



ALT- UND TOTHOLZVERBUNDSYSTEME

Literaturstudie zur Schaffung von naturschutzfachlichen Grundlagen

ALT- UND TOTHOLZVERBUNDSYSTEME

Literaturstudie zur Schaffung von naturschutzfachlichen Grundlagen

Herausgeber: WWF Österreich

Autoren: Karin Enzenhofer, Josef Schrank

Redaktion: Karin Enzenhofer

Layout: Andreas Zednicek (DIRECT MIND)

Lektorat: Anna-Christina Mainhart (Word by Word)

Kontakt: Karin Enzenhofer, Karin.Enzenhofer@wwf.at

Zitiervorschlag:

Enzenhofer K. & Schrank J. (2019): Alt- und Totholzverbundsysteme. Eine Literaturstudie zur Schaffung von naturschutzfachlichen Grundlagen. Im Auftrag des WWF Österreich, 84 S.

INHALT

VORWORT	7
1. GRUNDLAGEN	8
1.1 Schlüsselstrukturen	8
1.1.1 Totholz.....	8
1.1.1.1 Totholzquantität.....	9
1.1.1.2 Totholzqualität.....	12
1.1.1.3 Totholzvorkommen in Österreich (BfW, 2011).....	13
1.1.2 Biotop-/Habitatbäume	15
1.1.3 Altholz.....	16
1.1.4 Räumliche und zeitliche Verteilung	17
1.1.5 Vernetzung und Biotopverbund	20
2. EINRICHTUNG FUNKTIONELLER ALT- UND TOTHOLZNETZWERKE	22
2.1 Kernflächen/ Waldreservate	22
2.2 Trittsteinelemente und Korridore	23
2.2.1 Altholzinseln.....	23
2.2.2 Biotopbäume.....	25
3. BESTEHENDE ALT- UND TOTHOLZKONZEPTE	27
3.1 Biotopholzstrategie „Xylobius“ Nordrhein-Westfalen	28
3.1.1 Strategie.....	28
3.1.2 Umsetzung.....	28
3.2 AuT: Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg	30
3.2.1 Strategie.....	30
3.2.2 Umsetzung.....	30
3.2.3 AuT-Konzept im Eichenwald.....	31
3.3 Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforsten	32
3.3.1 Strategie.....	32
3.3.2 Umsetzung.....	32
3.4 Rothenbacher Totholz- und Biotopbaumkonzept	34
3.4.1 Strategie.....	34
3.4.2 Umsetzung.....	34
3.4.3 Erkenntnisse.....	35
3.5 Weitere Konzepte und Richtlinien	35
3.6 Zusammenfassung	38
4. POTENZIELLE ZIELARTEN UND IHRE LEBENSRAUMANSPRÜCHE	42
4.1 Mittelspecht (<i>Dendrocopos medius</i>)	42
4.1.1 Allgemeines.....	42
4.1.2 Schutzstatus.....	43
4.1.3 Verbreitung.....	43
4.1.4 Ansprüche.....	44
4.1.5 Schutzmaßnahmen	45

4.2	Hirschkäfer (<i>Lucanus cervus</i>)	48
4.2.1	Allgemeines.....	48
4.2.2	Schutzstatus.....	50
4.2.3	Verbreitung.....	50
4.2.4	Ansprüche.....	51
4.2.5	Schutzmaßnahmen	52
4.3	Großer Eichenbock (<i>Cerambyx cerdo</i>)	53
4.3.1	Allgemeines.....	53
4.3.2	Schutzstatus.....	54
4.3.3	Verbreitung.....	55
4.3.4	Ansprüche.....	56
4.3.5	Schutzmaßnahmen	56
4.4	Alpenbock (<i>Rosalia alpina</i>)	57
4.4.1	Allgemeines.....	57
4.4.2	Schutzstatus.....	58
4.4.3	Verbreitung.....	58
4.4.4	Ansprüche.....	60
4.4.5	Schutzmaßnahmen	60
4.5	Dreizehenspecht (<i>Picoides tridactylus</i>)	61
4.5.1	Allgemeines.....	62
4.5.2	Schutzstatus.....	62
4.5.3	Verbreitung.....	63
4.5.4	Ansprüche.....	63
4.5.5	Schutzmaßnahmen	64
4.6	Weißbrückenspecht (<i>Dendrocopos leucotos</i>)	65
4.6.1	Allgemeines.....	65
4.6.2	Schutzstatus.....	66
4.6.3	Verbreitung.....	66
4.6.4	Ansprüche.....	67
4.6.5	Schutzmaßnahmen	68
4.7	Halsbandschnäpper (<i>Ficedula albicollis</i>)	68
4.7.1	Allgemeines.....	69
4.7.2	Schutzstatus.....	69
4.7.3	Verbreitung.....	70
4.7.4	Ansprüche.....	71
4.7.5	Schutzmaßnahmen	71
5.	SCHLUSSFOLGERUNGEN	72
6.	LITERATURVERZEICHNIS	74
7.	FOTOCREDITS	81



VORWORT

Totholz ist – anders als der Name vermuten lässt – eine Quelle des Lebens. Als ein primäres Merkmal natürlicher Wälder spielt es im Ökosystem Wald eine zentrale Rolle: Es ist nicht nur Lebensraum, sondern auch Nahrung für viele Tier- und Pflanzenarten des Waldes. Es ist das Fundament eines gesunden Waldbodens und damit DIE Lebensgrundlage für Bäume. Die Bezeichnung „Totholz“ als Sammelbegriff für abgestorbenes Holz im Wald ist daher nicht nur irreführend, sondern auch ein Stück weit paradox. So ist das Holz eines lebendigen Baumes meist weniger belebt, als das von abgestorbenen oder gerade absterbenden Bäumen.

Lange Zeit wurden ursprüngliche Laubwälder durch standortfremde Nadelforste ersetzt. Leergeräumte Wälder galten vor einigen Jahrzehnten noch als erstrebenswert, alles vermeintlich wirtschaftlich unrentable Holz wurde entfernt. Heute erleben wir die Folgen der Irrtümer solcher vergangenen Entscheidungen – der Klimawandel setzt besonders jenen Wäldern zu, die artenarm und ausgeräumt sind. Sie sind weder für die Gegenwart noch für die Zukunft gerüstet. Ihnen fehlt es an Resilienz, also an der Fähigkeit, Störungen oder Belastungen auszuhalten und sich anzupassen. Naturnahe Wälder – meist sind es Mischwälder – besitzen eine geringere Anfälligkeit gegen Schädlinge, größere Artenvielfalt und bieten auch mehr Schutz sowie bessere Erholungsmöglichkeiten für den Menschen.

Heute wissen wir, dass Totholz im Wald eine wichtige Rolle spielt – es hat im Wasser- und Nährstoffhaushalt des Bodens eine wichtige Funktion und ist daher auch aus ökonomischer Sicht bedeutend. Auch die Artenvielfalt im Wald profitiert davon: Viele Schlüsselarten, die im Wald wichtige Aufgaben, wie beispielsweise die Zersetzung des Holzes in Nährstoffe, haben, sind sogar davon abhängig. Doch wie viel Totholz braucht der Wald und wo soll es zur Verfügung stehen? Welche Rolle spielen die verschiedenen Typen und Zersetzungsstadien? Was ist nötig für die Erhaltung von Arten, die davon leben?

Diesen Fragen widmet sich die vorliegende Arbeit. Bei der durchgeführten Literaturrecherche lag der Schwerpunkt auf wissenschaftlichen und praktischen Konzepten für den Alt- und Totholzerhalt und deren Schlüsselarten. Es wurde primär aktuelle Literatur recherchiert und analysiert, aber auch ältere Quellen miteinbezogen.

Mit dieser Literaturstudie liegt nun eine fachliche Grundlage für die Entwicklung eines naturschutzfachlichen Konzepts für die praxisorientierte Einrichtung von funktionellen Alt- und Totholznetzwerken in bewirtschafteten Wäldern vor.

1. GRUNDLAGEN

1.1 SCHLÜSSELSTRUKTUREN

1.1.1 TOTHOLZ

Unzählige Tier- und Pflanzenarten sind ganz oder zumindest für einen Teil ihres Lebenszyklus von absterbenden bzw. toten Bäumen oder von Holz bewohnenden Pilzen abhängig und werden daher als saproxylich oder auch xylobiont (Holz bewohnend) bezeichnet. Von den mitteleuropäischen Waldarten (Fauna und Flora) sind **ungefähr 20 % direkt oder indirekt von Alt- und Totholz abhängig** (Bütler et al. 2005). Direkte Abhängigkeit besteht beispielsweise bei Käferlarven, die in Totholz leben. Dagegen sind Arten, die sich von Xylobionten ernähren, indirekt von Totholz abhängig. Daneben bestimmen die Quantität und die Qualität (Abbauzustand, Baumart, Durchmesser und Lage), ob ein Vorkommen von bestimmten Arten überhaupt möglich ist. (Bütler et al. 2005)

Totholz bzw. tote Bäume dienen Insekten, Vögeln, Pilzen und Flechten als Lebensraum, Nahrungsquelle, Ort der Reproduktion oder Jungenaufzucht, als Versteck, Überwinterungsplatz oder Ausguckposten. Nach Moning (2013) ist **rund ein Drittel aller im Wald lebenden Arten auf Totholz als Lebensraum** angewiesen, Schätzungen für Mehrzeller gehen davon aus, dass mindestens 10.000 Arten obligatorisch oder fakultativ auf Habitatbäume und Totholz angewiesen sind (Bußler 2013).

Neben der Funktion als Lebensraum trägt Totholz zusätzlich zur Bodenbildung bei, unterstützt vor allem in Bergwäldern die Naturverjüngung, schützt gegen Bodenauswaschung, Erosion, Lawinen und Steinschlag (Moning 2013). Totholz fungiert als Wasserspeicher, liefert aus der Zersetzung Kalzium, Kalium und Magnesium und kann den pH-Wert im Oberboden beeinflussen (Bußler 2013).



Abb. 1: Totholz ist eine Schlüsselstruktur im Wald © Karin Enzenhofer

1.1.1.1 Totholzquantität

Die Menge an totem Holz hängt einerseits von der Waldgesellschaft, dem Alter der Bestände, den standörtlichen Gegebenheiten (Wüchsigkeit, Exposition, Höhenlage), der Geschwindigkeit der Zersetzung, der jeweiligen Holzart und andererseits von der forstwirtschaftlichen Nutzung ab.

Das Vorkommen von Totholz ist für die Artenvielfalt von Wäldern essenziell und wird auf internationaler Ebene als **Indikator der Biodiversität in Waldökosystemen** verwendet. Für die Berücksichtigung des Biodiversitätserhalts in der Waldbewirtschaftung können Schwellenwerte eingesetzt werden. Diese bezeichnen einen Übergangsbereich, ab dem eine bestimmte Artengruppe oder eine Art statistisch signifikant häufiger vorkommt (Moning 2013, siehe Abbildung 2). Schwellenwerte können dabei für notwendige Mindestmengen an Totholz und auch für andere Umweltvariablen wie z. B. Baumalter oder Baumhöhlenanzahl ermittelt werden.

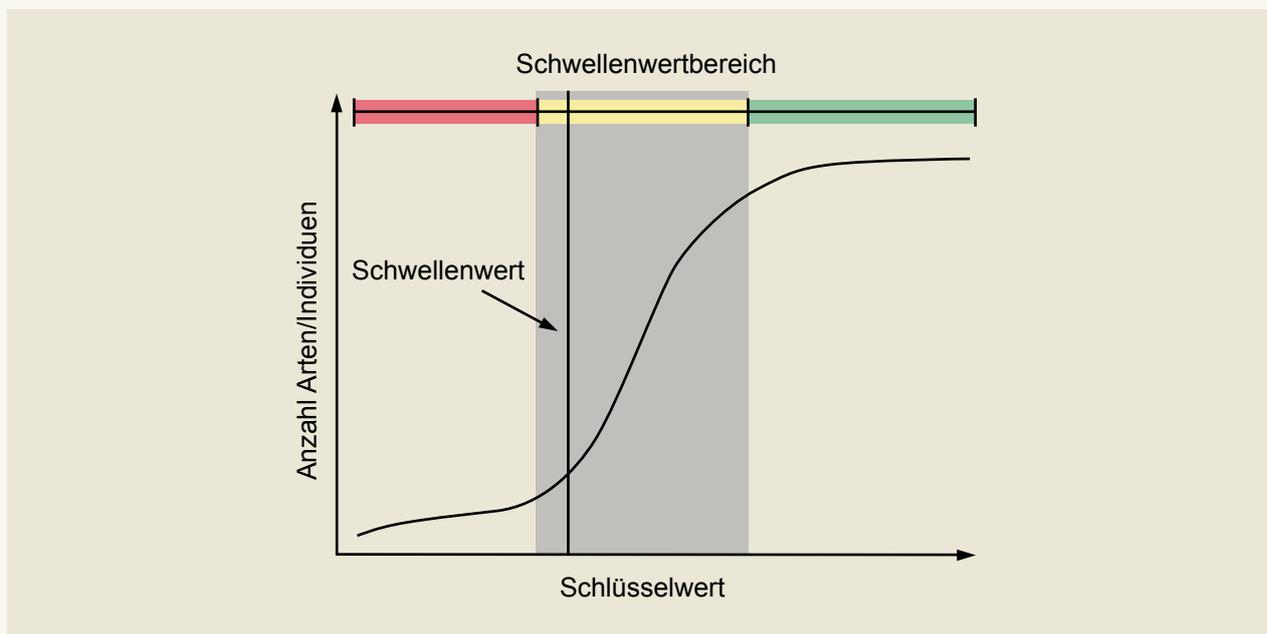


Abb. 2: Schlüssel- und Schwellenwerte (Moning 2013)

Ist nur eine kleine Menge Totholz vorhanden, vervielfältigt sich die Totholz-Strukturvielfalt bereits mit einer geringen Zunahme des Totholzes, um dann bei großen Totholzmengen in eine Sättigung überzugehen (sigmoidale Sättigung). Schon eine geringe Zunahme der Totholzmenge auf beispielsweise 30 bis 40 m³ Totholz/ha hat demnach einen großen Einfluss auf die Verfügbarkeit von Totholzstrukturen, die wiederum für eine vielfältige Lebewelt von großer Bedeutung ist. (Moning, 2009)

Zahlreiche wissenschaftliche Studien der letzten Jahre haben sich mit der Ermittlung von naturschutzfachlichen Totholz-Schwellenwerten beschäftigt. Müller et al. (2007) untersuchten in Buchenwäldern Nordbayerns den Zusammenhang zwischen Totholzmenge und dem Auftreten von xylobionten Käfern, Landmollusken, Holzpilzen und Brutvögeln. Dabei ermittelten sie **Totholz-Schwellenwerte für signifikant höhere Artenzahlen bei Mengen zwischen 38 und 60 m³/ha** (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Beispiele für Totholz-Schwellenwerte für verschiedene Arten/Artengruppen (Müller et al. 2007)

Art/Artengruppe	Schwellenwert
Mollusken	50 m ³ /ha
Holzpilze	60 m ³ /ha
Dreizehenspecht	33 m ³ /ha
Weißrückenspecht	60 m ³ /ha
Xylobionte Käfer	
Rote-Listen-Arten (Artenzahl)	38 m ³ /ha
Rote-Listen-Arten (Individuenzahl)	144 m ³ /ha
Naturnähezeiger (Artenzahl)	58 m ³ /ha
Naturnähezeiger (Individuenzahl)	98 m ³ /ha

Obwohl Schwellenwerte zwischen unterschiedlichen Arten, Regionen und Lebensräumen variieren, konnten Müller & Bütler (2010) anhand eines Vergleichs von 37 Studien zu Schwellenwerten für verschiedene, von Totholz abhängige Organismen zeigen, dass bei lokalen Werten über 30–50 m³/ha bei Laubwäldern und 20–30 m³/ha bei boreal-alpinen Wäldern die Mehrheit der Arten und Gemeinschaften erhalten werden (Abbildung 3).

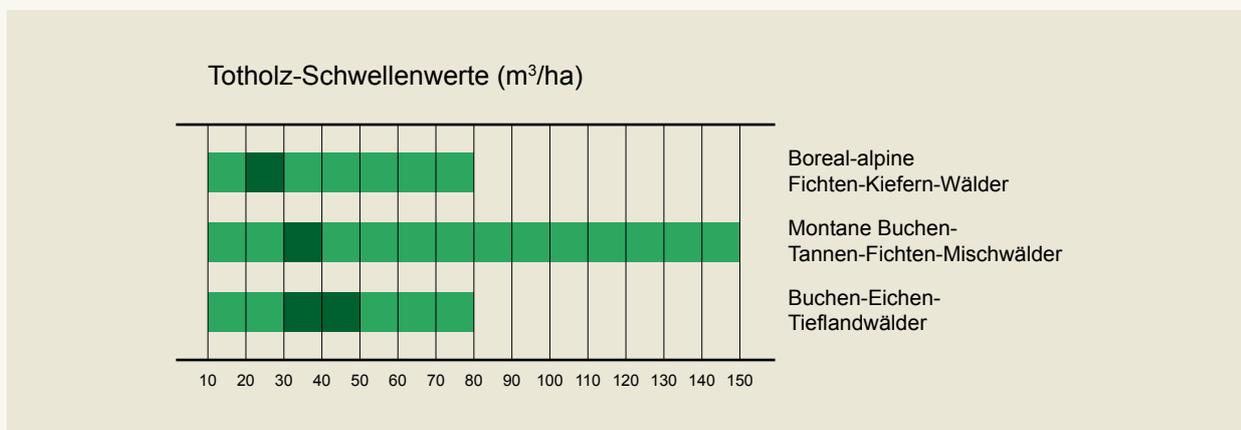


Abb. 3: Totholz-Schwellenwerte für verschiedene xylobionte Arten in europäischen Wäldern (dunkler Bereich), heller Bereich: Bandbreite, in dem die untersuchten Arten vorkommen (Müller & Bütler 2010)

In einem großen Bergwald-Projekt konnte gezeigt werden, dass die Gemeinschaft der Totholz besiedelnden Arten ab rund 30 m³ Totholz pro Hektar zunimmt und ab 60 m³ pro Hektar deutlich höhere Dichtewerte aufweist. Diese Werte gelten für Buchenwälder der Hügelländer, Mittelgebirge und Gebirge. In osteuropäischen Urwäldern haben Waldforscher Totholz mengen von 50–200 m³ pro Hektar gemessen. In sehr alten Beständen können sich vorübergehend sogar 400 m³ ansammeln. (Moning, 2009)

Diese Bereiche sind aus Sicht des Naturschutzes als Zielgrößen für den Wirtschaftswald anzusehen und deutlich höher als die in Wirtschaftswäldern für gewöhnlich vorzufindenden Totholz mengen (Lachat et al. 2014). Der Totholzanteil in Wirtschaftswäldern beträgt durchschnittlich 3 % der gesamten Holzmasse, wohingegen der Totholzanteil in einem mitteleuropäischen Urwald an der gesamten Biomasse 10–30 % erreicht (Moning 2013). In einem Eichen-Urwald konnten 688 m³/ha Vorrat und 112 m³/ha Totholz (16 % des Vorrats) festgestellt werden (Sauberer et al. 2007, nach Korpel 1997). Besonders anspruchsvolle Arten sind auf Totholz mengen angewiesen, die in bewirtschafteten Wäldern praktisch unmöglich zu erreichen sind (Müller & Bütler 2010, vgl. Tabelle 1).

Martikainen et al. (2000) konnten zeigen, dass die Artenvielfalt von alt- und totholzabhängigen Arten mit der Menge von Alt- und Totholz zunimmt. Aus ökologischer Sicht sehen Müller & Bütler (2010) zwei wesentliche Erklärungen, warum eine Erhöhung der Totholzmenge Artenzahl und -dichte erhöht sowie das Artenspektrum diversifiziert. Höhere Mengen an verfügbarem Totholz führen **zu mehr Tothol-zoberfläche und höherer Ressourcenverfügbarkeit**. Außerdem führen größere Oberflächen **zu mehr unterschiedlichen, verfügbaren Habitaten**. Die meisten Untersuchungen zeigen zudem einen klaren Zusammenhang zwischen der Menge und der Vielfalt von Totholz (Müller & Bütler 2010).

1.1.1.2 Totholzqualität

Neben der Totholzmenge spielt damit also auch die Qualität von Totholz eine wesentliche Rolle für die Waldbiodiversität. Totholz kann nach Baumart, Position (stehend oder liegend), Zersetzungsgrad (frisch bis morsch), Dimension (dünne Äste bis dicke Stämme) oder Exposition (besonnt/beschattet) unterschieden werden (Lachat et al. 2014). Die **hohe Bedeutung der unterschiedlichen Arten von Totholz** ist heute gut untersucht (Müller & Bütler 2010, Moning 2013). So ist stehendes Totholz durch die unterschiedliche Belichtung, Besonnung und Zersetzung in der Regel nischenreicher als liegendes Totholz (Bußler 2013). An starkem (dickem) Totholz finden sich im Vergleich deutlich mehr und anspruchsvollere Arten als an Totholz geringerer Dimensionen (Müller et al. 2004). Nach Lorenz (2005) findet die größte Artenakkumulation in Raum und Zeit an stärker dimensioniertem, stehendem Totholz statt, ein einzelner hoher Eichenbaumstumpf mit 100 cm Durchmesser hat für die xylobionte Lebensgemeinschaft demnach weitaus mehr Wert als 50 m³ dünnes, liegendes Totholz, obwohl dieser nur ein Zehntel dieses Totholz volumens erreicht. Winter et al. (2003) fordern für eine naturschutzverträgliche Buchenwaldbewirtschaftung mindestens 30 m³/ha Gesamttotholz. Dabei soll stehendes Totholz eine Grundfläche im stehenden Bestand von mindestens 1 m²/ha bzw. 7 m³/ha erreichen und der liegende Totholzanteil aus unzerschnittenen Stämmen, Starkästen und Kronen mindestens 25 m³/ha betragen. Erdmann & Wilke (1997) empfehlen in Buchenwirtschaftswäldern ein Verhältnis von stehendem zu liegendem Totholz von 1 zu 3 (nach Sauberer et al. 2007).

Die **Dimension bzw. der Holzdurchmesser von (Alt-) und Totholz hat großen Einfluss auf die Habitateigenschaften**. Große, alte Bäume weisen meist eine dickere und rauere Rinde als jüngere Bäume auf und bieten dadurch ein Mehr an Mikrohabitaten. Das Mikroklima (Feuchtigkeit und Temperatur) im Holzinneren wird von dem Verhältnis von Oberfläche zu Volumen eines Baumes beeinflusst und ist bei dickerem Totholz stabiler, außerdem weist stärker dimensioniertes Totholz mehrere Abbauzustände gleichzeitig auf. Je nach Dimension, Temperatur und Feuchtigkeit wird Totholz

unterschiedlich schnell zersetzt, liegendes Totholz wird durch den Bodenkontakt schneller abgebaut als stehendes (Lachat et al. 2014). Die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) hat einen „Totholz kalkulator“ entwickelt, mit dem die Entwicklung vorhandener Totholzvorräte oder die notwendige Totholznachlieferung nach Baumarten und Zeiträumen berechnet werden kann (Totholz kalkulator der NW-FVA: <http://www.nw-fva.de/WebTotholzkalkulator/>) (Wald und Holz NRW 2014). Absolute Totholzmengen lassen sich relativ rasch erhöhen, allerdings benötigt es oft sehr lange Zeiträume für die Entstehung von Totholz bestimmter Qualität (Sauberer et al. 2007).

1.1.1.3 Totholz vorkommen in Österreich (BfW, 2011)

Die Österreichische Waldinventur (ÖWI) erhebt seit 1992/96 Volumen und Stückzahlen des stehenden und liegenden Totholzes. Das **durchschnittliche Totholzvolumen liegt in Österreich derzeit bei knapp über 20 m³/ha**, zusätzlich kommen noch als Reste vorangegangener Nutzungen 9,7 m³ Stöcke/ha vor. Unter stehendem Totholz versteht die ÖWI alle stehenden Dürrlinge ab 5 cm Brusthöhendurchmesser (BHD). Umgefallene Stämme oder Holzstücke, die mehr oder weniger vermodert am Waldboden liegen, sind laut ÖWI als liegendes Totholz klassifiziert. 1992/96 und 2000/02 musste die schwächste Stelle des liegenden Totholzes einen Durchmesser von zumindest 20 cm aufweisen, 2007/09 trug man einer internationalen Vereinheitlichungstendenz Rechnung und setzte den Mindestdurchmesser auf 10 cm herab. Daher sind die ÖWI-Daten bei liegendem Totholz von unterschiedlichen Erhebungsjahren nicht mehr miteinander vergleichbar.

In Österreich werden nach Bundesforschungszentrum für Wald (BfW) (2011) folgende Zielwerte angestrebt: Im Optimalfall sollte der Anteil von stehendem und liegendem Totholz zehn Prozent des stehenden Vorrats ausmachen, also eine Sollgröße von 33 m³/ha betragen. Der tatsächliche, aktuelle/derzeitige Stand beläuft sich allerdings nur auf 20,25 m³/ha bzw. 6,2 % des Gesamtvorrats.

Auffällig ist die derzeitige ungleiche Verteilung des Totholzes in Österreich. Während die Bergwaldgebiete mit Werten über 20 m³/ha (beispielsweise 23,67 m³/ha in den Randalpen) aufwarten können, ist es in den Wäldern zum Beispiel im Mühl- und Waldviertel (7,87 m³ Totholz pro ha) eher gegenteilig bestellt. Auch in der Betriebsart zeigen sich große Unterschiede: Im Schutzwald sind die größten Mengen vorhanden, im Ausschlagwald die geringsten. Auffallend ist ebenso, dass ökologisch besonders wertvolles Totholz (also groß dimensioniertes) nur in geringem Umfang vorkommt.

Tabelle 2: Totholz mengen je Naturraum (Quelle: BfW, 2011)

Naturraum	stehendes Totholz [m ³ /ha]	liegendes Totholz [m ³ /ha]	Summe [m ³ /ha]	Vorrat/ha
Innen- und Zwischenalpen	9,05	14,62	23,67	336
Mühl- und Waldviertel	4,33	3,54	7,87	344
Nördliches Alpenvorland	4,98	4,43	9,4	359
Randalpen	9,94	14,03	23,97	333
Sommerwarmer Osten	5,64	5,02	10,66	273
Gesamt	8,42	11,83	20,25	330

Tabelle 3: Stehendes Totholz je Betriebsart
(Quelle: ÖWI 2007/2009; www.waldinventur.at)

Betriebsart	Totholz [Vfm/ha]	% vom Gesamt-vorrat
Wirtschaftswald	8,1	2,3
Schutzwald im Ertrag	11,7	4,1
Ausschlagwald	5,9	3,7
Gesamt	8,4	2,5

Tabelle 4: Liegendes Totholz je Betriebsart,
(Quelle: ÖWI 2007/2009; Linser, 2017)

Betriebsart	Totholz [m ³ /ha]
Wirtschaftswald	20,3
Schutzwald im Ertrag	36,5
Ausschlagwald	5,9
Gesamt	21,5

Tabelle 5: Stehendes Totholz (ab 5 cm) im Wirtschaftswald,
(Quelle: ÖWI 2007/2009; www.waldinventur.at)

Totholz-Durchmesser im Wirtschaftswald Hochwald	Totholz [Vfm/ha]
- 20 cm	3,6
- 35 cm	2,6
- 50 cm	1,3
> 50 cm	0,6
Gesamt	8,1

1.1.2 BIOTOP-/HABITATBÄUME

Europas Wälder erlebten seit dem Mittelalter aufgrund intensiver Nutzung immer wieder extrem totholzarme Perioden, die viele Arten nur an Habitat- bzw. Biotopbäumen überleben konnten (Bußler 2013). Bütler et al. (2005) definieren Biotopbäume als „*Bäume mit Schäden (aus forstlicher Sicht), welche für die (tot)holzbewohnenden Lebewesen oft geeignete ökologische Nischen zur Verfügung stellen*“. Dazu gehören **Bäume mit Sonderstrukturen wie Stammverletzungen, Risse, Kronenbruch oder viel Kronentholz, Stammfäule, Pilzbefall, Natur- und Spechthöhlen, Horste oder Totholz**. Baumhöhlen stellen für eine Vielzahl von Arten eine Schlüsselstruktur dar, das Vorkommen von Höhlen hängt wiederum entscheidend von Totholzvolumen und vom Alter des Baumbestands ab. So kommen in Bergmischwäldern in Baumhöhlen brütende Vogelarten ab fünf Höhlenbäumen pro Hektar signifikant häufiger vor (Moning 2013).

Besondere Baumhöhlen stellen Mulmhöhlen dar, die durch Pilzbefall entstehen und vor allem gefährdeten Arten, darunter vielen Käfern, als Lebensraum dienen.

Biotop-/Habitatbäume können multifunktional vielfältige Habitate bereitstellen – und das über sehr lange Zeiträume, Uralteichen bspw. über mehrere Jahrhunderte (Bußler 2013). Das Vorkommen von (Ur)Altbäumen, auch als Methusalems bezeichnet, weist zudem auf eine Kontinuität eines Waldes bzw. Baumbestands hinsichtlich seiner Baumartenzusammensetzung und des Totholz- und Strukturangebots hin und damit auf eine Habitattradition (Bußler 2006). Der Erhalt von Altbäumen und alten Wäldern hat für den Biodiversitätserhalt höchste Bedeutung.

Winter et al. (2003) definierten in ihrer Untersuchung über Buchenwälder im nordostdeutschen Tiefland Kriterien für den Erhaltungszustand von Wirtschaftswäldern, darunter die qualitative Vielfalt von und die Anzahl an Sonderstrukturen. Demnach stellt ein durchschnittliches Vorkommen von mehr als 10 Sonderstrukturtypen pro 10 Hektar einen sehr guten Erhaltungszustand dar, weniger als 7 Sonderstrukturtypen einen schlechten. Bei einem sehr guten Erhaltungszustand kommen > 80 Sonderstrukturen, bei einem schlechten Erhaltungszustand weniger als 40 Sonderstrukturen pro Hektar vor.

MIKROHABITATE UND IHRE WICHTIGE ROLLE ZUR ERHALTUNG DER BIODIVERSITÄT

Biotopbäume sind lebende oder tote (meist geschwächte, sich im Absterbeprozess befindliche) Baumindividuen, die ökologische Nischen, sogenannte Mikrohabitate, aufweisen. Das bedeutet, dass sie im Gegensatz zu forstwirtschaftlichem Wertholz reich an unterschiedlichen Strukturen und Substraten wie Rissen, Rindenverletzungen, Spalten, Höhlen, Pilzen oder Totholzanteilen sind.

Kraus & Krumm (2013) unterscheiden grundsätzlich dabei 4 Typen: Höhlen (z. B. Spechthöhlen, Mulmhöhlen, Asthöhlen, Stammfusshöhlen), Risse und Rindenverletzungen (wie lose Rindenteile), Fruchtkörper saproxylicher Pilze (beispielsweise von Porlingen oder Ständerpilzen) und andere Mikrohabitate (z. B. Saftaustritte, Kletterpflanzen, Maserknolle, Kronentholz).

Das European Forest Institute hat dazu einen Katalog publiziert und charakterisiert an die **65 verschiedene Mikrohabitate** (Kraus & Schuck, 2016). Da viele Arten auf diese Elemente, Strukturen und Substrate angewiesen sind, steigt mit der Anzahl der Mikrohabitate fast automatisch die Artenvielfalt. In naturnahen Beständen wurden in Studien bis zu 50 Mikrohabitate pro Hektar festgestellt, in Naturschutzgebieten bis zu 70 (Winter et al, 2017).

Mit dem Baumalter steigt üblicherweise die Anzahl an Mikrohabitaten auf einem Baum – deshalb sollte den Baumveteranen besonderen Wert im Wald beigemessen werden. Habitatbäume sollten in der Waldnutzung bereits frühzeitig erkannt und belassen werden. Bäume mit geringem (forstwirtschaftlichem) Nutzen werden üblicherweise schon früh aus den Beständen eliminiert – wodurch kaum eine Chance für Biotopbäume besteht. Meist kommen dafür nur Grundstücksgrenzen oder schlechte Bringungslagen infrage. Auch abseits von solchen Standorten sollte darauf Rücksicht genommen und für zukünftige Biotopbäume und Methusalems gesorgt werden. (Winter et al., 2017) Ein solcher Ansatz würde sicherlich zu einer sichtbaren Verbesserung der Habitatqualität in Wäldern beitragen und die Waldbiodiversität erhöhen.

1.1.3 ALTHOLZ

Während die Ökologie mit „Altholz“ Bäume meint, die sich dem Ende ihrer Lebensdauer nähern, versteht man im forstwirtschaftlichen Sinne darunter meist die Hiebsreife eines Baumes oder Bestands. Im Wirtschaftswald werden Bäume geerntet, wenn sie ihre höchste Zuwachsleistung erreicht haben, wodurch die natürliche Lebensdauer eines Baumes je nach Baumart um 30–80 % verkürzt wird (siehe Abbildung 4). Das damit verbundene überwiegende Fehlen von Alters- und Zerfallsphase wirken sich zwangsläufig auf Biodiversität und Stoffkreisläufe im Wald aus (Jedicke 2016). Es ist schwieriger, ausreichend Altholz sicherzustellen als eine ausreichende Totholzmenge, da es einerseits lange dauern kann, bis Bäume Altersmerkmale aufweisen, und es andererseits kaum noch wirklich große Bäume in den Wäldern gibt (Bütler et al. 2005).

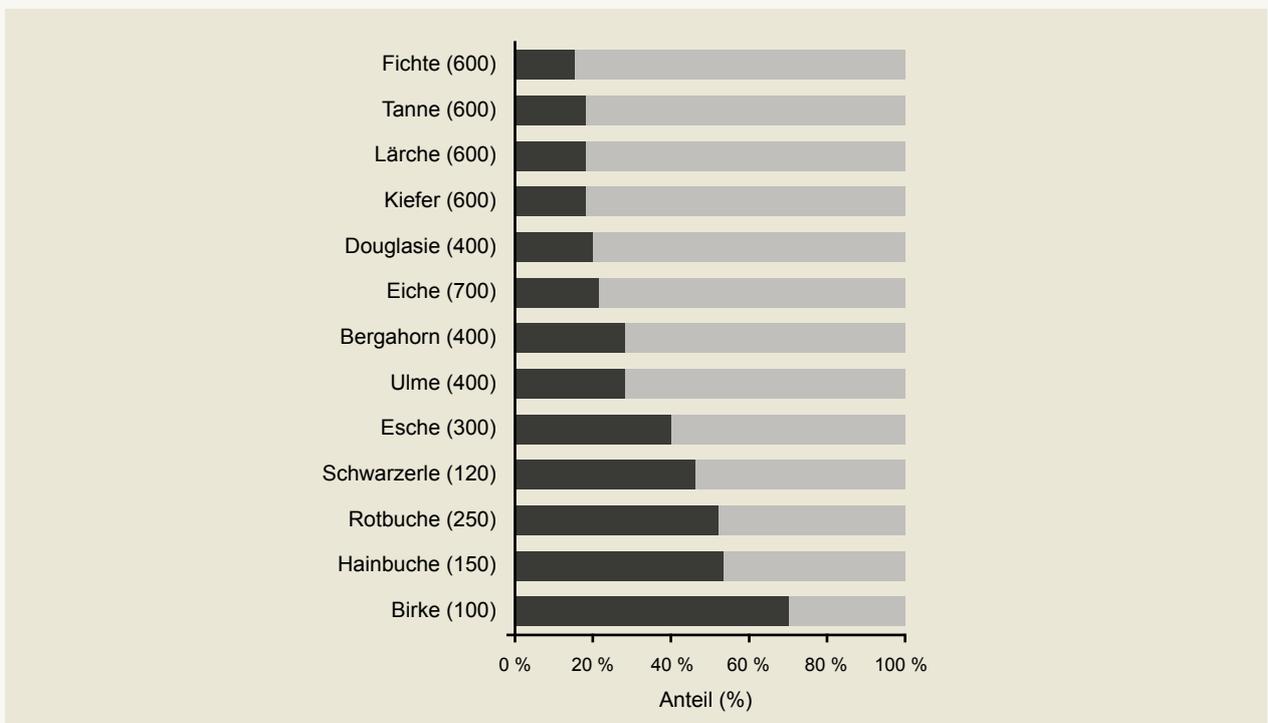


Abb. 4: Anteil des durchschnittlichen Umtriebsalters (schwarz) am natürlichen Lebensalter verschiedener Baumarten. Der graue Bereich fehlt üblicherweise im Wirtschaftswald (Jedicke 2008).

1.1.4 RÄUMLICHE UND ZEITLICHE VERTEILUNG

Die bisherigen Ausführungen zeigen, dass es heute bereits relativ klare Erkenntnisse darüber gibt, welche Strukturen in welchen Mengen vorhanden sein müssen, um auf Alt- und Totholzstrukturen angewiesene Arten im Wald dauerhaft erhalten zu können. Für den Biodiversitätserhalt im Wald spielt allerdings die Frage nach der **zeitlichen und räumlichen Verteilung der beschriebenen Schlüsselstrukturen** eine ebenso wesentliche Rolle.

Tier- und Pflanzenarten verteilen sich nicht gleichmäßig im Raum, die Spezialisierung von Arten auf bestimmte Bedingungen und Strukturen sowie das Angebot entsprechender Lebensräume führen zu einer bestimmten räumlichen Verteilung von Populationen. Je größer und unzerschnittener eine Waldlandschaft ist, desto mehr Arten sind zu erwarten (Bußler 2013). Die Metapopulationstheorie beschäftigt sich u. a. mit dem Einfluss von Lebensraumverlust und -fragmentierung auf die Überlebensfähigkeit von Populationen. Hanski (2011) schließt anhand von Vergleichen verschiedener Studien, dass die Schwelle für das Überleben/Aussterben von vielen spezialisierten Waldarten bei etwa 30 % Waldfläche liegt. Diese Arten sind meist nicht in der Lage, weite Räume außerhalb ihres Lebensraums zu überqueren. In Landschaften, die mit zumindest 30 % der ursprünglichen Vegetation bewachsen sind, kann ein großer Teil spezialisierter Arten fortbestehen. Hanski (2011) schlägt daher einen Drittel-eines-Drittels-Ansatz für einen großräumigen Lebensraumschutz vor: Ein Drittel einer Waldlandschaft muss für darauf angewiesene Arten entsprechende Lebensraumbedingungen bereitstellen und ein Drittel davon, also 10 % einer Waldlandschaft, muss optimale Lebensbedingungen aufweisen und unter Schutz gestellt werden.

Auch Totholz ist natürlich nicht gleichmäßig verbreitet, sondern kommt eher geklumpt über die gesamte Waldfläche verteilt vor (Jedicke 2008). Zudem ändern sich Menge und Qualität des Totholzes im Wald ständig, neben der Baum mortalität (jährlich sterben ca. 0,5–2,3 % der Bäume ab; Bütler et al. 2005) können natürliche Störungen und Ereignisse wie Windwurf, Schneebruch oder Käferkalamitäten große Totholzmengen bilden. In Schweizer Naturwaldreservaten konnte gezeigt werden, dass sich ohne Holznutzung nach einigen Jahrzehnten Totholzmengen von 50–130 m³/ha entwickeln, nach Störungen sogar 390 m³/ha (Lachat et al. 2014, nach Herrmann et al. 2012). Auf Basis ihrer Ergebnisse über die Totholzansprüche des Dreizehenspechts entwickelten Bütler & Schlaepfer (2004) Grundsätze für die Verteilung von Totholz innerhalb einer Waldlandschaft (siehe Abbildung 5).

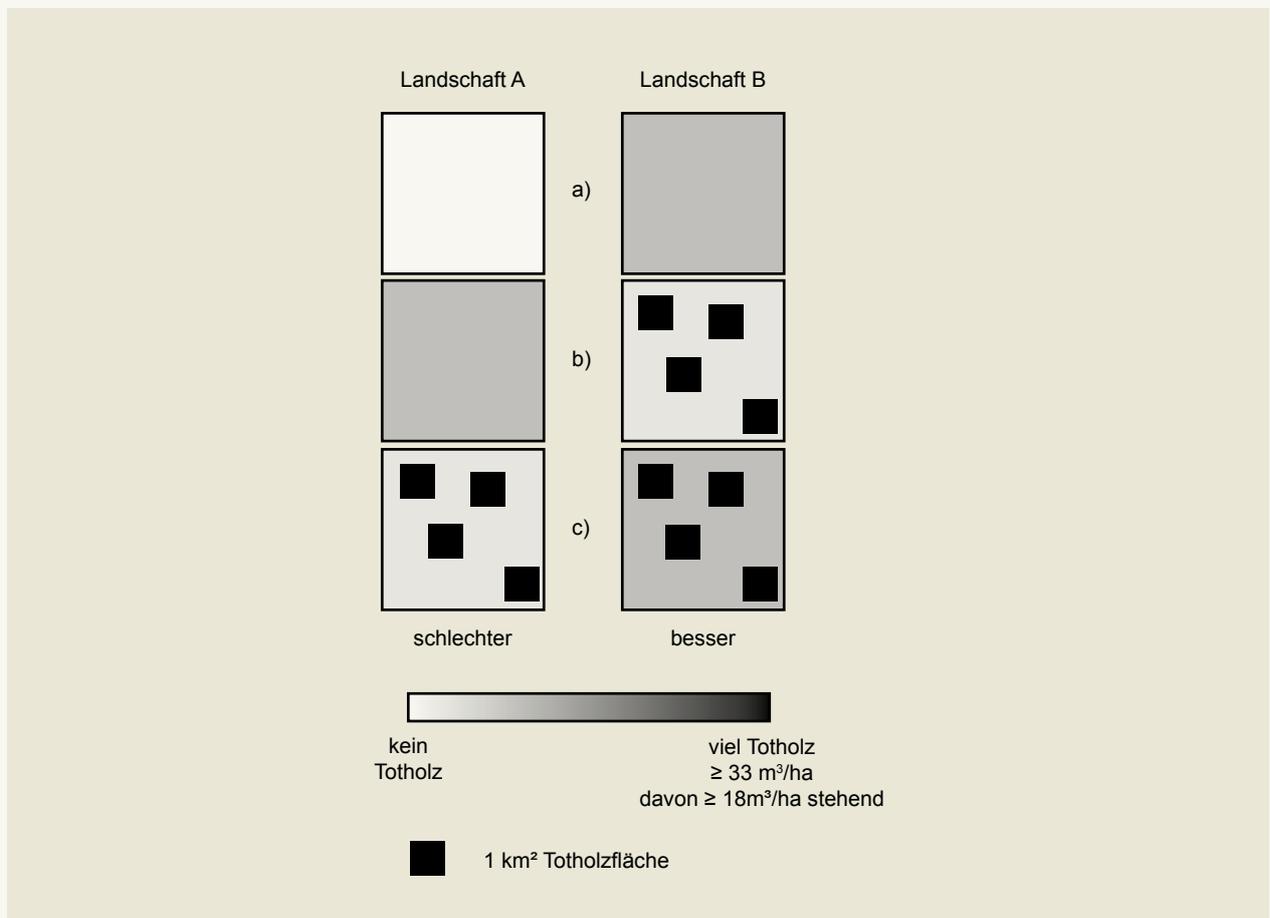


Abb. 5: Grundsätze für die Verteilung von Totholz innerhalb einer Waldlandschaft (Bütler & Schlaepfer 2004)

Demnach ist es sinnvoller, **besonders totholzreiche Flächen innerhalb einer Landschaft zu verteilen, als einen einheitlichen, mittleren Totholzwert flächendeckend anzustreben**. Diese Kernflächen sollten dabei einen Mindestwert von bspw. einem Quadratkilometer aufweisen und gleichzeitig muss die umgebende Landschaft ebenfalls eine gewisse Totholzmenge beherbergen. Auch Müller & Bütler (2010) schließen aus ihren Ergebnissen auf die Notwendigkeit, Waldbestände mit höheren Totholz mengen in einem Netzwerk von Waldlandschaften zu etablieren, anstatt einen niedrigeren Durchschnittswert in allen Waldbeständen anzustreben.

Lorenz (2005) verweist auf das Problem, dass aus ökologischer Sicht wertgebende Arten oft nur noch Restvorkommen an verinselten Lokalitäten besitzen, in denen es die Biotop- und dadurch Faunentradition noch gibt. Die Identifikation dieser Vorkommen und eine davon ausgehende Anreicherung von Alt- und Totholz, anstelle einer schematischen Anhäufung des Totholzvolumens, sind für ihn daher Voraussetzung für ein Erfolg versprechendes Totholzmanagement. Auch Jedicke (2008) verweist auf die hohe Bedeutung von über längere Zeiträume durch forstliche Nutzung nicht bzw. nur wenig beeinflussten Beständen, deren Kontinuität nicht unterbrochen werden sollte.

HABITATTRADITION

Eine Voraussetzung für das Überleben von an Altholzbestände gebundene Reliktarten sind Altwaldstandorte mit **ungebrochener Habitattradition**. Das bedeutet, dass an solchen Orten immer Wald (und möglichst die gleiche Waldgesellschaft) vorkam und vorkommt. Somit ist bei der Lebensraumbetrachtung nicht nur die räumliche, sondern auch die zeitliche Komponente entscheidend.

Totholz ist ein dynamisches Element, das sich mit der Zeit langsam entwickelt. Geschieht dies am richtigen Ort, in ausreichender Menge und geeigneter Qualität, so kann die dortige Artpopulation überleben. Man spricht von **ununterbrochenem Totholznachschub**. Studien zeigen, dass der kontinuierliche Fortbestand von Waldflächen und die Verfügbarkeit von Totholz eine wichtige Rolle für den Schutz der Artenvielfalt von Alt- und Totholzbewohnern spielt. (Kraus & Krumm, 2013)

Deshalb ist die Einrichtung von funktionellen Alt- und Totholznetzwerken inklusive der Ausweisung von streng geschützten Waldreservaten von enormer Bedeutung, wenn die Waldbiodiversität erhalten werden soll.

Die Vollständigkeit der Lebensgemeinschaften der heutigen Wälder sind in Folge der Nutzung äußerst unterschiedlich beschaffen, das gilt auch für Wälder derselben Waldgesellschaft. Eine Erhöhung der Durchschnittsvorräte an Totholz auf der gesamten Fläche wäre für Müller et al. (2007) nicht zielführend, da in bereits verarmten Wäldern dadurch quasi leere Strukturen geschaffen würden. Bei älteren Waldbeständen ist die Chance größer, dass noch eine zeitliche Anbindung an ehemals alt- und totholzreiche Zeiten besteht, außerdem steigt mit dem Alter die Chance auf Sonderstrukturen an den Bäumen.

Auf diesen Überlegungen aufbauend schlagen Müller et al. (2007) in ihrem „wissenschaftsbasierten Konzept gegen den Artenschwund der Totholzzönosen“ vor, die gesamten Waldbestände (Bayerns) nach Alter und Baumartenzusammensetzung differenziert zu behandeln. Für die Umsetzung eines Tot- und Altholzkonzeptes werden von Müller et al. (2007) folgende vier Klassen vorgeschlagen, um alle Waldbestände nach ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung zu unterscheiden und entsprechend unterschiedliche naturschutzfachliche Zielsetzungen zu verfolgen:

- **Klasse 1: echte Altbäume und Reste alter Wälder mit Biotoptradition**
Die heute noch vorhandenen Wälder mit über 180-jährigen Buchen, über 300-jährigen Eichen oder über 300-jährigen Nadelbäumen in Gebirgen und Mooren stellen die wichtigsten Spenderflächen dar und sind aus der Nutzung zu nehmen, bei kleinen Waldbeständen z. B. als Naturwaldreservate.
- **Klasse 2: ältere Wälder (> 140 Jahre) mit naturnaher Baumartenzusammensetzung**
In diesen Wäldern ist die Strukturtradition für Wirtschaftswälder häufig noch vergleichsweise hoch und Strukturen von Alters- und Zerfallsphasen beginnen, sich wieder auf natürliche Weise zu bilden. Mindestschwellenwerte von 40–60 m³/ha Totholz und 10 Biotopbäumen/ha müssen in diesen Wäldern realisiert werden.
- **Klasse 3: jüngere Wälder (< 140 Jahre) mit naturnaher Baumartenzusammensetzung**
In diesen an Totholzstrukturen noch relativ armen Wäldern sollten Totholzmengen über 20 m³/ha angestrebt und natürliche Biotopbäume belassen werden, optional sollten Biotopbäume und stehendes Totholz im Zuge forstlicher Maßnahmen gezielt geschaffen werden.

- **Klasse 4: Wälder aus nicht standortheimischen Baumarten (z. B. Nadelforste)**

Fichten-Totholz hat im Buchenwald nur geringe naturschutzfachliche Bedeutung, erst am natürlichen Standort der Fichte treten daran die spezifischen Artengemeinschaften auf. Alt- und Totholzschutz können in diesen Waldbeständen daher nur eine untergeordnete Rolle spielen und der Umbau zu einer naturnäheren Bestockung sollte im Vordergrund stehen.

Für seltene Baumarten (z. B. Erle oder Aspe) sind aufgrund des geringeren erreichbaren Alters niedrigere Werte anzusetzen (Müller et al. 2007).

1.1.5 VERNETZUNG UND BIOTOPVERBUND

Um die darauf angewiesenen Arten dauerhaft erhalten zu können, bedarf es eines aktiven Alt- und Totholzmanagements. Aufgrund der teilweise sehr hohen, erforderlichen Totholz-Schwellenwerte ist eine flächendeckende Erreichung nahezu ausgeschlossen (Meyer et al. 2009). Sowohl aus naturschutzfachlichen als auch aus praktischen Gründen sehen die allermeisten Autoren daher in der **Kombination aus integrativen und segregativen Strategien** den erfolgversprechendsten Weg (z. B. Jedicke 2008, Möller o. J., Müller et al. 2007, Sauberer et al. 2007, Bußler 2013, Lachat et al. 2014, Meyer et al. 2009).

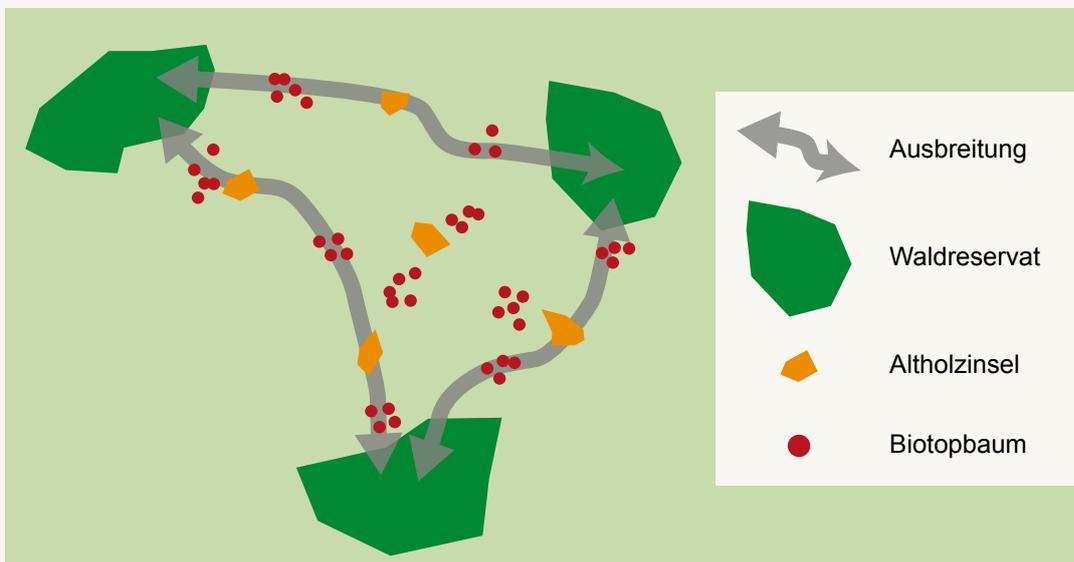


Abb. 6: Lebensraumverbund von Waldreservaten, Altholzinseln und Biotopbäumen (Lachat & Bütler 2007)

Zur integrativen Strategie im Waldnaturschutz gehören für Jedicke (2008) vor allem ein ökologischer Waldbau (Nutzung natürlicher Verjüngungs- und Selektionsprozesse), standortgerechte und naturnahe Baumartenwahl, Aufbau und Sicherstellung eines langfristig kontinuierlichen Alt- und Totholzangebots in einem räumlichen Verbundsystem und die Rücksichtnahme auf naturschutzfachlich besonders wertvolle Lebensraumtypen und Strukturen. Im Wirtschaftswald wird die Anreicherung von Totholz weniger

von natürlichen Störungen und Entwicklungen getragen, sondern hängt stark von den Faktoren Waldaufbau (Alters- und Vorratsstruktur, Baumartenzusammensetzung) und Bewirtschaftung ab, welche jedoch direkt gesteuert werden können (Meyer et al. 2009). Meyer et al. (2009) untersuchten Totholzabbau und Anreicherungspotenzial bei der Waldnutzung und kamen zu dem Ergebnis, dass im Rahmen der Waldbewirtschaftung erhebliches Potenzial zur Anreicherung von Totholz besteht – offenbar lassen sich deutlich mehr als 20 m³ an Totholz je Hektar mit der regulären Bewirtschaftung vereinbaren. Allerdings kann die Waldnutzung nicht die Totholzqualität und -zusammensetzung liefern wie in einem natürlichen Wald, da bspw. durchmesserstarkes stehendes Totholz und geworfene Bäume fehlen.

Die segregative Strategie verfolgt hingegen das Ziel, ein räumlich-hierarchisches Verbundsystem zu realisieren, indem die natürliche Walddynamik zugelassen wird.

Im Sinne des Biotopverbundkonzepts und damit als Ergebnis der Kombination von Segregation und Integration bedarf es nach Jedicke (2008):

- **eines Systems von Kernflächen** (Großschutzgebiete wie Nationalparks, Total-/Naturwaldreservate etc.), in dem permanent alle Waldentwicklungsphasen vorhanden sein können,
- **Trittsteinelementen** aus kleinflächigen, totholzreichen Waldzellen (Altholzinseln),
- **Korridoren** aus nahe beieinanderliegenden Einzelbäumen und Baumgruppen sowie
- **einer extensiven Nutzung** in Form einer naturgemäßen Waldwirtschaft, bei der der Erhalt von Totholz, insbesondere stehender Einzelbäume und Baumgruppen, angestrebt wird.

2. EINRICHTUNG FUNKTIONELLER ALT- UND TOTHOLZNETZWERKE

2.1 KERNFLÄCHEN/WALDRESERVATE

Über das notwendige Flächenausmaß der segregativen Elemente des beschriebenen Waldbiotopverbunds gehen die Vorstellungen von Naturschutz und Forstwirtschaft erwartungsgemäß auseinander. Bisher besteht auch kein allgemeingültiges Rezept für die Verteilung der drei Elemente Naturwaldreservate, Altholzinseln und Habitatbäume und die einzuhaltenden Entfernungen. Die Ansprüche variieren stark je nach Art und zudem fehlen für viele Arten genaue Kenntnisse über Ausbreitungsfähigkeiten und die Prozesse des Individuen- und Genaustauschs (Lachat et al. 2014, Müller & Bütler 2010, Müller et al. 2012).

Für Jedicke (2008) müssen Kernflächen Ausmaße aufweisen, die von mehreren tausend Hektar bis zu kleineren Flächen mit 40–200 Hektar reichen. Möller (o. J.) fordert in seinem „Rahmenvorschlag für ein gestaffeltes Schutzsystem von Wald- und Holzbiotopen“ für Waldreservate bzw. -nationalparks Flächengrößen von 10 bis 1.000 km² und eine Mindestbasis von 5 % der derzeitigen Waldfläche Deutschlands. In Deutschland wurde im Zuge der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes gefordert, dass mindestens 10 % für den länderübergreifenden Biotopverbund einzurechnen und laut Jedicke (2008) mindestens 10 % für den landesweiten Biotopverbund in Wäldern zu veranschlagen sind, wobei der überwiegende Teil davon ein Totalschutz sein sollte. Nach Gustafsson et al. (2012) variiert im Hinblick auf eine „Retention Forestry“ die Größe der innerhalb von Waldbeständen zu bewahrende Fläche je nach lokalen Gegebenheiten und sollte entsprechend angepasst werden. 5–10 % werden aber als absolutes Minimum angesehen und meist wird wesentlich mehr als das notwendig sein, um die angestrebten ökologischen Ziele zu erreichen. Auch der Forest Stewardship Council FSC verlangt von zertifizierten öffentlichen Forstbetrieben ab 1.000 Hektar, Referenzflächen in einem Umfang von mindestens 5 % ihrer Holzbodenfläche aus der Nutzung zu nehmen (FSC 2012). Die Schweiz hat sich für den Wald bis 2030 das Ziel gesetzt, 30 Großreservate (> 500 Hektar) einzurichten – unter Berücksichtigung regionaler Gegebenheiten und mindestens eines in jeder Wirtschaftsregion. 5 % der Schweizer Waldfläche sollen zudem als Naturwaldreservate (möglichst >20 Hektar) ausgewiesen werden. Außerdem werden zwei (bzw. drei) Altholzinseln pro Quadratkilometer und 3–5 Biotopbäume pro Hektar (außerhalb von Schutzwald) angestrebt. Mit den genannten Maßnahmen und der Totholzförderung im Rahmen der Waldbewirtschaftung sollen Totholzvolumen von 20 m³/ha (Jura, Mittelland, Alpensüdseite) bzw. 25 m³/ha (Voralpen, Alpen) erreicht werden (Imesch et al. 2015).

In Österreich wird seit 1995 ein Naturwaldreservate-Programm betrieben. Ziel ist der Aufbau eines repräsentativen Netzes von Naturwaldreservaten unter Berücksichtigung aller Waldgesellschaften in Österreich. Im Jahr 2018 gab es 192 Reservate mit einer Gesamtwaldfläche von 8.355 Hektar. Die Flächengröße variiert meistens zwischen 5 und 20 Hektar, größere Reservate sind derzeit kaum vertreten. (Frank 2018)

2.2 TRITTSTEINELEMENTE UND KORRIDORE

Altholzinseln, Altholzgruppen sowie auch Biotopbäume können als Trittsteinelemente und Korridore fungieren. Als Richtwert sollten nach Lachat et al. (2014) etwa 2–3 Altholzinseln pro Quadratkilometer Wald (Minimalfläche 1 Hektar) sowie 5–10 Biotopbäume pro Hektar ergänzend zu Naturwaldreservaten ausgewiesen werden.

2.2.1 ALTHOLZINSELN

Nach Bütler et al. (2005) werden Altholzinseln in Mitteleuropa folgendermaßen definiert: „Altholzinseln sind in der Regel 1–5 Hektar große, reife Altholzbestände heimischer Baumarten, die temporär, d. h. bis zum Zeitpunkt ihres natürlichen Zerfalls, nutzungsfrei bleiben.“ Altholzinseln können Naturwaldreservate bzw. Prozessschutzflächen nicht ersetzen. Sie dienen aber der Vernetzung bestehender Naturwaldreservate, können als Trittsteine fungieren, Rückzugshabitate bilden, auf Alt- und Totholz angewiesenen Arten Lebensraum bieten und Wirtschaftswälder ökologisch aufwerten. Zur Sicherung von Altholzinseln sind möglichst langfristige Verträge mit Waldbesitzern anzustreben (Lachat et al. 2010, Müller et al. 2012). Um ihre Funktionen längerfristig gewährleisten und xylobionte Arten nachhaltig fördern zu können, sollten Altholzinseln bestimmte Voraussetzungen und Kriterien erfüllen. Lachat et al. (2010) haben hierzu einen Leitfaden zur Ausscheidung ökologisch wertvoller Altholzinseln erarbeitet.

Grundvoraussetzungen für Altholzinseln

Ob eine Fläche das Potenzial für eine Altholzinsel erfüllt, kann anhand der Auswahlkriterien in Tabelle 6 festgestellt werden. Müller et al. (2012) erarbeiteten die spezifischen Mindestflächen solcher Altholzinseln in verschiedenen Waldtypen. Dabei wurde jene Flächengröße bestimmt, bei der eine Altholzinsel eine minimale Anzahl Habitatstrukturen, Spechtbäume oder eine minimale Totholzmenge pro Fläche aufweist, also einen geforderten Schwellenwert für diese Parameter übertrifft (Müller et al. 2012). Die ermittelten minimalen Flächengrößen für Altholzinseln liegen je nach Waldtyp zwischen 0,7 und 1,2 Hektar (Tabelle 7). Jedicke (2008) empfiehlt für Altholzinseln eine Minimalfläche von 1 bis 5 Hektar.

Tabelle 6: Kriterien zur Auswahl von Altholzinseln (Lachat et al. 2010)

Voraussetzungen bei der Wahl potenzieller Altholzinseln
Einhaltung von Minimalflächen
Keine Nutzung der Fläche während mindestens 30 Jahren
Bestandsalter mind. 120 Jahre
standorttypische Baumartenzusammensetzung
Gebiete mit Alt- und Totholzdefiziten/mit absehbarer Gefährdung vorhandener Alt- und Totholzbestände vorrangig behandeln (auf biogeografischer, regionaler oder lokaler Ebene)
Bei Ausscheidung mehrerer Altholzinseln möglichst verschiedene Waldtypen berücksichtigen

Tabelle 7: Minimalflächen für Altholzinseln, die maßgeblichen Größen für die Bestimmung der Minimalfläche im jeweiligen Waldtyp sind fett markiert (Müller et al. 2012)

	Auenwald	Buchenwald	Tannen-Buchen-Wald	Tannen-Fichten-Wald
Totholz	0,6 ha	0,6 ha	0,9 ha	0,7 ha
Habitatstrukturen	0,6 ha	0,6 ha	0,7 ha	0,9 ha
Spechtbäume	0,7 ha	0,9 ha	0,8 ha	1,2 ha

Qualitätskriterien für die Ausscheidung von Altholzinseln

Nach Lachat et al. (2010) kann die Qualität einer Altholzinsel anhand der Kriterien in Tabelle 8 ermittelt werden.

Tabelle 8: Qualitätskriterien für die Ausscheidung von Altholzinseln (Lachat et al. 2010)
¹ auf wenig produktiven Standorten, ² auf produktiven Standorten

	Auenwald	Buchenwald	Tannen-Buchen-Wald	Tannen-Fichten-Wald
	Anzahl großer lebender Bäume			
BHD für große Bäume (cm)	50	55	50 ¹ /55 ²	60
Anzahl großer Bäume je ha	40	70	80 ¹ /70 ²	60
	Totholzmenge			
stehend (m ³ /ha)	45	45	75	35
liegend (m ³ /ha)	75	75	70	60
Gesamt (m ³ /ha)	120	120	145	100
	Qualitätssteigernde Parameter			
	Vorkommen von Spechtbäumen			
	Vernetzende Wirkung von Altholzinseln			
	Vorkommen wertvoller xylobionter Arten			

Für vier häufige Waldtypen wurden Mindestwerte für die Anzahl großer lebender Bäume und die Totholzmenge definiert. Die Angaben beziehen sich dabei auf mäßig produktive bis mäßig unproduktive Standorte und sollten bei Vorliegen von Extremstandorten entsprechend angepasst werden (Lachat et al. 2010). Die Bestimmung der Anzahl großer lebender Bäume und der Totholzmenge erfolgt auf vier Stichprobenflächen (je 500 m²) und wird anschließend auf einen Hektar hochgerechnet. Je nach Situation vor Ort kann der stehende, liegende oder der gesamte Totholzvorrat bestimmt werden, die Erhebung des liegenden Totholzes erfolgt mittels einer Transektmethode (LFI-Methode, Details siehe Lachat et al. 2010, Keller 2005, Böhl & Brändli 2007). „Spechtbäume“, „Vernetzung“ und „Vorkommen wertvoller Arten“ stellen für Lachat et al. (2010) qualitätssteigernde Parameter für Altholzinseln dar und können bei der Bewertung von Flächen zusätzlich berücksichtigt werden, z. B. falls eine Altholzinsel die Qualitätskriterien „Totholzmenge“ und „Anzahl großer Bäume“ nicht erfüllt. Das Vorkommen von

Spechtbäumen deutet auf eine hohe ökologische Qualität einer Fläche hin, dasselbe gilt für das Vorkommen wertvoller xylobionter Arten und die Lage einer Altholzinsel, z. B. wenn die Fläche zwischen bestehenden Naturwaldreservaten liegt und dadurch eine vernetzende Funktion erfüllt. Die Distanz zwischen zwei Objekten sollte dabei nicht mehr als einen Kilometer betragen (Lachat et al. 2010).

Bütler & Lachat (2009) untersuchten die Wirksamkeit der Einrichtung von Naturwaldreservaten und Altholzinseln anhand der Aufnahme von Totholz und Habitatstrukturen in seit 30 Jahren unbewirtschafteten und vergleichbaren bewirtschafteten Waldflächen. Die unbewirtschafteten Flächen wiesen demnach das sechsfache Totholzvolumen, fünfmal mehr große tote Bäume, eineinhalbmal mehr große lebende Bäume und doppelt so viele Habitatstrukturen auf. Aus ihren Ergebnissen leiten Bütler & Lachat (2009) die Empfehlung ab, verstärkt Naturwaldreservate und Altholzinseln auszuweisen und in bewirtschafteten Wäldern 20–40 m³ Totholz pro Hektar aufzubauen.

2.2.2 BIOTOPBÄUME

Anstatt Biotopbäume schematisch auf der Fläche anzuordnen, ist es nach Bütler et al. (2005) sinnvoller, bestehende Höhlenbäume, Methusalems etc. zu nutzen. Wenn nicht genügend Biotopbäume zur Verfügung stehen, sollten alle Bäume mit Strukturansätzen belassen oder es kann durch künstliche Verletzungen nachgeholfen werden. Sauberer et al. (2007) empfehlen für die Wirtschaftswälder des Wienerwaldes einen Totholzanteil von 5–10 % des lebenden Vorrats, umgerechnet 8–20 Laubbäume pro Hektar, die für eine durchgängige Totholzmatrix im Wald als Totholzanwärter oder Totholzbäume belassen werden sollten.

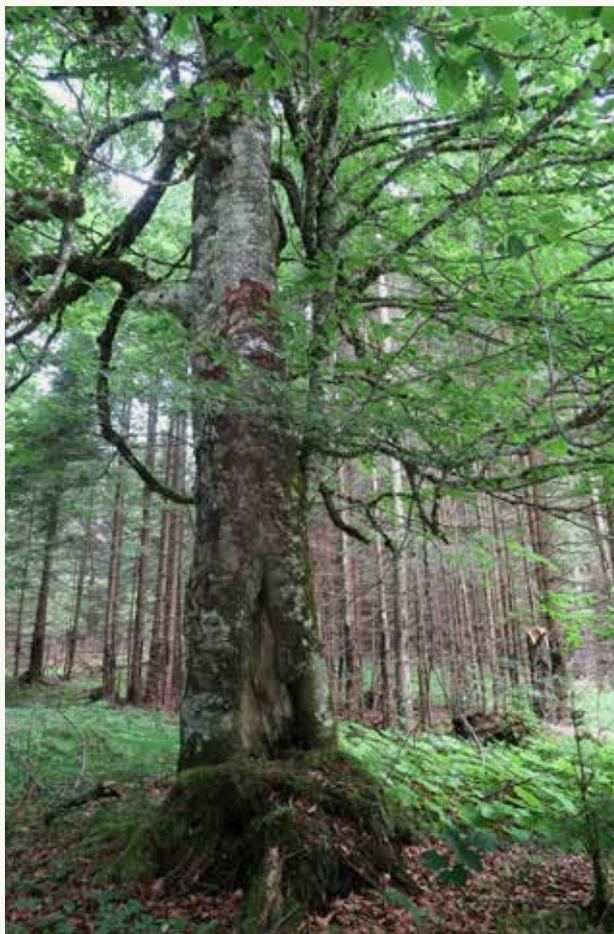


Abb. 7: und 8.: Biotopbäume im Wirtschaftswald © Karin Enzenhofer

3. BESTEHENDE ALT- UND TOTHOZ- KONZEPTE

Im Rahmen dieser Studie wurden bestehende Konzepte, Richt- und Leitlinien für den Erhalt von Alt- und Totholz recherchiert (siehe Tabelle 9). Im folgenden Abschnitt werden einzelne Konzepte exemplarisch beschrieben und die wesentlichsten Inhalte, insbesondere quantitative Zielvorgaben zusammengefasst.

Tabelle 9: Auswahl bestehender Alt- und Totholzerhaltungskonzepte (gereiht nach Aktualität)

Konzepttitel (Land)	Erstellung/ Einführung
Biotopholzstrategie Xylobius (Nordrhein-Westfalen)	2014
Alt- und Totholzkonzept (Baden-Württemberg)	2009
Richtlinie zum Einrichten von Altholzinseln und Schonen von Biotopbäumen (Kanton Graubünden, Schweiz)	2009
Artenschutz bei Pflege und Nutzungsmaßnahmen im Forstbetrieb (Hessen)	2009
Totholz und Altholz im Thurgauer Wald (Kanton Thurgau, Schweiz)	2007
Biotopbaum- und Totholzkonzept der Bayerischen Staatsforsten (Bayern)	2006
Praxishilfe Holznutzung und Naturschutz (BAFU, Schweiz)	2005
Methusalem-Projekt (Brandenburg)	2004
Dicke-Buchen-Programm – Biotopholzprogramm SaarForst (Saarland)	2003
Richtlinie zur Sicherung von Alt- und Totholzanteilen im Wirtschaftswald (Mecklenburg-Vorpommern)	2002
Rothenbacher Totholz- und Biotopbaumkonzept (Bayern)	1990
Altholzinselprogramm Hessen (Hessen)	1976

3.1 BIOTOPHOLZSTRATEGIE „XYLOBIUS“ NORDRHEIN-WESTFALEN

3.1.1 STRATEGIE

Mit der Biotopholzstrategie „Xylobius“ des Landesforstbetriebs Nordrhein-Westfalen sollen naturschutzrelevante Flächen und Projekte (Naturschutzgebiete, gesetzlich geschützte Biotope, LIFE-Projekte, Natura 2000-Gebiete) als Vernetzungsstruktur (Trittsteinbiotope) verbunden und flächendeckend der gesamtökologische Mindeststandard gesteigert werden. Die Begriffe „Altholz“, „Totholz“, „Horst- und Höhlenbäume“, „Bäume mit (potenzieller) Habitatfunktion“ und „Uraltbäume“ werden dabei unter dem Begriff „Biotopholz“ zusammengefasst.

Das Leitbild der Strategie besteht aus vier Teilzielen (verkürzt):

- Vielfältige Biotopstrukturen sind im Wald mit naturnaher Baumartenzusammensetzung vorhanden/ werden kontinuierlich verbessert (Schwarzspecht als Leitart naturnaher Buchenwälder in gesicherten Populationen vorhanden).
- Totholz ist ausreichend in hoher Qualität (Dimension, Position, Zersetzungsstadien) vorhanden und nachhaltig verfügbar (Mittelspecht als Leitart naturnaher totholzreicher Altwälder auf maßgeblichen Flächenanteilen).
- Biotopbäume genießen besonderen Schutz und bilden einen Grundbestand in ausreichender Verteilung und Anzahl.
- Ökologische, ökonomische und sozioökonomische Interessen im Wald stehen in einem ausgewogenen Verhältnis, Zielkonflikte wurden beseitigt (Verkehrssicherung und Arbeitsschutz haben im Rahmen gesetzlicher Vorgaben oberste Priorität).

Als Ziele sieht die Biotopholzstrategie „Xylobius“ vor, Biotopbäume gemäß „Xylobius“-Definition funktional zu schützen bzw. dem natürlichen Zerfall zu überlassen, Totholz zu fördern sowie zu sichern und Biotopholz in alten naturnahen Wäldern von mindestens 40 m³/ha dauerhaft zu gewährleisten. Hervorgehoben wird dabei die Bedeutung von Biotopholz-Gruppen.

3.1.2 UMSETZUNG

Die Flächen des Staatswaldes von Nordrhein-Westfalen werden in Anlehnung an das Konzept von Müller et al. (2007) in vier Kategorien eingeteilt und nach abgestuften Nutzungs- und Schutzintensitäten behandelt (vgl. auch Seite 10):

- **Kategorie 1: Prozessschutz** (bestehende Naturwaldzellen, Wildnisentwicklungsgebiete, FSC-Referenz- und sonstige Prozessschutzflächen)
- **Kategorie 2:** Wälder mit **naturnaher Baumartenzusammensetzung ab 120 Jahren** (Eiche ab 140 Jahren)

In Waldflächen dieser Kategorie werden eine Gesamtotholzmenge von 40 m³/ha und ein Mindest-Biotopholzwert von 10 Stück/ha angestrebt. In dazugehörigen Naturschutz- und FFH-Waldflächen sollen forstliche Maßnahmen unter Berücksichtigung der jeweiligen Schutzziele erfolgen.

- **Kategorie 3:** Wälder mit naturnaher **Baumartenzusammensetzung unter 120 Jahren** (Eiche 140 Jahren)

In diesen Waldflächen wird eine Gesamtotholzmenge von 20 m³/ha angestrebt, die Ausstattung mit Biotopholz richtet sich nach den jeweiligen Gegebenheiten.

- **Kategorie 4:** Alle **übrigen Waldflächen**

Der Umbau zu einer standortgerechten, naturnahen Bestockung steht im Vordergrund, Biotopholz soll sukzessive angereichert werden (z. B. Erhaltung eingesprengter Laubbäume in Nadelbaumbeständen)

Die formulierten Zielwerte beziehen sich dabei nur auf Wälder mit naturnaher Baumartenzusammensetzung, wobei ein Schwellenwert von 70 % festgelegt wird. Die Strategie enthält zudem ökologische Handlungs- und Auswahlkriterien, die als Entscheidungsgrundlagen berücksichtigt werden sollen (verkürzt):

- Bäume mit starkem Moos-, Flechten- oder Efeubewuchs, Rindenbrand, Blitzspuren oder Pilzbefall sollen erhalten werden.
- Stehendes Totholz ist nach Möglichkeit zu schonen und sein Anteil zu erhöhen.
- Starkes Totholz (≥ 50 cm Brusthöhendurchmesser (BHD) bzw. am stärkeren Ende, vor allem Laubholz) ist besonders zu fördern.
- Baumkronen sind ggf. zugunsten der Totholzanreicherung unzerschnitten zu belassen.
- Äste und Schlagreisig sind flächig und großzügig dem Zerfall zu überlassen (Aufarbeitungsgrenze).
- Nachlieferung aller Dimensionsstufen von Totholz ist sicherzustellen.
- Wurzelteller geworfener Bäume sollten wenn möglich samt Baum oder zumindest einem „Schutzstück“ aufgerichtet bleiben.
- Die Schaffung strukturierter Vernetzungen mit Hilfe von **Biotopholz-Gruppen** ist wichtiger als eine einzelstammweise Verteilung von Biotopholz über die Fläche (Ausnahme gesetzliche Artenschutzaspekte).
- Sofern im Wirtschaftswald die Verteilung flächiger, ungestörter Entwicklungsrefugien im Gesamtsystem lokale Defizite aufweist, kann die Situation durch **Biotopholz-Inseln** verbessert werden.

Biotopholz-Gruppen sollen aus ca. 3–15 Bäumen bestehen und neben einigen gesunden Bäumen idealerweise Biotopbäume (Höhlenbäume etc.) als Kernelemente enthalten. Die Ausweisung von „Biotopholz-Inseln“ ist optional und es werden weder eine angestrebte Einzelflächengröße (Orientierungswert ein Hektar) noch ein bestimmter Flächenanteil definiert. Biotopholz wird mit einer Farbmarkierung dauerhaft gekennzeichnet. Eine kontinuierliche Nachlieferung von Totholz soll durch einen teilweisen Nutzungsverzicht von 10 % des Holzzuwachses, bezogen auf „normale“ Laubwaldbestände, sichergestellt werden (in Naturschutz- und FFH-Gebietsflächen besteht ein Nutzungsverzicht bis maximal 20 %).

Weiters werden Aspekte der Verkehrssicherungspflicht, der Arbeitssicherheit und der systematischen Dokumentation behandelt, beispielsweise werden im Fallbereich von Waldwegen (baumlanger Streifen ca. 30 m links und rechts) keine Einzel-, Gruppen- oder Flächenausweisungen vorgenommen. Der Sicherheit der Beschäftigten im Wald wird immer Vorrang vor ökologischen oder ökonomischen Aspekten eingeräumt, ein Leitfaden informiert über Schutzmaßnahmen und Verhaltensregeln beim Umgang mit Totholz bei Arbeiten im Wald (Wald und Holz NRW 2014).

3.2 AUT: ALT- UND TOTHOLZKONZEPT BADEN-WÜRTTEMBERG

3.2.1 STRATEGIE

Das AuT-Konzept des Landeswaldes Baden-Württemberg wurde von der forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt (FVA) und der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) anhand eines interdisziplinären Ansatzes entwickelt und basiert auf Nutzungsverzicht von kleineren Beständen und Baumgruppen (ForstBW 2015).

3.2.2 UMSETZUNG

Das Konzept wird mittels dreier unterschiedlicher Schutzelemente umgesetzt:

Waldrefugien sind Waldbestände oder Teile davon, die sich aufgrund von ununterbrochener Habitattradition, Bewirtschaftungsintensität, Standort, Lage, besonderen Artvorkommen, bestehendem Schutzstatus oder Bestandsalter besonders für den Erhalt von Alt- und Totholz eignen. Die auf Dauer eingerichteten Waldflächen weisen in der Regel 1–3 ha (in Ausnahmefällen max. 20 ha) Größe auf und sollen bis zum Jahr 2020 eine Gesamtfläche von 10.000 ha einnehmen (ForstBW 2015). Die Auswahl der Flächen für Waldrefugien orientiert sich an bekannten Vorkommen seltener und geschützter Arten, an noch vorhandenen sehr alten Wäldern (z. B. Buchenbestände (Buche > 60 %) über 180 Jahre, Eichen- oder Tannenbestände mit mehr als 30 % über 250 Jahre), wichtigen Habitatstrukturen und weiteren forstlichen sowie ökologischen Parametern. Der genauen Flächenauswahl geht eine Eruiierung von Potenzialflächen voraus, die über Daten der Forsteinrichtung erstellt wird.

Habitatbaumgruppen werden aus einem oder mehreren Bäumen mit besonderen Habitatstrukturen (z. B. Horst-/Höhlenbäume, Mulmhöhlen, Pilzkonsolen, Stammverletzungen, viel Kronentotholz) und den umgebenden Bäumen gebildet und verbleiben bis zum natürlichen Zerfall. Die Gruppenausweisung soll die Bäume vor möglichen Effekten einer schnellen Freistellung schützen und bietet gegenüber der Ausweisung von Einzelbäumen Vorteile für die Arbeitssicherheit. Bei Baumarten wie Eiche, Kiefer und Tanne spielt der Erhalt einer Gruppenstruktur ökologisch eine geringere Rolle, daher werden hier auch kleinere Habitatbaumgruppen oder Einzelbäume ausgewiesen. Die Habitatbaumgruppen sollen in älteren Beständen (Hauptnutzungsphase) und im Dauerwald einen Flächenanteil von 5 % bzw. flächenbezogen 2.300 ha bis zum Jahr 2020 einnehmen (Erwartungswert nach 2050 sind 4.500 ha). Als Richtwert sollen rund 15 Bäume je 3 Hektar ausgewählt werden, was einem berechneten mittleren Abstand von rund 170 m entspricht. Zu Orten erhöhter Verkehrssicherungspflicht wird eine Baumlänge Abstand eingehalten, sonst soll die Auswahl keinem schematischen Muster folgen und sich an vorhandenen Strukturen orientieren.

Einzelne Habitatbäume (Großhöhlen- und Großhorstbäume, Bäume mit Fortpflanzungsstätten geschützter Arten) werden auch außerhalb von Habitatbaumgruppen markiert und nicht genutzt (Schmalfuß 2010).

Bis zum Ende des Jahres 2014 wurden 155.894 Bäume verteilt auf 14.121 Habitatbaumgruppen im Staatswald Baden-Württemberg aus der Nutzung genommen, wobei die durchschnittliche Baumzahl pro Habitatbaumgruppe bei 11 Bäumen liegt. Bis zu diesem Zeitpunkt wurden außerdem insgesamt 1.218 Waldrefugien mit einer Gesamtfläche von 3.798 ha ausgewiesen (durchschnittliche Größe 3,1 Hektar). Bis 2020 sollen ca. 10.000 Hektar Waldrefugien ausgewiesen werden, das entspricht ca. 3 % der Staatswaldfläche (ForstBW 2015).

3.2.3 AUT-KONZEPT IM EICHENWALD

Für Eichenwälder wurden im Rahmen des AuT-Konzepts spezifische Umsetzungshinweise entwickelt. Nach ForstBW (2015) ergeben sich nämlich in solchen Wäldern bei der Umsetzung des Alt- und Totholzkonzepts Konflikte zwischen forstwirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Zielsetzungen (Wertholzproduktion und Strukturerehalt), aber auch zwischen konkurrierenden Naturschutzzielen. Wertvolle Alteichenbestände sollten möglichst lange nicht genutzt werden, gleichzeitig bedarf eine ausreichende Verjüngung der Eiche in der Regel relativ umfangreicher Nutzungen von Altbeständen. Zudem droht bei gruppenweiser bzw. flächiger Stilllegung in Eichenwäldern mit wesentlichen Anteilen von Schattbaumarten wie Buche und Hainbuche, dass diese die Eichen überwachsen und zum Absterben bringen. Durch ausbleibende Belichtung können Eichensonderstrukturen zudem an naturschutzfachlichem Wert verlieren. Mit den folgenden Maßnahmen soll es gelingen, auch in Eichenwäldern Gruppen von Bäumen auszuwählen und damit naturschutzfachliche, waldbauliche und arbeitsorganisatorische Ziele zu erfüllen (ForstBW 2015):

- Konzentration von Habitatbaumgruppen in qualitativ schlechten Bestandsabschnitten
- Eichen-Habitatbaumgruppen am nördlichen Bestandsrand ausweisen
- Eichen-Habitatbaumgruppen über vorhandener Verjüngung von Schattbaumarten
Die Fläche ist für Eichennaturverjüngung bereits verloren, durch die Konkurrenz der später in die Kronen einwachsenden Buchen wird die Lebensdauer der Alteichen zwar verkürzt, den Eichen kann zu einem späteren Zeitpunkt aber durch Entnahme von Buchen bzw. anderer Schattbaumarten noch geholfen werden.
- Vorbereitung von Eichen-Habitatbaumgruppen
Durch überlegene Mischbaumarten bedrängte Eichen in einer potenziellen Habitatbaumgruppe können im Zuge der Auswahl und Ausweisung nochmals freigestellt sowie Unter- und Zwischenstand aus Schattbaumarten zurück genommen werden.
- Auswahl einzelner Habitatbäume
Wenn Eichen in Mischbeständen z. B. mit Buche überwiegend einzeln beigemischt sind, bietet sich die Auswahl von einzelnen Eichen statt Habitatbaumgruppen an, da die einzelnen Eichen durch kontinuierliche Freistellung langfristig erhalten werden können. Die Auswahl von Einzelbäumen bietet sich auch in lichten Beständen an, um große Habitatbaumgruppenflächen zu vermeiden, sowie in dichten Eichenbeständen, wenn auf ganzer Fläche eine hohe Eichenverjüngung erzielt werden soll.
- Waldrefugien in Eichenwäldern
Wenn flächige, dauerhafte oder in kurzen Intervallen wiederholte Pflegeeingriffe erforderlich sind (z. B. Mittelwald, Eichenmischwälder mit konkurrenzstarker Buche oder Hainbuche und dem Ziel, großkronige Alteichen möglichst lange zu erhalten), kommt als Alternative zum Waldrefugium die Ausweisung als Schonwald in Frage (ForstBW 2015).

3.3 NATURSCHUTZKONZEPT DER BAYERISCHEN STAATSFORSTEN

3.3.1 STRATEGIE

Das Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforste beruht wie auch andere Konzepte auf der Studie von Müller et al. (2007) und sieht als grundlegende Strategie die Einteilung der Waldbestände in unterschiedliche Klassen vor (siehe Tabelle 10, vgl. auch Seite 10). Der Schutz alter Wälder sowie Totholz- und Biotopbaummanagement werden gemäß der Klasseneinteilung flächendifferenziert vorgenommen.

Die Naturnähe spielt in der Strategie eine besondere Rolle: Eine „naturnahe Baumartenzusammensetzung“ liegt gemäß dem Konzept vor, wenn mindestens 70 % der Bestandsfläche von Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft gebildet werden. Für Waldbestände im Hochgebirge wird eine andere Einteilung verwendet (besondere Waldbestände ohne Nutzung, Bergmischwälder, Laubwälder und übrige Waldbestände). Bestände im Bereich der Bergmischwaldzone, die einen Fichtenanteil von mehr als 70 % aufweisen, gelten in der Regel nicht als naturnah (Bayerische Staatsforsten 2009).

Tabelle 10: Übersicht über das Biotopbaum- und Totholzkonzept der Bayerischen Staatsforste (Bußler 2013, nach Neft 2006, verändert)

Klasse und Definition	Fläche Staatswald (ha)	Anteil	Zielsetzung
Klasse 1: alte naturnahe und seltene Waldbestände (Buche > 180 Jahre, Eiche > 300 Jahre, Bergmischwald, Hochlagenfichtenwälder > 180 Jahre und > 300 Jahre im Hochgebirge)	9.600	1 %	Flächen werden grundsätzlich aus der Nutzung genommen, besondere Altbäume werden in allen Klassen grundsätzlich nicht mehr genutzt. Eiche, Tanne, Fichte ab BHD 100 cm, sonstige ab 80 cm BHD
Klasse 2: ältere naturnahe Bestände, Buche, Eiche > 140 Jahre, Sonderstandorte > 80 Jahre	30.278	4 %	Anreicherung von 40 Vfm Totholz/ha; Anreicherung, Erhalt und Überführung von 10 Habitatbäumen/ha
Klasse 3: jüngere naturnahe Bestände unter 140 bzw. 80 Jahren	123.214	17 %	Anreicherung von 20 Vfm Totholz/ha (ab Bestandsalter > 100 Jahre), Ausweisung und Sicherung von 10 Habitatbäumen/ha
Klasse 4: übrige Waldbestände	556.558	78 %	Vorrang hat hier der Umbau zu naturnäheren Beständen; evtl. vorhandene Horstbäume und Habitatbaumrelikte werden geschützt

3.3.2 UMSETZUNG

Das Konzept sieht eine Einteilung der Bestände in vier Klassen vor:

Die Bestände der Klasse 1 werden erfasst und durch die Integration in die Forsteinrichtungsplanung langfristig gesichert. Geeignete naturnahe Waldbestände sollen als Naturwaldreservate ausgewiesen werden, Bestände kleiner als ein Hektar werden grundsätzlich nicht genutzt, seltene Waldbiotope oder -lebens-

raumtypen möglichst als Vernetzungselemente berücksichtigt. In alten und seltenen Waldbeständen, die nicht als Naturwaldreservat ausgewiesen oder generell außer Nutzung gestellt werden, finden keine Pflege- bzw. Pflanzmaßnahmen mehr statt, wertholzhaltige Bäume dürfen genutzt werden. Der Vorrat ökologisch besonders wertvoller Bestände und der Anteil alter und anbrüchiger Bäume dürfen nicht absinken.

In den Waldbeständen der Klasse 2 werden Totholz mengen von 40 Vfm/ha (stehendes Totholz einschließlich Ast- und Stockholz), in den Wäldern der Klasse 3 (ab einem Bestandsalter von 100 Jahren) 20 Vfm/ha angestrebt. In Beständen der Klasse 4 wird nur Totholz von Baumarten der natürlichen Waldgesellschaften angereichert.

In den Waldbeständen der Klassen 2 und 3 sollen durchschnittlich 10 Biotopbäume pro Hektar erhalten bleiben, in den Wäldern der Klasse 4 werden nur Biotopbäume der natürlichen Waldgesellschaft angereichert, dies können auch weniger als 10 Bäume/ha sein. Besondere Altbäume (Methusalems), dazu zählen Eiche, Tanne und Fichte ab einem BHD über 100 cm und alle anderen Baumarten ab einem BHD über 80 cm, werden grundsätzlich nicht mehr genutzt.

Die Festlegungskriterien der Klassen in dem Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforste gelten als grundlegender Rahmen, diese und auch andere Gesichtspunkte können von den jeweiligen Forstbetrieben den örtlichen Verhältnissen angepasst und in regionalen Naturschutzkonzepten präzisiert werden. Im Folgenden wird daher das regionale Naturschutzkonzept für den Forstbetrieb Ebrach der Bayerischen Staatsforste kurz zusammengefasst.

Folgende Flächentypen und dazugehörige Klassen werden im Forstbetrieb Ebrach unterschieden (Flächengrößen siehe Abbildung 9):

Stillegungsflächen

Zu diesen Flächen gehören Naturwaldreservate sowie alte, naturnahe Waldbestände (Klasse 1), dies sind im Forstbetrieb Ebrach lediglich 20 Hektar Buchenbestände mit einem Alter von über 180 Jahren. Zusätzlich werden 0,5–20 Hektar große Teilflächen in bewirtschafteten Waldbeständen als Trittsteine außer Nutzung genommen, sowie besonders totholzreiche Waldränder (Waldrandtiefe von 10–20m) ausgewählt und nicht mehr gepflegt. In strukturarmen Trittsteinflächen werden Maßnahmen zur Strukturverbesserung durchgeführt (z. B. Induktion von Baumhöhlen).

Extensivierungsflächen

Dazu zählen im Forstbetrieb Ebrach:

- Laubwaldbestände zwischen 140 und 180 Jahren (Klasse 2)
- führende Laubwaldbestände zwischen 100 und 139 Jahren (Klasse 3 mit Totholzziel)
- naturnahe Waldbestände unter 100 Jahren, mit hohen Anteilen an Alt- oder Biotopbäumen (Klasse 3+)

In den Extensivierungsflächen werden durchschnittlich 10 Biotopbäume pro Hektar angestrebt.

In den Beständen der Klasse 2 wird ein Totholzvorrat von 40 m³/ha angestrebt (20 m³ liegendes, 15 m³ stehendes inkl. Kronentotholz, 5 m³ Stöcke). Bäume der Güteklassen A und B werden grundsätzlich genutzt. In den Wäldern der Klasse 3+ werden 20 m³/ha Totholz angestrebt, ebenso wie in den über 100-jährigen Beständen der Klasse 3, wobei die Totholzziele hier vor allem durch das Belassen von Hiebsresten realisiert werden (Bayerische Staatsforsten 2014).

Tabelle 11: Anteil der Waldklassen im Forstbetrieb Ebrach (Bayerische Staatsforsten 2014)

Waldklasse	Beschreibung	Fläche (ha)	Anteil an der Holzbodenfläche (%)
1	Trittsteine Naturwaldreservate Waldränder	650 430 40	7
2	Bestände mit führendem Laubholz ab 140 Jahren bis 179 Jahren	2.847	17
3+	Zweischichtbestände mit naturnaher Baumartenzusammensetzung und zahlreichen Altbäumen in der Oberschicht	660	4
3	Bestände mit führendem Laubholz zwischen 100 und 139 Jahren Bestände mit führendem Laubholz unter 100 Jahren (ohne quantifiziertes Totholzziel)	2.482 3.931	15 24
4	Bestände mit führendem Nadelholz	5.454	33
Summe	Holzboden	16.494	100

3.4 ROTHENBUCHER TOTHOLZ- UND BIOTOPBAUMKONZEPT

3.4.1 STRATEGIE

Ein Beispiel für ein bereits älteres, integratives Bewirtschaftungskonzept für Buchenwälder bietet das „Rothenbucher Totholz- und Biotopbaumkonzept“, welches im ehemaligen staatlichen Forstamt Rothenbuch 1990 entwickelt und 1995 erstmals schriftlich formuliert wurde (Bußler et al. 2008).

Die Qualitätsziele des Konzepts lauten:

- Schutz von Horstbäumen
- Erhalt von 10 Biotopbäumen pro Hektar
- Erhalt/Ansammlung von durchschnittlich 10 m³ Totholz (ab 20 cm Durchmesser, ohne Stockholz und Kronentotholz) pro Hektar auf der gesamten Fläche (Bußler et al. 2008)

3.4.2 UMSETZUNG

Die praktische Umsetzung folgt dem Grundsatz, dass bei der Entnahme jedes Altbaums immer zwischen zu erwartendem Holzertrag, waldbaulicher Notwendigkeit und ökologischem Wert abzuwägen ist. Bäu-

me mit voraussichtlich geringer Güteklasse werden belassen, sofern sie nicht Wertträger bedrängen oder Verjüngung behindern. Zu „Biotopbäumen“ werden neben Höhlen- und Horstbäumen auch seltene Misch- und Pionierbaumarten sowie besonders starke Bäume gezählt. Rotbuchen mit einem BHD über 80 cm werden nicht mehr genutzt (Bußler et al. 2008).

3.4.3 ERKENNTNISSE

Nach 15 Jahren untersuchten Bußler et al. (2007), ob sich nach dem Konzept bewirtschaftete Waldflächen hinsichtlich Struktur- und Artenvielfalt von vergleichbaren Beständen ohne ein solches Konzept unterscheiden. Anhand der Forstämter Rothenbuch (mit Totholz- und Biotopbaumkonzept) und Altenbuch (ohne Konzept) wurden ausgewählte Strukturparameter, Vogelarten, Landschnecken, Holz bewohnende (xylobionte) Käfer und Holz bewohnende Pilze in über 180-jährigen Rotbuchenbeständen verglichen.

Dabei konnten Bußler et al. (2007) zeigen, dass in Rothenbuch die Gesamtmenge an Totholz mit 27 m³/ha fast doppelt so hoch lag wie in Altenbuch. Mit rund 1,4 m³/ha war auch doppelt so viel stehendes Totholz vorhanden, wobei dieses nur einen geringen Anteil am gesamten Totholzvorrat einnahm. Der Anteil stärkeren Totholzes (≥ 20 cm, ohne Stock-Kronentotholz) lag in Rothenbuch mit 13 Fm/ha 3,4 mal höher als in Altenbuch. Bereits nach 15 Jahren konnten somit deutliche Erfolge bezüglich der Totholzmengen erzielt werden, zudem kam es zu keinerlei Arbeitsunfällen durch Totholz oder Biotopbäume (Bußler et al. 2008). Bezüglich der Artenvielfalt stellten Bußler et al. (2007) fest, dass in Rothenbuch auch Arten signifikant häufiger auftraten als in Altenbuch. Dies traf sowohl bei Vögeln, darunter auch Mittelspecht und Halsbandschnäpper, Landschnecken, xylobionten Pilzarten als auch hinsichtlich Gesamtartenzahl und Anzahl gefährdeter xylobionter Käferarten zu.

Bei der Anzahl von Biotopbäumen konnten nur geringfügige Unterschiede festgestellt werden. Bußler et al. (2007) führen dies darauf zurück, dass in den zuvor vor allem nach Stammholzqualität gepflegten Beständen ein Zeitraum von 15 Jahren für eine stärkere Anreicherung von Biotopbäumen nicht ausreichte. Die Entstehung lebender Bäume mit umfangreichen Totholzstrukturen benötigt mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte, eine frühzeitige Sicherung von potenziellen Biotopbäumen ist daher bereits ab der Jugendphase sinnvoll (Bußler et al. 2008).

3.5 WEITERE KONZEPTE UND RICHTLINIEN

Das Amt Wald und Naturgefahren des Kantons Graubünden in der Schweiz hat mit der „**Richtlinie zum Einrichten von Altholzinseln und Schonen von Biotopbäumen**“ eine verbindliche Richtschnur für das Einrichten von Altholzinseln im Kanton entwickelt. Als Schutzelement stehen Altholzinseln im Vordergrund, eine Schonung von Biotopbäumen wird Waldbesitzern empfohlen. Für das Ausscheiden von Altholzinseln werden folgende Bedingungen definiert:

- Flächengröße mind. 0,2 ha, Schwerpunkt 1 Hektar
- Mindestbreite eine Baumlänge
- fortgeschrittene Waldentwicklung (hoher Totholzanteil, alte Bäume, mind. 15 Jahre keine waldbaulichen Eingriffe)
- standortgemäße Baumartenzusammensetzung

Das **Habitatbaumkonzept des Landesforstbetriebs Hessen** sieht vor, durchschnittlich 3 Habitatbäume pro Hektar auszuwählen, dauerhaft zu markieren und bis zum Zerfall zu belassen. Auch hier wird eine gruppen-, horst- oder kleinflächige Auswahl in Bereichen mit bereits vorhandenen Habitatbäumen aus Gründen der Arbeitssicherheit bevorzugt (Hessen Forst 2009).

Im Kanton Thurgau sieht das Reservatkonzept der Schweiz grundsätzlich eine Ausweisung von Naturwald- und Sonderwaldreservaten im Umfang von 10 % der Waldfläche vor. Das Forstamt des Kantons Thurgau hat 2007 zusätzlich „**Empfehlungen zu Alt- und Totholz im Thurgauer Wald**“ formuliert. Darin werden quantitative Zielsetzungen für liegendes und stehendes Totholz, hohe Stöcke, Altholzinseln und solitäre Altholzbäume formuliert, bei denen nach Standortsqualität unterschieden wird (siehe Tabelle 11). Die Ziele sind dabei nicht pro Hektar zu erreichen, sondern auf Flächeneinheiten ab ca. 100 Hektar bezogen, die Altholzinseln (Mindestgröße 0,5 ha) sollen unter Berücksichtigung bestehender Waldreservatsflächen in einem Netz von ca. einem Kilometer Abstand ausgewiesen werden (Forstamt Kanton Thurgau 2007).

Tabelle 12: Zielsetzungen „Totholz und Altholz im Thurgauer Wald“ (Forstamt Kanton Thurgau 2007)

Kategorie	Sehr gute–mittlere Standorte	Mäßig wüchsige Standorte
Liegendes Totholz (ab Ø 20 cm BHD)	5–10 m ³ /ha 10–15 Stk./ha	10–15 m ³ /ha 15–20 Stk./ha
Ökohaufen, Ökomahden	Auf jeder Schlagfläche	Auf jeder Schlagfläche
Stehendes Totholz (ab Ø 20 cm BHD)	2–5 m ³ /ha 5–7 Stk./ha	5–7 m ³ /ha 7–10 Stk./ha
Hohe Stöcke (ab Ø 52 cm)	3–5 Stk./ha	5–8 Stk./ha
Altholzinseln (ab 0,5 ha)	1–3 % der Fläche	3–5 % der Fläche
Solitäre Altholzbäume (ab Ø 52, 60 cm BHD)	5–10 Stk./ha	5–10 Stk./ha

Die „**Praxishilfe Holznutzung und Naturschutz**“ wurde vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) in der Schweiz und der Schweizerischen Vogelwarte herausgegeben und richtet sich an Revierförster und Betriebsleiter, um eine verstärkte Holznutzung in Wirtschaftswäldern naturverträglich zu gestalten und eine einheitliche Vollzugspraxis zu fördern (Hahn et al. 2005). In Merkblättern werden zu sechs Waldgruppen naturschutzfachliche Sollzustände für Alt- und Totholz formuliert (siehe Tabelle 12).

Tabelle 13: Sollwerte für Alt- und Totholz für sechs Waldgruppen in der Schweiz (Hahn et al. 2005)

	Mittlere Buchenwälder	Anspruchsvolle Kalk-Buchen-Wälder	Eschenwälder	Eichen-Hainbuchenwälder ¹	Tannen-Buchenwälder	Montane Fichten-Tannenwälder
Altholz						
Einzelbäume (BHD)	5–10/ha (> 50 cm)	5–10/ha (> 50 cm)	≥ 5/ha (> 40 cm)	5/ha (> 40 cm)	5–10/ha (> 50 cm)	5–10/ha (> 45 cm)
Altholzinseln (Größe)	5–10/100 ha (≥ 1 ha)	5–10/100 ha (≥ 0,5 ha)				
Totholz						
Stehend (BHD)	≥ 5/ha (> 40 cm)	≥ 5/ha (> 45 cm)				
Liegend (D)	≥ 10–15 m ³ /ha (> 20 cm)	≥ 10–15 m ³ /ha (> 20 cm)	≥ 10–15 m ³ /ha (> 20 cm)	≥ 5–10 m ³ /ha (> 20 cm)	≥ 10–15 m ³ /ha (> 20 cm)	≥ 10–15 m ³ /ha (> 20 cm)

¹ In Mittelspechtgebieten: ≥ 26 Eichen/ha (≥ 36 cm BHD)

Das „**Methusalem-Projekt**“ des Landes Brandenburg hat den Erhalt von Altbäumen zum Ziel. In Nadelholzbeständen ab einem durchschnittlichen Alter von 80 Jahren und in Laubholzbeständen ab durchschnittlich 100 Jahren sind fünf Bäume pro Hektar Landeswald auszuscheiden und dem natürlichen Zerfall zu überlassen.

Im Rahmen des „**Dicke-Buchen-Programms**“ des SaarForst Landesbetriebs werden Altbuchen (BHD > 90 cm), alte Eichen (BHD > 80 cm) sowie Bäume mit ökologischen Sonderstrukturen ausgewiesen und nicht mehr genutzt. Nach Wirtz (2015) müssen mindestens 100 Vfm/ha dieser Biotop-/Altbäume (entspricht etwa 5–6 Altbäumen) nach Abschluss der Zielstärkennutzung in den Altbaumbeständen als sogenannte Restschirmhaltung für die Alterungs- und Zerfallsphase verbleiben (SaarForst 2006).

Die „**Richtlinie zur Sicherung von Alt- und Totholzanteilen im Wirtschaftswald**“ des Landesforsts Mecklenburg-Vorpommern sieht die Ausweisung von Altholzinseln vor. Altholzinseln sind im Sinne der Richtlinie „*0,2 bis 5 Hektar große, reife Altholzbestände heimischer Baumarten, die in jedem Forstrevier in angemessener Zahl ausgewiesen werden und temporär, d. h. bis zum Zeitpunkt ihres Zerfalls, nutzungsfrei bleiben*“. Insgesamt ein Prozent der Holzbodenfläche (1.700–2.000 ha) des Landeswaldes sollen als Altholzinseln ausgewiesen werden, bei der Anordnung soll die Lage bestehender Prozessschutzflächen berücksichtigt werden. Um für eine Altholzinsel in Frage zu kommen, muss ein Waldbestand

- aus heimischen Baumarten bestehen,
- mind. 2/3 des Umtriebsalters erreicht haben,
- einen geschlossenen bis lockeren Bestandsschluss aufweisen,
- möglichst bereits ökologisch bedeutsame Strukturmerkmale beinhalten und
- keine Wertholzanteile aufweisen.

Besonders geeignet sind Waldbestände bzw. Flächen, die bereits Prozessschutzcharakter besitzen, minderwertige Sortimente erwarten lassen oder schlecht erschlossen sind, Ränder an Mooren und Gewäs-

sert sowie Laubholzbestände innerhalb kleiner Waldinseln in waldarmen Gebieten. Außerdem sieht die Richtlinie im Landeswald vor, durchschnittlich 2–5 stehende Bäume pro Hektar Endnutzungsfläche zu belassen, wobei eine trupp- bzw. gruppenweise Konzentration bevorzugt wird. Dabei sollen vor- bis mitherrschende Stämme heimischer Baumarten mit geringen Schaftqualitäten ausgewählt werden, wobei die Auswahl 30 bis 40 Jahre vor der Endnutzung des Bestandes zu erfolgen hat, damit die Bäume auf die Freistandsituation vorbereitet sind. Die Richtlinie formuliert zusätzlich Möglichkeiten zur Alt- und Totholzanreicherung im Rahmen der Waldbewirtschaftung und behandelt Zielkonflikte bezüglich Arbeitssicherheit, Verkehrssicherung und Waldschutz, z. B. wird die einzelstammweise Verteilung von Totholzanwärtern auf der gesamten Bestandsfläche aus Gründen der Arbeitssicherheit dezidiert abgelehnt (Landesforst Mecklenburg-Vorpommern 2002).

Eines der ältesten Konzepte ist das **Altholzinselprogramm Hessen**, das vor allem auf die Förderung von Großhöhlenbrütern durch Etablierung eines landesweiten Netzes von Altholzinseln abzielt. Die bestehenden Altholzinseln in Hessen weisen nach (HGON 2018) eine Durchschnittsgröße von 1,78 ha auf, das Durchschnittsalter auf den Flächen beträgt 173 Jahre (bei Buche) bzw. 168 Jahre (bei Eiche).

3.6 ZUSAMMENFASSUNG

Die Inhalte und Ziele der vorliegenden Beispiele von Alt- und Totholzkonzepten bzw. –richtlinien unterscheiden sich hinsichtlich Umfang, Qualität und Schutzelementen relativ deutlich. Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass jüngere Konzepte den heutigen naturschutzfachlichen Anforderungen an den Erhalt von Alt- und Totholz im Wald eher entsprechen als ältere.

Die Hälfte aller Beispiele enthält quantitative Zielsetzungen für **Totholz mengen**, die **sich zwischen 5 und 40 m³/ha** bewegen (siehe Tabelle 12). Die Alt- und Totholzziele werden dabei anhand verschiedener qualitativer Kriterien differenziert, vor allem Bestandsalter und Baumartenzusammensetzung, aber auch Standortqualität bzw. –wüchsigkeit werden herangezogen. Die beiden Betriebskonzepte der Staatsforste in Bayern und Nordrhein-Westfalen beruhen auf dem Konzept von Müller et al. (2007) und ähneln dementsprechend einander.

Zielvorgaben werden in den meisten Konzepten auch für den Erhalt von **Alt- bzw. Biotopbäumen** formuliert - diese liegen **zwischen zwei und 15 Bäumen je Hektar**.

In nahezu allen Beispielen wird einer **gruppenweisen Ausscheidung von Biotopbäumen** gegenüber einer einzelbaumweisen Verteilung auf der Fläche der Vorzug gegeben, was mit ökologischen, vor allem aber ökonomischen und praktischen Überlegungen sowie mit dem Verweis auf Arbeits- und Verkehrssicherheit begründet wird.

Die in den Konzepten enthaltenen flächigen Schutzelemente, in der Regel als **Altholzinseln** bezeichnet, unterscheiden sich vor allem bezüglich der angestrebten Flächengrößen deutlich, diese reichen von

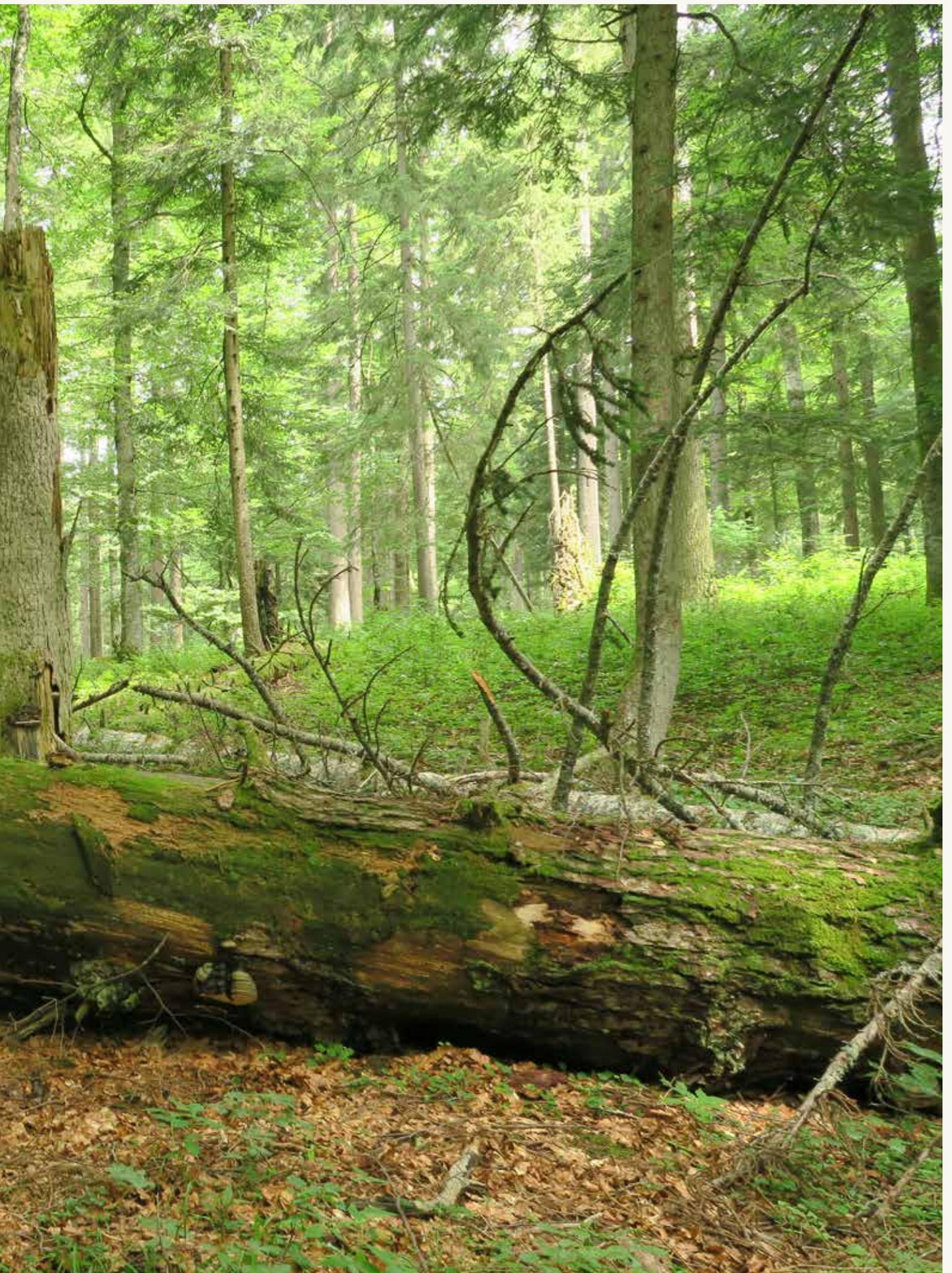
0,2 bis 20 Hektar. Die Minimalgrößen entsprechen dabei nicht den Anforderungen an Altholzinseln, damit diese ihre ökologischen Funktionen erfüllen können. Ein generelles Stilllegungsziel alter Waldbestände kennen nur das Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg und das Konzept der Bayerischen Staatsforste.

Quantitative Ziele für die räumliche Verteilung bzw. Vernetzung und das Gesamtflächen- ausmaß von flächigen Schutzelementen werden äußerst selten formuliert. Das AuT-Konzept von Baden-Württemberg sieht eine Habitatbaumgruppe pro 3 Hektar vor, ein (theoretischer) Abstand von 170 Metern, zusätzlich werden Richtwerte von 1 km Abstand zwischen Altholzinseln (Kanton Thurgau) und 5–10 Altholzinseln pro 100 Hektar (BAFU Schweiz) genannt. Im Konzept von Baden-Württemberg sollen zudem Habitatbaumgruppen einen Flächenanteil von 5 % (in älteren Beständen und im Dauerwald) und Waldrefugien 3 % der Staatswaldfläche einnehmen, die Richtlinie des Kantons Thurgau empfiehlt 1-5 % der Waldfläche als Altholzinseln auszuscheiden.

Tabelle 14: Quantitative Ziele (Totholzmenge, Alt-/Biotopbäume, flächige Schutzelemente) ausgewählter Alt- und Totholzerhaltungskonzepte

Konzepttitel (Land)	Totholz	Alt-/ Biotopbäume	Flächige Schutzelemente
Biotopholzstrategie Xylobius (Nordrhein-Westfalen)	20–40 m ³ /ha	10/ha	Biotopholzgruppe (3–15 Bäume) Biotopholz-Insel (ca. 1 ha)
Alt- und Totholzkonzept (Baden-Württemberg)	30 m ³ /ha	15/ha	Habitatbaumgruppe (1 pro 3 ha)
Richtlinie zum Einrichten von Altholzinseln und Schonen von Biotopbäumen (Kanton Graubünden)	-	-	Altholzinsel (0,2–1ha)
Artenschutz bei Pflege/ Nutzungsmaßnahmen im Forstbetrieb (Hessen)	-	3/ha	-
Totholz und Altholz im Thurgauer Wald (Kanton Thurgau, Schweiz)	liegend: 5–15 m ³ /ha stehend: 2–7 m ³ /ha	5–10/ha	Altholzinseln (> 0,5 ha) 1–5 % der Fläche Abstand ca. 1 km
Biotopbaum- und Totholzkonzept der Bayerischen Staatsforsten (Bayern)	20–40m ³ /ha	10/ha	Stilllegung nach Bestandsalter
Praxishilfe Holznutzung und Naturschutz (BAFU, Schweiz)	5–15m ³ /ha	5–10/ha	Altholzinseln (≥ 0,5/1ha) 5–10 pro 100 ha
Methusalem-Projekt (Brandenburg)	-	5/ha	-
Dicke-Buchen-Programm – Biotopholzprogramm SaarForst (Saarland)	-	5–6/ha	-
Richtlinie zur Sicherung von Alt- und Totholzanteilen im Wirtschaftswald (Mecklenburg-Vorpommern)	-	2–5/ha	Altholzinseln (0,2–5 ha)
Rothenbucher Totholz- und Biotopbaumkonzept (Bayern)	10m ³ /ha	10/ha	-
Altholzinselprogramm Hessen (Hessen)	-	-	Qualitative Auswahl





4. POTENZIELLE ZIELARTEN UND IHRE LEBENSRAUMANSPRÜCHE

Ein umfassender Alt- und Totholzschutz muss sich an den ökologischen Ansprüchen bestimmter Pflanzen- und Tierarten orientieren (Jedicke 2008). Sogenannte Zielarten vertreten einzelne ökologische Gilden, die ähnliche Ressourcen oder Lebensraumrequisiten benötigen (Liegl et al. 2008). Im folgenden Abschnitt werden Lebensraumansprüche von Arten zusammengefasst, die sich als potenzielle Zielarten eignen können.

4.1 MITTELSPECHT (*DENDROCOPOS MEDIUS*)



Abb. 9: Mittelspecht © Maren Winter

4.1.1 ALLGEMEINES

Der 20–22 cm lange und 50–80 g schwere Vogel gehört zu Ordnung der *Piciformes* (Spechtvögel) und wird zur Gattung *Dendrocoptes* (Buntspechte) gezählt. Die Spannweite der Flügel beträgt in etwa 33–34 cm (Schweizerische Vogelwarte Sempach 2018b) Der Mittelspecht ist überwiegend schwarz und weiß

gezeichnet, er hat einen **roten Scheitel und einen rosa Steiß**. Die Flanken des Spechtes sind dunkel gestrichen (Ellmauer 2005a). Die Weibchen unterscheiden sich in Zeichnung und Größe nur kaum von den Männchen.

Während der Brutzeit von April bis Juni verhält sich der Mittelspecht territorial und lebt monogam (Michalek 1998). Außerhalb dieses Zeitraumes weist er keine Revieransprüche auf und lebt solitär (Pasinelli 2003). Der Mittelspecht bleibt jedoch auch in dieser Zeit seinem Kerngebiet treu und nimmt generell nur selten weitere Wege auf sich. (Europäische Spechte 2018a). **Die Bruthöhle wird jährlich neu gezimmert—in abgestorbenen oder lebenden Laubbäumen bzw. dicken Ästen von Laubholz mit mindestens 20 cm BHD, wobei die mittlere Höhe ca. 9 Meter** beträgt (1,5–20 Meter) (Umweltministerium Rheinland-Pfalz 2015). Im Gegensatz zu vielen anderen mitteleuropäischen Buntspechten werden auch gerne nahezu waagrechte Äste angenommen (Glutz von Blotzheim 2004). Die durchschnittlich 5–6 Eier werden rund 12–14 Tage lang bebrütet. Die Nestlingszeit beträgt anschließend weitere 22–23 Tage. Das Höchstalter des Mittelspechtes liegt bei etwa 8 Jahren (Schweizerische Vogelwarte Sempach 2018b).

Die Nahrung des Mittelspechtes besteht während des gesamten Jahres hauptsächlich aus Arthropoden – vor allem kleinere Käferimagines und Ameisen, die er an der Oberfläche der Vegetation erbeutet. Pflanzliche Nahrung – unter anderem Hasel- und Walnüsse, Koniferensamen, Steinkerne von Kirschen, Weichseln und Pflaumen, Trauben und Beeren nur gelegentlich, (Glutz von Blotzheim U. N. 2004) – wird eher selten aufgenommen, kann aber im Herbst und Winter eine größere Rolle spielen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1994, Pasinelli 2008). Im Frühjahr wird oft zusätzlich Baumsaft aufgenommen (Jenni 1983). Jungvögel werden vor allem mit Schmetterlingslarven, Käfern, Ameisen, Schnaken, Spinnen und Blattläusen gefüttert (Jenni 1983). Der Mittelspecht wird auch als „**Suchspecht**“ bezeichnet – im Gegensatz zu „Hackspechten“ (zum Beispiel dem Buntspecht) gelangt er **durch Stochern in Ritzen und an der Oberfläche der Baumrinde oder durch das Abklauben von Blättern** an Nahrung (Jenni 1983).

4.1.2 SCHUTZSTATUS

- Der Mittelspecht wird im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie geführt.
- In der österreichischen Roten Liste wird die Art seit 1994 als „potenziell gefährdet“ (Kategorie 4) eingestuft (Umweltbundesamt, 2015).
- Die IUCN (2012) listet den Vogel global als nicht gefährdet.

4.1.3 VERBREITUNG

In Österreich ist der Mittelspecht lediglich in den größeren Laubmischwäldern (der pannonisch beeinflussten Bereiche) Niederösterreichs, Wiens und des nördlichen Burgenlandes sowie in Teilen des niederösterreichischen Alpenvorlandes und in den unteren Murauen weiter verbreitet, die übrigen Teile seines Verbreitungsgebiets im Alpenvorland und im Waldviertel sowie in den waldärmeren Gegenden im Osten Niederösterreichs sind eher lokal besiedelt. Er kommt bis zu einer Seehöhe von 600 m vor. Insgesamt leben in Österreich etwa 3.000–5.000 Brutpaare (BirdLife Österreich, unpubl.). Die Art

brütet derzeit nur in fünf Bundesländern regelmäßig, wobei in Niederösterreich der größte Anteil am Gesamtbestand beheimatet ist (BirdLife Österreich/www.ornitho.at).

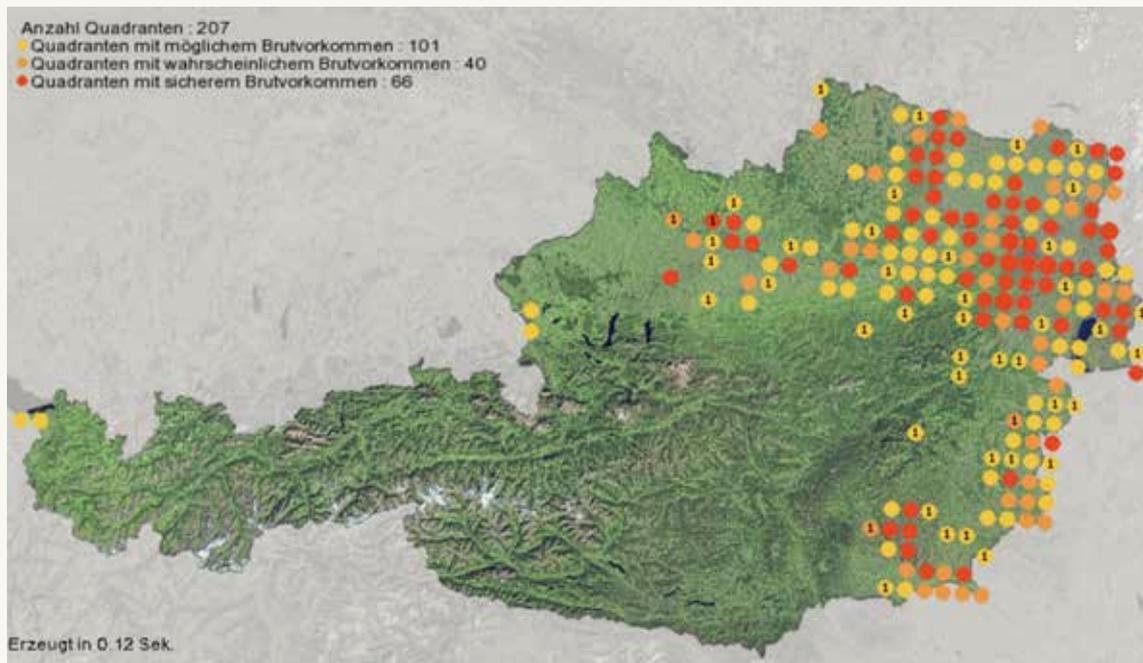


Abb. 10: Verbreitung des Mittelspechts in Österreich (2013–2018; Quelle: BirdLife Österreich/www.ornitho.at)

4.1.4 ANSPRÜCHE

Entscheidenden Einfluss auf die Besiedlung üben das **Bestandsalter** und das **Totholzangebot** aus, denn im Allgemeinen werden Wälder unter einem Alter von 80–100 Jahren nicht besiedelt (Wichmann & Frank 2003). Als Suchspecht benötigt er zur optimalen Nahrungssuche eine möglichst große Fläche an Borke, die er nach Insekten absuchen kann. Daher bevorzugt er besonders grobborkige Bäume, die Baumart ist dabei eher sekundär, wobei sich bei Eichen arttypisch mit dem Alter Grobborkigkeit einstellt. Fälschlicherweise wird deshalb von einer Bindung des Mittelspechts an Eichen gesprochen, die im engeren Sinn eigentlich nicht gegeben ist.

Der Mittelspecht ist sehr **ortstreu**, wodurch der Größe und dem Isolationsgrad der bewohnbaren Wälder vermehrt Bedeutung beizumessen ist. Die benötigte Fläche ist dabei stark von der Qualität des Lebensraums abhängig, so benötigt der Vogel etwa **26 Eichen/ha** mit einem **Durchmesser von mindestens 36 cm**, wobei die Eichen einen Kronenabstand zwischen **25 und maximal 50 m aufweisen sollten**. In **Eichenwaldflächen unter 5 ha gibt es kein Vorkommen dieser Art**. Nicht nur der Waldbestand ist ein limitierender Faktor für das Vorkommen des Mittelspechts, auch landschaftliche Eigenschaften wirken sich darauf aus. Mittelgroße Eichenwälder werden am ehesten besiedelt, wenn sie nahe an mindestens 30–40 ha großen Eichenwäldern liegen. Kleinere Bestände, die weiter als 9 km von großen Eichenbeständen entfernt sind, werden kaum besiedelt (Schweizerische Vogelwarte 2008). Im Kanton Zürich konnte nach Weggler et al. 2013 allerdings auch ein 20 km vom bestehenden Vorkommen entfernt liegendes Waldobjekt

erfolgreich mit Mittelspechten neu besiedelt werden. Um eine langfristig überlebensfähige Population zu sichern, ergibt sich ein kalkulierter Flächenbedarf für den Mittelspecht von 2.000 ha (Jedicke 1994).

Pasinelli et al. (2008) leiten aus mehreren Untersuchungen folgende vereinfachte Minimalanforderungen an Mittelspechthabitate ab:

- zusammenhängende und geeignete Waldflächen bzw. -bestände von mindestens 5–10 ha pro Brutpaar, die von bestehenden Vorkommen nicht weiter als 3 km entfernt sind. Für mindestens 5–10 Brutpaare sind somit Waldflächen mit einer Mindestgröße von 50–100 ha einzurechnen.
- Waldbestände mit 10–30 alten Eichen pro Hektar (BHD > 35 cm), andere Baumarten dürfen die dominierenden, alten Eichen nicht konkurrenzieren.
- verschiedene Baumarten (BHD > 20 cm) mit morschen Stellen, Baumpilzen, Astlöchern, alten Höhlen etc. in ausreichendem Ausmaß.

Im Mittelwald sehen Coch & Vögeli (2006) bei 15 Oberhölzern pro Hektar eine kritische Grenze erreicht, bei deren Unterschreiten sich die Lebensbedingungen für die Leitart Mittelspecht dramatisch verschlechtern.

Im Rahmen von Mittelspecht-Projekten ist eine Erhebung des Mittelspechtbestands obligatorisch, nach Pasinelli et al. (2008) idealerweise im Frühjahr vor Eingriffen sowie einmal im Zeitraum von fünf Jahren nach Eingriffen. Daneben sollten auch ausgewählte Waldstrukturen erfasst werden, dazu zählen Anzahl (pro Hektar) und BHD von Eichen und anderen Laubbaumarten sowie die Anzahl (pro Hektar) von potenziellen Höhlenbäumen (Pasinelli et al. 2008).

Auf Bestandsebene müssen zum Schutz des Mittelspechts die waldbaulichen Maßnahmen mit den Ansprüchen dieses Habitatspezialisten abgestimmt werden, allerdings unterscheiden sich diese oft von den in solchen Wäldern üblichen waldbaulichen Methoden. (Pasinelli et al. 2008).

4.1.5 SCHUTZMASSNAHMEN

In Wäldern der kollinen Stufe wirken sich folgende Maßnahmen fördernd aus (Schweizerische Vogelwarte 2008):

- Eingriffe in Eichenwälder im potenziellen Verbreitungsgebiet nur unter Berücksichtigung der Ansprüche des Mittelspechts vornehmen. Alle, insbesondere großflächige Eichenbestände möglichst lange erhalten: Viele bestehende Mittelspechthabitate sind forstwirtschaftlich gesehen erntereif. Erst dann verjüngen, wenn ausreichend große (ab 30 m² bis 40 ha) Eichenbestände mit genügend alten Bäumen (BHD mind. 36 cm, ca. 100-jährig) in direkter Nachbarschaft (höchstens 3 km Entfernung) zur Verfügung stehen.
- In Eichenwäldern Nebenbestand auslichten, da aufwachsende Bäume des Nebenbestands die Kronen der Eichenüberhälter bedrängen, wodurch diese für nahrungssuchende Mittelspechte weniger attraktiv werden (Pasinelli & Hegelbach 1997).
- Eine minimale Eichendichte von ca. 26 Eichen/ha mit BHD von mind. 36 cm erhalten.
- Der Abstand zwischen alten Eichen sollte maximal 50 Meter betragen.
- Fördern von sonnenbeschiedenen Eichenkronen zur Förderung des Insektenreichtums.
- Stehenlassen von Totholz und auch von bereits vorhandenen oder potenziellen Höhlenbäumen, d. h. von Bäumen mit weichen oder morschen Stellen im Holz.

- Erhöhen der Umtriebszeiten und des Anteils an stehendem Totholz in (ehemaligen) Mittelwäldern, Eichenwäldern, aber auch in Laubwäldern ohne Eichen.
- Anlegen neuer Eichenflächen mit einer Mindestgröße von 30–40 ha.
- Neue Eichenflächen auch zur Vernetzung bestehender Eichenwälder anlegen. Kleinere Eichenwälder möglichst eng mit größeren vernetzen.

Auch Pasinelli et al. (2008) geben etliche waldbauliche Maßnahmen für die Bewirtschaftung von Mittelspecht-Wäldern an (siehe Tabelle 13).

Tabelle 15: Waldbauliche Maßnahmen für die Bewirtschaftung von Mittelspecht-Wäldern (Pasinelli et al.2008, verändert) Eignung: +++ sehr gut geeignet, ++ gut geeignet, + mit Einschränkungen geeignet

Maßnahme	Ausgangszustand	Beschreibung/ Zielsetzung	Eignung	Anmerkungen
Verjüngung und Pflege mit Hauptbaumart Eiche	Standortfremde Nadelholz-Bestockung, Sturmflächen, an Alteichenwald angrenzende Bereiche	Erhaltung/Schaffung eichenreicher Bestände durch geeignete Baumartenwahl und Jungwaldpflege	+++	Vorrangmaßnahme zur langfristigen Sicherung von Eichenwald; darf nicht auf Kosten bestehender Alteichenflächen erfolgen; durch Mittelspecht nutzbar frühestens ab 60–100 Jahren (abhängig vom Standort)
Eichenförderung mittels Durchforstung eichenreicher Mischbestände	Mischwälder mit Eichen verschiedener Altersstufen, darunter hoher Anteil alter Eichen	Durchforstung zur Eichenförderung, Erhaltung der Alteichen, Schaffen von optimalen Verjüngungsbedingungen, z. B. durch Förderung der Jungweiden	+++	Ziel: Anteil von mind. 30 Eichen mit BHD > 36 cm pro ha, großkronige, vitale Bäume so freistellen, sodass sie kaum Konkurrenz für andere Bäume sind
Mittelwald-Bewirtschaftung	Ehemalige als Mittelwald bewirtschaftete Bestände	Wiederaufnahme der ehemaligen Bewirtschaftungsform „Mittelwald“ mit Hauptbaumart Eiche	+++	Langfristig optimale Maßnahme für Mittelspecht (und lichtbedürftige Tier- und Pflanzenarten) durch langfristige Erhaltung alter Eichen in hoher Dichte; daneben dauerndes Vorkommen junger, lichter Flächen
Mittelwald-Durchforstung	Ehemalige als Mittelwald bewirtschaftete Bestände	Sukzessive Überführung der ehemaligen Mittelwälder in stufige, eichenreiche Bestände	+++	Mittelfristig gute Maßnahme für Mittelspecht-Schutz; in den nächsten 50 Jahren mind. 30 Eichen mit BHD > 36 cm pro ha belassen
Bestehende Eichenwälder altern lassen	Eichenreiche Bestände	Eichen über den ökonomisch günstigsten Zeitpunkt hinaus erhalten	+++	Zumindest mittelfristig wirksam zur Erhaltung von Mittelspecht-Vorkommen, durch Schaffung angrenzender Eichenverjüngungen ergänzen, fördert neben Mittelspecht zahlreiche auf Altholz angewiesene Organismen
Stehenlassen von Eichen unabhängig der Qualität	Eichenreiche, aber auch eichenarme Bestände	Eichen der Qualitäten C und D (Erdstamm meist astig, Drehwuchs) stehen lassen	++	Wichtige Maßnahme zur Erhaltung der Nahrungsbasis und zur Förderung zukünftiger Höhlenbäume (Entwicklung von Faulstellen)
Schirmschlag	Alteichenreiche Bestände	Verjüngung eines Bestands unter dem durch Holzernte gleichmäßig aufgelichteten Kronendach des Altbestands	++	Eignung abhängig von der Eichendichte im Altbestand, nach Durchforstung 20 Eichen pro ha nicht unterschreiten; geeignete Maßnahme zur Verjüngung/Erhaltung von Lebensraum, Wildschutz nötig
Lichter Wald	Sturmflächen, geschlossene, lichtarme Bestände	Schaffung lichter Eichenbestände durch Neubegründung und/oder Auffichtung dunkler Bestände	+	Eignung abhängig von der verbleibenden Menge alter Eichen (Mindest-Degradationsgrad durch Eichenüberhälter 50 %), Auffichtung nicht durch Entnahme von Alteichen, fördert lichtbedürftige Arten, bei Flächen < 5 ha für den Mittelspecht weniger relevant
Stufige Bestände	Nadel- und/oder laubholzreiche Bestände angrenzend an ehemalige Mittel- bzw. Eichenwälder	Förderung von stufigen Beständen durch plenterartige Durchforstungen, Förderung aller Eichen unabhängig der Qualität	+	Erhöht Vernetzung bestehender Habitate, „Warteraum“ für unverpaarte Individuen
Stehenlassen von Eichen-Überhältern	Zur Räumung bzw. starken Aufflichtung vorgesehene Flächen	Erhaltung einzelner Alteichen auf Räumungsflächen zur Vernetzung und Erweiterung des Lebensraums	+	Überhälter für Naturverjüngung wichtig, durch Mittelspecht insgesamt eher wenig genutzt, da oft sehr exponiert stehend
Naturwald-Reservate	Eichenreiche Bestände	Natürlichen Waldentwicklung freien Lauf lassen, Erhaltung/ Schaffung von totholzreichem Eichenwald	+	Wirksamkeit abhängig vom Alter der Bestände, jedoch insgesamt zeitlich beschränkt, da längerfristig Eichenwald verschwindet (abhängig vom Standort), mind. 5–10 ha Größe und Nähe zu besiedelten Mittelspecht-Wäldern
Buchenwälder altern lassen	Typische Mittelland-Buchenwälder	Umtriebszeit auf > 250 Jahre erhöhen bzw. gänzlicher Nutzungsverzicht	+	Bedingt Ausbildung grober Borke an Buchenstämmen, demzufolge entsprechendes Alter, in der Nähe von Mittelspecht-Wäldern; mind. 5–10 ha Größe, für Mittelspecht wirksam frühestens in 100 Jahren

4.2 HIRSCHKÄFER (LUCANUS CERVUS)



Abb. 11: Hirschkäfer-Männchen © Karin Enzenhofer



Lucanus cervus L., Hirschkäfer. a) Eier, b u. c) Larven, d u. e) männl. u. weibl. Puppe, letztere im geöffneten Cocoon. f u. g) Männchen u. Weibchen. (Kopie nach Taf. IV im 2. Band der „Insekten-Belustigung“ von Aug. Job. Rösel von Rosenhof, Nürnberg, 1749.)

Abb. 12: Käfer und Larve des Hirschkäfers mit typischer U-Form; Quelle: Reitter 1749

4.2.1 ALLGEMEINES

Der Hirschkäfer wird innerhalb der Käfer (*Coleoptera*) zur Familie der Schröter (*Lucanidae*) gezählt. Die Männchen werden bis zu 90 mm, die Weibchen bis 50 mm groß. Die Flügeldecken sind mittel- bis dunkelbraun gefärbt und schimmern im Sonnenlicht stark rötlich. (Umweltministerium Rheinland-Pfalz 2018b). Hirschkäfer können gut fliegen, die männlichen Tiere haben einen Ausbreitungsradius von bis zu 3.000 Meter (Nationalpark Donauauen 2011b).

Das Männchen ist gut am breiten Kopf und den großen rotbraunen Kieferzangen – dem Geweih – zu erkennen. Die imposanten Kieferzangen dienen dem Hirschkäfer zur Verteidigung gegen Fressfeinde und Rivalen sowie zum Fangen und Festhalten des Weibchens. Die Weibchen haben einen schmäleren Kopf und deutlich unscheinbarere Zangen, jedoch können auch ihre Mundwerkzeuge sehr schmerzhaft für den Menschen werden. Mit ihren Mandibeln sind die Weibchen in der Lage, den Saftfluss von Bäumen selbst herbeizufüh-

ren. Zur Nahrungsaufnahme und zur Paarung dienen dem Hirschkäfer bevorzugt blutende (durch beispielsweise Verletzung hervorgerufener Pflanzensaftfluss, der aus dem Xylem herausgedrückt wird) Alteichen oder -buchen. Nach der Paarung sucht das Weibchen eine geeignete Stelle zur Eiablage auf. Für die Entwicklung der Larve eignen sich am besten Altholzbestände, die älter als 150 Jahre sind, mit einem möglichst hohen Anteil an absterbenden, morschen und verpilzten Bäumen. (Kuratorium Wald, 2014)

Den Großteil ihres 3–8-jährigen Lebens verbringen Hirschkäfer als Ei, Larve oder Puppe im Boden (siehe Abbildung 12). Als Entwicklungshabitate benötigen sie alte, abgestorbene Baumstümpfe. Das Stadium der Holzersetzung durch die vorbereitende Wirkung bestimmter Pilze ist dabei vermutlich von besonderer Bedeutung (Theunert 2013, nach Klausnitzer & Wurst 2003). Weiters werden auch Hölzer mit Erdkontakt (Pfähle, verbaute Eisenbahnschwellen) oder aufliegende Stämme besiedelt. Liegendes Totholz wird zwar gelegentlich besiedelt, birgt jedoch Risiken durch Fressfeinde (z. B. Schwarzwild) (Rink 2012).

Als **Brutplatz** eignen sich **tote Baumstümpfe** (bevorzugt Eichen) mit einem **Durchmesser von mehr als 40 cm** und liegendes Totholz **im Erdreich** oder zumindest mit Erdkontakt (Gereben-Krenn 2010). Das Weibchen legt durchschnittlich 20 Eier in erdiges Milieu, z. B. dicht an einem verrottenden Wurzelstock. Zumeist stirbt es nach der Ablage, ist das jedoch nicht der Fall, kehrt das Weibchen auch zum Ort der Nahrungsaufnahme zurück, kopuliert ein weiteres Mal und legt anschließend nochmals Eier (Ellmauer 2005b). Die Larve des Hirschkäfers schlüpft nach rund 2 Wochen, die **Entwicklung zum Käfer dauert etwa 5, in seltenen Fällen bis 8 Jahre**. Während die erste Nahrung aus Humusteilchen und morschem, feuchtem, verpilztem Holz der äußersten Baumschicht besteht, entfernen sich die älteren Larven zunehmend vom Stumpf und fressen bis in einer Entfernung von 2 Metern auch schwächere Wurzeln. Bei einem Nahrungsbedarf von bis zu 250 cm³ Holzmulm pro Entwicklungsmonat trägt die Larve zur Humusbildung bei und kann dadurch durchaus als forstlich bedeutend angesehen werden. Bei Nahrungsmangel verlagern die Larven ihren Aufenthaltsort und können dabei bis zu 30 cm pro Minute zurücklegen. Die Larven fressen weiß- und rotfaulendes Holz, da ihnen Zellulose spaltende Enzyme fehlen. Die Fäulepilze wie der Leberpilz (*Fistulina hepatica*) übernehmen diese Funktion und fungieren als Substrataufbereiter (Ellmauer 2005b). Ein Jahr vor dem Schlupf fertigt die Larve im angrenzenden Erdreich eine Puppenwiege an, in der die Metamorphose zum Käfer noch vor dem nächsten Winter stattfindet. Der adulte Käfer überwintert in der Puppenwiege und schlüpft erst im Mai des darauf folgenden Jahres. Dicht unter der Erdoberfläche wartet er nun auf einen günstigen Starttermin. (Umweltministerium Rheinland-Pfalz 2018b)

Hirschkäfer haben eine durchschnittliche Lebensdauer von 4–8 Wochen, die Hauptflugzeit der erwachsenen Tiere ist im Juni und Juli. Sie sitzen oft an verletzten Eichenstämmen, wo sie sich vom ausfließenden, bevorzugt gärendem, Baumsaft ernähren (ÖBf 2008). Diesen Baumsaft benötigen adulte Tiere zur Erreichung der Geschlechtsreife. Männliche Käfer fressen darüber hinaus auch Kirschen. Die Aktivität des Imagos beschränkt sich vorwiegend auf die Dämmerungs- und Nachtstunden (Ellmauer 2005).

An Baumsaftstellen ist der Hirschkäfer mit einer Vielzahl anderer Käfer – zum Beispiel aus den Familien *Staphylinidea*, *Nitidulidae*, *Scarabaeidae* und *Cerambycidae* – vergesellschaftet, auch Hornissen sind hier oft anzutreffen (Ellmauer 2005b).

Der Hirschkäfer ist kein guter Flieger, sehr standorttreu und besitzt grundsätzlich nur eine geringe Ausbreitungstendenz (Rink 2012). Seine Fähigkeit, den Verlust geeigneter Brutplätze zu kom-

persieren ist gering, außerdem locken die Eichengerbsäuren nur in einem Radius von etwa 200 m Hirschkäfer an (Müller-Kroehling et al. 2006). Ergebnisse von Rink (2006) zeigen, dass männliche Hirschkäfer den Genfluss zwischen Neststandorten innerhalb eines Radius von etwa zwei Kilometern aufrechterhalten. Die Besiedlung neuer Neststandorte ist allerdings von der Ausbreitungsfähigkeit der Weibchen abhängig – und diese beträgt weniger als einen Kilometer. Somit haben isolierte Populationen (Distanz zur nächsten Population größer als 2 km) eine erhöhte Wahrscheinlichkeit, lokal auszusterben.

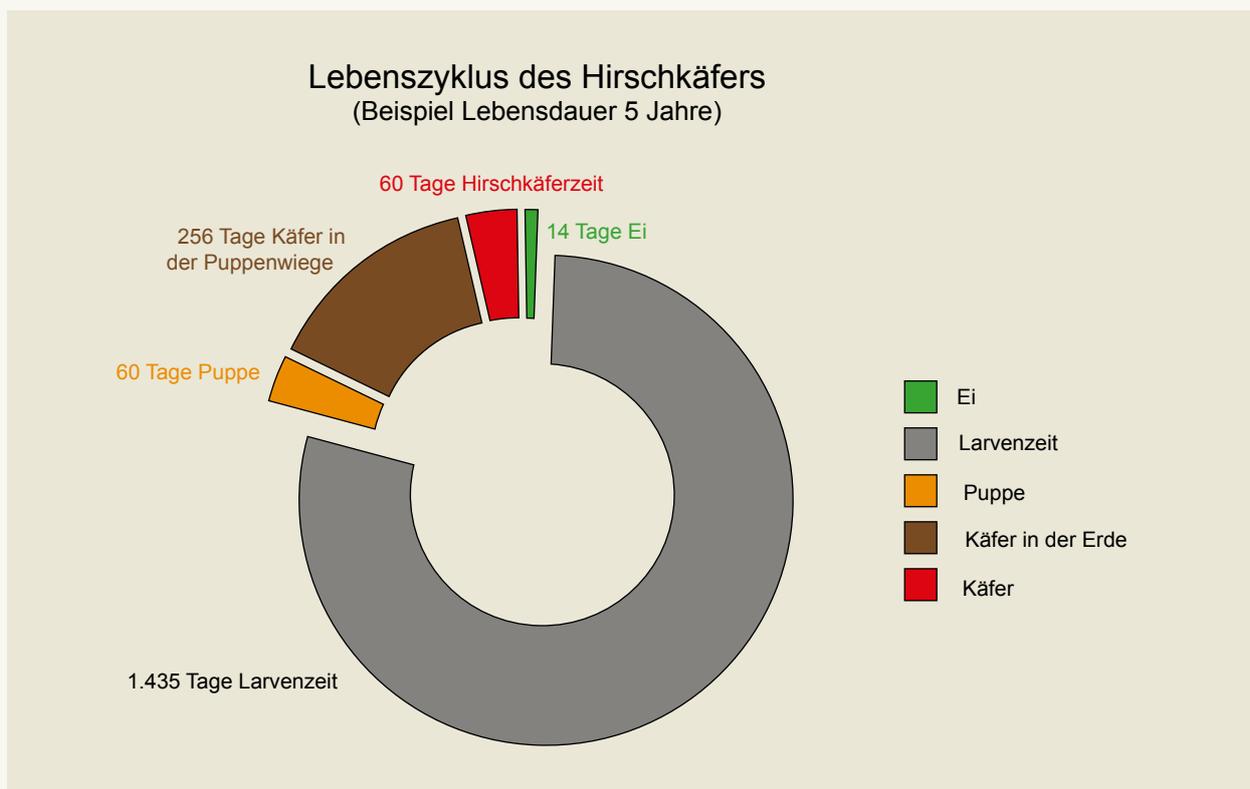


Abb. 13: Schematische Darstellung des Lebenszyklus des Hirschkäfers (© Markus Rink, Rink 2012)

4.2.2 SCHUTZSTATUS

- In Österreich muss die Erfassung der Gefährdung dieser Art aktualisiert werden (1994 wurde der Hirschkäfer in Österreich als „potenziell gefährdet“ eingestuft).
- Die IUCN (2012) hat den Käfer nicht erfasst.
- In der europaweit verankerten FFH-Richtlinie wird der Hirschkäfer in Anhang 2 angeführt.

4.2.3 VERBREITUNG

Hirschkäfer gehört zur Gilde der **Altholzbesiedler** (Schmidl & Bußler 2004), er ist mit Ausnahme des Nordens in ganz Europa verbreitet (Müller-Kroehling et al. 2006). Hirschkäfer gelten traditionell als

Wald- beziehungsweise Waldrandart mit Schwerpunktorkommen **in alten, lichten Eichenwäldern, in Eichen-Hainbuchen-Wäldern oder Kiefern-Traubeneichen-Wäldern**. Während der Hirschkäfer nur lokal in die Gebirgstäler vordringt, ist er im Flach- und Hügelland Ostösterreichs weit verbreitet und stellenweise, wie in den Donauauen, dem Wienerwald oder dem Leithagebirge, relativ häufig. In Österreich kommt der Käfer in allen Bundesländern außer Salzburg vor. (Kuratorium Wald 2014)

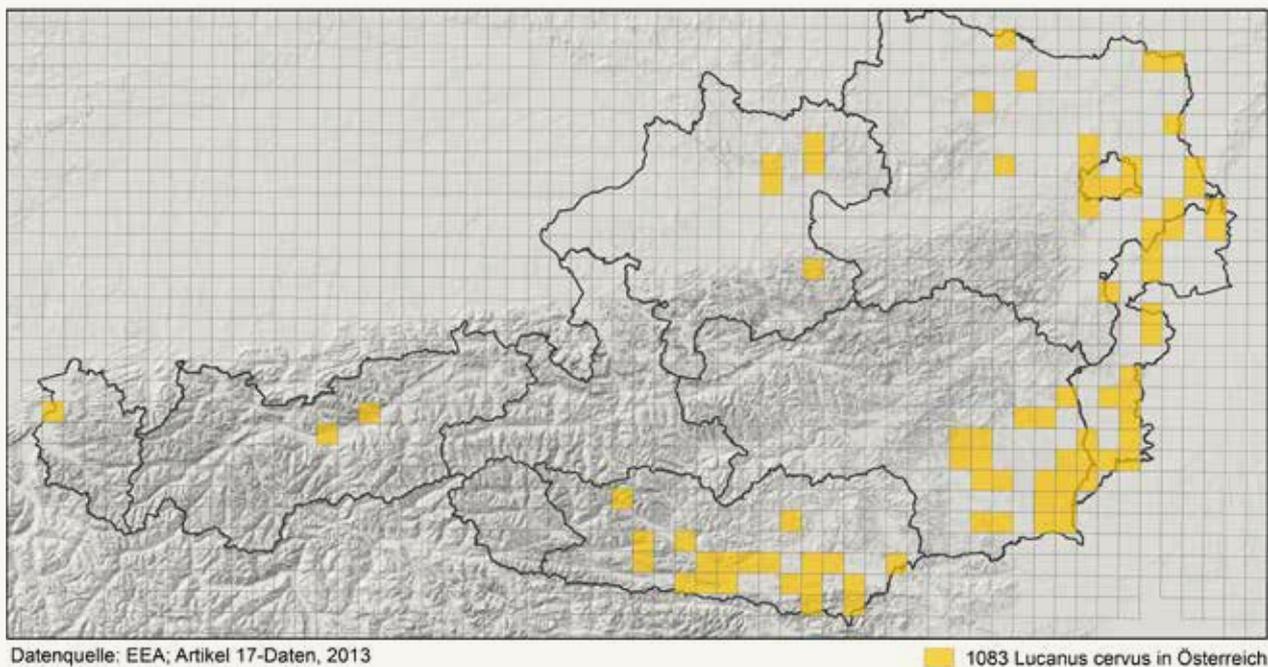


Abb. 14: Verbreitung des Hirschkäfers in Österreich

4.2.4 ANSPRÜCHE

Lange Zeit galt der Hirschkäfer als ausschließlich auf Eichen(wälder) angewiesen, jüngere wissenschaftliche Erkenntnisse legen allerdings nahe, dass die Bindung des Hirschkäfers an die Eiche und allgemein an Waldlebensräume nicht so stark ist, wie bislang angenommen. Rink (2012) bezeichnet den Hirschkäfer als erfolgreichen **Kulturfolger**, demnach können Hirschkäfer in lichten (Eichen-)Wäldern, aber auch an Waldrändern, auf Obstwiesen, Brachen, in Gärten, Parks oder Alleen in Dörfern und Städten erfolgreich existieren. Als Wärme liebende, halb offene Strukturen bevorzugende Käferart profitierte er vermutlich lange von einer historischen, ausbeuterischen Waldnutzung, die Einführung einer nachhaltigen Forstwirtschaft mit den einhergehenden geschlosseneren Wäldern entzog dem Hirschkäfer nach und nach Lebensräume im Wald (Rink 2012, Müller et al. 2004). Nach Müller et al. (2004) tritt der Hirschkäfer auch in geschlossenen Hochwäldern auf, vorausgesetzt die Alters- und Zerfallsphase wird zumindest auf Teilflächen erreicht. Vor diesem Hintergrund ist die Qualität des Hirschkäfers als Naturnähezeiger für Wälder zu hinterfragen (Müller et al. 2004).

Nach Müller-Kroehling et al. (2006) kann eine Kartierung von Hirschkäfern über Sichtnachweis vorzugsweise an „Rammel-“ bzw. „Rendezvous-Bäumen“ erfolgen. Die Flugzeit dauert von Mai bis Ende August und an warmen Sommerabenden sind Hirschkäfer besonders aktiv. Theunert (2013) empfiehlt für die Bewertung von Hirschkäferpopulationen die Erfassung von im Gelände liegenden toten Käfern und noch lebenden wie auch toten Weibchen an potenziellen Eiablageorten.

Der Hirschkäfer bevorzugt nach Möller (2009) aufgrund seiner relativen Wärmeabhängigkeit offenere, altbaumreiche und nicht zu feuchte Waldgesellschaften und Gehölzstandorte. Müller-Kroehling et al. (2006, nach Feldmann 1996) geben für den Hirschkäfer folgende Lebensraumansprüche an:

- 150–250 Jahre alte Eichenbestände ab 5 Hektar Größe
- Einzelbäume im Abstand von 50–100 m auf hundertmal größerer Fläche
- naturfaule Stöcke/Bäume (Durchmesser > 40 cm) für die Eiablage
- Bäume mit natürlichem/anhaltendem Saftfluss (durch Frostrisse, Pilzinfektionen oder Wasserreiser entstanden), pro Eiablage 2 bis 3 Bäume im Umkreis von maximal 2 km

Zu beachten ist, dass adulte Tiere andere Ansprüche wie die Larven besitzen: Als Altholzbesiedler brauchen die Larven ein Angebot an (unterirdischem Wurzel- und Stocktotholz von) Baumstümpfen, absterbenden oder vorgeschädigten Bäumen. Dabei ist der hohe Zersetzungsgrad des Totholzes ausschlaggebend (nicht die Baumart). Adulte Tiere hingegen sind Saftlecker und benötigen deshalb Bäume mit Saftflüssen, die auf Rindenverletzungen, Frostrisse, Pilzinfektionen, Wasserreiser, Windbruch oder Blitzschlag zurückgehen. (Ellmayer, 2005b)

4.2.5 SCHUTZMASSNAHMEN

Folgende Maßnahmen tragen dazu bei (Kuratorium Wald 2014):

- Erhalt/Förderung eines natürlichen Alteichenbestands mit anhaltendem Saftfluss
- Belassen von stärkerem Totholz und naturfaulen Stöcken und Bäumen
- Erhöhung der Umtriebszeiten geeigneter Eichen
- 5 ha Alteichenbestände mit 150–250-jährigen Bäumen
- oder Einzelbäumen (im Abstand von 50–100 m) auf einer hundertfach größeren Fläche (Gereben-Krenn 2010)
- naturfaule Stöcke/Bäume (Durchmesser > 40 cm)

Mögliche Schutzmaßnahmen umfassen auch das Belassen von stärkerem Totholz, den Erhalt von Altbäumen (mit Schleimfluss) in räumlicher Nähe zu geeignetem Totholz oder die Erhöhung der Umtriebszeit bzw. den Überhalt geeigneter Eichen (z. B. ehemalige Mittelwaldeichen). Nach Rink 2006 benötigen Hirschkäfer Trittstein-Neststandorte innerhalb eines Radius von 1 km, um neue Regionen erfolgreich zu besiedeln. Thomaes (2009) empfiehlt *“stepping stones should be in the range of 0.25–1 ha⁻¹ or denser.”*

4.3 GROSSER EICHENBOCK (CERAMBYX CERDO)

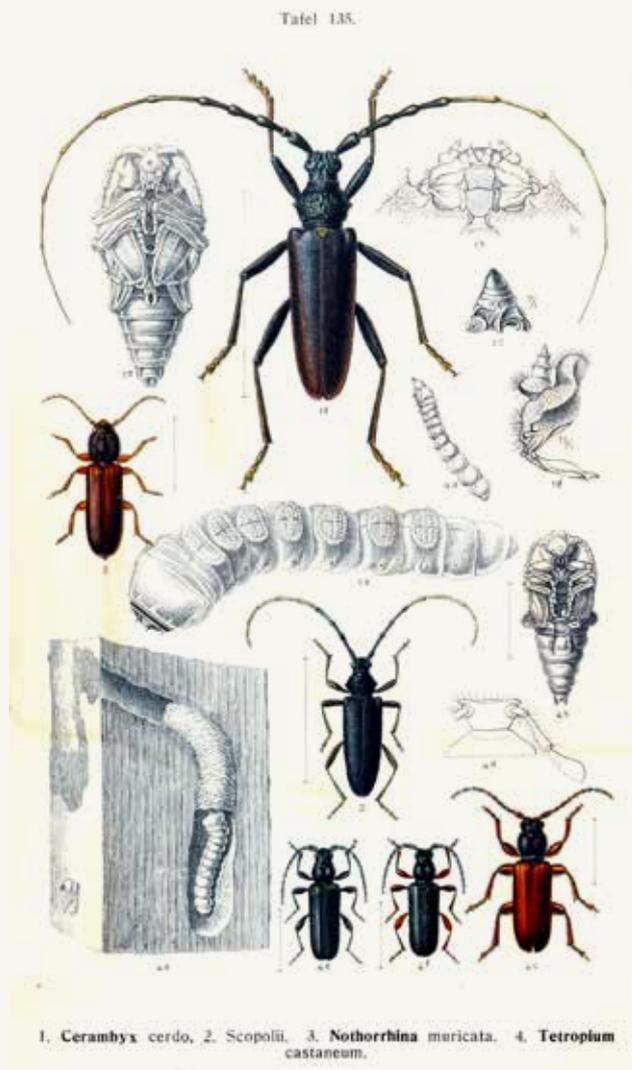


Abb. 15: Käfer und Larve des Heldbocks; Quelle: Reitter 1912

4.3.1 ALLGEMEINES

Der auch als **Heldbock** bezeichnete schwarz-braune Käfer wird in die Familie der Bockkäfer (*Cerambycidae*) eingeordnet (Deutsches Bundesamt für Naturschutz 2018a).

Der Eichenbock ist bis zu 55 mm lang und 10 bis 15 mm breit und gehört damit zu den größeren mitteleuropäischen Käfern. Ein auffälliges Merkmal ist der stark gerunzelte Halsschild sowie die **sehr langen Fühler**, welche bei den Männchen mit 100 mm deutlich mehr als körperlang und bei den Weibchen in etwa körperlang sind. Der weibliche Heldbock ist deutlich kleiner als der männliche (Kuratorium Wald

2014). Dieser Käfer besiedelt geschwächte, kränkelnde Eichen, wo das Weibchen nach der Paarung etwa 300 zwei bis fünf Millimeter große Eier in Spalten in der Borke ablegt. In **bereits abgestorbenen Eichen können die Käfer ihre Entwicklung nicht mehr starten**, wohl aber noch beenden, da der Heldbock für seine vollständige Entwicklung nährstoffreiche Flüssigkeiten in Bast und Splintholz benötigt. Die **gesamte Entwicklung** vom Ei über die Larve bis hin zur Verpuppung dauert etwa **3 bis 5 Jahre** und findet im Baum statt. Nur die erwachsenen Käfer verlassen zur Paarung die Baumhöhle. Im Spätsommer des letzten Entwicklungsjahres verpuppen sich die Larven. Dieses Puppenstadium dauert rund 4 bis 6 Wochen. Die Jungkäfer sind spätestens bis Oktober fertig entwickelt und überwintern dann im Baum in der sogenannten Puppenwiege. Zu Beginn der Flugzeit (Ende Mai, Anfang Juni) fressen sich die Käfer durch die dünne Rindenschicht nach draußen.

Die Lebensdauer der erwachsenen Tiere liegt im Durchschnitt unter 40 Tagen und erstreckt sich in der Regel auf einen Zeitraum von Mai bis August. In dieser Zeit ernähren sich die erwachsenen Tiere vom Baumsaft verletzter Eichen und von reifem Obst. Im Gegensatz zum weiblichen Hirschkäfer kann der Heldbock den Saftfluss nicht selbst auslösen. Man geht davon aus, dass Imagos den durch Larvenfraß verursachten Saftfluss aufnehmen (Ellmauer 2005b). Wenn ein Geschlechtspartner zur Verfügung steht, verlässt die Mehrheit der adulten Tiere ihren Brutbaum nicht (Nationalpark Donauauen 2011a). Sowohl die Geschlechterfindung als auch die Kopulation findet hier statt.

Vom Großen Eichenbock bewohnte Bäume werden auch von zahlreichen anderen Insektenarten genutzt. Mitunter schafft *Cerambyx cerdo* sogar erst die Voraussetzungen für deren Vorkommen (Kuratorium Wald 2014). Der Kurzflügler *Sependophilus binotus* lebt beispielsweise in den vom Eichenbock angelegten Fraßgängen (eine lange weitere Liste liefert Tippmann (1955) (Ellmauer 2005b). Der Eichenbock gilt somit als Schirmart für zahllose andere schützenswerte Altholzbewohner wie Eremit, Hirschkäfer und verschiedene Wildbienen und Grabwespen (Landschaftspflegeverband Bamberg, 2014).

Obwohl flugfähig, ist der Große Eichenbock ortstreu und zeichnet sich durch eine geringe Ausbreitungsfähigkeit bzw. -tendenz aus. Er hält lange an geeigneten Brutbäumen fest und besiedelt meist nur Bäume im direkten Umfeld des eigenen Brutbaumes (Müller-Kroehling et al. 2006, nach Brauns 1991). Theunert (2013) grenzt den Lebensraum einer Population des Großen Eichenbocks auf eine Entfernung von 1.000 m von einem Brutbaum ein.

Der Große Eichenbock ist aufgrund seiner charakteristischen, sehr großen Bohrlöcher sowie abgeflachten, daumenstarken Bohrgänge sehr gut nachweisbar, neue Bohrlöcher sind am frisch ausgenagten Rand erkennbar. Theunert (2013) empfiehlt, an den Eichen auch nach den Heldbock-Imagines und von ihnen stammenden Chitinteilen zu suchen. Die Flugzeit der **dämmerungs- und nachtaktiven Art** ist ab Anfang Mai bis Ende Juli (Müller-Kroehling et al. 2006). Als besonders effiziente Erfassungsmethoden für Bockkäfer (*Cerambycidae*) empfehlen Bußler et al. (2004) Handfang und Fensterfalle im Kronenraum.

4.3.2 SCHUTZSTATUS

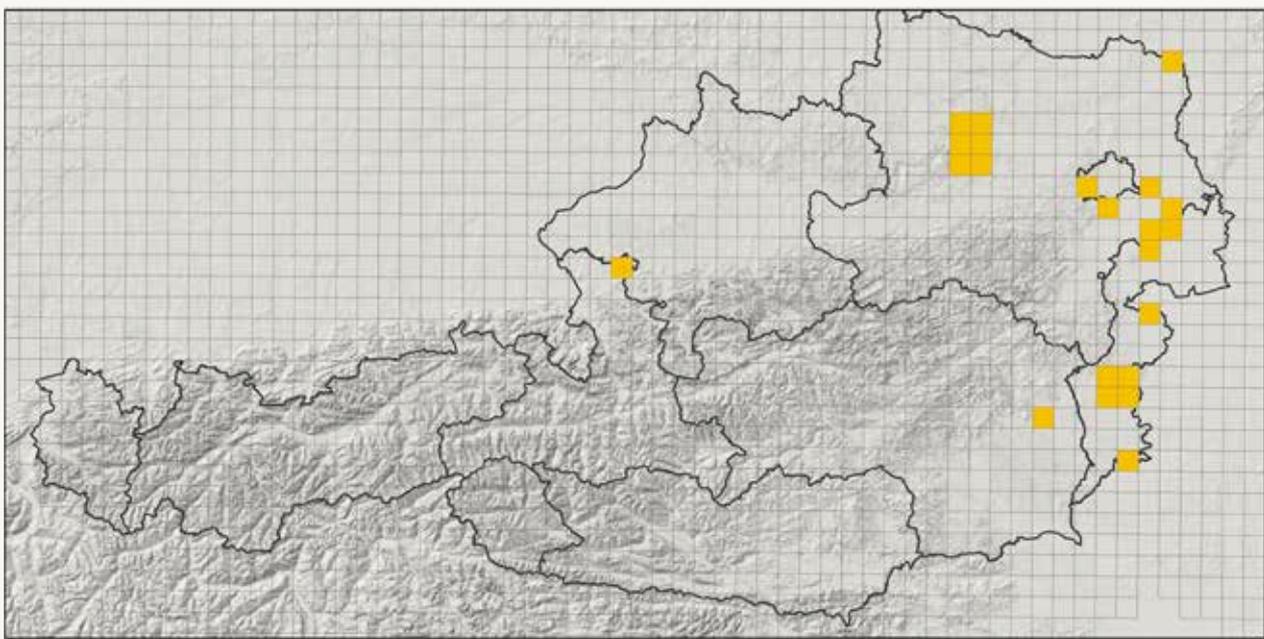
- In Österreich zählt *Cerambyx cerdo* zu den streng geschützten Arten und ist **stark vom Aussterben bedroht** (Nationalpark Donauauen 2011a). Eine Aktualisierung der Einstufung der Art in der nationalen Roten Liste wäre dennoch nötig, da er aktuell nur als „gefährdet“ eingestuft ist (1994).

- Die IUCN (2012) listet den Eichenbock als „gefährdet“.
- In der europaweit verankerten FFH-Richtlinie wird der Eichenbock in Anhang 2 (Anhang 2 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, 2016) und 4 (Anhang 4 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, 2016) geführt. Dementsprechend müssen für den Käfer Schutzgebiete im Natura 2000-Netz eingerichtet werden. Außerdem steht der Eichenbock somit unter dem besonderen Rechtsschutz der EU, da er als selten und schützenswert gilt. Da die Gefahr besteht, dass sein Vorkommen für immer verloren geht, dürfen seine „Lebensstätten“ nicht beschädigt oder zerstört werden. Dieser **Artenschutz** gilt nicht nur in dem Schutzgebietsnetz NATURA 2000, sondern in ganz Europa. Das bedeutet, dass dort strenge Vorgaben beachtet werden müssen, auch wenn es sich nicht um ein Schutzgebiet handelt.

4.3.3 VERBREITUNG

Der Große Eichenbock (Heldbock) gehört zu den **Frischholzbesiedlern** und gilt als waldökologisch besonders relevante Art (Schmidl & Bußler 2004). Er ist in fast ganz Europa, dem Mittelmeerraum und dem Kaukasus verbreitet, dabei im Süden relativ häufig, im nördlichen Teil seines Verbreitungsgebiets selten und stark zurückgehend, in Großbritannien ist er ausgestorben (Albert et al. 2012).

In Österreich liegen die Schwerpunktorkommen des Eichenbockkäfers in den Donau- und Marchauen, in der Wachau, im Wiener Becken und Wienerwald (Laxenburg, Lainzer Tiergarten), im Leithagebirge und im Mittelburgenländischen Bergland. Aktuelle Nachweise aus Österreich beschränken sich auf die Bundesländer Wien, Niederösterreich, Burgenland, Steiermark und Salzburg.



Datenquelle: EEA; Artikel 17-Daten, 2013

■ 1088 *Cerambyx cerdo* in Österreich

Abb. 16: Verbreitung des Heldbocks in Österreich

4.3.4 ANSPRÜCHE

Der Große Eichenbock bewohnt sehr alte Laubwälder, vor allem eichenreiche Wälder in wärmeren Lagen, sowie Parks mit Uraltbäumen und gilt insofern als Urwaldreliktart. Als Brutbaum bevorzugt er bei weitem (Stiel-)Eiche, deutlich seltener kommt er auch an Birke, Esche, Hainbuche, Esskastanie, Linde, Ruster, Schwarzpappel, Walnuss, Weide und Obstbäumen vor (Müller-Kroehling et al. 2006). Albert et al. (2012) zeigten, dass Larven des Großen Eichenbocks hauptsächlich auf sonnenexponierten Bereichen großer, frei stehender Eichen mit großen Stammdurchmessern auftreten, insbesondere an nach Westen oder Süden ausgerichteten Bereichen nahe dem Boden. Ideal sind lichtgestellte und/oder besonnte Bäume ohne höheren Unterwuchs auf wärmebegünstigten Standorten mit halb offenen Bereichen (Reiter 2018).

Nach Buse (2008) spielen vor allem die Parameter **Besonnung, Vorhandensein von Saftflüssen, Rindentiefe und Distanz zum nächsten besiedelten Baum** für das Vorkommen des Großen Eichenbocks eine Rolle. Buse (2008) konnte zudem zeigen, dass vom Großen Eichenbock besiedelte Eichen artenreicher sind als andere vergleichbare Bäume. Der Käfer fungiert damit wahrscheinlich als Ökosystementwickler („ecosystem-engineer“), indem er die physikalischen Eigenschaften der besiedelten Eichen verändert und diese damit für andere (oft stark bedrohte) xylobionte Arten nutzbar macht.

Die Umwandlung von Waldweiden, Nieder- und Mittelwäldern in Hochwälder mit geschlossenem Kronendach beeinflusst das Vorkommen des Großen Eichenbocks auf zwei Arten. Erstens wird die Habitatqualität durch die Beschattung der unteren Bereiche von geeigneten Bäumen verschlechtert, zweitens führt es zu einem allmählichen Verschwinden des Habitats, da frei stehende Eichen am ehesten die von dieser Art benötigten Stammdurchmesser erreichen. Frühere Untersuchungen zeigten, dass der Eichenbock so gut wie nie Bäume mit einem BHD unter 80 cm besiedelt (Albert et al. 2012). Buse (2008) ermittelte einen Mindestdurchmesser von 60 cm, ab dem sich die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Großen Eichenbocks signifikant erhöht.

4.3.5 SCHUTZMASSNAHMEN

Nach Müller-Kroehling et al. (2006) sind Schutzmaßnahmen für den Eichenbock besonders auf das Umfeld bestehender Vorkommen zu konzentrieren, dazu können gehören:

- Belassen von besonnten rückgängigen Eichen, Eichentotholz, besonnter Hochstubben, Stämmen mit Baumsaft
- Freihalten geeigneter Brutstämme von Beschattung

Nach Vodka et al. (2009) profitiert der Große Eichenbock von Außernutzungsstellungen kaum, da er vor allem besonntes Substrat benötigt. Buse (2008) nennt als mögliche Erhaltungsmaßnahmen

- die Freistellung einzelner Bäume oder Waldbereiche in unmittelbarer Nachbarschaft zu besiedelten Eichen
- die Sicherstellung einer ausreichenden Anzahl von Eichen in verschiedenen Altersklassen, um eine langfristige Populationsentwicklung zu gewährleisten
- die Anpflanzung von Solitäreichen
- ein enges räumliches Nebeneinander von geschlossenen Beständen und Solitärärbäumen, bspw. durch Beweidungskonzepte (halb offene Weidelandschaften)

Zu beachten ist, dass die Larvalentwicklung nur im lebenden Holz von physiologisch geschwächten Eichen und Edelkastanien ablaufen kann. Stirbt ein Baum, können sich Larven noch kurze Zeit entwickeln, solange das Holz nicht zu sehr ausgetrocknet ist. Adulte Tiere hingegen sind auf das Vorhandensein von Saftflüssen (an Eichen und Edelkastanien) angewiesen. (Reiter, 2018)

4.4 ALPENBOCK (ROSALIA ALPINA)



Abb. 17: Alpenbock © Karin Enzenhofer

4.4.1 ALLGEMEINES

Der Alpenbock ist ein 15 bis 40 mm langer Bockkäfer (*Cerambycidae*) mit einer markanten hellblauen Färbung und individuellen weiß umrandeten, schwarzen Punkten auf den Elytren. Die langen Antennen besitzen charakteristische schwarze Haarbüschel auf dem 3. bis 6. Glied. Die Unterscheidung der Geschlechter ist anhand der Länge der Antennen (Männchen haben deutlich längere Antennen) als auch an der Formgebung der Mandibeln möglich. (Berg et al. 2010)

Von Juni bis September legen die weiblichen Bockkäfer ihre Eier in Borkenrisse absterbender bzw. bereits toter – bevorzugt stehender – Buchen. Selten werden auch Berg-, Spitz- und Feldahorn, Bergulme und Linde als Brutbäume angenommen. Die Laubholzart dürfte jedoch von untergeordneter Wichtigkeit für den Alpenbock sein, gewisse Holzeigenschaften wie Exposition, Durchmesser und Länge sowie Temperatur und Feuchtigkeit sind vorrangige Kriterien (Paill et al. 2010).

Die nach wenigen Wochen geschlüpfte Larve frisst zunächst im Splintholz und dringt später bis zum Kernholz vor. Dadurch entstehen mehrere Zentimeter lange Fraßgänge im Holz. Die vollständige Entwicklung der Larven dauert 2–4 Jahre und findet durchgehend im Holz statt. Die Dauer der Entwicklung ist abhängig von den Umweltbedingungen und den oben genannten Holzeigenschaften; ideal ist trockenes, wenig verpilztes Holz, was durch den bevorzugt sonnigen Standort des Brutbaumes gewährleistet wird. Die Verpuppung erfolgt ebenfalls im Holz. Die adulten Tiere erscheinen von Juli bis August und leben etwa 3–6 Wochen. Der Käfer kommt durch ein bereits von der Larve vorgebohrtes und mit Holzspänen vorläufig verschlossenes Ausschlupfloch ins Freie (Berg et al. 2010). Sie ernähren sich von ausfließenden Baumsäften (selten von Blättern), wobei nicht geklärt ist ob die Käfer diese Nahrungsaufnahme zur Erlangung der Geschlechtsreife benötigen. (Deutsches Bundesamt für Naturschutz 2018b)

4.4.2 SCHUTZSTATUS

Der Alpenbock wird wie folgt eingestuft:

- Der Alpenbock wird auf der Roten Liste der IUCN (2012) als „gefährdet“ geführt.
- Die OECD hat in der Berner Konvention den Alpenbock für ganz Europa als geschützt erklärt.
- In der europaweit verankerten FFH –Richtlinie wird der Alpenbock in den Anhängen 2 (Anhang 2 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, 2016) und 4 (Anhang 4 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, 2016) geführt. Dementsprechend müssen für den Käfer Schutzgebiete im Natura 2000-Netz eingerichtet werden. Außerdem steht der Eichenbock somit unter dem besonderen Rechtsschutz der EU, da er als selten und schützenswert gilt. Da die Gefahr besteht, dass sein Vorkommen für immer verloren geht, dürfen seine „Lebensstätten“ nicht beschädigt oder zerstört werden. Dieser Artenschutz gilt nicht nur in dem Schutzgebietsnetz Natura 2000, sondern in ganz Europa. Das bedeutet, dass dort strenge Vorgaben beachtet werden müssen, auch wenn es sich nicht um ein Schutzgebiet handelt.

Laut dem österreichischen Aktionsplan ist der Alpenbock in Österreich ebenfalls als „gefährdet“ eingestuft, wobei Niederösterreich und vielleicht auch Kärnten die besten Bestände beherbergen dürften. Eine aktuelle, gesamtösterreichische Einstufung der Gefährdung ist notwendig, doch dürfte die Einstufung aus dem Jahr 1994, ungeachtet der teils höheren Einstufung in den einzelnen Bundesländern, noch weitgehend zutreffen. (Berg et al. 2010)

4.4.3 VERBREITUNG

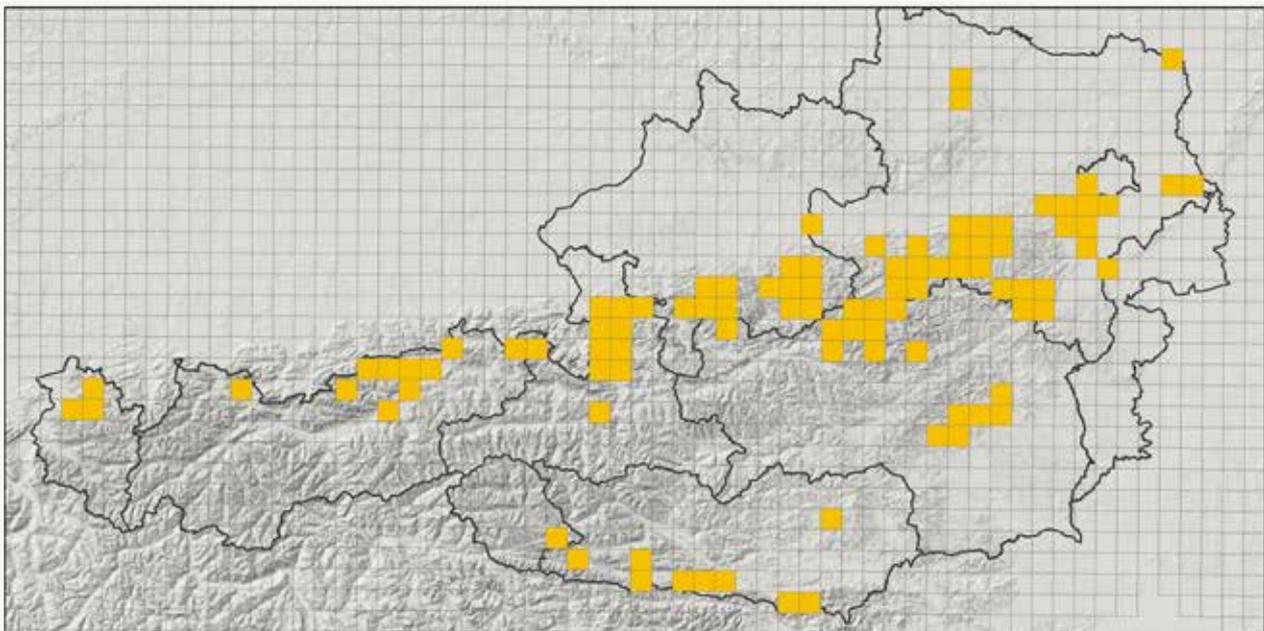
Das Verbreitungsgebiet des Alpenbocks reicht von Spanien über Mitteleuropa bis nach Syrien, zum Kaukasus, dem südlichen Ural und nach Weißrussland. In Europa kommt er vor allem in den Gebirgen der

Pyrenäen, des ganzen Alpenraums, des Apennins, der Karpaten und des Balkans vor. Jedoch kann der Käfer gelegentlich auch in Tieflagen beobachtet werden. Die heutige nördliche Begrenzung der europäischen Verbreitung verläuft durch Frankreich, Süddeutschland, Österreich, die Tschechische Republik und Polen. (Duelli, P & Wermelinger 2010)

Im mitteleuropäischen Raum bewohnt der Alpenbock **montane bis subalpine Buchenwälder** (bevorzugt). Seinen Lebensraum bildet **dabei anbrüchiges (außen hartes und innen faules) Holz in gut belichteten Buchenhangwäldern**. Meistens wurde der Alpenbock bisher an wärmebegünstigten Standorten aufgefunden. (Deutsches Bundesamt für Naturschutz 2018b)

Im Lainzer Tiergarten (Wienerwald) konnten Brutten in Hölzern mit einem Durchmesser von 11 bis 130 cm beobachtet werden. Bei der Höhe der Brutkammern ist der Alpenbock weit wählerischer, hier gab es im Lainzer Tiergarten nur Fundstellen über zwei Meter über dem Boden. Damit wurde bei dieser Studie die Annahme bestätigt, dass nach der Ernte verbleibende Schlagstämme nicht für die Eiablage genutzt werden. (Paill et al. 2010)

Der Alpenbock gilt laut Paill et al. (2010) unter den Holzkäfern als eine **Leitart für die alten und meist locker bestockten karbonatischen Bergmischwälder** im Bereich zwischen 500 und 1.000 Meter, an Südhängen bis etwa 1.500 Meter Seehöhe. Aufgrund von Studien am Alpenbockvorkommen in Lainzer Tiergarten konnte jedoch gezeigt werden, dass der Käfer auch an Orten mit abweichender Bodenbeschaffenheit dauerhaft beheimatet sein kann.



Datenquelle: EEA; Artikel 17-Daten, 2013

1087 Rosalia alpina in Österreich

Abb. 18: Verbreitung des Alpenbocks in Österreich

4.4.4 ANSPRÜCHE

Wie bei jeder Art kann man aufgrund der spezifischen Lebensweise auf die jeweiligen Ansprüche der Art schließen. In sonnenexponierten Buchen- und Bergmischwäldern der kollinen und submontanen Stufe sind Alpenböcke anzutreffen. Als heliophile Art ist ein rasches Zuwachsen von Wäldern problematisch. Werden mögliche Brutbäume beschattet, so verlieren sie ihre Eignung.

Weder nach der Ernte belassene Stöcke kann der Alpenbock nutzen noch Astwerk und sonstige Kleinholzreste, wie sie auf Kahlschlägen meist zurückgelassen werden (Paill et al. 2010). Die Larve entwickelt sich oft in abgestorbenen stärkeren Ästen stehender Bäume, im Oberflächenholz von Baumhöhlen und in verletzten Teilen lebender Bäume, wo die Rinde fehlt. Liegendes Totholz wird weniger oft bewohnt.

Bezüglich der Mobilität – ein wichtiger Parameter für Schutzmaßnahmen – sind derzeit noch Fragen offen, Drag et al. (2010) gehen von Streckenflügen bis zu 1,5 Kilometer aus.

4.4.5 SCHUTZMASSNAHMEN

Im Aktionsplan Alpenbock (Berg et al. 2010) sind etliche Maßnahmen empfohlen: Als wirksamste Maßnahme zum Schutz des Alpenbocks und vieler anderer xylobionten Lebewesen gilt die Außernutzungsstellung von Waldflächen.

Im Wirtschaftswald sollten forstlich minderwertige Stämme mit Rindenschäden und Rissen (bevorzugt am Waldesrand) stehen gelassen werden, um ein Verbundsystem zwischen den einzelnen Populationen des Alpenbocks zu schaffen. Wichtig dabei ist, dass diese Biotopbäume ein entsprechendes Dickenwachstum aufweisen und möglichst sonnenexponiert stehen.

Schirmhieb, Femelhieb oder Plenterung kommen dem Alpenbock mehr entgegen als die großräumige, flächige Nutzung eines Waldes. Der Bestand wird durch die Einzelstammentnahme lichter, es gelangt mehr Sonne in den Wald und damit bleibt der Lebensraum der Käfer erhalten.

Buchenwälder mit hohem Kronenschlussgrad können vom Alpenbock nicht besiedelt werden. Daher kann es nötig sein, eine Auflichtung von Teilen der bislang geschlossenen Waldflächen vorzunehmen. (Bußler et al. 2000)

Klafterholz stellt oft eine sogenannte Eiablagefalle dar, da es in aller Regel verbrannt wird, bevor sich die Larven darin zu Käfern entwickeln können. Um sie daran zu hindern, in Holzstößen ihre Eier abzulegen, rät es sich:

- für raschen Abtransport (spätestens im Mai) des Klafterholzes zu sorgen
- das Klafterholz möglichst schattig zu lagern bzw.
- gezielt Holzstöße anzulegen: 3–4 Meter hohe Buchenstämme mit einem Mindestdurchmesser von 25 cm können neben Holzlagerstätten aufgestellt werden, damit die Weibchen des Alpenbocks zumindest einige ihrer Eier darin ablegen. Diese Buchenstämme sollten in der Regel an Ort und Stelle belassen werden, können aber auch für Wiederansiedelungen in anderen Gebieten Verwendung finden.

Sonnenexponiert stehende ausgewählte (abgestorbene) Bäume können in etwa 2 m Höhe gekappt werden, um sie für den Alpenbock attraktiv zu machen und gleichzeitig der Wegesicherung Rechnung zu tragen.

Einzelne große Bäume sollen vor allem an südwärts gerichteten Waldsäumen freigestellt werden.

Auch mit der Erhaltung von solitär stehenden Buchen („Weidebuchen“) kann dem Alpenbock geholfen werden.

4.5 DREIZEHENSPECHT (*PICOIDES TRIDACTYLUS*)

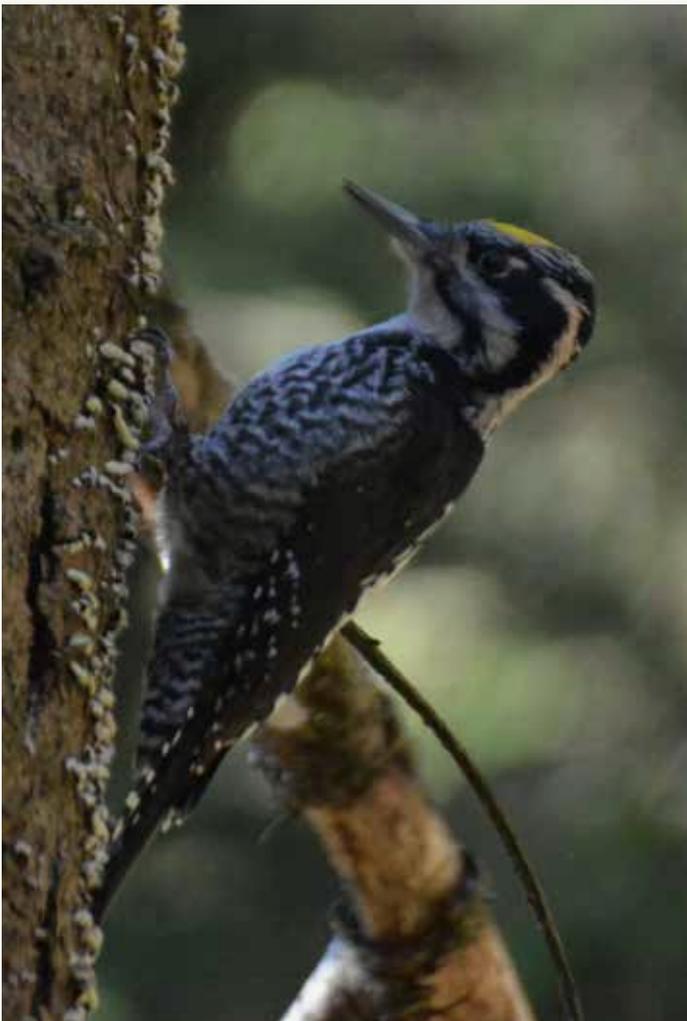


Abb. 19: Dreizehenspecht © Sgbeer

4.5.1 ALLGEMEINES

Er ist ungefähr amselgroß und zeichnet sich durch ein **schwarz-weiß gemustertes Gefieder** und einheitlich dunkel gefärbte Flügel aus. Die **Kopfplatte der Männchen erstrahlt leuchtend gelb**, während das **Weibchen einen silbergrauen Scheitel** aufweist.

Die namensgebende Besonderheit dieses Vogels ist die ungewöhnliche Anzahl von nur **drei Zehen**, wobei zwei nach vorne gerichtet sind und eine nach hinten zeigt. (Naturpark Tiroler Lech 2018)

Jedes Jahr wird so gut wie ausnahmslos eine neue Bruthöhle gezimmert. Zu Brutbeginn – meist Mitte Mai – legt das Weibchen 3–5 Eier. Die lange Wintersaison im Bergland ist der Grund für diesen doch recht späten Zeitpunkt. Die Brutdauer beträgt ca. 11, die Nestlingszeit 22–24 Tage. Auffällig ist beim Dreizehenspecht, dass die ausgeflogenen Jungvögel noch bis zu 4 Wochen von den Altvögeln gefüttert werden. (Spechte.net 2018)

Der Dreizehenspecht ist ein **Hackspecht**. Das bedeutet, dass er besonders die oberflächennahen Baum-schichten durch Abschuppen von Rindenstückchen oder Abstemmen ganzer Rindenteile bearbeitet. Klauben und Stochern sind hauptsächlich im Frühjahr und Sommer, wenn auch Oberflächen bewohnende Insekten erbeutet werden können, von Bedeutung. (Ellmayer 2005a)

Erbeutet werden vorwiegend unter der Rinde lebende Käferlarven und -puppen, Borken *Scolytidae*- und Bockkäfer *Cerambycidae* sind dabei von besonderer Bedeutung, daneben spielen auch Pracht-, *Buprestidae*- und Rüsselkäfer *Curculionidae* eine gewisse Rolle (Glutz Von Blotzheim & Bauer 1994). Eindeutige Spuren von ihm sind Löcherreihen an der Rinde: Er „ringelt“ bevorzugt Fichtenstämme, um an den Baumsaft zu gelangen. (Naturpark Tiroler Lech 2018)

4.5.2 SCHUTZSTATUS

- Weltweit gilt der Dreizehenspecht als ungefährdet.
- In der europaweit verankerten Vogelschutzrichtlinie wird die Art in Anhang 1 geführt.
- In Österreich wird der Vogel in der Roten Liste als ungefährdet eingestuft.
- Die Berner Konvention führt den Dreizehenspecht in Anhang II.

4.5.3 VERBREITUNG

Der Dreizehenspecht ist in Österreich in geeigneten Lebensräumen ein weit verbreiteter Brutvogel (Ellmayer 2005b).

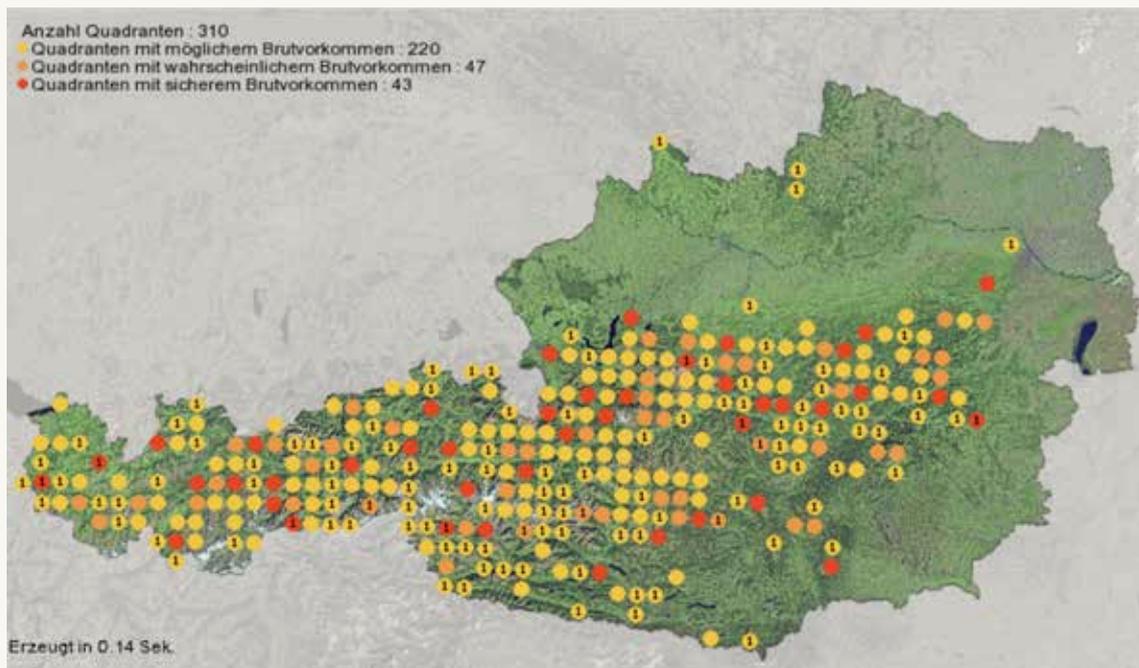


Abb. 20: Verbreitung des Dreizehenspechtes in Österreich (2003 - 2018); Quelle: BirdLife Österreich/www.ornitho.at

4.5.4 ANSPRÜCHE

Das Vorkommen korreliert mit dem Anteil von über hundertjährigen Wäldern, dem Anteil dicker Bäume und dem Totholzangebot. In einer Untersuchung im Kanton Schwyz sind die Nahrungsbäume zu etwa 97 % Fichten, davon 90 % sterbend oder bereits abgestorben, mit einem mittleren Durchmesser von rund 40 cm (Bütler & Wermelinger 2014). In dieser Studie wurde der quantitative Totholzbedarf untersucht: Bei mindestens 14 Dürrständern von über 21 cm BHD pro Hektar ist es zu 90 % wahrscheinlich, dass der Dreizehenspecht genügend Nahrung findet. Das entspricht einem Anteil von ca. 5 % Dürrständern (oder einer Grundfläche von > 1,6 m² Dürrständern pro Hektar oder einem Volumen von > 18 m³ pro Hektar). Das gesamte Totholzvolumen von stehenden und liegenden Bäumen sollte sich auf mindestens 33 m³ pro Hektar belaufen. (Bütler & Wermelinger 2014)

Als Lebensraum bevorzugt der Dreizehenspecht **subalpine Nadel- und Mischwälder** mit alten Bäumen und viel stehendem Totholz. Als Spezialist für Borkenkäferlarven leistet er einen wichtigen Beitrag zur Eindämmung von Insektengradationen. Allerdings müssen stets viele absterbende, kranke und tote Fichten vorhanden sein, damit der Dreizehenspecht in einem Gebiet genügend Nahrung vorfindet. Nur

dann kann er seine Rolle als Nützlichling auch während einer Massenvermehrung von Insekten übernehmen. (Miranda B & Bürgi M. 2005)

Er weist eine sehr enge Bindung an die Fichte auf. Am häufigsten kommt er in den Alpen in totholzreichen, lückigen oder aufgelockerten subalpinen Fichtenwäldern, in Mischbeständen mit Kiefern sowie in von der Fichte dominierten Tannenwäldern vor, die Art besiedelt jedoch genauso monotone und geschlossene (Fichten-)Wirtschaftswälder. Zudem ist er in ehemaligen Fichten-Tannen- oder Fichten-Tannen-Buchen-Arealen beheimatet, da er durch Förderung der Fichte entstandene Forste in tieferen Lagen bis ca. 650 m Seehöhe besiedelt. Bestände außerhalb des ursprünglichen Fichtenareals werden nicht besiedelt. (Ellmauer 2005a)

Wichtig für Dreizehenspecht-Biotop ist immer ein hoher Waldanteil mit Fichten und Kiefern als dominierende Baumarten, eine **größere Zahl an Stämmen mit 20–50 cm Durchmesser** sowie eine hohe Dichte an abgestorbenen Bäumen oder Baumstrünken (Ellmauer 2005a). Positiv wirken sich besonders aus (Naturpark Tiroler Lech 2018):

- Fichten- und Fichtenmischwälder mit überdurchschnittlichen Mengen an stehendem Totholz (BHD > 20 cm) und
- ein mittlerer Bestockungsgrad (40–70 %) und Waldweiden beeinflussen das Vorkommen positiv, Neigungen über 30° und Fließgewässer werden tendenziell gemieden.

Der Dreizehenspecht ist in den Nord-, Zentral- und Südalpen ein verbreiteter, jedoch in geringer Dichte vorkommender Brutvogel in montanen und subalpinen Fichtenwäldern sowie in von Fichten dominierten Beständen; Brutnachweise liegen aus Höhen zwischen 650 und 1.850 m Seehöhe vor, der Schwerpunkt liegt zwischen 1.000 und 1.700 m Seehöhe (Dvorak et al. 1993). In Österreich gibt es ca. 6.000–9.000 Brutpaare (BirdLife Österreich, unpubl.).

4.5.5 SCHUTZMASSNAHMEN

Die Wälder, in denen der Dreizehenspecht in Österreich vorkommt, sollten in einem naturnahen Zustand verbleiben und die Bewirtschaftungsweise nicht intensiviert werden. Folgende Aktivitäten können zu seiner Verbreitung beitragen:

- Einrichtung und Förderung von Naturwaldreservaten
- Verlängerung der Umtriebszeiten (insbesondere in Fichtenwäldern, aber auch in fichtenreichen Bergmischwäldern)
- zumindest lokales Belassen von liegendem und stehendem Totholz unterschiedlicher Dimension

4.6 WEISSRÜCKENSPECHT (DENDROCOPOS LEUCOTOS)



Abb. 21: Weißrückenspecht © Sgbeer

4.6.1 ALLGEMEINES

Der Weißrückenspecht ist mit einer Körperlänge von **25–28 cm** der größte Spechtvogel innerhalb der Gattung der Buntspechte. Der oberen Rücken dieses Vogels ist **komplett schwarz** gefärbt, der **Untersteiß ist hellrot**. Im Gegensatz dazu ist der namensgebende **untere Teil des Rückens rein weiß bis weiß-grau**. Die Flügel sind schwarz-weiß gebändert, Brust und Bauch tragen dunkle Längsstreifen. Nur der männliche Weißrückenspecht hat einen rot gefärbten Scheitel, bei Weibchen ist dieser schwarz. (LBV 2018) Der weibliche Weißrückenspecht legt meist im April drei bis fünf Eier in die Nisthöhle. Beide Elternteile der Art beteiligen sich an der Brut. Nach einer Brutdauer von durchschnittlich 14 Tagen brauchen die Jungvögel etwa 25–28 Tage, bis sie flügge werden. (Ellmayer 2005a)

Wie für Spechte üblich ernährt sich auch der Weißrückenspecht hauptsächlich von Insekten und deren Larven, welche er aus der **Rinde von toten oder geschädigten Bäumen, bevorzugt Buchen, hackt**. Die Hauptbeute stellen dabei xylobionte Käfer dar, vor allem Bockkäfer (ÖBf 2008). Falls notwendig oder verfügbar, wird der Speiseplan durch pflanzliche Kost, wie etwa Vogelkirschen, Schlehen und Haselnüsse, ergänzt. Während andere Spechtarten stehende Bäume zur Nahrungssuche bevorzugen, sucht der Weißrückenspecht auch gezielt liegende Bäume auf. (LBV 2018)

Der Weißrückenspecht – er ist bekannt für seine versteckte Lebensweise – zimmert seine Bruthöhle und Schlafhöhlen vornehmlich in **weichere, geschädigte oder ältere Bäume und fast ausschließlich in schwaches, morsches oder krankes Holz von Laubbäumen**. Er übernachtet und brütet in selbst gezimmerten Schlafhöhlen. (Bühler 2009) Ein Baumstamm muss einen Durchmesser von mindestens 20 cm aufweisen, damit der Specht eine Bruthöhle anlegen kann (Nationalpark Gesäuse 2018).

4.6.2 SCHUTZSTATUS

Der Weißrückenspecht ist der seltenste Specht Österreichs. Wegen der strikten Bindung an starkes Totholz beschränkt sich sein Vorkommen auf naturnahe Wälder. Er ist somit **eine ausgeprägte Indikatorart für Urwälder**. (Nationalpark Kalkalpen 2018)

- Die IUCN (2012) listet den Vogel aufgrund der stabilen Populationen Asiens als „nicht gefährdet“.
- In Österreich wird der Weißrückenspecht als „gefährdet“ eingestuft.
- In der europaweit verankerten Vogelschutzrichtlinie wird der Vogel in Anhang 1 geführt.

4.6.3 VERBREITUNG

Sein Verbreitungsgebiet reicht vom Norden Skandinaviens bis nach Polen und Kamtschatka. Europaweit betrachtet brüten isolierte Populationen in den Pyrenäen, im Apennin, auf der Balkanhalbinsel südwärts bis zum Peloponnes, in den Ostalpen, in den Karpaten, im Taurus und in Westkukasien (Winkler et al. 1995). Der Gesamtbestand wird auf 34.000–150.000 Brutpaare geschätzt (Birdlife International/European Bird Census Council 2000).

Der Weißrückenspecht kommt in Höhen bis 1.500 Meter vor, es gibt jedoch auch Beobachtungen von brütenden Weißrückenspechten auf 1.800 Höhenmetern. Üblicherweise ist der Vogel jedoch in einer Höhenlage von 600–900 m anzutreffen. (Nationalpark Gesäuse 2018) Die Verschiebung der Lebensräume des Weißrückenspechtes in höhere Lagen ist vermutlich damit zu begründen, dass dort noch unberührte Altholzbestände existieren. (Europäische Spechte 2018b)

In ganz Österreich gibt es etwa 2.000 bis 3.000 Weißrückenspecht-Brutpaare. (BirdLife Österreich, unpubl.) Der wohl dichteste Bestand in Österreich konnte im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet mit durchschnittlich 1,38 und maximal 3,27 Revieren/100 ha gefunden werden (Frank & Hochebner 2000, Frank 2002)

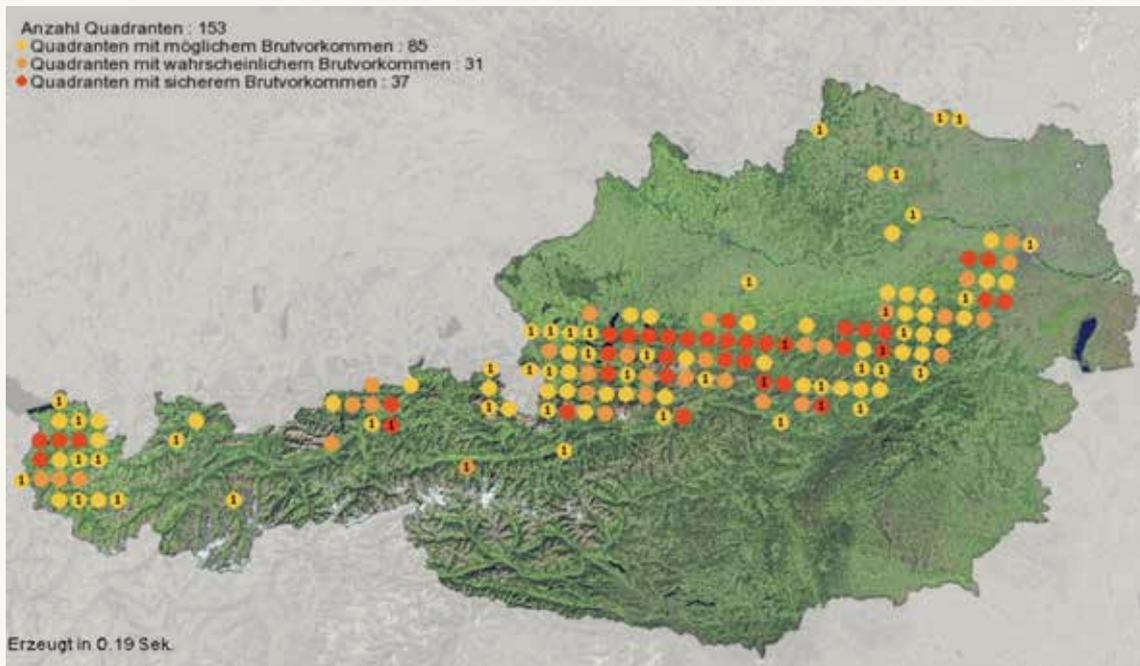


Abb. 22: Österreichische Verbreitung des Weißrückenspechtes (2003–2018; Quelle: BirdLife Österreich/www.ornitho.at)

4.6.4 ANSPRÜCHE

Der Weißrückenspecht ist stark biotopgebunden. Er ist ein Standvogel und zieht maximal entlang des Waldgürtels, er bleibt seinem Habitat somit grundsätzlich treu.

Idealen Lebensraum bieten **Laub- und Laubmischwälder hohem Anteil an liegendem und stehendem Alt- und Totholz**. Als idealer Mindestwert, um das Vorkommen des Weißrückenspechtes zu sichern, wird ein Wert von 50 Festmeter Totholz pro Hektar angegeben (Moning 2009). Ein Brutpaar benötigt eine Fläche von etwa 100 bis 250 Hektar zum Leben und zur Reproduktion. Ideale Bedingungen werden durch aufgelockerte Altholzbestände von Mischwäldern, z. B. an Süd- und Steilhängen, Schluchten oder in Bann- und Schutzwäldern geschaffen. (ÖBf 2008)

In Österreich findet der Weißrückenspecht in den Tannen-Fichten-Buchen-Wäldern der Kalkalpen einen guten Lebensraum. Die weitgehende Bindung der Art an die **Buche** zeigt sich darin, dass die Habitateignung bei einem Anteil von 50 % Buche im Umkreis von 250 m stark zunimmt (Naturpark Karwendel 2013). Unabhängig davon, ob es sich um einen Nadel- oder Laubwald handelt, haben die Habitate des gesamten Verbreitungsgebiets einen naturnahen Waldaufbau gemeinsam. Ein hoher Altholzanteil und viele tote, modernde und im Sterben befindliche Stämme sind von Bedeutung. (Glutz Von Blotzheim & Bauer 1994)

4.6.5 SCHUTZMASSNAHMEN

Eine allgemeine Verbesserung der Lebensgrundlage des Weißrückenspechtes kann mit folgenden Maßnahmen erreicht werden (Naturpark Karwendel 2013):

- Erhalt und Entwicklung von totholzreichen Altholzbeständen insbesondere in tieferen Lagen
- Erhalt und Entwicklung von totholzreichen Laubholzbeständen besonders in steilen Lagen
- Vermeidung jeglicher Störungen in Bruthabitaten
- Erhalt und Förderung der natürlichen Waldgesellschaft mit einem möglichst hohen Anteil an Mischbaumarten durch kleinflächige Nutzungen bzw. ungleichmäßige Schirmschlägen in mehreren Schritten
- Stehendes Totholz (> 30 cm BHD) belassen
- Bäume mit Spechthöhlen möglichst belassen bzw. im Bereich von Wegtrassen nur außerhalb der Brutzeiten schlägern
- Keine Verkürzung der Umtriebszeiten
- Prüfung eines Nutzungsverzichts der Waldflächen (beispielsweise Naturwaldreservate) auf Basis der Lebensraumeignung
- Trotz der großen Reviere vom Weißrückenspecht ist die Errichtung von Trittsteinbiotopen zur Lebensraumvernetzung ein wichtiger Schritt zur Erhaltung der Spezies, da Neubesiedelungen und Genfluss ermöglicht werden können. (Nationalpark Gesäuse 2018)

4.7 HALSBANDSCHNÄPPER (FICEDULA ALBICOLLIS)



Abb. 23: Halsbandschnäpper © Andrej Chudy

4.7.1 ALLGEMEINES

Der 12–13 cm lange und 9–19 Gramm schwere Vogel gehört zur Ordnung der *Passeriformes* (Sperlingsvögel) und in die Familie der Fliegenschnäpper (Schweizerische Vogelwarte Sempach 2018a). Das Halsbandschnäpper Männchen ist schwarz-weiß gezeichnet und kann nur mit dem Trauerschnäpper verwechselt werden. Namensgebend ist das breite, weiße Halsband. Charakteristisch ist, dass die Vögel zumeist unbeweglich auf einem Zweig sitzen und von diesem Ansitz aus **kurze Stoßflüge** machen, um Insekten zu fangen. (Ellmayer 2005a).

Der Halsbandschnäpper ist ein **sekundärer Höhlenbrüter**, der sowohl natürlich entstandene als auch von Spechten angelegte Höhlen zur Brut nutzt. Eine Präferenz für eine dieser beiden Varianten konnte bisher noch nicht eindeutig beobachtet werden. Die Herkunft der Bruthöhle dürfte sehr stark von der Spechtdichte und dem Tothholzangebot abhängen. Darüber hinaus kehrt der Halsbandschnäpper eher spät im Jahr in sein Überwinterungsgebiet zurück, viele geeignete Brutplätze sind zu dieser Zeit schon von anderen Vogelarten besetzt und der Halsbandschnäpper muss sich mit den verbleibenden Höhlen zufriedengeben. Das Brut- und Jagdrevier des Halsbandschnäppers fallen (beispielsweise im Gegensatz zu Greifvögeln) auf dasselbe Gebiet. Es konnte beobachtet werden, dass Vögel ihrem Revier ein ganzes Leben lang treu bleiben (NABU Schorndorf und Umgebung 2003), auch wenn nur ein kleiner Anteil der Vögel das Nest des Vorjahres wieder benützt (Pärt & Gustaffson 1989). Je nach Alter des Männchens leben diese monogam oder polygyn. Das Weibchen legt in der Regel einmal im Jahr – zwischen April und Juni – vier bis sieben Eier. Die Brutdauer beträgt etwa 12–15 Tage, nach weiteren 15 bis 18 Tagen Nestlingszeit werden die Jungvögel flügge (Gerber 2018).

Halsbandschnäpper **bevorzugen hoch am Stamm gelegene Höhlen**, im Mittel auf ca. 12 Meter Höhe (unter 8 Metern werden die Bruthöhlen häufig ausgeraubt). Zusätzlich werden Höhlen in abgestorbenen Bäumen deutlich bevorzugt. Auch morsche Äste oder zumindest kränkliche oder sehr kranke Bäume werden gern genutzt. (Ellmayer, 2005a)

Die Nahrung des Halsbandschnäppers besteht aus Insekten und Spinnen, wobei die Zusammensetzung stark vom Angebot abhängig ist. Hauptsächlich werden optisch auffällige und aktive Formen – durch **Flugjagden ausgehend von Ansitzwarten** – erbeutet. Vorwiegend ernährt sich der Vogel von Zweiflüglern, Schmetterlingen und Käfern. Die Nestlinge werden vorwiegend mit Larven und Raupen von Insekten gefüttert. (NABU Schorndorf und Umgebung 2003).

4.7.2 SCHUTZSTATUS

- Die IUCN (2012) listet den Vogel als „nicht gefährdet“.
- In Österreich wird der Halsbandschnäpper als „potenziell gefährdet“ eingestuft.
- In der europaweit verankerten Vogelschutzrichtlinie wird der Vogel in Anhang 1 geführt.

4.7.3 VERBREITUNG

Der Halsbandschnäpper ist ein „Trans-Sahara-Zieher“, sein Überwinterungsgebiet liegt wahrscheinlich südlich des Äquators. Das Sommerquartier des Vogels beschränkt sich auf Europa, hier **brüdet er zwischen April und August** vorwiegend in **Höhenlagen unterhalb 400 m Seehöhe**, selten auch bis 600 Metern (Ellmauer 2005a).

Schwerpunktlebensräume des Halsbandschnäppers in Mitteleuropa sind **ältere Laubmischwälder mit dominierender Eiche oder Buche, Eichen-Hainbuchen-Wälder, Auenwälder und reine Buchen- oder Eichenwälder**. Nur in Bereichen mit sehr guten Beständen brüten – aufgrund der intraspezifischen Konkurrenz – vereinzelt Paare auch in suboptimalen Biotopen, wie Kiefernwäldern oder Mischwäldern. Es werden sowohl totholzreiche, **mehrstufig strukturierte als auch monotone Hallenwälder besiedelt**. Besiedelungen von parkartigen Baumbeständen, Obstgärten und vor allem Streuobstwiesen kommen unter klimatisch begünstigten Bedingungen und durch menschliches Zutun auch vor. Streuobstwiesen sind keineswegs ursprüngliche Lebensräume des Halsbandschnäppers, sondern wurden erst durch künstliche Nisthilfen für den Vogel zugänglich gemacht (NABU Schorndorf und Umgebung 2003). In Mitteleuropa brüdet der Halsbandschnäpper ausschließlich **in den Niederungen und im Hügelland** (Ellmauer 2005a).

In Österreich leben etwa 15.000 bis 25.000 Brutpaare. Der gesamteuropäische, und damit der globale Bestand, liegt bei etwa 350.000–820.000 Brutpaaren (Ellmauer 2005a).

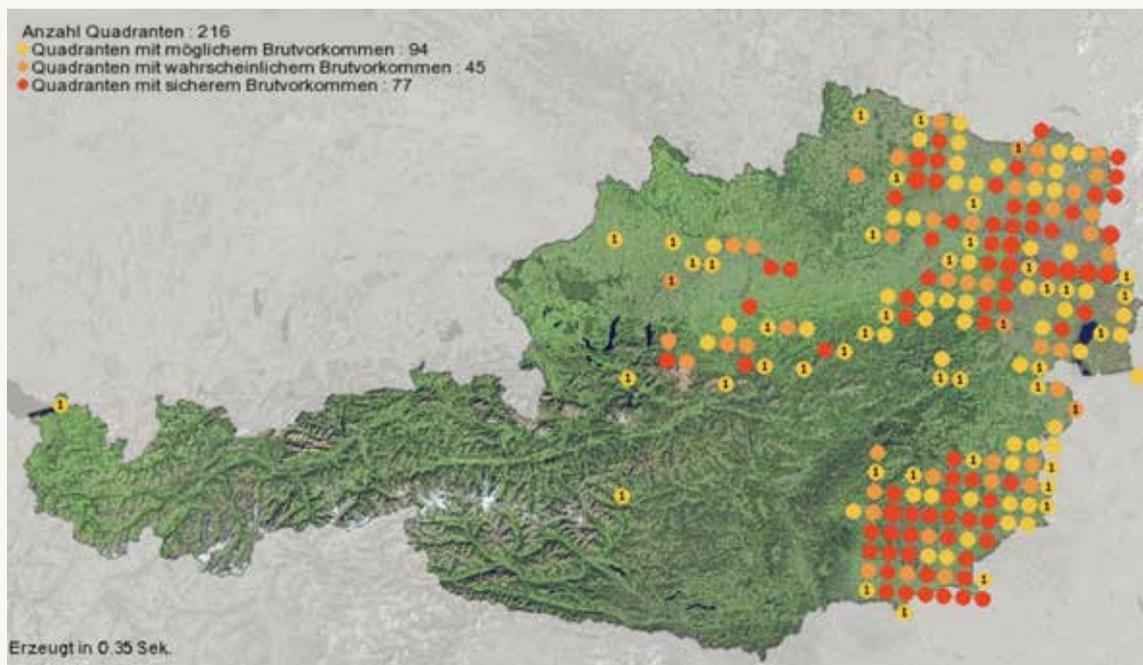


Abb. 24: Österreichische Verbreitung des Halsbandschnäppers (2003–2018; Quelle: BirdLife Österreich/www.ornitho.at)

4.7.4 ANSPRÜCHE

Der Halsbandschnäpper bewohnt alte strukturreiche Laubbaumbestände mit einem hohen Totholzanteil (0,5–3 Brutpaare pro 10 Hektar) (LWF 2014). Wie zahlreiche Untersuchungen gezeigt haben, stellt er keine Indikatorart stark aufgelichteter Wälder dar und ist bezüglich des Kronenschlusses sehr flexibel (Müller 2005b, nach Sachslehner 1995).

Als Weitstreckenzieher und Spätheimkehrer findet er in starken Totästen noch unbesetzte Höhlen, die ihm ausreichend Nistmöglichkeiten bieten (Müller 2005b). Tote Zweige oder Äste nutzt er als Singwarte oder zur Nahrungssuche, liegendes Totholz dient ihm als Warte für die Bodenjagd und als Nahrungsquelle. (Sauberer et al. 2007, Sachslehner 1995).

Ausschlaggebend für die Besiedelung eines Habitats sind in erster Linie das **Höhlenangebot** und – insbesondere in fortwirtschaftlich genutzten Wäldern – das **Totholzangebot**. Nach Müller (2005b) sind für den Halsbandschnäpper auch Kronentotholz (in Alteichen) und vermutlich freier Waldboden von Bedeutung. Als limitierender Faktor für sein Vorkommen wird das Höhlenangebot angesehen, da Halsbandschnäpper für ihre Brut nur Höhlen nutzen. Totholz schafft im Zusammenhang mit den lichten Hallenwäldern und den Streuobstwiesen nicht nur ein erhöhtes Höhlenangebot, **tote Zweige und Äste unter den Baumkronen** dienen dem Vogel **außerdem als Singwarte und zur Nahrungssuche** (Randler 2001). Die Lücken in und unter den Kronen bieten eine ideale Möglichkeit für die Wartejagd und verhelfen dem Singvogel zur Sicht- und Hörbarkeit. (Ellmauer 2005a)

4.7.5 SCHUTZMASSNAHMEN

Er zählt neben dem Mittelspecht zu den Zielarten des Vogelschutzes in Eichenwäldern (Müller 2005b). Der **Erhalt durch Laubbäume dominierter, strukturreicher Wälder, insbesondere der Alters- und Zerfallsphase**, stellt die wichtigste Erhaltungsmaßnahme für den Halsbandschnäpper dar. Dabei sind insbesondere ein **hoher Totholzanteil** und der Erhalt von **Höhlenbäumen** von Bedeutung. Als Richtwert werden mehr als 8 Kleinhöhlen bzw. mehr als 5,6 Kleinhöhlenbäume pro Hektar angesehen (LWF 2014). In höhlenarmen Beständen kann der Halsbandschnäpper temporär auch durch Nistkästen unterstützt werden (Müller-Kroehling et al. 2006).

5. SCHLUSSFOLGERUNGEN

FUNKTIONELLE ALT- UND TOTHOLZVERBUNDSYSTEME – EIN UMSETZUNGSKONZEPT ZUM SCHUTZ UND ZUR FÖDERUNG VON WALD- SCHLÜSSELARTEN

Auf Basis der in dieser vorliegenden Studie zusammengefassten, zahlreichen Literatur lassen sich die wichtigsten Elemente bzw. Anforderungen eines Umsetzungskonzeptes zur Erhaltung und Förderung der Waldbiodiversität wie folgt ableiten.

TOTHOLZVORRAT

Anstelle eines niedrigen, gleichzeitig jedoch flächendeckenden und gleichmäßigen Totholzvorrats ist eine mosaikartige Verteilung (ähnlich den Rosinen im Kuchen) wesentlich vorteilhafter. Dabei ist es für Arten mit geringer Mobilität, z. B. viele Totholzkäfer, auch von Bedeutung, dass die jeweiligen Totholzstrukturen nicht allzu weit voneinander entfernt sind.

Innerhalb von (extensiv) bewirtschafteten Wäldern ist eine Steigerung der Totholzmenge auf 10–20 % des Gesamtholzvorrates sinnvoll. Zusätzlich zur Totholzquantität spielt auch die Qualität eine große Rolle. Besonders stehendes Totholz mit großen Brusthöhendurchmessern, das über langen Zeitraum zur Verfügung steht, ist von Bedeutung.

WALDRESERVATE

- Größe: 10–1.000 ha
- Totholzmenge: 30–50 m³/ha für Tiefland-Laubwälder
20–30 m³/ha für boreal-alpine Wälder
- Nutzung: keine

ALTHOLZINSELN

- Größe: mind. 1 ha
- Heimische Baumarten mit möglichst großen Brusthöhendurchmessern (> 50 cm, idealerweise > 70 cm)
- Nutzung: keine für mind. 30 Jahre
- Altersstruktur: mind. 120 Jahre alte Bäume bzw. Baumgruppen
- Räumliche Verteilung: 2–3/km²
- Strukturen: Alt- und Totholz (Nischenvielfalt)

BIOTOPBÄUME

- Räumliche Verteilung: mind. 5–10/ha
- Altersstruktur: Höhlenbäume, Veteranenbäume mit möglichst großen Brusthöhendurchmessern
- Strukturen: möglichst große Strukturvielfalt

REGIONALE ANPASSUNG

Regionalspezifisch sollen die Konzepte bezüglich der Ansprüche von Zielarten (vorkommende Xylobionten) und Waldbiotoptypen angepasst werden. So können die Anforderungen an Biotopbäume und Altholzinseln spezifiziert und detailliertere Angaben zu Größen und Maximalentfernungen der Elemente zueinander gegeben werden.

VERNETZUNG

Mit der Etablierung eines funktionalen Netzes aus (sinnvoll miteinander verknüpften) Altholzinseln, Biotopbäumen und Waldreservaten sollen neben den Elementen auch der Vernetzungsaspekt berücksichtigt werden.

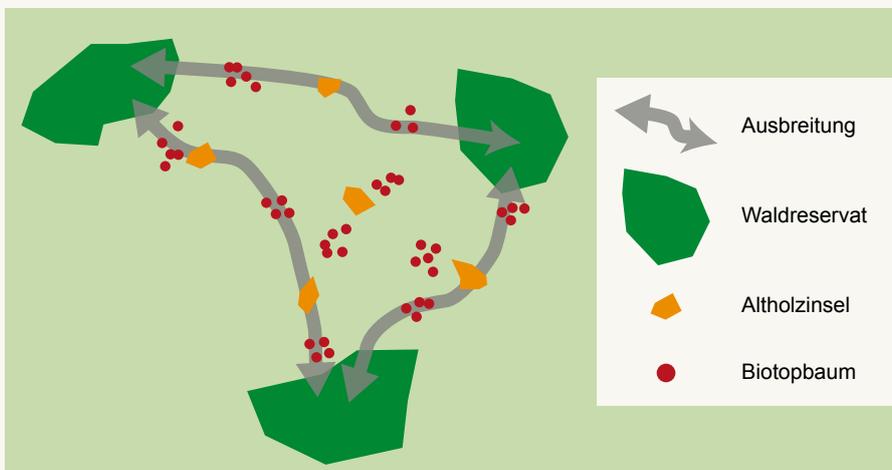


Abb. 25: Darstellung der Vernetzung der Elemente (verändert nach Lachat & Bütler 2008)

6. LITERATURVERZEICHNIS

Albert J., Platek M., Cizek L. (2012): Vertical stratification and microhabitat selection by the Great Capricorn Beetle (*Cerambyx cerdo*) (Coleoptera: Cerambycidae) in open-grown, veteran oaks. In: European Journal of Entomology 109, S. 553–559

Bayerische Staatsforsten AöR (Hrsg) (2009): Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforsten. 16 S.

Bayerische Staatsforsten AöR (Hrsg) (2014): Naturschutzkonzept für den Forstbetrieb Ebrach. 84 S.

Berg H.-M., Hovorka W., Gross M., Werdenich D. (2010): Aktionsplan Alpenbock (*Rosalia alpina*) in Österreich. Naturschutzbund NÖ., Wien, 50 S.

BfW (Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft) (2011): Praxisinfo Nr. 24. Waldinventur 2007/2009. Wien, 32 S.

BfW (Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft) (2017): ÖWI – Österreichische Waldinventur. Abgerufen am 14. August 2017 unter www.waldinventur.at

Birdlife International/European Bird Census Council (2000): European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Series 10. BirdLife International, Cambridge, 160 S.

Birdlife Österreich (2005): unpubl. In Ellmauer, T. (Hrsg.) (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie.

Böhl J. & Brändli U. (2007): Deadwood volume assessment in the third Swiss National Forest Inventory: methods and first results. In: European Journal of Forest Research 126, S. 449–457

Bühler U. (2009): Totholz – existenziell für den Weissrückenspecht in Nordbünden. Schweiz Z. Forstwes. 160, 7: S. 210–217

Buse J. (2008): Einfluss von Baum- und Landschaftsstrukturen auf xylobionte Käfer an Eichen (Coleoptera) – Habitateignung, Gemeinschaftsstruktur und Diversität. Kumulative Dissertationsschrift, Leuphana Universität Lüneburg, 113 S.

Bußler H. & Schmidl J. (2000): NATURA 2000 – FFH-Arten: Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie von *Rosalia alpina*(L.) in Oberbayern. Unveröff. Gutachten i.A. des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, 20 S.

Bußler H. (2006): Uraltbäume mit jungem, vielfältigem Leben. In: LWF aktuell 53, S. 6-7

Bußler H. (2013): Alt- und Totholz – Lebensraum für typische und gefährdete Arten/-gruppen, In: Natura 2000 im Wald – Lebensraumtypen, Erhaltungszustand, Management. Bundesamt für Naturschutz, Bonn 2013, S. 105-113

Bußler H., Müller J., Simon U. (2004): Erfassung xylobionter Käfer in Waldökosystemen – Ein Methodenvergleich unter besonderer Berücksichtigung der Kronenfauna. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 36, S. 197-201

Bußler H., Blaschke M., Dorka V., Loy H., Strätz Ch. (2007): Auswirkungen des Rothenbucher Totholz- und Biotopbaumkonzepts auf die Struktur- und Artenvielfalt in Rot-Buchenwäldern. In: Waldoekologie online H. 4, S. 5-57

- BuBler H., Blascke M., Walentowski H. (2008):** Das Rothenbucher Totholz- und Biotopbaumkonzept. In: AFZ-Der Wald 4, S. 200-203
- Bütler R. & Schlaepfer R. (2004):** Wie viel Totholz braucht der Wald? In: Schweizerische Zeitung für Forstwesen 155, S. 31–37
- Bütler R., Lachat Th., Schlaepfer R. (2005):** Grundlagen für eine Alt- und Totholzstrategie der Schweiz. Laboratorium für Ökosystemmanagement Eidgenössische Technische Hochschule, Lausanne (EPFL), 100 S.
- Bütler R. & Lachat T. (2009):** Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität. In: Schweizerische Zeitung für Forstwesen 160, 11, S. 324–333
- Bütler R. & Wermelinger, B. (2014):** Borkenkäfer aufgepasst: Dreizehenspecht. Bündnerwald 3/2014: S. 49-53.
- Coch Th. & Vögeli M. (2006):** Kronenbewohnende Bockkäfer als Entscheidungshilfen zur Revitalisierung ehemaliger Mittelwälder. In: Schweizerische Zeitung für Forstwesen 157, S. 318–324
- Deutsches Bundesamt für Naturschutz (2018a):** Deutsches Bundesamt für Naturschutz. Abgerufen am 30. November 2018 unter <https://ffh-anhang4.bfn.de/arten-anhang-iv-ffh-richtlinie/kaefer/heldbock-cerambyx-cerdo.html>
- Deutsches Bundesamt für Naturschutz (2018b):** Rosalia alpina. Abgerufen am 30. November 2018 unter <https://ffh-anhang4.bfn.de/arten-anhang-iv-ffh-richtlinie/kaefer/alpenbock-rosalia-alpina.html>
- Duelli P., Wermelinger B. (2010):** Der Alpenbock (*Rosalia alpina*). Ein seltener Bockkäfer als Flaggschiff-Art. – Merkbl. Prax. 39: 8, S. 2. überarbeitete Auflage. ISSN 1424-2876
- Drag L., Hauck D., Pokluda P. & Čížek L. (2010):** Habitat preferences and population size of the last population of the Alpine Longhorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) in Bohemia. 6th European symposium and workshop on the conservation of saproxylic beetles, June 15–17, 2010, Ljubljana.
- Dvorak M., Ranner A. & Berg H.-M. (1993):** Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt & Österr. Ges. für Vogelkunde, Wien, S. 522 ff.
- Ellmauer T. (Hrsg.) (2005a):** Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, 633 S.
- Ellmauer T. (Hrsg.) (2005b):** Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, 902 S.
- Europäische Spechte (2018a):** Der Mittelspecht. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.spechte.net/mittelspecht.html>
- Europäische Spechte (2018b):** Weißrückenspecht. Abgerufen am 30. November 2018 unter: <http://www.spechte.net/weissrueckenspecht>
- Forstamt Kanton Thurgau (2007):** Empfehlung: Totholz und Altholz im Thurgauer Wald. 6 S.
- ForstBW (Hrsg) (2015):** Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg. Stuttgart, 44 S.
- FSC Arbeitsgruppe Deutschland e.V. (Hrsg) (2012):** Deutscher FSC-Standard. Deutsche überetzte Fassung Version 2.3 vom 1.7.2012, 52 S.

- Frank G. & Hochebner T. (2000):** Erfassung der Spechte - insbesondere des Weißrückenspechtes *Picoides leucotos* - im Rahmen des LIFE-Projektes Wildnisgebiet Dürrenstein. Forschungsbericht. Amt der Niederösterreich. Landesregierung. St. Pölten. 24 pp + Anhang
- Frank G. (2002):** Brutzeitliche Einnischung des Weißrückenspechtes *Dendrocopos leucotos* im Vergleich zum Buntspecht *Dendrocopos major* in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen. *Vogelwelt* 123: 225-240.
- Frank, G (2018):** Naturwaldreservate in Österreich. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.naturwaldreservate.at>
- Gerber, M. (2018):** birds-online.ch. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.birds-online.ch/index.php?cat=1&order=22&species=617>
- Gereben-Krenn, B.-A. (2010):** Workshop von Barbara-Amina Gereben-Krenn. Abgerufen am 30. November 2018 unter http://www.entomologie.at/pdf/Gereben-Krenn_2010_0228.pdf
- Glutz Von Blotzheim, U. & Bauer, K.M. (1994):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Columbiformes-Piciformes. Bd. 9. AULA-Verlag Wiesbaden. S. 1150 ff.
- Glutz von Blotzheim U. N. (2004, Hrsg.):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Mit einem Lexikon ornithologischer Fachbegriffe von Ralf Wassmann. Vogelzug-Verlag, Wiebelsheim 2004, ISBN 3-923527-00-4 (CD-ROM für Windows, MacOS, Unix usw., als PDF-Datei: 15'718 Buchseiten mit 3200 Abbildungen).
- Gustafsson L., Baker S., Bauhus J., Beese W., Brodie A., Kouki J., Lindenmayer D., Löhmus A, Pastur G., Messier Ch., Neyland M., Palik B., Sverdrup-Thygeson A., Volney W., Wayne A., Franklin J. (2012):** Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. In: *BioScience* 62, S. 633–645
- Hahn P., Heynen D., Indermühle M., Mollet P., Birrer S. (2005):** Holznutzung und Naturschutz. Praxishilfe mit waldbaulichen Merkblättern. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Schweizerische Vogelwarte Sempach. 113 S.
- Hanski I. (2011):** Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. In: *Ambio* 40, S. 248–255
- Hessen Forst (2009):** Artenschutz bei Pflege- und Nutzungsmaßnahmen im Forstbetrieb. Geschäftsanweisung Landesbetriebes Hessen-Forst, 11 S.
- HGON Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz e.V (2018):** Altholzinselprogramm Hessen. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.hgon.de/lebensraeume/wald/altholzinseln/>
- Imesch N., Stadler B., Bolliger M., Schneider O. (2015):** Biodiversität im Wald: Ziele und Massnahmen. Vollzugshilfe zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt im Schweizer Wald. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1503, 186 S.
- IUCN (2012):** Internationale Rote Liste der gefährdeten Tierarten – *Dendrocopos medius*. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.iucnredlist.org/details/22681114/0>
- Jedicke E. (1994):** Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Eugen Ulmer, Stuttgart, 287 S.
- Jedicke E. (2008):** Biotopverbund für Alt- und Totholz-Lebensräume – Leitlinien eines Schutzkonzepts inner- und außerhalb von Natura 2000. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40, S. 379–385
- Jedicke E. (2016):** Die Forschung zur Walddynamik stärken. Editorial. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48, S.1

- Jenni L. (1983):** Habitatnutzung, Nahrungserwerb und Nahrung von Mittel- und Buntspecht (*Dendrocopos medius* und *D. major*) sowie Bemerkungen zur Verbreitungsgeschichte des Mittelspechts. Orn. Beob. 80: 29–57
- Keller M. (Red) (2005):** Schweizerisches Landesforstinventar. Anleitung für die Feldaufnahmen der Erhebung 2004–2007, Birmensdorf. Eidg. Forschungsanstalt WSL, 393 S.
- Kuratorium Wald (2014):** Hirschkäfer. Abgerufen am 30. November 2018 unter http://natura2000.wald.or.at/waldschutzgueter/tiere_pflanzen/kaefer/hirschkaefer/
- Kraus D. & Krumm F. (Hrsg., 2013):** Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern. European Forest Institute. 300 S.
- Kraus D. & Schuck A. (2016):** Mikrohabitatstrukturen im Wald: Ein Schlüssel zur Erhaltung von gefährdeten Arten. ANLIEGEN NATUR 38(1), 2016: 99–101. ISBN 978-3-944219-15-8
- Lachat T., Müller M., Bütler R. (2010):** Auswahlkriterien für Altholzinseln – Empfehlungen für das Ausscheiden und die Beurteilung von Altholzinseln. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), 79 S.
- Lachat T. & Bütler R. (2008):** Ilots de sénescence et arbres-habitats pour augmenter la biodiversité en forêt. La Forêt, 6: 20–21.
- Lachat T., Brang P., Bolliger M., Bollmann K., Brändli U.-B., Bütler R., Herrmann S., Schneider O., Wermelinger B. (2014):** Totholz im Wald. Entstehung, Bedeutung und Förderung. Merkbl. Prax. 52: 12 S.
- Landesforst Mecklenburg-Vorpommern (2002):** Richtlinie zur Sicherung von Alt- und Totholzanteilen im Wirtschaftswald, Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg), 18 S.
- Landschaftspflegeverband Bamberg (2014):** Eichenbock. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.lpv-bamberg.de/bayerns-ureinwohner/gro%C3%9Fer-eichenbock>
- Liegl A., Möller K., Kluxen G., Dolek M. (2008):** Der Schutz der bayerischen Mittelwälder und das bayerische Vertragsnaturschutzprogramm Wald. In: Ökologische Bedeutung und Schutz von Mittelwäldern in Bayern, Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg), S. 57–68
- Linser S. (2017):** ÖWAD-Indikatoren-Set für nachhaltige Waldbewirtschaftung. Wien, 177 S.
- Lorenz J. (2005):** Schnellmethode der Totholz-Strukturkartierung – Eine Methode zur Bewertung von Waldbeständen in FFH-Gebieten und Naturwaldreservaten. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 37, S. 342–349
- LBV (2018):** LBV-Naturschutz in Bayern – Weißrückenspecht. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://wiki.lbv.de/weissrueckenspecht.html>
- LWF Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg) (2014):** Arbeitsanweisung zur Erfassung und Bewertung von Waldvogelarten in Natura 2000 Vogelschutzgebieten (SPA). Stand Januar 2014, 58 S.
- Martikainen P., Siitonen J., Punttila P., Kaila L., Rauh J. (2000):** Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. In: Biological Conservation 94, S. 199–209
- Meyer P. et al. (2009):** Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb. Abschlussbericht des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projekts, 110 S.
- Michalek K. (1998):** Die Rolle der Geschlechter bei Buntspecht (*Picoides major*) und Mittelspecht (*Picoides medius*). Dissertation, Universität Wien. S. 131 ff.

- Miranda B & Bürgi M. (2005):** Spechte – anspruchsvolle Waldbewohner. WSL
- Möller (o.J.):** Entwurf einer Richtlinie zur Umsetzung ökologisch-naturschutzfachlicher Ziele im öffentlichen Wald. 68 S. Abgerufen am 30. November 2018 unter http://biotopholz.de/media/download_gallery/Richtlinienentwurf.pdf
- Möller G. (2009):** Struktur- und Substratbindung holzbewohnender Insekten, Schwerpunkt Coleoptera - Käfer. Dissertation, Freie Universität Berlin, 293 S.
- Moning , C. (2009):** Schlüsselwerte in Bergmischwäldern, Moning et al, Nationalpark Bayerischer Wald. 107 S.
- Moning C. (2013):** Wie viel ist nötig? Ökologische Schwellenwerte für den Bergmischwald. In: Ornis 2, S. 6–11
- Müller J. & Bütler R. (2010):** A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. In: European Journal of Forest Research 129, S. 981–992
- Müller J. (2005b):** Vogelgemeinschaften als Indikatoren für Waldstrukturen in Eichenwäldern. In: Der Ornithologische Beobachter 102, S. 15–32
- Müller J., Bußler H., Simon U., Hacker H. (2004):** Eichenfurnier trotz Widderbock. In: AFZ-Der Wald 16, S. 879–882
- Müller J., Bußler H., Utschick H. (2007):** Wie viel Totholz braucht der Wald? Ein wissenschaftsbasiertes Konzept gegen den Artenschwund der Totholzzönosen. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 39, S. 165–170
- Müller M., Lachat T., Bütler R. (2012):** Wie groß sollen Altholzinseln sein? In: Schweizerische Zeitung für Forstwesen 163, S. 49–56
- Müller-Kroehling S., Franz Ch., Binner V., Müller J., Pechacek P., Zahner V. (2006):** Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie in Bayern (4. aktualisierte Fassung, Juni 2006). Freising, 200 S.
- NABU Schorndorf und Umgebung. (2003):** Der Halsbandschnäpper, ein heimlicher Charaktervogel der Kulturlandschaft. Abgerufen am 30. November 2018 unter: <http://www.nabu-schorndorf.de/nsbmo40.htm>
- Nationalpark Donauauen (2011a):** Großer Eichenbockkäfer. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.donauauen.at/nature/fauna/insects/grosser-eichenbock-heldbock/758>
- Nationalpark Donauauen (2011b):** Hirschkäfer. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.donauauen.at/nature/fauna/insects/hirschkaefer/108>
- Nationalpark Gesäuse (2018):** Der Weißrückenspecht. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.nationalpark.co.at/fr/naturraum/besonderheiten/300-spechte-der-bergwaelder>
- Nationalpark Kalkalpen (2018):** Fauna Weißrückenspecht. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://npk.riskommunal.net/system/web/zusatzseite.aspx?detailonr=22231108>
- Naturpark Karwendel (2013):** Schutz, Erhalt und Verbesserung der Vogellebensräume im Karwendel. Abgerufen am 30. November 2018 unter <https://www.karwendel.org/wp-content/uploads/praxis-handbuch.pdf>
- Naturpark Karwendel (2018):** Der Dreizehenspecht. Abgerufen am 30. November 2018 unter <https://www.karwendel.org/der-dreizehenspecht-picoides-tridactylus/>
- Naturpark Tiroler Lech (2018):** Dreizehenspecht. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.naturpark-tiroler-lech.at/naturpark-entdecken/tierwelt/voegel/spechte/dreizehenspecht.html>

- ÖBf (2008):** Aktiv für Totholz. Abgerufen am 30. November 2018 unter:
http://www.bundesforste.at/uploads/publikationen/Totholz_Broschuere_doppelseitig.pdf
- Paill W. & Mairhuber C. (2010):** Der Alpenbock im Lainzer Tiergarten. Im Auftrag der MA 22. Graz, 48. Abgerufen am 30. November 2018 unter:
<https://www.wien.gv.at/kontakte/ma22/studien/pdf/alpenbock.pdf>
- Pasinelli G. (2003):** Dendrocopos medius Middle Spotted Woodpecker. BWP Update Vol. 5, Nr. 1, S. 49–99
- Pasinelli G., & Hegelbach J. (1997):** Characteristics of trees preferred by foraging Middle Spotted Woodpeckers Dendrocopos medius in northern Switzerland. Ardea 85, S. 203–210.
- Pasinelli G., Weggler M., Mulhauser B. (2008):** Aktionsplan Mittelspecht Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 0805. Bundesamt für Umwelt, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Bern, Sempach & Zürich. 67 S.
- Pärt & Gustaffson. (1989):** In T. ELLMAUER (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie (2005).
- Randler C. (2001):** Verbreitung und Bestand von Halsbandschnäpper Ficedula albicollis , Baumpieper Anthus trivialis und Neuntöter Lanius collurio im Stromberg. In: Ornithol. Jh .Bad.-Württ., Band.17, Heft 1, S. 213–221
- Reiter A. S. (2018):** Die Ansprüche des Großen Eichenbocks. Diskussion zur Schwellenwertmatrix aus dem Projekt „Alt- und Totholzverbundsysteme im Leithagebirge“.
- Reitter E. (1749):** Lucanus cervus. Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches/Farbtafeln Tafel 68: Lucanus cervus L., Hirschkäfer. a) Eier, b u. c) Larven, d u. e) männl. u. weibl. Puppe, letztere im geöffneten Cocon, f u. g) Männchen u. Weibchen. (Kopie nach Taf. IV im 2. Band der „Insekten-Belustigung“ von Aug. Joh. Rösel von Rosenhof. Nürnberg. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.zeno.org/Naturwissenschaften/I/tafe068a>
- Reitter E. (1912):** Cerambyx cerdo. Fauna Germanica: Die Käfer des deutschen Reiches (vol. IV, pl. 135). Farbendrucktafeln von Dr. K.G. Lutz. K.G. Lutz' Verlag, Stuttgart. Abgerufen am 30. November 2018 unter <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=8762240>
- Rink M. (2006):** Der Hirschkäfer Lucanus cervus in der Kulturlandschaft: Ausbreitungsverhalten, Habitatnutzung und Reproduktionsbiologie im Flusstal. Dissertation Universität Koblenz-Landau, 155 S.
- Rink M. (2012):** Der Hirschkäfer Lucanus cervus in der Eifel, Insekt des Jahres 2012. In: Forstinfo 2/12, Landesforsten Rheinland-Pfalz (Hrsg), S.15–18
- SaarForst Landesbetrieb (Hrsg) (2006):** Das „Dicke Buchen-Programm“ des SaarForst Landesbetriebs zum Schutz von Höhlenbäumen. SaarForst Landesbetrieb, 2 S.
- Sachslehner L. (1995):** Reviermerkmale und Brutplatzwahl in einer Naturhöhlen-Population des Halsbandschnäppers Ficedula albicollis im Wienerwald, Österreich. Vogelwelt 116: 245-254.
- Sauberer N., Hochbichler E., Milasowszky N., Panagoitis B., Sachslehner L. (2007):** Nachhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, 150 S.
- Schmalfuß N. (2010):** Das Alt- und Totholzkonzept für den Landesbetrieb ForstBW. In: AFZ-Der-Wald 65. Jahrg., 1, S. 10–12
- Schmidl J. & Bußler H. (2004):** Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands - Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis – ein Bearbeitungsstandard. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 36, S. 202–218

- Schweizerische Vogelwarte. (2008):** Mittelspecht via waldwissen.net. Abgerufen am 30. November 2018 unter https://www.waldwissen.net/wald/tiere/voegel/wsl_mittelspecht/index_DE
- Schweizerische Vogelwarte Sempach (2018a):** Halsbandschnäpper. Abgerufen am 30. November 2018 unter <https://www.vogelwarte.ch/de/voegel/voegel-der-schweiz/halsbandschnaepfer>
- Schweizerische Vogelwarte Sempach (2018b):** Mittelspecht. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.vogelwarte.ch/de/voegel/voegel-der-schweiz/mittelspecht.html>
- Spechte.net (2018):** Dreizehenspecht – der Bergspecht. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.spechte.net/dreizehenspecht-alpinus.html>
- Theunert R. (2013):** Erhaltungszustand der Populationen von Heldbock und Hirschkäfer – Empfehlungen zur Bewertung für Deutschland. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 45, S. 108–112
- Thomaes A. (2009):** A protection strategy for the stag beetle (*Lucanus cervus*, (L., 1758), Lucanidae) based on habitat requirements and colonisation capacity. Saproxylic Beetles – their role and diversity in European woodland and tree habitats, Proceedings of the 5th Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles, S. 149–160.
- Umweltbundesamt (2018):** OASIS Datenabfrage. Abgerufen am 21. Dezember 2018 unter: http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/naturschutz/artenschutz/oasis/oasis_abfrage/
- Umweltministerium Rheinland-Pfalz (2018b):** Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz: Natura 2000 – Rheinland Pfalz – Steckbrief der Art A1083 der Vogelschutz-Richtlinie. Abgerufen am 30. November 2018 unter <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=ffh&pk=1083>
- Vodka S., Konvicka M., Cizek L. (2009):** Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. In: Journal of Insect Conservation 13, S. 553–562
- Wald und Holz NRW (Hrsg.) (2014):** Biotopholzstrategie »Xylobius« Nordrhein-Westfalen, Bearbeiter: Burkhard Herzig, Münster, 48 S.
- Wegler M., Bühlmann J., Ayé R., Müller M., Müller W., Schwarzenbach Y., Pasinelli G. (2013):** Starke Bestandszunahme des Mittelspechts *Dendrocopos medius* im Kanton Zürich und Konsequenzen für Schutzempfehlungen. In: Der Ornithologische Beobachter, Band 110, Heft 2, S. 93–112
- Wichmann, G. & Frank, G. (2003):** Bestandserhebung der Wiener Brutvögel – Ergebnisse der Spezialkartierung Waldvögel Studie i. Auftr. d. MA 22, Wien, 53 S.
- Winkler, H.; Christe E, D.A. & Nurney, D. (1995):** Woodpeckers. A Guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the Worl. Pica Press, Sussex, S. 406 ff.
- Winter S., Flade M., Schumacher H., Möller G. (2003):** Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland – Sachbericht. F+E-Vorhaben Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft, 521 S.
- Winter S., Begehold H., Herrmann M., Lüdriz M., Möller G., Rzanny M., Flade M. (2017):** Praxishandbuch – Naturschutz im Buchenwald. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft Brandenburg, 186 S.
- Wirtz R. (2015):** Umsetzung einer FFH-konformen Waldwirtschaft im praktischen Forstbetrieb am Beispiel des SaarForst Landesbetriebes. In: Natura 2000 und Wald – Handbuch und Fachbeiträge zur Umsetzung des europäischen Schutzgebietsnetzwerks Natura 2000 in Österreichs Wäldern, Kuratorium Wald (Hrsg), S. 89–92

EMPFOHLENE WEITERFÜHRENDE LITERATUR

Kraus D., Bütler R., Krumm F., Lachat T., Larrieu L., Mergner U., Paillet Y., Rydkvist T., Schuck A., Winter S. (2016): Katalog der Baummikrohabitate – Referenzliste für Feldaufnahmen. Integrate + Technical Paper. 16 S.

Mergner U. (2018): Das Das Trittsteinkonzept: Naturschutz-integrative Waldbewirtschaftung schützt die Vielfalt der Waldarten. Euerbergverlag, 136 S.

Möller G. (2009): Struktur- und Substratbindung holzbewohnender Insekten, Schwerpunkt Coleoptera – Käfer. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades des Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.) eingereicht im Fachbereich Biologie, Chemie, Pharmazie der Freien Universität Berlin

7. FOTOCREDITS

Cover, Foto Seite 6, Seite 40–41, Abbildungen 1, 7, 8, 13, 18: © Karin Enzenhofer

Abbildung 10: Mittelspecht © Maren Winter: on Maren Winter – Eigenes Werk Originaltext: selbst fotografiert, CC BY-SA 3.0 de, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=57113052>

Abbildung 20: Dreizehenspecht © Sgbeer: Von Sgbeer – Eigenes Werk, CC-BY-SA 4.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=44788849>

Abbildung 22: Weißrückenspecht © Sgbeer: Von Sgbeer – Eigenes Werk, CC-BY-SA 4.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=37707179>

Abbildung 24: Halsbandschnäpper © Andrej Chudy: Halsbandschnäpper: Von https://www.flickr.com/photos/andrej_chudy/6260779290, CC BY-SA 2.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=36448767>

Zur Erhaltung der Waldbiodiversität ist der Lebensraumverbund aus folgenden Elementen erforderlich:



Unser Ziel

Wir wollen die weltweite Zerstörung der Natur und Umwelt stoppen und eine Zukunft gestalten, in der Mensch und Natur in Harmonie miteinander leben.

www.wwf.at