopy structure supports the more-individuals hypothesis for arthropod diversity in temperate forests', *Oikos*, 127: 814-24.
- Müller, J., J. Pöllath, R. Moshhammer und B. Schröder. 2009. 'Predicting the occurrence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* on a regional scale, using forest inventory data', *Forest Ecology and Management*, 257: 502-09.
- Müller, J., H. Bußler und U. Simon. 2003. "Why live so many endangered beetle species just in coppice-with-standards oak forests?" In *Natural Forests in the Temperate Zone of Europe - Values and Utilisation*, edited by Fedir Hamor and Commarmot Brigitte. Mukachevo: Carpathian Biosphere Reserve.
- Müller, J., M. Ulyshen, S. Seibold, M. Cadotte, A. Chao, C. Bässler, S. Vogel, J. Hagge, I. Weiß, P. Baldrian, V. Tláškal und S. Thorn. 2020. 'Primary determinants of communities in deadwood vary among taxa but are regionally consistent', *Oikos*, early view.
- Müller, J., B. Wende, C. Stöbl, M. Eugster, I. Gallenberger, A. Floren, I. Steffan-Dewenter, K. E. Linsenmair, W. W. Weisser und M. M. Gossner. 2015. 'Forest management and regional tree composition drive the host preference of saproxylic beetle communities', *Journal of Applied Ecology*, 52: 753-62.
- Nicolai, V. 1986. 'The bark of trees - Thermal-properties, microclimate and fauna', *Oecologia*, 69: 148-60.
- Pasinelli, G.. 2000. 'Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*)', *Biological Conservation*, 93: 227-35.
- . 2003. '*Dendrocopos medius* Middle Spotted Woodpecker', *BWP Update* 5(1): 49-99.
- Penone, C., E. Allan, S. Soliveres, M. Felipe-Lucia, M. Gossner, S. Seibold, N. Simons, P. Schall, F. van der Plas, P. Manning, R. Manzanedo, S. Boch, D. Prati, C. Ammer, J. Bauhus, F. Buscot, M. Ehbrecht, K. Goldmann, K. Jung, J. Müller, R. Pena, A. Polle, S. Renner, L. Ruess, I. Schöning, M. Schrumpf, E. Solly, M. Tschapka, W. Weisser, T. Wubet und M. Fischer. 2019. 'Specialisation and diversity of multiple trophic groups are promoted by different forest features', *Ecology Letters*, 22: 170-80.
- Puettmann, K. J. und C. Messier. 2019. 'Simple Guidelines to Prepare Forests for Global Change: The Dog and the Frisbee', *Northwest Science*, 93: 209-25.
- Ranius, T. und N. Jansson. 2000. 'The influence of regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks', *Biological Conservation*, 95: 85-94.
- Ranius, T., M. Niklasson und N. Berg. 2009. 'Development of tree hollows in penduculate oak (*Quercus robur*)', *Forest Ecol. Manage.*, 257: 303-10.
- Ranius, T. und S.G. Nilsson. 1997. 'Habitat of *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees', *Journal of Insect Conservation*, 1: 193-204.
- Richards, L. A., A. E. Glassmire, K. M. Ochsenrider, A. M. Smilanich, C. D. Dodson, C. S. Jeffrey und L. A. Dyer. 2016. 'Phytochemical diversity and synergistic effects on herbivores', *Phytochemistry Reviews*, 15: 1153-66.
- Roloff, A. 2001. *Baumkronen: Verständnis und praktische Bedeutung eines komplexen Naturphänomens* (Verlag Eugen Ulmer: Stuttgart).
- Sallé, A. und C. Bouget. 2020. 'Victims or perpetrators: contribution and response of insects to forest diebacks and declines', *Annals of Forest Science*, 77: 104.
- Samuel, R., A. Bachmair, J. Jobst und F. Ehrendorfer. 1998. 'ITS sequences from nuclear rDNA suggest unexpected phylogenetic relationships between Euro-Mediterranean, East Asiatic and North American taxa of *Quercus* (Fagaceae)', *Plant Systematics and Evolution*, 211: 129-39.
- Scharnweber, T., K. U. Heussner, M. Smiljanic, I. Heinrich, M. van der Maaten-Theunissen, E. van der Maaten, T. Struwe, A. Buras und M. Wilmking. 2019. 'Removing the no-analogue bias in modern accelerated tree growth leads to stronger medieval drought', *Scientific Reports*, 9.
- Schwenke, W. 1974. *Die Forstschädlinge Europas. Bd.2: Käfer* (Verlag Paul Parey: Hamburg und Berlin).

- Sebek, P., J. Altman, M. Platek und L. Cizek. 2013a. 'Is Active Management the Key to the Conservation of Saproxylic Biodiversity? Pollarding Promotes the Formation of Tree Hollows', *Plos One*, 8.
- . 2013b. 'Is active management the key to the conservation of saproxylic biodiversity? Pollarding promotes the formation of tree hollows', *PlosOne*, 8: e60456.
- Sebek, P., R. Bace, M. Bartos, J. Benes, Z. Chlumska, J. Dolezal, M. Dvorsky, J. Kovar, O. Machac, B. Mikatova, M. Perlik, M. Platek, S. Polakova, M. Skorpik, R. Stejskal, M. Svoboda, F. Trnka, M. Vlasin, M. Zapletal und L. Cizek. 2015. 'Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests', *Forest Ecology and Management*, 358: 80-89.
- Seibold, S., J. Hagge, J. Muller, A. Gruppe, R. Brandl, C. Bassler und S. Thorn. 2018. 'Experiments with dead wood reveal the importance of dead branches in the canopy for saproxylic beetle conservation', *Forest Ecology and Management*, 409: 564-70.
- Senf, C., D. Pflugmacher, Z. Q. Yang, J. Sebald, J. Knorn, M. Neumann, P. Hostert und R. Seidl. 2018. 'Canopy mortality has doubled in Europe's temperate forests over the last three decades', *Nature Communications*, 9.
- Sommerfeld, A., C. Senf, B. Buma, A. W. D'Amato, T. Després, I. Díaz-Hormazábal, S. Fraver, L. E. Frelich, Á. G. Gutiérrez, S. J. Hart, B. J. Harvey, H. S. He, T. Hlásny, A. Holz, T. Kitzberger, D. Kulakowski, D. Lindenmayer, A. S. Mori, J. Müller, J. Paritsis, G. L.W. Perry, S. L. Stephens, M. Svoboda, M. G. Turner, T. T. Veblen und R. Seidl. 2018. 'Patterns and drivers of recent disturbances across the temperate forest biome', *Nature Communications*, 9: 4355.
- Southwood, T. R. E. 1961. 'The number of species of insect associated with various trees', *Journal of Animal Ecology*, 30: 1-8.
- Southwood, T. R. E., V. C. Moran und C. E. J. Kennedy. 1982. 'The richness, abundance and biomass of the arthropod communities on trees', *Journal of Animal Ecology*, 51: 635-49.
- Southwood, T. Richard E., G. R. William Wint, Catherine E. J. Kennedy und Steve R. Greenwood. 2004. 'Seasonality, abundance, species richness and specificity of the phytophagous guild of insects on oak (*Quercus*) canopies', *European Journal of Entomology*, 101: 43-50.
- Srivastava, D S und J H Lawton. 1998. 'Why more productive sites have more species: an experimental test of theory using tree-hole communities', *American Naturalist*, 152: 510-29.
- Stanska, M., T. Stanski und J. Hawryluk. 2018. 'Spider assemblages on tree trunks in primeval deciduous forests of the Białowieza National Park in eastern Poland', *Entomologica Fennica*, 29: 75-85.
- Stein, A., K. Gerstner und H. Kreft. 2014. 'Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales', *Ecology Letters*, 17: 866-80.
- Strong, D. R., J. H. Lawton und R. Southwood. 1984. *Insects on plants* (Blackwell Scientific Publications: Oxford).
- Summerville, Keith S. und Thomas O. Crist. 2002. 'Effects of timber harvest on forest Lepidoptera: community, guild and species responses', *Ecological Applications*, 12: 820-35.
- Tack, A. J. M., O. Ovaskainen, P. Pulkkinen und T. Roslin. 2010. 'Spatial location dominates over host plant genotype in structuring an herbivore community', *Ecology*, 91: 2660-72.
- Tovar-Sanchez, E. und K. Oyama. 2006. 'Effect of hybridization of the *Quercus crassifolia* x *Quercus crassipes* complex on the community structure of endophagous insects', *Oecologia*, 147: 702-13.
- Ulyshen, M.D., S.M. Pawson, M. Branco, S. Horn, Richard Hoebeke, E. und M.M. Gossner. 2018. 'Utilization of Non-native Wood by Saproxylic Insects.' in M.D. Ulyshen (ed.), *Saproxylic Insects: Diversity, Ecology and Conservation* (Springer International Publishing: Cham).
- Ulyshen, M.D., S.M. Pawson, M. Branco, S. Horn, E. Richard Hoebeke und M.M. Gossner. 2018. 'Utilization of Non-native Wood by Saproxylic Insects.' in M.D. Ulyshen (ed.), *Saproxylic Insects: Diversity, Ecology and Conservation* (Springer International Publishing: Cham).
- Valdés-Correcher, E., X. Moreira, L. Augusto, L. Barbaro, C. Bouget, O. Bouriaud, M. Branco, G. Centenaro, G. Csóka, T. Damestoy, J. Dobrosavljević, M.-L. Duduman, A.-M. Dulaurent, C.B. Eötvös, M. Faticov, M. Ferrante, Á. Fürjes-Mikó, A. Galmán, M.M. Gossner, A. Hampe, D. Harvey, A.G. Howe, Y. Kadiri, M. Kaennel-Dobbertin, J. Koricheva, A. Kozel, M.V. Kozlov, G.L. Lövei, D. Lupaștean, S. Milanović, A. Mrazova, L. Opgennoorth, J.-M. Pitkänen, A. Popova, M. Popović, A. Prinzing, V. Quelo, T. Roslin, A. Sallé, K. Sam, M. Scherer-Lorenzen, A. Schuldt, A. Selikhovkin, L. Suominen, A.J.M. Tack, M. Tahadlova, R. Thomas und B. Castagneyrol. 2020. 'Search for top-down and bottom-up drivers of latitudinal trends in insect herbivory in oak trees in Europe', *bioRxiv*, 2020.2002.2025.964213.
- Valencia-Cuevas, L. und E. Tovar-Sanchez. 2015. 'Oak canopy arthropod communities: which factors shape its structure?', *Revista Chilena de Historia Natural*, 88: 1-22.
- van der Plas, F., S. Ratcliffe, P. Ruiz-Benito, M. Scherer-Lorenzen, K. Verheyen, C. Wirth, M. A. Zavala, E. Ampoorter, L. Baeten, L. Barbaro, C. C. Bastias, J. Bauhus, R. Benavides, A. Benneter, D. Bonal, O.

- Bouriaud, H. Bruelheide, F. Bussotti, M. Carnol, B. Castagneyrol, Y. Charbonnier, J. H. C. Cornelissen, J. Dahlgren, E. Checko, A. Coppi, S. M. Dawud, M. Deconchat, P. De Smedt, H. De Wandeler, T. Domisch, L. Finer, M. Fotelli, A. Gessler, A. Granier, C. Grossiord, V. Guyot, J. Haase, S. Haettenschwiler, H. Jactel, B. Jaroszewicz, F.-X. Joly, T. Jucker, S. Kambach, G. Kaendler, J. Kattge, J. Koricheva, G. Kunstler, A. Lehtonen, M. Liebergesell, P. Manning, H. Milligan, S. Mueller, B. Muys, D. Nguyen, C. Nock, B. Ohse, A. Paquette, J. Penuelas, M. Pollastrini, K. Radoglou, K. Raulund-Rasmussen, F. Roger, R. Seidl, F. Selvi, J. Stenlid, F. Valladares, J. van Keer, L. Vesterdal, M. Fischer, L. Gamfeldt und E. Allan. 2018. 'Continental mapping of forest ecosystem functions reveals a high but unrealised potential for forest multifunctionality', *Ecology Letters*, 21: 31-42.
- Vincent, A., P. Tillier, C. Vincent-Barbaroux, C. Bouget und A. Salle. 2020. 'Influence of forest decline on the abundance and diversity of Raphidioptera and Mecoptera species dwelling in oak canopies', *European Journal of Entomology*, 117: 372-79.
- Vodka, S. und L. Cizek. 2013. 'The effects of edge-interior and understorey-canopy gradients on the distribution of saproxylic beetles in a temperate lowland forest', *Forest Ecol Manag*, 304: 33-41.
- Vogel, S., H. Bussler, S. Finnberg, J. Müller, E. Stengel und S. Thorn. 2020. 'Diversity and conservation of saproxylic beetles of 42 European tree species – an experimental approach from early successional stages of branches', *Insect Conserv Divers*, accepted.
- Weiss, S.. 2003. 'Erlenwälder als bisher unbeachteter Lebensraum des Mittelspechts *Dendrocopos medius*', *Vogelwelt*, 124: 177-92.
- Weisser, W. W.; Leroy, B. M. L. 2021. Massenvermehrungen von Insekten an der Eiche – Herausforderungen für die angewandte Forschung. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (2021), S. 237–259.
- Whitham, T. G., C. A. Gehring, L. J. Lamit, T. Wojtowicz, L. M. Evans, A. R. Keith und D. S. Smith. 2012. 'Community specificity: life and afterlife effects of genes', *Trends in Plant Science*, 17: 271-81.
- Zabransky, P. 2004. 'Naturschutz durch Unterlassung - Seltene Käfer in "ungepflegten" Bäumen.' in, *Jahrbuch der Buchpflege* 2004.
- Zarri, E., M. W. Eichholz und K. P. Sierzega. 2020. 'Potential influences of forest mesophication on corticolous arthropods as a food base for insectivores in eastern deciduous forests', *Forest Ecology and Management*, 461.

Eichenwälder Bayerns im Kontext Natura 2000

Klaus Schreiber, Martin Lauterbach und Alois Zollner

Zusammenfassung Der folgende Beitrag beschreibt, wie Eichenwälder in das europäische Schutzgebietsnetz Natura 2000 eingebunden sind. Dabei wird zuerst erläutert, was Natura 2000 umfasst und welche Ziele mit diesem ökologischen Netzwerk verfolgt werden. Am Beispiel der Eichen- und Eichen-Hainbuchenwälder wird erklärt, was der Begriff Lebensraumtyp bedeutet und wie er abgegrenzt wird. Anschließend folgen eine ausführliche Beschreibung der beiden wichtigsten Eichen-Lebensraumtypen in Bayern sowie eine Darstellung und Erläuterung der Bewertung der Erhaltungszustände nach den Ergebnissen des aktuellen FFH-Berichtes. Informationen zum bisherigen und künftigen Erhaltungsmanagement veranschaulichen Herausforderungen und Erfolge bei der Umsetzung von Natura 2000. Ein kurzer Ausblick eröffnet abschließend Perspektiven für die nähere Zukunft.

Schlüsselwörter Natura 2000, Lebensraumtyp 9160, 9170, Eichen-Hainbuchenwälder, FFH, günstiger Erhaltungszustand, Biogeographische Region

Abstract Herein is depicted how oak-forests are embedded into the European Natura 2000 network. Specifically, it is first clarified what Natura 2000 comprises and which objectives are pursued. Using the example of oak and oak-hornbeam forests the term „habitat type“ is defined. Subsequently, the most important two oak-forest habitat types are described in detail and the national reporting results on their conservation status are presented and discussed. Informations on previous and prospective conservation measures and action plans highlight challenges and achievements regarding the implementation of Natura 2000 guidelines and regulations. Finally a brief outlook provides future perspectives.

Keywords Natura 2000; habitat type 9160, 9170, oak-hornbeam-foests, EU Habitats Directive, favourable conservation status, biogeographical region

1 Einleitung

Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG, FFH-RL) und die Vogelschutz-Richtlinie (2009/147/EG, VS-RL) sind Grundlagen für das ökologische Netzwerk Natura 2000 der Europäischen Union. Mit über 27.000 ausgewiesenen Schutzgebieten, die mit einer Gesamtfläche von mehr als 780.000 km² etwa 17,9 % der Landfläche Europas abdecken (EEA 2019), bildet Natura 2000 das weltweit größte Schutzgebietssystem (European Commission 2020).

Wesentliche Bestandteile beider Richtlinien sind zum einen verschiedene Anhänge, in denen die Natura 2000-Schutzgüter, also zu schützende Lebensraumtypen (Anhang I FFH-RL) und Arten (Anhänge II, IV u. V FFH-RL sowie Anhang I und Art. 4 (2) VS-RL) gelistet sind. Zum anderen bestimmen und regeln die Richtlinien zentrale Verfahrens- und Umsetzungsschritte zum Arten- und Biotopschutz innerhalb der EU. Demzufolge werden die Mitgliedsstaaten dazu verpflichtet, FFH- und Vogelschutzgebiete rechtsverbindlich auszuweisen (Art. 4 FFH-RL) und notwendige Erhaltungsmaßnahmen festzulegen (Art 6 FFH-RL), um einen günstigen Erhaltungszustand für die in den Anhängen genannten Schutzgüter sicherzustellen bzw. wiederherzustellen.

Unter den für Europa typischen Lebensräumen haben eichengeprägte Wälder einen besonders hohen naturschutzfachlichen Wert. Zahlreiche Arten sind an die Baumart Eiche und ihre ganz charakteristischen Eigenschaften angepasst und an sie gebunden oder zumindest mit ihr vergesellschaftet (z.B. Walentowski et al. 2020, Kudernatsch et al. 2020, Ssymank et al. 2019, Bußler 2014, Blaschke & Nannig 2014). Im Anhang I der FFH-RL sind deshalb auch mehrere Waldgesellschaften mit hoher Eichenbeteiligung als FFH-Lebensraumtypen (LRT) unter Schutz gestellt. Neben Hartholzauewäldern sind für Bayern vor allem die „Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder“ (LRT 9160) und die „Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder“ (LRT 9170) von großer Bedeutung. Im Folgenden sollen daher diese beiden zuletzt genannten Lebensraumtypen im Kontext von Natura 2000 näher beleuchtet werden.

2 Zielsetzung Natura 2000

Konzept des günstigen Erhaltungszustandes

Das Hauptziel der FFH-Richtlinie ist die Erhaltung der Biologischen Vielfalt in Europa (Art. 2 FFH-RL). Dabei sind unter dem Begriff „Erhaltung“ alle Maßnahmen zu verstehen, die erforderlich sind, um die natürlichen Lebensräume und die Populationen wildlebender Tier- und Pflanzenarten in einem „günstigen Erhaltungszustand“ zu erhalten oder diesen wiederherzustellen. Der Erhaltungszustand eines natürlichen Lebensraums wird als „günstig“ erachtet, wenn:

- (i) sein natürliches Verbreitungsgebiet sowie die Flächen, die dieser LRT in diesem Gebiet einnimmt, beständig sind oder sich ausdehnen,
- (ii) die für seinen langfristigen Fortbestand notwendigen Strukturen und spezifischen Funktionen bestehen und in absehbarer Zukunft wahrscheinlich weiterbestehen werden und
- (iii) der Erhaltungszustand der für ihn charakteristischen Arten [...] günstig ist (Art. 1 FFH RL).

Der günstige Erhaltungszustand bezieht sich dabei auf die Gesamtheit der Vorkommen eines Lebensraumtyps innerhalb der europäischen Biogeographischen Regionen. Bayern liegt dabei weitgehend in der kontinentalen Region, hat aber auch Anteile an der alpinen Biogeographischen Region (vgl. Abb. 1).



Abbildung 1: Lage Bayerns innerhalb der Biogeographischen Regionen Europas.

Geobasisdaten: © Bayerische Vermessungsverwaltung (www.geodaten.bayern.de); © European Environment Agency (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/biogeographical-regions-europe-3>)

Figure 1: Geographical position of Bavaria within Europe's biogeographical regions. Geodata: © Bayerische Vermessungsverwaltung (www.geodaten.bayern.de); © European Environment Agency (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/biogeographical-regions-europe-3>)

Neben der übergeordneten Betrachtungsweise auf Ebene der Biogeographischen Regionen mussten gemäß Artikel 3 der FFH-Richtlinie weitere Gebiete ausgewiesen werden, die die natürlichen Lebensraumtypen des Anhangs I sowie die Habitate der Arten des Anhangs II umfassen. Zusammen mit den Schutzgebieten der Vogelschutzrichtlinie bilden diese Gebiete das europaweite Schutzgebietsnetz Natura 2000. Der Zweck für die Ausweisung dieser Gebiete ist es, den Fortbestand oder gegebenenfalls die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der natürlichen Lebensraumtypen und Habitate der Arten in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet zu gewährleisten.

Der bayerische Beitrag zum Netz Natura 2000 besteht aus 745 Natura 2000-Gebieten mit einer Fläche von etwa 8.000 km², das entspricht circa 11 % der Landesfläche Bayerns. Der Waldanteil innerhalb der Bayerischen Natura 2000 Gebiete liegt bei knapp 56 %. Wälder spielen deshalb eine zentrale Rolle beim Erhalt der biologischen Vielfalt innerhalb Bayerns.

Festlegung von Erhaltungsmaßnahmen und Verschlechterungsverbot

Für jedes Natura 2000-Gebiet wurden gebietsspezifische Erhaltungsziele (EHZ) festgelegt (§ 3 Bay-Nat2000V). Die Umsetzung der Erhaltungsziele wird in Managementplänen geregelt, die für jedes Gebiet gemäß § 32 Abs. 5 BNatSchG erstellt werden. Dabei werden zunächst die Schutzgüter inventarisiert und ihre Erhaltungszustände hergeleitet. Dann werden in der Managementplanung die erforderlichen Maßnahmen für die Erhaltung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands definiert (§ 4 BayNat2000V). Darüber hinaus ist gemäß Art 6. FFH-RL aber auch sicherzustellen, dass in diesen Gebieten keine Verschlechterungen der natürlichen Lebensräume und der Habitate der Arten sowie Störungen von Arten, für die die Gebiete ausgewiesen worden sind, eintreten. Diese Vorschrift wurde im § 33 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) in nationales Recht überführt und beinhaltet das sogenannte „Verschlechterungsverbot“. Demnach dürfen Schutzgüter, die in Natura 2000 Gebieten gemeldet sind, nicht erheblich beeinträchtigt (= Verschlechterung) werden. Eine erhebliche Beeinträchtigung kann bei einem Lebensraumtyp sowohl quantitativ (z.B. Flächenverlust) als auch qualitativ (z.B. Verlust von typischen Strukturen) erfolgen. Um Verschlechterungen zu vermeiden, unterliegen Maßnahmen, die potenziell eine Verschlechterung eines oder mehrerer Schutzgüter in einem Gebiet herbeiführen können, der Pflicht zur Durchführung einer Vorprüfung bzw. gegebenenfalls einer Verträglichkeitsprüfung (vgl. § 34 BNatSchG).

Monitoring und Berichtspflicht

Alle Mitgliedsstaaten der europäischen Union sind verpflichtet, den Erhaltungszustand der geschützten Arten und Lebensräume zu überwachen (Art. 11 FFH-RL) und der EU-Kommission alle sechs Jahre Bericht über die Erhaltungszustände auf Ebene der Biogeographischen Regionen zu erstatten (Art. 17 FFH-RL). Der Freistaat Bayern ist als flächengrößtes Bundesland für das FFH-Monitoring von 91 LRT und 258 Arten verantwortlich. Wie auch bei der Managementplanung in den Schutzgebieten arbeiten Umwelt- und Forstverwaltung bei dieser wichtigen Aufgabe eng und vertrauensvoll zusammen. Unter der Federführung des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) koordiniert das Landesamt für Umwelt (LfU) in Zusammenarbeit mit der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) die Umsetzung des FFH-Monitorings. In die Zuständigkeit der LWF fällt dabei das Monitoring der Wald-LRT und derjenigen Arten, deren Vorkommen an den Lebensraum Wald gebunden sind (Gemeinsame Bekanntmachung (GemBek) 2000).

Die für das Monitoring erforderlichen Daten werden bundesweit einheitlich anhand abgestimmter Bewertungsschemata erhoben (BfN 2017). Bei den Wald-LRT werden hierfür sowohl Daten aus einem permanenten Stichprobensystem als auch Daten aus der Bundeswaldinventur verwendet (Kroiher et al. 2017, BfN 2019). Die erforderlichen Daten für den FFH-Bericht werden bei den Waldschutzgütern Bayerns von der Bayerischen Forstverwaltung erhoben und zusammengeführt.

3 Definition Eichen-Lebensraumtyp

Die in Anhang I der FFH-RL aufgeführten Lebensraumtypen sind im „Interpretation Manual of European Union Habitats“ (European Commission DG Environment 2014) allgemein beschrieben. Der dort definierte Rahmen wurde gemeinsam von Forst- und Umweltverwaltung im „Handbuch der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern“ (LfU & LWF 2020) weiter spezifiziert und operationalisiert. Dieses „Handbuch“ ist zugleich die verbindliche Kartieranleitung zur Auscheidung von Lebensraumtypen und gibt vor, ab wann ein solcher vorliegt und wie diese untereinander abzugrenzen sind.

3.1 Abgrenzung von Lebensraumtypen allgemein

Standort und Baumartenzusammensetzung

Wald-Lebensraumtypen werden anhand von Standort und Baumartenzusammensetzung ausgeschieden. Jeder Lebensraumtyp hat ein bestimmtes Standortsspektrum, das entweder sehr weit gefasst sein kann (z.B. LRT 9130 Waldmeister-Buchenwälder) oder auf bestimmte Sonderstandorte beschränkt ist (z.B. LRT 91D0* Moorwälder). Zudem muss die Baumartenzusammensetzung charakteristisch für den jeweiligen LRT sein. Hierfür wurden die Baumarten für jeden Lebensraumtyp als „Gesellschaftstypisch“ und „Gesellschaftsfremd“ eingeteilt (vgl. Abb. 2). Gesellschaftstypische Baumarten werden weiter unterteilt in Haupt-, Neben- und Pionierbaumarten. Bei den Gesellschaftsfremden Baumarten wird zwischen heimisch-Gesellschaftsfremden und nicht heimisch-Gesellschaftsfremden unterschieden. Um als LRT ausgeschieden zu werden, muss der Anteil lebensraumtypischer Baumarten mindestens 70 % betragen. Ausschlaggebend für die Baumartenzusammensetzung ist dabei der Anteil an der Kronenschirmfläche, die eine Baumart einnimmt.

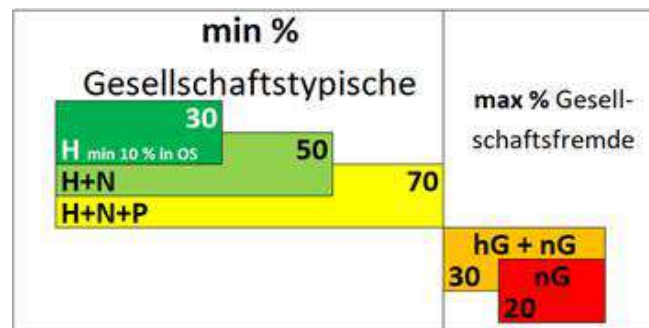


Abbildung 2: Mindest- bzw. Maximal-Anteile der einzelnen Baumarten-Kategorien zur Ausweisung eines Wald-Lebensraumtyps. H = Hauptbaumart, N = Nebenbaumart, P = Pionierbaumart, hG = heimisch-Gesellschaftsfremd, nG = nicht heimisch-Gesellschaftsfremd (nach LfU & LWF 2020)

Figure 2: Minimum and maximum proportions of the individual tree species categories to identify a forest habitat type. H = main tree species, N = secondary tree species, P = pioneer tree species, hG = native - not belonging to the natural plant community, nG = not native - not belonging to the natural plant community (LfU & LWF 2020)

Zu beachten ist dabei, dass ein Lebensraumtyp nur ausgewiesen werden darf, wenn Standort und Baumartenzusammensetzung zusammenpassen. Sprechen Standort und Baumarten für einen bestimmten Lebensraumtyp, wird dieser zusätzlich anhand der typischen charakteristischen Bodenvegetation verifiziert, bzw. falsifiziert.

Primäre und Sekundäre Lebensraumtypen – geeignete Begriffe für Eichenwälder?

Im Gegensatz zu primären Wald-Lebensraumtypen, deren charakteristische Artenzusammensetzung per Definition nicht durch menschliche Nutzung geprägt ist, sind sekundäre Vorkommen von anthropogenen Bewirtschaftungsformen abhängig. Bei Eichenwäldern in Mitteleuropa ist diese Zuordnung schwierig, da es an Referenzflächen primärer Eichenwälder fehlt. Die schattentolerante Buche wandert erst seit wenigen Jahrtausenden nach Mitteleuropa ein und konnte hier vor allem während der Kaltzeiten ihren enormen Konkurrenzvorteil gegenüber den Lichtbaumarten ausspielen (Walentowski et al. 2010). Dieser natürlichen Ausbreitung der Buche stand jedoch entgegen, dass die Eichen bereits vor und während der Bucheneinwanderung aktiv und effektiv vom Menschen gefördert wurden (Küster 2016). Deshalb stocken die Lebensraumtypen „Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald“ LRT 9160 und „Labkraut Eichen-Hainbuchenwald“ LRT 9170 häufig auf Standorten, die unter rezenten Standortbedingungen von der Buche dominiert wären. Unabhängig von der Nutzungshistorie der LRT bleibt aber

festzuhalten, dass auch diese menschengemachten Vorkommen, aufgrund der charakteristischen Artkombinationen und Strukturen, naturschutzfachlich von höchstem Wert sind. Sie stellen jedoch eine hohe Anforderung an ihr Management (z.B. Müller-Kroehling 2014).

Anforderungen an Flächenausformung und Überschirmung

Zusätzlich zu den ökologischen Mindestanforderungen für das Vorhandensein eines Lebensraumtyps existieren kartiertechnische Mindestwerte. So beträgt die Mindestgröße, ab der ein Wald-Lebensraumtyp kartiert wird, bei natürlicherweise großflächigen, zonalen Lebensraumtypen (z.B. LRT 9130 Waldmeister-Buchenwälder) in der Regel 1 ha. Bei natürlicherweise kleinflächigen, azonalen Lebensraumtypen, die an meist selten in der Landschaft vorkommende Sonderstandorte gebunden sind (z.B. LRT 9180* Schlucht- und Hangmischwälder), liegt die Schwelle dagegen i.d.R. bei 0,25 ha.

„Sonstiger Lebensraum Wald“, also alle Wälder, die keine Lebensraumtypen-Eigenschaft aufweisen, wird i.d.R. erst ab einer Größe von einem Hektar auskartiert. Diese Mindestschwellen haben beispielsweise zur Folge, dass eine zu kleine Fläche eines azonalen Lebensraumtyps bei der Kartierung der Fläche eines zonalen Lebensraumtyps zugeschlagen werden kann. Des Weiteren muss die Kronen-Überschirmung $\geq 50\%$ (im Alpenraum 40%) betragen, ansonsten kann ein Wald bei Vorliegen der entsprechenden Voraussetzungen auch als Offenland-Lebensraumtyp kartiert werden. Diese Überschirmungsgrenze gilt aber unter anderem nicht bei vorübergehend aufgelichteten Beständen (Vgl. LfU & LWF 2020, Anlage III).

3.2 Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder LRT 9160

Definition und Verbreitung

Dieser Lebensraumtyp stockt natürlicherweise auf zeitweise vernässten, schweren Tonböden, auf denen die Buche deutlich an Konkurrenzkraft verliert und im Bestandaufbau fast ganz zurücktritt. Es gibt jedoch auch zahlreiche sekundäre Vorkommen, die auf Buchenwald-Standorten stocken (Abb. 3).

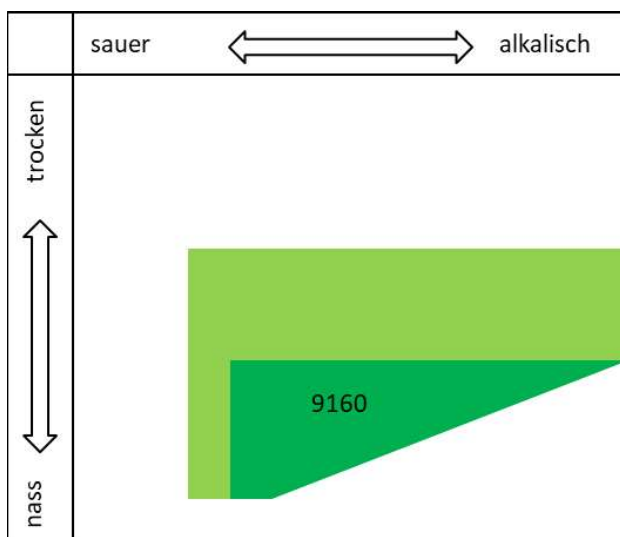


Abbildung 3: Ökologische Spanne der Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder (LRT 9160):
 dunkelgrün = primäre Vorkommen, hellgrün = sekundäre Vorkommen (Walentowski et al. 2020; modifiziert)
Figure 3: Ecological range of Sub-Atlantic and medio-European oak or oak-hornbeam forests of the Carpinion betuli (habitat type 9160): dark green = primary occurrences, light green = secondary occurrences (Walentowski et al. 2020; modified)

Da die Buche mit Stauwasser nur schlecht zurechtkommt, können sich im LRT 9160 Baumarten durchsetzen, die sonst mit der Buche in ihrer Wuchseistung nicht konkurrieren könnten. Neben den Hauptbaumarten Stieleiche und Hainbuche sind daher auch Schwarzerle, Esche oder Linde häufig am Bestandaufbau beteiligt. Kennzeichnend ist ferner das Fehlen oder starke Zurücktreten von Traubeneiche und Elsbeere, für die diese Böden zu feucht sind. Dieser Lebensraumtyp kommt nur außerhalb der

Gebirge in der kontinentalen Biogeographischen Region (= KBR) auf zeitweilig feuchten Mulden, in feuchten Verebnungslagen oder in räumlicher Nähe zur Hartholzaue vor. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt im Nordwesten Bayerns (vgl. Abb. 5). Die aktuell bekannte Fläche dieses LRT in Bayern beträgt etwa 2.300 ha. Die typische Bodenvegetation ist geprägt von feuchte- und nährstoffliebenden Pflanzen wie der Ährigen Teufelskralle, dem Immergrün oder der namensgebenden Großen Sternmiere.



Abbildung 4: LRT 9160 Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (Foto: Klaus Schreiber)

Figure 4: Habitat type 9160 „Sub-Atlantic and medio-European oak or oak-hornbeam forests of the *Carpinion betuli*“ (picture: Klaus Schreiber)

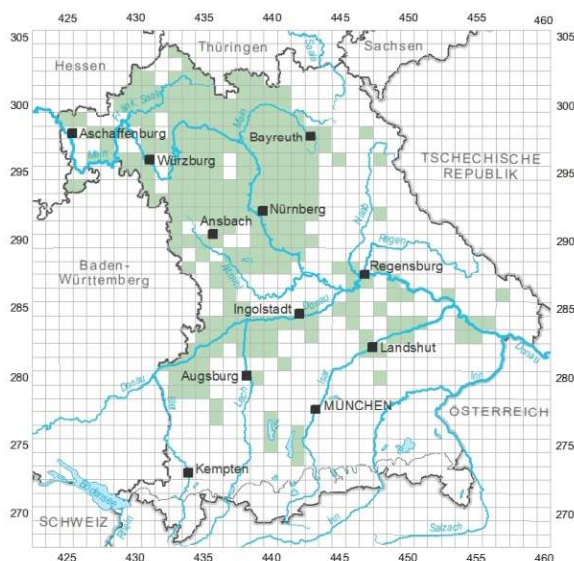


Abbildung 5: Vorkommen des LRT 9160 (Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder) in Bayern.

(FFH-Bericht 2019, Geobasisdaten: © Bayerische Vermessungsverwaltung (www.geodaten.bayern.de))

Figure 5: Distribution of habitat type 9160 „Sub-Atlantic and medio-European oak or oak-hornbeam forests of the *Carpinion betuli*“ in Bavaria (FFH-Bericht 2019, Geobasisdaten: © Bayerische Vermessungsverwaltung (www.geodaten.bayern.de))

3.3 Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder LRT 9170

Definition und Verbreitung

Im Unterschied zum Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald stockt der Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald von Natur aus meist auf strengen, wechsellackigen Tonböden, die im Sommer regelmäßig austrocknen. Dort ist die Buche nicht mehr konkurrenzkräftig, da es häufig zu Wurzelrissen und Trockenschäden kommt. Auch dieser LRT kommt häufig auf sekundären Standorten vor, die natürlicherweise von der Buche dominiert würden (vgl. Abb. 6). Als Hauptbaumarten prägen Stiel- und/oder Traubeneiche, Hainbuche und Winterlinde sowie eine ganze Reihe von Nebenbaumarten das Waldbild. Hierzu zählen auch die sehr seltenen Baumarten Feldahorn, Elsbeere und Speierling. In der Krautschicht sind hinsichtlich der Basenversorgung anspruchsvolle, aber trockenheitsresistente Pflanzen wie Schwalbenwurz, Maiglöckchen, Blauroter Steinsame oder Blut-Storchschnabel typische Vertreter. In Bayern gibt es nach aktueller Datenlage etwa 21.000 ha dieses LRT. Die Vorkommen liegen ausschließlich in der kontinentalen Biogeographischen Region und ihr Verbreitungsschwerpunkt befindet sich in den trocken-warmen Regionen Bayerns (vgl. Abb. 8, S. 225).

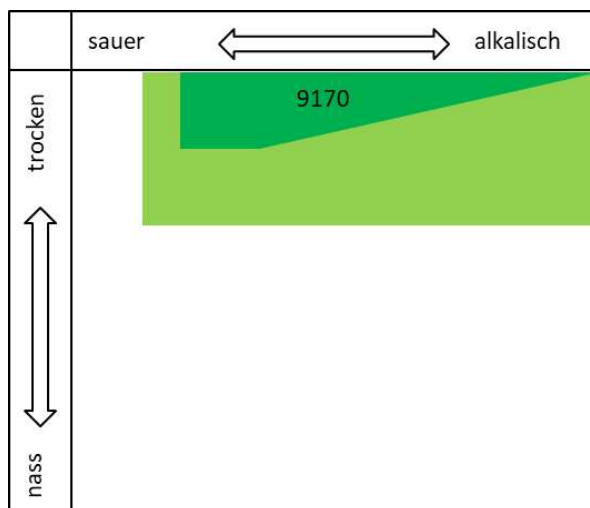


Abbildung 6: Ökologische Spanne des Labkraut-Eichen Hainbuchen-Walds (LRT 9170): dunkelgrün = primäre Vorkommen, hellgrün = sekundäre Vorkommen (Walentowski et al. 2020; modifiziert)

Figure 6: Ecological range of Galio-Carpinetum oak-hornbeam forests (habitat type 9170): dark green = primary occurrences, light green = secondary occurrences (Walentowski et al. 2020, modified)

3.4 Charakteristische Tierarten der Eichenlebensraumtypen

Gerade alte Eichen beherbergen eine Vielzahl von Mikrohabitaten wie Kronentotholz in unterschiedlichen Zersetzungsstadien, Höhlen und Spaltenquartiere. Die durchsonnten, weniger dicht belaubten Baumkronen haben generell ein für Insektenarten günstiges Innenklima. Die raue Borke schafft die entsprechenden Kleinsthabitate für rindenbewohnende Arten. Davon profitieren wiederum die zahlreichen Fressfeinde, wie Vögel und Fledermäuse. Leitarten von Alters- und Zerfallsphasen sind sehr zahlreich vertreten. So finden sich hier Arten, für die wir in Bayern weltweit besondere Verantwortung tragen, wie zum Beispiel Halsbandschnäpper, Mittelspecht oder Bechsteinfledermaus. Gleiches gilt für selten gewordene, eher ausbreitungsschwache holzbesiedelnde Käferarten mit langen Entwicklungszeiträumen. Sie profitieren von der Langlebigkeit der Eichen und der Dauerhaftigkeit ihres Holzes, auch im toten Zustand. So fressen Hirschkäferlarven an absterbenden und toten Wurzeln uralter, besonderer Bäume. Als Besonderheit finden sich in alten Eichen auch sogenannte Mulmhöhlen, die oft über Jahrzehnte entstehen und als die seltensten Strukturen in Wäldern angesehen werden müssen. Sie sind zum Beispiel der Lebensraum des Eremiten. Für Eichen sind auch die meisten Relikt-vorkommen seltener xylobionter Käferarten dokumentiert. Die häufig sehr artenreiche Baum- und Strauchschicht der Eichen-Hainbuchenwälder begünstigt darüber hinaus das Vorkommen zahlreicher Tierarten und leistet damit noch einmal einen zusätzlichen Beitrag für die Biodiversität.



Abbildung 7: LRT 9170 Labkraut-Eichen Hainbuchen-Wald (Foto: Klaus Schreiber)
 Figure 7: Habitat type 9170 „Galio-Carpinetum oak-hornbeam forests“ (picture: Klaus Schreiber)

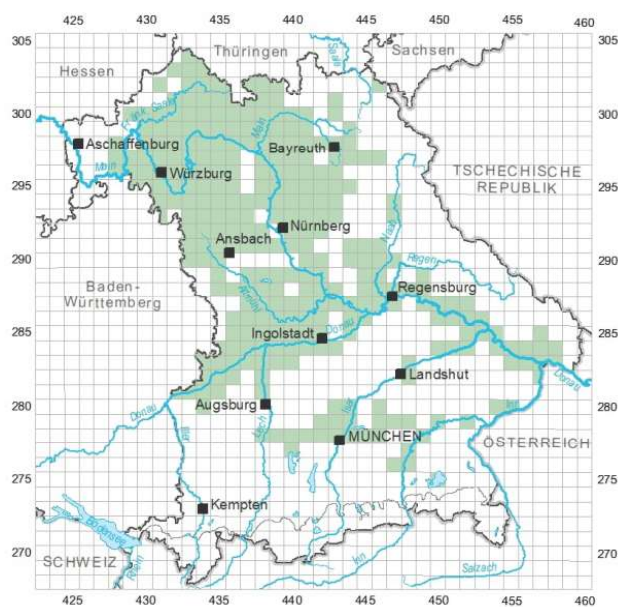


Abbildung 8: Vorkommen des LRT 9170 Labkraut-Eichen Hainbuchen-Wald in Bayern
 (FFH-Bericht 2019, Geobasisdaten: © Bayerische Vermessungsverwaltung (www.geodaten.bayern.de))
 Figure 8: Distribution of habitat type 9170 „Galio-Carpinetum oak-hornbeam forests“ in Bavaria (FFH-Bericht 2019, Geobasisdaten: © Bayerische Vermessungsverwaltung (www.geodaten.bayern.de))

4 Wie ist es um die Eichenwälder in Deutschland bestellt?

Der aktuelle FFH-Bericht von 2019 bewertet auch den Zustand der Eichenwälder. Dabei werden neben der Bewertung des Erhaltungszustandes auch die zurückliegenden Beeinträchtigungen und künftigen Gefährdungen berücksichtigt.

4.1 Erhaltungszustände der LRT 9160 und 9170

Laut aktuellem FFH-Bericht von 2019 befinden sich die eichengeprägten LRT „Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald“ LRT 9160 und „Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald“ LRT 9170 in der Kontinentalen Biogeographischen Region insgesamt in einem „ungünstigen Erhaltungszustand“. Gemäß FFH-RL ist Deutschland daher verpflichtet, Maßnahmen zu ergreifen, um den „günstigen“ Erhaltungszustand dieser Lebensraumtypen wiederherzustellen.

Bewertung im FFH-Bericht

Die Bewertung der Erhaltungszustände für den FFH-Bericht ist von der EU-Kommission europaweit einheitlich geregelt (EEA 2020). Demnach werden für Lebensraumtypen die Bewertungsparameter „Verbreitungsgebiet“, „Fläche“, „spezifische Strukturen und Funktionen“ sowie „Zukunftsansichten“ einzeln betrachtet. Es geht dabei um alle Vorkommen, also auch um solche, die außerhalb von Natura 2000-Gebieten liegen. Die Bewertung erfolgt in den Stufen FV = „Günstig“, U1 = „ungünstig unzureichend“ und U2 = „ungünstig schlecht“.

Bei den Parametern „Verbreitungsgebiet“ und „Fläche“ werden die aktuellen Werte jeweils mit einem „günstigen Referenzwert“ verglichen. Ist der aktuelle Wert größer als der günstige Referenzwert oder gleich, ergibt sich eine gute Bewertung. Ist er kleiner, wird das Ergebnis ungünstig.

Die Bewertung des Parameters „spezifische Strukturen und Funktionen“ wird aus dem FFH-Monitoring, welches bei den LRT 9160 und 9170 im Rahmen der Bundeswaldinventur durchgeführt wird, sowie aus ergänzenden Informationen (z.B. aktuelle Erkenntnisse aus der Managementplanung) abgeleitet.

Der Parameter „Zukunftsansichten“ werden anhand einer Experteneinschätzung, die aktuelle Beeinträchtigungen und Gefährdungen sowie Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen gegeneinander abwägt, abgeleitet. Die wichtigsten Ergebnisse des FFH-Berichts 2019 sind für die beiden Eichenlebensraumtypen in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Ergebnisse des nationalen FFH-Berichts 2019 für die LRT 9160 und 9170 in der Kontinentalen Biogeographischen Region (BfN 2019)

Table 1: Results of the German national report 2019 required by the EU Habitats Directive for habitat types 9160 and 9170 within the continental biogeographical region (BfN 2019)

LRT	Verbreitungsgebiet	Fläche	spezifische Strukturen und Funktionen	Zukunftsansichten	Gesamtbewertung des Erhaltungszustandes	Änderungen gegenüber dem letzten Bericht (2013)
9160	FV	U1	U1	U1	U1	nein
9170	U1	U1	U1	U1	U1	nein
FV = günstig; U1 = ungünstig unzureichend; U2 = ungünstig schlecht						

Tabelle 2 zeigt beispielhaft das Auswertungsergebnis für die Bewertungsparameter „Verbreitungsgebiet“ und „Fläche“ beider Lebensraumtypen im Detail.

Tabelle 2: Verbreitungsgebiet und Fläche der LRT 9160 und 9170 in der KBR in Deutschland (BfN 2019)

Table 2: Distribution and area of the habitat types 9160 and 9170 within the continental biogeographical region in Germany (BfN 2019)

Parameter	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald LRT 9160	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald LRT 9170
Verbreitungsgebiet und Trend des Verbreitungsgebiets	Ca. 189.000 km ² stabil	Ca. 142.000 km ² stabil
Günstiges Verbreitungsgebiet (Referenzwert)	ungefähr so groß wie das aktuelle Verbreitungsgebiet	größer als das aktuelle Verbreitungsgebiet
Fläche und Trend der Fläche	Ca. 28.000 ha abnehmend	Ca. 64.000 ha abnehmend
Günstige Fläche (Referenzwert)	größer als aktuelle Fläche	größer als aktuelle Fläche

Beim LRT 9170 ist das aktuelle Verbreitungsgebiet kleiner als der günstige Referenzwert. Bei beiden LRT ist zudem auch die aktuelle Fläche kleiner als die günstige Referenzfläche und darüber hinaus weist die Flächenentwicklung einen abnehmenden Trend auf. Damit werden wesentliche Aspekte, die für einen günstigen Erhaltungszustand im Sinne der FFH-Richtlinie notwendig sind, nicht erfüllt. Um einen günstigen Erhaltungszustand wiederherzustellen, muss daher zuerst der negative Trend gestoppt und in eine positive Richtung überführt werden, bis schließlich für die zwei LRT's bei beiden Parametern der günstige Referenzwert erreicht ist. Im Zuge der aktuellen Anstrengungen beim Umbau labiler, nadelbaumdominierter Waldbestände in klimatolerante Mischwälder mit der Eiche als wärmeliebender und trockenheitsangepasster Baumart ist diese Zielsetzung mittelfristig durchaus realisierbar.

4.2 Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Im FFH-Bericht werden zudem die wesentlichen Beeinträchtigungen und Gefährdungen, die den Erhaltungszustand eines Lebensraumtyps negativ beeinflussen, identifiziert (BfN 2019b). „Beeinträchtigungen“ wirken während des aktuellen Berichtszeitraumes (6 Jahre) auf den Erhaltungszustand des Schutzgutes ein (DG Environment 2017). Gefährdungen sind zukünftige vorhersehbare negative Einflüsse in den folgenden zwei Berichtsperioden. Auf Bundesebene sind beim LRT 9160 am bedeutendsten die „Hege von (...) Wildbeständen“, die „Veränderung der Hydrologie“ und eine „Waldbewirtschaftung, die Altholzbestände verringert“. Letzteres ist nur dann eine Beeinträchtigung, wenn sie „insgesamt zu einer Verringerung der Habitatkontinuität sowie des Zuwachses auch in höheren Altersklassen führt“. Der LRT 9170 wird am meisten durch die „Hege von (...) Wildbeständen“, die „Veränderung der Artenzusammensetzung durch natürliche Sukzession“ und die „Aufgabe einer traditionellen Forstbewirtschaftung“ beeinträchtigt bzw. in seinem Fortbestehen gefährdet (BfN 2019b).

Forstwirtschaftliche Nutzung per se hat demnach nur einen relativ geringen Einfluss auf den ungünstigen Erhaltungszustand der beiden Lebensraumtypen. Aktive forstwirtschaftliche Maßnahmen sind in weiten Teilen sogar notwendig, um diese Lebensräume zu erhalten. Vor allem auf sekundären Standorten kann ein unterbleibendes oder nicht zielgerichtetes forstliches Management zu Flächenverlusten oder zu Veränderungen der lebensraumtypischen Habitatstrukturen führen (z. B. Kudernatsch et al. 2019). Da die Lichtbaumart Eiche der Buche auf diesen Standorten in ihrer Wuchsleistung unterlegen

ist, findet häufig ein schleichender Verlust von Eichenanteilen statt, der negative Auswirkungen auf die LRT-spezifischen Strukturen und Funktionen hat. Die Entmischung kann dabei bis zum Verlust der LRT-Eigenschaft führen, wenn der Anteil der Hauptbaumarten von 30 % unterschritten wird. Der fortschreitende Klimawandel bringt zunehmend auch Eichenwälder in Bedrängnis, da dieser vielfach auch Arten (z.B. Schwammspinner) begünstigt, die in Eichenwäldern erheblichen Schaden verursachen können. Die Insektenkatastrophen der letzten Jahre zeigen das sehr deutlich. Negative Auswirkungen können darüber hinaus auch hohe Wildbestände haben; dies gilt insbesondere, wenn Trockenheits- und Katastrophenschäden zum erhöhten Absterben von Altbäumen oder ganzen Bestandteilen führen, ohne dass bereits ausreichende Vorausverjüngung vorhanden ist. Aufgrund der vielerorts hohen Schalenwildbestände ist die Verjüngung von lebensraumtypischen Baumarten (v.a. der Eiche) deutlich erschwert und somit der langfristige Fortbestand dieser Lebensraumtypen weiterhin gefährdet.

5 Eichen-LRT in Bayern

Mit etwa 2.300 ha Fläche hat Bayern beim LRT 9160 weniger als 10 % Anteil am Gesamtvorkommen in der kontinentalen Biogeographischen Region in Deutschland. Dagegen beträgt der bayerische Anteil beim LRT 9170 mit circa 21.000 ha über 30 %. Bayern trägt daher gerade für diesen Lebensraumtyp Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald eine besondere Verantwortung.

5.1 Bewertung des Erhaltungszustands auf Gebietsebene

Im Rahmen der Managementplanung werden die Eichen-Lebensraumtypen in allen FFH-Gebieten, in denen sie gemeldet sind, kartiert und hinsichtlich ihres Erhaltungszustands bewertet. Der LRT 9160 Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald ist in 38 FFH-Gebieten, der LRT 9170 Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald in 119 FFH-Gebieten gemeldet (siehe Abb. 9). Da nicht für jedes Vorkommen der einzelnen Schutzgüter ein FFH-Gebiet ausgewiesen werden musste, liegen bei beiden Eichen-LRT nur jeweils circa 65% der Gesamtfläche des Lebensraumtypen innerhalb der FFH-Gebietskulisse (BfN 2019b). Ein gutes Drittel der LRTs sind in Bayern also außerhalb der Natura 2000 Gebiete zu finden.

Die Bewertungskriterien bei der Managementplanung weichen von denen des FFH-Berichts ab. Grund hierfür ist, dass bei der Managementplanung der Erhaltungszustand auf Gebietsebene im Vordergrund steht und nicht der Erhaltungszustand auf Biogeographischer Ebene. Die Bewertungskriterien für Wald-Lebensraumtypen in Bayern sind dabei: „Habitatstrukturen“, „Lebensraumtypisches Arteninventar“ und „Beeinträchtigungen“ (LANA-FCK Pinneberg 2001 bzw. Burkhardt 2004). Alle Bewertungskriterien fließen mit einem festgelegten Anteil in die Gesamtbewertung ein, die die Werte A „hervorragend“, B „gut“ oder C „mittel bis schlecht“ annehmen kann, wobei A und B einem günstigen und C einem ungünstigen Erhaltungszustand entsprechen. Die Bewertungskriterien „Habitatstrukturen“ und „Arteninventar“ werden in weitere Bewertungsmerkmale wie Totholz oder Biotopbäume unterteilt (vgl. Abb. 10). Für jedes Bewertungsmerkmal gibt es feste Definitionen und Schwellen. Die Bewertungsmerkmale werden in Bayern in der Regel mittels einer Stichprobeninventur statistisch abgesichert erhoben (LWF 2007).

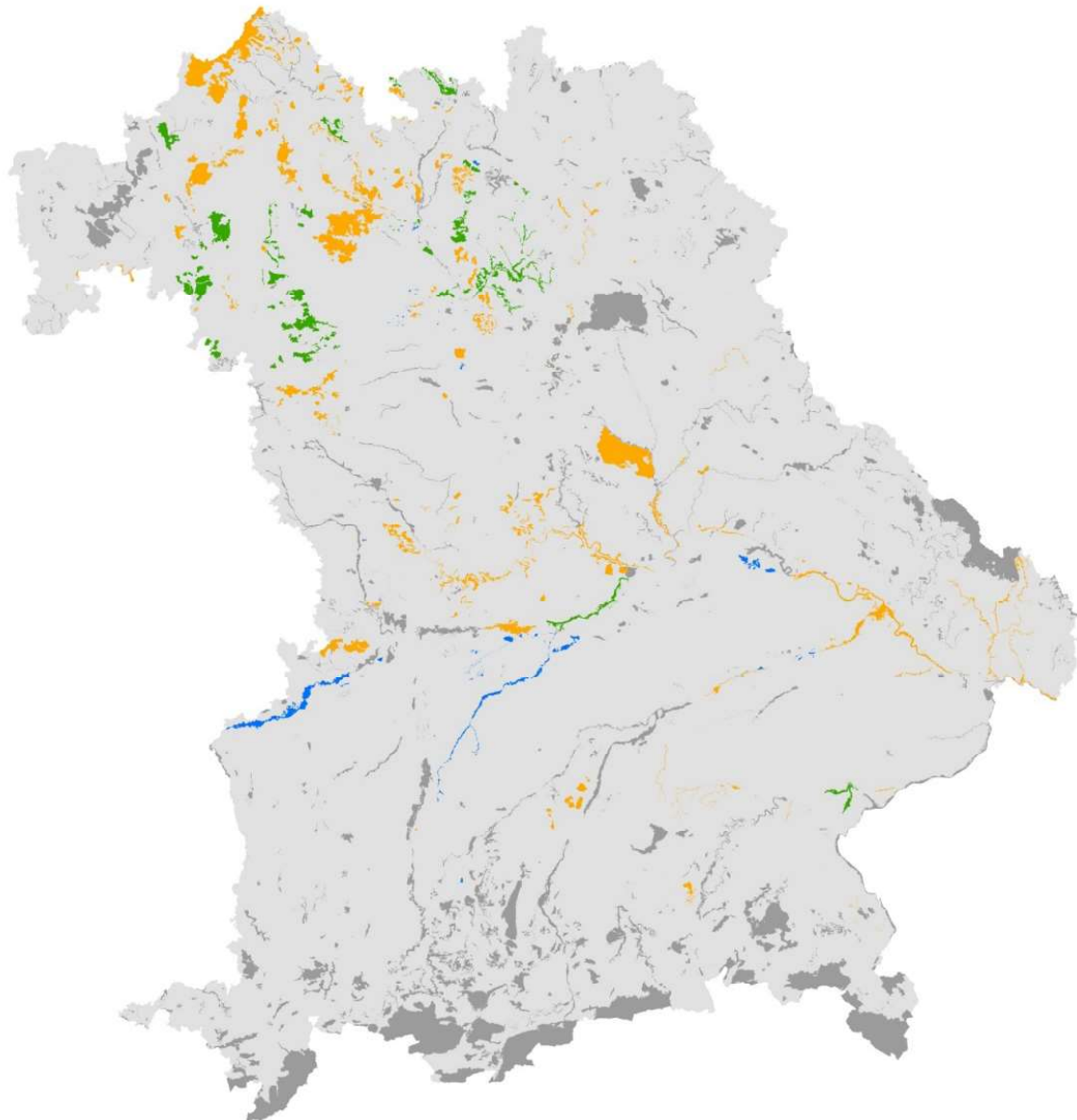


Abbildung 9: FFH-Gebiete in Bayern: Blau = Gebiete mit Meldung des LRT 9160, Orange = Gebiete mit Meldung des LRT 9170, Grün = Gebiete mit Meldung der LRT 9160 und 9170, Grau = sonstige FFH-Gebiete, Geobasisdaten: Bayerische Vermessungsverwaltung (www.geodaten.bayern.de)

Figure 9: SCI's (Sites of Community Importance) in Bavaria: Blue= SCI's where habitat type 9160 is reported, Orange= SCI's where habitat type 9170 is reported, Green= SCI's where both habitat types (9160 and 9170) are reported, Grey= other SCI's

Eine stichprobenhafte Auswertung von 30 % der bisher erstellten Managementpläne für den LRT 9160 und von 25 % der bisher erstellten Pläne für den LRT 9170 ergab, dass der Erhaltungszustand beim LRT 9160 in allen, und beim LRT 9170 in 90 % der Gebiete günstig (Bewertung A oder B) ist. Bei einzelnen Bewertungsmerkmalen ergibt sich jedoch ein differenzierteres Bild: zum Beispiel ist das Merkmal Totholzvorrat beim LRT 9160 im Durchschnitt günstig zu bewerten, beim LRT 9170 jedoch ungünstig (siehe Tab. 3). Die Referenzspanne für Totholz bei diesen LRT beträgt 4-9 Vfm/ha für die Wertstufe „B“. Höhere Totholzvorräte werden mit „A“, niedrigere mit „C“ bewertet (Müller-Kroehling et. al 2004). Die Totholzwerte wurden gemäß der „Anweisung für die FFH-Inventur“ (LWF 2007) ermittelt und sind aufgrund der Aufnahmemethodik mit Werten anderer Inventuren (z. B. BWI) nicht unmittelbar vergleichbar. Bei der Inventur in den FFH-Gebieten wird eine repräsentative Stichprobenzahl, über den gesamten zuvor abgegrenzten Lebensraumtyp im Gebiet verteilt, aufgenommen. Da zahlreiche Inventurpunkte somit auch in Lücken, Jungwuchsbestände oder Dickungen fallen und zudem „Stock-Totholz“

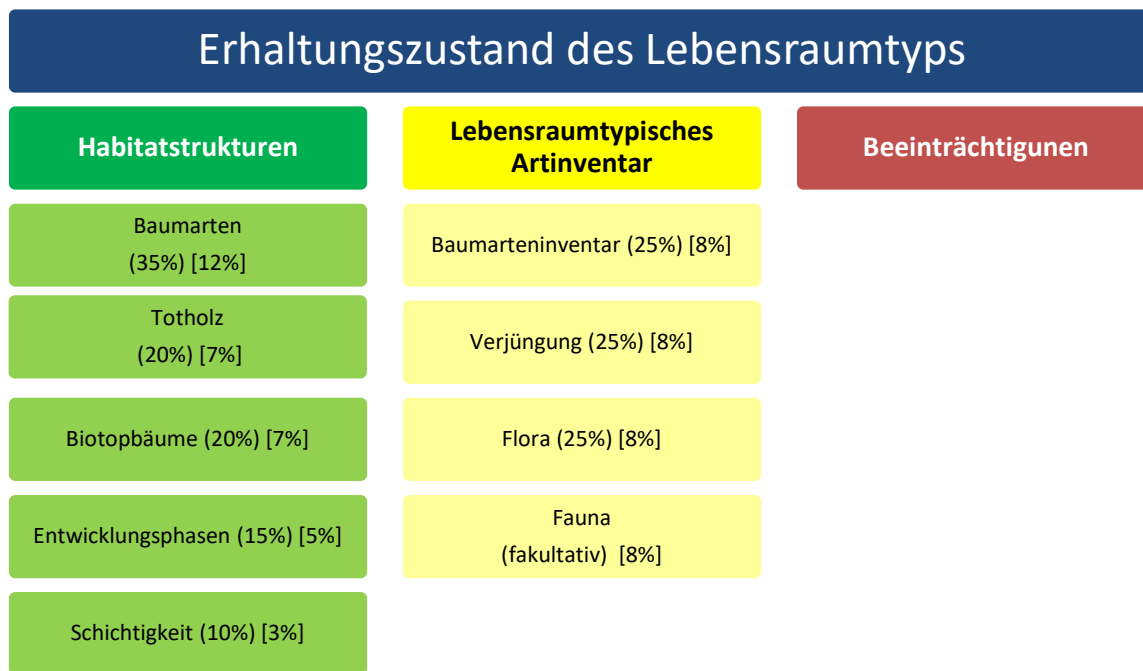


Abbildung 10: Kriterien für die Bewertung des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen in Bayern (in runden Klammern Gewichtung innerhalb des Kriteriums, in eckigen Klammern Gesamtgewicht) (nach Müller-Kroehling et al. 2004)

Figure 10: Criteria for the evaluation of the conservation status of habitat types in Bavaria (round brackets: weighting within criteria, square brackets: total weighting) (Müller-Kroehling et al. 2004)

nicht mit erfasst wird, liegen die Bewertungsschwellen der Inventur deutlich unter den aus wissenschaftlichen Studien in Altholzbeständen bekannten Richtwerten mit Größenordnungen jenseits der 20 oder 40 m³ Totholz per Hektar. Die in den Inventuren ermittelten Werte liefern aber ein belastbares und über alle Gebiete vergleichbares Ergebnis.

Tabelle 3: Totholzwerte der LRT 9160 und 9170, Auswertung der FFH-Inventurdatenbank über alle zum Zeitpunkt der Auswertung inventarisierten Gebiete (Auswertung Stand Juni 2019)

Table 3: Dead wood reference values for habitat type 9160 and 9170; evaluation of the FFH-Inventory-Database over all SCIs recorded until June 2019

	LRT 9160	LRT 9170
liegendes Totholz [Vfm/ha]	3,67	1,68
stehendes Totholz [Vfm/ha]	4,67	2,22
Gesamt-Totholzvorrat [Vfm/ha]	8,34	3,90
Bewertung	B	C
Anzahl ausgewerteter Inventurpunkte	1.476	5.518

Trotz des aktuell guten Erhaltungszustandes der Eichen-LRT innerhalb der FFH-Gebiete Bayerns ist der Gesamt- Erhaltungszustand gemäß der Bewertungsmethodik des FFH-Berichts auch in Bayern „ungünstig-unzureichend“ (Rumpel 2020). Das liegt vor allem an dem insgesamt gesehen negativen Flächentrend und den derzeit noch ungünstigen Zukunftsaussichten.

5.2 Erhaltungsmaßnahmen und Gebietsmanagement

Die Erstellung der Managementpläne für die Natura 2000-Gebiete ist in Bayern weitestgehend abgeschlossen. Die zwischenzeitlich veröffentlichten Managementpläne sind zwischen allen beteiligten Behörden abgestimmt und behördenverbindlich.

Das wichtigste Instrument zur Wiederherstellung und Sicherung eines günstigen Erhaltungszustandes der Schutzgüter auf Ebene der Biogeographischen Regionen ist die Festlegung und Umsetzung von

konkreten Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen. Im Rahmen der Managementplanung werden diese Maßnahmen für das jeweilige FFH-Gebiet festgelegt.

Notwendige Erhaltungsmaßnahmen

Notwendige Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen sollen den Beeinträchtigungen und Gefährdungen auf Gebietsebene entgegenwirken und einen günstigen Erhaltungszustand sicherstellen. Hierfür wird ein bayernweit einheitlicher Maßnahmenkatalog verwendet, der eine gebietsübergreifende Auswertung ermöglicht (Müller-Kroehling et al. 2009). Die notwendigen Maßnahmen ergeben sich aus der Bewertung von Erhaltungszustand und Einzelmerkmalen. Eine Gesamtbewertung mit „C“ (mittel bis schlecht) bedingt in der Regel notwendige Erhaltungsmaßnahmen. Auch ein mit „C“ bewertetes Einzelmerkmal kann die Planung notwendiger Erhaltungsmaßnahmen erforderlich machen (Müller-Kroehling et al. 2009).

Da die Eichen-LRT innerhalb der FFH-Gebiete Bayerns größtenteils in gutem oder sehr gutem Erhaltungszustand sind, ist als mit Abstand häufigste geplante Erhaltungsmaßnahme die Maßnahme 100 „Fortführung und ggf. Weiterentwicklung der bisherigen, möglichst naturnahen Behandlung unter Berücksichtigung der geltenden Erhaltungsziele“ geplant worden. Diese sogenannte „Grundplanung“ stellt gewissermaßen die Grundregel dar, die für die Einhaltung des günstigen Erhaltungszustandes notwendig ist (Müller-Kroehling et al. 2009 u. Müller-Kroehling 2016).

Im LRT 9170 am zweithäufigsten geplant wurde die Maßnahme 122 „Totholzanteil erhöhen“. Weitere wesentliche notwendige Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen, die häufig im Rahmen der Managementplanung geplant werden, sind: „Lebensraumtypische Baumarten fördern“ und „Wildschäden an den lebensraumtypischen Baumarten reduzieren“. Die geplanten Maßnahmen ergeben sich aus den Ergebnissen der Erhaltungszustandsbewertung und zielen auf einzelne, zu verbessernde Strukturen (z.B. „Totholzanteil erhöhen“) oder auf den Erhalt der Fläche des Lebensraumtyps ab (z.B. Wildschäden reduzieren, um lebensraumtypische Verjüngung auch in Zukunft zu gewährleisten). Die Umsetzung der Maßnahmen soll sicherstellen, dass der günstige Erhaltungszustand auf Gebietsebene hergestellt oder erhalten wird. Dies trägt wiederum zum übergeordneten Ziel bei, den Erhaltungszustand der Lebensraumtypen auch auf der gesamten Biogeographischen Ebene zu verbessern.

Umsetzung im Staats-, Körperschafts- und Privatwald

Die Bayerischen Staatsforsten AöR (BaySF), welche über die Hälfte der Waldfläche in Natura 2000-Gebieten in Bayern bewirtschaften (StMELF 2014), integrieren die notwendigen Erhaltungsmaßnahmen aus der Managementplanung in die Forsteinrichtung und setzen diese sukzessive um (Faltl 2009). Zudem werden zahlreiche Naturschutzprojekte, die meist einen Zusammenhang zu Natura 2000 aufweisen, durchgeführt (BaySF 2020). Als Eigentümer dieser Flächen finanziert der Freistaat Bayern diese Naturschutzprojekte im Staatswald durch die Bayerische Forstverwaltung über Mittel der „besonderen Gemeinwohlleistungen“ (Faltl 2009).

An den Körperschaftswald wird, abgeleitet aus der Pflicht zur vorbildlichen Waldbewirtschaftung, ein erhöhter Anspruch an die Umsetzung der Erhaltungsmaßnahmen gesetzt. Im Privatwald herrscht gemäß § 4 BayNat2000V dagegen keine Pflicht für die Waldbesitzer zur Maßnahmenumsetzung. In allen Waldbesitzarten gilt jedoch unumschränkt das Verschlechterungsverbot.

Unterstützung für den privaten Waldbesitz

Die Revierleiter und Revierleiterinnen der Bayerischen Forstverwaltung beraten die Waldbesitzer auf Grundlage der Managementplanung und wirken somit auf eine freiwillige Umsetzung von notwendigen Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen hin. Zusätzliche Anreize hierzu werden durch

staatliche Förderprogramme geschaffen. Über das Vertragsnaturschutzprogramm Wald kann beispielsweise der Erhalt eines Biotopbaums aktuell mit bis zu 220 € oder das Belassen von Totholz mit 175 € je Baum gefördert werden (VNPWaldR 2021). Dabei ist der Umfang der Förderung in den letzten Jahren kontinuierlich angestiegen: Die Fördersumme hat sich von etwa 1 Mio. € im Jahr 2015 auf ca. 5 Mio. € im Jahr 2019 verfünffacht, der Schwerpunkt der Förderfälle liegt dabei in Natura 2000-Gebieten (Bayerischer Landtag 2020). Im Zeitraum 2015 bis 2018 wurden so mehr als 58.000 Biotopbäume und mehr als 12.000 Totholzstammteile gefördert. Auch das forstliche Förderprogramm der Bayerischen Forstverwaltung setzt einen seiner Schwerpunkte in Natura 2000-Gebieten. So erhalten Waldbesitzer für förderfähige waldbauliche Maßnahmen in Natura 2000-Gebieten, die der Erhaltung/Wiederherstellung eines Lebensraumtyps oder Arthabitats dienen, einen Zuschlag von 10 % auf die Fördersumme (WALDFÖPR 2020).

Die Revierleiter und Revierleiterinnen an den Ämtern für Ernährung Landwirtschaft und Forsten werden bei der Umsetzung von Natura 2000 von den Experten der Fachstellen für Waldnaturschutz und der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) unterstützt. Die LWF ist darüber hinaus für die Gesamtkoordination von Natura 2000 im Wald in Bayern zuständig, hält die erhobenen Daten in zentralen Datenbanken und liefert auch einen wesentlichen Teil des Landesbeitrags für den bundesweiten FFH-Bericht.

Umsetzungsschwerpunkte und -erfolge

Der schon im FFH-Bericht 2013 (Ellwanger et al. 2015) und auch im aktuellen Bericht weiterhin negative Flächentrend der LRT 9160 und 9170 zeigt auf, dass die bisher ergriffenen Maßnahmen noch nicht zu einer Trendumkehr geführt haben. Die bisherigen Umsetzungsinstrumente (z.B. Fördersätze für die Einbringung lebensraumtypischer Baumarten) wurden daher entsprechend angepasst und sollen künftig durch zusätzliche Initiativen oder Programme erweitert werden.

Bei den lebensraumtypischen spezifischen Strukturen und Funktionen sind die integrative Waldbewirtschaftung und der Waldnaturschutz mittlerweile in der Fläche angekommen und wirksam. Biotopbaumanteile und Totholzvorräte steigen bayernweit, die Wälder werden immer älter und laubholzreicher (LWF 2014). Der laufende Waldumbau und integrative Bewirtschaftungsformen tragen ganz entscheidend dazu bei, dass gerade auch bewirtschaftete Wälder wertvolle Lebensräume für die heimische Artenvielfalt sind und werden. Dass typische Charakterarten alter und eichenreicher Wälder, wie zum Beispiel der Mittelspecht, einen positiven Bestandstrend aufweisen (Rumpel 2020), ist nur ein Beleg für diese positive Entwicklung und in beiden Eichen-Lebensraumtypen zu beobachten.

In den nächsten Jahren sollten daher die Umsetzungsschwerpunkte vor allem beim Flächenerhalt und – wo möglich – bei der Flächenmehrung von Eichen-Lebensraumtypen gesetzt werden. Hierbei ist die Sicherung von lebensraumtypischen Baumartenanteilen in der Verjüngung ein wesentlicher Erfolgsfaktor. Eine weitere äußerst wirksame Option bietet auch der Umbau von nicht standortsgerechten und klimasensiblen Nadelbaumbeständen (z.B. aus Kiefern) auf wechselfeuchten und -trockenen Standorten in eichenreiche Waldbestände mit LRT-Eigenschaften.

Hute- und Mittelwälder – wertvolle Lebensräume aus zweiter Hand

Eine Besonderheit des Managements und Erhalts von Eichen-Lebensraumtypen stellen historische Waldnutzungsformen wie zum Beispiel die Mittelwaldwirtschaft dar (Abb. 11). Von dieser sehr intensiven Form der Waldbewirtschaftung profitieren stockausschlagfähige, lichtbedürftige Baumarten, wie sie für die LRT 9160 und 9170 charakteristisch sind. Durch die in kurzen Zeiträumen wiederkehrenden Lichtungshiebe zur Brennholzgewinnung gelangt mehr Licht, aber auch mehr Niederschlag auf den

Waldboden. Der Boden erwärmt sich dadurch deutlich stärker und vernässt kleinstandörtlich längere Zeit, was vielen licht-, wärme- und feuchtigkeitsliebenden Pflanzen- und Tierarten Lebensbedingungen bietet, die in einem Wald mit geschlossenem Kronendach meist fehlen. Durch die kurzen Nutzungsperioden können sich viele Sträucher und Nebenbaumarten, die ansonsten gegen die überlegene Wuchskraft der Hauptbaumarten nicht ankommen, etablieren und halten. Mit ihren besonderen Struktureigenschaften, ihren Blüten und Früchten sind sie wertvolle zusätzliche Lebensräume und Nahrungsquellen für zahlreiche andere Arten. Diese historischen Wirtschaftswälder sind daher bei entsprechend zielorientierter Bewirtschaftung in der Regel sehr artenreich und wertvoll für die Biodiversität einer Landschaft und Region. Die Erhaltung bestehender Mittelwälder ist daher ein sehr wichtiger Förderatbestand im aktuellen Waldnaturschutz. Eine Reaktivierung ehemaliger Mittelwaldbewirtschaftung funktioniert nachhaltig überall vor allem dort, wo eine entsprechende Brennholznutzung auf Dauer gesichert ist und die standörtlichen Bedingungen diese nährstoffzehrende Nutzungsform zulassen. Rein ökonomisch kann diese Art der Waldbewirtschaftung aber ohne entsprechende Förderung der Naturschutzleistungen nicht mit einem regulären Hochwaldbetrieb konkurrieren.



Abbildung 11: LRT 9170 in der Ausprägung eines „reaktivierten“ Mittelwaldes bei Bad Windsheim (Foto: Klaus Schreiber)
Figure 11: Habitat type 9170 in shape of a „reactivated coppice with standards-forest“ near Bad Windsheim (picture: Klaus Schreiber)

Ebenso naturschutzfachlich wertvoll sind Reste von Hutewäldern, also ehemals beweidete Wälder mit großen Solitär-Eichen zur Gewinnung von Eicheln als Mast für waldweidende Tierarten. Sie sind Reliktstandorte von sehr alten Eichenwäldern mit entsprechender Habitattradition insbesondere für ausbreitungsschwache Tierarten. Während der vergangenen Jahrhunderte sind sie oftmals wieder in naturnahe Hochwälder überführt worden. Ihre tief ansetzenden großen Kronen zeugen jedoch noch heute von ihrer ehemaligen Nutzungsgeschichte.

Nachhaltige Sicherung der Eichenlebensraumtypen durch gezielte Eichenwirtschaft

Als Lichtbaumart entfaltet die Eiche in relativ jungen Jahren ihre höchste Wuchseistung. Mit zunehmendem Alter sinkt ihre Konkurrenzkraft gegenüber anderen Baumarten jedoch deutlich ab. Daher

erfordert die Sicherung ausreichender Eichenanteile - insbesondere auf sekundären Eichenwaldstandorten - ein sehr gezieltes und permanentes Pflegemanagement. Die Devise lautet dabei: früh, mäßig und oft! Lediglich während der Regenerationsphase wird davon je nach Entwicklung der Verjüngung (Lichtungshiebe) entsprechend abgewichen. Eine konsequente Förderung ist aber gerade in der Verjüngungsphase sehr wichtig, da junge Eichen sonst ausdunkeln oder vom Schalenwild verbissen werden und deshalb in ihrer Konkurrenzkraft gegenüber anderen Baumarten zusätzlich zurückfallen und dann oft vollständig verdrängt werden. Obwohl die Eiche mit dem Eichelhäher einen tatkräftigen Verbündeten hat, der jährlich flächendeckend viele tausend Eicheln sät, verschwindet die wertvolle Baumart zunehmend in der jungen Baumschicht (Stimm et al. 2021a, 2021b). Umso wichtiger ist es, dass Eichen auch wieder in Auewäldern, Buchenwäldern und insbesondere auf Eichenwald-Standorten begründet werden.

6 Ausblick/Fazit

Die Problematik, Eichen-Lebensraumtypen als überwiegend durch menschliche Nutzung geförderte Kulturprodukte auf Dauer zu erhalten, wurde sowohl auf Bundesebene als auch auf europäischer Ebene erkannt. In den letzten Jahren fanden daher bereits verschiedene nationale und internationale Fachtagungen und Expertenworkshops zum richtigen Umgang mit diesen naturschutzfachlich besonders wertvollen Lebensraumtypen statt (Ssymank 2016, Ssymank et al. 2019, Zollner 2018). Bei diesen Expertentreffen wurde deutlich, dass Eichenlebensraumtypen zum überwiegenden Anteil vom Menschen geprägt sind und ohne ein entsprechendes Bewirtschaftungsmanagement nicht erhalten werden können. Inwieweit der Klimawandel in absehbarer Zeit die Durchsetzungskraft der Eiche stärker begünstigt, so dass sich Eichenwälder auch ohne gezieltes Management von selbst erhalten bzw. einstellen, kann aktuell noch nicht abschließend vorhergesagt werden. Grundsätzlich ist aber zu erwarten, dass die klimatischen Veränderungen die Wuchsbedingungen für die Eichen und die von ihr geprägten Waldlebensraumtypen deutlich begünstigen werden (Fischer et al. 2019). Unter den aktuellen Ausgangsbedingungen entwickeln sich die meisten Eichenwälder ohne steuernde Eingriffe des Menschen nach wie vor hin zu buchengeprägten Waldgesellschaften und Lebensräumen (Ssymank 2016, Drachenfels 2016, Mosandl und Abt 2016, Müller-Kroehling 2016). Bei den oben genannten Expertentreffen wurden daher geeignete Maßnahmen zum Schutz und Erhalt der Eichen-Lebensraumtypen diskutiert und entwickelt (Zollner 2018). Nun gilt es, diese umzusetzen und an neue Entwicklungen anzupassen.

Um die Ziele der FFH-Richtlinie nicht zu verfehlen, muss zunächst die Sicherung der aktuellen Lebensraumtypen-Flächen oberste Priorität haben. Das kann aber nur durch gemeinsame jagdliche und waldbauliche Anstrengungen erreicht werden. Eine Flächenmehrung ist mittelfristig vor allem dann realistisch, wenn Eichen und andere LRT-typische Baumarten zum Beispiel bei Wiederaufforstung von Nadelholz-Kalamitätsflächen auf entsprechenden Standorten angemessen berücksichtigt und zukünftig LRT-Flächen neu begründet werden. Angesichts der meist hohen Wärme- und Trockenheitstoleranz dieser Baumarten ist das auch im Sinne des Walderhalts eine zukunftsorientierte Strategie. Ob die geplanten und ergriffenen Maßnahmen – auch vor dem Hintergrund von Klimawandel und Kalamitäten – ausreichen, eine Trendwende herbeizuführen und den günstigen Erhaltungszustand auf Ebene der kontinentalen Biogeographischen Region wieder herzustellen, wird sich in den kommenden Berichtsperioden zeigen.

Literatur

- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.) (2014): Nachhaltig und naturnah - Wald und Forstwirtschaft in Bayern - Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur, 18 S.
- Bayerische Staatsforsten AöR (BaySF) (2020): Naturschutzprojekte, <https://www.baysf.de/de/wald-schuetzen/naturschutzprojekte.html> (Zugriff am 26.10.2020)
- Bayerischer Landtag 2020: Drucksache 18/9692, Schriftliche Anfrage der Abgeordneten Ludwig Hartmann, Hans Urban BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN vom 04.08.2020, Umsetzung des Vertragsnaturschutzprogramms Wald
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) & Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (2020): Handbuch der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora Habitat-Richtlinie in Bayern, 175 S. + Anlage, Augsburg & Freising-Weihenstephan
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (2007): Anweisung für die FFH-Inventur, 30 S. Online: <https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/intern/dateien/anweisung-ffh-inventur.pdf>; Zuletzt aufgerufen am 15.11.2020)
- Bayerische Natura 2000-Verordnung (BayNat2000V) vom 12. Juli 2006 (GVBl. S. 524, BayRS 791-8-1-U), zuletzt geändert durch Verordnung vom 19. Februar 2016 (AllMBl. S. 258)
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) (2014): Besitzverteilung der bayerischen Natura 2000 Waldfläche, <https://www.stmelf.bayern.de/wald/waldfunktionen/biologische-vielfalt/110002/index.php> (Zugriff am 26.10.2020)
- Blaschke, M.; Nannig, A. (2014): Pilze an Eiche. LWF Wissen 75, S. 94 – 97
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) und Bund-Länder-Arbeitskreis (BLAK) FFH-Monitoring und Berichtspflicht (Hrsg.) (2017): Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring, Teil II: Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie, BfN Skripten 481, 242 S.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2019): Methodik und Ablauf der Berichterstellung, <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-ffh-bericht/methodik-ablauf.html> (Zugriff am 15.10.2020)
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2019): Nationaler Bericht 2019 gemäß FFH-Richtlinie, <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-ffh-bericht/berichtsdaten.html> (Zugriff 21.09.2020)
- Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert am 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328)
- Bußler, H. (2014): Käfer und Großschmetterlinge an der Traubeneiche. LWF Wissen 75, S. 89 – 93
- Bußler, H. (2016): Eichenwälder und Biodiversität in der Windheimer Bucht, AFZ-Der Wald 20, S. 33-34
- DG Environment (2017): Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. Brussels. Pp 188
- Drachenfels, O. v. (2016): Eichenwald_Lebensraumtypen in Deutschland, AFZ-Der Wald 20, S. 20-23
- Ellwanger, G.; Rath, U.; Benz, A.; Glaser, F. & Runge, S. (Hrsg.) (2015): Der nationale Bericht 2013 zur FFH-Richtlinie. Ergebnisse und Bewertung der Erhaltungszustände. Teil 1 – Die Lebensraumtypen des Anhangs I und allgemeine Berichtsangaben. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, BfN-Skripten 421/1, S. 1-215
- European Commission (2020: Natura 2000), https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.html (Zugriff am 15.10.2020)
- European Commission, DG Environment (2014): Interpretation Manual of European Union Habitats. –EUR 28. April 2013. – Brüssel. 144 S.
- European Environment Agency (2019): Natura 2000 Barometer, <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/natura-2000-barometer> (Zugriff am 15.10.2020)
- European Environment Agency (2020): Reference portal for reporting under Article 17 of the Habitats Directive, http://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17/index_html (Zugriff am 15.10.2020)
- Fischer H. S., Michler, B., Fischer A. (2019): Die zukünftige pnV Bayerns - Wie man sich Vorstellungen über die Standortssituation der Zukunft erarbeiten kann, LWF-aktuell 4, S. 46-49
- Fischer H. S., Michler, B., Fischer A. (2019): High resolution predictive modelling of potential natural vegetation under recent site conditions and future climate scenarios: Case study Bavaria, Tuexenia 39, S.
- Gemeinsame Bekanntmachung (GemBek) der Bayerischen Staatsministerien für Landesentwicklung und Umweltfragen, des Innern, für Wirtschaft, Verkehr und Technologie, für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, für Arbeit und Sozialordnung, Familie und Frauen über den Schutz des Europäischen Netzes „Natura 2000“ vom 4. August 2000 (AllMBl. S. 544)
- Haug, J. (2016): Die Forstwirtschaft und die Eichen – ein Überblick, AFZ-Der Wald 20, S. 14-16

- Kroiher, F., Müller-Kroehling, S., Schmitz, F., Sukopp, U. (2017): Methode zur Erfassung und Bewertung der FFH-Waldlebensraumtypen im Rahmen der dritten Bundeswaldinventur (BWI-2012). Thünen Working Paper 69. Eberswalde/Deutschland, Januar 2017
- Kudernatsch, T., Blaschke, M., Walentowski, H. & Bernhardt-Römermann, M. (2019): Walddynamik im Naturwaldreservat Echinger Lohe – Erkenntnisse aus vier Jahrzehnten Dauerbeobachtung. *Tuexenia* 39: 101-119.
- Kudernatsch, T., Löffler, H. & M. Lauterbach (2020): Zentrale Habitatstrukturen, Bestandssituation und Siedlungsdichten des Mittelspechts *Dendrocoptes medius* in den Vogelschutzgebieten Bayerns. *Ornithol. Anz.*, 59, 46 – 62
- Küster, H.J. (2016): Die Eiche in der Waldgeschichte und ihre historische Nutzung. *AFZ-DerWald* 20/2016. S. 24-27
- Mosandl, R, Abt A. (2016): Waldbauverfahren in Eichenwäldern gestern und heute, *AFZ-Der Wald* 20, S. 28-32
- Müller J., et al. (2005): Urwald relict species – Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *waldökologie online* 2 (2005). S. 106-113.
- Müller-Kroehling et al. (2004): Arbeitsanweisung zur Fertigung von Managementplänen für Waldflächen in NATURA 2000-Gebieten. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.). 58 S.
- Müller-Kroehling et al. (2009): Arbeitsanweisung zur Erhaltungsmaßnahmenplanung (Ergänzung zum Abschnitt 4.9. der AA FFH-MP: Planung der Erhaltungsmaßnahmen). Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (Hrsg.). 6 S.
- Müller-Kroehling, S. (2014): Eichenwälder in FFH-Gebieten – Kulturwald für den Naturschutz, *LWF Wissen* 75, S. 65-69
- Müller-Kroehling, S. (2016): Eichenwälder und der Leitfaden „Natura 2000 und Wald“, *AFZ-Der Wald* 20, S. 17-19
- Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (VS-RL)
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-RL).
- Richtlinie für Zuwendungen zu waldbaulichen Maßnahmen im Rahmen eines forstlichen Förderprogramms (WALDFÖPR 2021) (2021): Gemeinsame Bekanntmachung des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz und des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten vom 14. Januar 2021, Az. 64-U8633-2020/19-20 und F2-7752.4-1/81
- Rumpel, A. (2020): Prüfstein für den Zustand der Natur in Bayerns Wäldern Der FFH-Bericht 2019: Erkenntnisse und Herausforderungen für den Waldnaturschutz, *LWF Aktuell* 1/2020, S. 54-59
- Rumpel, A. (2020): Waldvogelschutz auf Erfolgskurs Vogelschutzbericht unterstreicht positive Bestandsentwicklung für Waldvögel, zeigt aber auch Problembereiche im Wald auf, *LWF Aktuell* 3/2020, S. 55-59
- Ssymank, A. (2016): Biodiversität und Naturschutz in Eichen-Lebensraumtypen, *AFZ-Der Wald* 20, S. 10-13
- Ssymank, A.; Buschmann, A.; Röhling, M.; Ellwanger, G.; Brandt, K. und Jay, M. (Hrsg.) (2019): Natura 2000 Forest habitat types on secondary sites – conservation and management strategies, *BfN Naturschutz und Biologische Vielfalt* 167, Bonn 124 S.
- Stimm, K.; Heym, M.; Blaschke, M.; Uhl, E.; Tretter, S.; Pretzsch, H. (2021a): Zur Bestandsdynamik und Verjüngungssituation in Naturwaldreservaten mit Eichenbeteiligung. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 183–201.
- Stimm, K.; Uhl, E.; Pretzsch, H. (2021b): Zur langfristigen Verjüngungsdynamik der Eichen (*Quercus petraea* MATT. Liebl und *Quercus robur* L.) in Kieferrein- und Eichenmischbeständen – Struktur, Wachstum, waldbauliche Behandlung. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 162–182.
- Walentowski et al. (2010): Sind die deutschen Waldnaturschutzkonzepte adäquat für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna? Eine kritische Bewertung basierend auf der Herkunft der Waldarten des mitteleuropäischen Tief- und Hügellandes, *Forstarchiv* 81, Heft 5 (2010), 195-217.
- Walentowski, H.; Fischer, A.; Kölling, C.; Türk, W.; Rumpel, A. und Ewald, J. (2020): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns, 4. Überarbeitete Auflage, Geobotanica Verlag, Freising, 464 S.
- Zollner, A. (2018): Gemeinsam für die Eichen-Lebensraumtypen, *LWF aktuell* 4/2018, S. 22-24
- Zollner, A. et al. (2019): Wälder und ihre Biodiversität, *LWF aktuell* 3/2019, S. 6 - 12

Massenvermehrungen von Insekten an der Eiche – Herausforderungen für die angewandte Forschung

Wolfgang W. Weisser und Benjamin M. L. Leroy

Zusammenfassung Massenvermehrungen blattfressender Insekten sind ein großes Problem für die bewirtschafteten Wälder der gemäßigten Zonen und verursachen jedes Jahr erhebliche wirtschaftliche Verluste. Um diese Verluste zu begrenzen, können Insektizide von Flugzeugen aus angewendet werden, deren Einsatz genehmigt werden muss. Die Entscheidungsträger müssen dabei zwischen dem Schutz des Waldes vor Entlaubung und dem Schutz der anderen Arten in den Wäldern aufgrund der Nebenwirkungen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes abwägen. Wissenschaftliche Untersuchungen können bei der Abwägung helfen, wenn sie die Nebenwirkungen des Insektizideinsatzes quantifizieren. Die Untersuchung der Nebenwirkungen ist jedoch nicht einfach. Am Beispiel der aktuellen Debatte über den Einsatz von Mimic gegen den Schwammspinner in bayerischen Eichenwäldern sollen in diesem Kapitel die theoretischen und praktischen Herausforderungen der Untersuchung von Nebenwirkungen eines Pflanzenschutzmitteleinsatzes diskutiert werden.

Es wird ein konzeptionelles Modell zur Untersuchung von Nebenwirkungen vorgestellt, das die Messung der physiologischen und ökologischen Sensitivität von Arten gegenüber einem Insektizid beinhaltet. Die ökologische Sensitivität und die Populationsreaktion der Arten muss im Freiland bestimmt werden; dabei treten jedoch eine Reihe von Hindernissen auf, die oft dazu führen, dass Freilandversuche zu wenig Wiederholungen beinhalten, was ihre Aussagekraft einschränkt. Wir stellen zwei Ansätze vor, in denen es gelang, das Problem einer zu geringen Zahl von Versuchseinheiten zu überwinden. Der erste Ansatz, eine experimentelle Einzelbaumbehandlung mithilfe einer Drohne, eröffnet neue Möglichkeiten für die kosteneffiziente Nebenwirkungsforschung durch den geringen Bedarf an absoluter Versuchsfläche. Der zweite Ansatz ist ein regionales Experiment auf Bestandesebene in Franken, bei dem es gelang, in enger Zusammenarbeit mit Waldbesitzern, Forstbehörden und anderen Stakeholdern großflächig experimentelle Befliegungen durchzuführen. Solche Experimente sind sehr sinnvoll, wenn es gelingt, in den aufwändig angelegten Versuchsflächen viele Parameter zu messen. Die ersten Ergebnisse der Versuche weisen darauf hin, dass es notwendig ist, die Nebenwirkungen artspezifisch zu untersuchen, da sich unterschiedliche Arten trotz ähnlicher physiologischen Sensitivität in ihrer ökologischen Empfindlichkeit deutlich unterscheiden können.

Eine Besonderheit der Eichenwälder ist das gleichzeitige Vorkommen von Schadinsekten und gefährdeten Arten unter den Schmetterlingen, die im Frühjahr und Frühsommer in der Krone fressen und die Wahrscheinlichkeit von Nebenwirkungen eines Insektizideinsatzes erhöhen. Dieser Artikel enthält eine Übersicht über das saisonale Auftreten von ca. 250 Schmetterlingsarten an Eichen in Mitteleuropa, die als Quelle für weitere Untersuchungen zu Nebenwirkungen dienen kann.

Schlüsselwörter Massenvermehrung, Insekten, Insektizideinsatz, ökologische Sensitivität, Nebenwirkungen

Abstract Outbreaks of folivorous insects are a major problem in managed forests causing significant economic losses each year in temperate regions. To limit these losses, insecticides can be applied by aircraft when granted approval. The decision-makers have to weigh up between protecting the forest from defoliation and protecting non-target species from the side effects of insecticide application. Scientific research can help in the assessment by quantifying the non-target effects of insecticide use. However, such studies are not straightforward. Using the example of the current debate about the use of Mimic against the gypsy moth in Bavarian oak forests, this chapter will discuss the theoretical and practical challenges of investigating the side effects of insecticide use.

A conceptual model involving measuring the physiological and ecological sensitivity of species to an insecticide in order to assess its side effects is presented. The ecological sensitivity and the population response of the species must be determined in the field. However, a number of obstacles arise in the process, often leading to field experiments with inappropriate replication and hence limited informative value. We present two approaches that succeeded in overcoming replication problems. The first approach, an experimental single tree treatment applied with a drone, opens up new possibilities for cost-effective research into side effects due to the low need for absolute test area. The second approach is a regional experiment at stand level in Franconia, in which close cooperation with forest owners, forest authorities and other stakeholders made it possible to carry out large-scale experimental flights. Such experiments are very useful if it is possible to measure many parameters in the elaborately designed test areas. The first results indicate that it is necessary to investigate non-target effects on a species-specific basis, since different species can differ significantly in their ecological sensitivity despite their similar physiological sensitivity.

A special feature of the oak forests is the simultaneous occurrence of harmful insects and endangered species within the Lepidoptera feeding in the crown in spring and early summer, which increases the likelihood of insecticide side effects. This article provides an overview of the seasonal occurrence of approximately 250 species of Lepidoptera associated with oaks in Central Europe, which can serve as a source for further research on side effects.

Keywords Insect outbreaks, insecticide application, ecological sensitivity, side effects

1 Einführung

Massenvermehrungen (*Gradationen*) blattfressender Insekten sind ein großes Problem für die bewirtschafteten Wälder der gemäßigten Zonen und verursachen jedes Jahr erhebliche wirtschaftliche Verluste. So betragen die geschätzten Kosten von Gradationen des Schwammspinners *Lymantria dispar* L. (Lepidoptera: Erebidae) in Nordamerika etwa 3,2 Milliarden US-Dollar pro Jahr (Bradshaw et al. 2016). Diese wirtschaftlichen Kosten könnten in der Zukunft noch höher sein, da erwartet wird, dass der Klimawandel und invasive Arten zu einer höheren Häufigkeit von Gradationen führen werden (Seidl et al. 2011). Tatsächlich nahmen die Häufigkeit und der Schweregrad der Gradationen mehrerer Schädlingsarten der Holarktis in den letzten Jahrzehnten zu, oft in Zusammenhang mit höheren Temperaturen im Ausbruchgebiet (Pureswaran et al. 2018). Es ist deshalb wahrscheinlich, dass auch in Deutschland Massenvermehrungen wärmeliebender Schädlingsarten häufiger werden. Dies bedeutet, dass in Zukunft häufiger über die Bekämpfung von Schädlingen im Wald diskutiert werden wird. Eine solche Bekämpfung durch eine Ausbringung von Insektiziden findet im Gegensatz zur Landwirtschaft fast ausschließlich mit Luftfahrzeugen (bemannten Flugzeugen oder Hubschraubern) und relativ großflächig statt. Während die Menge der in der Forstwirtschaft jährlich ausgebrachten Insektizide meist unter 1% der Gesamtmenge aller in Deutschland ausgebrachten Insektizide liegt, wird die Nutzung von Pflanzenschutzmitteln im Wald deutlich kontroverser als in der Landwirtschaft diskutiert. Ein wesentlicher Grund hierfür ist die Anteilnahme der Gesellschaft am Schicksal des Waldes und seiner Erholungsfunktion.

Der Wald beherbergt zudem einen Großteil der ursprünglichen Artenvielfalt Deutschlands. Dies gilt insbesondere für den Eichenwald, da an der Gattung *Quercus* die – nach der Weide – zweitmeisten pflanzenfressenden (phytophagen) Insektenarten in Mitteleuropa vorkommen (Brändle and Brandl 2001). Viele der Arten sind dabei auf die Eiche spezialisiert, fressen also an keiner anderen Pflanzenart. Spezialisten finden sich unter den Käfern, die zumeist von Totholz abhängig sind, und unter den Schmetterlingen (Lepidoptera), insbesondere den Nachtfaltern (Müller und Gossner 2021). Einige wenige der an der Eiche fressenden Insektenarten sind in der Lage, durch eine Massenvermehrung einen Kahlfraß zu verursachen. Die wichtigsten dieser blattfressenden Schadinsekten sind der Schwammspinner *Lymantria dispar*, der Kleine Frostspanner *Operophtera brumata* L. und der Grosse Frostspanner *Erannis defoliaria* Clerck (Lepidoptera: Geometridae), der Eichenwickler *Tortrix viridana* L. (Lepidoptera: Tortricidae) und der Eichenprozessionsspinner *Thaumetopoea processionea* L. (Lepidoptera: Notodontidae) (Gößwein and Lobinger 2014; Tabelle 1). Historisch gesehen wurden der meiste Kahlfraß in Eichenwäldern von Arten verursacht, die im Frühjahr fressen, wie der Frostspanner und Eichenwickler. Auch wenn diese Arten nur für wenige Wochen zwischen Ende April und Mitte Juni sehr aktiv sind, kann ihre Fraßaktivität doch zu einer starken Entlaubung führen, insbesondere wenn gleichzeitig andere Arten eine hohe Dichte aufweisen, wie etwa *Agriopsis* sp., *Orthosia* sp. oder *Archips xylosteana* (Csóka 1998; Raimondo et al. 2004; Tabelle 1). In den letzten drei Dekaden wurden jedoch Gradationen des Schwammspinners häufiger (Hahn et al. 2021). Diese zyklischen und räumlich synchronisierten Ausbrüche des Schwammspinners können noch größere Schäden hervorrufen, da a) Schwammspinnerraupen über einen längeren Zeitraum von bis zu 10 Wochen zwischen Ende April und Mitte Juli fressen, b) die tägliche Fraßmenge der Raupen höher ist als bei anderen Arten und c) die Raupen an mehr Baumarten fressen. Als Konsequenz wurde die Gesamtfläche an Eichenwäldern, die mit einem Insektizid behandelt wurde, immer größer.

Eine Besonderheit der Insektengemeinschaft an mitteleuropäischen Eichen (*Quercus robur* L. und *Quercus petraea* Mattuschka) ist die starke Saisonalität der pflanzenfressenden Gilden. Dabei tritt die

Gilde der blattfressenden Insekten hauptsächlich im Frühjahr auf und ist sehr artenreich (Tabelle 1). Diese Frühjahrsarten können größere Populationsdichten entwickeln als die Arten, die später im Jahr auftreten (Martinat et al. 1988, Southwood et al. 2004, 2013; Tabelle 1). Dies bedeutet, dass fast der größte Teil der Schmetterlings-Biomasse früh im Jahr auftritt und sowohl Schadinsekten als auch viele andere Arten umfasst (vgl. Brändle and Brandl 2001, Southwood et al. 2004). Eine Bekämpfung der typischen Schadinsekten des Eichenwaldes findet also zu einer Zeit statt, in der viele der seltenen, geschützten und/oder stark gefährdeten anderen Schmetterlingsarten ebenfalls als Raupe auftreten und somit durch einen Insektizideinsatz direkt betroffen sind (Schweitzer 2004). Da sowohl die Arten, die bekämpft werden sollen als auch die gefährdeten Arten meist Schmetterlinge sind, ist die Wahrscheinlichkeit, dass das eingesetzte Insektizid auch gefährdete Arten tötet, sehr groß.

Für viele insektenfressende Räuber wie die Singvögel des Waldes ist die große Insektenbiomasse im Frühjahr die Hauptnahrungsquelle (Perrins 1991). Da ein Insektizideinsatz die Anzahl der vorhandenen Raupen reduziert, besteht die Sorge, dass eine Verringerung des Raupenangebots durch eine Bekämpfung negative Auswirkungen für diese insektenfressenden Arten hat. Dies sind nicht nur Vögel, sondern auch Fledermäuse und sehr viele Räuber und Parasitoide unter den Insekten (Cooper et al. 1990).

Eine wesentliche Herausforderung des Managements von Schadinsekten in Wäldern ist daher die Abwägung zwischen dem Schutz des Waldes vor Entlaubung und dem Schutz der anderen Arten in den Wäldern. Die Entscheidung über eine Bekämpfung wird dadurch erschwert, dass der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln gegen Zielorganismen wie den Schwammspinner im zeitigen Frühjahr durchgeführt werden muss, kurz nachdem die Raupen beginnen, an den Blättern zu fressen. Da die Vorbereitungen für eine Bekämpfung einige Zeit in Anspruch nehmen, muss die Entscheidung also zu einem Zeitpunkt getroffen werden, an dem die genaue Anzahl der Raupen in der Krone und das Ausmaß des Fraßes noch nicht bekannt ist. Prognosemethoden nutzen daher Informationen über den Flug erwachsener Tiere im vergangenen Jahr oder die Anzahl der Gelege an Bäumen, um den Fraß im Frühjahr vorauszusagen (Hahn et al. 2021). Entscheidungsträger benötigen zudem gesicherte Informationen darüber, wie groß der erwartete Schaden eines Ausbruchs für die Eichen ist und wie stark die Nebenwirkungen für andere Arten (Nichtzielorganismen) sind. In diesem Kapitel möchten wir darauf eingehen, welche Herausforderungen die Abschätzung der Nebenwirkungen mit sich bringt. Wir werden uns dabei auf den Einsatz von Tebufenozid (Mimic) konzentrieren, da dieses ursprünglich aus dem Obstbau kommende Pflanzenschutzmittel in den nächsten Jahren die erste Wahl für die Bekämpfung des Schwammspinners sein wird.

2 Herausforderungen bei der Untersuchung von Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln im Freiland

Um die Auswirkungen des Einsatzes eines Pflanzenschutzmittels auf andere Organismen systematisch zu untersuchen, ist es sinnvoll, die Empfindlichkeit eines Organismus gegenüber einer Substanz als Ergebnis der Wechselwirkung von physiologischer und ökologischer Sensitivität zu verstehen (Abb. 1). Die **physiologische Sensitivität** resultiert aus der direkten toxischen Wirkung einer Substanz, die sich in letalen und nicht-letalen Effekten äußert. Laborstudien bzw. klassische Toxizitätstests dienen der Feststellung der physiologischen Sensitivität und sind ein wichtiger erster Schritt in der Untersuchung der Nebenwirkungen. Wichtig ist jedoch auch die **ökologische Sensitivität** eines Organismus, die vom Lebenszyklus einer Art abhängt und darüber entscheidet, ob ein Organismus überhaupt in Kontakt zu dem Insektizid kommt. Bis heute sind die meisten Pflanzenschutzmittel, die gegen blattfressende Insekten verwendet werden, nicht-systemische Substanzen, die aufgenommen werden müssen, um wirksam zu sein. Eine Art, die als Blattminierer vor dem direkten Kontakt mit dem Insektizid geschützt

ist, oder die zum Zeitpunkt der Insektizidapplikation nicht als Raupe am Blatt frisst, sondern als erwachsener Schmetterling auf einer Waldlichtung fliegt, kommt mit dem Insektizid nicht in Kontakt, auch wenn sie physiologisch empfindlich wäre. Die Eigenschaften einer Art, die die ökologische Sensitivität beeinflussen („avoidance traits“) sind z.B. der Fraßort, das saisonale Auftreten und die räumlichen Muster der Habitatnutzung. Schließlich hängt die Populationsentwicklung einer Art nach einem Insektizideinsatz auch von allgemeinen Resilienzeigenschaften („resilience traits“) ab, wie etwa der Ausbreitungsfähigkeit, die die Wiederbesiedlung von Habitaten beeinflusst, der Generationszeit und der Fortpflanzungsrate (Abb. 1, Kefford et al. 2012). Eine Beschreibung der physiologischen Sensitivität reicht also nicht aus, um die Nebenwirkungen eines Insektizideinsatzes auf Insektenpopulationen vollständig zu beschreiben.

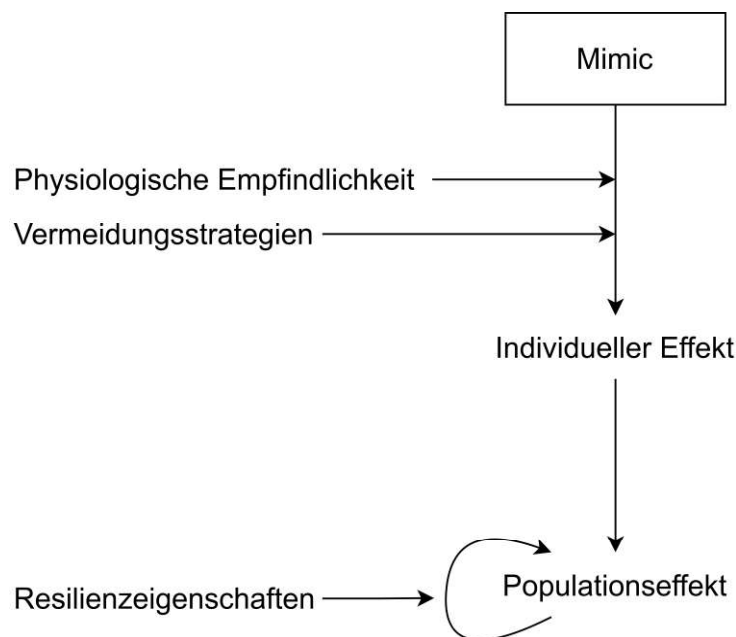


Abbildung 1: Physiologische und ökologische Empfindlichkeit. Die Sensitivität einer Art gegenüber dem Einsatz eines Insektizids hängt sowohl von ihrer physiologischen Empfindlichkeit ab als auch davon, ob sie im Laufe ihres Lebens mit dem Insektizid in Kontakt kommt (ökologische Empfindlichkeit). Die Exposition gegenüber Insektiziden ist von Merkmalen des Lebenszyklus bestimmt, etwa der Art der Ressourcennutzung (z.B. auf dem Blatt als Blattfresser oder im Blatt als Blattminierer), von der Phänologie der Art oder von der Habitatnutzung. Die Populationsantwort ergibt sich aus der Empfindlichkeit der einzelnen Individuen. Die Resilienz, also die Rückkehr zur Ausgangsdichte nach einem Insektizideinsatz hängt von Merkmalen wie der Ausbreitungsfähigkeit, der Generationszeit oder der Fortpflanzungsrate ab.

Figure 1: Physiological and ecological sensitivity. The sensitivity of a species to the use of an insecticide depends both on its physiological sensitivity and on whether it comes into contact with the insecticide in the course of its life (ecological sensitivity). Exposure to insecticides is mediated by avoidance traits such as feeding guild, phenology, or habitat use. The population response results from the sensitivity of the individuals. Resilience, i.e. the return to the original density after insecticide use, depends on traits such as dispersal ability, generation time or reproduction rate.

Feldstudien können helfen, die ökologische Sensibilität abzuschätzen (van den Brink 2008). Oft sind die Ergebnisse solcher Feldstudien jedoch nicht sehr eindeutig und verschiedene Studien widersprechen sich. Ein möglicher Grund für die inkonsistenten Untersuchungsergebnisse ist, dass oft nur ein bestimmtes Taxon untersucht wird (z.B. Schmetterlinge) und die Ergebnisse nur auf Ebene dieses höheren Taxons ausgewertet werden. Auf den ersten Blick ist dies sinnvoll, da dadurch recht hohe Zahlen an Individuen untersucht werden können und die aufwändige Bestimmung der einzelnen Arten innerhalb des Taxons vermieden wird. Allerdings besteht hierbei die Gefahr, dass unterschiedliche Arten mit unterschiedlichen Merkmalen und unterschiedlicher Sensitivität (ökologisch bzw. physiologisch) zusammengeworfen werden. Dies kann dann dazu führen, dass Effekte auf einzelne Gruppen von Arten, die sich durch eine bestimmte Kombination von Merkmalen auszeichnen, verdeckt werden. Besser wäre es, Arten mit bestimmten Merkmalskombinationen bei der Auswertung zusammenzufassen, z.B.

solche, die physiologisch sensitiv sind, aber aufgrund ihres Lebenszyklus kaum mit einem nicht-systemischen Insektizid in Kontakt kommen, wie etwa Blattminierer (s.u.). Um dies machen zu können, müssen die Individuen jedoch bis auf die Art bestimmt werden bzw. bis zu der taxonomischen Ebene, in der eine eindeutige Zuordnung der für die Sensitivität wichtigen Merkmale möglich ist.

Zusätzlich zur Abschätzung der ökologischen Nebenwirkungen von Insektiziden ist es wichtig, den Effekt von Insektizid-Applikationen mit den Effekten der Massenvermehrung einer Art auf die anderen Arten zu vergleichen. Die durch eine Gradation verursachten sogenannten „outbreak effects“ haben ebenfalls Konsequenzen für die restliche Lebensgemeinschaft im Wald und sollten daher für die Beurteilung ökologischer Schäden von Insektiziden herangezogen werden (Abb. 2). So bedeutet etwa der massive Fraß von Blättern, dass später im Jahr weniger Ressourcen für andere Arten zur Verfügung stehen. Dies gilt insbesondere für die Arten, die später im Jahr die im Frühjahr bereits gefressenen Blätter genutzt hätten. Basierend auf einem umfassenden Überblick über die jeweiligen Auswirkungen von Entlaubung und dem Einsatz von *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (BTK) auf Nichtziel-Schmetterlinge postulierte Scriber (2004), dass die Entscheidung, nicht einzugreifen, für Lepidopteren-Gemeinschaften genauso schädlich sein könnte wie ein Insektizideinsatz. Dieser Vergleich zwischen dem negativen Effekt eines Insektizids auf andere Arten und dem negativen Effekt einer Massenvermehrung auf diese Arten wird bislang jedoch selten gemacht (siehe z.B. Manderino et al., 2014; Sample et al., 1996; Scriber, 2004 2014 mit BTK).

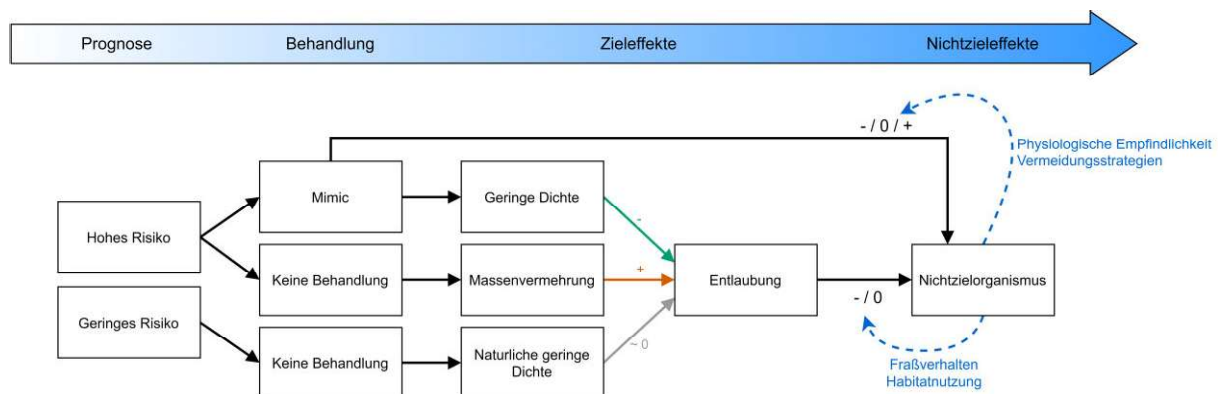


Abbildung 2: Vergleich der ökologischen Effekte einer Gradation mit den Auswirkungen eines Insektizideinsatzes. Die Prognose schätzt das Risiko einer Massenvermehrung eines Schadinsektes (Zielorganismus, z.B. Schwammspinner) ab. Als Konsequenz der Prognose wird entweder ein Insektizid eingesetzt (hier Mimic) oder es findet keine Behandlung statt. Ohne Behandlung kommt es in den Beständen mit einem hohen Risiko zu einer Massenvermehrung des Zielorganismus. Wenn Mimic eingesetzt wird, dann ist die Dichte des Zielorganismus ebenso niedrig wie in den Beständen mit einem niedrigen Risiko. Die Dichte des Zielorganismus bestimmt den Grad der Entlaubung, die wiederum Konsequenzen für die Nichtziel-Organismen hat. Das Insektizid hat auch direkte Effekte auf Nichtziel-Organismen. *Figure 2: Theoretical representation of the effects of defoliator outbreak (target organism) and insecticide treatment on non-target organisms. Prognosis categorizes stands as high or low risk for an outbreak. In high risk stands there will be an outbreak if no insecticide is used. If an insecticide is used (here Mimic), the density of the defoliator will be low, as in low risk stands. The defoliator density determines the degree of defoliation which has consequences for the non-target organisms. There are also direct effects of the insecticide treatment on the non-target organisms.*

Feldstudien zur Untersuchung von Nebenwirkungen stehen vor einer Reihe praktischer und theoretischer Herausforderungen:

Erstens erfolgen Ausbringungen mit Luftfahrzeugen oft über große Flächen, so dass die Auswahl vergleichbarer Behandlungs- und Kontrollstandorte durch die Erreichbarkeit, komplizierte Logistik und hohe Heterogenität der Standorte erschwert wird (Cadogan and de Groot 1995). Die Auswahl von geeigneten Versuchsflächen ist auch dann schwierig, wenn es keine großräumigen Informationen über das Ausmaß einer Massenvermehrung gibt. Infolgedessen finden oft "opportunistische" Experimente statt, bei denen Daten im Anschluss an eine operative Spritzkampagne erhoben werden (z.B. Sample

et al. 1993b, Manderino et al. 2014). Studiendesigns solcher Experimente verletzen dabei oft das Prinzip der Streuung von Versuchseinheiten (Hurlbert 1984), da die Auswahl der Parzellen durch den betrieblichen Anwendungsplan eingeschränkt wird: besprühte Parzellen können nicht zufällig ausgewählt werden und werden stattdessen in einen einzigen Behandlungsblock gelegt, während zusätzliche Flächen außerhalb des Behandlungsblocks als Kontrollen verwendet werden. Solche pseudo-replizierten Versuchspläne bergen das Risiko einer verzerrten Interpretation der Ergebnisse aufgrund von *a-priori*-Unterschieden zwischen behandelten und Kontrollparzellen.

Zweitens sind Feldstudien mit echten Replikaten meist als Wirksamkeitsversuche ausgelegt, in denen die Wirkung auf den Schadorganismus im Vordergrund steht und weniger die Auswirkungen auf Nichtzielorganismen (Cadogan and Scharbach 2003). Da die erwarteten Effekte eines Insektizids auf die Zielorganismen hoch sind, benötigen Wirksamkeitsversuche nur eine geringe Anzahl von Replikaten (Cadogan and de Groot 1995). Im Gegensatz dazu sind für Studien zur Untersuchung von Nebeneffekten höhere Replikatzahlen notwendig, da hier das Fehlen eines Insektizid-Effekts nachgewiesen werden muss, wofür eine höhere statistische Power erforderlich ist. Außerdem ist das Ausmaß der Nebenwirkungen im Allgemeinen unbekannt und kann sich bei verschiedenen Nicht-Zielorganismen stark unterscheiden. Generell kann festgehalten werden, dass für ökologisch orientierte Feldexperimente mit Insektiziden eine beträchtliche Anzahl von Wiederholungen erforderlich ist. Diese können jedoch aufgrund der hohen Kosten von Sprühversuchen aus der Luft nur selten realisiert werden (Wagner et al. 1996).

Schließlich regulieren viele Länder die Ausbringung aus der Luft streng. In der Europäischen Union ist diese Praxis beispielsweise generell verboten, und Ausnahmen werden nur gewährt, wenn eine ernsthafte Bedrohung der Waldressourcen und das Fehlen alternativer Bewirtschaftungsmöglichkeiten dokumentiert wird (Official Journal of the European Union 2009). Daher ist es in Nicht-Ausbruchssituationen fast unmöglich, für eine große Anzahl von Flächen eine Genehmigung für Sprühversuche aus der Luft zu erhalten. Da Waldbesitzer nur selten bereit sind, für wissenschaftliche Zwecke wirtschaftliche Verluste zu riskieren, ist es andererseits in Ausbruchssituationen schwierig, genügend viele unbehandelte Kontrollflächen zu finden.

Diese vielen Schwierigkeiten führen leider dazu, dass Versuchsansätze zur Untersuchung von Nebenwirkungen eines Insektizids im Feld oft nur einen geringen Wirkungsgrad haben und dadurch nur eine begrenzte Aussagekraft besitzen (z.B. Sample et al. 1993b, Butler et al. 1997a, Schönfeld et al. 2005). In diesem Artikel möchten wir am Beispiel von Mimic-Studien zwei Versuchsansätze vorstellen, bei denen das Problem einer geringen Wiederholungszahl überwunden werden konnte.

3 Untersuchungen zu Nebenwirkungen von Mimic

Seit den 1980er Jahren werden Behandlungen gegen die sogenannte Eichenfraßgesellschaft mit den Insektiziden Dimilin (aktive Substanz Diflubenzuron) und BTK sowie in jüngerer Zeit mit Mimic (aktive Substanz Tebufenozid), durchgeführt. Für Dimilin und BTK gibt es eine Reihe von Untersuchungen zur physiologischen Sensitivität von Nichtzielorganismen (z.B. Gillette et al. 1978, Peacock et al. 1998, Castro et al. 2012, Pérez-Guerrero et al. 2014). Es gibt zudem solide Belege dafür, dass Dimilin negative Auswirkungen auf die Arthropodengemeinschaften im Wald hat, z.B. für Lepidoptera (Martinat et al. 1988, Butler et al. 1997a, Leroy et al. 2019) oder Heuschrecken (Martinat et al. 1993). Einige Studien zeigten jedoch nur inkonsistente Ergebnisse, z.B. für Fliegen und Bodenmikroarthropoden (Jäkel and Roth 1999). Vogelmenschen wurden im Allgemeinen kaum von Dimilin und BTK beeinflusst, bei

einzelnen Arten zeigten sich jedoch Veränderungen im Nahrungssuchverhalten, im Fortpflanzungserfolg oder im Wachstum (Sample et al. 1993a, Lih et al. 1994, Bell and Whitmore 1997, Nagy and Smith 1997, Holmes 1998, Awkerman et al. 2011). Diätverschiebungen und die Verlagerung von Futterterritorien wurden auch bei Nagetieren dokumentiert (Bellocq et al. 1992, Seidel and Whitmore 1995). Indirekte Effekte auf räuberische Arthropoden sind vergleichsweise wenig bekannt. Klenner (1996) beobachtete eine verringerte Aktivitätsdichte von Carabiden-Käfern in Beständen, die mit Dimilin behandelt wurden, konnte aber nicht feststellen, ob dieses Muster auf die direkte Toxizität oder auf die verringerte Verfügbarkeit von Beutetieren zurückzuführen ist. Während erwartet wird, dass sich Wirtsknappheit negativ auf Parasitoidenpopulationen auswirkt, reagieren unterschiedliche Parasitoidenarten unterschiedlich auf subletal vergiftete Wirte (Weseloh et al. 1983, McCravy et al. 2001, Erb et al. 2001).

Die Toxizität von Tebufenozid, der aktiven Substanz in Mimic, wurde insgesamt weniger untersucht. Bei Lepidopteren mit einem Massenwechsel zeigten sich sowohl letale (Smagghe and Degheele 1994, Dallaire et al. 2004, Liu et al. 2012) als auch subletale Effekte (Myers and Hull 2003, Seth et al. 2004). Die meisten Studien zu Nicht-Zielorganismen fanden kaum Auswirkungen auf die natürlichen Gegenspieler der Lepidopteren (Rumpf et al. 1997, Medina et al. 2003a, 2003b, Schneider et al. 2004, Wang et al. 2012). Ebenso wenig fanden sich Effekte auf Bodentiere (Wirbellose) (Addison 1996) und auch bei Schädlingen, die keine Lepidopteren sind, scheint Tebufenozid keine Wirkung zu haben, obwohl eine Eiablagehemmung beim Kartoffelkäfer *Leptinotarsa decemlineata* gefunden wurde, allerdings nur bei sehr hohen Konzentrationen (Smagghe and Degheele 1994).

Bisher gibt es nur wenige experimentelle Freilanduntersuchungen zu Nebenwirkungen von Mimic im Wald (z.B. Butler et al., 1997b für Arthropoden; Holmes für Vögel, 1998; McCravy et al., 2001 für Parasitoide). Diese Studien hatten jedoch nur wenige Replikate. Eine neuere Studie von Westwood et al. (2019) nutzte eine Bekämpfungskampagne, um Nebenwirkungen auf Nachtfalter zu untersuchen. Im Folgenden möchten wir zwei Ansätze vorstellen, mit denen wir unser Wissen über die Konsequenzen des Einsatzes von Mimic erweitert möchten.

4 Erhöhung der Replikatzahl durch Einzelbaumbehandlung

Um eine hohe Anzahl von Replikaten im Feld zu erreichen, ohne auf eine große Anzahl von Beständen zurückgreifen zu müssen, wurden 2016 und 2017 in einem Eichen-Mittelwald in Willanzheim (bei Kitzingen) Behandlungen von Einzelbäumen mit einem kleinen ferngesteuerten Hubschrauber (Drohne) durchgeführt. Der Bestand in Willanzheim wurde auf Basis einer Dichteabschätzung ausgewählt, die von der LWF im Winter 2015/2016 durchgeführt wurde. Eigelege-Daten legten einen Ausbruch des Eichenprozessionsspinners (*Thaumetopoea processionea*) im Sommer 2016 nahe. Zählungen von alten Raupennestern in den Bäumen wurden ebenfalls durchgeführt, erwiesen sich aber als unzuverlässig, um die Dichte vorherzusagen. Trotz einer gegenteiligen Prognose blieb die Dichte des Eichenprozessionsspinners im Bestand jedoch gering. Stattdessen war der kleine Frostspanner sehr abundant, ohne eine wesentliche Entlaubung zu verursachen.

In dem Experiment wurden Einzelbäume entweder mit Mimic, mit Dimilin oder gar nicht (Kontrolle) behandelt. In 10 Blöcken von 6 Bäumen im Wald wurden jeweils ein stark und ein schwach befallender Baum für jede der drei Behandlungen ausgewählt. Der Befall der Bäume wurde dabei über Kotfalltafeln festgestellt, die die Fraßaktivität in der Krone messen. Insgesamt wurden 60 Bäume behandelt (3 Behandlungen × 10 Blöcke × 2 Dichten) (Abb. 3).

Nach der Auswahl der Bäume wurden diese vor und nach dem Zeitpunkt der Insektizidbehandlung beprobt. Dazu wurden Planen ausgelegt, auf denen sich herunterfallende tote Larven sammelten (Totfall-Planen), als Maß für den Insektizideffekt, und es wurde mithilfe von Kotfalltafeln durchgehend die Fraßaktivität in der Krone gemessen. Zudem wurden Blätter aus der Krone geerntet, um den Befall mit Blattminierern festzustellen.

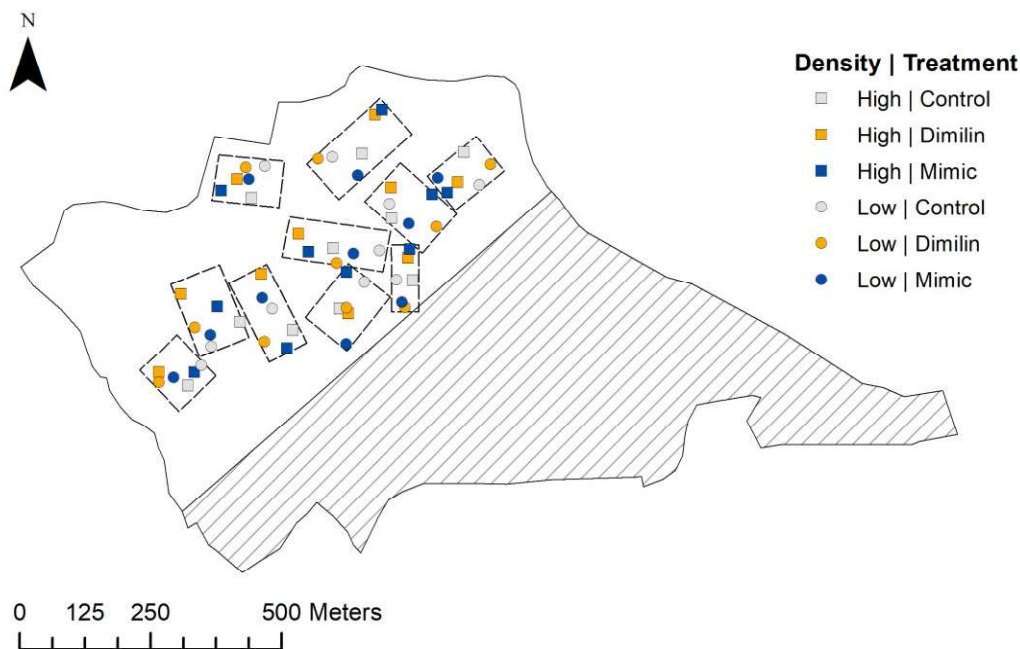


Abbildung 3: Versuchsdesign mit Behandlungen von Einzelbäumen in 10 Blöcken in einem Mittelwald bei Kitzingen. Der schraffierte Bereich konnte aufgrund einer starken Verjüngung nicht genutzt werden. Quadrate zeigen Eichen mit hoher Fraßaktivität in der Krone vor dem Zeitpunkt der Insektizidbehandlung (gemessen mit Kotfalltafeln). Kreise symbolisieren Bäume mit geringer Fraßaktivität in der Krone. Die Farben geben die Behandlung an: Grau-Kontrolle, Orange-Dimilin, Blau-Mimic.

Figure 3: Map of the study design of the tree-level experiment near Kitzingen. The dashed area was not used in the experiment due to a very different forest structure. Squares represent oak trees with high density of leaf chewers (measured as the number of frass pellets falling from the crown per day) and circles represent trees with low density of leaf chewers. Lighter colors indicate the treatment randomly allocated to each tree: control (grey), Dimilin (orange) and Mimic (blue).

Der Einsatz von Dimilin und Mimic führte in beiden Behandlungen zu einem starken Anstieg in der Anzahl der Raupen, die aus der Krone fielen und zu einer starken Reduktion des Kotfalls aus der Krone (Leroy et al. 2019). Beide Insektizide hatten also große Effekte auf die Schmetterlingsraupen in der Krone. Abbildung 4 zeigt den Effekt von Mimic auf drei Gilden von Schmetterlingen und ist ein gutes Beispiel für Unterschiede zwischen Arten in ihrer ökologischen Sensitivität. Während alle Arten physiologisch sensitiv sind, wurden freilebende Raupen am stärksten durch einen Insektizideinsatz getroffen, während die im Blatt fressenden Minierer eine kaum erhöhte Mortalität zeigten. Wickler, die in eingerollten Blättern fressen, waren etwas betroffen (Abb. 4). Dieses einfache Beispiel zeigt die Wichtigkeit der Einbeziehung des Lebenszyklus der Arten in die Analyse von Nebenwirkungen. Nicht dargestellt in der Abbildung sind weitere differenzierte Effekte auf die Blattminierer: Arten, die ihre Eier in die Oberseite von Blättern legen, waren in Blättern von mit Dimilin behandelten Bäumen deutlich weniger häufig als in der Kontrolle, was auf eine Eitoxizität von Dimilin hinweist (Leroy et al. 2021a). Bei Mimic fand sich kein solcher Effekt. Arten, die ihre Eier in die Unterseite von Blättern legen, waren insgesamt nicht betroffen, was generelle Unterschiede zwischen diesen Arten und den Arten, die die Oberseite nutzen, nahelegt. Diese und andere Ergebnisse zeigen, dass es bei der Untersuchung von Nebenwirkungen von Insektiziden notwendig ist, zwischen Arten zu unterscheiden, die unterschiedliche Lebenszyklus-Merkmale aufweisen (Baird et al. 2008).

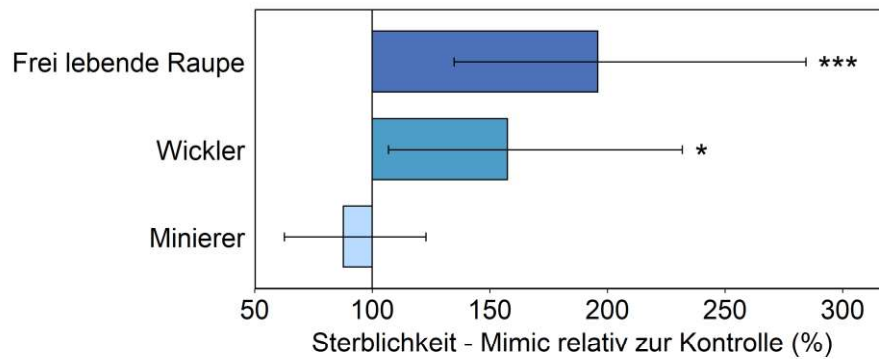


Abbildung 4: Anzahl von Schmetterlingsraupen einer bestimmten ökologischen Gilde, die bei einer Behandlung mit Mimic aus der Krone fielen, ausgedrückt als Prozent Änderung im Vergleich zur Kontrolle, d. h. zu Bäumen, die nicht mit Insektizid behandelt wurden („Sterblichkeit“). Separat betrachtet wurden a) Arten mit einer frei lebenden Raupe, die außen am Blatt frisst (Arten der Schmetterlingsfamilien Geometridae, Noctuidae, Notodontidae, Erebidae, Drepanidae und Lycaenidae), b) sogenannte „Wickler“, die teilweise geschützt in eingerollten Blättern fressen (Familie Tortricidae), sowie c) Blattminierer, d.h. Arten, deren Raupen geschützt im Blatt fressen (Gracillariidae, Nepticulidae). Für Minierer, die nicht aus der Krone fallen können, wurde die Sterblichkeit als Anzahl toter Wicklerraupen in einer Auswahl von Blättern im Vergleich zur Kontrolle bestimmt. Die Fehlerbalken zeigen den 95% Vertrauensbereich an.

*** $p < .001$, * $p < 0.05$.

Figure 4: Number of caterpillars of different ecological guilds that fell out of the canopy when trees were treated with Mimic, expressed as a percentage change compared to the control, i.e. trees that were been treated with insecticide (“mortality”). We considered the following guilds: a) species with free-feeding caterpillars that feed on the leaf from the outside (Lepidoptera families Geometridae, Noctuidae, Notodontidae, Erebidae, Drepanidae and Lycaenidae), b) so-called “leaf rollers”, which live partially protected in rolled or spun leaves (family Tortricidae), c) leaf-miners, i.e. species whose caterpillars are fully concealed within the leaf blade (families Gracillariidae and Nepticulidae). For leaf-miners that cannot fall out of the crown, mortality was determined as the number of dead caterpillars in a selection of leaves compared to the control. The error bars indicate the 95% confidence area (gray = control, black = Mimic treatment).

Statistical significance: *** $p < .001$, * $p < 0.05$.

Experimente mit Einzelbäumen haben den Nachteil, dass es zu einer raschen Wiederbesiedlung behandelter Bäume durch Insekten kommen kann, rascher, als es bei einer Behandlung eines ganzen Bestandes zu erwarten wäre. Nichtsdestotrotz ist eine solche Einzelbaumbehandlung ein guter Ansatz, um die kurzfristigen Effekte eines Insektizideinsatzes bzw. einer Gradation auf die Insektengemeinschaft einer Krone zu untersuchen. Obwohl sich unsere Studie auf eine Anwendung in einem kleinen Maßstab und auf einem einzigen Standort konzentrierte, ist ein Einsatz von UAV (Unmanned Aerial Vehicle, Drohne) auch in größerem Maßstab, z. B. bei Gruppen von Bäumen unterschiedlicher Größe, und an mehreren Standorten denkbar. Dies bietet für die Forschung eine große Flexibilität hinsichtlich der Anpassung der Behandlung an die Ziele des Experimentes. Aufgrund ihrer Fähigkeit, in sehr kleinem Maßstab zu sprühen, sind UAVs daher ein vielversprechendes Werkzeug für die Durchführung kostengünstiger Sprühversuche in Wäldern. Drohnen bieten somit die Möglichkeit, ressourceneffiziente Experimente mit einer großen Anzahl von Wiederholungen zu konzipieren und damit umfassende Daten über die Nebenwirkungen von Insektiziden in Waldökosystemen zu sammeln.

5 Ein vollfaktorielles Experiment auf Bestandesebene

Letztendlich muss für die Einschätzung der Auswirkungen einer Insektizidbehandlung ein Experiment auf Bestandesebene durchgeführt werden, da nur so die realistischen Folgen im Freiland abschätzbar sind. 2019 gelang es, ein solches Experiment in Bayern zu etablieren (Leroy et al. 2021b). Eine für 2019 vorhergesagte Massenvermehrung des Schwammspinners in Eichenwäldern in Franken bot die Chance, ein Bestandeseperiment unter realistischen Bedingungen durchzuführen.

In einer Zusammenarbeit zwischen der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), der Universität Würzburg und der Technischen Universität München wurde ein Versuch mit den folgenden Behandlungen konzipiert:

Ansatz 1: Hohe Dichte Schwammspinner/Bekämpfung (=Insektizideinsatz)

Ansatz 2: Hohe Dichte Schwammspinner/keine Bekämpfung

Ansatz 3: Niedrige Dichte Schwammspinner/Bekämpfung

Ansatz 4: Niedrige Dichte Schwammspinner/keine Bekämpfung

Die Grundeinheit des Versuchsdesigns ist ein Block, der diese 4 Ansätze enthält. Jeder Block sollte aus vier Parzellen von mindestens 5 ha Fläche bestehen, die hinsichtlich Struktur, Alter, Standort und Baumartenzusammensetzung weitestgehend vergleichbar sind. Zwei Parzellen sollten also hohe Eigelegedichten und somit ein hohes Entlaubungsrisiko aufweisen, zwei Parzellen niedrige Eigelegedichten und somit ein sehr geringes Entlaubungsrisiko. Jeweils eine Parzelle der Paare gleicher Gelegedichte in einem Block wurde zur Behandlung mit Mimic vorgesehen.

Für die Versuchsflächenauswahl lagen im Frühjahr 2019 bereits genauere Dichteprognosen für die Gelegezahlen des Schwammspinners vor. Sie basierten auf Eigelege-Zahlen am Stamm, Eigelege-Zahlen an unteren Kronenästen, dem Bestandesalter, der Baumvitalität und der Präsenz weiterer Schädlingarten. Aufgrund eines daraus kalkulierten Risikoindex wurden dann mittels GIS Gebiete identifiziert, die sowohl Bestände mit hohem als auch mit niedrigem Entlaubungsrisiko umfassten. Durch enge Abstimmung mit den örtlichen Ämtern für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten wurden aus diesen Kandidaten dann Gebiete ausgewählt, in denen eine Versuchsdurchführung denkbar erschien. Anschließend wurden die Kandidatenbestände begangen und Bestände mit vergleichbarer Waldstruktur, Bestandsalter und Baumartenzusammensetzung innerhalb desselben Gebiets in die engere Wahl genommen. Spätestens hier musste Kontakt mit den jeweiligen Waldbesitzern aufgenommen werden. Die Zustimmung zur Bereitstellung der Flächen war durchaus mit kontroversen Diskussionen verbunden. Gerade im kommunalen Waldbesitz musste auf die Zustimmung des ganzen Gemeinderates gewartet werden. Die angesprochenen Waldbesitzer unterschieden sich in ihrer Einstellung gegenüber einem Insektizideinsatz im Wald, waren aber grundsätzlich alle unserem Versuch gegenüber aufgeschlossen, auch wenn letztendlich nicht alle zustimmten, an dem Versuch teilzunehmen. So wollten sich einige Waldbesitzer nicht am Versuch beteiligen, weil Ihnen das Risiko einer Nicht-Behandlung zu hoch war. Umgekehrt gab es Waldbesitzer, die nicht bekämpfen wollten, deren Flächen aber in unserem Design hätten bekämpft werden sollen. Insgesamt waren alle Waldbesitzer sehr kooperativ, und viele stimmten letzten Endes der von uns vorgeschlagenen Versuchsvariante vor, so dass genügend viele Flächen gefunden und unser geplantes Versuchsdesign realisiert werden konnte. Nachdem alle beteiligten Waldbesitzer zugestimmt hatten, einerseits die jeweilige Behandlung zu dulden, andererseits alle erforderlichen wissenschaftlichen Untersuchungen zu tolerieren, musste für die Flächen, die für eine Mimik-Behandlung vorgesehen waren, noch geprüft werden, ob naturschutzrechtliche Vorschriften gegen die Behandlung sprachen. Pufferbereiche für Fledermäuse und Mindestabstände zu Gewässern führten dazu, dass einige Parzellen-Kandidaten nicht in den Versuch genommen werden konnten. Für bestimmte, nur indirekt betroffene und wenig sensitive Arten konnten nach reiflicher Abwägung Ausnahmegenehmigungen bei den höheren Naturschutzbehörden von Mittel- und Unterfranken erreicht werden, d.h. die Flächen durften behandelt werden. Schlussendlich konnten sogar 12 komplette Blöcke mit einer Gesamtfläche von 647 ha für den Versuch gesichert werden, wovon 311 ha mit Mimic behandelt wurden (24 der 48 Versuchsflächen) (Abb. 5).

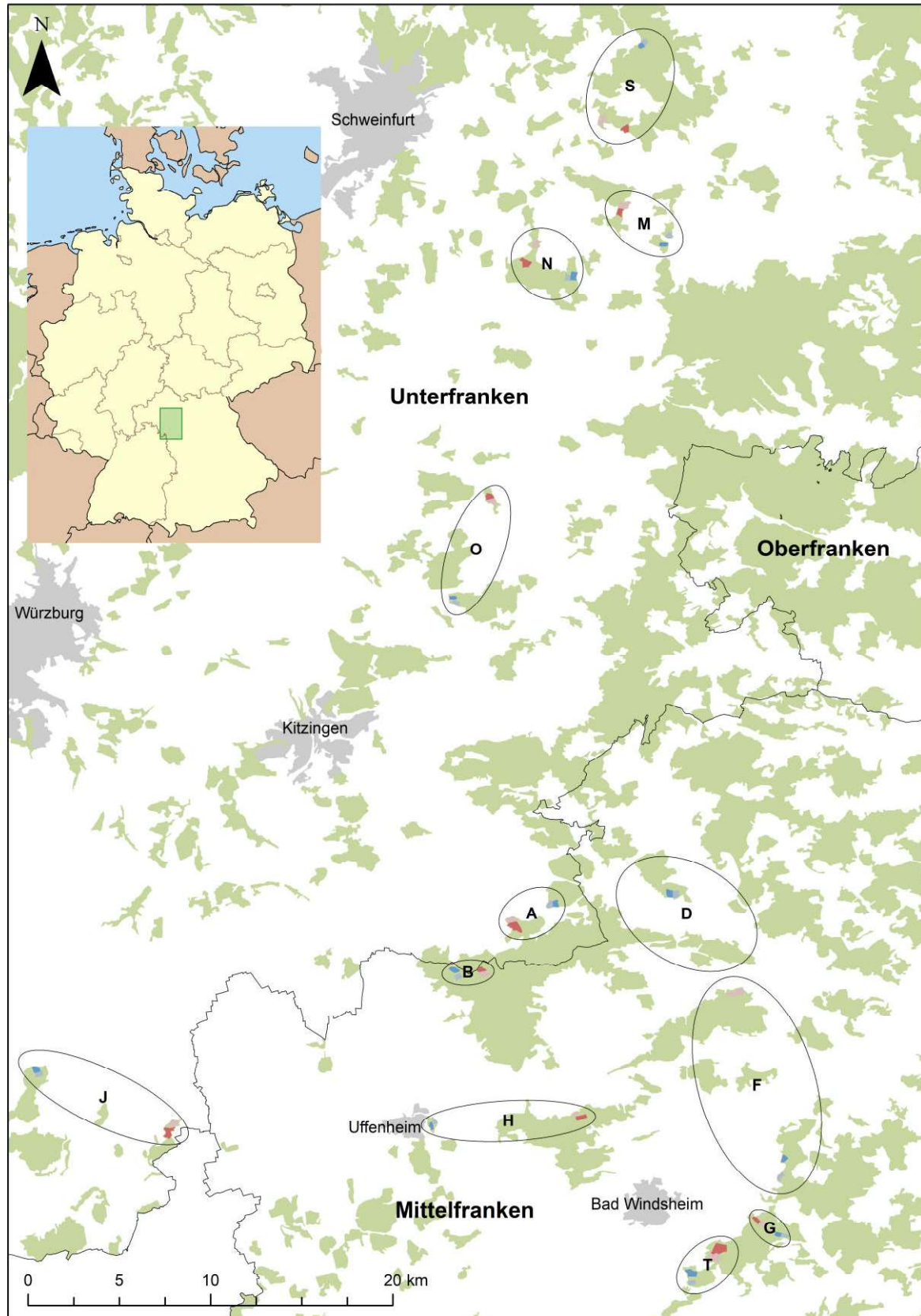


Abbildung 5: Lage der Untersuchungsflächen in Nordbayern. Die schwarzen Ovale zeigen die Lage Versuchsblöcke mit jeweils 4 Versuchsflächen und sind durch einen Buchstaben gekennzeichnet. Die Versuchsflächen selbst sind rot (hohe Eigelegedichte des Schwammspinners) bzw. blau (niedrige Eigelegedichte des Schwammspinners) unterlegt. Hellere Farben zeigen die mit Mimic behandelten Flächen an.

Figure 5: Map of the study design of the large-scale experiment in Northern Bavaria. The black ovals indicate the location of the test blocks, each consisting of 4 test areas and identified by a letter. The test plots are highlighted in red (high gypsy moth egg-mass density) or blue (low gypsy moth egg-mass density). Lighter colors indicate the areas treated with Mimic.

In den Versuchsflächen wird seit 2019 ein umfangreiches Untersuchungsprogramm durchgeführt, um

a) die kurz- und mittelfristige Reaktion der Eichen auf Entlaubung zu erfassen, sowohl im Hinblick auf Wachstum als auch Mortalität,

b) die Effekte des Schwammspinneres als auch des Insektizideinsatzes auf die Lebensgemeinschaft im Wald zu untersuchen.

Die Messungen umfassen die Erfassung der Bestandesstruktur mittels terrestrischem Lasercanner, Zuwachsmessungen an Bäumen, eine regelmäßige Verjüngungsinventur (mit Hilfe von Weiserzäunen), eine detaillierte Gelegeomessung des Schwammspinneres, Vogel-, Fledermaus- und Nachtfalterkartierungen, eine Analyse der Laufkäfergemeinschaft, Baumkronenbenebelungen zur Erfassung der Kronenfauna und eine Überwachung von Vogelgelegen. Der gewählte Versuchsaufbau erlaubt dann unterschiedliche Vergleiche. Ansatz 1 zeigt im Vergleich zu Ansatz 2 die Effizienz der Bekämpfung im Hinblick auf die Reduktion des Schädling und das Waldwachstum an. Wenn Ansatz 4 hinzugezogen wird, kann auch eine Aussage darüber gemacht werden, ob eine Bekämpfung des Schwammspinneres alle negativen Effekte der Gradation auf die Eiche vermeidet. Vergleiche zwischen Ansatz 1 und Ansatz 2 sowie zwischen Ansatz 3 und Ansatz 4 dienen der Einschätzung der Nebenwirkungen des Insektizideinsatzes auf die Lebensgemeinschaften im Wald. Vergleiche zwischen Ansatz 2 und Ansatz 4 sowie zwischen Ansatz 1 und Ansatz 4 erlauben es, für die Lebensgemeinschaft im Wald die Effekte eines Insektizideinsatzes relativ zu den Effekten eines Schwammspinnerausbruchs abzuschätzen. Der gewählte Versuchsansatz erlaubt also Aussagen zu den ökologischen Kosten und Nutzen einer Schädlingsbekämpfung. Das Untersuchungsprogramm ist zunächst auf die Jahre 2019-2021 ausgelegt und wird hoffentlich eine Fülle von Erkenntnissen liefern.

6 Schlussfolgerungen

Zulassungsverfahren für Insektizide konzentrieren sich weitestgehend auf die physiologische Sensitivität von Arten. Die ökologische Sensitivität von Arten kann aufgrund verschiedener Merkmale (z.B. Fraßort oder Phänologie) vorhergesagt werden, muss aber im Feld überprüft werden. Die Erholungsfähigkeit von Populationen sowie komplexe Auswirkungen eines Insektizideinsatzes müssen ebenfalls in Feldversuchen untersucht werden. Dabei kann es auch zu dem Fall kommen, dass eine Art zwar physiologisch nicht sensitiv ist, also keine erhöhte Mortalität durch den Insektizideinsatz erleidet, aber trotzdem von einer Behandlung negativ betroffen ist, weil z.B. Räuber diese Art vermehrt fressen, wenn das Schadinsekt nicht mehr vorhanden ist.

Im Wald ist die Anlage eines Versuches, der Aussagen über die Effizienz eines Insektizid, über die Nebenwirkungen des Insektizideinsatzes, und über die relativen Effekte von Insektizideinsatz und Schädlingsausbruch auf die Waldlebensgemeinschaft machen möchte, generell schwierig. Weil ein solcher Versuch nur in Zeiten einer Gradation angelegt werden kann und große Versuchsflächen erfordert, die meist weit auseinanderliegen, fällt es oft schwer, zur richtigen Zeit genügend viele Wiederholungen zu erreichen, die eine statistisch valide Auswertung ermöglichen. Wie in dieser Arbeit dargestellt, können kleinerflächige Versuche mit Einzelbäumen oder Baumgruppen, bei denen die Bäume experimentell mit einer Drohne behandelt werden, erste wichtige Freilandergebnisse liefern. Letztendlich bleibt es jedoch eine wichtige Aufgabe, großskalige und ausreichend replizierte Versuche anzulegen, die Daten für eine realistische Kosten-Nutzen-Analyse liefern. Weil solche Versuche sehr aufwändig sind, lohnt es sich, möglichst viele Parameter in den angelegten Versuchsflächen gleichzeitig zu messen. Ein Bei-

spiel für einen solchen Versuch wurde in dieser Arbeit dargestellt. Es ist zu hoffen, dass weitere Versuche eine großzügige Förderung erfahren werden, damit die Entscheidungsträger der Zukunft auf eine noch breitere Wissensbasis zurückgreifen können.

Danksagung

Wir danken Philipp Braumiller, Nadine Bräsicke, Peter Eichel, Petra Freynhagen, Martin Goßner, Andreas Hahn, Torben Hilmers, Sophia Hochrein, Martin Jacobs, Jessica Jaworek, Sebastian Kienlein, Florian Lauer, Hannes Lemme, Jörg Müller, Stefan Müller-Kroehling, Ralph Petercord, Monika Plaga, Hans Pretzsch, Sebastian Seibold, Kilian Stimm und vielen studentischen Hilfskräften für die gute Kooperation bei Aufbau und Durchführung der dargestellten Experimente. Die Studien wurden durch die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR FKZ 22012115) und dem Kuratorium für forstliche Forschung (Z073) großzügig finanziell unterstützt.

Literatur

- Addison, J. A. 1996: Safety testing of tebufenozide, a new molt-inducing insecticide, for effects on nontarget forest soil invertebrates. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 33:55–61.
- Awkerman, J. A., M. R. Marshall, A. B. Williams, G. A. Gale, R. J. Cooper, and S. Raimondo. 2011: Assessment of indirect pesticide effects on worm-eating warbler populations in a managed forest ecosystem. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30:1843–51.
- Baird, D. J., M. N. Rubach, and P. J. Van den Brink. 2008: Trait-based ecological risk assessment (TERA): the new frontier? *Integrated Environmental Assessment and Management* 4:2–3.
- Bell, J. L., and R. C. Whitmore. 1997: Bird populations and habitat in *Bacillus thuringiensis* and Dimilin-treated and untreated areas of hardwood forest. *American Midland Naturalist* 137:239–250.
- Bellocoq, M. I., J. F. Bendell, and B. L. Cadogan. 1992: Effects of the insecticide *Bacillus thuringiensis* on *Sorex cinereus* (masked shrew) populations, diet, and prey selection in a jack pine plantation in northern Ontario. *Canadian Journal of Zoology* 70:505–510.
- Bradshaw, C. J. A., B. Leroy, C. Bellard, D. Roiz, C. Albert, A. Fournier, M. Barbet-Massin, J.-M. Salles, F. Simard, and F. Courchamp. 2016: Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. *Nature Communications* 7:1–8.
- Brändle, M., and R. Brandl. 2001: Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. *Journal of Animal Ecology* 70:491–504.
- van den Brink, P. J. 2008: Ecological risk assessment: From book-keeping to chemical stress ecology. *Environmental Science and Technology* 42:8999–9004.
- Butler, L., G. A. Chrislip, V. A. Kondo, and E. C. Townsend. 1997a: Effect of diflubenzuron on nontarget canopy arthropods in closed, deciduous watersheds in a central Appalachian forest. *Journal of Economic Entomology* 90:784–794.
- Butler, L., V. A. Kondo, and D. Blue. 1997b: Effects of tebufenozide (RH-5992) for gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) suppression on nontarget canopy arthropods. *Environmental entomology* 26:1009–1015.
- Cadogan, B. L., and P. de Groot. 1995: Design of experimental efficacy trials in Canadian forests. Pages 479–483 in J. A. Armstrong and W. G. H. Ives, editors. *Forest insect pests in Canada*. Natural Resources Canada, Forestry Service, Ottawa, ON, Canada.
- Cadogan, B. L., and R. D. Scharbach. 2003: Design and evaluation of an aerial spray trial with true replicates to test the efficacy of *Bacillus thuringiensis* insecticide in a boreal forest. *Journal of Economic Entomology* 96:388–395.
- Castro, A. A., M. C. Lacerda, T. V. Zanuncio, F. S. Ramalho, R. S. Polanczyk, J. E. Serrao, and J. C. Zanuncio. 2012: Effect of the insect growth regulator diflubenzuron on the predator *Podisus nigrispinus* (Heteroptera: Pentatomidae). *Ecotoxicology* 21:96–103.
- Cooper, R. J., K. M. Dodge, P. J. Martinat, S. B. Donahoe, and R. C. Whitmore. 1990: Effect of diflubenzuron application on eastern deciduous forest birds. *Journal of Wildlife Management* 54:486–493.

- Csóka, G. 1998: Oak defoliating insects in Hungary. Pages 334–355 in M. L. McManus and A. M. Liebhold, editors. Proceedings: Population Dynamics, Impacts and Integrated Management of Forest Defoliated Insects. US Department of Agriculture, Forest Service, Banská Štiavnica, Slovakia. Dallaire, R., A. Labrecque, M. Marcotte, É. Baucé, and J. Delisle. 2004. The sublethal effects of tebufenozide on the precopulatory and copulatory activities of *Choristoneura fumiferana* and *C. rosaceana*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 112:169–181.
- Erb, S. L., R. S. Bouchier, K. van Frankenhuyzen, and S. M. Smith. 2001: Sublethal effects of *Bacillus thuringiensis* Berliner subsp. *kurstaki* on *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Lymantriidae) and the tachinid parasitoid *Compsilura concinnata* (Diptera: Tachinidae). *Environmental Entomology* 30:1174–1181.
- Gillette, N. L., J. L. Robertson, and R. L. Lyon. 1978: Bioassays of TH6038 and difluron applied to Western spruce budworm and Douglas-fir tussock moth. *Journal of Economic Entomology* 71:319–322.
- Gößwein, S., and G. Lobinger. 2014: Waldschutzrelevante Organismen an der Traubeneiche. LWF Wissen 75:80–88. Holmes, S. B. 1998. Reproduction and nest behaviour of Tennessee warblers *Vermivora peregrina* in forests treated with Lepidoptera-specific insecticides. *Journal of Applied Ecology* 35:185–194.
- Hahn, A., Bischof, J., Lobinger, G., Müller-Kroehling, S., Straßer, L., Huber, S., et al. 2021: Die Pflanzenschutzmitteleinsätze gegen den Schwammspinner in Franken in den Jahren 2018 bis 2020 - Monitoring, Befallsprognose, Entscheidungsfindung und Diskussion. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 260–289.
- Hurlbert, S. H. 1984: Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54:187–211.
- Jäkel, A., and M. Roth. 1999: Effects of insecticides (diflubenzuron, *Bacillus thuringiensis* var. *Kurstaki*) on non-target organisms (edaphic arthropod fauna) in pine forests. Pages 237–46 (in German) in J. Pfadenhauer, editor.
- Kefford, B. J., M. Liess, M. St. J. Warne, L. Metzeling, and R. B. Schäfer. 2012: Risk assessment of episodic exposures to chemicals should consider both the physiological and the ecological sensitivities of species. *Science of the Total Environment* 441:213–219.
- Klenner, M. F. 1996: The carabid fauna of diflubenzuron-sprayed and unsprayed plots in Westphalian oak forests. *Gesunde Pflanzen* 48:248–252.
- Leroy, B. M. L., M. M. Gossner, F. P. M. Lauer, R. Petercord, S. Seibold, J. Jaworek, and W. W. Weisser. 2019: Assessing insecticide effects in forests: a tree-level approach using Unmanned Aerial Vehicles. *Journal of Economic Entomology* 112:2686–2694.
- Leroy, B. M. L., M. M. Gossner, G. Ferrini, S. Seibold, F. P. M. Lauer, R. Petercord, P. Eichel, J. Jaworek, and W. W. Weisser. 2021a: Side-effects of insecticides on leaf-miners and gall-inducers depend on species ecological traits and competition with leaf-chewers. *Environmental Toxicology and Chemistry* 40:1171–1187.
- Leroy, B. M. L., H. Lemme, P. Braumiller, T. Hilmer, M. Jacobs, S. Hochrein, S. Kienlein, J. Müller, H. Pretzsch, K. Stimm, S. Seibold, J. Jaworek, W. A. Hahn, S. Müller-Kroehling, and W. W. Weisser. 2021b: Relative impacts of gypsy moth outbreaks and insecticide treatments on forest resources and ecosystems: An experimental approach. *Ecological Solutions and Evidence* 2:e12045.
- Lih, M. P., F. M. Stephen, K. G. Smith, L. R. Nagy, and G. W. Wallis. 1994: Effects of a gypsy moth eradication program on nontarget forest canopy insects and their bird predators. Pages 193–200 in D. J. Hilburn, K. J. R. Johnson, and A. D. Mudge, editors. Proceedings of the 1994 Annual Gypsy Moth Review. Oregon Department of Agriculture, Plant Pest and Disease Section, Salem, OR, US.
- Liu, F., X. Zhang, Q.-Q. Gui, and Q.-J. Xu. 2012: Sublethal effects of four insecticides on *Anagrus nilaparvatae* (Hymenoptera: Mymaridae), an important egg parasitoid of the rice planthopper *Nilaparvata lugens* (Homoptera: Delphacidae). *Crop Protection* 37:13–19.
- Manderino, R., T. O. Crist, and K. J. Haynes. 2014: Lepidoptera-specific insecticide used to suppress gypsy moth outbreaks may benefit non-target forest Lepidoptera. *Agricultural and Forest Entomology* 16:359–368.
- Martinat, P. J., C. C. Coffman, K. M. Dodge, R. J. Cooper, and R. C. Whitmore. 1988: Effect of diflubenzuron on the canopy arthropod community in a central Appalachian forest. *Journal of Economic Entomology* 81:261–267.

- Martinat, P. J., D. T. Jennings, and R. C. Whitmore. 1993: Effects of diflubenzuron on the litter spider and orthopteroid community in a central Appalachian forest infested with gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae). *Environmental Entomology* 22:1003–1008.
- McCravy, K. W., M. J. Dalusky, and C. W. Berisford. 2001: Effects of a broad spectrum and biorational insecticides on parasitoids of the Nantucket pine tip moth (Lepidoptera: Tortricidae). *Journal of economic entomology* 94:112–115.
- Medina, P., F. BUDIA, P. ESTAL, and E. VIÑUELA. 2003a: Effects of three modern insecticides, pyriproxyfen, spinosad and tebufenozide, on survival and reproduction of *Chrysoperla carnea* adults. *Annals of Applied Biology* 142:55–61.
- Medina, P., G. Smagghe, F. Budia, L. Tirry, and E. Viñuela. 2003b: Toxicity and absorption of azadirachtin, diflubenzuron, pyriproxyfen, and tebufenozide after topical application in predatory larvae of *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Environmental Entomology* 32:196–203.
- Müller, J., Gossner, M. M. 2021: Der Artenreichtum an Eichen in Mitteleuropa – ein Mini-Review. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 202–216.
- Myers, C. T., and L. A. Hull. 2003: Insect growth regulator impact on fecundity and fertility of adult tufted apple bud moth, *Platynota idaeusalis* Walker. *Journal of Entomological Science* 38:420–430.
- Nagy, L. R., and K. G. Smith. 1997: Effects of insecticide-induced reduction in lepidopteran larvae on reproductive success of hooded warblers. *The Auk* 114:619–627.
- Official Journal of the European Union. 2009: Directive 2009/128/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for Community action to achieve the sustainable use of pesticides L 309:71–86.
- Peacock, J. W., D. F. Schweitzer, J. L. Carter, and N. R. Dubois. 1998: Laboratory assessment of the effects of *Bacillus thuringiensis* on native Lepidoptera. *Environmental Entomology* 27:450–7.
- Pérez-Guerrero, S., A. Gelan-Begna, A. Redondo Villa, R. Tamajón, and E. Vargas-Osuna. 2014: Lethal and sublethal effects of commercial insecticides on *Philodromus buxi*, a potential predator of defoliating Lepidoptera in *dehesa* woodland in southern Spain. *International Journal of Pest Management* 60:121–127.
- Perrins, C. M. 1991: Tits and their caterpillar food supply. *Ibis* 133:49–54.
- Pureswaran, D. S., A. Roques, and A. Battisti. 2018: Forest insects and climate change. *Current Forestry Reports* 4:35–50.
- Raimondo, S., M. Turcáni, J. Patočka, and A. M. Liebhold. 2004: Interspecific synchrony among foliage-feeding forest Lepidoptera species and the potential role of generalist predators as synchronizing agents. *Oikos* 107:462–470.
- Rumpf, S., C. Frampton, and B. Chapman. 1997: Acute toxicity of insecticides to *Micromus tasmaniae* (Neuroptera: Hemerobiidae) and *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae): LC50 and LC90 estimates for various test durations. *Journal of Economic Entomology* 90:1493–1499.
- Sample, B. E., R. J. Cooper, and R. C. Whitmore. 1993a: Dietary shifts among songbirds from a diflubenzuron-treated forest. *The Condor* 95:616–624.
- Sample, B. E., L. Butler, and R. C. Whitmore. 1993b: Effects of an operational application of Dimilin® on non-target insects. *The Canadian Entomologist* 125:173–179.
- Sample, B. E., L. Butler, C. Zivkovich, R. C. Whitmore, and R. C. Reardon. 1996: Effect of *Bacillus thuringiensis* Berliner var. *kurstaki* and defoliation by the gypsy moth [*Lymantria dispar* (L.) (Lepidoptera: Lymantriidae)] on native arthropods in West Virginia. *The Canadian Entomologist* 128:573–592.
- Schneider, M. I., G. Smagghe, S. Pineda, and E. Viñuela. 2004: Action of insect growth regulator insecticides and spinosad on life history parameters and absorption in third-instar larvae of the endoparasitoid *Hypo-soter didymator*. *Biological Control* 31:189–198.
- Schönfeld, F., H. Hacker, H. Bußler, A. Gruppe, H. Schlumprecht, M. M. Gossner, and J. Müller. 2005: Einfluss des Häutungs-hemmers Diflubenzuron auf die Fauna von Waldlebensgemeinschaften. Forstliche Forschungsberichte München, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising, Bavaria, Germany.
- Schweitzer, D. F. 2004: Gypsy moth (*Lymantria dispar*): impacts and options for biodiversity-oriented land managers. NatureServe, Arlington, Virginia, US.

- Scriber, J. M. 2004: Non-target impacts of forest defoliator management options: decision for no spraying may have worse impacts on non-target Lepidoptera than *Bacillus thuringiensis* insecticides. *Journal of Insect Conservation* 8:241–61.
- Seidel, G. E., and R. C. Whitmore. 1995: Effects of Dimilin® application on white-footed mouse populations in a central Appalachian forest. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14:793–799.
- Seidl, R., M.-J. Schelhaas, and M. J. Lexer. 2011: Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17:2842–2852.
- Seth, R. K., J. J. Kaur, D. K. Rao, and S. E. Reynolds. 2004: Effects of larval exposure to sublethal concentrations of the ecdysteroid agonists RH-5849 and tebufenozide (RH-5992) on male reproductive physiology in *Spodoptera litura*. *Journal of Insect Physiology* 50:505–517.
- Smagghe, G., and D. Degheele. 1994: The significance of pharmacokinetics and metabolism to the biological activity of RH-5992 (tebufenozide) in *Spodoptera exempta*, *Spodoptera exigua*, and *Leptinotarsa decemlineata*. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 49:224–234.
- Southwood, R. T. E., G. R. W. Wint, C. E. J. Kennedy, and S. R. Greenwood. 2013: The composition of the arthropod fauna of the canopies of some species of oak (*Quercus*). *European Journal of Entomology* 102:65–72.
- Southwood, T. R. E., G. R. W. Wint, C. E. J. Kennedy, and S. R. Greenwood. 2004: Seasonality, abundance, species richness and specificity of the phytophagous guild of insects on oak (*Quercus*) canopies. *European Journal of Entomology* 101:43–50.
- Wagner, D. L., J. W. Peacock, J. L. Carter, and S. E. Talley. 1996: Field assessment of *Bacillus thuringiensis* on nontarget Lepidoptera. *Environmental Entomology* 25:1444–54.
- Wang, Y., L. Chen, R. Yu, X. Zhao, C. Wu, T. Cang, and Q. Wang. 2012: Insecticide toxic effects on *Trichogramma ostrinae* (Hymenoptera: Trichogrammatidae). *Pest Management Science* 68:1564–71.
- Weseloh, R. M., T. G. Andreadis, R. E. B. Moore, J. F. Anderson, N. R. Dubois, and F. B. Lewis. 1983: Field confirmation of a mechanism causing synergism between *Bacillus thuringiensis* and the gypsy moth parasitoid *Apanteles melanoscelus*. *Journal of Invertebrate Pathology* 41:99–103.
- Westwood, R., D. Saunders, A. R. Westwood, and N. J. Holliday. 2019: Effects of tebufenozide on the assemblage of moths (Lepidoptera) in an operational spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) suppression programme. *The Canadian Entomologist* 151:651–676.

Anhang

Tabelle 1 (1/6). Phänologie von ca. 250 Schmetterlingsarten an Eichen in Mitteleuropa. Die Tabelle enthält nur solche Arten, für die Informationen zum Lebenszyklus aus der Literatur gefunden werden konnten. Arten, die eine Massenvermehrung zeigen können, sind fett gedruckt. Seltene und gefährdete Arten sind mit einem Sternchen gekennzeichnet (Daten aus der Deutschen Roten Liste, Kategorien 1, 2, 3, R und V; keine Daten für Tortricidae und Blattminierer). Ökonomische bedeutende Arten sind fett gedruckt und unterstrichen. Die Hintergrundfarbe zeigt die Nahrungsgilde einer Art an: **Blattfresser (leaf chewers), **Blattroller (leaf-rollers)**, **Blattminierer (leaf-miners)**, **Flechten-, Pilz oder Algenfresser**, **Eichelbohrer (acorn borers)**, **Gallenbewohner (gall inquilines)** und **Holzbohrer (wood borers)**. Die Anzahl der Generationen pro Jahr ist in der 3. Spalte angegeben. Das Vorkommen von Raupen ist blau gekennzeichnet.**

Familie	Art	Gen.	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
Drepanidae	<i>Asphalia ruficollis</i>	1				1	1	1	1	1				
Drepanidae	<i>Cymatophorina diluta</i>	1				1	1	1	1	1	1			
Drepanidae	<i>Polyphoca ridens</i>	1					1	1	1	1	1			
Drepanidae	<i>Watsonalla binaria</i>	2					1	1	1		1	1	1	
Erebidae	<i>Arctornis l-nigrum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1
Erebidae	<i>Atolmis rubricollis</i>	1								1	1	1	1	1
Erebidae	<i>Calliteara pudibunda</i>	1							1	1	1	1	1	1
Erebidae	<i>Catephia alchymista*</i>	1							1	1	1	1		
Erebidae	<i>Catocala dilecta</i>	1				1	1	1	1	1	1			
Erebidae	<i>Catocala diversa</i>	1				1	1	1	1					
Erebidae	<i>Catocala eutychea</i>	1				1	1	1	1					
Erebidae	<i>Catocala fraxini*</i>	1					1	1	1	1	1	1		
Erebidae	<i>Catocala neonympha</i>	1					1	1	1	1	1	1		
Erebidae	<i>Catocala nymphaea</i>	1					1	1	1	1	1	1		
Erebidae	<i>Catocala promissa*</i>	1					1	1	1	1	1	1		
Erebidae	<i>Catocala separata</i>	1				1	1	1	1					
Erebidae	<i>Catocala sponsa</i>	1					1	1	1	1				
Erebidae	<i>Euproctis chrysorrhoea</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Erebidae	<i>Euproctis similis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Erebidae	<i>Grammodes stolidia</i>	2					1	1	1	1	1	1		
Erebidae	<i>Lymantria dispar</i>	1					1	1	1	1	1	1		
Erebidae	<i>Minucia lunaris*</i>	1							1	1	1	1	1	1
Erebidae	<i>Orgyia antiqua</i>	2				1	1	1		1	1	1		
Erebidae	<i>Trisateles emortualis</i>	1								1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Agriopsis aurantiaria</i>	1					1	1	1	1				
Geometridae	<i>Agriopsis leucophaearia</i>	1					1	1						
Geometridae	<i>Agriopsis marginaria</i>	1					1	1	1	1				
Geometridae	<i>Alcis repandata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Alsophila aceraria</i>	1					1	1	1	1				
Geometridae	<i>Alsophila aescularia</i>	1					1	1	1	1	1	1		
Geometridae	<i>Apocheima hispidaria</i>	1					1	1	1	1	1	1		
Geometridae	<i>Asthena albulata</i>	1							1	1	1	1		
Geometridae	<i>Biston betularia</i>	1							1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Biston strataria</i>	1					1	1	1	1	1	1		
Geometridae	<i>Boarmia roboraria</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Cabera pusaria</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Campaea honoraria*</i>	2						1	1		1	1	1	1
Geometridae	<i>Chloroclysta siterata</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Colotois pennaria</i>	1					1	1	1	1	1	1		
Geometridae	<i>Comibaena bajularia</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Massenvermehrungen von Insekten an der Eiche

Tabelle 1 (2/6).

Familie	Art	Gen.	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
Geometridae	<i>Crocallis elinguaris</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Cyclophora linearis</i>	2						1	1	1	1	1		
Geometridae	<i>Cyclophora porata</i>	2						1	1	1	1	1		
Geometridae	<i>Cyclophora punctaria</i>	2						1	1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Cyclophora quercimontaria*</i>	2						1	1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Cyclophora ruficiliaria*</i>	2						1	1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Ectropis crepuscularia</i>	2					1	1	1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Electrophaea corylata</i>	1							1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Ennomos alniaria</i>	1					1	1	1	1	1	1		
Geometridae	<i>Ennomos autumnaria*</i>	1					1	1	1	1	1			
Geometridae	<i>Ennomos quercinaria</i>	1					1	1	1	1	1	1		
Geometridae	<i>Epirrita christyi</i>	1					1	1	1	1	1			
Geometridae	<i>Epirrita dilutata</i>	1					1	1	1	1	1			
Geometridae	<i>Erannis defoliaria</i>	1					1	1	1	1	1			
Geometridae	<i>Eupithecia abbreviata</i>	1						1	1					
Geometridae	<i>Eupithecia dodoneata</i>	1						1	1	1				
Geometridae	<i>Eupithecia irriguata*</i>	1						1	1	1				
Geometridae	<i>Fagivorina arenaria*</i>	2							1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Hypomecis punctinalis</i>	1						1	1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Hypomecis roboraria</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Jodis lactearia</i>	1									1	1	1	1
Geometridae	<i>Lomographa bimaculata</i>	1						1	1	1	1			
Geometridae	<i>Lomographa temerata</i>	1						1	1	1	1	1		
Geometridae	<i>Lycia hirtaria</i>	1						1	1	1	1	1		
Geometridae	<i>Macaria alternata</i>	2							1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Macaria notata</i>	2						1	1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Odontopera bidentata</i>	1						1	1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Operophtera brumata</i>	1					1	1	1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Operophtera fagata</i>	1					1	1	1	1	1	1	1	
Geometridae	<i>Parectropis similaria</i>	1							1	1	1	1		
Geometridae	<i>Peribatodes rhomboidaria</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Phigalia pilosaria</i>	1				1	1	1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Plagodis dolabraria</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Plagodis pulveraria</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Selenia lunularia</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Selenia tetralunaria</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Geometridae	<i>Semiothisa alternaria</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Lasiocampidae	<i>Eriogaster rimicola*</i>	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lasiocampidae	<i>Lasiocampa quercus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lasiocampidae	<i>Macrothylacia digramma</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lasiocampidae	<i>Macrothylacia rubi</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lasiocampidae	<i>Malacosoma neustria</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Lasiocampidae	<i>Poecilocampa populi</i>	1					1	1	1	1	1	1	1	1
Limacodidae	<i>Apoda limacodes</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Limacodidae	<i>Heterogenea asella*</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Favonius quercus</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Lycaenidae	<i>Satyrium ilicis*</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Noctuidae	<i>Acronicta aceris</i>	1						1	1	1	1	1	1	1

Massenvermehrungen von Insekten an der Eiche

Tabelle 1 (3/6).

Familie	Art	Gen.	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
Noctuidae	<i>Acronicta alni</i>	1							1	1	1	1	1	1
Noctuidae	<i>Acronicta leporina</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Noctuidae	<i>Acronicta tridens</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Noctuidae	<i>Agrochola circellaris</i>	1				1	1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Agrochola helvola</i>	1				1	1	1	1					
Noctuidae	<i>Agrochola macilenta</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Agrochola ruticilla*</i>	1					1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Amphipyra berbera</i>	1				1	1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Amphipyra pyramidea</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Amphipyra tragopoginis</i>	1					1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Asteroscopus sphinx</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Brachionycha nubeculosa*</i>	1				1	1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Brachionycha sphinx</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Colocasia coryli</i>	2							1	1	1	1	1	1
Noctuidae	<i>Conistra erythrocephala</i>	1					1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Conistra ligula</i>	1					1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Conistra vaccinii</i>	1					1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Cosmia pyralina</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Dicycla oo*</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Diloba caeruleocephala</i>	1					1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Dryobotodes eremita</i>	1				1	1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Gripesia aprilina*</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Jodia croceago*</i>	1				1	1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Lithophane furcifera*</i>	1					1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Lithophane ornitopus</i>	1					1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Lithophane semibrunnea*</i>	1					1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Lithophane socia</i>	1					1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Mesogona acetosellae*</i>	1				1	1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Moma alpium</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Noctuidae	<i>Orthosia cerasi</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Orthosia cruda</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Orthosia gothica</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Orthosia incerta</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Orthosia miniosa*</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Orthosia munda</i>	1					1	1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Orthosia opima*</i>	1					1	1	1	1				
Noctuidae	<i>Polia nebulosa</i>	1							1	1	1	1	1	1
Noctuidae	<i>Tiliacea aurago</i>	1				1	1	1	1	1	1			
Nolidae	<i>Bena bicolorana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nolidae	<i>Meganola strigula</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nolidae	<i>Nola confusalis</i>	1							1	1	1	1		
Nolidae	<i>Nola cucullatella</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nolidae	<i>Nycteola revayana</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Nolidae	<i>Pseudoips prasinana</i>	1-2						1	1	1	1	1	1	1
Notodontidae	<i>Drymonia dodonaea</i>	1						1	1	1	1	1		
Notodontidae	<i>Drymonia melagona</i>	1							1	1	1	1	1	1
Notodontidae	<i>Drymonia querna*</i>	1							1	1	1	1	1	1
Notodontidae	<i>Drymonia ruficornis</i>	1						1	1	1				

Massenvermehrungen von Insekten an der Eiche

Tabelle 1 (4/6).

Familie	Art	Gen.	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
Notodontidae	<i>Drymonia velitaris</i> *	1							1	1	1	1	1	1
Notodontidae	<i>Harpyia milhauseri</i>	1						1	1	1	1			
Notodontidae	<i>Peridea anceps</i>	1						1	1	1	1	1		
Notodontidae	<i>Phalera bucephala</i>	1							1	1	1	1	1	1
Notodontidae	<i>Pterostoma palpina</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Notodontidae	<i>Ptilodon capucina</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Notodontidae	<i>Stauropus fagi</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Notodontidae	<i>Thaumetopoea processionea</i>	1						1	1	1	1			
Oecophoridae	<i>Carcina quercana</i>	1						1	1	1	1			
Psychidae	<i>Sterrhopterix fusca</i>	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1
Saturniidae	<i>Agria tau</i>	1						1	1	1	1			
Saturniidae	<i>Antheraea yamamai</i>	1					1	1	1	1	1			
Zygaenidae	<i>Rhagades pruni</i> *	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Noctuidae	<i>Cosmia trapezina</i> ¹	1						1	1	1	1			
Noctuidae	<i>Eupsilia transversa</i> ¹	1						1	1	1	1	1		
Geometridae	<i>Campaea margaritaria</i> ²	2								1	1			
Elachistidae	<i>Agonopterix ocellana</i>	1						1	1	1	1			
Pyalidae	<i>Acrobasis consociella</i>	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1
Pyalidae	<i>Acrobasis repandana</i>	1						1	1	1	1			
Pyalidae	<i>Acrobasis tumidana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pyalidae	<i>Cryptoblabes bistriga</i>	1								1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Acleris ferrugana</i>	2						1	1	1	1	1		
Tortricidae	<i>Acleris literana</i>	1						1	1	1	1			
Tortricidae	<i>Acleris rhombana</i>	1						1	1	1	1			
Tortricidae	<i>Acleris sparsana</i>	1						1	1	1	1			
Tortricidae	<i>Aleimma loeflingiana</i>	1						1	1	1	1			
Tortricidae	<i>Ancylis mitterbacheriana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Ancylis upupana</i>	1						1	1	1	1	1	1	
Tortricidae	<i>Archips betulana</i>	1						1	1	1	1			
Tortricidae	<i>Archips crataegana</i>	1						1	1	1	1			
Tortricidae	<i>Archips xylosteana</i>	1						1	1	1	1			
Tortricidae	<i>Capua vulgana</i>	1							1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Choristoneura hebenstreitella</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Clepsis rurinana</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Ditula angustiorana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Epagoge grotiana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Eudemis porphyra</i>	1						1	1	1	1			
Tortricidae	<i>Eudemis profundana</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Eulia ministrana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Exapate congelatella</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Gypsonoma dealbana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Lobesia reliquana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Orthotaenia undulana</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Pammene splendidulana</i>	1						1	1	1	1			
Tortricidae	<i>Pandemis cerasana</i>	1-2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Pandemis corylana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Pandemis heparana</i>	1-2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

¹ Auch räuberisch an anderen Lepidoptera

² Überwinternde Larve frisst weiter an der Rinde

Massenvermehrungen von Insekten an der Eiche

Tabelle 1 (5/6).

Familie	Art	Gen.	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
Tortricidae	<i>Ptycholoma lecheana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Strophedra nitidana</i>	1							1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Syndemis musculana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Tortricodes alternella</i>	1					1	1	1	1				
Tortricidae	<i>Tortrix viridana</i>	1				1	1	1						
Tortricidae	<i>Zeiraphera isertana</i>	1					1	1	1	1				
Bucculatricidae	<i>Bucculatrix ulmella</i>	2							1	1		1	1	1
Coleophoridae	<i>Coleophora flavipennella</i> ³	1					1	1						
Coleophoridae	<i>Coleophora kuehnella</i> ³	1						1	1					
Coleophoridae	<i>Coleophora lutipennella</i> ³	1								1	1	1	1	
Gracillariidae	<i>Phyllonorycter harrisella</i>	2							1	1		1	1	1
Gracillariidae	<i>Phyllonorycter heegeriella</i>	2							1	1		1	1	1
Gracillariidae	<i>Phyllonorycter kuhlweiniella</i>	2							1	1		1	1	1
Gracillariidae	<i>Phyllonorycter lautella</i>	2							1	1		1	1	1
Gracillariidae	<i>Phyllonorycter messaniella</i>	2-3							1	1			1	1
Gracillariidae	<i>Phyllonorycter muelleriella</i>	2							1	1		1	1	1
Gracillariidae	<i>Phyllonorycter quercifoliella</i>	2							1	1		1	1	1
Gracillariidae	<i>Phyllonorycter roboris</i>	2							1	1		1	1	
Heliozelidae	<i>Heliozela sericiella</i>	1						1	1	1	1			
Nepticulidae	<i>Ectoedemia albifasciella</i>	1								1	1	1	1	1
Nepticulidae	<i>Ectoedemia atrifrontella</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nepticulidae	<i>Ectoedemia heringella</i>	1	1	1	1	1	1	1					1	1
Nepticulidae	<i>Ectoedemia heringi</i>	1										1	1	1
Nepticulidae	<i>Ectoedemia quinquella</i>	1										1	1	1
Nepticulidae	<i>Ectoedemia subbimaculella</i>	1										1	1	1
Nepticulidae	<i>Stigmella atricapitella</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Nepticulidae	<i>Stigmella basiguttella</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Nepticulidae	<i>Stigmella roborella</i>	2							1	1	1	1	1	1
Nepticulidae	<i>Stigmella ruficapitella</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Nepticulidae	<i>Stigmella samiatella</i>	2						1	1	1	1	1	1	1
Nepticulidae	<i>Stigmella suberivora</i>	2	1	1	1	1	1		1	1		1	1	1
Nepticulidae	<i>Stigmella svenssoni</i>	1							1	1	1	1	1	1
Tischeriidae	<i>Tischeria decidua</i>	1								1	1	1	1	1
Tischeriidae	<i>Tischeria dodonaea</i>	1									1	1	1	1
Tischeriidae	<i>Tischeria ekebladella</i>	1-2									1	1	1	1
Gracillariidae	<i>Caloptilia alchimiella</i> ⁴	1							1	1	1	1		
Gracillariidae	<i>Caloptilia robustella</i> ⁴	2						1	1	1	1	1	1	1
Incurvariidae	<i>Incurvaria koerneriella</i> ⁵	1						1	1	1	1			
Incurvariidae	<i>Incurvaria masculella</i> ⁵	1						1	1	1	1			
Crambidae	<i>Eudonia mercurella</i>	1	1	1	1	1	1	1			1	1	1	1
Erebidae	<i>Eilema pygmaeola</i> *	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1
Erebidae	<i>Eilema sororcula</i>	1							1	1	1	1	1	1
Erebidae	<i>Lithosia quadra</i> ⁶ *	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1
Erebidae	<i>Manulea complana</i> ⁶	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1

³ Gehäuseträger (Case-bearers): die frühen Larvenstadien leben zunächst im Blatt, dann frei in einem Seidengespinnst, dabei fressen sie jedoch weiter in im Blatt in mehreren kleinen Minen

⁴ Blattminierender Lebensstil auf die ersten Larvenstadien beschränkt, danach frei fressend in einem gefalteten Lappen am Blattrand

⁵ Blattminierender Lebensstil auf die ersten Larvenstadien beschränkt, spätere Larvenstadien lassen sich auf den Boden fallen und fressen an verwesenden Blättern.

⁶ Manchmal auch blattfressend (blattkauend)

Massenvermehrungen von Insekten an der Eiche

Tabelle 1 (6/6).

Familie	Art	Gen.	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
Erebidae	<i>Manulea lurideola</i> ⁶	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Oecophoridae	<i>Oecophora bractella</i> ⁷	1			1	1	1	1	1					
Psychidae	<i>Dahlica lichenella</i> ⁸	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Psychidae	<i>Proutia betulina</i> ⁸	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Psychidae	<i>Psyche casta</i> ⁸	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Psychidae	<i>Taleporia tubulosa</i> ⁸	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Cydia amplana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Cydia fagiglandana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Cydia splendana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Pammene fasciana</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Pammene albuginana</i>	1	1	1	1	1	1				1	1	1	1
Tortricidae	<i>Pammene argyrana</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Tortricidae	<i>Pammene giganteana</i>	1						1	1	1	1	1	1	1
Cossidae	<i>Cossus cossus</i>	<1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cossidae	<i>Zeuzera pyrina</i>	<1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Sesiidae	<i>Synanthedon vespiformis</i>	<1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

⁶ Manchmal auch blattfressend (blattkauend)

⁷ Frisst an Totholz und assoziierten Pilzen

⁸ Sackträger: die Raupen verbringen ihre Entwicklung in einem Sack, der aus Seide und Materialien wie Pflanzenresten oder Sandteilchen zusammengesponnen ist. Hauptsächlich Flechtenfresser, aber auch an verwesendem Pflanzenmaterial

Die Pflanzenschutzmitteleinsätze gegen den Schwammspinner in Franken in den Jahren 2018 bis 2020

Monitoring, Befallsprognose, Entscheidungsfindung und Diskussion

Andreas Hahn, Julia Bischof, Gabriela Lobinger, Stefan Müller-Kroehling, Ludwig Straßer, Stefan Huber, Britta Hausknecht, Peter Aichmüller und Hannes Lemme

Zusammenfassung Massenvermehrungen des Schwammspinners (*Lymantria dispar* L.) treten in Bayern seit den 1990er Jahren zyklisch auf. In der Massenvermehrung verursacht die Entlaubung durch den Blattfraß der Raupen eine Schwächung von Eichen(misch)wäldern, die in der Folge zum Absterben von Einzelbäumen und über Jahre zur Auflösung von Waldbeständen führen kann. Zum Erhalt von Eichen(misch)wäldern können Pflanzenschutzmittelanwendungen daher als ultima ratio notwendig werden.

Der Beitrag beschreibt das Monitoring und die Prognose zur Dichteüberwachung des Schwammspinners durch die Bayerische Forstverwaltung. Auf dieser Basis werden der Prozess der Entscheidungsfindung für oder gegen eine Pflanzenschutzmittelbehandlung und die verschiedenen Planungsschritte und Abstimmungen erläutert. Anschließend werden statistische Zahlen zu Gefährdungsflächen, Herausnahmeflächen und Behandlungsflächen dargelegt. Einblicke in die Erfolgskontrolle und Verweise zu begleitenden Forschungsvorhaben runden die Ausführungen ab.

Schlüsselwörter Schwammspinner, Massenvermehrung, Entscheidungsfindung, Insektizidbehandlung, Tebufenozid, Naturschutz, Naturschutzrecht, Pflanzenschutzrecht, Nichtzielorganismen, Franken, Eichenwälder

Abstract Mass reproductions of the gypsy moth (*Lymantria dispar* L.) have been occurring in cycles in Bavaria since the 1990s. The significant defoliation of mixed oak forests caused by caterpillars results in the death of individual trees and, in severe cases and in combination with other forest pests, in the decline of entire forest stands. To counter this development, the application of pesticides may be necessary.

This paper provides an insight into the monitoring and forecasting of the density of caterpillar populations by the Bavarian Forest Administration. On this basis, the decision-making process for or against a pesticide treatment and the related planning steps and considerations are documented. In addition, the paper will provide an overview of the identification of hazard areas, removal areas and treatment areas. Insight into the performance review of the monitoring and related decision processes of pest management, including available statistical data on insecticide applications in the years 2018-2020, and references to the accompanying research project complete the report.

Keywords *Lymantria dispar*, outbreak, decision-making process, insecticide treatment, Tebufenozid, nature conservation, conservation law, plant health legislation, non-target organisms, Franconia, Oak forests

1 Einleitung

1.1 Vorkommen und forstliche Relevanz des Schwammspinners

Nach der letzten Gradation in Bayern in den Jahren 2009 und 2010 baute der Schwammspinner (*Lymantria dispar* L.) seit 2018 erneut eine Massenvermehrung auf. Die bis zu 7,5 cm große Raupe dieses Schmetterlings gehört zur sogenannten Eichenfraßgesellschaft und frisst vergleichsweise lange – von Ende April bis weit in den Juni – an Blättern in den Baumkronen. Die polyphage Raupe bevorzugt dabei Blätter der Eiche und anderer Laubbaumarten. Bei Nahrungsmangel werden sogar Nadelbäume befallen. Durch die lange Fraßaktivität können auch Regenerationstrieb der Eiche betroffen sein. Deshalb kann der Schwammspinner in den eichengeprägten Wäldern Bayerns zu erheblichen Schäden führen. Besonders betroffen sind Eichen- und Eichenmischwälder in Unter-, Mittel- und Oberfranken. Insgesamt gibt es ca. 100.000 ha Eichen-reiche Wälder in der von der Massenvermehrung des Schwammspinners betroffenen Region. Da ein Gelege des Nachtfalters bis zu tausend Eier enthalten kann, schlüpfen in Beständen mit hohen Gelegedichten eine Vielzahl an Jungraupen. Der Fraß dieser Raupen kann so weit gehen, dass ganze Bestände während der Vegetationszeit vollkommen kahlgefressen werden (Lobinger 1999).

Massenvermehrungen des Schwammspinners dauern in der Regel drei bis vier Jahre an. In einem Waldbestand kann es innerhalb von zwei Jahren zu Kahlfraß kommen. Die Population bricht dann natürlicherweise durch komplexe Wechselwirkungen zusammen. Gründe dafür sind zum Beispiel Nahrungsmangel, Parasitierung oder eine Viruserkrankung der Raupen. Da der Zusammenbruch oft erst durch den Kahlfraß (Nahrungsmangel, Ausbruch von Virose durch Stress) ausgelöst wird, werden diese Bestände dennoch entlaubt. Der Kahlfraß führt in den meisten Fällen zu einer erheblichen Schwächung der Eichenbestände. Die Folgen des Fraßes können dabei unterschiedlich schwerwiegend sein. Sie sind auch von weiteren Faktoren, wie der Vorschädigung der Bestände durch beispielsweise Trockenheit, den Witterungsbedingungen nach dem Fraß und dem Auftreten weiterer Schadorganismen abhängig. Letztlich kann alleiniger Fraß des Schwammspinners zu merklichen Absterberaten und einem starken Rückgang des Belaubungszustandes führen. In Kombination mit weiteren Faktoren können massive Schäden mit hohen Absterberaten entstehen (Blank 1997; Lobinger, 1999; Elling et al. 2007). Das Absterben der Bäume führt nicht nur zu finanziellen Einbußen für Waldbesitzende; es bedeutet vor allem den Verlust artenreicher Eichenwaldlebensräume.

Bei einer drohenden Bestandsgefährdung dürfen Wälder nach § 18 Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) durch die Anwendung eines Pflanzenschutzmittels (PSM) aus der Luft behandelt werden. Einer solchen Entscheidung zu einem PSM-Einsatz sind jedoch umfangreiche Monitoring-, Prognose und Abstimmungsprozesse vorgeschaltet, bei denen verschiedenste Kriterien abgewogen werden.

In diesem Beitrag werden die verschiedenen Arbeitsschritte im Planungs- und Entscheidungsprozess der Bayerischen Forstverwaltung beschrieben und die operationale Ausführung aus dem Jahr 2020 dargestellt. Zudem wird ein Überblick über die räumliche Ausbreitung der Massenvermehrung und die behandelten Flächen in den Jahren 2018 bis 2020 gegeben.

1.2 Biologische Entwicklungsstufen und Zeitplan von Management-Optionen

Schwamspinnerraupen haben in den letzten zwei Larvenstadien den größten Futterbedarf. Folglich wäre es naheliegend, die Raupendichte Ende Mai zu bestimmen, um dann ggf. sofort Gegenmaßnahmen

men zu ergreifen. Allerdings benötigen die Wahl des „mildesten“ Mittels sowie die erforderlichen Genehmigungen, Planungen und Vorbereitungen einen wesentlich längeren Vorlauf, so dass eine wesentlich frühere Prognose notwendig ist.

Da mechanische Maßnahmen ausscheiden, müssten bei einer drohenden Entlaubung biologisch-chemische oder chemische Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden. Um Auswirkungen auf Nicht-Zielorganismen zu minimieren, bieten sich Mittel an, die über die Nahrung aufgenommen werden. Solche PSM wirken beispielsweise nur auf frei fressende Schmetterlingsraupen, die zur Zeit der Ausbringung in Baumkronen fressen (vgl. Kapitel 3.1 Wahl des Pflanzenschutzmittels). Das hat grundlegende Auswirkungen auf den Zeitplan des gesamten Prozesses, da sowohl Fraßgifte aufgrund der langsamen Wirkungsweise, als auch *Bacillus thuringiensis*-Präparate in einem frühen Larvenstadium angewendet werden müssen.

Abbildung 1 stellt den Entscheidungsprozess der Schwammspinnerbehandlung dar. Ein besonderes Charakteristikum ist der zeitliche Versatz der verschiedenen Schritte und der Konsequenzen – in der Abbildung durch die Indizes $t-1$, t und $t+1$ symbolisiert. Eine eventuell notwendige PSM-Behandlung muss knapp nach Raupenschlupf zwischen Ende April und Mitte/Ende Mai erfolgen, um über Fraß aufgenommen Wirkung entfalten zu können.

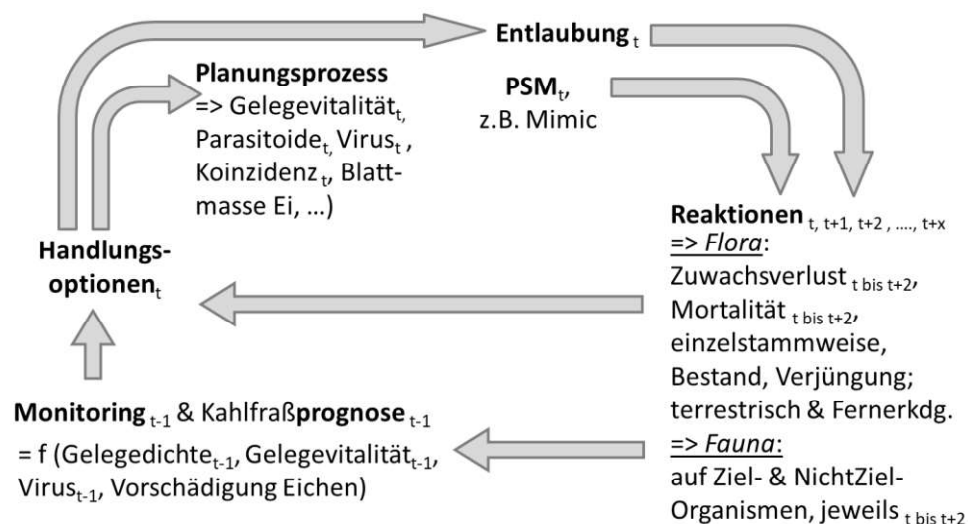


Abbildung 1: Wirkungszusammenhang der Entlaubung durch Schwammspinnerfraß im Kontext von Monitoring und einer möglichen Pflanzenschutzbehandlung (verändert nach Weisser und Hahn, 2021).

Figure 1: Pest management decision-making in the light of defoliation due to feed of *Lymantria dispar* (modified from Weisser and Hahn, 2021).

Bei einer Vorbereitungszeit von etwa drei Monaten ergibt sich daraus, dass bereits zu Jahresbeginn belastbare Prognoseergebnisse zur Kahlfraßgefährdung von Waldbeständen vorliegen müssen. Das Monitoring muss zu großen Teilen also schon im Vorjahr stattfinden, was mit der Eigelegesuche erfolgt. Auf diese wird im Kapitel 2.1 eingegangen. Nach der Eigelegesuche wird unter Einbeziehung zahlreicher naturschutz- und waldschutzfachlicher Kriterien die Abwägung getroffen, ob eine Behandlung mit einem Pflanzenschutzmittel im Wald stattfinden kann.

1.3 Rechtliche Verfahren der Pflanzenschutzmittelbehandlungen von 2018 bis 2020

Monitoring und Prognose sind Aufgaben der Forstverwaltung (PflSchG § 8 und § 6 Abs. 1 i.V.m. ZuVLFG Art. 5 Abs. 3 Nr. 1a), die auch ohne nachfolgende Pflanzenschutzanwendungen ausgeführt werden. Für eine Anwendung von PSM aus der Luft – nach Kahlfraßprognose, Bestandsgefährdung und Berücksichtigung anderer Rechtsbereiche – gibt es mehrere rechtliche Konstrukte.

1.3.1 Allgemeinverfügung im Jahr 2018

Im Jahr 2018 wurde für die Dienstgebiete der betroffenen Ämter für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ÄELF) eine Allgemeinverfügung erlassen. Die Anordnungen stützen sich auf § 6 Abs. 1 i.V.m. § 8 PflSchG. Nach § 8 PflSchG kann die zuständige Behörde zur Bekämpfung von Schadorganismen oder zur Verhütung der Ein- und Verschleppung von Schadorganismen Maßnahmen nach § 6 Abs. 1 und § 7 Abs. 1 PflSchG ergreifen¹. Eine Regelung durch Rechtsverordnung steht der Allgemeinverfügung nicht entgegen. Die Verordnung über die Bekämpfung schädlicher Insekten in den Wäldern (Waldschadinsektenverordnung – WaldSchadInv) ist hier nicht einschlägig, da der Schwammspinner dort nicht gelistet ist.

Bei Veröffentlichung einer Allgemeinverfügung haben Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer keine Möglichkeit der Selbstbestimmung. Sie können lediglich gegen die Behandlung mit PSM aus der Luft klagen. Die Befliegungskulisse wird dadurch „automatisch“ abgerundet. Gegenüber einem Anmeldeverfahren – bei dem auch Flächen ohne Anmeldung bleiben – entstehen somit besser befliegbare Flächenzuschnitte. Bei der PSM-Anwendung über eine Allgemeinverfügung entfällt auch der Anmeldevorgang der Waldbesitzer.

1.3.2 Anmeldeverfahren in den Jahren 2019 und 2020

Anders als im Jahr 2018 wurde die Schwammspinner-Befliegung in den Jahren 2019 und 2020 mit einem Anmeldeverfahren durchgeführt. Dabei stellte die Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) einen Antrag nach § 18 PflSchG an sich selbst. Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer konnten sich mit einem Formular über die zuständigen ÄELF für eine Behandlung ihrer Waldflurstücke anmelden. Die Rückmeldung war relativ hoch: Rund 77 % der Gefährdungskulisse wurden für die Maßnahmen angemeldet. Bei der Anmeldung konnten die Waldbesitzenden auch entscheiden, ob im Falle entgegenstehender artenschutzfachlicher Belange eine behördliche Abwägung erfolgen sollte. Bei einer solchen Abwägung werden die rechtlich gleichwertigen Belange des Artenschutzes und des Waldschutzes gegeneinander abgewogen. In den weit überwiegenden Fällen wurden Flächen mit artenschutzrechtlichen Bedenken nicht mit PSM behandelt (vgl. Kapitel 3.2.2). Behördliche Abwägungen wurden in den Jahren 2019 und 2020 nur bei einem kleinen Bruchteil der Flächen erforderlich.

2 Monitoring und Prognose

2.1 Pheromonprognose

Für die mögliche Behandlung von Waldbeständen mit einem Pflanzenschutzmittel muss eine Bestandsgefährdung durch eine Prognose rechtsverbindlich nachgewiesen werden. Die Prognose des Schwammspinners findet in einem zweistufigen Verfahren bereits im Sommer und Herbst des Vorjahres statt: Im ersten Schritt wird der Schwammspinner mittels Lockstofffallen überwacht; im zweiten Schritt wird bei Eintritt der Progradation eine bestandsweite Eigelegesuche durch die örtlich zuständigen Revierleitenden durchgeführt.

Die Pheromonprognose ist ein seit den 1990er Jahren erprobtes Verfahren, um die Dichteentwicklung des Schwammspinners über große Einzugsbereiche mit vertretbarem Aufwand zu beobachten. Beispielsweise konnte die aktuelle Massenvermehrung bereits 2016 durch eine Überschreitung der Warnschwelle von 2.000 Faltern pro Falle während der Gesamtflugzeit im Gefährdungsgebiet angezeigt werden (vgl. Abbildung 2). Das Gefährdungsgebiet umfasst mittlerweile ca. 100.000 ha Eichenwaldfläche

¹ Soweit eine Regelung durch Rechtsverordnung nicht getroffen ist oder eine durch eine solche Rechtsverordnung getroffene Regelung nicht entgegensteht.

in Unter-, Mittel-, Oberfranken und Schwaben. Vor der Gradation wurden zwischen 25 und 30 Fallen betrieben. Während der Massenvermehrung wurde die Anzahl bis auf 66 (2020) erhöht.

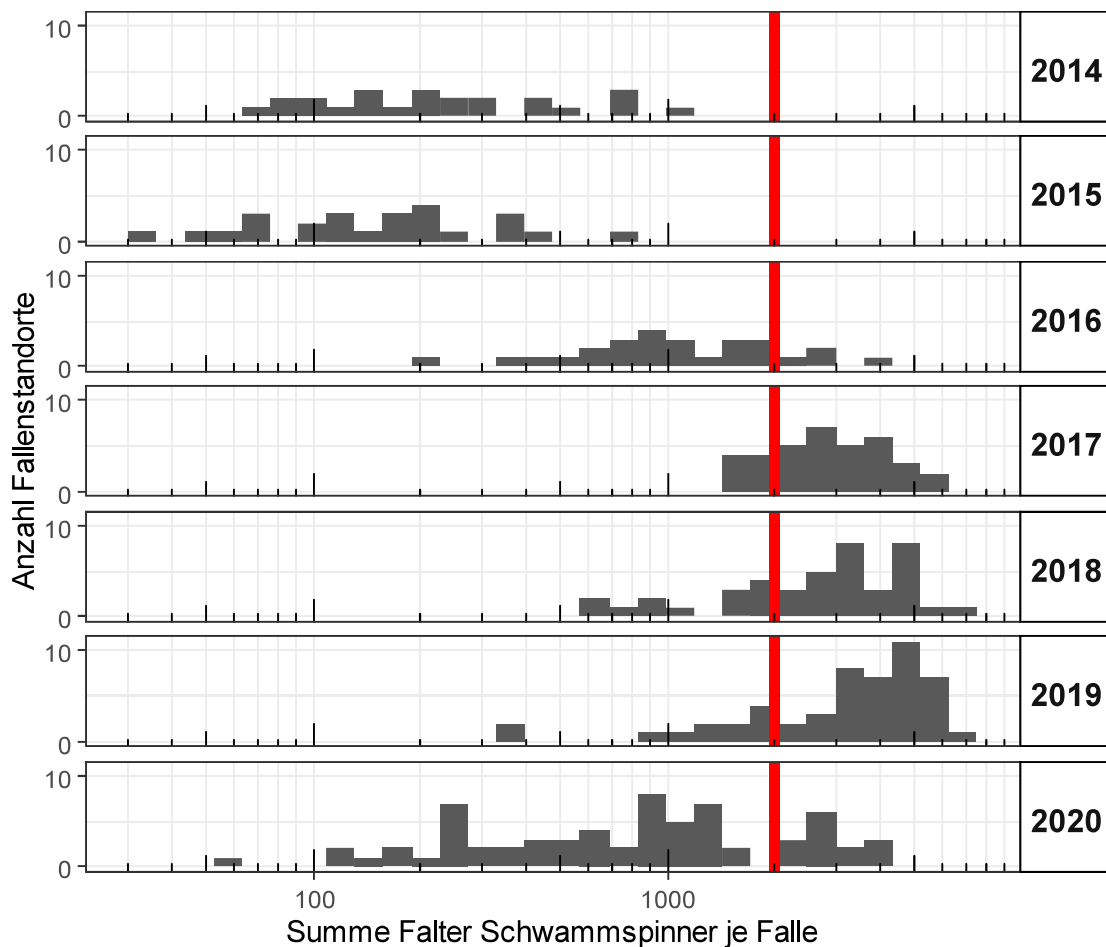


Abbildung 2: Ergebnisse des Monitorings des Schwammspanners mit Lockstofffallen in den Jahren 2014 bis 2020. Als Warnschwelle gelten 2.000 männliche Falter/Falle in der gesamten Flugzeit (roter Balken = Warnschwelle). Zu beachten ist die logarithmische Einteilung der X – Achse.

*Figure 2: Results of *Lymantria dispar* pheromone monitoring in the years 2014 to 2020. The total number of 2.000 individuals per trap and the time span of adult activity is defined as the critical value (red bar). Note: x-axis logarithmic.*

Unabhängig von Massenvermehrungen ist das Monitoring des Schwammspanners mit Lockstofffallen ein alljähriges, routinemäßiges Werkzeug zur frühzeitigen Erkennung und Interpretation von Dichteveränderungen. Auch das Ende der Massenvermehrungen (Retrogradation) kann durch einen sprunghaften Rückgang der Anflugzahlen in den Fallen gut erkannt werden. Eingeschränkt ist hingegen die Aussagekraft der Pheromonprognose inmitten einer Gradation. Dies liegt an den hohen Anflugzahlen von mehreren tausend Faltern pro Falle und an der Konkurrenz des Lockstoffs zu den weiblichen Faltern.

Am Ende einer Massenvermehrung kann es zu einer Verschiebung des Geschlechterverhältnisses zu Gunsten der Männchen und Ungunsten der Weibchen kommen. Dies liegt an der längeren Entwicklungszeit und dem höheren Nahrungsbedarf weiblicher Larven und ihrer dementsprechend längeren Exposition gegenüber Parasitoiden und Pathogenen. In den Fallen werden dann durch ihren großen Einzugsbereich und die wenigen gegen den Lockstoff der Pheromonfallen konkurrierenden Weibchen teilweise noch viele Männchen gefangen, obwohl kaum oder keine Gelege abgelegt wurden. Das Ende der Massenvermehrung (Retrogradation) wird daher in den Fallen immer erst mit einer Verzögerung von einem Jahr erkennbar.

2.2 Eigelegesuche

Bei einer Überschreitung der Warnschwelle kann der zweite Prognoseschritt, die Eigelegesuche, eingeleitet werden. Die ÄELF, in deren Dienstgebiet die Warnschwelle in den Pheromonfallen überschritten wurde, waren zu einer zunächst stichprobenartigen Eigelegesuche aufgerufen. Danach führten die Revierleiter*innen, wenn nötig, eine bestandsweite Eigelegesuche in den gefährdeten Beständen durch. Für die Suche wurde den zuständigen Revierleitenden (ÄELF, Bayerische Staatsforsten, Dritte) die „Arbeitsanleitung Durchführung der Eigelegesuche zur Überwachung des Schwammspinners“ zur Verfügung gestellt (LWF 2019). Pro Trakt werden die unteren 2 m der Stämme von 10 Bäumen mit einem Abstand von mindestens 10 m zueinander nach Eigelegen abgesucht. Die vorjährigen und diesjährigen Eigelege werden dabei getrennt aufgenommen. An der LWF wird dann die durchschnittliche Eigelegedichte je Suchtrakt ermittelt.

2.3 Beurteilung der Kahlfraßgefährdung

In einem weiteren Schritt wird die Notwendigkeit einer Behandlung durch das Einbeziehen weiterer Parameter, wie der Entwicklungsstufe des Bestandes, den Gelegen an Starkästen, der Dichte der Gelege aus dem Vorjahr und dem Anteil des Feinreisigs festgestellt. Diese Kriterien werden bei der Eigelegesuche im Gelände ebenfalls aufgenommen.

Bei der Prognose 2019 wurden die Parameter „Virusbefall der Larven“, „Befall des Nebenbestandes“, „Größe der Gelege“ zusätzlich aufgenommen. Um die Gefährdung eines Bestandes zu quantifizieren, wurde die Gefährdungsziffer eingeführt. Sie errechnet sich wie folgt:

$$\text{Gefährdungsziffer} = \frac{\text{Dichte}}{\text{kritische Dichte}}$$

Die Gefährdungsziffer gibt an, um welchen Faktor die kritische Dichte (d.h. Kahlfraßprognose) in einem Bestand über- oder unterschritten wird. Die Festlegung der kritische Dichte orientiert sich an den Werten von Seemann et al. (1999) des baden-württembergischen Verfahrens. Da beim dortigen Monitoring die Gelege bis 4 m Stammhöhe gezählt wurden, in Bayern aus Praktikabilitätsgründen aber nur eine Zählung der unteren 2 m erfolgt, wurde die kritische Dichte aus Baden-Württemberg reduziert. Eine Gefährdungsziffer von beispielsweise 5 bedeutet, dass die kritische Dichte um den Faktor 5 überschritten wurde.

Tabelle 1: Verwendete Kritische Werte in den Jahren 2019 und 2020.

Table 1: Critical values used in the years 2019 and 2020.

Bestandesentwicklung	Mittlerer BHD [cm]	kritischer Wert Gelege/Baum
Stangenholz	bis 20	1
junges Baumholz	20 bis 35	2
mittleres Baumholz	35 bis 50	3,5
altes Baumholz	über 50	5

Neben der Baumart Eiche waren bei der Eigelegesuche im Jahr 2019 auch Bestände mit führender Buche von erhöhten Gelegedichten betroffen. Einige dieser Buchenflächen wurden 2020 infolgedessen mit Pflanzenschutzmitteln behandelt. Dies bedeutet jedoch nicht, dass alle Buchenbestände in der Region durch Schwammspinnerfraß gefährdet sind. Vielmehr befanden sich die behandelten Bestände im räumlichen Zusammenhang mit Eichenwäldern. In Zukunft sollten bei der Prognose daher benach-

barte Buchenbestände und auffälliger Falterflug und/oder hohe Gelegedichten in der Buche berücksichtigt werden. Eine flächendeckende Eigelegesuche, wie bei Eichenbeständen üblich, ist bei führenden Buchenbeständen nicht notwendig.

Insgesamt wurden für die Prognose des Fraßes 2020 in Bayern im Jahr 2019 mehr als 3.000 Trakte abgesucht. Dabei waren 2.775 Suchtrakte mit Gelegefunden und weitere 250 Trakte ohne Gelegefund zu verzeichnen. Rund 70 % dieser Suchen erfolgte durch Mitarbeiter der Bayerischen Forstverwaltung an insgesamt 11 ÄELF. Die restlichen Suchen erfolgte durch Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Bayerischen Staatsforsten (BaySF), den Bundesforsten oder von anderen kommunalen oder privaten Revierleitenden. In den Jahren 2017 und 2018 wurden 1.171 bzw. 2.804 Trakte abgesucht. Weitere etwa 170 Suchen blieben ohne Gelegefund.

2.4 Ausformung von Gefährdungsflächen

Die Ergebnisse der Eigelegesuche werden von den ÄELF bis Anfang November in das Geoinformationssystem der Bayerischen Forstverwaltung BayWIS eingegeben. Daraus werden durch die LWF Gelegedichten ermittelt, die den ÄELF in Kartenform in BayWIS wieder zur Verfügung gestellt werden. Die ÄELF formen aus diesen Traktergebnissen Gefährdungsflächen für eine mögliche Behandlung aus. Mit dem Begriff „Gefährdungsflächen“ sind Waldflächen gemeint, die durch Fraß des Schwammspinners in ihrem Bestand gefährdet sind.

Die von den ÄELF definierten Gefährdungsflächen gehen bis Mitte Dezember an die LWF zurück. Dort erfolgt dann Mitte Januar die abschließende Festlegung der Gefährdungsflächen und damit die Festlegung der potenziellen Behandlungskulisse.

Nach Abschluss des Prognoseverfahrens 2019/2020 und vor Abzug der Herausnahmeflächen wurde für das PSM-Behandlungsjahr 2020 eine Gefährdungskulisse von **7.299,57 ha** definiert. Diese Flächen wurden ab Januar fortlaufend beobachtet, ob beispielsweise eine Parasitierung der Gelege oder Virusbefall der Raupen ggf. eine PSM-Behandlung überflüssig machen könnten. Parallel dazu führten Flächenherausnahmen aufgrund anderer Rechtsbereiche (vgl. Kapitel 3.2) zu einer weiteren Reduktion dieser potenziell zu bekämpfenden Flächen.

2.5 Nachsuchen

Zur Qualitätssicherung der Eigelegesuche sowie bei Unsicherheiten wurden von der LWF Nachkontrollen von Traktsuchen durchgeführt. Hauptgrund hierfür war die Verwechslungsgefahr von alten, leeren und neuen Schwammspinnergelegen voller Eilarven zum Ende dieser Gradation im Oktober/November 2019. Das lag u.a. an der zunehmenden Parasitierung der Eigelege, weil dadurch auch neue Gelege „durchlöchert“ erschienen und nur schwer von älteren, bereits geschlüpften zu unterscheiden waren. Als Hilfsmittel wurde geraten, mit der Hand zu erfühlen, ob sich noch ganze Eier in den Gelegen befinden. Dies würde darauf hinweisen, dass das Gelege diesjährig ist.

3 Entscheidungsprozess

Bevor nach dem Monitoring eine Behandlung einer Waldfläche mit einem Pflanzenschutzmittel stattfinden kann, müssen viele Details geklärt werden: Beginnend von rechtlich begründeten oder evtl. vorsorglichen Herausnahmen von Flächen aus der Behandlungskulisse bis hin zur Wahl des Pflanzenschutzmittels.

Im Folgenden werden die Schritte der Entscheidungsfindung für die Schwammspinnerbehandlung mit einem Pflanzenschutzmittel (PSM) aus der Luft im Jahr 2020 beispielhaft dargelegt. Der Ablauf ist dabei keine strenge chronologische Reihenfolge. Vielmehr überlagern sich viele Verfahrensschritte sowohl zeitlich als auch inhaltlich

3.1 Wahl des Pflanzenschutzmittels

Für die Pflanzenschutzmittelanwendung gegen Schwammspinnerrauen wurden folgende PSM in Erwägung gezogen und gegeneinander abgewogen. Die Mittelwahl erfolgte dabei in Abwägung der Vor- und Nachteile aller für die Ausbringung durch Luftfahrzeuge im Forst zugelassenen oder genehmigten Präparate sowie deren Verfügbarkeit.

- *Bacillus thuringiensis* ssp. *aizawai*-Präparate wie XenTari®: *Bta*-Präparate wurden bei der Behandlung nicht in Betracht gezogen, weil die Wirksamkeit des PSM im Forst bisher nicht umfassend untersucht wurde und eine Wirksamkeit dieses *Bt*-Stammes auf Noctuidenraupen (also Eulenarten) deklariert wird, die in der vorliegenden Konstellation aber nicht notwendig ist und sogar eine unerwünschte Nebenwirkung darstellen würde (viele indifferente und geschützte Schmetterlingsarten gehören zu dieser Artengruppe). Hingegen hat der *Bt*-Stamm *kurstaki* eine sehr geringe Wirkung gegen Noctuiden.
- *Bacillus thuringiensis* ssp. *kurstaki*-Präparate wie Foray® 76 B oder Dipel® ES (beide mit Wirkstoff *Btk*-Stamm ABTS 351) Foray® 76 B konnte aufgrund der ungewissen Zulassungssituation nicht berücksichtigt werden. Die Notfallzulassung erfolgte erst kurz vor dem PSM-Einsatz, lange nachdem die Planungen begonnen hatten. Dipel® ES war zwar zu diesem Zeitpunkt noch zugelassen wurde aber nicht vertrieben und stand somit nicht zur Verfügung.
- KARATE® FORST flüssig: Die Verwendung von KARATE® FORST flüssig mit dem Wirkstoff Lambda-Cyhalothrin wurde aufgrund der Breitenwirkung und seiner Eigenschaft als Kontaktgift für eine Behandlung ökologisch wertvoller Eichen- und Eichenmischwälder nicht in Betracht gezogen.
- MIMIC®: Dieses PSM mit dem Wirkstoff Tebufenozid wird seit langem in Nordamerika zur Bekämpfung des Schwamspinners erfolgreich eingesetzt. Es liegen weitreichende Erfahrungen zu Wirkung und Nebenwirkungen vor. Zudem wird MIMIC® in der genehmigten Indikation als nicht bienengefährlich eingestuft. Das PSM weist in dieser Aufzählung nach *Btk*-Präparaten die geringsten Nebenwirkungen auf Nichtzielorganismen auf.

MIMIC® ist laut der Zulassungsdaten des Bundesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelfragen (BVL) als Insektizid zur Bekämpfung freifressender Schmetterlingsraupen im Forst für Laub- und Nadelwald für die Anwendung mit Luftfahrzeugen zugelassen. Das Pflanzenschutzmittel muss aktiv durch Fraß von den Schwammspinnerrauen aufgenommen werden und wirkt als Häutungsbeschleuniger. Nach dem Fraß kommt es rasch zum Fraßstopp. Dann wird der Häutungsprozess eingeleitet und die Raupen verenden nach 5 bis 7 Tagen.

Schmetterlingsraupen, die zum Ausbringungszeitpunkt Anfang Mai nicht an den Blättern in den Baumkronen fressen, werden durch das Mittel nicht beeinträchtigt. MIMIC® wies im Vergleich der für 2019

und 2020 zur Verfügung stehenden PSM nach Einschätzung der LWF **das beste Verhältnis von Wirksamkeit, Wirkungsdauer und geringen Wirkung auf Nichtzielorganismen** auf: Das PSM bewirkt in der ausgebrachten Konzentration keine oder nur sehr geringe Beeinträchtigungen auf Raubmilben, Marienkäfer, Laufkäfer, Spinnen, Schlupfwespen, Raubwanzen und ist somit nützlingsschonend (beispielsweise Gurr et al. 1999; Jansen 2010; zusammenfassende Darstellungen in Dhadialla et al. 1998, Dhadialla et al. 2010).

Die gültigen Anwendungsbestimmungen und Auflagen des PSM MIMIC® können der Onlinedatenbank des Bundesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) entnommen werden (www.bvl.bund.de; siehe dazu auch Unterkapitel 3.2.1 und Anlage 0).

Nach intensiver Abwägung wurde daher bei der Befliegung 2020 das Pflanzenschutzmittel MIMIC® mit dem Wirkstoff Tebufenozid eingesetzt - wie auch bereits 2018 und 2019.

Die Anwendungsmenge betrug 0,75 Liter MIMIC® in 50 Liter Wasser pro Hektar. Die Spritzbrühe wird als Sprühnebel per Hubschrauber mit speziellen Düsen ausgebracht und verbleibt weitgehend in den Baumkronen.

Generell bedarf die Anwendung eines Pflanzenschutzmittels mit Luftfahrzeugen der Genehmigung der zuständigen Landesbehörde (§ 18 Absatz 2 PflSchG), hier der LWF. Die Genehmigung wird für maximal 5 % der Gesamtwaldfläche des Bundeslandes im Jahr erteilt.

Wie bei jedem Pflanzenschutzmittel, gibt es auch bei MIMIC® zahlreiche Vorschriften bei der Anwendung. Diese führen zu Herausnahmen von Flächen aus der Behandlungskulisse, was im nachfolgenden Unterkapitel erläutert wird.

3.2 Integration anderer Rechtsbereiche

Nach der Definition der Gefährdungsflächen und der Auswahl des Pflanzenschutzmittels wird die Kulisse weiteren Prüfungen unterzogen. Dies kann zu einer Herausnahme von ganzen Beständen oder von Teilflächen aus der Behandlungskulisse führen. Gründe dafür können pflanzenschutzrechtliche oder naturschutzfachliche Vorgaben, sowie weitere Rechtsverordnungen (z.B. Gebietsverordnungen) sein. Außerdem sind technische Restriktionen des Flugbetriebs zu beachten, was zur technisch bedingten Herausnahme von Kleinstflächen führen kann. Darüber hinaus orientierten sich die Entscheidungsträger grundsätzlich am Vorsichtsprinzip: Standen weitere Belange einer Behandlung entgegen, wurden diese einzelfallweise überprüft und im Zweifel auf eine Behandlung verzichtet.

3.2.1 Pflanzenschutzrechtliche Herausnahmen

Die pflanzenschutzrechtlichen Herausnahmen gehen auf das Pflanzenschutzgesetz (PflSchG), die Anwendungsbestimmungen des Pflanzenschutzmittels MIMIC® und die „4-1.1 Richtlinie für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln mit Luftfahrzeugen“ des Julius-Kühn-Instituts (JKI) aus dem Jahr 2014 zurück. Aus der „Liste der Pflanzenschutzmittel, die für die Anwendung mit Luftfahrzeugen zugelassen bzw. genehmigt sind“ des Bundesamts für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) gehen weitere Anwendungsbestimmungen hervor:

- Die erste Flugbahn des Hubschraubers muss mind. 25 m zuzüglich seiner halben Arbeitsbreite von **Waldrändern** entfernt verlaufen.
- Innerhalb eines Kalenderjahres darf die Ausbringung des PSM auf **höchstens der Hälfte einer zusammenhängenden Waldfläche** erfolgen. Dabei dürfen in zusammenhängenden Wäldern auch Teilflächen einbezogen werden, die weniger als 100 m voneinander entfernt sind. Ausnahmen

können nach § 18 Absatz 2 beantragt werden, wenn in mehr als der Hälfte der zusammenhängenden Waldfläche die Schadschwelle überschritten wurde und eine Anwendung des Mittels zum Erhalt des Bestandes unbedingt erforderlich ist. Bei dem Pflanzenschutzmitteleinsatz gegen den Schwammspinner 2020 wurde dieser Grenzwert in den meisten Fällen deutlich unterschritten.

- Bei **Autobahnen, Straßen und Bahnlinien** greift die übliche Regelung analog zu den Waldrändern mit mind. 25 m zzgl. einer halben Arbeitsbreite Abstand.
- In **Naturschutzgebieten** ist der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nach Art. 23a BayNatschG verboten. Eine Behandlung mit Pflanzenschutzmitteln wäre nur auf Antrag bei der zuständigen Naturschutzbehörde denkbar, wenn keine Gefährdung des Schutzzwecks vorliegt oder der Schutzzweck eine Behandlung sogar erforderlich macht. Im Zusammenhang mit den Pflanzenschutzmittelbehandlungen der Jahre 2018 bis 2020 wurden Naturschutzgebiete daher von vornherein von der Pflanzenschutzmittelanwendung ausgenommen.
- Weitere Herausnahmen können auf Wasserschutzgebietsverordnungen zurückgehen. Die **Wasserschutzgebiete** (WSG) sind grundsätzlich in drei Zonen unterteilt. Die WSG-Zone-I ist aufgrund der Anwendungsbestimmungen des PSM MIMIC® von einer Anwendung ausgenommen. Außerdem werden in der Richtlinie des JKI „gefährdete Objekte“ definiert, zu denen ein Abstand von 50 m einzuhalten ist. Unter anderem wird die WSG-Zonen II als „gefährdetes Objekt“ genannt. Damit gilt ein einzuhaltender Puffer von 50 m in der WSG-Zone III zur Zone II. Weitere Verbote können durch die örtlichen Wasserschutzgebietsverordnungen definiert werden. Diese Verbote wären nur noch auf den Restflächen, also den WSG-Zonen III, relevant. Es könnten jedoch Ausnahmen beantragt werden. Eine Beantragung für die Befreiung des Anwendungsverbotes in Wasserschutzgebiete kann sowohl vom Waldbesitzer als auch durch die zuständige untere Forstbehörde (AELF) bei der Kreisverwaltungsbehörde gestellt werden.
- Weiterhin sind **zum Beispiel bebaute Flächen, Sportplätze, Friedhöfe** „gefährdete Objekte“ im Sinn der JKI-Richtlinie. Für diese gilt somit ebenfalls die Einhaltung des Abstands der behandelten Flächen von mind. 50 m zu diesen.

3.2.2 Naturschutzrechtliche Herausnahmen

Um mögliche Beeinträchtigungen von potenziell direkt oder potenziell indirekt betroffenen Arten zu verhindern, können Puffer um alle bekannten Vorkommensbereiche oder eine anhand bestimmter Kriterien definierter Auswahl von Vorkommensbereichen bestimmt werden. Innerhalb dieser Puffer findet keine PSM-Behandlung statt. Die Auswahl der Arten unterschiedlicher unmittelbarer oder mittelbarer Betroffenheit und deren artspezifische Puffer (vgl. Anlage A.2) wurden mit den Höheren Naturschutzbehörden (HNB) und dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU einschließlich seiner Fledermaus-Koordinationsstellen bereits seit 2018 abgestimmt. Dabei geht es nicht nur um den Schutz gesetzlich streng geschützter potenziell betroffener Arten, sondern auch um die Nichtbeeinträchtigung von besonders charakteristischen wirbellosen Arten der Eichenwälder (vgl. Art. 1 FFH-Richtlinie, Ziffer e). Bei allen Arten war in der Auswahl auch relevant, wie stark ihre Vorkommen auf Eichenwälder konzentriert sind. Bei verbreiteten Arten, die keinen besonderen Bezug zu Eichenwäldern Frankens aufweisen, wurde davon ausgegangen, dass sie in der Regel selbst bei einer mittelbaren Betroffenheit noch außerhalb der Eichenwälder genügend nicht in der Nahrungsabundanz möglicherweise reduzierte Nahrungshabitate vorfinden.

- Die **Vögel, Fledermäuse, Amphibien und Wirbellosen**, die für eine Herausnahme oder Pufferung von Flächen als relevant festgelegt wurden, sind in Anlage A.2 aufgelistet. Im Jahr 2020 wurden die beiden aus der Gruppe der nach Anhang IV geschützten Amphibienarten, Laubfrosch und Moorfrosch, ergänzend aufgenommen.
- Bei **Gewässerbewohnern** wie Amphibien oder auch dem Frühjahr-Kiemenußkreb (Eubbranchipus grubii) bestand in der Auswahl auch eine gewisse Überschneidung mit Anwendungsbestimmungen bezüglich Oberflächengewässern. Bei den Amphibien wurden nur Gewässerfunde der Arten für die Herausnahmen berücksichtigt. Beim Kiemenußkreb besteht zusätzlich auch eine wichtige „Indikatorfunktion“ der Art, da sie an ephemere Kleingewässer wechsellasser Wälder, im Gebiet speziell der Eichen-Hainbuchenwälder gebunden ist und insofern diese temporären, aber durch das Anwendungsverbot erfassten Gewässer benötigt und anzeigt.
- Bei als potenziell betroffen ausgewählten **Fledermausarten** basieren die Herausnahmen auf Jagdhabitaten. Diese wurden als Radien um die Quartierhabitate anhand einerseits des artspezifischen Mobilitätsverhaltens sowie andererseits der Beschaffenheit der Wälder festgelegt. Rechtlich unterliegen die Jagdhabitats zwar nicht den Regelungen des §44 BNatSchG (Schumacher & Fischer-Hüftle 2011), doch wurden aus Gründen der Vorsorge bei den relevanten Arten dieser Artengruppe auch die Jagdhabitats einbezogen, wenn folgende Voraussetzungen gegeben waren: selten nachgewiesene Arten mit starker Konzentration der Vorkommen in der Region auf Wälder bzw. speziell Eichenwälder; bei den häufigeren Arten zudem Betrachtung isoliert gelegener Wälder im unmittelbaren Umfeld der Wochenstuben. Zu ergänzen ist in diesem Zusammenhang, dass speziell bei den Fledermäusen eine besondere Vorsicht im Vorgehen gewählt wurde. Dies war darin begründet, dass bislang relativ wenige Studien zu den Auswirkungen von Häutungshemmern und -beschleunigern auf Fledermäuse existierten. Durch die, im Rahmen der Begleitforschung der aktuellen Katastrophe durchgeführten Erhebungen zu Fledermäusen wird dieses Defizit an fachlichen Entscheidungsgrundlagen jedoch weitgehend geschlossen (vgl. Kapitel 6.4).
- Neben dem Artenschutz wird auch der **Schutz von Gebieten** berücksichtigt. Dazu wurden naturschutzfachliche und –rechtliche Flächenkategorien mit den Gefährdungsflächen verschnitten. Pflanzenschutzrechtliche Vorgaben geben einen Abstand zu Waldrändern und Gewässern von mind. 25 m zuzüglich der halben Arbeitsbreite des Luftfahrzeugs vor. Darüber hinaus wird die Anwendung auf Teilflächen beschränkt, um Rückzugsräume für gefährdete Tierarten und deren spätere Wiederbesiedlung zu erhalten. Diesem Aspekt wird allerdings bereits durch die Festlegung fachlich definierter Herausnahmeflächen Rechnung getragen, sodass in der Regel weitere Herausnahmen nicht notwendig sind.
- Zudem sind weitere Flächenkategorien von einer Behandlung ausgeschlossen: nach dem Volksbegehren „Rettet die Bienen“ im Jahr 2019 wurde Art. 23a BayNatSchG um weitere Kategorien erweitert (Novelle des BayNatSchG im Dezember 2019, im Kontext relevant ab 2020). Dazu gehören neben den gemäß § 23 BNatSchG geschützten **Naturschutzgebieten**, den **flächenhaften Naturdenkmälern** gemäß § 28 BNatSchG, den **ausgewiesenen Landschaftsbestandteilen** gemäß § 29 BNatSchG und den **Naturwaldreservaten** gemäß Art. 12a BayWaldG auch die **Biotopflächen** gemäß § 30 BNatSchG i.V.m. Art. 23 BayNatSchG. Im Regelfall liegt eine Kartierung der gesetzlichen geschützten Biotope gemäß § 30 BNatSchG i.V.m. Art. 23 BayNatSchG jedoch nur für Flächen im Offenland vor. Daher wurden mit Hilfe relevanter Standortparameter (Nässe oder Trockenheit) Biotopverdachtsflächen identifiziert. Relevant waren in 2020 nur relativ wenige, nasse oder wech-

selnasse Flächen. Es handelte sich dabei im Wesentlichen um keine zusätzlichen Flächen gegenüber den bereits über die Herausnahme von Schutzgebieten und anderen gesetzlichen Vorgaben (v.a. Oberflächengewässer) oder für den Frühjahrs-Kiemenfußkrebs herausgenommenen Flächen.

- Weiterhin muss zu den vorgenannten Flächen ein **Abstand von 50 m** nach der Richtlinie des JKI von 2014 eingehalten werden (s.o.).
- Ferner wurden in Einzelfällen **weitere Flächen** aus naturschutzfachlichen Gründen von der Behandlung mit MIMIC® ausgenommen. Dazu gehören zum Beispiel Flächen mit besonderen und sehr seltenen, potenziell direkt vom Pflanzenschutzmittel betroffenen Arten, die aufgrund ihrer Seltenheit und zufälligen Konzentration im Bekämpfungsbereich regional von einer Bekämpfung betroffen sein könnten – die aber nicht zur im Bekämpfungszusammenhang festgelegten Gruppe der regional besonders an Eichenwälder gebundenen charakteristischen Arten gehören. In Abstimmung mit den Naturschutzbehörden wurden zudem spezielle Flächen mit besonderen naturschutzfachlichen Konstellationen, wie Förderflächen für bestimmte Naturschutz-Maßnahmen, zum Teil auch mit experimentellem Charakter, aus der potenziellen Behandlungsfläche herausgenommen. Dabei wurden diese Herausnahmeflächen von Forst- und Naturschutzverwaltung einvernehmlich abgegrenzt.
- Mehrere Flächen mit Kahlfraßgefährdung lagen ganz oder teilweise in **Natura2000-Gebieten**. Die jeweils zutreffenden Schutzgüter, Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie und Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie, sind entsprechend der Natura2000-Verordnung in den Standarddatenbögen gelistet. Nach § 34 BNatSchG sind Projekte und Pläne zu prüfen, wenn sie ein Gebiet erheblich beeinträchtigen können. Zuständig für die Verträglichkeitsabschätzung und Verträglichkeitsprüfung ist die für die Genehmigung zuständige Forstbehörde. Beteiligt wurden die HNB und das LfU als Fachbehörden. Hervorzuheben ist das deutschlandweit insgesamt größte Vorkommensgebiet der Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder (LRT 9170) und der Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder (LRT 9160), zusammen mit einigen Artvorkommen deutschlandweit sehr seltener Anhang-Arten wie dem Heckenwollafter (*Eriogaster catax*).

Grundlage der Verträglichkeitsbetrachtung war ein Vermeidungsansatz. Durch entsprechende Herausnahmen sollte bereits eine potenzielle Beeinträchtigung ausgeschlossen werden. Daher wurde die Verträglichkeitsprüfung als „Verträglichkeitsabschätzung-Verträglichkeitsprüfung“ („VAVP“) bezeichnet. Bereits auf der Stufe der Verträglichkeitsabschätzung kam die Prüfung zu dem Ergebnis, dass eine Beeinträchtigung des Gesamtgebietes nicht zu erwarten ist, da potenzielle Beeinträchtigungen gezielt durch Herausnahmen vermieden werden.

Zusammenfassend kam die durchgeführte Verträglichkeitsprüfung zu dem Schluss, dass beim Einsatz des Pflanzenschutzmittels MIMIC® keine erhebliche Beeinträchtigung des überwiegend günstigen Erhaltungszustands der vorkommenden Schutzobjekte zu erwarten sei. Im Gegenteil diene die Maßnahme dem Erhalt der Lebensraumtypen sowie dem Schutz des Lebensraums der streng geschützten Arten. Aufgrund der umfassenden Vermeidungsmaßnahmen und der Herausnahmeflächen sei davon auszugehen, dass keine Schutzobjekte gefährdet werden.

3.2.3 Behördliche Abwägungen

Nach der naturschutzfachlichen Herausnahme von Flächen findet der Prüfschritt einer behördlichen Abwägung statt, wenn dies von den Waldbesitzenden bzw. Waldbewirtschaftenden bei der Anmeldung der Flurnummer beantragt wurde. Als fachliche Voraussetzung für diese Abwägung muss mit besonders hoher Wahrscheinlichkeit ein bestandsbedrohender Kahlfraß zu befürchten sein. Zusätzlich

muss ein Kahlfraß im Vorjahr stattgefunden haben oder eine geringe Vitalität des Waldbestands festgestellt worden sein. Unter diesen Voraussetzungen wurden naturschutz- und waldschutzfachliche Aspekte abgewogen.

Entscheidungssträger bei dieser behördlichen Abwägung war die LWF im Benehmen mit der jeweiligen HNB. Bei rechtsgültigen Verordnungen, wie zum Beispiel Naturschutzgebietsverordnungen, wäre dagegen eine behördliche Abwägung gemäß Art. 23a BayNatschG und der Schutzgebietsverordnungen nur unter Einbindung der zuständigen Höheren Naturschutzbehörde möglich. Dies wurde in Bayern in den letzten Jahren jedoch nicht relevant.

Abgewogen werden unter anderem die Prognoseergebnisse, Bestandsgefährdung, naturschutzfachliche Daten, das Ergebnis stattgefundener Abstimmungen zwischen den Behörden und gegebenenfalls örtliche Besonderheiten. Ergebnis dieser Abwägung war entweder eine Wiedereingliederung in die Behandlungskulisse oder eben das Verbleiben als Herausnahmefläche.

3.2.4 Weitere Herausnahmen nach dem Vorsichtsprinzip

Neben gesetzlich definierten Ausschlussflächen von der Befliegung wurde bei der Entscheidung über die Behandlung das Vorsichtsprinzip angewendet. Standen weitere Belange einem Einsatz von PSM entgegen, wurden diese einzelfallweise geprüft. Selbst bei äußerst geringer Eintrittswahrscheinlichkeit von Beeinträchtigungen soll denkbaren Nachteilen (z.B. für Eigentümerinnen und Eigentümer) vorgebeugt werden.

Dadurch kommt es zur Herausnahme weiterer Flächen oder Einhaltung größerer Abstände, die über den gesetzlichen Rahmen hinausgehen. Beispielsweise wurde bei benachbarten, ökologisch bewirtschafteten, landwirtschaftlichen Flächen der Abstand der Behandlungsfläche vorsorglich auf 50 m zuzüglich der halben Arbeitsbreite des Hubschraubers erhöht. Zudem wurden Klasse I-Wälder der Naturschutzrichtlinie der Bayerischen Staatsforsten AÖR (BaySF) nicht behandelt und auch Heilquellschutzgebiete ausgespart. Ferner wurden „gefährdete Objekte“ nach der JKI-Richtlinie, zu denen die Abstandsregelung von mind. 50 m greift, von der LWF sehr umfassend definiert. Alle verwendeten Puffer inkl. der Abstände für Herausnahmen sind in der Anlage aufgelistet (Anlage A.3). Auch bei den Naturschutzherausnahmen wurden die Abstände zu Vorkommensgebieten sehr großzügig gewählt, um potenziell betroffene Arten keinesfalls zu beeinträchtigen.

4 Flugbetrieb

4.1 Vorbereitung

In Vorbereitung der Pflanzenschutzmittelbehandlung aus der Luft wurden geeignete Hubschrauberlandeplätze durch die LWF ermittelt. Dazu eignen sich zum Beispiel Kreuzungen von landwirtschaftlich genutzten Wegen. Sie bieten genügend Platz für den Anflug des Hubschraubers und ausreichend Stellfläche für Bodenfahrzeuge (Tankfahrzeuge für Hubschrauber und PKW der beteiligten Personen). Ferner muss die An- und Abfahrmöglichkeit für Plattenkontrolleure und Tankfahrzeuge jederzeit gegeben sein.

Für das Anmischen der Spritzbrühe am Landeplatz sind größere Mengen Wasser notwendig. Als Wasserentnahmestellen wurden nahegelegene Hydranten genutzt.

4.1.1 Flugroute

Welche Behandlungsflächen als erstes angefliegen werden, hängt stark vom Austrieb der Eiche ab. Dieser kann zwischen den verschiedenen potenziellen Behandlungsflächen deutlich unterschiedlich sein. Daher wird zum Flugstart ein Gebiet mit einer bereits ausgetriebenen Eichenfläche von etwa 500 bis 1.000 ha ausgewählt. Die Startkulisse sollte den Flugbetrieb für etwa 4 bis 6 Tage sicherstellen bzw. im Maximum die erlaubte Flugzeit eines Piloten in einer Woche abdecken.

Darüber hinaus beeinflussen vor allem das lokale Wetter (vgl. Kapitel 4.2.1) und das Vorhandensein von Bienenständen (Befliegung nur morgens und abends möglich) den Flugbetrieb. Darüber hinaus müssen kurzfristige Abmeldungen, Herausnahmen wegen im Labor ermittelter geringer Gelegevitalität oder ggf. juristischen Klärungen berücksichtigt werden.

Folglich ist die Anfertigung eines tagesgenauen Flugplans für die potenziellen Behandlungsflächen im Vorhinein nicht möglich. Daher wird zumeist nur von Tag zu Tag geplant und Fläche für Fläche behandelt. Von besonderer Wichtigkeit ist es, diese Variabilität des Flugplans an die betroffenen ÄELF, die Waldbesitzerinnen und Waldbesitzer, weitere Beteiligte und an die Öffentlichkeit zu kommunizieren.

4.1.2 Sicherheitskonzept

Für jedes AELF wird ein Sicherheitskonzept erstellt, in dem auf folgende Punkte eingegangen wird:

- Information der Öffentlichkeit
- Dokumentation der Öffentlichkeitsarbeit
- Sicherheit auf den Behandlungsflächen
- Sicherheit am Landeplatz
- Informationen zum eingesetzten PSM
- Liste behandelter Waldgebiete
- Karte mit den Sperrungen der Behandlungsflächen
- Skizze Absperrung Hubschrauberlandeplatz

Vor der Befliegung einer Fläche werden alle Wege in den Bestand mit Trassierbändern und Hinweisschilder von den örtlichen ÄELF gesperrt. Diese können das Absperren auch an Dritte weitergeben, bleiben aber für die Kontrolle der sachgemäßen Sperrung zuständig.

4.2 Organisation des Flugbetriebs

Vor Flugbeginn wird die Reihenfolge der nächsten Flächen festgelegt. Anschließend werden die Plattenkontrolleure auf die geplante Fläche geschickt. Ihre Aufgabe ist die Kontrolle der Absperrungen. Sie

prüfen auch, ob sich offensichtlich noch Personen in den Flächen aufhalten, während sie Kontrollplatten für das Qualitätsmanagement auslegen. Unmittelbar nachdem sie die potenzielle Behandlungsfläche verlassen haben, geben sie die Fläche durch eine Meldung an die Einsatzleitung frei. Wenn die Anforderungen an Trockenheit und Windgeschwindigkeit erfüllt sind, gibt die Einsatzleitung dem Piloten / der Pilotin die Flugfreigabe. Erst mit der Befliegung wird eine potenzielle Behandlungsfläche zur PSM-behandelten Fläche.

4.2.1 Änderungen des Flugbetriebs

Sind die Wetterbedingungen bei der Befliegung ungünstig, muss das zum sofortigen Flugstopp führen. Zu starker Wind von mehr als 5 m/s kann zur Abdrift des ausgebrachten Sprühnebels führen. Regentropfen oder Tau auf den Blättern sorgen für eine starke ungewollte Verdünnung der Aufwendungsmenge des PSM. Auch die Thermik kann bei Temperaturen über 25 °C dazu führen, dass der Sprühnebel nicht in den Baumkronen landet. Daher werden diese Parameter vor Ort laufend überwacht.

Wenn der Flugbetrieb unterbrochen wird, ist die Dauer der Flugpause zu diesem Zeitpunkt zumeist nicht absehbar. Sie kann Stunden, aber auch Tage betragen. Bei der Pflanzenschutzmittelbehandlung im Jahr 2019 summierten sich allein diese erzwungenen, tageweisen Flugpausen auf 11 Tage.

Im Jahr 2020 gab es sieben Tage mit Flugunterbrechung wegen Regen oder Wind. Durch verhältnismäßig kühle Temperaturen und kalte Nächte mit Frösten von bis zu –4 °C war die Larvenentwicklung des Schwammspinners in diesem Jahr gebremst, was eine relativ große Flexibilität und ein großes Zeitfenster für die Befliegung ermöglichte.

4.2.2 Flugdaten der Jahre 2018 bis 2020

Über die Jahre 2018 bis 2020 wuchsen sowohl die Gefährdungsfläche als auch die PSM-Behandlungsfläche gegen Schwammspinner. Gleichzeitig nahmen die Erfahrung mit Hubschrauber-Befliegungen zu. Dadurch konnten die Prozesse optimiert werden.

Tabelle 2: Flugdaten der Pflanzenschutzbehandlungen gegen Schwammspinner in den Jahren 2018 bis 2020.
*Table 2: Flight data of the pesticide treatments against *Lymantria dispar* by helicopter in the years 2018 to 2020.*

	2018	2019	2020
Flugbetrieb Start	27. April	1. Mai	27. April
Flugbetrieb Ende	02. Mai	24. Mai	14. Mai
Davon aktive Flugtage	4	13	12

Die Anwendung des Pflanzenschutzmittels MIMIC® startete in den Jahren 2018 bis 2020 jeweils gegen Ende April/ Anfang Mai. Im Jahr 2020 konnte die Gesamtfläche von ca. 2.800 ha aufgrund relativ stabiler Wetterbedingungen mit nur wenigen stunden- bzw. tageweisen Regen- oder Windpausen in 12 aktiven Flugtagen abgearbeitet werden. Das entspricht einer Flächenleistung von durchschnittlich ca. 230 Hektar pro Flugtag.

5 Gefährdungskulissen, Behandlungskulissen und behandelte Flächen 2018-2020

Über die Jahre 2018 bis 2020 nahm die Gefährdungskulisse betroffener Wälder zu. Folglich stieg auch die behandelte Fläche über die drei Behandlungsjahre an. Darüber hinaus war eine zunehmende Komplexität der Entscheidungsfindung zur Behandlung zu beobachten. Das Jahr 2020 stellte den Höhepunkt der Gefährdungs- und Behandlungsflächengröße für diese Gradation dar.

5.1 Gefährdungskulisse

In Abbildung 3 (linke Spalte) sind die Regionen in Bayern dargestellt, in denen die Eigelegesuchen in den Jahren 2018 bis 2020 durchgeführt wurden. Dargestellt sind die Außengrenzen der Summe der Gefährdungsflächen, in denen eine Kahlfraßprognose gestellt wurde. Wichtig ist anzumerken, dass hohe Gelegedichten nicht im gesamten Gefährdungsgebiet des Schwammspinners erreicht wurden.

In Verbindung mit Tabelle 3 wird deutlich, dass sich das Gefährdungsgebiet über die drei Jahre der aktuellen Gradation deutlich vergrößert hatte. Lag die Gefährdungsfläche 2018 noch bei ca. 1.815 ha, steigerte sie sich bis 2019 auf 4.420 ha und erreichte den Höhepunkt 2020 bei 7.300 ha.

Neben dem Umfang hat sich auch die räumliche Lage des Gefährdungsgebietes verändert: Bis 2019 dehnte sich die Kulisse an den Rändern aus. Im Jahr 2020 wurden die Außengrenzen klarer und das Gefährdungsgebiet floss weitgehend von Unter- und Oberfranken über Mittelfranken bis nach Schwaben zusammen.

5.2 Behandlungskulisse und behandelte Fläche

In den Jahren 2019 und 2020 wurden 76 % bzw. 77 % der potenziellen Behandlungsflächen von den Waldbesitzenden angemeldet.

Auch die aufsummierte Behandlungsflächengröße steigerte sich im genannten Zeitraum: Behandelt wurden 1.057 ha (2018), 1.798 ha (2019) und 2.782 ha (2020). Die Behandlung mit dem Pflanzenschutzmittel wurde 2020 auf weniger als 3 % des gesamten Eichenwaldgebietes in der Region durchgeführt.

Im Jahr 2018 wurden ca. 58 % der Gefährdungsfläche behandelt. Im Jahr 2019 sank der Anteil der behandelten Fläche an der Gefährdungsfläche – u.a. durch den Wechsel vom Anordnungs- auf das Anmeldeverfahren – auf ca. 41 % und sogar auf ca. 38 % im Jahr 2020.

Abbildung 3 (rechte Spalte) gibt einen Überblick über die Region in Bayern, in der PSM-Behandlungen gegen Schwammspinner in den Jahren von 2018 bis 2020 stattfanden. Während 2018 wenige „Kerngebiete“ behandelt wurden, weitete sich das Gebiet 2019 deutlich aus. Schwerpunkt bildeten bei der Behandlung 2020, wie auch in den Vorjahren, die forstlichen Wuchsgebiete 4 „Fränkische Platte“ und 5 „Fränkischer Keuper und Albvorland“. In der Behandlungskulisse 2020 deutet sich eine Verlagerung zurück auf die warmen und gerade in den Sommermonaten niederschlagsarmen Gebiete Unter- und Mittelfrankens an.

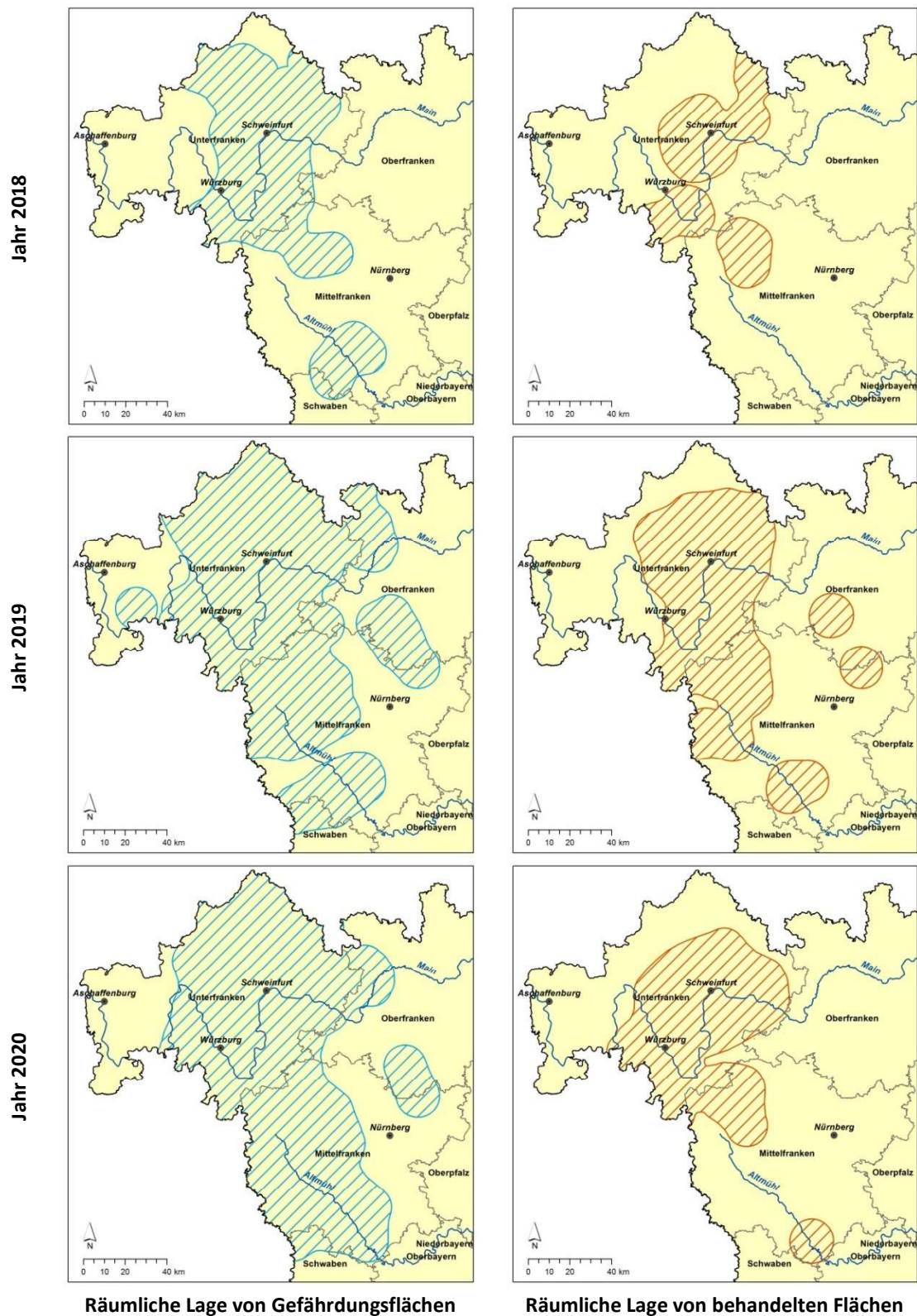


Abbildung 3: Räumliche Lage von Gefährdungsflächen (links; *blaue Schraffur*) und behandelten Flächen (rechts; *orangebraune Schraffur*). Die schraffierten Flächen stellen die Außengrenzen der räumlichen Verteilung dar. Die tatsächliche Flächenbetroffenheit lässt sich daraus nicht ableiten, da Offenland- und Siedlungsflächen, als auch nicht betroffene Waldflächen mitschraffiert wurden. Für die Flächenbetroffenheit wird auf die absoluten Hektarwerte in Tabelle 3 verwiesen. Zur Definition von Gefährdungsflächen siehe Kapitel 3.4 und 6.1. Die Ausformung von Behandlungsflächen wird in Kapiteln 4.2 und 6.2 beschrieben.

Figure 3: Localization of potential projected complete defoliation areas (left side; blue hatching) and treatment areas (right side; orange hatching). The hatched areas show the outer borders of affected forests. As agricultural lands, infrastructure areas and non affected forests are included, the figures do not show the absolute extent of defoliation prognosis or insecticide treatment.

Tabelle 3: Flächenübersicht über Schwammspinner-Gefährdungsflächen und mit dem Pflanzenschutzmittel MIMIC® behandelte Flächen in den Jahren 2018 bis 2020.
Table 3: Total areas with complete defoliation prognosis and with pesticide treatment with MIMIC® in the years 2018 and 2020.

	Jahr 2018			Jahr 2019			Jahr 2020		
	Fläche [ha]	Anzahl Flächen [Stk.]	Prozent [%]	Fläche [ha]	Anzahl Flächen [Stk.]	Prozent [%]	Fläche [ha]	Anzahl Flächen [Stk.]	Prozent [%]
Kahlfraß-Gefährdungskulisse	1.815,94	60	100	4.419,52	203	100	7.299,57	249	100
Verfahren für die Behandlung	Anordnungsverfahren			Anmeldeverfahren			Anmeldeverfahren		
Kahlfraß-Gefährdungskulisse nach Anmeldung Waldbesitzer- der (inkl. Z073-Versuchsflächen ²)				3.410,39		77,17	5.569,67		76,30
behandelte Fläche (inkl. Z073-Versuchsflächen ³)	1.056,85	49	58,20	1.797,50	150	40,67	2.782,11	176	38,11
Pflanzenschutzrechtliche Herausnahme	201,99		11,12	366,46		8,29	1.276,58		17,49
Naturschutzfachliche Herausnahmen mit Naturschutzgebiets-Puffer	451,44		24,86	969,30		21,93	1.258,21		17,24
Technisch bedingte Herausnahmen	17,52		0,96	73,50		1,66	49,08		0,67
Herausnahmen wg. Virusvorkommen und/oder neue Progno- sewerte	27,94		1,54	25,07		0,57	199,43		2,73
Herausnahmen durch das örtliche Amt für Ernährung, Land- wirtschaft und Forsten	60,22		3,32						
Abmeldungen von Flurstücken durch die Waldbesitzenden				166,76		3,77	4,26		0,06
nicht relevant (im Nachhinein herausgenommene Z073-Versuchsflächen)				11,80		0,27			

² vgl. Kapitel 6.4

³ ebda.

Beachtenswert ist die Zunahme der nicht behandelten bzw. der herausgenommenen Flächen (vgl. Tabelle 3). Diese Veränderungen sind zum einen auf die Änderungen des Verfahrens vom Anordnungsverfahren zum Anmeldeverfahren nach der Behandlung im Jahr 2018 zurückzuführen. Zum anderen zeugt der nichtbehandelten Flächenanteil auch von der sorgfältigen Prüfung entgegenstehender Belange. Im zeitlichen Kontext der Pflanzenschutzmittelbehandlungen veränderte sich auch der gesetzliche Handlungsspielraum:

- Seit 2019 gilt das Gesetz zur Änderung des Bayerischen Naturschutzgesetzes zugunsten der Artenvielfalt und Naturschönheit in Bayern (im Nachgang zum Volksbegehren „Rettet die Bienen!“). In diesem Gesetz wurden weitere Verbote für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln definiert. Einige in diesem Kontext neu entstandenen Verbote wurden in den PSM-Behandlungen der Vorjahre durch Herausnahmegflächen bereits vorsorglich berücksichtigt (vgl. Kapitel 3.2.2 und 3.2.4).
- Im Lauf der Massenvermehrung kam mit kahlfraßbedrohten, in Wasserschutzgebieten liegenden Wäldern ein weiterer Rechtsbereich hinzu. Bis auf wenige Hektar wurden diese gänzlich von der Behandlung ausgespart (vgl. Kapitel 3.2.1, wonach eine Behandlung in den Zonen I und II zuzüglich eines Puffers von 50 m nie Teil der Behandlungskulisse war). Um in Abwägung zwischen Walderhalt und Wasserschutz eine umfassend ausgewogene Entscheidung zu fällen, fanden Abstimmungen mit den Wasserwirtschaftsämtern und weiteren wasserrechtlichen Behörden statt.

Auf pflanzenschutzrechtliche Herausnahmen entfielen, bezogen auf die Gefährdungsfläche, zwischen 8 % (2019) und 17,5 % (2020). Dieser Anstieg im Jahr 2020 ist u.a. durch die Herausnahme der Zone III von vermehrt kahlfraßgefährdeten Wasserschutzgebieten bedingt (vgl. Kapitel 3.2.1 und 5.2).

Die Herausnahme von Flächen aus naturschutzfachlichen bzw. naturschutzrechtlichen Gründen lag zwischen 17 % (2020) und 22 % (2018, 2019). Wenn eine Herausnahmegfläche mit beiden Puffern belegt war, wurde sie dem pflanzenschutzrechtlichen Puffer zugeschlagen.

Die technisch bedingten Herausnahmen haben in beiden Jahren mit 1,7 % (2019) und 0,7 % (2020) nur einen relativ geringen Umfang eingenommen.

Untersuchungen zur Vitalität der Gelege führten 2019 und 2020 zu einer Reduktion der Behandlungsfläche um 25 ha (2019) bzw. 199 ha (2020; vgl. Tabelle 3).

Abbildung 4 verdeutlicht die Reduktion der Flächen durch die verschiedenen Prozessschritte für die Jahre 2018 bis 2020 grafisch.

Die Anzahl der behandelten Gefährdungsflächen lag 2018 bei 49 Stk., 2019 bei 150 Stk. und 2020 bei 176 Stk. (jeweils inkl. der Versuchsflächen des Projektes Z073). Die rechnerisch mittlere Größe einer zusammenhängenden Behandlungsfläche schwankte zwischen 21,6 ha (2018), 12 ha (2019) und 15,8 ha (2020).

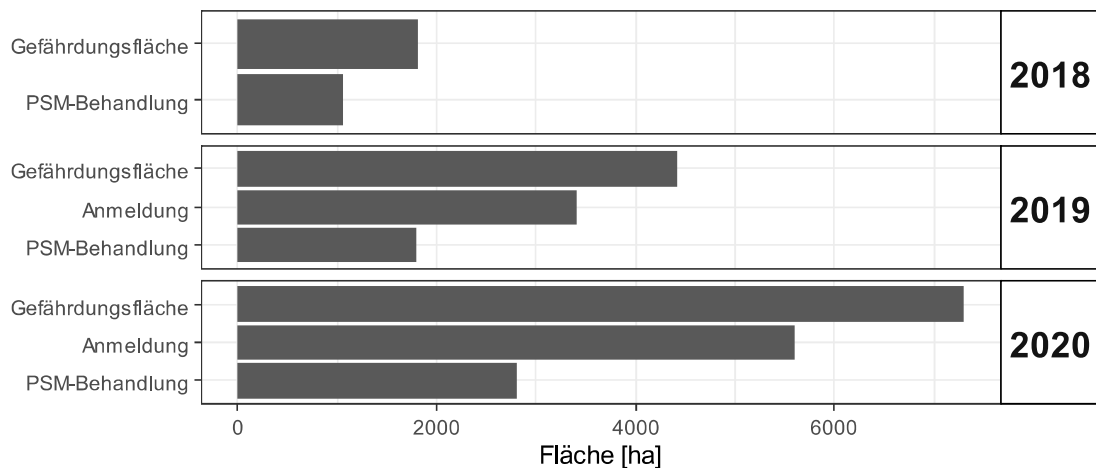


Abbildung 4: Entwicklung der Flächensummen für die Kategorien Gefährdungsfläche, Anmeldungen der Waldbesitzenden und Pflanzenschutzmittel-Behandlungsfläche im Kontext der Schwammspinnerbehandlungen 2018 bis 2020; aufgrund des Anordnungsverfahrens entfallen die Anmeldungen im Jahr 2018.

Figure 4: Development of processed areas: projected defoliation area, forest owners treatment registration area, and pesticide treatment area. In 2018 registrations had not been necessary – the formal procedure was changed in 2019.

Die folgende Abbildung veranschaulicht die Größenverteilung der Behandlungsflächen (Abbildung 5). Da eine Behandlungsfläche zumeist aus mehreren Flurstücken besteht und ggf. nicht für alle Anmeldungen vorliegen sowie Herausnahmetatbestände greifen können, sind Behandlungsflächen mit unter stark parzelliert. Teilflächen mit einem Abstand kleiner 50 m wurden für die Auswertung als eine Behandlungsfläche gezählt.

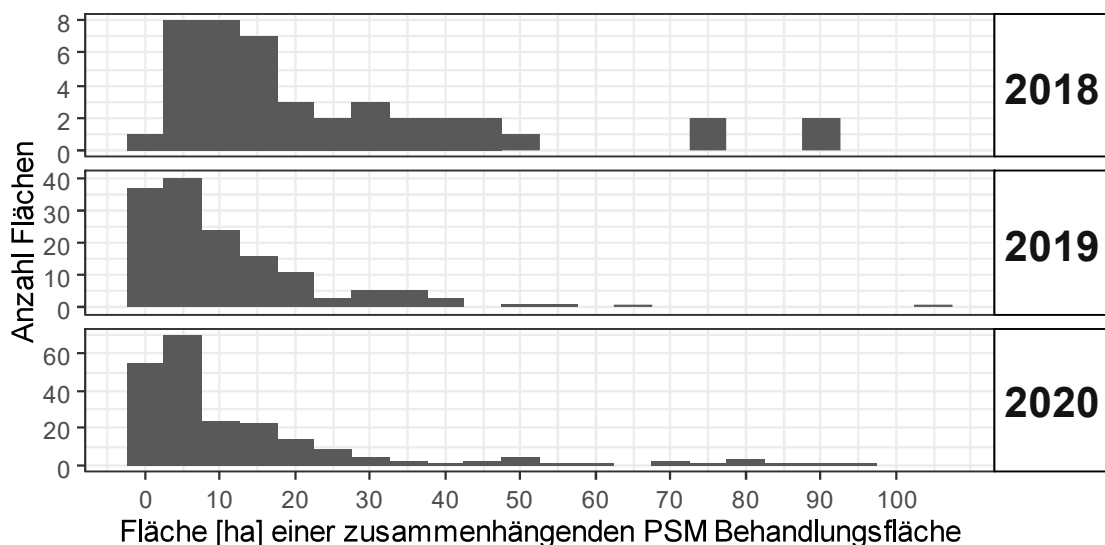


Abbildung 5: Größenverteilung von PSM-Behandlungsflächen in den Jahren 2018 bis 2020. Die 12 PSM-Behandlungsflächen im Rahmen des Forschungsprojektes Z73 mit niedrigen Dichten mit einer Gesamtfläche von 122,3 ha sind in der Abbildung nicht enthalten; Breite der Klasseneinteilung 5 ha; als eine zusammenhängende PSM Behandlungsfläche wurden die PSM Flächen zu einer Fläche zusammengefasst, deren Teilflächen höchstens einen Abstand von 50 m zu einander aufweisen.

Figure 5: Size distribution of pesticide treatment areas in the years 2018 to 2020. Twelve treatment plots with low densities and a sum of 122,3 ha are not included, as they were treated only due to their inclusion in the research project Z73. Sizes grouped into classes of 5 ha.

Betrachtet man die Anzahlen der behandelten Flächen, dann waren im Jahr 2018 50 % der PSM-Behandlungsflächen kleiner oder gleich 16 ha (1. Quartil: 8,2 ha; 3. Quartil: 34 ha). Im Jahr 2019 war die Hälfte der Behandlungsflächen kleiner als 6,8 ha (2,5 ha; 15 ha) und im Jahr 2020 sank dieser Wert sogar auf 5,8 ha (2,5 ha; 15 ha) (Abbildung 6, links).

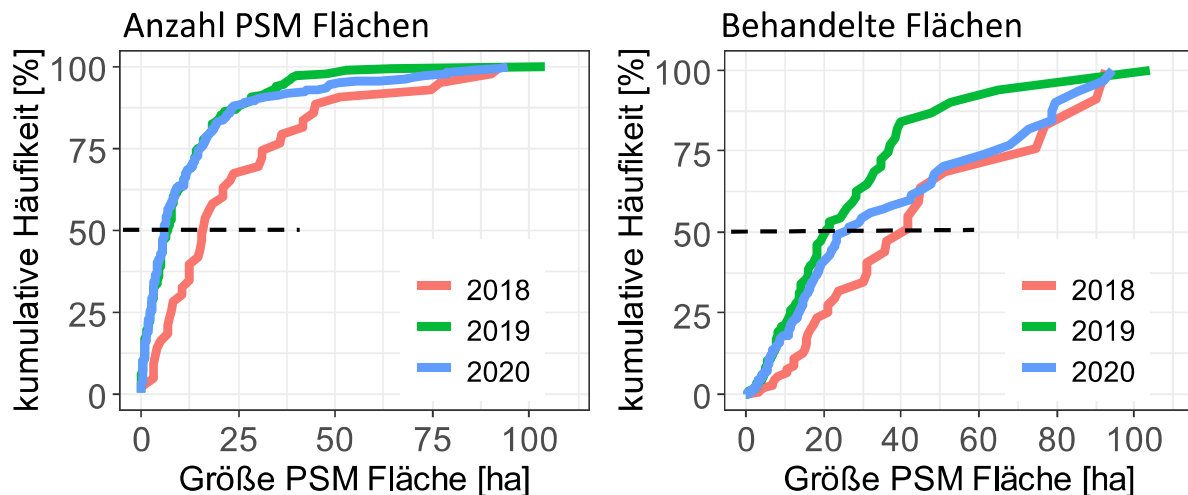


Abbildung 6: Kumulative Häufigkeit der Anzahl PSM Behandlungsflächen (links) und der Gesamtbehandlungsfläche (rechts) in Beziehung zur Größe der PSM Behandlungsflächen in den Jahren 2018 bis 2020

Figure 6: Cumulative frequency of the number of pesticide treatment areas (left side) and total treatment area (right side) in relation to the size of treatment areas in 2018 to 2020.

Bezieht man diese Überlegung nicht auf die Anzahlen, sondern auf die Gesamtbehandlungsfläche, ergeben sich folgende Werte: Etwa 50% der behandelten Fläche lag in zusammenhängenden PSM-Behandlungsflächen kleiner als 41 ha (2018), 20 ha (2019) und 26 ha (2020, Abbildung 6, rechts).

6 Erfolgskontrolle

6.1 Erfolgskontrolle des PSM Einsatzes und Kahlfraß

Die PSM-Behandlungsflächen wurden auf den Behandlungserfolg hin geprüft. Dazu wurden Kontrollen der Ämter vor Ort, Befliegungen der Schwammspinner-Kulisse mit einem Kleinflugzeug sowie Sentinel-2-Bilder⁴ (Abbildung 7) verwendet. Hinweise auf erheblichen Fraß auf den PSM-Behandlungsflächen gab es nicht.

In den Jahren 2018, 2019 und 2020 wurden Schwammspinner-Kahlfraßflächen von insgesamt 1.000 bis 2.000 Hektar beobachtet. Eine abschließende präzise Quantifizierung der Fraßflächen auf nicht behandelten Flächen liegt derzeit noch nicht vor.

6.2 Folgen des Kahlfraßes in 2018 und/oder 2019

Nach dem Kahlfraß der beiden Vorjahre wurden an Eichen mit dem Laubaustrieb im Frühjahr 2020 erste Schäden sichtbar. Sie reichen von Eichen mit verkahlten Triebspitzen und Notrust am Stamm über vereinzelt abgestorbene Bäume, bis hin zum Absterben von im Extrem über 60 % der Eichen eines Bestandes. Im Landkreis Neustadt/Aisch - Bad Windsheim erreichte die Einzelbaummortalität in einigen Beständen nach einmaligem Fraß im Jahr 2019 sogar so einen Umfang, dass sich diese Waldbestände auflösen drohen.

In Gunzenhausen bei Weißenburg mit Flächen mit einmaligen (2019) bzw. zweimaligen Kahlfraß (2018 und 2019) sind bis zum heutigen Zeitpunkt lediglich wenige Eichen abgestorben. Allerdings ist der Ab-

⁴ Sentinel-2-Bilder wurden für die Beurteilung der PSM-Maßnahme in den Jahren 2018 (1. Juli 2018) und 2019 (6. Juli 2019) herangezogen. Für 2020 ist eine Durchsicht der Sentinel-2-Bilder auf Grund der mehr oder weniger durchgehenden Bewölkung der Schwammspinner-Kulisse im Zeitraum von Mitte Juni bis Mitte Juli nicht möglich.

sterbeprozess auch 2021 noch nicht abgeschlossen. Der Belaubungszustand von vielen Eichen im August 2020 musste noch als kritisch angesehen werden. Daher ist eine abschließende Beurteilung der langfristigen Folgen derzeit noch nicht möglich. Untersuchungen der LWF zu den Folgen von Kahlfraß auf die Überlebensrate der Eichen in den 90iger Jahren zeigen, dass erst nach mehreren Jahren eine abschließende Bewertung möglich ist (Lobinger, 1999).

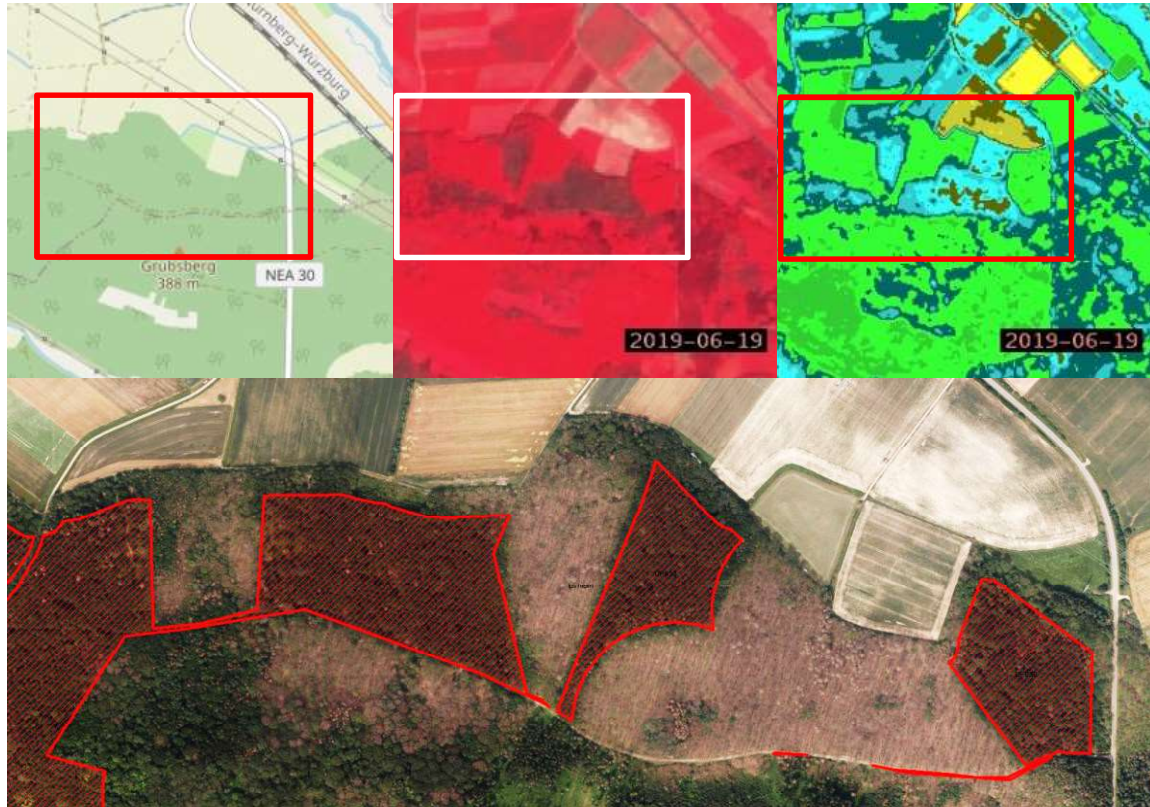


Abbildung 7: Sentinel-II-Aufnahme vom 19. Juni 2019 als Infrarot Aufnahme (Color Infrared, basierend auf den Kanälen: 8, 4, 3; oben mittig) und Vegetation-Index (Kombination der Kanäle: $(B8 - B4)/(B8 + B4)$; rechts oben) sowie Orthophoto (unten) vom Juni 2019 des Waldgebietes zwischen Ullstadt und Unterlaimbach mit einem kleinflächigen PSM-Behandlungsmosaik; Waldflächen ohne Fraß (PSM-Behandlungsfläche rot schraffiert) und mit Kahlfraß in grau (unten).

Figure 7: Sentinel-II-picture from July 19th 2019 as colour infrared (upper line, middle position) and vegetation-index (upper line, right side) as well as the orthophoto from the same location between Ullstadt and Unterlaimbach, showing a mosaic of small treatment areas without defoliation (red bordered) and defoliation in grey (below).

6.3 Ausbleibender Kahlfraß 2020

Die meisten Eichenwälder präsentierten sich im Sommer 2020 in einem frischen Grün, da das kühle Frühjahr 2020, der Spätfrost und der punktuelle Einsatz von Pflanzenschutzmitteln Kahlfraß überwiegend verhinderten. Auch auf vielen nicht behandelten Eichenflächen im Gefährdungsgebiet – nicht angemeldeten Waldflächen und pflanzenschutzrechtlichen und naturschutzfachlichen Herausnahmeflächen in den Gefährdungsflächen – blieb ein Kahlfraß aus. Dadurch wird aber die Prognose und der Prozess der Entscheidungsfindung zum Pflanzenschutzmitteleinsatz nicht widerlegt (vgl. Kapitel 6.4). Denn grundsätzlich sind folgende Zusammenhänge zu beachten:

- Die kühle Witterung im Frühjahr 2020 bremste die Nahrungsaufnahme und damit das Wachstum der kleinen Schwammspinnerraupe stark aus. Dadurch bekamen die Blätter der Eichen einen Entwicklungsvorsprung und konnten aushärten, bevor sich die Raupe weiterentwickelten.
- Die Kombination aus kühler Witterung und zunehmend schlecht geeigneter Nahrung setzte für die Raupe eine Abwärtsspirale in Gang. Die Raupe fiel in ihrer Entwicklung bei abnehmender

Vitalität gegenüber der Blattentwicklung weiter zurück. Dadurch wurden die Parasitierung und der Ausbruch von Krankheiten begünstigt.

Eine Besonderheit im Jahr 2020 war der kleinflächige Kahlfraß von Buchen in einigen Buchenmischbeständen. Offensichtlich kamen die Raupen in diesem Jahr mit der Beschaffenheit der Buchenblätter besser zurecht. Das Laub der Eichen wurde dagegen kaum oder gar nicht befallen (vgl. Abbildung 8).



Abbildung 8: Kahlfraß von Buchen in einem Eichen-Buchen-Mischbestand durch den Schwammspinner Anfang Juli 2020 bei Würzburg. Die Eichen sind voll belaubt und kaum befallen. (Foto: Lemme, LWF)

*Figure 8: Defoliation of beech (*Fagus sylvatica*) by *Lymantria dispar* in a mixed stand of beech and oak close to Würzburg in the beginning of July 2020. The oak canopy is fully foliated and shows nearly absence of insect damage (photo: Lemme, LWF).*

6.4 Begleitforschung

Sowohl Massenvermehrungen von forstlichen Schadinsekten, als auch Pflanzenschutzmitteleinsätze aus der Luft bewegen Menschen. Bei Entscheidung für oder gegen diese Maßnahme werden verschiedenste konkurrierende Interessen und Schutzgüter betrachtet. Walderhalt einerseits und der Schutz bestimmter Tierarten andererseits sind nur mit gegenläufigen Maßnahmen zu erreichen. Abwägungsentscheidungen sind daher stets Teil von Behandlungsentscheidungen. Die geschilderten Prüfungen und Flächenherausnahmen sind ein Teil dieser Abwägungsentscheidung.

Die Besonderheit bei der Entscheidung für eine Anwendung von Pflanzenschutzmitteln gegen Schwammspinnerraupenfraß liegt darin, dass die Entscheidung getroffen werden muss, bevor Klarheit über die wetterbedingten Einflussfaktoren und mögliche Stressfaktoren für die Eichen herrscht (Eichenwicklerfraß, Mehltaubefall, Trockenheit o.ä.). Die Entscheidung muss also lange vor dem möglichen Kahlfraßereignis getroffen werden, weil eine Behandlung mit Pflanzenschutzmitteln nur bei sehr jungen Raupenstadien den gewünschten Erfolg bringt. Der wesentliche Fraß erfolgt aber durch ältere Raupenstadien (L5, L6). Ihre Entwicklung im Mai / Juni und die Koinzidenz mit der Blattentwicklung bleibt folglich über den Entscheidungszeitpunkt hinaus eine unbekannte Größe.

Daher können einige Einflussfaktoren auf die Raupendichte zum Stadium L5/L6 nicht in die Prognose eingebunden werden (rechte Box in Abbildung 9), da sie zeitlich erst nach der eventuellen PSM-Behandlung auftreten (können). Eine 100%ige Voraussage der Kahlfraßgefährdung wird daher nie möglich sein. Folglich wird es falsch-negative, als auch falsch-positive Prognoseergebnisse geben.

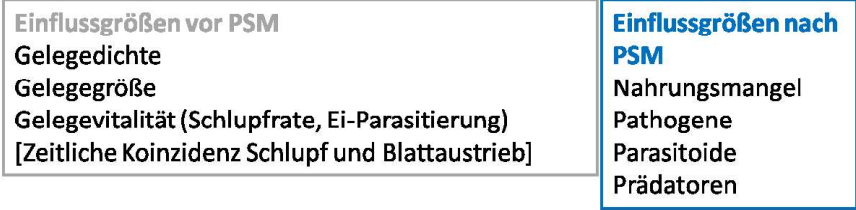


Figure 9: Temporal sequence of *Lymantria dispar* development and the decision-making process; L = larval stage (Braumiller and Lemme, 2021).

Im Projekt ARTEMIS stehen die Folgen von Schwammspinnermassenvermehrungen im Mittelpunkt. Dazu sollen die Ausgangssituationen vergangener Jahre und die Auswirkungen von Schwammspinnermassenvermehrungen zusammengetragen werden. Die Analyse der kausalen Zusammenhänge der unterschiedlichen disponierenden Faktoren für bestandesbedrohende Schäden soll die Ableitung von situationsangepassten Schwellenwerten für Behandlungsentscheidung ermöglichen. **ARTEMIS** ist ein Akronym und steht für **„Adaptives Risikomanagement in trockenheitsgefährdeten Eichen- und Kiefernwäldern mit Hilfe integrativer Bewertung und angepasster Schadschwellen“** und untersucht Fraßgesellschaften von Schmetterlingen an Kiefer und Eiche (Agrathaer 2021). Es wird vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft gefördert. Erste Ergebnisse sind ebenfalls im kommenden Jahr zu erwarten.

- Untersuchungen zur genetischen Diversität des LdMNP Virus des Schwammspinners durch das Julius-Kühn-Institut (JKI) auf Untersuchungsflächen des Z073 Projektes in 2020
- Bienen-Begleitstudie durch die Landesanstalt für Wein und Gartenbau (LWG) in 2020
- Puppenräuber-Erhebungen auf einem Teil der Untersuchungsflächen des Z073 Projektes und in der Schweinfurt-Studie durch die LWF in 2019 (wiederholt 2020)
- Toxizitäts-Untersuchungen an Mausohr-Jungtieren durch die LWF in 2019
- wissenschaftliche Literaturstudie im Rahmen des Projektes ST334 („Begleituntersuchungen zur Entwicklung der aktuellen Massenvermehrung des Schwammspinners (*Lymantria dispar* L.) in Nordbayern“), um ein möglichst umfassendes Bild über die Wirkung von häutungs-beeinflussenden Präparaten (insbesondere Tebufenozid) in Wäldern und anderen Vegetationsformen zube-kommen (vgl. Lemme et al. 2019). Das Projekt wurde durch das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten gefördert.
- Wirkung von Tebufenozid auf die Entwicklung des Schwammspinners (Laboruntersuchungen der LWF in den Jahren 2018, 2019 und 2020)
- Wirkung von Tebufenozid und von *Bacillus thuringiensis* ssp. *aizawai* in zwei verschiedenen Dosie-rungen auf Laufkäfer im Raum Schweinfurt durch LWF im Jahr 2018, mit Wiederholung in den Jah-ren 2019 und 2020
- Wirkung von Tebufenozid auf Schmetterlinge durch das Landesamt für Umwelt in Bad Windsheim ab 2018

7 Ausblick 2021

Bereits im Sommer 2020 zeichnete sich aufgrund des Pflanzenschutzmitteleinsatzes sowie von Nah-rungskonkurrenz, natürlichen Gegenspielern und einer Viruserkrankung ein großflächiger Zusammen-bruch der Massenvermehrungen des Schwammspinners ab.

Die Ergebnisse des Monitorings des Schwammspinners mit Lockstofffallen und der Eigelegesuche zeig-ten im Herbst 2020 auf keiner Fläche Dichten, die im Frühjahr 2021 Fraß erwarten lassen. Nur auf sehr wenigen Flächen wurden höhere Dichten gezählt. Aber auch auf diesen Flächen waren die Gelegezah-len gegenüber dem Vorjahr reduziert. Daher schloss die LWF einen flächigen Kahlfraß im Jahr 2021 bereits zum Jahreswechsel 2020/2021 aus. Damit wäre die Massenvermehrung des Schwammspinners auf großer Fläche beendet.

Allerdings durchläuft der Schwammspinner seit den 1990iger Jahren offensichtlich auch in Bayern zyklische Massenvermehrungen wie in südöstlichen Teilen Mitteleuropas und in Südosteuropa (Johnson et al. 2005, Hlásny et al. 2016). Es ist daher in einigen Jahren eine erneute Massenvermehrung zu er-warten. Spätestens dann werden die Ergebnisse aus den begleitenden Forschungsprojekten von gro-ßem Nutzen sein: Sowohl Erkenntnisse zu Monitoring und Prognose, als auch zu Auswirkungen einer Pflanzenschutzmittelbehandlung auf Nicht-Zielorganismen – beides wird im Rahmen des Entschei-dungsprozesses hilfreich sein.

Völlig unklar bleiben die Auswirkungen der künstlichen Ausbringung des entomopathogenen Pilzes *Entomophaga maimaiga* in Bulgarien (Zúbrik et al. 2016). Diese erfolgte ohne eine vorherige prospektive Analyse der Auswirkungen, sowohl mit Blick auf eine unkontrollierte Ausbreitung in Europa als auch mit Blick auf dessen mögliche Wirkung auf Nichtzielorganismen im gesamten potenziellen Ausbrei-tungsgebiet. Es bleibt abzuwarten, wie sich *Entomophaga maimaiga* auf die Populationsdynamik des Schwammspinners in einer Massenvermehrung auswirkt – und was die damit verbundenen Konse- quenzen für die fränkischen Eichenwälder sind.

Literatur

- Agrathaer GmbH (2021): Projekthomepage Artemis. <https://www.artemis-waldschutz.de/de/projekt>. Zugriff am 23.03.2021.
- Blank, R. (1997): Ringporigkeit des Holzes und häufige Entlaubung durch Insekten als spezifische Risikofaktoren der Eichen. *Forst und Holz* 52, S. 235–242.
- Braumiller, P., Lemme, H. (2021): Ermittlung forstlicher und ökologischer Kosten und Handlungsoptionen bei Massenvermehrungen des Schwammspinners in Bayern. Arbeitspaket „Optimierung Monitoring Schwammspinner“; Präsentation anlässlich des Begleitausschusstreffens zum Projekt Z073 am 19.01.2021.
- Dhadialla, T. S.; Carlson, G.R.; Le, Dat P. (1998): New insecticides with ecdysteroidal and juvenile hormone activity. *Annual Review Entomology*. 43: 545–569
- Dhadialla, T. S., Retnakaran, A., Smagghe, Guy (2010): *Insect Growth- and Development-Disrupting Insecticides*. Lawrence I. Gilbert (Hg.): *Insect control. Biological and synthetic agents*. Amsterdam, Heidelberg: Academic Press, S. 121–182
- Elling, W., Heber, U., Polle, A., Beese, F. (2007): *Schädigung von Waldökosystemen. Auswirkungen anthropogener Umweltveränderungen und Schutzmassnahmen*. Softcover Version der 1. Auflage 2007. Heidelberg: Elsevier, Spektrum Akademischer Verlag.
- Gurr, G. M.; Thwaite, W. G.; Nicol, H. I. (1999): Field evaluation of the effects of the insect growth regulator tebufenozide on entomophagous arthropods and pests of apples. *Aust J Entomol* 38, S. 135–140.
- Hlásny, T.; Trombik, J.; Holuša, J.; Lukášová, K.; Grendár, M.; Turčáni, M. (2016): Multi-decade patterns of gypsy moth fluctuations in the Carpathian Mountains and options for outbreak forecasting. In: *Anz. Schädling-skde & Pflanzenschutz* 89 (2), S. 413–425.
- Jansen, J. P. (2010): Beneficial arthropods and pesticides: Building selectivity list for IPM. *IOBC/WPRS Bull* 55, S. 23–47.
- Johnson, D. M.; Liebhold, A. M.; Bjørnstad, O. N.; McManus, M. L. (2005): Circumpolar variation in periodicity and synchrony among gypsy moth populations. In: *J Anim Ecology* 74, S. 882–892.
- Lemme, H., Lobinger, G., Müller-Kroehling, S. (2019): Schwammspinner-Massenvermehrung in Franken. Prognose, Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Naturschutzaspekte. – LWF aktuell 2/2019: 37–43.
- Leroy, B.M.L., Lemme, H., Braumiller, H., Hilmers, T., Jacobs, M., Hochrein, S., Kienlein, S., Müller, J., Pretzsch, H., Stimm, K., Seibold, S., Jaworek, J., Hahn, W.A., Müller-Kroehling, S., Weisser, W.W. (2021): Relative impacts of gypsy moth outbreaks and insecticide treatments on forest resources and ecosystems: An experimental approach. *Ecological Solutions and Evidence*, Vol. 2, (1), <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12045>.
- Lobinger, G. (1999): Zusammenhänge zwischen Insektenfraß, Witterungsfaktoren und Eichenschäden. LWF-Wissen Nr. 19. Unter: https://www.lwf.bayern.de/service/publikationen/lwf_wissen/246334/index.php, Zugriff am 09.03.2021.
- LWF [Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft] (Hrsg.) (2019): Durchführung der Eigelegesuche zur Überwachung des Schwammspinners. Arbeitsanleitung, 13 Seiten mit Anhang.
- Schumacher, J., Fischer-Hüftle, P. [Hrsg] (2011): *Bundesnaturschutzgesetz, Kommentar* (2. Aufl.). – Stuttgart, 1043 S.
- Seemann, D., Schröter, H.-J., Bogenschütz, H. (1999): Frassprognose und Bekämpfung des Schwammspinners. In: D. Seemann (Hg.): *Die Massenvermehrung des Schwammspinners (Lymantria dispar L.) in Baden-Württemberg 1993-1994*. Freiburg i. Brsg. (Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 13), 13–29.
- Weisser, W.W., Hahn, W.A. (2021): Z073 „Schwammspinnerprojekt“; Übersicht und Status. Präsentation anlässlich des Begleitausschusstreffens zum Projekt Z073 am 19.01.2021.
- Weisser, W. W.; Leroy, B. M. L. (2021): Massenvermehrungen von Insekten an der Eiche – Herausforderungen für die angewandte Forschung. In: Kilian Stimm (Hg.): *Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven*. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (221), S. 237–259.
- Zúbrik, M., Hajek, A., Pilarska, D., Špilda, I., Georgiev, G., Hrašovec, B., Hirka, A., Goertz, D., Hoch, G., Barta, M. (2016): The potential for *Entomophaga maimaiga* to regulate gypsy moth *Lymantria dispar* (L.) (Lepidoptera Erebidiae) in Europe. In: *J. Appl. Entomol.* 140 (8), S. 565–579.

Anlagen

A1 Anwendungsbestimmungen Pflanzenschutzmittel MIMIC®

Tabelle 4: Spezifische Anwendungsbestimmungen des Pflanzenschutzmittels MIMIC®

(Zugriff auf <https://apps2.bvl.bund.de/psm/jsp/index.jsp> am 31.03.2021)

Table 4: Specific application regulations for the pesticide MIMIC®.

(Accessed at <https://apps2.bvl.bund.de/psm/jsp/index.jsp> on 31.03.2021)

Handelsbezeichnung: Mimic

Anwendungsnummer: 024270-00/05-001

Status	Ausweitung auf geringfügige Verwendung, bis 31. Mai 2022
Wirkungsbereich	Insektizid
Einsatzgebiet	Forst
Anwendungsbereich	Freiland
Kultur/Objekt	Laubholz
Verwendungszweck Pflanze/ Pflanzenerzeugnis	
Stadium Kultur	
Schadorganismus/Zweck	Freifressende Schmetterlingsraupen
Stadium Schadorganismus	Von Junglarven bis Altlarven
Anwendungszeitpunkt	bei Befallsbeginn bzw. bei Sichtbarwerden der ersten Symptome/Schadorganismen
Max. Zahl Behandlungen	In der Anwendung: 1 In der Kultur bzw. je Jahr: 1
Anwendungstechnik	spritzen
Aufwand	750ml/ha in 50 l/ha Wasser
Weitere Erläuterungen	Anwendungstechnik: nur mit rotorgetriebenen Luftfahrzeugen (keine Starrflügler)
Mischungspartner	

Anwendungsbestimmungen	NT182: Mit diesem Pflanzenschutzmittel dürfen bei Anwendung mit Luftfahrzeugen auf derselben Fläche maximal 3 Behandlungen in 10 Jahren stattfinden. NT1841: Die Anwendung des Pflanzenschutzmittels und anderer Insektizide innerhalb einer zusammenhängenden Waldfläche - ausgenommen Saatgutbestände - darf innerhalb eines Kalenderjahres nur auf höchstens der Hälfte dieser Fläche erfolgen. Bei der Bestimmung zusammenhängender Waldflächen können die im Amtlichen Topographisch-kartographischen Informationssystem (ATKIS) - oder mit einem nachweislich vergleichbaren System entsprechend - als Flächentypen Wald und Gehölz ausgewiesenen Flächen gemeinsam veranschlagt werden. In die zusammenhängende Waldfläche können auch Teilflächen einbezogen werden, wenn diese weniger als 100 m entfernt liegen. Hiervon abweichend kann die Anwendung auf einer Fläche von mehr als der Hälfte der zusammenhängenden Waldfläche erfolgen, wenn die zuständige Behörde bei der Genehmigung nach § 18 Absatz 2 PflSchG im Einzelfall auf der Grundlage eines rechtsverbindlichen, mit ausreichender Auflösung durchgeführten Erhebungsverfahrens festgestellt hat, dass auf mehr als der Hälfte der zusammenhängenden Waldfläche die entsprechenden Schadschwellen überschritten sind und eine Anwendung des Mittels zum Erhalt des Bestandes unbedingt erforderlich ist. Sofern von diesem Ausnahmetatbestand Gebrauch gemacht wird, ist dies dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit unter Angabe der betroffenen Flächen und Darlegung des Vorliegens der Voraussetzungen für die Abweichung zu berichten. NT185: Innerhalb der zusammenhängenden Waldfläche muss die erste Flugbahn des Hubschraubers mindestens 25 m zuzüglich seiner halben Arbeitsbreite vom Waldrand entfernt verlaufen. NT801: Keine Anwendung in Naturschutzgebieten. Hiervon abweichend kann im Einzelfall eine Anwendung in Naturschutzgebieten erfolgen, wenn die zuständige Behörde bei der

Genehmigung nach § 18 Absatz 2 PflSchG in Abstimmung mit der zuständigen Naturschutzbehörde festgestellt hat, dass eine Behandlung zum Erhalt des Pflanzenbestandes im Sinne der Zweckbestimmung des Schutzgebietes unbedingt erforderlich ist. Sofern von diesem Ausnahmetatbestand Gebrauch gemacht wird, ist dies dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit unter Angabe der betroffenen Flächen und Darlegung des Vorliegens der Voraussetzungen für die Abweichung zu berichten.

NW613: Die Flugbahn des Hubschraubers muss mindestens 25 m zuzüglich seiner halben Arbeitsbreite von einem Oberflächengewässer - ausgenommen nur gelegentlich wasserführende, aber einschließlich periodisch wasserführender Oberflächengewässer - entfernt verlaufen.

NZ180: Es dürfen nur Hubschrauber mit angebauter Sprühanlage, z. B. von den Herstellern Simplex oder Isolair, und Injektordüsen der Größe 05 verwendet werden.

Auflagen

NT141: Die Anwendung muss mit einem Wasseraufwand von mindestens 50 L/ha erfolgen.

NT180: Die Anwendung des Pflanzenschutzmittels mit Luftfahrzeugen bedarf der Genehmigung der zuständigen Landesbehörde (§ 18 Absatz 2 PflSchG). Diese wird, bezogen auf die Gesamtheit der Pflanzenschutzmaßnahmen mit Luftfahrzeugen, für maximal 5 % der Gesamtwaldfläche des betreffenden Bundeslandes im Jahr erteilt.

NT181: Dieses Insektizid wirkt nicht spezifisch allein gegen die zu bekämpfenden Schadorganismen. Die Anwendung kann daher auch Populationen anderer Arthropoden schädigen. Bei bekannten Vorkommen von Arthropoden-Arten, die in den Anhängen II oder IV der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführt sind, sollte daher von einer Behandlung abgesehen werden.

NZ181: Bei der Anwendung mit Luftfahrzeugen maximal eine Behandlung pro Jahr.

SF1811: Es ist sicherzustellen, dass während der Behandlung mittels Luftfahrzeugen und bis zum Abtrocknen des Spritzbelages die behandelte Fläche von unbeteiligten Dritten nicht betreten wird.

VA218: Es ist sicherzustellen, dass der Verzehr von Waldpilzen, wild wachsenden Früchten und Wildkräutern in einem Zeitraum von drei Wochen nach der Anwendung ausgeschlossen wird.

Wartezeiten

Freiland, Laubholz : Die Festsetzung einer Wartezeit ist ohne Bedeutung.

A2 Bei der Herausnahme berücksichtigte Arten

Tabelle 5: Liste der Arten, die bei der Herausnahme von Gefährdungsflächen aus der potenziellen Behandlungsfläche berücksichtigt wurden; A = unmittelbar betroffen, B = mittelbar betroffen, Gewässerbewohner; C = unmittelbar betroffen, Landbewohner.

Table 5: List of species considered for the exclusion from the pesticide treatment area; A = directly affected; B = indirectly affected, aquatic fauna; C = directly affected, land fauna.

Artnamen deutsch	Artnamen wissenschaftlich	Puffer [m]	Betroffenheit
Fledermäuse			
Bechsteinfledermaus	Myotis bechsteini	750	C
Brandtfledermaus	Myotis brandtii	750	C
Braunes Langohr	Plecotus auritus	750	C
Fransenfledermaus	Myotis nattereri	750	C
Graues Langohr	Plecotus austriacus	2500	C
Großes Mausohr	Myotis myotis	Prüfradius 8000	C
Kleinabendsegler	Nyctalus leisleri	1500	C
Mopsfledermaus	Barbastella barbastellus	750	C
Mückenfledermaus	Pipistrellus pygmaeus	750	C
Nymphenfledermaus	Myotis alcathoe	750	C
Gewässerbewohner permanenter Waldgewässer			
Kammolch	Triturus cristatus	125	B
Moorfrosch	Rana arvalis	125	B
Springfrosch	Rana dalmatina	125	B
Gewässerbewohner temporärer Waldgewässer			
Frühjahrs-Kiemenußkreb	Eubrychius grübii / Anostraca ssp.	125	A
Gelbbauchunke	Bombina variegata	125	B
Schmetterlinge			
Braunroter Eichen-Gürtelpuppen- spanner	Cyclophora ruficilaria	250	A
Gelbringfalter	Lopinga achine	250	A
Heckenwollfalter	Eriogaster catax	250	A
Kleiner Maivogel	Euphydryas maturna	250	A
Ockerbraune Herbsteule	Agrochola laevis	250	A
Platterbsen-Widderchen	Zygaena osterodensis	250	A
Rötlichbrauner Eichenspanner	Gerania honoraria	250	A
Safran-Wintereule	Jodia croceago	250	A
Spanische Flagge	Euplagia quadripunctaria	250	A

CORRIGENDUM zu S. 288:

Die Pflanzenschutzmitteleinsätze gegen den Schwammspinner in Franken in den Jahren 2018 bis 2020; Monitoring, Befallsprognose, Entscheidungsfindung und Diskussion.

von Andreas Hahn, Julia Bischof, Gabriela Lobinger, Stefan Müller-Kroehling, Ludwig Straßer, Stefan Huber, Britta Hausknecht, Peter Aichmüller und Hannes Lemme

S. 260-289 *in*: Stimm, K. (2021): Die Eiche; Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbaulichen Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München Nr. 221, Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan, Freising.

Die Artenliste in Tabelle Nr. 5 ist in der gedruckten Version vom Oktober 2021 leider nicht vollständig. Nachfolgend wird die komplette Artenliste abgedruckt.

A.2 Bei der Herausnahme berücksichtigte Arten

Tabelle 5: Liste der Arten, die bei der Herausnahme von Gefährdungsflächen aus der potenziellen Behandlungsfläche berücksichtigt wurden; A = unmittelbar betroffen, B = mittelbar betroffen, Gewässerbewohner; C = unmittelbar betroffen, Landbewohner; D = indirekt, nur dort betroffen, wo besonders sensibel/wertvoll

Table 5: List of species considered for the exclusion from the pesticide treatment area; A = directly affected; B = indirectly affected, aquatic fauna; C = directly affected, land fauna; D = indirectly, only affected where particularly sensitive or especially valuable

Artnamen deutsch	Artnamen wissenschaftlich	Puffer [m]	Betroffenheit
Fledermäuse			
Bechsteinfledermaus	Myotis bechsteini	750	C
Brandtfledermaus	Myotis brandtii	750	C
Braunes Langohr	Plecotus auritus	750	C
Fransenfledermaus	Myotis nattereri	750	C
Graues Langohr	Plecotus austriacus	2500	C
Großes Mausohr	Myotis myotis	Prüfradius 8000	C
Kleinabendsegler	Nyctalus leisleri	1500	C
Mopsfledermaus	Barbastella barbastellus	750	C
Mückenfledermaus	Pipistrellus pygmaeus	750	C
Nymphenfledermaus	Myotis alcathoe	750	C
Gewässerbewohner permanenter Waldgewässer			
Kammolch	Triturus cristatus	125	B
Moorfrosch	Rana arvalis	125	B
Springfrosch	Rana dalmatina	125	B

Artnamen deutsch	Artnamen wissenschaftlich	Puffer [m]	Betroffenheit
Gewässerbewohner temporärer Waldgewässer			
Frühjahrs-Kiemenfußkrebs	Eubbranchipus grubii / Anostraca ssp.	125	A
Gelbbauchunke	Bombina variegata	125	B
Schmetterlinge			
Braunroter Eichen-Gürtelpuppenspanner	Cyclophora ruficilaria	250	A
Gelbringfalter	Lopinga achine	250	A
Heckenwollfalter	Eriogaster catax	250	A
Kleiner Maivogel	Euphydryas maturna	250	A
Ockerbraune Herbsteule	Agrochola laevis	250	A
Platterbsen-Widderchen	Zygaena osterodensis	250	A
Rötlichbrauner Eichenspanner	Gerinia honoraria	250	A
Safran-Wintereule	Jodia croceago	250	A
Spanische Flagge	Euplagia quadripunctaria	250	A
Wald-Wiesenvögelchen	Coenonympha hero	250	A
Vögel			
Baumfalke	Falco subbuteo	100	C
Halsbandschnäpper	Ficedula albicollis	200	D
Mittelspecht	Dendrocopos medius	200	D
Ortolan	Emberiza hortulana	75	B
Pirol	Oriolus oriolus	200	D
Rotmilan	Milvus milvus	100	C
Schwarzmilan	Milvus migrans	100	C
Schwarzstorch	Ciconia nigra	300	C
Uhu	Bubo bubo	100	C
Wespenbussard	Pernis apivorus	100	C

A3 Sicherheitsabstände zu Objekten (Pflanzenschutzrechtliche Sicherheitsabstände)

Tabelle 6: Sicherheitsabstände aufgrund von pflanzenschutzrechtlichen Bestimmungen (Stand 13.03.2019)

Table 6: Safety distances due to plant protection regulations (as of 13.03.2019)

Nutzung/Bezeichnung	MIMIC® Puffer [m]
Wohnbaufläche	50
Industrie- und Gewerbefläche	50
Fläche besonderer funktionaler Prägung	50
Fläche gemischter Nutzung	50
Sport-, Freizeit- und Erholungsfläche	50
Friedhof	50
Berg- und Tagebau, Halde	50
Bahn- und Flugverkehr	50
Heide, Sumpf und Moor (§30 BNatSchG)	25
Unkultivierte Fläche	25
Fließgewässer	25
Gewässermerkmale	25
Stehende Gewässer	25
Straßen	28
Autobahnen	38
Bahnlinien	30
Waldrand	25
Biolandwirtschaft	25
Wasserschutzgebiete (I und II)	50
Wasserschutzgebiete III	0,01
Heilquellenschutzgebiete	
flächige Naturdenkmäler	50
punktförmige Naturdenkmäler	50
flächige Landschaftsbestandteile	50
punktförmige Landschaftsbestandteile	50
Naturschutzgebiete	50
Naturwaldreservate	50
Flachland Biotopkartierung	50
Stadt Biotopkartierung	50

Holzeigenschaften und -verwendung der Stiel- und Traubeneiche

Michael Risse

Zusammenfassung Das Holz der Weißeichen gehört zu den wichtigsten heimischen Laubholzarten. Die Kombination aus hohen Festigkeiten, einer guten natürlichen Dauerhaftigkeit und charakteristischen Maserung, macht das Holz zu einem vielseitig einsetzbaren Werkstoff für die hochwertige Innenausstattung, den Außenbereich sowie konstruktive Anwendungen. Eiche gehört zu den ringporigen Laubhölzern mit graubraunem Farbkern und breiten Holzstrahlen, die für die typische Maserung des Eichenholzes verantwortlich sind. Das Holz gehört zu den heimischen Holzarten mit der höchsten Rohdichte und Festigkeitseigenschaften. Die Eigenschaften sind stark beeinflusst durch die Jahrringbreite. Mildes Eichenholz mit engen Jahrringen hat einen geringeren Spätholzanteil und dadurch etwas geringere mechanische Eigenschaften als grobes Eichenholz (breite Jahrringe). Für tragende Strukturen eignet sich das grobe Eichenholz daher besser, mildes Holz lässt sich leichter bearbeiten und wird daher zum Beispiel in der Furnierindustrie bevorzugt. Der technologische Fortschritt ermöglicht den zunehmenden Einsatz von Eichenholz in hochwertigen Bauprodukten, wie z. B. Brettschichtholz.

Schlüsselwörter *Quercus robur*, *Quercus petraea*, Weißeiche, Holzeigenschaften, Holzverwendung

Abstract European White Oak is one of Europe's most important hardwood species. The combination of high mechanical properties, a good natural durability and its characteristic grain allows a diverse utilization of the wood, ranging from high value interior and outdoor applications to load bearing constructions. Oak is a ringporous hardwood with a grey to brown heartwood and wide wood rays, which add a characteristic feature to the Oak wood grain. The density and mechanical properties of Oak wood are among the highest compared to other European wood species. The properties are strongly related to the growth ring width. Oak wood with small growth rings and thus a smaller share of late wood has reduced mechanical properties compared to wood with wider growth rings. Thus, the latter is more suitable for load bearing constructions, while the former is easier to process and for example preferred in veneer making. Innovations in timber processing allow the use of Oak wood in high value building products like glued laminated timber.

Keywords *Quercus robur*, *Quercus petraea*, White Oak, Wood properties, Wood Utilization

1 Einleitung

Stiel- (*Quercus robur*) und Traubeneiche (*Quercus petraea*) gehören zu der artenreichen Gattung *Quercus* aus der Familie der Buchengewächse (Fagaceae) (Aas, 2021). Weltweit sind über 600 Eichenarten bekannt (Roskov et al., 2020), die in Aussehen, Struktur und Eigenschaften stark variieren können. Aus diesem Grund bietet sich die Einteilung in verschiedene Sortimenten an. Zu den Weißeichen gehören die heimische Stiel- und Traubeneiche (*Q. robur*, *Q. petraea*), die Flaumeiche (*Q. pubescens*) und das Holz einiger nordamerikanischer und ostasiatischer Weißeichen (z. B. *Q. alba*, *Q. mongolica*). Zu den Roteichen zählen nur in Nord- und Zentralamerika vorkommende Arten, beispielsweise die auch in Mitteleuropa angebaute Roteiche (*Q. rubra*), die Sumpf- oder Scharlacheiche (*Q. palustris*, *Q. coccinea*). Davon lassen sich noch die immergrünen Eichenarten abgrenzen, die meist in Regionen mit mediterranem Klima vorkommen, wie zum Beispiel die Kork- (*Q. suber*) und Steineiche (*Q. ilex*) (vgl. GDH und TI, 2015).

In Mitteleuropa sind im Wesentlichen nur die Stiel- und Traubeneiche von forstlicher Bedeutung. Die Roteiche (*Q. rubra*) ist zwar ebenfalls auf dem Holzmarkt vertreten, spielt aber eine untergeordnete Rolle. Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich daher auf das Holz der beiden mitteleuropäischen Weißeichen. Die Eigenschaften der Roteiche und anderen Arten kann jedoch deutlich von jenen der beiden Weißeichen abweichen und somit auch die Verwendungsmöglichkeiten beeinflussen. Stellenweise wird im Text auf diese Unterschiede hingewiesen.

2 Holzbeschreibung

2.1 Makroskopische Holzbeschreibung

Die Stiel- und Traubeneiche gehören zu den Bäumen mit einem obligatorischen Farbkern, der sich deutlich von einem hellen Splintholz absetzt. Das Kernholz ist grau, hellbraun bis gelblichbraun gefärbt. Im frischen Zustand kann es rötlich schimmern. Der Splint ist meist schmal, etwa 2,5 – 5 cm messend und gelblichweiß bis hellgrau gefärbt (Grosser und Teetz, 1998). Die Farbe des Eichenholzes ist abhängig vom Standort und kann entsprechend variieren. Unter Lichteinfluss dunkelt das Holz mit der Zeit nach. Bei beiden Eichenarten können im Kernholz helle Mondringe (unvollständige Verkernung) auftreten, die zu einer optischen und biochemischen Veränderung und damit einem Wertverlust des Holzes führen. Im Querschnitt (Abbildung 1) setzen sich die Jahrringgrenzen deutlich voneinander ab. Stiel- und Traubeneiche gehören zu den ringporigen Laubhölzern mit großen, ringförmig an der Jahrringgrenze angeordneten Frühholzgefäßen. Im Spätholzbereich finden sich die deutlich kleineren, in radialen Reihen angeordneten Spätholzgefäße. Während die Frühholzgefäße mit dem Auge gut zu erkennen sind, bleiben die einzelnen Spätholzgefäße verborgen und treten nur als helle, zur Jahrringgrenze hin breiter werdende radial angeordneten und dendritischen Porenfeldern in Erscheinung („Flammung“). Der Querschnitt wird durch vereinzelte, besonders breite Holzstrahlen in radialer Richtung durchzogen. Auf der Tangentialfläche (Abbildung 3) zeichnen die Jahrringe durch den markanten Wechsel von Früh- und Spätholz und die großen Frühholzgefäße eine auffällige und dem Eichenholz charakteristische Fladerung. Im Gegensatz zu vielen anderen Laubhölzern, sind auch die breiten und mehrere Zentimeter hohen Holzstrahlen im Tangentialschnitt als Spindeln gut zu erkennen. Im Radialschnitt (Abbildung 2) setzen sich die Jahrringe als Streifen gut erkennbar ab. Besonders auffällig sind die im Radialschnitt längs aufgeschnittenen Holzstrahlen („Spiegel“), die als charakteristische Elemente den Gesamteindruck des Eichenholzes mitbestimmen (Grosser, 2007). Auf beiden Längsflächen sind die groben Frühholzgefäße als Nadelrissigkeit sicht- und fühlbar. Die Kombination aus den großen

Frühholzgefäßen und den auffälligen Holzstrahlen ist maßgeblich für die markante Struktur des Eichenholzes verantwortlich, die bei astigem Holz zu einem rustikalen Gesamteindruck führen kann.

Das Holz der Eiche hat einen hohen Anteil an Gerbsäuren. In frischem Zustand sowie bei der Bearbeitung ist daher ein charakteristischer säuerlicher Geruch wahrnehmbar (Grosser und Teetz, 1998).

Eine Sonderform des Eichenholzes ist die Moor-, Schwarz- oder subfossile Eiche. Als Mooreiche wird das Holz von Eichen bezeichnet, das sich über eine Jahrhunderte oder Jahrtausende andauernde Lagerung in Mooren, Sümpfen oder im Boden von Gewässern verfärbt hat und bei Ausgrabungen, Torfabau oder im Tagebau gefunden wird. Die Verfärbungen variieren von grau, gelb, braun bis tiefschwarz und können unregelmäßig ausgeprägt sein. Die Verfärbung entsteht durch die Reaktion der im Holz enthaltenen Gerbsäuren und den Eisen-Ionen im Wasser und Boden (Eisen-Gerbstoff-Reaktion). Gleichzeitig herrschen durch den nassen Boden anaerobe Bedingungen, die den mikrobiellen Abbau des Holzes stark verlangsamen, sodass das Holz auch nach so langer Zeit nahezu vollständig in Takt ist (Kránitz et al., 2012; Wagenführ, 2007). Auch wenn die Mooreiche das am Markt wichtigste subfossile Holz darstellt, werden ebenfalls subfossile Ulmen, Hainbuchen, Pappel, Erlen oder Eschen in den Fundstätten ausgegraben (Rede et al., 2017; Wagenführ, 2007).



Abbildung 1: Makroskopische Aufnahme des Querschnitts von Eichenholz. Als charakteristische anatomische Merkmale sind die großen Frühholzgefäße, die radiale Ausrichtung der Spätholzgefäße sowie die breiten Holzstrahlen zu erkennen. (Foto: Holzforschung München)

Figure 1: Macroscopic image of the cross section of Oak. Typical anatomical features for Oak wood are the wide early wood vessels, the radial orientation of the late wood vessels as well as the large wood rays. (Photo: Holzforschung München)



Abbildung 2: Makroskopische Aufnahme des Radialschnitts von Eichenholz. Besonders auffällig zeigen sich im Radialschnitt die als Spiegel bezeichneten und bildbestimmenden Holzstrahlen. (Foto: Holzforschung München)

Figure 2: Macroscopic image of the radial section of Oak. The wood rays are a typical feature visible on the radial section of the Oak wood. (Photo: Holzforschung München)



Abbildung 3: Makroskopische Aufnahme des Tangentialschnitts von Eichenholz. Im Tangentialschnitt findet sich die typische auffällige Fladerung durch den Wechsel des Früh- und Spätholz. (Foto: Holzforschung München)

Figure 3: Macroscopic image of the tangential section of Oak. The alternation of early and late wood creates the typical wood grain in the tangential section. (Photo: Holzforschung München)

2.2 Mikroskopische Holzbeschreibung

Die ein- bis mehrreihig angeordneten Frühholzgefäße haben einen tangentialen Durchmesser bis ca. 400 µm (Abb. 4 und 5) (Grosser, 2007). Die aus einzelnen Gefäßelementen zusammengesetzten Gefäße können bei der Eiche 5 – 18 m lang werden (Braun, 1970). Die dünnwandigen Spätholzgefäße sind deutlich kleiner und nehmen bis zur Jahrringgrenze auf einen tangentialen Durchmesser von 20 – 30 µm ab. Die Gefäßdurchbrechungen sind einfach. Im Kernholz sind die Gefäße stark verthyllt, was an den Frühholzgefäßen mit der Lupe bereits gut erkennbar ist. Das Grundgewebe des Eichenholzes besteht im Wesentlichen aus Libriformfasern mit einer mittleren Wanddicke und Länge bis 1600 µm. Fasertracheiden und vasizentrische Tracheiden sind häufig. Das apotracheale Axialparenchym ist überwiegend diffus bis diffus-zoniert. Das paratracheale Axialparenchym variiert von lockeren und unregelmäßigen, kurzen tangentialen Bändern bis zu einer deutlichen und ausgeprägten Bänderung, die mit den Holzstrahlen ein netzartiges Muster bilden können. Das strangförmige Parenchym besteht meist aus 4 – 8 Zellen. Auf mikroskopischer Ebene werden die zwei Größenklassen der Holzstrahlen deutlich (Abbildung 7). Neben den makroskopisch sichtbaren breiten Holzstrahlen (bis zu 30 Zellen breit), finden sich auch zahlreiche einreihige Holzstrahlen mit geringer Höhe. Die Holzstrahlen sind nur aus einem Zelltyp aufgebaut und können ebenso wie das Axialparenchym gelegentlich prismatische Calcium-Oxalat-Kristalle aufweisen (Abbildung 6) (Grosser, 2007; Richter und Dallwitz, 2000 fortl.).

Bei engringig gewachsenem („mildem“) Eichenholz ist der Jahrring durch den Frühholzbereich dominiert (Abbildung 5). Der Spätholzbereich ist zu schmal, sodass die charakteristische Anordnung der Spätholzgefäße fehlt und die Merkmale schwer erkennbar sind. Eine Unterscheidung von Stiel- und Traubeneiche ist anhand des anatomischen Aufbaus nicht möglich. Verwechslungsgefahr besteht mit dem Holz der Edelkastanie (*Castanea sativa*). Es fehlen jedoch die breiten Holzstrahlen, sodass das Holz der Edelkastanie leicht zu unterscheiden ist und insgesamt etwas weniger stark strukturiert erscheint.



Abbildung 4: Mikroskopische Aufnahme des Querschnitts von Eichenholz mit breiten Jahrringen. Besonders deutlich ist die ausgeprägte radiale Anordnung der Spätholzgefäße zu erkennen. (Foto: Holzforschung München)

Figure 4: Microscopic image of the cross section of Oak with wide growth rings. The radial orientation of the late wood vessels is clearly visible. (Photo: Holzforschung München)



Abbildung 5: Mikroskopische Aufnahme des Querschnitts von Eichenholz mit engen Jahrringen. Im Gegensatz zum Holz mit breiten Jahrringen (Abbildung 4), ist die charakteristische anatomische Ausprägung des Spätholzes kaum zu erkennen. (Foto: Holzforschung München)

Figure 5: Microscopic image of the cross section of Oak with narrow growth rings. In contrast to the wood with wide growth rings (Abbildung 4), the characteristic anatomical features of the late wood are hardly visible. (Photo: Holzforschung München)



Abbildung 6: Mikroskopische Aufnahme des Radialschnitts von Eichenholz mit großen Frühholz- und kleinen Spätholzgefäßen. (Foto: Holzforschung München)

Figure 6: Microscopic image of the radial section of Oak with large early wood and small late wood vessels. (Photo: Holzforschung München)



Abbildung 7: Mikroskopische Aufnahme des Tangentialschnitts von Eichenholz mit bildbestimmendem breitem Holzstrahl und kleinen, einreihigen Holzstrahlen. (Foto: Holzforschung München)

Figure 7: Microscopic image of the tangential section of Oak with a large and characteristic wood ray and plenty of smaller rays. (Photo: Holzforschung München)

3 Eigenschaften des Eichenholzes

Aufgrund des anatomischen Aufbaus, insbesondere der dicken Zellwände der Libriformfasern, gehört das Holz der Weißeichen zu den schwersten heimischen Holzarten. Mit einer mittleren Normal-Rohdichte von $0,71 \text{ g/cm}^3$ ist das Eichenholz vergleichbar mit dem Holz der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) (Tab. 1). Bei den ringporigen Laubhölzern sind die physikalischen und mechanischen Eigenschaften stark durch die Jahrringbreite beeinflusst. Bei zunehmender Jahrringbreite nimmt der Spätholzanteil und damit die Rohdichte des Holzes zu (vgl. Abbildung 4). Die Rohdichte von feinringigem Eichenholz (vgl. Abbildung 5) liegt daher im unteren, von grobringigem („hartes“) Eichenholz im oberen Grenzbereich.

Tabelle 1: Rohdichte von Weißeichenholz (*Q. robur*, *Q. petraea*) im Vergleich zu ausgewählten einheimischen Nutzhölzern. Mittelwerte nach DIN 68364:2003-05. Grenzwerte nach Grosser und Zimmer (1998). Nomenklatur nach EN 13556:2003-10.

Table 1: Density of European White Oak (*Q. robur*, *Q. petraea*) in comparison to alternative European wood species. Average values are taken from DIN 68364:2003-05. Value range is taken from Grosser und Zimmer (1998). Nomenclature based on EN 13556:2003-10.

Holzarten	Rohdichte (ρ_N) in g/cm^3	
	Mittelwert	Grenzwerte
Laubhölzer		
Weißeiche (QCXE)	0,71	0,43 – 0,96
Buche (FASY)	0,71	0,54 – 0,91
Esche (FXEX)	0,70	0,45 – 0,86
Nadelhölzer		
Fichte (PCAB)	0,46	0,33 – 0,68
Kiefer (PNSY)	0,52	0,33 – 0,89

Ferner zählt das Holz der Weißeichen zu den Hölzern mit den höchsten Festigkeitseigenschaften (Tab. 2). Der E-Modul, eine wichtige Kenngröße für die Verwendung von Holz in tragenden konstruktiven Anwendungen, liegt mit 13.000 N/mm^2 auf einem höheren Niveau als das Holz der derzeit im Bauwesen eingesetzten Nadelhölzer, und ist vergleichbar mit dem E-Modul von Rotbuche und Esche. Im Vergleich zu den beiden anderen wichtigsten Laubhölzern liegen die Werte für die Zug-, Druck- und Biegefestigkeit auf einem vergleichbaren oder etwas niedrigeren Niveau, aber durchgehend über den Eigenschaften der Nadelhölzer. Vergleichbares gilt für die Bruchschlagarbeit, eine Kenngröße für dynamische Anwendungsbereiche, sowie die Härte des Holzes.

Für Frischholz empfiehlt sich eine schonende und langsame Trocknung. Die hohe Rohdichte begünstigt bei einer zu schnellen Trocknung die Rissbildung und ein Verwerfen des Holzes. Zur Vermeidung von Verfärbungen sollten niedrige Trocknungstemperaturen und hohe Luftgeschwindigkeiten eingesetzt werden (Wagenführ, 2007). Einmal getrocknet ist das Stehvermögen bei mildem und geradfaserigem Eichenholzes relativ gut (Tab. 3). Breite Jahrringe sind aufgrund des größeren Spätholzanteils und damit der höheren Rohdichte nachteilig, sodass feinringiges Eichenholz für besonders maßhaltige Anwendungen besser geeignet ist.

Das Kernholz der Weißeichen wird derzeit in die Dauerhaftigkeitsklassen (DHK) 2 – 4 (dauerhaft bis wenig dauerhaft) nach DIN EN 350:2016-12 eingeteilt. Ähnlich sieht es bei der Roteiche aus, dessen Kernholz in die DHK 3 – 4 (mäßig dauerhaft bis wenig dauerhaft) eingestuft wird (DIN EN 350:2016-12). In der Vergangenheit wurde das Kernholz der Weißeiche in der DIN EN 350 als dauerhaft (DHK 2) klassifiziert, bis es jedoch in Folge von Erfahrungen aus der Praxis zu einer Neubewertung gekommen ist. Sowohl in Laborversuchen mit Erdkontakt als auch in Freilandversuchen mit und ohne Erdkontakt wurden geringere Dauerhaftigkeiten beobachtet (DHK 5 mit Erdkontakt, DHK 4 ohne Erdkontakt). Einzig die Laborversuche mit Reinkulturen von Basidiomyceten ohne Erdkontakt führten zu einer ähnlichen Klassifizierung wie zu der Zeit in der Norm angegeben war (DHK 1 – 3). In diesem Fall fehlten jedoch die relevanten Holzzerstörer aus dem Freiland und Bodenkontakt (Brischke et al., 2009), sodass die laborbasierte Eingruppierung in der früheren Fassung der DIN EN 350 zu einer Überschätzung des Eichenholzes führte, insbesondere bei einer Verwendung des Holzes im Erdkontakt (siehe auch Augusta, 2007; Brischke et al., 2009; Jacobs et al., 2019; Meyer et al., 2014; Plaschkies et al., 2014). Die Kennwerte wurden in der DIN EN 350:2016-12 entsprechend angepasst und mit dem Hinweis versehen, dass bei Erdkontakt eine große Spannweite der Dauerhaftigkeit beobachtet wurde. Ebenso zeigen Untersuchungen, dass die mikroklimatischen Bedingungen bei der Verwendung zu berücksichtigen sind. An stark beschatteten oder pflanzenbewachsenen Standorten wurden deutlich geringere Dauerhaftigkeiten für Eichenholz bestimmt als bei sonnenbeschienenen Standorten (Augusta, 2007).

Die Beständigkeit des Kernholzes gegenüber Anobienbefall wird als gut eingestuft, während das Holz der Weißeichen gegenüber Termitenbefall nur mäßig dauerhaft ist (DIN EN 350:2016-12). Aufgrund der starken Verthyllung ist das Kernholz nur schwer tränkbar, während das Splintholz leicht tränkbar ist (DIN EN 350:2016-12).

Die Bearbeitbarkeit des Eichenholzes ist grundsätzlich als sehr gut zu beschreiben, wird jedoch durch die Breite der Jahrringe stark beeinflusst. Schnellgewachsenes breitringiges Holz ist aufgrund des hohen Faseranteils deutlich härter und damit in der Bearbeitung erschwert. Leichter hingegen ist die Bearbeitung des feinringigen Eichenholzes. Das Holz lässt sich sehr gut zu Messer- und Schäl furnier bearbeiten. Die Spaltbarkeit des Holzes ist sehr gut, es lässt sich mit mechanischen Werkzeugen gut hobeln, fräsen und dreheln. Zum Nageln und Schrauben sollte aufgrund der hohen Härte und der leichten Spaltbarkeit vorgebohrt werden. Eine Oberflächenbehandlung und Verleimung ist nur bei breitringigem Holz erschwert, wobei es bei der Verwendung von alkalischen Leimen zur Fleckenbildung kommen kann. Aufgrund der großen Frühholzporen bieten sich für das Polieren Porenfüller an. Durch Kalken oder Doppelbeizung lassen sich bestimmte optische Oberflächeneffekte durch Hervorhebung der Jahrringstrukturen erzielen. Eine besondere Behandlung des Eichenholzes stellt das sogenannte Räuchern dar, bei dem das Holz mit Ammoniak begast wird. Der Ammoniak reagiert mit den im Eichenholz enthaltenden Gerbsäuren und bildet alterungs- und lichtbeständige organische Salze. Damit lassen sich zahlreiche Farbvarianten von hell- bis schwarzbraun in allen Schattierungen erzielen („Räuchereiche“)

Holzeigenschaften und -verwendung der Stiel- und Traubeneiche

Tabelle 2: Elastizität, Festigkeit und Härte von Weißeichenholz (*Q. robur*, *Q. petraea*) im Vergleich zu ausgewählten einheimischen Nutzhölzern. Werte nach DIN 68364:2003-05 und Grosser und Zimmer (1998). Nomenklatur nach EN 13556:2003-10.

Table 2: Mechanical properties and hardness of European White Oak (*Q. robur*, *Q. petraea*) in comparison to alternative European wood species. Values taken from DIN 68364:2003-05 and Grosser und Zimmer (1998). Nomenclature based on EN 13556:2003-10.

Holzarten	Elastizitätsmodul aus Biegeversuch $E \parallel$ [N/mm ²]	Zugfestigkeit längs σ ZB $\parallel$ [N/mm ²]	Druckfestigkeit längs σ DB $\parallel$ [N/mm ²]	Biegefestigkeit σ BB [N/mm ²]	Bruchschlagarbeit ω [kJ/m ²]	Härte nach Brinell [N/mm ²]	
						längs	quer
Laubhölzer							
Weißeiche (QCXE)	13.000	110	52	95	60 – 75	64 – 66	34 – 41
Buche (FASY)	14.000	135	60	120	100	72	34
Esche (FXEX)	13.000	130	50	105	68	65	37 – 41
Nadelhölzer							
Fichte (PCAB)	11.000	95	45	80	46 – 50	32	12
Kiefer (PNSY)	11.000	100	47	85	40 – 70	40	19

Tabelle 3: Schwindmaße von Weißeichenholz (*Q. robur*, *Q. petraea*) im Vergleich zu ausgewählten einheimischen Nutzhölzern. Werte nach DIN 68100:2010-07 und Grosser und Zimmer (1998). Nomenklatur nach EN 13556:2003-10.

Table 3: Swelling and shrinkage of European White Oak (*Q. robur*, *Q. petraea*) in comparison to alternative European wood species. Values taken from DIN 68100:2010-07 and Grosser und Zimmer (1998). Nomenclature based on EN 13556:2003-10.

Holzarten	Schwindmaß vom frischen bis zum gedarrten Zustand bezogen auf die Abmessungen im frischen Zustand [%]				Differentialles Schwind- und Quellmaß V [%] je 1 % Holzfeuchteänderung im Bereich von u = 5 % bis u = 20 %		
	β_l	β_r	β_t	β_v	radial	tangential	t/r
Laubhölzer							
Weißeiche (QCXE)	0,4	4,0 – 4,6	7,8 – 10,0	12,6 – 15,6	0,15 – 0,22	0,28 – 0,35	2,2
Buche (FASY)	0,3	5,8	11,8	17,5 – 17,9	0,19 – 0,22	0,38 – 0,44	2,1
Esche (FXEX)	0,2	5,0	8,0	13,2 – 13,6	0,17 – 0,21	0,27 – 0,38	1,8
Nadelhölzer							
Fichte (PCAB)	0,3	3,6	7,8	12,0	0,15 – 0,19	0,27 – 0,36	2,1
Kiefer (PNSY)	0,4	4,0	7,7	12,1 – 12,4	0,15 – 0,19	0,25 – 0,36	1,9

(Lohmann und Blosen, 2010). Da nicht alle Herkünfte gleichermaßen auf die Ammoniakbehandlung reagieren, sind Vorabuntersuchungen notwendig (GDH und TI, 2015).

Während die Eisen-Gerbstoff-Reaktion in einem natürlichen Prozess die Mooreiche zu einem hochwertigen Produkt macht, kann sie bei der rezenten Weißeiche zu unerwünschten optischen und damit finanziellen Schäden führen. Beim Kontakt mit eisenhaltigen Metallen kommt es bei feuchtem Eichenholz zu denselben schwarzblauen Verfärbungen, z. B. auf Terrassendielen oder Fassadenleisten. Umgekehrt können eisenhaltige Befestigungsmittel oder Beschläge in Kontakt mit gerbstoffreichen Holzarten wie Eiche oder Edelkastanie stärker korrodieren. Es empfiehlt sich daher die Verwendung von korrosionsfreien Stählen, z. B. Edelstahl. Ferner kann es bei extraktstoffreichen Holzarten im Kontakt mit Feuchtigkeit (z. B. Fassadenleisten) zu einer Auswaschung der Holzinhaltsstoffe kommen. Die Folge können unschöne Verfärbungen und Fleckenbildung auf der Holzoberfläche sowie benachbarten Baumaterialien sein.

Für das Holz der Roteiche werden geringfügig höhere physikalische und mechanische Kennwerte angegeben, bleibt dem Weißeichenholz insgesamt aber sehr ähnlich (GDH und TI, 2015). Auch das Holz der subfossilen Eichen ist in seinen Eigenschaften trotz der langen Lagerungsdauer vergleichbar mit denen des rezenten Eichenholzes. Geringe Reduktionen des dynamischen E-Moduls konnten im Zusammenhang mit der Dunkelfärbung beobachtet werden (Kránitz et al., 2012), ebenso wie eine drastische Reduktion der natürlichen Dauerhaftigkeit. Außerdem neigt das Holz der Mooreichen zur starken Rissbildung und muss daher sehr schonend und langsam getrocknet werden. Die sonstige Bearbeitbarkeit gleicht dem Holz rezenter Eichen (Wagenführ, 2007).

4 Verwendung von Eichenholz

Die wichtigsten Rundholzsortimente für die Stiel- und Traubeneiche sind Furnier- und Sägestämme. Rundholz mit geringem Durchmesser wird als Brennholz oder Industrierundholz gehandelt. Typische Holzmerkmale sind Krümmungen, exzentrischer Wuchs, Drehwuchs oder Kernverlagerungen (Wagenführ, 2007), die die Verwendbarkeit stark einschränken können. Zu einer Holzentwertung von ehemals astfreien Stämmen kann es in Folge einer Wasserreiserbildung nach zu starken Durchforstungen kommen.

Eichenholz gehört zu den am vielseitigsten verwendeten heimischen Holzarten. Zu den hochwertigsten und derzeit wichtigsten Verwendungsweisen zählt die Innenausstattung, insbesondere für den Möbelbau und Fußbodenbeläge. Als hochwertigster Verwertungsweg gilt das Messerholz für Deckfurniere zum Einsatz im Möbelbau oder für Wandvertäfelungen. Während in der Vergangenheit insbesondere die lebhafteste, stark gemaserte Struktur mit groben Ästen („Eiche rustikal“) beim Eichenholz bevorzugt wurde, sind heute auch astfreie und geradfaserige Qualitäten gefragt. Das dunkel gebeizte Eichenholz aus früheren Zeiten ist helleren Brauntönen oder weiß gekalkten Oberflächen gewichen. Insgesamt ist die Nachfrage nach Eichenholz für die Innenausstattung sehr konstant. Auch das rustikale Eichenholz ist unter den Bezeichnungen „Ast- oder Wildeiche“ auf den Markt zurückgekehrt. Für die Furnierherstellung wird grundsätzlich mildes Eichenholz mit einer konstanten Jahrringbreite bevorzugt. Besonders gefragte Sortimente stammen aus dem Spessart oder dem Pfälzer Wald.

Neben Möbeln wird Eichenholz vor allem als Bodenbelag in Deutschland sehr geschätzt. Von großformatigen Landhausdielen bis zum kleinen Stäbchenparkett sind alle Varianten von Bodenbelägen aus Eiche auf dem Markt erhältlich. Diese sind inzwischen in unzähligen Farbvariationen, Maserungen und

Oberflächenbehandlungen erhältlich, was Eichenholz weiterhin zu dem meistverkauften Bodenbelag in Deutschland macht (Abbildung 8).



Abbildung 8: Die Verwendung von Eichenholz als Fußbodenbelag gehört zu den wichtigsten Einsatzgebieten. (Foto: Holzforschung München)

Figure 8: The use of Oak wood as flooring material is among the most important utilization options. (Photo: Holzforschung München)

Des Weiteren eignet sich Eichenholz hervorragend für Fenster (Abbildung 9), Haus- und Innentüren, Garten- und Garagentore und viele weitere Anwendungen im Ausstattungsbereich, wo es auf eine Kombination aus günstigen Festigkeitseigenschaften, dekorativem Aussehen und bei Außenanwendungen auf eine hohe natürliche Dauerhaftigkeit ankommt.

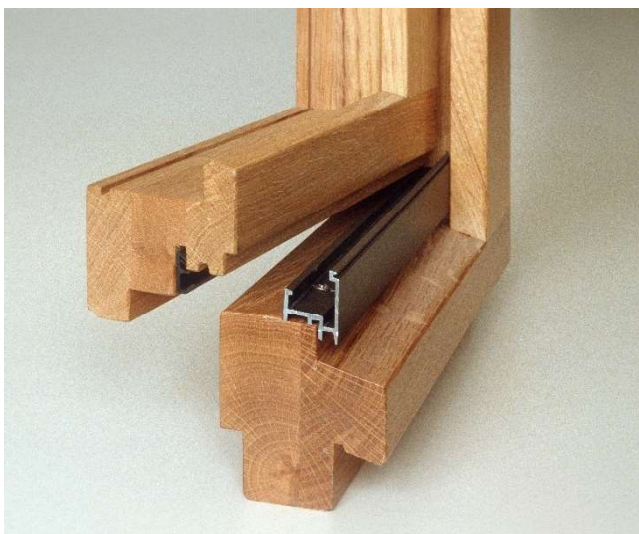


Abbildung 9: Der Fenster- und Türenbau gehört zu den typischen und hochwertigen Einsatzgebieten für Eichenholz, sowohl im Innen- als auch Außenbereich. (Foto: Holzforschung München)

Figure 9: Windows and doors are typical and high value in- and outdoor applications for Oak wood. (Photo: Holzforschung München)

Aufgrund der hohen Festigkeiten eignet sich Eichenholz besonders gut für hochbeanspruchte Baukonstruktionen im Innen- und Außenbereich, wobei hier vor allem das harte, grobringige Eichenholz Verwendung finden kann. Traditionell werden seit dem 12. Jahrhundert massive Eichenbalken in Fachwerkhäusern als tragendes Grundgerüst eingesetzt. Ferner findet sich Eichenholz in zahlreichen historischen Bauwerken. Heute ist der Einsatz von Eichenbalken in erster Linie auf die Sanierung von Baudenkmälern und historischen Gebäuden beschränkt. Allerdings ermöglichen die hohen Festigkeiten der Laubhölzer die Produktion von Bauteilen mit reduzierten Querschnittsdimensionen und eröffnen damit der Architektur neue Wege für einen filigraneren und anspruchsvolleren Holzbau. Was bisher nur in Nischenanwendungen und Einzelfällen zum Einsatz kam, wird jedoch in Folge des klimawandelbedingten Waldumbaus in einem größeren Maßstab notwendig sein. Nach und nach werden die Normen an die Besonderheiten des Laubholzes angepasst und liefern so die notwendigen Bemessungs-

grundlagen und Regulierungen für tragende Anwendungen. Derzeit ist Eichenholz in Form von festigkeitssortiertem Schnittholz im Holzbau in Deutschland nach DIN EN 14081-1:2019-10 und DIN 20000-5:2016-06 verwendbar. Eine Zulassung für keilgezinktes Vollholz aus Eiche besteht derzeit noch nicht (DIN EN 15497:2014-07). Trotz der Zulassungen zeigt das Fehlen von Standardquerschnitten für Laub-Schnittholz, welche geringe Bedeutung die Produkte im Holzbau noch immer haben (Torno et al., 2017). Inzwischen ermöglichen neue Technologien in Bearbeitung und Verklebung auch die Fertigung von Brettschichtholz (BSH) aus Eiche (Abbildung 10). Aktuell besteht für Eichen-BSH eine Europäische Technische Zulassung (ETA-13/0642) für VIGAM-BSH der Firma EYF Gámiz (Spanien), die mit den Produkten auch auf dem deutschen Markt vertreten sind. Inzwischen gibt es auch für den französischen Markt eine Zulassung für die Verbindung von Eichen BSH mit eingeklebten Gewindestangen (Jahnke und Flühöh, 2016). Für Eichen-BSH in Form einer Pfosten-Riegel-Konstruktion besteht eine bauaufsichtliche Zulassung für die Holz Schiller GmbH (abZ-9.1-821). Andernfalls ist für die Verwendung von Eiche in tragenden Anwendungen eine Zulassung im Einzelfall erforderlich.



Abbildung 10: Mit Brettschichtholz aus Eiche lassen sich Bauteile mit hohen Festigkeiten und optischer Qualität erzeugen, die der Holzbauarchitektur neue Konstruktionsweisen ermöglichen. Das Bild zeigt die Innenräume des Landwirtschaftlichen Fachstellenhauses Arenenberg in Thurgau, Schweiz, mit freiliegenden Stütz- und Tragkonstruktionen. (Foto: Roland Bernath, Grupo Gámiz)
Figure 10: Glued laminated timber from Oak is an attractive building product with high mechanical properties. The products offer architects new ways in wood buildings constructions. The photo shows the visible constructions of the agricultural education center Arenenberg in Thurgau, Switzerland. (Photo: Roland Bernath, Grupo Gámiz)

Ebenso von besonderer Relevanz ist das Eichenkernholz für die Herstellung von Fässern für die Reifung von Wein und Spirituosen (Abbildung 11). Das Holz von Eiche und auch Edelkastanie und Robinie eignet sich wegen seiner chemischen Inhaltsstoffe und dem holzanatomischen Aufbau besonders gut. Der holzanatomische Aufbau begünstigt die permanente Diffusion von Luftsauerstoff in den Wein und von Kohlendioxid aus dem Wein heraus. Aus diesem Grund werden für die Fassherstellung feinringige Eichenhölzer bevorzugt eingesetzt. Die wichtigsten Inhaltsstoffe im Eichenkernholz sind die Ellagttannine und Whiskylactone, die Farbe und Geschmack stabilisieren und dem Wein seine Geschmacksnoten (Kokos, Vanille) beisteuern (Böhm et al., 2010). Die Konzentration der Inhaltsstoffe kann stark zwischen den Baumarten variieren und damit ihre Verwendung beeinflussen (Böhm et al., 2010; Mosedale und Savill, 1996; Prida et al., 2006). Während das Holz von *Q. robur* bevorzugt für die Produktion von Cognac verwendet wird, findet *Q. petraea* eher Verwendung in der Weinherstellung (Garde-Cerdán und Ancín-Azpilicueta, 2006). Neben der Eichenart spielt auch die Herkunft des Holzes eine entscheidende Rolle, da die standörtlichen Bedingungen des Wuchsortes Einfluss auf die Extraktstoffzusammensetzung und -konzentration haben können (Böhm et al., 2010; Garde-Cerdán und Ancín-Azpilicueta, 2006). Aus diesem Grund wird nur Eichenholz aus bestimmten Regionen (z. B. dem Pfälzer Wald) für die Fassherstellung eingesetzt. Gleichermäßen kann durch die Berücksichtigung von Art, Jahrringbreite

und Standort dem Wein das geschmacklich passende Holz ausgesucht werden (Böhm et al., 2010; Nevares et al., 2019). Für die Lagerung und Reifung von Flüssigkeiten sind nur Eichenarten mit einem bestimmten anatomischen und chemischen Aufbau geeignet (u. a. noch die Amerikanische Weißeiche, *Q. alba*). Aufgrund der grobporigen Struktur und schwachen Verthyllung der Gefäße ist das Holz der Roteiche (*Q. rubra*) leichter durchlässig für Flüssigkeiten und Gase und für Fässer daher ungeeignet. Außerdem fehlen dem Roteichenholz die Whiskylactone und damit die wichtigsten Aromastoffe für die Weinherstellung (Garde-Cerdán und Ancín-Azpilicueta, 2006).



Abbildung 11: Eichenholz ist das wichtigste Material in der Käferei. (Foto: Holzforschung München)
Figure 11: Oak is the most important wood species in cooperage. (Photo: Holzforschung München)

Aufgrund der relativ guten Beständigkeit gegenüber Pilzbefall, kann das Eichenkernholz auch gut im Außenbereich eingesetzt werden. Traditionell fand Eichenholz Anwendung in Wasserrädern, für Brückenkonstruktionen und im Wasserbau sowie als Bahnschwellen. Neben dem Einsatz im Schiffs- und Bootsbau, der auch bis heute üblich ist, wurde Eichenholz im Fahrzeug-, Waggon- und Containerbau eingesetzt. Ferner wird Eichenholz bis heute in verschiedenster Form im Garten- und Landschaftsbau verwendet. Eine hochwertige Anwendung im Außenbereich sind Garten- und Straßenmöbel, Spielgeräte sowie Terrassenbeläge. Schlechtere Rundholzqualitäten kleinerer Dimensionen finden in landwirtschaftlichen Regionen als Zaunpfähle Anwendung (Grosser und Teetz, 1998). In diesem Zusammenhang sei allerdings auf die beobachtete geringe Dauerhaftigkeit des Eichenkernholzes im Erdkontakt hingewiesen. Ebenso stellt die Verwertung von Holz kleiner Dimensionen und minderwertiger Qualität als Brennholz eine wichtige Verwendung dar. Luftgetrocknetes Eichenholz hat etwa einen Heizwert von 4,15 kWh/kg und ist damit vergleichbar mit Buchenholz (Hahn et al., 2014).

Historisch bedeutsam war Eichenholz als Malgrundlage für Gemälde niederländischer und polnischer Künstler des 15. bis 17. Jahrhunderts (Bauch und Eckstein, 1970; Klein und Wazny, 1991). Eichenholz wurde nicht nur als Malunterlage geschätzt, sondern häufig auch zur Anfertigung von Kirchenmöbeln, -skulpturen und -schnitzereien sowie für Altarretabeln genutzt.

Ein besonders hochwertiges und dekoratives Sortiment stellen die Mooreichen dar. Die nur in begrenzter Zahl verfügbaren Stämme werden zu entsprechend hohen Marktpreisen gehandelt, wobei die Preise in Abhängigkeit von Dimension, Zustand und Farbe stark variieren können. Das Holz der Mooreiche wird für hochwertige Anwendungszwecke im dekorativen Innenausbau in Form von Messerfurnier für Möbel, Vertäfelungen oder Intarsien, sowie als Parkett und Objekte des Kunsthandwerks (Drehchsel- und Schnitzwaren, Skulpturen) eingesetzt.

Neben der Verwendung von Eichenholz, liefert der Baum darüber hinaus Rinde zur Tanningewinnung, zur Gerberei oder zu Färbezwecken. Die Eicheln dienten nicht nur dem Menschen in der Vergangenheit als Kaffee- oder Mehlersatz (Spiekermann, 2019a, 2019b), sondern sind bis heute ein ausgezeichnetes Tierfutter in einer agro-forstlichen Haltung alter Schweinerassen zur Produktion von Fleisch- und Wurstwaren (Huss et al., 2010).

Literatur

- Aas, G. (2021): Mitteleuropäische Eichen (*Quercus* spp.): Taxonomie, Verbreitung, Morphologie und Reproduktion. In: Kilian Stimm (Hg.): Die Eiche. Facetten zu Ökologie, Naturschutz, Wachstum und waldbauliche Perspektiven. Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 221. Freising (2021), S. 7–19.
- Augusta, U. (2007): Untersuchung der natürlichen Dauerhaftigkeit wirtschaftlich bedeutender Holzarten bei verschiedener Beanspruchung im Außenbereich. Dissertation. University of Hamburg (UHH), Hamburg, 206 S.
- Bauch, J., Eckstein, D. (1970): Dendrochronological dating of Oak panels of Dutch seventeenth-century paintings. *Studies in Conservation* 15, 45–50.
- Böhm, S., Große, S., Jochum, M., Letzel, T., Müller-Schick, C., Schmarr, H.-G., Seegmüller, S. (2010): Fassholz aus Rheinland-Pfalz, Trippstadt, 104 S.
- Braun, H.J. (1970): Funktionelle Histologie der sekundären Sproßachse. I. Das Holz. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- Brischke, C., Welzbacher, C.R., Rapp, A.O., Augusta, U., Brandt, K. (2009): Comparative studies on the in-ground and above-ground durability of European oak heartwood (*Quercus petraea* Liebl. and *Quercus robur* L.). *Eur. J. Wood Prod.* 67 (3), 329–338. 10.1007/s00107-009-0329-x.
- DIN EN 350:2016-12: Dauerhaftigkeit von Holz und Holzprodukten – Prüfung und Klassifizierung der Dauerhaftigkeit von Holz und Holzprodukten gegen biologischen Angriff. Beuth, Berlin.
- EN 13556:2003-10: Rund- und Schnittholz: Nomenklatur der in Europa verwendeten Handelshölzer. Beuth, Berlin.
- DIN EN 14081-1:2019-10: Holzbauwerke - Nach Festigkeit sortiertes Bauholz für tragende Zwecke mit rechteckigem Querschnitt - Teil 1: Allgemeine Anforderungen. Beuth, Berlin.
- DIN EN 15497:2014-07: Keilgezinktes Vollholz für tragende Zwecke - Leistungsanforderungen und Mindestanforderungen an die Herstellung. Beuth, Berlin.
- DIN 20000-5:2016-06: Anwendung von Bauprodukten in Bauwerken - Teil 5: Nach Festigkeit sortiertes Bauholz für tragende Zwecke mit rechteckigem Querschnitt. Beuth, Berlin.
- DIN 68100:2010-07: Toleranzsystem für Holzbe- und -verarbeitung – Begriffe, Toleranzreihen, Schwind- und Quellmaße. Beuth, Berlin.
- DIN 68364:2003-05: Kennwerte von Holzarten: Rohdichte, Elastizitätsmodul und Festigkeiten. Beuth, Berlin.
- Garde-Cerdán, T., Ancín-Azpilicueta, C. (2006): Review of quality factors on wine ageing in oak barrels. *Trends in Food Science & Technology* 17 (8), 438–447. 10.1016/j.tifs.2006.01.008.
- Gesamtverband Deutscher Holzhandel e.V. (GDH), Thünen Institut (TI) (2015): Blatt 063 Eichenhölzer. Merkblattreihe Holzarten, Berlin, 4 S.
- Grosser, D. (2007): Die Hölzer Mitteleuropas: Ein mikrophotographischer Lehratlas, 1. Aufl., Kessel, Remagen, 218 S.
- Grosser, D., Teetz, W. (1998): Blatt 8 Eiche. In: Holzabsatzfonds (Ed.) Loseblattsammlung: Einheimische Nutzhölzer, Bonn.
- Grosser, D., Zimmer, B. (1998): Einheimische Nutzhölzer und ihre Verwendungsmöglichkeiten. In: Arbeitsgemeinschaft Holz e. V., Entwicklungsgemeinschaft Holzbau (EGH) in der Deutschen Gesellschaft für Holzforschung e. V., Holzabsatzfonds (Eds.) Informationsdienst Holz. Holzbau Handbuch Reihe 4, Teil 2, Folge 2, München, Bonn.
- Hahn, J., Schardt, M., Schulmeyer, F., Mergler, F. (2014): Der Energieinhalt von Holz. Merkblatt der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 12, Freising, 4 S.
- Huss, H.-H., Stimm, B., Mosandl, Reinhard (2010): Eichelmast mit Schweinen: Abschlussbericht BMELV-BLW-05BM014, Freising, 33 S.
- Jacobs, K., Plaschkies, K., Scheiding, W., Weiß, B., Melcher, E., Conti, E., Fojutowski, A., Le Bayon, I. (2019): Natural durability of important European wood species against wood decay fungi. Part 2: Field tests and fungal community. *International Biodeterioration & Biodegradation* 137, 118–126. 10.1016/j.ibiod.2018.12.002.

- Jahnke, J., Flühöh, F. (2016): Brettschichtholz Eiche nimmt Fahrt auf. 22. Internationales Holzbau-Forum (IHF), 9 S.
- Klein, P., Wazny, T. (1991): Dendrochronological analyses of paintings of Gdansk painters of the 15th to the 17th century. *Dendrochronologia* 9, 181-191.
- Kránitz, K., Baradit, E., Dobrowolska, E., Plötze, M., Niemz, P. (2012): Untersuchungen zu Eigenschaften von Mooreiche. *Holztechnologie* 53 (1), 11-17.
- Lohmann, U., Blosen, M. (2010): *Holzlexikon*, 4. Aufl., Nikol, Hamburg, 1423 S.
- Meyer, L., Brischke, C., Melcher, E., Brandt, K., Lenz, M.-T., Soetbeer, A. (2014): Durability of English oak (*Quercus robur* L.) – Comparison of decay progress and resistance under various laboratory and field conditions. *International Biodeterioration & Biodegradation* 86, 79-85. 10.1016/j.ibiod.2013.06.025.
- Mosedale, J.R., Savill, P.S. (1996): Variation of heartwood phenolics and oak lactones between the species and phenological types of *Quercus petraea* and *Q. robur*. *Forestry* 69 (1), 47-55.
- Naturalis (2020): Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 2020-06-04 Beta. www.catalogueoflife.org/col. Zugriff am 24.08.2020.
- Nevarés, I., del Alamo-Sanza, M., Martínez-Martínez, V., Menéndez-Miguélez, M., van den Bulcke, J., van Acker, J. (2019): Influence of *Quercus petraea* Liebl. wood structure on the permeation of oxygen through wine barrel staves. *Holzforschung* 73 (9), 859-870. 10.1515/hf-2018-0299.
- Plaschkies, K., Jacobs, K., Scheiding, W., Melcher, E. (2014): Investigations on natural durability of important European wood species against wood decay fungi. Part 1: Laboratory tests. *International Biodeterioration & Biodegradation* 90, 52-56. 10.1016/j.ibiod.2014.01.016.
- Prida, A., Boulet, J.-C., Ducouso, A., Nepveu, G., Puech, J.-L. (2006): Effect of species and ecological conditions on ellagitannin content in oak wood from an even-aged and mixed stand of *Quercus robur* L. and *Quercus petraea* Liebl. *Ann. For. Sci.* 63 (4), 415-424. 10.1051/forest:2006021.
- Rede, V., Essert, S., Šokčević, Z. (2017): Bending strength dependence of load-to-annual ring direction. *Mat.-wiss. u. Werkstofftech.* 48 (8), 773-778. 10.1002/mawe.201700023.
- Richter, H.-G., Dallwitz, M.J. (2000 fortl.): Commercial timbers: descriptions, illustrations, identification, and information retrieval: In English, French, German, Portuguese, and Spanish.
- Spiekermann, U. (2019a): Eichelbrot – Notnahrung, Armenspeise, Gaumenhappen. <https://uwe-spiekermann.com/2019/03/09/eichelbrot-notnahrung-armenspeise-gaumenhappen/>. Zugriff am 18.08.2020.
- Spiekermann, U. (2019b): Eichelkaffee – Schwaches Heilmittel und bitteres Kaffeesurrogat. <https://uwe-spiekermann.com/2019/03/22/eichelkaffee-schwaches-heilmittel-und-bitteres-kaffeesurrogat/>. Zugriff am 18.08.2020.
- Torno, S., Jentsch, A., Lattke, F. (2017): Konstruktive Bauprodukte aus europäischen Laubhölzern. *spezial*, Düsseldorf, 60 S.
- Wagenführ, R. (2007): *Holzatlas*, 6. Aufl., Fachbuchverl. Leipzig im Hanser Verl., Leipzig, 816 S.

Autorenverzeichnis

Aas, Gregor; Gregor.Aas@uni-bayreuth.de
Universität Bayreuth, Ökologisch-Botanischer Garten

Abt, Alexander; alexander.abt@forstbw.de
ForstBW

Aichmüller, Peter
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Waldschutz

Ambs, Dominik
Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde

Blaschke, Markus
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Biodiversität, Naturschutz und Jagd

Bischof, Julia
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Waldschutz

Falk, Wolfgang; Wolfgang.falk@lwf.bayern.de
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Boden und Klima

Felbermeier, Bernhard
Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Ökosystemdynamik und Waldmanagement in Gebirgslandschaften

Graf, Walter; grafwalter45@gmail.com
zuletzt Bayerische Staatsforsten AöR, Forstbetrieb Arnstein

Gossner, Martin M.
Forest Entomology, Swiss Federal Research Institute WSL
ETH Zurich, Department of Environmental Systems Science, Institute of Terrestrial Ecosystems

Haane, Antonius; antoniushaane@gmail.com
Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Ökosystemdynamik und Waldmanagement in Gebirgslandschaften

Hahn, Andreas; andreas.hahn@lwf.bayern.de
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Waldschutz

Hausknecht, Britta
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Informationstechnologie

Heym, Michael
Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Waldbau und Bergwald

Huber, Stefan

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Waldschutz

Kienlein, Sebastian

Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Ökosystemdynamik und Waldmanagement in Gebirgslandschaften

Lauterbach, Martin

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Biodiversität, Naturschutz und Jagd

Lemme, Hannes

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Waldschutz

Leroy, Benjamin M. L.

Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Terrestrische Ökologie

Lobinger, Gabriela

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Waldschutz

Ludwig, Andreas

Pflanzgartenstützpunkt Laufen der Bayerischen Staatsforsten

Müller, Jörg; joerg.mueller@npv-bw.bayern.de

Feldstation Fabrikschleichach, Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie (Zoologie III),
Biozentrum Universität Würzburg
Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Sachgebiet Naturschutz und Forschung

Müller-Kroehling, Stefan

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Biodiversität, Naturschutz und Jagd

Nagel, Ralf-Volker

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Waldwachstum

Pretzsch, Hans

Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde

Risse, Michael; risse@hfm.tum.de

Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Holzwissenschaft

Schirmer, Randolph

Bayerisches Amt für Waldgenetik, Sachgebiet Forstgenetisches Versuchswesen

Schreiber, Klaus; Klaus.schreiber@lwf.bayern.de

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Biodiversität, Naturschutz und Jagd

Steckel, Mathias; Mathias.steckel@tum.de

Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde

Stimm, Bernd

Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Ökosystemdynamik und Waldmanagement in Gebirgslandschaften

Stimm, Kilian; Kilian.stimm@tum.de

Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde

Straßer, Ludwig

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Waldschutz

Tretter, Stefan

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Waldbau und Bergwald

Uhl, Enno; Enno.uhl@tum.de

Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde

Utschig, Heinz; Heinz.utschig@baysf.de

Bayerische Staatsforsten AÖR, Forstbetrieb Wasserburg a. Inn

Weisser, Wolfgang W.; Wolfgang.weisser@tum.de

Technische Universität München, TUM School of Life Sciences, Lehrstuhl für Terrestrische Ökologie

Zollner, Alois

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Biodiversität, Naturschutz und Jagd

Forstliche Forschungsberichte München

Schriftenreihe des Zentrums Wald Forst Holz Weihenstephan

Stand: 23.10.2021

* zuzüglich 7 % USt, einschließlich Versand

lfd. Nr.	Jahr	Autor	Titel	Bezugspreis*
220	2020	J. Ewald, A. Göttlein, J. Prietzel, M. Kohlpaintner, B. Reger, M. Olleck	Alpenhumus als klimasensitiver C-Speicher und entscheidender Standortfaktor im Bergwald; 154 S.	25,00 €
219	2021	B. Felbermeier, B. Stimm (Hrsgb.)	Waldbau weltweit 2.0 - Festschrift anlässlich der Verabschiedung von Prof. Dr. Dr. Reinhard Mosandl; 282 S.	30,00 €
218	2020	J. Hamberger (Hrsgb.)	Beiträge zur Forstgeschichte: Festschrift zur Ruhestandsversetzung von LWF-Präsident Olaf Schmidt; 214 S.	30,00 €
217	2017	E. Thurm	Mixed stands of Douglas-fir and European beech compared to pure stands: Patterns and growth analyses in dependence of site conditions	25,00 €
216	2017	J. Hamberger (Hrsgb.)	Forum Forstgeschichte - Festschrift zum 25-jährigen Bestehen des Arbeitskreises Forstgeschichte; 162 S.	25,00 €
215	2016	A. König, M. Scheingraber, J. Mitschke	Energiegehalt und Qualität der Nahrung von Rehen (Capreolus capreolus) im Jahresvergleich in zwei unterschiedlich geprägten Habitaten	25,00 €
214	2015	A. Wallner, R. Seitz, (Hrsgb.)	Der gepixelte Wald - Reloaded; 148 S.	25,00 €
213	2015	A. Schubert, W. Falk, U. Stetter (Hrsgb.)	Waldböden in Bayern - Ergebnisse der BZE II; 144 S.	25,00 €
212	2014	A. Göttlein, K. Katzensteiner, A. Rothe	Standortsicherung im Kalkalpin - SicALP; Abschlussbericht zum Forschungsprojekt INTERREG BY/Ö J00183	18,00 €
211	2012	S. Korten, J. Hamberger, R. Pausch	Beiträge zur Forstlichen Arbeitswissenschaft und Angewandten Informatik - Festschrift zur Emeritierung von Prof. Dr. Walter Warkotsch	15,00 €
210	2011	B. Michler, A. Fischer	Arzneipflanzen in Bayerischen Wäldern: Analyse des natürlichen, nachhaltig nutzbaren Potenzials	15,00 €
209	2010	O. Schmidt, R. Seitz	Der gepixelte Wald - Forstliche Fernerkundung vor dem Hintergrund aktueller Entwicklungen in Umwelt und Technik	15,00 €
208	2010	B. Beinhofer	Zur Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwissenschaft	20,00 €
207	2009	S. Höllerl	Auswirkung von waldbaulichen Maßnahmen auf die Stabilität von Fichtenreinbeständen in der Bergmischwaldstufe der Bayerischen Alpen	25,00 €
206	2009	J. Hamberger	Forum Forstgeschichte Festschrift zum 65. Geburtstag von Prof. Dr. Egon Gundermann	25,00 €
205	2007	E. Gundermann, O. Schmidt	Forum Forstgeschichte Ergebnisse des Arbeitskreises Forstgeschichte in Bayern 2005 - 2007	15,00 €
204	2007	S. Korten	Holzernteschäden an Fichten-Buchen-Verjüngung Ausmaß, Verteilung, Prognose und Bewertungsansätze	41,00 €
203	2007	R. Schmidt	Forstgeschichte des Hochstifts Eichstätt von den Anfängen bis zur Säkularisation	vergriff.
202	2006	M. Heurich	Evaluierung und Entwicklung von Methoden zur automatisierten Erfassung von Waldstrukturen aus Daten flugzeuggetragener Fernerkundungssensoren	43,00 €
201	2006	F. Schönfeld et al.	Einfluss des Häutungshemmers Diflubenzuron auf die Fauna von Waldlebensgemeinschaften	20,00 €
200	2005	S. Wittkopf	Zur Bereitstellung von Hackgut zur thermischen Verwertung durch Forstbetriebe in Bayern	18,00 €
199	2005	R. Pausch	Ein System-Ansatz zur Darstellung des Zusammenhangs zwischen Waldstruktur, Arbeitsvolumen und Kosten in naturnahen Wäldern Bayerns	38,00 €
198	2005	E. Gundermann, O. Schmidt, R. Beck	Forum Forstgeschichte Ergebnisse des Arbeitskreises Forstgeschichte in Bayern 2003/2004	15,00 €
197	2004	A. Fischer, U. Wotschikowsky	Wald und Schalenwild in den Isaraunen Waldökologisch-wildbiologisches Gutachten für das Rotwildgebiet Isaraunen	18,00 €
196	2003	R. Blaschke, B. Felbermeier	Satellitendaten für die Forstwirtschaft - Nutzeranforderungen der forstlichen Praxis und Potential der optischen Satellitenfernerkundung	23,00 €
195	2003	T. Nörr	Wurzeldeformationen - ein Risiko für die Bestandesstabilität? Entstehung, Entwicklung und Auswirkungen von Wurzeldeformationen	24,00 €
194	2003	M. Zierhut	Die Geschichte der Traunsteiner Salinenwälder	50,00 €
193	2003	T. Knoke	Eine Bewertung von Nutzungsstrategien für Buchenbestände (Fagus sylvatica L.) vor dem Hintergrund des Risikos der Farbkernbildung - eine waldbaulich-	15,00 €

			forstökonomische Studie	
192	2003	R. Mosandl, H. El Kabteb, B. Stimm	Waldbau - weltweit Beiträge zur internationalen Waldbauforschung Silviculture - worldwide Contributions to international silvicultural research	18,00 €
191	2003	E. Gundermann, R. Beck	Forum Forstgeschichte Ergebnisse des Arbeitskreises Forstgeschichte in Bayern 2000-2002	15,00 €
190	2002	A. Spangenberg	Stickstoffbelastung an Waldrändern- Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission	13,00 €
189	2002	O. Bauer	Von der ungeregelten Waldnutzung zur nachhaltigen Forstwirtschaft. Eine Analyse der Prozesse in Bayern an der Schwelle zum 19. Jahrhundert	vergriff.
188	2002	J. Hamberger	GPS als Mittel zum umweltschonenden Maschineneinsatz: Navigation von Forstmaschinen und Dokumentation ihrer Fahrbewegungen	15,00 €
187	2002	A. Schubert	Bayerische Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen - Bodenuntersuchungen -	46,00 €
186	2002	H.-P. Dietrich, S. Raspe, T. Preuhsler	Inventur von Biomasse- und Nährstoffvorräten in Waldbeständen	15,00 €
185	2001	K. Hammel, M. Kennel	Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushaltes von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90	12,00 €
184	2001	S. Raspe	Konzepte für eine integrierende Standardauswertung der Messergebnisse von den bayerischen Waldklimastationen	13,00 €
183	2001	S. Reimeier	Analyse der Zuwachsveränderungen von Waldbeständen und Möglichkeiten der Prognose aus Daten permanenter Stichprobeninventuren	18,00 €
182	2001	A. Bauer	Möglichkeiten zur Extensivierung der Forsteinrichtung im Hochgebirge durch Einsatz moderner Techniken der Luftbilddauswertung	13,00 €
180	2000	E. Gundermann, R. Beck	Forum Forstgeschichte Ergebnisse des Arbeitskreises Forstgeschichte in Bayern 1998/1999	13,00 €
179	2000	B. Küster	Die Auswirkungen unterschiedlicher waldbaulicher Behandlungen auf das Wachstum und die Qualitätsentwicklung junger Traubeneichen (Quercus petraea (Matt.) Liebl.)	18,00 €
178	2000	E. Gundermann, G. Braun	Waldbelange der Infrastrukturplanung	7,50 €
177	1999	F. J. Mayer	Beziehungen zwischen der Belaubungsdichte der Waldbäume und Standortparametern - Auswertung der bayerischen Waldzustandsinventuren -	12,00 €
176	1999	A. Fischer, R. Mössmer	Forschung in Sturmwurf-Ökosystemen Mitteleuropas	12,00 €
175	1999	KOLLOQUIUM	Die Bedeutung forstwirtschaftlicher Zusammenschlüsse als Marktpartner Herausforderungen und Entwicklungsmöglichkeiten	7,50 €
174	1998	W. Warkotsch, K. Dummel	Formec '98 32. Internationales Symposium Mechanisierung der Waldarbeit	12,00 €
173	1998	E. Gundermann, R. Beck	Forum Forstgeschichte Ergebnisse des Arbeitskreises Forstgeschichte in Bayern 1997	12,00 €
172	1998	P. Bartelheimer, M. Moog, M. Suda	Waldbewirtschaftung und Holzimage Konzepte und Probleme	7,50 €
171	1998	M. Bachmann	Indizes zur Erfassung der Konkurrenz von Einzelbäumen. Methodische Untersuchung in Bergmischwäldern	20,50 €
170	1998	T. Knoke	Analyse und Optimierung der Holzproduktion in einem Plenterwald - zur Forstbetriebsplanung in ungleichaltrigen Wäldern	vergriff.
169	1998	H. Moeschke	Abflußgeschehen im Bergwald - Untersuchungen in drei bewaldeten Kleineinzugsgebieten im Flysch der Tegernseer Berge	20,50 €
168	1998	M. Kennel	Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Waldökosystemen Fallstudien: Forsthydrologisches Forschungsgebiet Krofdorf Referenzeinzugsgebiet Große Ohe	24,00 €
167	1998	K.-H. Mayer	Die Forstgeschichte des Fichtelgebirges	vergriff.
166	1997	T. Preuhsler, W. Grimmeisen	Methoden zur Bodenfeuchte-Erfassung	12,00 €
165	1997	W. Warkotsch	Entwicklungen in der Forstlichen Arbeitswissenschaft, Verfahrenstechnik und Angewandten Informatik	10,50 €
164	1997	A. Menzel	Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen - Auswertung der Beobachtungen in den Internationalen Phänologischen Gärten und Möglichkeiten der Modellierung von Phänodaten	15,50 €
163	1997	A. Rothe	Einfluß des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes am Standort Höglwald	vergriff.

162	1997	KOLLOQUIUM	Entwicklung der Wirtschaftsbeziehungen zu Osteuropa - Bedrohung oder Chance	7,50 €
161	1997	E. Gundermann, R. Beck	Forum Forstgeschichte. Ergebnisse des Arbeitskreises Forstgeschichte in Bayern 1996	vergriff.
160	1996	M. Reuther et al.	Waldzustandserfassung im Fichtelgebirge und Erzgebirge mit Hilfe der Fernerkundung	20,50 €
159	1996	K. Böswald	Zur Bedeutung des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt, eine Analyse am Beispiel des Bundeslandes Bayern	10,50 €
158	1996	Ch. Ammer	Konkurrenz um Licht - Zur Entwicklung der Naturverjüngung im Bergmischwald	16,50 €
157	1996	D. Matthies	Neuartige Verfahren zur Bestimmung der Gasleitfähigkeit von porösen Materialien, insbesondere von Böden	16,50 €
156	1996	KOLLOQUIUM	Großschutzgebiete. Ökonomische und politische Aspekte	10,00 €
155	1996	M. Wäber	Aktives Biomonitoring von Immissionswirkungen. Bewertung ausgewählter Methoden	15,50 €
154	1996	J. Breitsameter	Untersuchungen zum Feststoffaustrag aus unterschiedlich dicht bewaldeten Kleineinzugsgebieten im Flysch und in den Kalkalpen der Tegernseer Berge	16,50 €
153	1995	T. Preuhsler	Methoden der Permanent-Zuwachsmessung	10,50 €
152	1995	E. Gundermann, R. Beck	Forum Forstgeschichte. Ergebnisse des Arbeitskreises Forstgeschichte in Bayern 1995	10,50 €
151	1995	S. Nüsslein	Struktur und Wachstumsdynamik jüngerer Buchen-Edellaubholz-Mischbestände in Nordbayern	18,00 €
150	1995	K.-H. Häberle	Wachstumsverhalten und Wasserhaushalt eines Fichtenklones (Picea abies (L.)Karst.)unter erhöhten CO ₂ - und O ₃ -Gehalten der Luft bei variiertem Stickstoff- und Wasserversorgung	12,00 €
149	1995	E. Kolb	Einfluß einer Klimaerwärmung auf den Stickstoffhaushalt von Waldböden	10,50 €
148	1995	H. Breinlinger	Wavelet-Transformation und Neuronale Netze als Verfahren der Digitalen Signalverarbeitung für forstwissenschaftliche Anwendungen	10,00 €
147	1995	KOLLOQUIUM	Marketing für Forst- und Holzprodukte. Bestandsaufnahme und Perspektiven	7,50 €
146	1994	U. Ammer, A. Fischer, R. Mössmer, H. Ut-schick	Das Seeholz bei Diessen am Ammersee. Pflege- und Entwicklungsplanung für ein waldreiches Naturschutzgebiet	27,00 €
145	1994	E.-M. Mössmer, U. Ammer, T. Knoke	Technisch-biologische Verfahren zur Schutzwaldsanierung in den oberbayerischen Kalkalpen	10,50 €
144	1994	M. Schmitt	Waldwachstumskundliche Untersuchungen zur Überführung fichtenreicher Baumhölzer in naturnahe Mischbestände mit Dauerwaldcharakter	17,50 €
143	1994	M. Suda, E. Gundermann	Auswirkungen und monetäre Bewertung von Wildschäden im Bereich wasserwirtschaftlicher Sanierungsflächen des Bayerischen Alpenraumes	16,50 €
142	1994	H. Löffler & Messe München GmbH	7. Internationaler Kongreß Interforst Juli 1994. Wald und Holz im Dienst der Umwelt	17,00 €
141	1994	M. Kahn	Modellierung der Höhenentwicklung ausgewählter Baumarten in Abhängigkeit vom Standort	17,00 €
140	1994	E.-M. Mössmer, U. Ammer	Pioniereigenschaften von Gehölzen in schneegleitgefährdeten Schutzwaldlagen im montanen und subalpinen Bereich der Bayerischen Kalkalpen	17,50 €
139	1994	C. Hofmann, H. Fischer, K.-E. Rehfuess	Bodenkundliche und hydrologische Untersuchungen in den Hochlagen des Inneren Bayerischen Waldes - Ein Beitrag zur Aufklärung der montanen Vergilbung von Fichtenbeständen	17,50 €
138	1994	J. Guttenberger	Energetische Bedingungen für die Schnee verdunstung im Wald und im Freiland	17,00 €
137	1994	E. Gundermann, K.-R. Volz	Forum Forstgeschichte. Ergebnisse des Arbeitskreises Forstgeschichte in Bayern 1994	7,50 €
136	1994	KOLLOQUIUM	Rohholzabsatz als Organisationsproblem	8,50 €
135	1993	H.-G. Michiels	Die Stellung einiger Baum- und Straucharten in der Struktur und Dynamik der Vegetation im Bereich der hochmontanen und subalpinen Waldstufe der Bayerischen Kalkalpen	14,00 €
134	1993	B. Felbermeier	Der Einfluß von Klimaänderungen auf die Areale von Baumarten. Methodenstudie und regionale Abschätzung für die Rotbuche (Fagus sylvatica L.) in Bayern	13,00 €
133	1993	Ch. Kölling	Die Zusammensetzung der Bodenlösung in sturmgeworfenen Fichtenforst (Picea abies (L.)Karst.)- Ökosystemen	10,50 €

131	1993	A. Fuchs	Wiederholungsaufnahme und Auswertung einer permanenten Betriebsinventur im Bayerischen Forstamt Ebrach	12,00 €
130	1993	W. Koch	Langjähriger Reinluft/Standortluft-Vergleich des Gaswechsels von Fichte unter Freilandbedingungen - Ein Beitrag zur Waldschadensforschung	5,50 €
129	1993	R. Kotru	Structure and developmental dynamics of natural spruce (<i>Picea smithiana</i> (Wall.) Boissier) - silver fir (<i>Abies pindrow</i> Royle) forests in the Indian North-western Himalayas under varying degrees of human impact	13,00 €
128	1993	A. Brunner	Die Entwicklung von Bergmischwaldkulturen in den Chiemgauer Alpen und eine Methodenstudie zur ökologischen Lichtmessung im Wald	14,00 €
127	1993	KOLLOQUIUM	Perspektiven für Angebot und Nachfrage auf den Industrieholzmärkten	6,50 €
126	1993	P. Burschel, E. Kürsten, B. C. Larson	Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt - Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland	vergriff.
125	1992	R. Mössmer et al.	Erhebung des Waldzustandes in Bayern 1989 bis 1991. Landesweite terrestrische Erhebung, Luftbilder, Dauerbeobachtungsflächen	12,00 €
124	1992	M. Freist-Dorr	Struktur und Wachstum süddeutscher Trauben-Eichen-Buchen-Mischbestände. Darstellung am Beispiel langfristig beobachteter Versuchsflächen	13,00 €
123	1992	S. Ammer	Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Lumbricidenfauna und deren Leistungen (Höglwaldexperiment)	13,00 €
122	1992	H. WERNER	Das Indigopapier - Sensitives Element zum Aufbau von Passivsammlern zur Messung von Ozonimmissionen	12,00 €
121	1992	KOLLOQUIUM	Die Waldbesitzstruktur in Deutschland als Problem der Forst- und Holzwirtschaft	6,50 €
120	1992	G. Heiss	Erfassung und Bewertung großflächiger Waldgebiete zum Aufbau eines Schutzgebietssystems in der Bundesrepublik Deutschland	vergriff.
119	1992	F. Binder	Aufforstung in Waldschadensgebieten -Untersuchungen zur künstlichenVerjüngung von Beständen im Frankenwald, Fichtelgebirge und in den Bayerischen Kalkalpen	13,00 €
118	1992	A. Hantge	Eignung der Isoenzymmuster von Peroxidase, Superoxid-Dismutase und Saurer Phosphatase aus Nadeln der Fichte (<i>Picea abies</i> (L.)Karst.)zur Indikation von Schadstoffeinflüssen	12,00 €
117	1992	A. K. Khattak	Development of a model forest management plan for the Panjul forest in Western Himalaya (Pakistan)	12,00 €
116	1992	H. Wolf	Untersuchungen zur genetischen Variation des Monoterpenmusters im Nadelharz der Weißtanne (<i>Abies alba</i> Mill.)	12,00 €
115	1992	H. Pretzsch	Konzeption und Konstruktion von Wachstumsmodellen für Rein- und Mischbestände	15,50 €
114	1991	U. Sauter	Versuche zur Wirkung von sulfatisch, carbonatisch und silikatisch gebundenem Magnesium auf Ernährungszustand und Wachstum junger Fichten, chemischen Bodenzustand und Sickerwasserbefrachtung	17,00 €
113	1991	KOLLOQUIUM	Chancen und Probleme für die Forst- und Holzwirtschaft im geeinten Deutschland	7,50 €
112	1991	J. Hamberger	Geschichte des Waldes der Stadt Iphofen	12,00 €
111	1991	H. El Kateb	Der Einfluß waldbaulicher Maßnahmen auf die Sproßgewichte von Naturverjüngungspflanzen im Bergmischwald	12,00 €
110	1991	G. Ohrner	Zur Herleitung von Stücklohtarifen in der Holzernte, dargestellt am Beispiel der Holzernte in den bayerischen Hochgebirgsforstämtern	14,00 €
109	1991	M. Weber	Waldbauliche Untersuchungen zu den neuartigen Waldschäden in jungen Fichtenbeständen Ostbayerns	7,50 €
108	1990	K.-R. Volz	Die staatliche Waldankaufspolitik als Bestandteil der Forstpolitik - Eine Untersuchung am Beispiel der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg -	12,00 €
107	1990	H. Weisgerber	Beiträge zur genetischen Variation der Waldbäume und Gefahren der Genverarmung durch Pflanzenzüchtung	15,00 €
106	1990	H.-W. Führer	Einflüsse des Waldes und waldbaulicher Maßnahmen auf Höhe, zeitliche Verteilung und Qualität des Abflusses aus kleinen Einzugsgebieten - Projektstudie im Krodorfer Buchenforst	15,50 €
105	1990	W. Foerster	Zusammenfassende ertragskundliche Auswertung der Kiefern-Düngungsversuchsflächen in Bayern - ein Beitrag zur Beschreibung des Kiefernwachstums in Süddeutschland	15,00 €
104	1990	J. Schmidt	Überlegungen zur Erfassung und Beschreibung von Wachstumsgängen am Beispiel der Durchmesserentwicklung der letzten Jahrzehnte von Fichtenaltbeständen in Bayern unter besonderer Berücksichtigung witterungsbedingter Zuwachsreaktion	12,00 €

103	1990	KOLLOQUIUM	Aktivitäten der EG aus der Sicht der deutschen Forst- und Holzwirtschaft	7,50 €
102	1990	M. Alcubilla, R. Heibl, K.-E. Rehfuess	Langfristige Effekte von Düngungsmaßnahmen auf die chemische Zusammensetzung von Fichtenbast und -holz und ihre Hemmwirkung gegenüber Heterobasidion annosum (Fr.) Bref. - Ein Beitrag zur Rotfäuleforschung -	10,50 €
101	1990	T. Preuksler	Einfluß von Grundwasserentnahmen auf die Entwicklung der Waldbestände im Raum Genderkingen bei Donauwörth	6,50 €
100	1989	M. Fischer	Schwefel-Vorräte und -Bindungsformen süddeutscher Waldböden in Abhängigkeit von Gestein und atmosphärischer Deposition	13,00 €
99	1989	B.-M. Liss	Die Wirkung der Weide auf den Bergwald - Ergebnisse mehrjähriger Untersuchungen -	7,50 €
98	1989	W. Netsch	Entstehung und Umsetzung weiderechtlicher Bestimmungen des Bayerischen Forstrechtgesetzes (FoRG) von 1958	18,00 €
97	1989	U. Utschig	Waldwachstumskundliche Untersuchungen im Zusammenhang mit Waldschäden. Auswertung der Zuwachstrendanalyseflächen des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde für die Fichte (Picea abies (L.) Karst.) in Bayern	12,00 €
96	1989	KOLLOQUIUM	Der EG-Binnenmarkt. Chancen und Risiken aus Sicht von Forst- und Holzwirtschaft	7,50 €
95	1989	M. Suda	Stammfäuleschäden im Fichtelgebirge. Inventur, Statistische Analyse und Bewertung von Wurzel- und Wundfäule an Fichte	7,50 €
94	1988	E. Kennel, A. Reitter	Waldschadensinventur Bayern Ergebnisse 1986 und 1988	12,00 €
93	1988	W. Hauke	Die Geschichte des Schnitzhandwerks und der Waldnutzung in Oberammergau und im Werdenfeller Land im Vergleich zu anderen traditionellen Schnitzlandschaften	15,50 €
92	1988	F. Franz, H. Pretzsch	Zuwachsverhalten und Gesundheitszustand der Waldbestände im Braunkohlekraftwerkes Schwandorf	7,50 €
91	1988	F. Straubinger	Untersuchungen zur ertragskundlichen Charakterisierung langfristiger Verjüngungsgänge in Buchen-Eichen-Kiefern-Mischbeständen des Forstamtes Ebrach und zu ihrer Erfassung durch Stichproben	10,00 €
90	1988	KOLLOQUIUM	Anbau schnellwachsender Laubbaumarten in Kurzumtrieben auf landwirtschaftlichen Nutzflächen als Problem von Forst- und Holzwirtschaft	7,50 €
89	1988	U. Pröbstl	Auswirkungen des Waldsterbens auf Erholung und Fremdenverkehr in waldreichen Mittelgebirgslandschaften Bayerns	10,00 €
88	1988	H. Löffler	Langzeitlagerung von Stammholz und Schnittholz	11,00 €
87	1988	B.-M. Liss	Versuche zur Waldweide - Der Einfluss von Weidevieh und Wild auf Verjüngung, Bodenvegetation und Boden im Bergmischwald der ostbayerischen Alpen	vergriff.
86	1988	R. Hüser, K.-E. Rehfuess	Stoffdeposition durch Niederschläge in ost- und südbayerischen Waldbeständen	7,50 €
85	1987	W. Warkotsch, R. Neubert	Untersuchungen zur Erhöhung der Tragfähigkeit von forstlichen Fahrwegen und deren Nachweis mittels dynamischer Verdichtungsprüfung	7,50 €
84	1987	W. Philipp	Die Aufforstung als Beitrag zur Lösung des Überschußproblems in der Landwirtschaft Bayerns	15,50 €
83	1987	H. Röhle	Entwicklung von Vitalität, Zuwachs und Biomassestruktur der Fichte in verschiedenen bayerischen Untersuchungsgebieten unter dem Einfluss der neuartigen Walderkrankungen	7,50 €
82	1987	A. Knorr	Ernährungszustand, Standortansprüche und Wuchsleistung der Esche (Fraxinus excelsior L.) in Bayern	10,00 €
81	1987	T. Preuksler	Wachstumsreaktionen nach Trassenhieb in Kiefernbeständen	10,00 €
80	1987	KOLLOQUIUM	Die Produktion nachwachsender Rohstoffe auf bisherigen landwirtschaftlichen Flächen aus Sicht von Forst- und Holzwirtschaft	vergriff.
79	1987	K. Foerst, U. Sauter, W. Neuerburg	Bericht zur Ernährungssituation der Wälder in Bayern und über die Anlage von Walddüngeversuchen	6,00 €
78	1987	U. Ammer et al.	Der Einfluss des Altmühlüberleiters bei Gunzenhausen auf die Entwicklung des Artenspektrums, die Vitalität und das Wachstum der benachbarten Kiefernbestände	8,50 €
77	1987	K. v. Gadow	Untersuchungen zur Konstruktion von Wachstumsmodellen für schnellwüchsige Plantagenbaumarten	7,50 €
76	1986	H. Weiger	Experimentelle Untersuchungen in nordbayerischen Nadelwaldbeständen über den Wasserhaushalt und den Stickstoffeintrag nach Stickstoffdüngungen	15,50 €
75	1986	Ch. Bosch	Standorts- und ernährungskundliche Untersuchungen zu den Erkrankungen der Fichte (Picea abies (L.) Karst.) in höheren Gebirgslagen	10,00 €

74	1986	R. Amtmann	Dynamische Windbelastung von Nadelbäumen	vergriff.
73	1986	R. Mössmer	Verteilung der neuartigen Waldschäden an der Fichte nach Bestandes- und Standortmerkmalen in den Bayerischen Alpen	7,50 €
72	1986	KOLLOQUIUM	Produktionsziele, Zielsortimente und Rohholzvermarktung aus Sicht von Forst- und Holzwirtschaft	5,00 €
71	1986	R. Plochmann, Ch. Hieke	Schadensereignisse in den Wäldern Bayerns - Eine Zusammenstellung der forstlichen Literatur seit Beginn des 18. Jahrhunderts	7,50 €
70	1986	E. Kennel, A. Reitter	Waldschadensinventur Bayern 1985	vergriff.
69	1986	E. Reigber, G. Braun, H. Tränkner	Forstliche Bioindikatoruntersuchungen in Bayern - Die Kombination von Luftbildauswertung und Bioindikatoruntersuchung, dargestellt am Beispiel Oberallgäu 1983	10,00 €
68	1985	E. Reigber, G. Braun	Forstliche Bioindikatoruntersuchungen in Bayern - Methodik und erste Ergebnisse 1981/ 1982 -	10,00 €
67	1985	G. Zwirgmaier, H. Löffler, W. Patzak	Struktur und Frühinvalidität der Waldarbeiterschaft der Bayerischen Staatsforstverwaltung	7,50 €
66	1985	KOLLOQUIUM	Forderungen an eine Bundeswaldinventur aus der Sicht von Forst- und Holzwirtschaft	5,00 €
65	1985	H. Pretzsch	Wachstumsmerkmale süddeutscher Kiefernbestände in den letzten 25 Jahren	7,50 €
64	1985	E. Kennel, G. Zwirgmaier	Waldschadensinventur Bayern 1984	vergriff.
63	1985	E.-M. Mössmer	Einflußfaktoren für die Blaikenerosion auf beweideten und aufgelassenen Almflächen im kalkalpinen Bereich der Landkreise Miesbach und Rosenheim	6,50 €
62	1984	G. Maier	Aufnahme und Auswertung von Fichtenbeobachtungsflächen in Bayern	5,00 €
61	1984	R. Mosandl	Löcherhiebe im Bergmischwald	vergriff.
60	1984	KOLLOQUIUM	Der Holzaußenhandel als Problem von Forst- und Holzwirtschaft	6,00 €
59	1984	C.-Th. Bues	Radiodensitometrische Untersuchung der Variation von Jahringbreite und Holzdicke in südafrikanischen Pinus radiata-Beständen unter dem Einfluss des Klimas und verschiedener Durchforstungsmaßnahmen	6,50 €
58	1984	K. Uebelhör	Struktur und Dynamik von Nothofagus-Urwäldern in den Mittellagen der valdivianischen Anden Chiles	10,00 €
57	1983	E. Kennel	Waldschadensinventur Bayern 1983 - Verfahren und Ergebnisse -	7,50 €
56	1983	W. Mergner	Einfluss des Schalenwildes auf die bäuerliche Waldwirtschaft	vergriff.
55	1983	H.-U. Grosse	Untersuchungen zur künstlichen Verjüngung des Bergmischwaldes	vergriff.
54	1983	KOLLOQUIUM	Möglichkeiten der Stabilisierung des Rohholzmarktes als Problem von Forst- und Holzwirtschaft	6,00 €
53	1982	H. Rodenkirchen	Wirkungen von Meliorationsmaßnahmen auf die Bodenvegetation eines ehemaligen streugenutzten Kiefernstandortes in der Oberpfalz	vergriff.
52	1982	KOLLOQUIUM	Beschränkungen in der Produktion durch externe Einflüsse als Problem von Forst- und Holzwirtschaft	6,50 €
51	1982	H. Röhle	Struktur und Wachstum von Stieleichen-Mischbeständen auf grundwasserbeeinflussten Standorten in den Auewäldern Südbayerns	7,50 €
50	1982	A. Karameris	Analyse und Prognose der Erholungsnachfrage in Wäldern als forstlicher Beitrag zur Raumplanung	8,50 €
49	1981	KOLLOQUIUM	Die Statistik über Forst- und Holzwirtschaft - Bestandsaufnahme und Folgerungen	6,00 €
48	1981	M. Horndasch, F. Franz	Die Standortserkundung in den Staatswaldungen der Oberforstdirektion Augsburg	6,50 €
47	1981	W. Laatsch, B. Zenke	Verfahren zur Reichweiten- und Stoßdruckberechnung von Fließlawinen	7,50 €
46	1980	KOLLOQUIUM	Öffentlichkeitsarbeit als Problem von Forst- und Holzwirtschaft	6,00 €
45	1979	T. Preuhsler	Ertragskundliche Merkmale oberbayerischer Bergmischwald-Verjüngungsbestände auf kalkalpinen Standorten im Forstamt Kreuth	7,50 €
44	1979	A. van Laar	Biometrische Methoden in der Forstwissenschaft; Teil I: Verfahrensgrundlagen, Teil II: Auswertung forstlicher Versuche	7,50 €
43	1979	KOLLOQUIUM	Marktordnung für Rohholz als Problem für Forst- und Holzwirtschaft	7,50 €

42	1978	SYMPOSIUM	100 Jahre Forstwissenschaft in München	7,50 €
41	1978	E. Gundermann	Die Beurteilung der Umwelteinwirkungen von Forststraßen im Hochgebirge	7,50 €
40	1978	W. Kroth, G. Gleißner	Leistungen der bayerischen Forstbetriebe zur Verbesserung der Erholungs- und Schutzfunktion des Waldes	7,50 €
39	1978	KOLLOQUIUM	Mobilisierung der Nutzungsrückstände und Nutzungsreserven im Kleinprivatwald als Problem der Forst- und Holzwirtschaft	7,50 €
38	1977	P. Burschel, R. Eder, K.-E. Rehfuess, D. Kantarci	Waldbauliche, ökologische und bodenkundliche Untersuchungen in jungen Kiefernökosystemen nach unterschiedlichen Bodenbearbeitungen	7,50 €
37	1977	P. Burschel, H. Löw, C. Mettin	Waldbauliche Untersuchungen in den Hochlagen des Werdenfelser Landes	7,50 €
36	1977	U. Ammer, A. Pohlmann	Beispiele zur Rekultivierung von Aufschüttungen und Abgrabungen in stadtnahen Wäldern	7,50 €
35	1977	R. Mößmer, U. Ammer	Reiten in stadtnahen Wäldern - Modellplanung Forstenrieder Park München	7,50 €
34	1977	R. Lammel, R. Plochmann	Die Nutzung des Kleinprivatwaldes in Ostbayern und Perspektiven ihrer künftigen Entwicklung	7,50 €
33	1977	W. Warkotsch	Entscheidungshilfen zur Planung von Holzerntemaßnahmen	7,50 €
32	1977	G. Braun, A. v. Schönborn, E. Weber	Zur Feststellung und Bewertung von Waldschäden durch Immissionen	7,50 €
31	1977	H. Bleymüller	Untersuchungen über den Einfluss von Wirkstoffbehandlung, Ppropfung und Umweltveränderung auf das vegetative Wachstum und die Blühinduktion bei Fichte und Kiefer	7,50 €
30	1976	A. van Laar	Einzelbaum-Parameter der Fichte unter dem Einfluss von Standort und Umwelt	7,50 €
29	1976	KOLLOQUIUM	Die Holzaufkommensprognose für Bayern - Folgerungen für Forst und Holzwirtschaft	7,50 €
28	1976	H. Rall	Ziele und Struktur holzwirtschaftlicher Betriebe - Grundlagen und Ergebnisse empirischer Zielforschung im Landkries Rosenheim	7,50 €
27	1976	R. Lammel	Untersuchungen über die Struktur bäuerlicher Betriebe mit Wald und die Einstellungen und Ziele bäuerlicher Waldbesitzer	7,50 €
26	1976	J. Timinger	Beitrag zur Entwicklung eines Informationssystems für die Holzernte	7,50 €
25	1975	P. Bartelheimer, B. Frhr. v. Droste zu Hülsoff	Möglichkeiten der Zusammenarbeit von Forst- und Holzwirtschaft - Eine Modellkonzeption für die Optimierung der Wertschöpfung	7,50 €
24	1975	R. Stitzinger, M. Plettenberg, W. Guglhör, J. Timinger	Beiträge zum Rücken von Nadelschwachholz und zur Kalkulation von Maschinenkosten	7,50 €
23	1975	E. Seltzer	Untersuchungen über Struktur und Wachstum von Flurgehölzen in Oberbayern	7,50 €
22	1975	KOLLOQUIUM	Schalenwildbestände und Leistungsfähigkeit des Waldes als Problem der Forst- und Holzwirtschaft	7,50 €
21	1974	F. Bichlmaier, E. Gundermann	Beiträge zur Quantifizierung der Sozialfunktion des Waldes im bayerischen Hochgebirge	7,50 €
20	1974	KOLLOQUIUM	Die Rohstofffunktion im Rahmen der Wald funktionsplanung	7,50 €
19	1974	B. Nille	Ertragskundliche Untersuchungen von Aufforstungsbeständen im Rekultivierungsgebiet der Bayerischen Braunkohle-Industrie AG in Wackerdorf/Oberpfalz	7,50 €
18	1973	B. Deckelmann	Bayerische Waldinventur 1970/71; Inventurabschnitt III: Listenstichprobe	7,50 €
17				
16	1973	KOLLOQUIUM	Ergebnisse der Bayerischen Waldinventur 1970/71 - Folgerungen für die Forst- und Holzwirtschaft	7,50 €
15	1973	F. Franz, E. Kennel	Bayerische Waldinventur 1970/71; Inventurabschnitt I: Großrauminventur Kartenband	7,50 €
14	1973	F. Franz, E. Kennel	Bayerische Waldinventur 1970/71; Inventurabschnitt I: Großrauminventur Sondertabellen	7,50 €
13	1973	F. Franz, E. Kennel	Bayerische Waldinventur 1970/71; Inventurabschnitt I: Großrauminventur Struktur tabellen	7,50 €
12	1973	F. Franz, E. Kennel	Bayerische Waldinventur 1970/71; Inventurabschnitt I: Großrauminventur Basis tabellen	7,50 €

11	1973	F. Bachler, B. Deckelmann, E. Kennel, R. Kennel, A. Schmidt, U. Wotschikowsky	Bayerische Waldinventur 1970/71, Inventurabschnitt I: Großrauminventur Aufnahme- und Auswertungsverfahren	7,50 €
10				
9	1973	A. van Laar	Nadel-Biomasse, Zuwachs und Zuwachsverteilung von Pinus Radiata in Südafrika unter dem Einfluss von Astung und Durchforstung	7,50 €
8	1972	KOLLOQUIUM	Der Rohholzpreis als Problem der Forst- und Holzwirtschaft	7,50 €
7	1972	R. Kennel	Die Buchendurchforstungsversuche in Bayern von 1870 bis 1970	7,50 €
6	1972	R. Erlbeck, H.-W. Jordan	Erholungsplanung für den Naturpark Bayerischer Wald	7,50 €
5				
4	1972	E. Gundermann	Untersuchungen zur Erfassung, Wertung und Ordnung der Erholungsfunktion von Waldbeständen im Bayerischen Hochgebirge	7,50 €
3	1971	J. Timinger	Arbeitsuntersuchung bei der Seilbringung in Nadelholztrieben oberbayerischer Gebirgsforstämter	7,50 €
2	1971	F. Franz	Grundlagen und Verfahren standortbezogener Leistungsschätzung - mit Fichten-Leistungstafeln für einige Standorteinheiten in Mittelschwaben	7,50 €
1	1971	A. Schmidt	Wachstum und Ertrag der Kiefer auf wirtschaftlich wichtigen Standorteinheiten der Oberpfalz	7,50 €