
Herzstück deutschen Waldnaturschutzes oder artenarmer Waldtyp? Biodiversität und Schutz deutscher Buchenwälder

Stefan Müller-Kroehling & Helge Walentowski

Schlüsselwörter: Buchenwälder, Rotbuche, *Fagus sylvatica*, Biodiversität, Naturschutz, Natura 2000, Schutzverantwortung, Schutzgebiete

Zusammenfassung: Buchenwälder hätten in Mitteleuropa potenziell die natürlicherweise größte Verbreitung aller Waldtypen und sind auch real noch der verbreitetste Laubwaldtyp. Die Fläche von Buchenwäldern und der Anteil der Buche nehmen seit Jahren in deutschen Wäldern zu. Aufgrund ihrer dominanten, verdrängenden Wirkung sind es keine besonders artenreichen Lebensräume. Es gibt hierzulande nur wenige Arten, die diese, von der Buche erzeugten Bedingungen bevorzugen oder sich daran speziell angepasst haben. Im Vergleich zu südlichen und südöstlichen Randgebieten Mitteleuropas, in denen Buchenwälder eine sehr viel länger zurückreichende Habitattradition aufweisen, und in denen es zum Teil auch noch Urwälder gibt, sind die historisch jungen Buchenwälder im westlichen Teil Mitteleuropas sehr arm an Habitatspezialisten. Vielmehr werden sie geprägt von Arten, die durchwegs auch in anderen Waldlebensräumen geeignete Habitatbedingungen vorfinden. Dennoch sind Buchenwälder die Heimat einer gewissen, wenn auch keineswegs überdurchschnittlichen Zahl seltener und gefährdeter Arten. Ihr Schutz wird auf der einen Seite über ein deutschlandweites Netz von Naturwaldreservaten und Nationalparks gewährleistet, das sicherstellen soll, dass auch die für die Artenvielfalt besonders wichtige Zerfallsphase erreicht wird. Diese spielt für die Biodiversität in Buchenwäldern eine besondere Rolle. An erster Stelle ist jedoch ein zusammenhängendes Netzwerk von Buchen- und Buchenmischwäldern für die Erhaltung der Biodiversität erforderlich. Ohne solche Wander- und Ausbreitungskorridore wird es im Klimawandel zu massiven Artenverlusten kommen. Diese Funktion leisten die FFH-Gebiete im Europäischen Netzwerk Natura 2000.

Buchenwälder als Naturschutzthema

Die Auffassungen zur Rolle von Buchenwäldern im mitteleuropäischen Waldnaturschutz haben in den letzten

Jahrzehnten einen starken Wandel durchlaufen. Galten sie lange Zeit als sehr artenarm, so setzte sich vor etwa 20 Jahren zunehmend die Ansicht durch, dass sie in dieser Hinsicht verkannt waren und artenreicher sind, als man ihnen zugestanden hatte. Dies kulminierte schließlich in der Auffassung, sie seien der Zentralbaustein für den Waldnaturschutz in Mitteleuropa, da sie besonders artenreich seien und wir aufgrund ihrer Verbreitung eine besondere Schutzverantwortung für sie haben.

»Des Königs neue Kleider« – Paradigmenwechsel zu den Buchenwäldern

Mittlerweile hat also in der öffentlichen Meinung und im Diskurs um den Umgang mit Buchenwäldern ein Paradigmenwechsel stattgefunden und Buchenwälder gelten geradezu als besonders artenreicher Waldlebensraum, als »Amazonaswald Europas«. Mitteleuropäische Buchenwälder werden in diesem Kontext als »Naturerbe der Menschheit« verstanden, das zudem hochgradig bedroht sei und daher unter den speziellen Schutz der Welterbe-Konvention der UNESCO gestellt werden muss, sowie weiterer Großschutzgebiete bedürfe, um den kleinen verbliebenen Bestand zu sichern (vgl. Sperber 2002, Großmann et al. 2009, Panek 2016).

Doch ist diese Sichtweise auch wirklich durch Tatsachen belegt und in dieser Form gerechtfertigt? Die Forderung nach einem »Mehr« an Schutz sollte auf der großen Bedeutung für die Biodiversität und Schutzverantwortung auf der einen sowie einer Gefährdung und Schutzerfordernis und der notwendigen Wahl anderer Schutzinstrumente als der bisherigen auf der anderen Seite basieren. Diese Fragen sollen hier beleuchtet und im Licht wissenschaftlicher Erkenntnisse diskutiert werden.

Gängige Argumentationskette für »mehr Buchen-Großschutzgebiete« ist:

- Wir haben für Buchenwälder eine besondere Schutzverantwortung
- Buchenwälder Mitteleuropas haben eine besondere Bedeutung für den Erhalt der Biodiversität
- Buchenwälder sind gefährdet und bedürfen eines besseren Schutzes



Abbildung 1: Im Buchenoptimum, wie hier im NWR »Gitschger« auf Basalt, haben es auch bei größeren Auflichtungen andere Baumarten schwer, sich für die Folge-Generation zu etablieren.

Foto: S. Müller-Kroehling

- Dieser Schutz erfolgt am besten in Großschutzgebieten ohne forstliche Interventionen (Nutzung, Bestandspflege)

Eine Überprüfung dieses Argumentationsgebäudes ist bisher aktuell nicht versucht worden. Vor allem Tiert 1 wird heute axiomatisch sowohl von Naturschutz- als auch relativ verbreitet von Forstseite akzeptiert. Wir wollen im vorliegenden Beitrag die vier Tierters oder Kernfragen, auf denen dieser Forderung fußt, im Licht wissenschaftlicher Erkenntnisse über das Vorkommen von Arten in den verschiedenen Lebensräumen und den verschiedenen Teilen Europas überprüfen.

Kernfrage 1: Hat Deutschland eine besondere Schutzverantwortung für die Biodiversität der Buchenwälder Europas?

Mitteleuropa wäre nach den Vorstellungen zur heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (hpnV) zu rund 67% der Fläche von Buchenwäldern geprägt, und liegt im geographischen Zentrum ihrer Weltverbreitung. 26% der ursprünglichen bzw. potenziellen Buchenwald-Fläche Europäischer Rotbuchenwälder liegen in Deutschland (BfN 2008).

Das Konzept der besonderen Schutzverantwortung ist sehr gut begründet. Es entstammt letztlich der Konvention für Biologische Vielfalt CBD, der zufolge jedes Land zuvorderst und ganz besonders jene Arten

schützen soll, die nur dort vorkommen, statt also Arten und Lebensräume mit weiter Gesamtverbreitung in den Fokus zu nehmen. Zu denken ist dabei natürlich an erster Stelle an echte Endemiten und mithin Arten mit sehr eng begrenzter Verbreitung, aber in einem europäischen Kontext spielen hierbei auch Arten eine Rolle, die weltweit nur in Europa oder Teilen Europas vorkommen, also »europäische Endemiten« sind.

Und es macht auch durchaus Sinn, dieses Konzept auch auf Lebensräume zu beziehen. Denn am besten schützen wir unsere heimische Artenvielfalt, auch jene mit besonderer Schutzverantwortung, wenn wir ihre Lebensräume systematisch schützen. Auch für bestimmte Lebensräume, die es weltweit nur bei uns in Europa bzw. unserem Teil Europas gibt, können wir demzufolge also eine besondere Schutzverantwortung haben.

Womit wir bei den Buchenwäldern wären. Die Europäische Rotbuche (*Fagus sylvatica*) hat ein rein europäisches Areal, das sich von Nordspanien bis Südkandinavien und im Osten bis Griechenland und in nach Polen und die Westukraine erstreckt. An diesem Areal hat Deutschland einen substanziellen Flächenanteil, und es erscheint somit unstrittig, dass wir auch eine besondere Schutzverantwortung für den Erhalt der europäischen Rotbuchenwälder haben.

Indes ist der Schutz der Europäischen Rotbuchenwälder ja kein Selbstzweck, sondern soll dem Schutz der

speziell in ihnen lebenden Arten dienen, also jenen Arten, die auf genau solche Wälder angewiesen sind, also auf Buchenwälder. Dies sollten mithin Arten sein, die an Buchenwälder mehr oder weniger gebunden sind, oder sie zumindest stark präferieren. Die Schutzverantwortung für Buchenwälder setzt also auch voraus, dass es solche Arten gibt. Zu diesen kommen wir unter Punkt 2.

Vegetationsgeschichte

Zum Verständnis der Bedeutung und Verantwortung der Buchenwälder ist jedoch zuerst ein Blick in die Vegetationsgeschichte unerlässlich. Die Vorherrschaft von Buchenwäldern als Klimaxvegetation ist in der Vegetationsgeschichte des westlichen Mitteleuropas ein Novum der jüngeren Erdneuzeit (Holozän). Rezent kommen alle anderen Waldtypen natürlicherweise nur auf so genannten Sonderstandorten zur Ausbildung. Dies sind Standorte, auf denen die Buche aufgrund zumindest eines für sie ungünstigen Standortfaktors nicht zur Dominanz gelangen kann. Die von der Buchendominanz im mittleren Bereich auf diese Standorte verdrängten, oft baumartenreicheren Wälder bilden dabei in gewisser Hinsicht die Wälder früherer Waldperioden ab. Der Mensch hat seit Jahrhunderten die Fläche dieser Sonderstandorte durch Flussbegradigungen, Trockenlegung der Landschaft und den Abbau von Torf und Gesteinen etc. stark reduziert. Die Buchenwald-Fläche wurde dadurch anthropogen erheblich ausgeweitet.

Die Wanderung der Buche

Die Gattung *Fagus* entstand vor ca. 55 Mio. Jahren (Paläozän) im nordöstlichen Nordamerika (Oregon), wanderte über die Beringstraße nach Ostasien, wo heute noch sechs *Fagus*-Arten vorkommen, die zusammen mit einer großen Artenvielfalt aller Gattungen, die in Europa nur mit einer Art vertreten sind, Laub-Nadelholz Mischbestände bilden. Im Oligozän (vor 34 bis 24 Mio. Jahren) erreichte die Buche über die südasiatischen Bergketten den Kaukasus. Im Miozän gab es in Mitteleuropa fünf Buchenarten. Erst im oberen Miozän, vor ca. 9 Mio. Jahren, spaltete sich *Fagus heidingeri* in *Fagus sylvatica* und *Fagus orientalis* auf. Damit sind die beiden Arten die jüngsten der heute noch lebenden Buchenarten.

Fagus sylvatica überlebte die Eiszeiten in Refugien auf dem Balkan, in Süditalien, Slowenien und Kroatien und in den Pyrenäen sowie der südlichen Slowakei. Die Wandergeschwindigkeit der Buche aus den einzelnen Refugien gibt Hinweise auf partielle Unterstützung dieser Wanderung durch den Menschen (»assisted

colonization«) (Walentowski et al. 2010, 2014). Die Buche hat sich in weiten Teilen ihres Areals vermutlich nicht ohne erhebliche Einwirkung des Menschen ausgebreitet. Beispielsweise Azuara et al. (2018) sehen für Buchenwälder Südfrankreichs deren Ausbreitung als durch eine Kombination von klimatischen und anthropogenen Ursachen gefördert. Zur Rolle des Menschen in der Rückwanderung der Buche und ihrer Dominanzerrlangung in weiten Teilen Mitteleuropas gibt es jedoch auch unterschiedliche Theorien. Da letztlich die Buche in der heutigen pnV zweifellos auf großer Fläche dominieren würde, spielt diese Frage jedoch keine entscheidende Rolle und kann hier vernachlässigt werden.

Kernfrage 2: Ist die Bedeutung für die Biodiversität besonders hoch?

Buchenwälder – verschiedene Typen und Gemeinsamkeiten des Lebensraums

Eine größere Zahl verschiedener Buchenwald-Typen wird vegetationskundlich unterschieden, doch es überwiegen eindeutig die Gemeinsamkeiten. Buchenwälder kommen in der gesamten pH-Wert-Amplitude M-Europas (zwischen pH 2.6 und >7.0) vor. Pflanzensoziologisch-ökologisch können oligotraphente Buchenwälder bodensaurer Standorte (Verband *Luzulo-Fagion*, Ordnung *Quercetalia robori-petraeae*) von meso- bis eutraphenten Buchenwäldern auf basenreicheren Standorten (*V. Fagion sylvaticae*, *O. Fagetalia sylvaticae*) unterschieden werden. Auf höherer syntaxonmischer Ebene gehören sie in dieselbe Vegetationsklasse *Quercio-Fagetea*. Bodensaure wie basenreiche Buchenwald-Typen weisen über die den Lebensraum stark prägende, meist fast vollständige Dominanz der Buche große Gemeinsamkeiten auf.

Alle Buchenwald-Typen können als »Hallenwald« ausgeprägt sein, oder aber als mehrschichtige Bestände. Heute geht man davon aus, dass die verbreiteten Hallenwälder überwiegend eine Folge der (früher) verbreiteten Schirmschlagwirtschaft in Buchenwäldern sind, und dass von Buchen dominierte Ökosysteme natürlicherweise oft zu kleinflächigem Zusammenbruch neigen (Korpel 1995), was über das »Mosaik-Zyklus-Konzept« (Remmert 1992) beschrieben werden kann. Aufgrund ihrer Schattenverträglichkeit und bis in höhere Bestandsalter »plastischen Krone« neigen Buchenwälder aber zur Dominanz dieser Baumart bis hin zu Reinbeständen, zumindest unter den meist gegebenen Ausgangsbedingungen und zeigen tatsächlich eine gewisse Neigung zur Bildung

von Hallenwaldstrukturen. Einzelstammweiser Ausfall in Altbeständen führt beispielsweise oft wieder zur raschen Lückenschluss der Nachbarbäume aufgrund der bis in höhere Alter reaktionsfähigen, »plastischen« Kronen.

Konkurrenzverhalten der Buche

Unter heutigen hiesigen Klimaverhältnissen verhält sich die Buche sehr dominant gegenüber anderen Waldbaumarten und ist auf Normalstandorten aufgrund ihrer Arteigenschaften diesen konkurrenzüberlegen und kann sie durch Verschattung auch dann, wenn sie deutlich nach diesen auf einen bestimmten Waldort gelangt, binnen weniger Jahrzehnte verdrängen, wie etwa das Beispiel des sehr alten Wald-NSG »Metzgergraben« im Spessart eindrucksvoll dokumentiert (Dingler 1906, Loy 2004, Mosandl et al. 2017).

Hitze- und trockenheitsresistent ist sie nicht, denn »die Buche möchte trockene Füße und einen feuchten Kopf.« Diese Anforderungen bringt eine ihrer wenigen Achillesferse mit sich. Fehlt ihr die nötige Luftfeuchtigkeit und ist sie stattdessen trockener Hitze ausgesetzt, lässt ihre Konkurrenzkraft rasch nach, und das Verhältnis zwischen Buche und den heimischen Eichenarten gestaltet sich ausgeglichener. Je nach Wasserhaltevermögen und Klimatönung des Standorts kann es dann zu zyklischen Entwicklungen kommen, in denen die Buche in »Normalphasen« an Dominanz gewinnt, um in »Extremjahren« zurückgeworfen zu werden. Planbar sind diese Phasen indes nicht, und das Über- und »Totwachsen« mehrere hunderte Jahre älterer Eichen und anderen lichtbedürftiger Mischbaumarten wird auch dadurch nicht zuverlässig verhindert. Derzeit hat die Buche auf den meisten Waldstandorten noch sehr erhebliche Konkurrenzvorteile gegenüber den Eichen (Mette et al. 2013). Möglicherweise wird sich beim derzeitigen Trend der Klimaerwärmung in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts das Blatt wenden und die Verbreitung der Buche auf kühl-feuchtere Lagen reduziert. Einige Studien sagen der Buche bereits eine deutlich nachlassende Wuchsleistung vor allem am südlichen Rand der Verbreitung voraus (Martinez del Castillo et al. 2022), was in trockenen Regionen oder Standorten auch bereits beobachtet werden konnte (Azuara et al. 2018, Henkel et al. 2022).

Waldökologische Charakterisierung und Vorkommen von Strukturen in Buchenwäldern

Buchenwälder nehmen den standörtlichen Mittelbereich ein, da die Buche hier über andere heimischen Baumarten dominiert. Ihre Konkurrenzkraft lässt lediglich bei längerem Sauerstoffmangel im Wurzelraum

oder aber bei längerer Trockenheit im Sommer stark nach. Wenn sie vorherrscht, wird die Buche selbst zum Ökosystemingenieur, und zwar durch den tiefen Bestandsschatten, der sich aus blattanatomisch angepassten Schattenblättern und ihrer »plastischen Krone« ergibt, die auch in höheren Baumaltern in der Lage ist, Kronenlücken rasch zu schließen. Die gerbsäurereiche Laubstreu kann ungünstige Bedingungen für raschen Streuabbau verstärken, so dass sich in Buchen-Dominanzbeständen eine dicke Streuauflage und ein »Moderpaket« ausbilden können.

Das Einwandern der Buchen wird für viele Tier- und Pflanzenarten ein einschneidendes Ereignis gewesen sein, denn die Buche brachte ihre ganz eigenen Bedingungen mit: tiefen Schatten, ein kühl-feuchtes Bestandsklima und gerbstoffreiche, schlecht zersetzbare Laubstreu – Faktorenkombinationen, die es weder im Schluchtwald (kühlfeuchtes Bestandsklima, aber sehr gut zersetzbare Streu) noch im Eichenwald (gerbstoffreiche Laubstreu, aber lichter Waldaufbau und zahlreiche Mischbaumarten) gibt. Viele Arten wurden daher gemeinsam mit diesen Baumarten von der Buche verdrängt, andere schafften den Wechsel, eher wenige wurden durch die neuen Bedingungen auch gefördert. Als der Mensch durch sein Wirtschaften anfang, Beschaffenheit und Zusammensetzung der Wälder zu beeinflussen, begünstigte er hingegen vielfach eher jene Mischbaumarten, die in den Buchenwäldern weniger gut zum Zug kommen können, wie Eichen und Edellaubbäume. Es entstanden Mischwälder, wo sonst fast reine Buche stocken würde.

Aufgrund der bereits erwähnten Eigenschaften der Buche, insbesondere ihrer Fähigkeit zum Kronenschluss, reicht in Wäldern mit erheblicher Beteiligung der Buche auch meist das Störungsregime nicht aus, um Lichtbaumarten nennenswert Chancen zu bieten. Bereits nach wenigen Jahren geraten diese Baumarten oft auf Normalstandorten, d. h. dort, wo nicht extreme Standortbedingungen wie Felsigkeit oder Feuchtigkeit die Buche im Zaum halten, unter den Druck der vorhandenen Buchen-Vorausverjüngung.

Allerdings hat auch die Buche eine Achillesferse. In Reinbeständen, in denen sich durch ihre schlecht zersetzliche Streu ein mächtiges Paket aus Buchenlaub und der Humusform Moder gebildet hat, kann es Situationen geben, wo die Verjüngung ausbleibt. Der Grund ist, dass ihre Keimlinge mit den Wurzeln nicht mehr in den Mineralboden kommen und daher wieder vergehen. Solche Bestände können offenbar lange frei von Verjüngung bleiben, ohne dass Wildverbiss hierfür verantwortlich ist (Ruppert et al. 2016). Sie bleiben aber ebenso lange noch Buchenbestände, wie die



Abbildung 2: Sonderstandorte wie dieser Bachlauf erhöhen die Artenvielfalt erheblich.

Foto: S. Müller-Kroehling

Altbuchen nicht absterben. Auf manchen Standorten kann auch eine vegetative Verjüngung erfolgen (Mölder & Tiemeyer 2019), ist aber die Ausnahme.

In Mischbeständen, wie sie auch die Ausgangssituation vieler Naturwaldreservate waren, entwickelt sich die Artenvielfalt der Baumarten nach Aufgabe von Nutzung und Pflege meist rückläufig (Meyer et al. 2016).

Buchen sind von ihrer Holzbeschaffenheit her nicht besonders prädestiniert für das Entstehen spezieller »Urwaldstrukturen«, denn ihr totes Holz zersetzt sich viel rascher als das von Eichen und sie sterben meist nach dem Eindringen holzzersetzender Pilze relativ rasch ab oder brechen in einigen Metern Höhe durch Weißfäule ab (Abb. 3). Eichen mit ihrer sehr viel höheren Lebensdauer und ihrem viel langlebigeren Holz bilden daher in weit größerem Umfang dauerhafte und sich langsam entwickelnde Strukturelemente aus.

Zwar haben Mergner & Bußler (2007) die Theorie aufgestellt, dass die forstliche Praxis, »Buchenprotze«, also vorwüchsige, starkastige Buchen bei der Bestandspflege herauszuschneiden, sich möglicherweise negativ auf die Fähigkeit auswirkt, langlebige Höhlenbaumstrukturen zu bilden. Nur die später astfreien Buchen intensiv gepflegter Buchenwälder haben dieser Theorie nach keine Neigung zur Bildung von Mulmhöhlen. Tatsache ist jedoch, dass andere Baumgattungen wie speziell Eichen und Linden sehr viel öfter diese seltene Struktur aufweisen, die oftmals viele Jahrzehnte benötigten, um sich zu entwickeln. Hinzu kommt, dass viele xylobionte Arten, auch speziell unter den Bewohnern von Mulmhöhlen, thermophil sind. Diesen Anspruch



Abbildung 3: Buchentotholz fängt oft bereits am stehenden Stamm an, sich durch Weißfäule zu zersetzen und geht viel rascher als das verkernte Eichenholz in Zersetzung über. Foto: S. Müller-Kroehling

finden diese Arten eher in anderen Laubbäumen realisiert als in Buchen (v. a. in Eichen).

Das luftfeuchte Bestandsklima bietet jedoch günstige Bedingungen für Pilzarten, die in Buchenwäldern daher artenreich auftreten können (siehe Beitrag Blaschke, S. 70 bis 76 in diesem Band). An diesen Pilzen und verpilztem Holz lebende Insekten finden ebenfalls recht günstige Bedingungen in den Buchenwäldern. Auch Artengruppen, die schlechte Streuformen lieben, wie die Hornmilben, sind in Buchenwäldern artenreich vertreten. Das bald recht weiche, volumensstarke Totholz bietet Stocherspechten wie dem Mittelspecht (*Dendrocopus medius*) ein Nahrungshabitat, das er sonst in »aufgeräumten«, totholzarmen Wäldern vor allem an Bäumen mit einer rauen Borke wie vor

allem Eichen findet. Buchenwälder können also regional eine erhebliche Bedeutung für die Artenvielfalt haben, wenn Arten, die solche Strukturen benötigen, dort selten sind, weil diese Strukturen oder Laubwälder mit Habitattradition dort insgesamt selten geworden sind.

Artenreichtum von Buchenwäldern Deutschlands im Vergleich mit anderen Teilen Europas

Areargeographisch sind Buchenwälder v. a. in den atlantischen und gemäßigt kontinentalen Teilen Europas verbreitet (Bohn et al. 2003), einschließlich südlicher Gebirge wie denen des Balkans und Norditaliens. In diesen hatte die Europäische Rotbuche ihre Eiszeitrefugien und hier haben sich daher besonders artenreiche Lebensgemeinschaften der Buchenwälder über die Jahrtausende erhalten können (Walentowski et al. 2014).

Selbst in Buchenwäldern artenreiche Gruppen wie die xylobionten Käfer und Pilzarten zeigen in Buchenwäldern Europas von Süd nach Nord eine deutliche Abnahme biologischer Vielfalt und auch der Vielfalt von Arteneigenschaften (Traits), die mit der Vegetationsgeschichte und der Dauer des Vorkommens dieses Waldtyps zusammenhängt (Hagge et al. 2019).

Artenreichtum von Buchenwäldern im Vergleich mit anderen Waldlebensräumen

Der Artenreichtum von Buchenwäldern wurde bereits durch frühe Arbeiten thematisiert. Frei-Sulzer (1941), Frei (1941) und Bertsch (1947) kommen auf 4000 Pflanzen- und Pilzarten, davon 1200 »eng angepasst«, und auf 6800 Tierarten, davon 1800 »eng angepasst«. Als »eng angepasst« werden dabei aber keineswegs nur Buchenwald-Spezialisten, sondern Arten bezeichnet, die regelmäßig in Buchenwäldern auftreten, und nicht nur unter ganz bestimmten Bedingungen.

Für die Betrachtung des Artenreichtums eines Waldtyps kommen verschiedene Größen in Frage, die zum Teil ein durchaus widersprüchliches Bild ergeben können. So können die monophagen Spezialisten der führenden oder aller vorkommenden Baumarten betrachtet werden – in diesem Fall der Rotbuche bzw. der Gattung *Fagus* (z. B. Brändle & Brandl 2001). Eine andere Herangehensweise ist die Betrachtung aller regelmäßig in diesem Waldtyp gefundenen Arten, oder aber (im Wege von Fallstudien oder auch summarisch), das Zusammenzählen aller in diesem Waldtyp – wenn auch zum Teil nur vereinzelt und unter bestimmten Bedingungen – gefundenen Arten.

Eine umfassende Datenauswertung zu den spezialisierten Arten erfolgte für mehrere Artengruppen (Xylobionte Käfer, Laufkäfer, Mollusken) durch Walentowski et al. 2010 und 2014). Buchenwälder des westlichen Mitteleuropas verfügen im Ergebnis nicht über Arten, die an diesen Lebensraum gebunden sind und sind nicht besonders artenreich, sondern relativ ärmer an Arten und an walddtypengebundenen Spezialisten.

Zusammenfassend kann konstatiert werden, dass es, anders als in anderen Waldlebensräumen Mitteleuropas und anders als in Buchenwäldern anderer Regionen Europas, aus Mitteleuropas Buchenwäldern praktisch keine Pflanzen- oder Tierart bekannt ist, die dort ausschließlich lebt und auf diese angewiesen ist (Walentowski et al. 2010, 2014). Walentowski et al. (2010) sprechen daher von einer »inkorporierten Biodiversität«, also einer Biodiversität der Buchenwälder in unseren Breiten, die aus anderen Lebensräumen stammt und von den Buchenwäldern nur (und dies auch nur teilweise) »aufgenommen« wurde. Es sind dies die Arten der Schluchtwälder aus Edellaubbäumen, auch Eichen-Trocken und Eichen-Hainbuchenwäldern, aus Tannenreichen Bergwäldern und aus den anderen Waldtypen, die von der Buche und von ihr gebildeten Wäldern verdrängt und auf Extremstandorte abgedrängt wurden, als die Buche kam.

Der Artenreichtum von Buchenwäldern ist im Vergleich mit anderen Waldlebensräumen Mitteleuropas zusammenfassend bestenfalls durchschnittlich oder sogar unterdurchschnittlich, und diese seit längerem bekannte Tatsache (Heydemann 1982) wurde durch neue Forschungen durchaus nicht auf den Kopf gestellt. Grob vereinfacht könnte man als übergeordnetes Muster festhalten, dass die heimischen Buchenwälder für viele Artengruppen mit anderen heimischen Landwaldtypen mehr oder weniger vergleichbare Zahlen der Arten aufweisen, wenn sie auch für einige Artengruppen als relativ artenarm gelten müssen, und bei nur wenigen Artengruppen überdurchschnittlich artenreich sind. Anders lautende Angaben (z. B. Dorow & Flechtner 1999) sind oft nur bedingt auf Buchenwälder bezogen, sondern umfassen ganze Waldgebiete mit Buchen-, aber auch andere Waldtypen und eingestreuten Sonderstandorten wie Feuchtstandorten. (vgl. Abb. 2)

Die Kernfrage 2, ob Buchenwälder in Mitteleuropa eine besonders hohe Bedeutung für die Artenvielfalt haben, muss verneint werden.

Kernfrage 3: Sind Buchenwälder in Mitteleuropa gefährdet?

Für diese Fragestellung konsultieren wir die Bundeswaldinventur 3 mit Datenstand von 2012. Buchengeprägte Wälder würden von Natur aus heute wohl etwa zwei Drittel der Waldstandorte Mitteleuropas einnehmen. Buchenwälder sind somit auch heute der häufigste Laubwaldtyp Deutschlands. Laut Dritter Bundeswaldinventur dominiert die Buche auf 16,6% der Waldfläche (1.801.000 ha) die Bestände. Auf 24% der Wälder im Besitz von Städten und Kommunen und 21,5% im Landeswald dominieren Buchen. Die Anteile im Privatwald mit 11,5% und im Bundeswald mit 5,9% liegen deutlich darunter. Für die öffentlichen Wälder gelten laut Bundes- und Landeswaldgesetzen besondere Vorgaben zur Waldbehandlung. Der Buchenanteil und ihre Fläche nehmen zu. Arealverluste oder Rückgänge an den Arealrändern sind nicht gegeben.

Buchenwälder über 150 Jahren dominieren auf 159.000 ha Beständen mit Buchen-Anteil an der Grundfläche von >50% bzw. 58.000 ha mit einem Anteil >90%, oder 3,2% aller Buchenwälder. Die Altersverteilung deutscher Buchenwälder weist bezüglich der alten Buchenwälder insofern eine deutliche Unterausstattung im Vergleich zum natürlichen Anteil auf. Selbst von den in Nationalparks und Naturwaldreservaten gesicherten Flächen sind viele nicht physiologisch alt (Sperber 2002, vgl. Abb 5).

Schon jetzt befinden sich 45% der buchendominierten Wälder (>50 GF%) und 50% der Buchenwälder (>90 GF%) im Alter von über 120 Jahren in einem Schutzgebiet mit erhöhten Schutzanforderungen (Nationalpark, Natura-2000 Gebiet, Biosphärenreservat, Naturschutzgebiet). Mit zunehmendem Alter steigt in diesen Schutzgebieten der Anteil mit Nutzungseinschränkungen von 22% auf 30%. Für Bestände mit >75 GF% Buchenanteil und >140 Jahren ergeben sich ca. 121.000 ha alte Buchenwälder ohne Nutzungseinschränkungen in und außerhalb von Schutzgebieten.

Die Frage nach der generellen Gefährdung von Buchenwäldern kann verneint werden. Zwar aber kann eine relative Unterausstattung physiologisch alter Buchenwälder an der Buchenwaldfläche konstatiert werden. Angesichts der nicht geringen absoluten Fläche solcher Altbestände bedeutet dies aber noch nicht zwangsläufig, die vorhandene Fläche alter Buchenwälder für den Schutz dieses Waldtyps nicht ausreichend ist.

Kernfrage 4: Welches ist das richtige Schutzregime oder übergeordnete Schutzkonzept für Buchenwälder in Mitteleuropa?

Brunet et al. (2010) haben in einer umfassenden Auswertung zahlreicher Studien dargelegt, wie sich verschiedene Behandlungsvarianten und Maßnahmen auf die Biodiversität von Buchenwäldern auswirken. Wie angesichts der völlig unterschiedlichen Biologie der verschiedenen Artengruppen zu erwarten, sind es unterschiedliche Maßnahmen, die sich positiv auf die Biodiversität auswirken. Es gibt aber auch Maßnahmen, die sich über alle Artengruppen hinweg positiv auswirken. Die Erhöhung der Erntealter und von Totholzvorräten sind für viele Artengruppen wie beispielsweise Mollusken und Zweiflügler wirksame Maßnahmen, um die Artenvielfalt zu fördern und sind auch in bewirtschafteten Beständen anwendbar. (Brunet et al. 2010).

Für einige Artengruppen wie epiphytische Moose und Flechten ist vor allem der Erhalt ausreichend alter Baumindividuen ein sehr wichtiger Schlüsselfaktor (Hanstein 2000, Brunet et al. 2010), d.h. einer hinreichenden Zahl von Buchen, die älter als 180 Jahre werden dürfen. Ein solcher Erhalt ist in aller Regel mit einer Nutzungsaufgabe dieser Bäume verbunden, d.h. mit einem gezielten Nutzungsverzicht. Da diese Epiphyten zudem häufig empfindlich gegenüber starker Auflichtung und Austrocknung sind, reicht es auch nicht, nur Einzelbäume überzuhalten, sondern es müssen mindestens ganze Baumgruppen erhalten werden. Für den Mittelspecht (*Dendrocopos medius*), eine Art mit hoher weltweiter Schutzverantwortung Mitteleuropas, werden Buchenwälder erst zum geeigneten Lebensraum, wenn ihr glatte Rinde etwas aufzureißen beginnt und sich in erhöhtem Maß Totholzstrukturen gebildet haben, doch ist das Bestandesklima für diese Art, die als sekundären Lebensraum ja auch Mittelwälder besiedelt, nicht entscheidend.

In nutzungsfrei gestellten Buchenwäldern Norddeutschlands wurden artenreiche Pilzgemeinschaften gefunden, darunter auch etliche holzbesiedelnde Arten, die als »Naturnähezeiger« (Blaschke et al. 2009) gelten, da sie auf hohe Totholzmengen angewiesen sind. Die Vielfalt an Totholzformen erweist sich dabei bedeutsamer als die reinen Mengen und starken Dimensionen (Schneider & Karasch 2022). Krahl & Bässler (2021) fanden, dass auch eine Vielfalt von Holzarten von Bedeutung für die Pilzartenvielfalt ist. Das ausreichende Vorhandensein von Mischbaumarten ist aber wie dar-



Abbildung 4: Auch in vielen Schutzgebieten überwiegen heute noch Buchenwälder in der Wachstumsphase, die oft zur Ausbildung von Hallenwaldstrukturen neigen, auch und besonders bei extensiven Eingriffen ebenso wie bei Naturwaldentwicklung, d. h. ohne Eingriffe.

Foto: S. Müller-Kroehling

gelegt eine der Achillesfersen von Buchenwäldern mit ihrer Neigung zur extremen Dominanz. Eine Kombination aus ausreichenden und vielfältigen Totholzformen und ausreichender Lichtgabe auch für lichtliebende Arten erscheint in Wirtschaftswäldern, die gezielt auch unter Artenschutzgesichtspunkten bewirtschaftet werden, nicht schlechter, sondern besser erreichbar als in ungenutzten Wäldern.

Für Spinnen wurde in Buchenwäldern der slowakischen Karpaten eine große Bedeutung vielfältiger Auflichtungsgrade für die Vielfalt festgestellt, mit einem Maximum bei mittelstarker Auflichtung und gut ausgeprägten unteren Vegetationsstockwerken (Cernecka et al. 2019). Wärmeliebende Artengruppen wie Stechimmen können in Buchenwäldern nur dann artenreich vorkommen, wenn diese ungleichaltrig und von Lichtungen durchsetzt sind, etwa durch Baumsturzlücken (Fuhrmann 2009). Sowohl Hallenbestände als auch »naturnah bewirtschaftete mit Femelnutzung« sind hingegen zu dunkel und daher weitestgehend ungeeignet für Stechimmen (Fuhrmann 2007, 2009), anders als sehr alte, sich bereits auflichtende Buchenaltbestände (Fuhrmann 2012). Vogel et al. (2021) stellten bei einem Totholzexperiment im Nordsteigerwald die große Bedeutung der Besonnung des Totholzes für die xylobionten Käfer fest, die die Bedeutung der Holzart noch übertraf.

Das Vorkommen seltener, lichtliebender Arten bedarf durchaus nicht unbedingt einer Nutzungsfreistellung,



Abbildung 5: Das »Fagetum nudum« des reinen Buchenwaldes im seit 50 Jahren bestehenden Naturwaldreservat »Hammerleite« im Frankenwald.

Foto: S. Müller-Kroehling

denn Licht kann auch durch forstliche Eingriffe in die Bestände gebracht werden, und dies auch regelmäßig, da wiederkehrend. Baumsturzlücken und Schadereignisse wie Sturm und Eisbruch sind hingegen keine Garantien dafür, dass sich auch tatsächlich dauerhaft Lücken bilden, die von diesen Arten als bevorzugte Habitate genutzt werden können (Heinrichs & Schmidt 2013). Zwar können einige Pflanzenarten von Lichtungen durch Schadereignisse profitieren (Kompa & Schmidt 2002). Eine nennenswerte Beteiligung von Mischbaumarten ermöglichen solche Baumsturzlücken auf Normalstandorten aufgrund der sehr plastischen Krone der Buche bis in ein hohes Alter praktisch nicht (Schmidt 1996, Heinrichs & Schmidt 2013, vgl. auch Abs et al. 2008).

Die für ihre extrem hohe Zahl streng an sie gebundene Arten bekannten Eichen (Stiel- und Traubeneiche) sind in Naturwaldreservaten gegen die Konkurrenz der Buchen auf normalen Waldstandorten chancenlos (Rohner et al. 2013), und dies auch in gezäunten Versuchsflächen und selbst auf größeren Windwurfklüften (Heinrichs & Schmidt 2013). Selbst wenn Einzelexemplare kleinflächig auf in die Buchenwälder eingestreuten Sonderstandorten überleben, so ist ihr durch den Seitenschatten der Buchen meist viel zu schattiger Standort dann dennoch kein geeignetes Habitat für die große Zahl thermophiler Eichenspezialisten.

Die Vielfalt an Wanzenarten in den Buchenwäldern ging im Nationalpark Hainich seit der Ausweisung und damit dem Wegfall der forstlichen Förderung von Mischbaumarten zurück (Sobek et al. 2009a, vgl. auch Goßner et al. 2007). Auch für Netzflügler wurde in diesem Nationalpark ein sehr deutlicher Zusammenhang der Artenvielfalt mit der Baumartenvielfalt in mitteleuropäischen Laubwäldern gefunden, mit der artenärmsten Zusammensetzung im reinen Buchenbestand (Gruppe & Sobek 2011), ebenso wie in Buchen-geprägten Wäldern des Nordsteigerwaldes (Gruppe & Müller 2007). Gleiches gilt für Käfer des Kronenraumes im Hainich (Sobek et al. 2009b). Die Zahlen der in Buchen-Mischwäldern gefundenen xylobionten Käferarten von Müller et al. 2012 können ausschließlich für sehr Mischbaumartenreiche Wälder Gültigkeit beanspruchen, wie sie in Naturwäldern auf Normalstandorten nicht vorkommen.

Nutzungsaufgabe ist daher kein »Allheilmittel« für die Biodiversität, nach dem Motto »die Natur wird es schon richten«, da diese Maßnahme für zahlreiche Arten über lange Phasen hinweg keine geeigneten oder gar günstigen Habitatbedingungen entstehen lässt und zu erheblichen Verlusten an Artenvielfalt führen kann (Mölder et al. 2014). Gerade die zahlreichen an Mischbaumarten, basenreiche Streu und ein lichtetes Kronendach angepassten Arten können durch nutzungsfreie Buchenwälder nicht zuverlässig geschützt werden.

Zwar sind Buchenurwälder von Natur aus struktureicher als die verbreiteten, aus Schirmschlag entstandenen Hallenwälder (Korpel 1995) und struktureicher als Buchenwälder in den ersten Jahrzehnten der Einstellung ihrer Nutzung, in denen sie sich immer noch in der Optimalphase befinden (Schnell 2004). Dennoch neigen Buchenwälder auf Normalstandorten aufgrund der plastischen Kronen der Buchen und ihres extrem lichtabsorbierenden Kronendachs stärker als alle anderen Baumarten zu Bildung von Dominanzbeständen

und eher strukturarmen Wäldern, sofern nicht bedingt durch eingesprengte Sonderstandorte oder durch die Höhenlage die Konkurrenzkraft der Buche zumindest auf Teilflächen stark eingeschränkt wird (Rüther & Walentowski 2008).

Ob sich an den dargelegten Konkurrenzverhältnissen im Klimawandel substanziell etwas ändern wird, bleibt abzuwarten. Er wird dazu führen, dass die Buche in den von ihr geprägten Wäldern zumindest in den tieferen Lagen vielerorts an Vitalität verlieren wird, lichter wird, Biotopbaumstrukturen und Totholz zunehmen und Mischbaumarten an Konkurrenzkraft gewinnen können. Auch werden einige Arten zunehmend auch in Waldtypen ihre bevorzugten oder tolerierten Bestandsklimabereiche vorfinden, die ihn heute zu kühl-schattig sind, sofern diese Waldtypen ihren übrigen Anforderungen an Habitatrequisiten genügen (Mulmhöhlen, Basenreichtum, Blütenpflanzen für den Reifungsfraß usw.). Gleichzeitig kann die Buche aber auch größere Höhenlagen, die derzeit noch von Nadelbaumgesellschaften eingenommen werden, für sich erobern, sofern keine anderen standörtlichen Faktoren ihr Vorkommen dort limitieren. Es kommt dabei auch zu einer Höhenverschiebung der an montane Wälder angepassten Arten (Fischer et al. 2014, Müller-Kroehling et al. 2014).

Die Mortalitätsrate der Buche nach Trockenjahren ist in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern unter derzeitigen Klimaverhältnissen nicht unterschiedlich, auch wenn in den verschiedenen Behandlungsvarianten unterschiedliche Bestandsglieder von Ausfällen betroffen zu sein scheinen, so dass in bewirtschafteten mehr Bäume des oberen Kronenraums betroffen sind, in unbewirtschafteten eher solche des Unter- und Zwischenstandes (Meyer et al. 2022).

Wenn düstere Prognosen zur Klimaentwicklung sich bewahrheiten, stehen den Wäldern in Mitteleuropa – wie in wohl allen Teilen der Welt – umwälzende Veränderungen bevor (Michler et al. 2020a, 2020b). Die Artenvielfalt von Wäldern wird sich dann unabhängig von Bewirtschaftung oder Nichtbewirtschaftung stark in ihrer Zusammensetzung verändern. Allentscheidend für den Erhalt der Biodiversität werden unter solchen Bedingungen Wanderkorridore auch für die ausbreitungsschwachen Arten (Coope 1995).

Grundmann (2009) hat auf den mit höheren Totholzvorräten einhergehenden Nutzungsverzicht und einen Zusammenhang mit der intensiven Nutzung von Wäldern



Abbildung 6: Buchenwald in der Zerfallsphase: Kernfläche des NWR »Brunnstube« im Nordsteigerwald; trotz erheblicher Auflichtung nach Sturm folgt reine Buche nach. Foto: S. Müller-Kroehling

in anderen Teilen Europas hingewiesen. Das Ziel einer Integration des Schutzes in bewirtschaftete Wälder erscheint in diesem Kontext nicht nur naturschutzfachlich vertretbar, sondern auch global gesehen vernünftig. Gleichzeitig hat Panek (2016) darauf hingewiesen, dass der Schutz von Buchenwäldern in verschiedener Hinsicht einer Weiterentwicklung bedarf und zu oft hinter den selbst gestellten Ansprüchen zurückbleibt. Vor allem Alters- und Zerfallsphasen sind weiterhin zu wenig vertreten und fehlen in vielen Waldgebieten praktisch vollständig, zumindest bislang, denn viele Wälder in Schutzgebieten erreichen diese Alter erst in der nahen bis mittleren Zukunft.

Ferner gilt es zu bedenken: man kann in Buchenwäldern Mitteleuropas jene Artengemeinschaften nicht schützen, wo sie in früheren Jahrhunderten der Übernutzung, von Kahlschlägen und Totholzarmut ausgestorben sind. Ihre Rückwanderung ist zumindest für die nicht flugfähigen Arten meist ausgeschlossen, und einer künstlichen Wiederansiedlung stehen zu Recht hohe rechtliche Hürden entgegen. Vorrang muss der Schutz der letzten Urwaldgebiete Osteuropas, wie auch jener Gebiete hierzulande, in denen die ausbreitungsschwachen unter den so genannten »Urwaldreliktarten« noch vorkommen.

Die hier vorgestellten Befunde sprechen dafür, dass unter mitteleuropäischen Bedingungen die Bewirtschaftung von Buchenwäldern unter Förderung von Mischbaumarten und mit ausreichendem Totholz- und

Biotopbaum-Angebot sowie Altbaum-Inseln für die meisten Artengruppen und somit insgesamt der bessere Weg zum Erhalt und der Wiederherstellung von mehr lebensraumtypischer Artenvielfalt, d. h. zum Erhalt der walddtypischen Biodiversität ist (Schulze et al. 2018). Dies schließt ungenutzte Naturwälder als Trittsteine (Mergner 2018) sowie Naturwaldreservate und Buchen-Nationalparke als Teil des Konzeptes zwingend mit ein, um auch die Arten zu erhalten, die die dort realisierte Kombination an Umweltfaktoren bevorzugen oder benötigen.

Um die Artenvielfalt der Buchenwälder zu erhalten, sind Buchenwald-Schutzgebiete in ganz Europa notwendig. Entsprechend hat auch die FFH-Richtlinie der EU dreizehn Lebensraumtypen im Anhang I (darunter vier prioritäre) gelistet. Ein Projekt, welches Buchenwälder in mehreren EU-Staaten mit Fensterfallen untersuchte (Zehetmair et al. 2014), kam zu dem Schluss, dass in den Buchenwäldern der FFH-Gebiete keine besseren Artenausstattungen und insofern keine besseren Habitatqualitäten im Vergleich zu Buchenwäldern außerhalb dieser Gebiete gegeben sind. Der Aussagewert der Studie wird allerdings dadurch stark eingeschränkt, dass der Vergleich einen Zeitpunkt kaum 10 Jahre nach Beginn der Implementierung der FFH-Richtlinie betrachtete. Auch gilt es zu bedenken, dass die Lage in FFH-Gebieten als normative Wirkung durchaus aktuell zur Folge hat, dass hier relativ gesehen eher zurückhaltend und kleinflächig gewirtschaftet wird, d. h. femelartig und insofern schattenreich,

was in seiner Wirkung auf die Artenvielfalt in Buchenwäldern aber durchaus umstritten ist, zumindest in Bezug auf Insektenarten, die ja in der Summe oftmals eher thermophil sind. Dass die eher kleinflächige Bewirtschaftung der Buchenwälder in FFH-Gebieten, wie auch nutzungsfreie Wälder, zu einer Entmischung vormals gemischter Buchenwälder führen, haben Studien in Naturwaldreservaten in FFH-Gebieten deutschlandweit als klaren Trend ergeben (Meyer et al. 2016). Dies aber führt, wie die zitierten Studien aus dem Hainich und Nordsteigerwald gezeigt haben, direkt zu einem Rückgang der Artenvielfalt auch bei den untersuchten wirbellosen Gruppen. Es ist mithin nicht der fehlenden Wirksamkeit des FFH-Gebietsnetzes anzulasten, dass die Unterschiede zu Wäldern außerhalb der FFH-Gebiete insgesamt nicht sehr groß sein mögen, sondern der naturschutzfachlichen Ambivalenz der durch den Schutzstatus bedingten Entwicklungen in diesen Gebieten.

Beim Vergleich der Artenausstattung genutzter und ungenutzter Wälder gilt aufgrund der dargestellten Zusammenhänge im Übrigen stets zu bedenken, dass die ungenutzten Wälder oft noch mehr oder weniger stark durch vorherige Nutzung geprägt sind. So sind die Mischbaumartenanteile in aller Regel deutlich höher als sie es wären, wenn eine reine Konkurrenzregelung der Baumartenzusammensetzung erfolgen würde (z. B. Detsch 1999). Entsprechend der Bedeutung von Mischbaumarten für die Artenvielfalt schneiden manche Naturwälder daher im Vergleich in dieser Hinsicht zu gut ab, wenn man ihre Bedeutung längerfristig und als Strategie betrachtet. Gleiches gilt, wenn Waldreservate unter »Buchenwäldern« subsummiert werden, die auch Forstbereiche, Forstwege und ihre Wegränder sowie Sonderstandorte wie Quellen und Feuchtwälder beinhalten (z. B. Dorow & Flechtner 1999). Andererseits werden in ungenutzten Wäldern durchaus auch Arten hinzukommen, die diese Wälder erst nutzen können, wenn sie wirklich alt sind. Ohnehin ergibt sich der Wert aller Waldbehandlungstypen als Gamma-Diversität erst aus der Vielfalt derselben in einer Landschaft, was auch speziell in Bezug auf Buchenwälder gilt und eindrucksvoll von Ammer et al. (2017) belegt wurde. Der Vergleich, den Leibl & Müller (2011) basierend auf Daten über mehrere europäische Großregionen angestellt haben und wonach »ungenutzte Wälder artenreicher« sind, hinkt in verschiedener Hinsicht und kommt nur zu diesem Ergebnis, weil auch völlig andere Naturräume und die dortige Plantagenforstwirtschaft einbezogen wurden. Für Mitteleuropa trifft er ausdrücklich nicht zu.

Die Ergebnisse der Forschung zeigen klar, dass es zum Erhalt aller in Buchenwäldern vorkommenden Arten auch Gebiete bedarf, in denen sich Buchenwälder ungenutzt entwickeln können, in ausreichender Flächenrepräsentanz kleiner und großer Flächen und hinreichend vernetzt, wie dies im Grundsatz auch in erheblichem Maße realisiert ist (Überblicke und Bewertungen vgl. Bohn 1992, Thomas et al. 1995, Jeschke 1998). Da in Mitteleuropa mit seinen vegetationsgeschichtlich jungen Buchenwäldern praktisch alle der anspruchsvollen Arten auch in anderen Waldtypen vorkommen können, ist eine überstarke Fokussierung auf den Schutz speziell von Buchenwäldern naturschutzfachlich schlichtweg nicht gerechtfertigt und versperrt den Blick auf die Bedeutung vielfältiger Standorte und ihrer Waldgesellschaften, von räumlicher und zeitlicher Kontinuität und von vielfältigen Mischwäldern im Konzert der geschützten, nutzungsfreien wie auch der und unter Artenschutzgesichtspunkten behandelte Wälder.

Ausblick

Im westlichen Mitteleuropa sind nur wenige Arten auf die Buche als Wirtsbaum oder auf Buchenwälder streng spezialisiert. Buchenwälder sind daher Heimat vor allem von Arten, die auch in anderen Waldlebensräumen leben können. Dies erklärt sich u. a. durch die relativ kurze Habitattradition von Buchenwäldern nach der Eiszeit. Jene Arten, die hier tatsächlich relativ stark an Buchen angepasst sind, finden sich häufig in genutzten wie in ungenutzten Buchenwäldern und sind oftmals sogar regelrecht häufig. In Regionen Europas mit viel längerer Tradition des Vorkommens von Buchenwäldern, in denen zudem zum Teil noch Buchenurwälder vorkommen, sind diese Zusammenhänge anders. Hier treten sehr viel artenreichere Artengemeinschaften in den Buchenwäldern auf, darunter zahlreiche Spezialisten und sogar Regional-Endemiten (z. B. Komposch et al. 2017). Im westlichen Teil Mitteleuropas kommt in diesem Kontext v. a. Eichenmischwäldern, Hangmischwäldern und Hartholzauenwäldern eine besondere Bedeutung zu. Sie sind im Vergleich zu Buchenwäldern viel artenreicher, oft lichter und vielschichtiger aufgebaut und verfügen über eine größere Zahl von Lebensraum-Spezialisten. Der Erhalt vielfältiger genutzter und ungenutzter Buchenwälder und der anderen, nicht minder wertvollen Waldlebensräume muss durch das Netzwerk Natura 2000 mit der FFH-Richtlinie gewährleistet werden, so dass auch, aber nicht speziell Buchenwälder in Mitteleuropa in

ihrer Vielfalt gesichert sind. In den aus der Nutzung genommenen Buchenwäldern in Schutzgebieten werden sich in den kommenden Jahrzehnten auf erheblicher Fläche Alt- und Zerfallsphasen entwickeln und den Mangel an diesen Entwicklungsphasen ausgleichen. Eine Notwendigkeit für zusätzliche, fundamental andere Schutzinstrumente oder -konzepte konnte für das westliche Mitteleuropa aus den dargelegten Zusammenhängen nicht abgeleitet werden.

Danksagung

Franz Kroihner (Thünen-Institut) wird für die zur Verfügung gestellten Auswertungen der BWI³ gedankt.

Literatur

Abs, C.; Ewald, J.; Walentowski, H.; Winter, S. (2008): Untersuchungen zur Schattentoleranz von Baumarten auf Grundlage der Datenbank bayerischer Naturwaldreservate. – *Tuexenia* 28: 23-40

Aßmann, T. (1999): The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany. – *Biodiversity and Conservation* 8: 1499-1515

Ammer, C.; Schall, P.; Goßner, M.; Fischer, M. (2017): Waldbewirtschaftung und Biodiversität: Vielfalt ist gefragt! – *AFZ/Der Wald* 17: 20-25

Azuara, J.; Lebreton, V.; Peyron, O.; Mazier, F.; Combourieu-Nebout, N. (2018): The Holocene history of low altitude Mediterranean *Fagus sylvatica* forests in southern France. – *J. Vege. Sci.* 229: 438-449

Bastian, J.; Ebert, G.; Friedrich, E.; Frisch, D.; Hafner, S.; Herrmann, G.; Hofmann, A.; Hohner, W.; Meineke, J.-U.; Starnecker, G.; Steiner, A.; Trusch, W.; Wagner, W.; Waitzmann, M. (2005): Die Schmetterlings Baden-Württembergs. Bd. 10. – Stuttgart, 426 S.

Bertsch, K. (1947): Der Wald als Lebensgemeinschaft (3. Aufl.). – Ravensburg, 224 S.

Blaschke, M.; Helfer, W.; Ostrow, H.; Hahn, C.; Loy, H.; Bußler, H.; Kriegelsteiner, L. (2009): Naturnähezeiger – Holz bewohnende Pilze als Indikatoren für Strukturqualität im Wald. – *Natur und Landschaft* 84(12): 560-566

Böhme, J. (2001): Phytophage Käfer und ihre Wirtspflanzen in Mitteleuropa. Ein Kompendium – Heroldsberg, 132 S.

Böhmer, K.; Kauder, B. (1990): Das Naturschutzgebiet Rohrberg im Spessart – ein Relikt historischer Waldnutzung oder Rest eines Eichenurwaldes. – *Mainzer Geographische Studien* 34: 101-120

Bohn, U. (1992): Buchen-Naturwaldreservate und Buchenwald-Naturschutzgebiete in Mitteleuropa – Überblick und naturschutzfachliche Bewertung. – *NZ-NRW-Seminarbericht* 12: 56-64

Bullock, J.A. (1992): Host plants of British beetles: a list of recorded associations. – *Coleopt. Handbook, Suppl./The Amateur Entomol.* 11a, Feltham, 24 S.

Burckhardt, D. (2002): Verzeichnis der Blattflöhe Mitteleuropas mit Wirtspflanzenangaben (Insecta, Hemiptera, Psylloidea). In: Werner Witsack (Hrsg.): *Beiträge zur Zikadenkunde*. Nr. 5

Brändle, M.; Brandl, R. (2001): Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. – *J. Anim. Ecol.* 70(3): 491-504

Brunet, J.; Fritz, Ö.; Richnau, G. (2010): Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. – *Ecol. Bull.* 53: 77-94

Bußler, H.; Müller, J.; Dorka, V. (2005): European Natural Heritage: the saproxylic beetles in the proposed parc national Defileull Jiului. – *Anale CAS* 48: 3-19

Bußler, H.; Walentowski, H. (2010): Sind Urwaldreliktarten in bayerischen Reservaten an naturnahe Wälder gebunden? – *Forstarchiv* 81 (2): 82

Casale, A.; Brandmayr, P. (1985): Ricerche faunistico-ecologiche sui Colietteri Carabidi della faggetta di Rezzo (Alpi Liguri Occidentali). – *Boll. Mus. Reg. Sci. Nat. Torino* 3(2): 355-368

Cernecka, L.; Mihal, I.; Gajdo, P.; Jarcuska, B. (2019): The effect of canopy openness of European beech (*Fagus sylvatica*) forests on ground-dwelling spider communities. – *Insect Conservation and Diversity*. doi: 10.1111/icad.12380

Coope, G.R. (1995): Insect faunas in ice age environments: why so little extinction?. – In: Lawton, J.H. & May, R.M. (Eds.): *Extinction rates*. – Oxford: 55-74

Detsch, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt. Ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hienheimer Forstes. – *Diss. LMU München*, 208 S.

Deckert, J.; Wachmann, E. (2020): Die Wanzen Deutschlands. – Wiebelsheim, 715 S.

Dingler, H. (1906): Der Metzgergraben, ein Urwaldrest im Spessart und seine Erhaltung. – *Spessart (Monatsschrift des Spessartbundes)* 1(5): 1-4

Dorow, W.; Flechtner, G. (1999): Ergebnisse umfassender Faunenuntersuchungen in montanen Buchenwäldern auf Basalt und Buntsandstein in Hessen. – *NUA Seminarbericht* 4: 176-192

Eißfeller, V. (2013): Tree species as determinants of the structure of oribatid mite communities (Oribatida) and the incorporation of plant carbon and nitrogen into the soil animal food web. – *Biodiv. and Ecol. Series, Ser. B (Diss. Univ. Göttingen)*, 140 S.)

Eißfeller, V. (2010): Muster und Mechanismen der Wirkung unterschiedlicher Baumartendiversität auf die Bodenfauna an der Schnittstelle Boden-Streu und in der Rhizosphäre. – *BfN-Skripten* 265: 9-15

Eißfeller, V. (2013): Incorporation of plant carbon and microbial nitrogen into the rhizosphere food web of beech and ash. – *Soil Biol. Biochemistry* 62: 76-81

- Eißfeller, V.; Langenbruch, C.; Jakob, A.; Maraun, M.; Scheu, S. (2013): Tree identity surpasses tree diversity in affecting the community structure of oribatid mites (Oribatida) of deciduous temperate forests. – *Soil. Biol. Biochemistry* 63: 154-162
- Fischer, A.; Jantsch, M.C.; Müller-Kroehling, S. (2014): Buchenwald-Lebensgemeinschaften im Klimawandel. – *Allg. Forst- u. Jagd-Zeitung* 185 (3/4): 71-81
- Frei, M. (1941): Der Anteil der einzelnen Tier- und Pflanzengruppen am Aufbau der Buchenbiocoenosen in Mitteleuropa. – *Ber. Geobot. Forschungsinst. Rübel Zürich* 1940: 11-25
- Frei-Sulzer, M. (1941): Erste Ergebnisse einer biocoenologischen Untersuchung schweizerischer Buchenwälder. – *Ber. Schweiz. Bot. Ges.* 51: 479-530
- Fuhrmann, M. (2007): Mitteleuropäische Wälder als Primärlebensraum von Stechimmen (Hymenoptera, Aculeata). – *Linzer. biol. Beitr.* 39: 901-917
- Fuhrmann, M. (2009): Bienen und Wespen im geschlossenen Buchenwald. – *Natur in NRW* 2: 28-31
- Fuhrmann (2012): Die Wegwespenfauna (Hymenoptera: Pompilidae) unterschiedlicher Waldstandorte des Nationalparks Kellerwald-Edersee. – *Ampulex* 4: 5-20
- Gehlhar, U. (2016): Buchen-Naturwaldreservate in Mecklenburg-Vorpommern. – *AFZ/Der Wald* 12: 20-24
- Goßner, M.; Engel, H.; Blaschke, M. (2007): Factors determining the occurrence of Flat Bugs (Aradidae) in beech dominated forests. – *Waldökologie online* 4: 59-89
- Grundmann, V. (2009): Integrativer Naturschutz im Buchen-Wirtschaftswald. – *pro Wald* (Hrsg. Deutscher Forstverein) März 2009: 23-26
- Gruppe, A.; Müller, J. (2007): Distribution of Neuropterida in beech dominated forests in southern Germany. – *A#nn. Mus. Civv. St. Nat. Ferrara* 8 (2005 [2007]): 145-152
- Gruppe, A.; Sobek, S. (2011): Effect of tree species diversity on the neuropterid community in a deciduous forest. – *Acta Ent. Slovenica* 19(1): 17-28
- Hagge, J. et al. (2019): Congruent patterns of functional diversity in saproxylic beetles and fungi across European beech forests. *Journal of Biogeography*. 46. 10.1111/jbi.13556.
- Hanstein, U. (2000): Vom Geheimnis des Alterns – am Beispiel nordwestdeutscher TieflandBuchenwälder. – *Forst und Holz* 55 (15): 477-480; Alfeld
- Heinrichs, S.; Schmidt, W. (2013): Windwurf und Eisbruch im Buchenwald: eine Chance für Eiche und andere Baumarten? Ergebnisse aus vier Naturwaldreservaten. – *Forstarchiv* 84(6): 131-197
- Heydemann, B. (1982): Der Einfluss der Waldwirtschaft auf die Wald-Ökosysteme aus zoologischer Sicht. – *Schriftenr. Dt. Rat für Landespflege* 40: 926-944
- Jakuczun, L. (1979): Characteristics of the grouping of carabid beetles in the Carpathian beechwood of the Tatra National Park. *Ekol. Pol.* 27: 449-462
- Jeschke, L. (1999): Buchennaturwald-Reservate in Deutschland. – ein Beitrag zur Bewahrung des europäischen Naturerbes. – *NUA-Seminarbericht* 4: 233-241
- Henkel, A.; Hese, S.; Thiel, C. (2022): Erhöhte Buchenmortalität im Nationalpark Hainich? – *AFZ/Der Wald* 3: 26-29
- Hölzel, H. (1957): Die Bodenfauna eines während der Eiszeit persistierenden Buchenwaldes am Südhang der Koralpe. – *Carinthia II* 67: 111-139
- Infusino, M.; Scalerio, S. (2018): The importance of beech forests as reservoirs of moth diversity in Mediterranean Basin (Lepidoptera). – *Fragmenta entomologica* 50(2): 161-169
- Krah, F.-S.; Bässler, C. (2021): Totholzpilze – Baumart wichtiger als Totholzgröße und Besonnung. – *AFZ/Der Wald* 16: 22-23
- Leuschner, C.; Glatthorn, J.; Kaufmann, S.; Feldmann, E.; Klingenberg, E. (2021): Ökosystemfunktionen von Buchen-Urwäldern: Kohlenstoffbindung und Pflanzendiversität. – *Nationalpark Unteres Odertal* 2020(3): 28-37
- Loy, H. (2004): Die Spessarteiche im Kampf ums Überleben. – *Der Spessart* 1/2004: 3-7
- Jahn H.; Nespiak, A.; Tüxen, R. (1967): Pilzsoziologische Untersuchungen in Buchenwäldern (Carici-Fagetum, Melico-Fagetum und Luzulo-Fagetum) des Wesergebirges. – *Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem., N. F.* 11/12: 159-197
- Kompa, T.; Schmidt, W. (2002): Vegetationsentwicklung nach Windwurf in Buchenwäldern des südwestlichen Harzvorlandes – »Treffpunkt Biologische Vielfalt II« (Hrsg. BfN): 125-131
- Komposch, C.; Paill, W.; Aurenhammer, S.; Graf, W.; Degasperis, G.; Dejaco, T.; Frieß, T.; Holzinger, W.; Rabitsch, W.; Schied, J.; Volkmer, J.; Wieser, C.; Zimmermann, P.; Aigner, S.; Egger, G.; Pöllinger, U. (2017): Endemitenberg Koralpe, ein einzigartiger Gebirgsstock der österreichischen Zentralalpen. Taxaübergreifende Analyse und drohender Biodiversitätsverlust. – *Entomologica austriaca*. 24. 172-174
- Korpel, S. (1995): *Urwälder der Westkarpaten*. Stuttgart, 310 S.
- Lorenz, J. (2010): »Urwaldrelikt«-Käferarten in Sachsen. *Sächs. – Ent. Z.* 5, S. 69-98
- Martinez del Castillo, E. et al. (2022): Climate-change-driven growth decline of European beech forests. *Communications Biology*. 5. – doi 10.1038/s42003-022-03107-3
- Mergner, U. (2018): Das Trittsteinkonzept: Naturschutz-integrative Waldbewirtschaftung schützt die Vielfalt der Waldarten. *Fabrikschleichach*, 136 S.
- Mergner, U.; Bußler, H (2007): Der Buchenprotz – Elitebaum für die Artenvielfalt des Waldes. – *AFZ/Der Wald* 4, S. 164-165
- Mette, T.; Dolos, K.; Meinardus, C.; Bräuning, A.; Reineking, B.; Blaschke, M.; Pretzsch, H.; Beierkuhnlein, C.; Gohlke, A.; Wellstein, C. (2013): Climatic turning point for beech and oak under climate change in Central Europe. – *Ecosphere* 4(12): 1-19
- Meyer, P.; Schmidt, M.; Blick, T.; Brunet, J.; Dorow, W.; Hakes, W.; Haerdle, W.; Heinken, T.; Hertel, D.; Knapp, H.; Leuschner, C.; Oheimb, G.; Otte, V.; Schmidt, W. (2011): Stellungnahme zu

- Walentowski H. 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, 195-217. – *Forstarchiv*. 82. 62-66
- Meyer, P.; Blaschke, M.; Schmidt, M.; Sundermann, M.; Schulte, U. (2016): Wie entwickeln sich Buchen- und Eichen-FFH-Lebensraumtypen in Naturwaldreservaten? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48(1): 5-14
- Meyer, P.; Spinu, A.P.; Mölder, A.; Bauhus, J. (2021): Management alters drought-induced mortality patterns in European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. – *Plant Biology* doi:10.1111/plb.13396
- Michler, B.; Fischer, H.; Fischer, A. (2020a). Die zukünftige pnV Bayerns. *LWF aktuell* 119. 46-49
- Michler, B.; Fischer, H.; Fischer, A. (2020b): High resolution predictive modelling of potential natural vegetation under recent site conditions and future climate scenarios: Case study Bavaria. – *Tuexenia* 39: 9-40
- Mosandl, R.; Sinner, E.; Klockow, F.; Leider, W.; Schramm, F.; Schuhbeck, K.; Storath, H.; Zimmerer, V. (2017): Das NSG Metzgergraben-Krone im Hochspessart. – *AFZ/Der Wald* 15: 17-20
- Mölder, A.; Streit, M.; Schmidt, W. (2014): When beech strikes back: How strict nature conservation reduces herb-layer diversity and productivity in Central European deciduous forests. – *Forest Ecology and Management* 319 51-61
- Mölder, A.; Tiemeyer, V. (2019): Die Verjüngung der Rotbuche durch Absenker. *Waldbauliche Verfahren, Geschichte und Bedeutung für den Naturschutz*. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 51(05): 218-225
- Müller, J.; Bußler, H.; Bense, U.; Brustel, H.; Flechtner, G.; Fowles, A.; Kahlen, M.; Möller, G.; Mühle, H.; Schmidl, J.; Zabransky, P. (2005): Urwald relict species – Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie online* 2, S. 106-113
- Müller, J.; Brunet, J.; Brin, A.; Bouget, C.; Brustel, H.; Bussler, H.; Förster, B.; Isacson, G.; Köhler, F.; Lachat, T.; Gossner, M. (2012): Implications from large-scale spatial diversity patterns of saproxyllic beetles for the conservation of European Beech forests. *Insect Conservation and Diversity*, doi: 10.1111/j.1752-4598.2012.00200.x
- Müller, J.; Leibl, F. (2011): Unbewirtschaftete Wälder sind europaweit artenreicher. *AFZ/Der Wald* 20, S. 20–21
- Müller-Kroehling, S. (2009): Endemische Laubwald-Laufkäfer in bayerischen Buchen- und Schluchtwäldern. – *LWF-Wissen* 61: 57-66
- Müller-Kroehling, S. (2013): Biodiversitätskriterien für Nachhaltigkeit im Wald. – *LWF Wissen* 72 »Wald und Nachhaltigkeit«: 59-71
- Müller-Kroehling, S. (2022): Buchenwälder Mitteleuropas sind artenarm – zumindest an treuen und monophagen Arten. – *AFZ der Wald* 18/22: in Druck.
- Müller-Kroehling, S.; Jantsch, M.C.; Fischer, H.S.; Fischer, A. (2014): Modelling the effects of global warming on the ground beetle fauna of beech forests in Bavaria, Germany. – *Eur. J. Entomol.* 111(1): 35-49
- Müller-Kroehling, S.; Zehetmair, T. (2014): Laufkäfer in den Kronen europäischer Buchenwälder – *Angewandte Carabidologie* 10: 101-107
- Nickel, H. (2003): The leafhoppers and planthoppers of Germany (Hemiptera, Auchenorrhyncha): patterns and strategies in a highly diverse group of phytophagous insects. – *Pensoft, Sofia und Moskau*. 460 pp.
- NUA (1999): Buchennaturwald-Reservate – unsere Urwälder von morgen. – *NUA-Seminarbericht* 4, 316 S.
- Panek, N. (2016): Deutschland – Deine Buchenwälder. Daten – Fakten – Analysen. – *Vöhl-Basdorf*, 208 S.
- Rabitsch, W.; Essl, F. (2009): Endemiten – Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt. – *Klagenfurt und Wien*, 924 S.
- Rheinheimer, J.; Hassler, M. (2010): Die Rüsselkäfer Baden-Württembergs. – *Karlsruhe*, 944 S.
- Rheinheimer, J.; Hassler, M. (2018): Die Blattkäfer Baden-Württembergs. – *Karlsruhe*, 928 S.
- Rizun, V.B.; Chumak, V.O. (2003): Carabid beetle communities in virgin Beech forests of the Ukrainian Carpathians. – *Vestnik Zoologii Suppl.* 16: 114-120 (in ukrainischer Sprache)
- Rohner, B.; Bugmann, H.; Brang, P.; Wunder, J. & Bigler, C. (2013): Eichenrückgang in Schweizer Naturwaldreservaten. *Schweiz. Z. Forstwes.* 164 (11): S. 328–336.
- Rüther, C.; Walentowski, H. (2008): Tree species composition and historic changes of the Central European oak/beech region. – In: Floren, A. & Schmidl, J. (Hrsg.): *Canopy arthropod research in Europe*, S. 61-88
- Ruppert, O.; Klemmt, H.-J.; Schölch, M.; Wurm, A.; Reiter, B.; Oesterle, N.; Aas, G. (2016): Wenn die Verjüngung ausbleibt. Ergebnisse zur Erforschung ausbleibender Rotbuchen-Naturverjüngung im FFH-Gebiet »Buchberg«. – *LWF aktuell* 3/2016: 36-38
- Schardt, M.; Fauster, B.; Gruppe, A.; Schopf, R. (2008): Einfluss der Blattposition auf Befallshäufigkeit und Entwicklungserfolg von *Rhynchaenus fagi* L. (Coleoptera: Curculionidae) an Buche (*Fagus sylvatica* L.). – *Mitt. DGaE* 15: 41-44
- Schmidt, W. (2002): Zur Entwicklung der Verjüngung in zwei Femellücken eines Kalkbuchenwaldes. – *Forst & Holz* 7: 201-205
- Schneider, H.; Karasch, P. (2022): Diversität holzbewohnender Pilze in nutzungsfreien Buchenwäldern. – *AFZ/Der Wald* 3: 30-34
- Schnell, A. (2004): Die Mär vom strukturarmen Buchenurwald. *LWF aktuell* 47: 32-34
- Schubert, H. (1998): Untersuchungen zur Arthropodenfauna im Baumkronen – ein Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern. – *Diss. Forstwiss. Fak. LMU München*, 154 S.

Schulze, E.-D.; Müller-Kroehling, S.; Görner, M.; Walentowski, H. (2018): Integrativer Naturschutz aus Sicht der Geobotanik und Ökologie. *AFZ/DerWald* 3: S. 30-33

Sobek, S.; Goßner, M.; Scherber, C.; Steffan-Dewenter, I.; Tscharnke, T. (2009a): Tree diversity drives abundance and spatiotemporal diversity of true bugs (Heteroptera). – *Ecological Entomology* 34: 772-782

Sobek, S.; Steffan-Dewenter, I.; Scherber, C.; Tscharnke, T. (2009b): Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient. – *Diversity and Distributions* 15: 660-670

Sperber, G. (2002): Buchenwälder – deutsches Herzstück im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. – *Jb. Ver. Schutz Bergwelt* 67: 167-194

Taeger, A.; Altenhofer, E.; Blank, S.M. (1998): Kommentare zur Biologie, Verbreitung und Gefährdung der Pflanzenwespen Deutschlands. – In: Taeger, A. & Blank, S. M. (Hrsg.): *Pflanzenwespen Deutschlands (Hymenoptera, Symphyta)*: 49-135

Thomas, A.; Mrotzek, R.; Schmidt, W. (1995): Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern. (Abschlußbericht F+E-Vorhaben). – *Angewandte Landschaftsökologie* 6, 151 S.

Tomiczek, C.; Perny, B.; Cech, T. (2006): Zur Waldschutzsituation der Buche. – *BFW-Praxisinformation* 12: 19-21

Vogel, S.; Bußler, H.; Finnberg, S.; Müller, J.; Stengel, E.; Thorn, S. (2020): Diversity and conservation of saproxylic beetles in 42 European tree species: an experimental approach using early successional stages of branches. – *Insect Conservation and Diversity* 14: 132-143

Walentowski, H.; Bußler, H.; Bergmeier, E.; Blaschke, M.; Finkeldey, R.; Gossner, M.; Litt, T.; Müller-Kroehling, S.; Philippi, G.; Pop, V.V.; Reif, A.; Schulze, E.-D.; Strätz, C.; Wirth, V. (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, 195-217

Walentowski, H.; Müller-Kroehling, S.; Bergmeier, E.; Bernhardt-Römermann, M.; Gossner, M.M.; Reif, A.; Schulze, E.-D.; Bußler, H.; Strätz, C.; Adelman, W. (2014): Faunal diversity of *Fagus sylvatica* forests: A regional and European perspective based on three indicator groups. – *Ann. For. Res.* 57(2): 215-231

Winter, S. (2005): Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. – *Diss. TU Dresden*, 311 S. + Anh.

Winter, S. (2006): Naturnähe-Indikatoren für Tiefland-Buchenwälder. – *Forstarchiv* 77: 94-101

Wittland, W.; Seliger, R.; Pardey, A. (2021): Die Nachtfalter im Nationalpark Eifel. Untersuchungsergebnisse der Jahre 2007 bis 2018. – Hrsg.: Nationalparkforstamt Eifel. – *Schriften Nationalpark Eifel* 9, 288 S..

Zehetmair, T.; Müller, J.; Zharov, A.; Gruppe, A. (2014): Effects of Natura 2000 and habitat variables used for habitat assessment on beetle assemblages in European beech forests. – *Ins. Conservation and Diversity*. doi: 10.1111/icad.12101.

Keywords: Beech forests, European beech, *Fagus sylvatica*, Biodiversity, Nature conservation, Natura 2000, Global responsibility, conservation concepts

Summary: Beech forests would naturally take up the largest share of Central European forests and are presently the most common broadleaved forest type. The area and share of beech forests and beech trees has been increasing steadily in recent decades. Due to its dominance and intolerant nature, beech forests are not particularly species rich. There are relatively few species preferring beech habitat condition or have closely adapted to these. Compared to more southern and southeastern areas of Central Europe with their much longer vegetation tradition and the actual occurrence of virgin beech forests, the historically young beech forests of West Central Europe are poor in habitat specialists. Instead they are dominated by species also living in other habitats. Still, beech forests are home to a certain, although below-average number of species. The protection regime of this habitat consists of a German-wide network of protected sites (Natura 2000) including strict forests reserves and national parks, ensuring a high enough proportion of forests reaching the important decay phase. Without corridors, climate change will lead to massive species loss. This function is provided for by the European network Natura 2000.

Eine ausführlichere Darstellung der in Buchenwäldern vorkommenden Arten veröffentlicht der Verfasser in *AFZ/Der Wald* 18/2022 vom 21.9.2022.