

Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	N.F. 22	4	663-684	2019	Freiburg im Breisgau 20.12.2019
--	---------	---	---------	------	------------------------------------

Mikrohabitat Abundanz und Diversität als Kenngrößen für die Strukturvielfalt von Habitatbäumen im Bergmischwald

VON

JOSEF GROßMANN; PATRICK PYTTEL¹

Zusammenfassung: Baum-Mikrohabitate stellen wichtige Indikatoren für die Artenvielfalt in Wäldern dar. Im bewirtschafteten Wald werden Habitatbäume aufgrund ihres mitunter erheblichen Mikrohabitat-Reichtums (Höhlungen, Kronentotholz, etc.) dauerhaft geschützt. Deswegen ist es von besonderer praktischer Bedeutung inwiefern das Auftreten von Baum-Mikrohabitaten von Baumeigenschaften abgeleitet werden kann. In vorangegangenen Untersuchungen wurde das mengenmäßige Vorkommen von Baum-Mikrohabitaten an Einzelbäumen oder in Waldbeständen dargestellt. In der vorliegenden Studie werden zusätzlich qualitative Aspekte in Form der Diversität von Baum-Mikrohabitaten berücksichtigt. Baumdurchmesser, Baumart und soziale Stellung stellten sich als geeignete Variablen zur Abschätzung der Diversität von Baum-Mikrohabitaten heraus.

Die Diversität der Baum-Mikrohabitate von Laubbäumen war durchschnittliche höher als an Nadelbäumen gleichen Durchmessers. Während die Mikrohabitat-Abundanz mit steigendem Durchmesser kontinuierlich zunahm, traf dies für Mikrohabitat-Diversität nur bis zu einem bestimmten Durchmesser zu. Auf Basis dieser „Sättigungskurve“ können Mindest-Durchmesser für die Auswahl von Habitatbäumen abgeleitet werden. Für diese Studie liegen diese Werte bei 70 cm BHD für Rotbuche und bei 90 cm BHD für Weißtanne. Die Mikrohabitat Diversität von unterständigen/unterdrückten Rotbuchen war überraschend hoch. Im Vergleich zu allen übrigen Bäumen eines Bestandes stellen ausgewiesene Habitatbäume nicht nur mehr, sondern auch vielfältigere Baum-

¹ Josef Großmann, Professur für Waldbau, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
josef.grossmann@waldbau.uni-freiburg.de
Dr. Patrick Pyttel, Professur für Waldbau, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
patrick.pyttel@walbau.uni-freiburg.de

Mikrohabitate bereit. Unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse kann das Auswahlverfahren von Habitatbäumen in mitteleuropäischen Bergmischwäldern verbessert werden.

Schlüsselwörter: Baum-Mikrohabitate; Strukturvielfalt; Bergmischwald; Habitatbaum; Biotopbaum.

Abstract: “Tree-related microhabitats are an important determinant of forest biodiversity. Habitat trees, which typically provide many microhabitats such as hollows, crown dead wood, etc., are therefore selected to maintain those structural attributes within managed forests. To what extent the occurrence of microhabitats on potential habitat trees may be predicted from common tree attributes is a question of high practical relevance. Until now, most studies have attempted to predict the quantity of microhabitats at the tree or forest stand level. In our study, we aimed at explaining microhabitat occurrence from a qualitative perspective by considering their diversity. Tree diameter at breast height (dbh), tree species, and canopy class were useful predictors of microhabitat diversity. Microhabitat diversity on broadleaved trees was on average higher than in conifers of the same diameter. In contrast to microhabitat quantity, microhabitat diversity saturated towards higher dbh levels. Microhabitat diversity in beech trees of lower tree canopy classes was found to be surprisingly high. Habitat trees support not only more, but also more diverse, microhabitats in comparison to crop trees. Considering these findings on microhabitat distribution, the selection of habitat trees within Central European mixed mountain forests can be significantly improved.” (GROßMANN et al. 2018)

Keywords: tree microhabitats; structural diversity; mixed mountain forest; habitat tree; retention tree

0. Vorwort

Nachfolgender Text stellt eine deutschsprachige und modifizierte Version der Veröffentlichung “Predictors of Microhabitat Frequency and Diversity in Mixed Mountain Forests in South-Western Germany” von GROßMANN et al. (2018), sowie der Masterarbeit “Wirksamkeit von Habitatbäumen und deren Auswahlkriterien für den Biodiversitätserhalt – eine Fallstudie im Bergmischwald” (GROßMANN 2016) dar.

1. Einleitung

In der Forstpraxis wurden in den vergangenen Jahrzehnten verschiedene Konzepte zum Schutz von Biodiversität im Wald entwickelt (BAYSF 2009; FORSTBW 2010, 2015). Segregative Schutzelemente wie zum Beispiel Bannwälder, Kernzonen von Nationalparks oder Biosphärenreservaten sowie Naturschutzgebiete wurden durch integrative Elemente ergänzt (SCHABER-SCHOOR & LIEBER 2016). In der Regel sind dies sogenannte Habitat- oder Biotopbäume, welche einzeln, häufiger in Gruppen, markiert und dauerhaft von der forstlichen Nutzung ausgeschlossen werden (FORSTBW 2010). Hierdurch sollen flächendeckend Lebensraum und Ausbreitungsmöglichkeiten für Tot- und Altholz gebundene Arten erhalten und gegebenenfalls geschaffen werden (LINDENMAYER & FRANKLIN 2002; KOHLER 2015). Für den Hotzenwald profitieren beispielsweise Sperlingskauz und Raufußkauz als Nachsiedler von Spechthöhlen ebenso wie Fledermäuse, welche Rindentaschen, Spalten oder Baumhöhlen als Quartier nutzen (Abbildung 1; vgl. FORSTBW 2010).

Habitatbäume zeichnen sich durch Merkmale aus: Neben Artzugehörigkeit und Dimension sind Kleinstlebensräume, sogenannte Baum-Mikrohabitate - nachfolgend als Mikrohabitate bezeichnet - biodiversitätswirksame Strukturen und deshalb Auswahlkriterien für Habitatbäume (WINTER 2008; BAUHUS et al. 2009; VUIDOT et al. 2011). Der Bedeutung und Erforschung von Mikrohabitaten wurde in den vergangenen Jahrzehnten zunehmend Beachtung geschenkt.



Raufußkauz
Aegolius funereus
(ANONYM 2019)



Sperlingskauz
Glaucidium passerinum
(KUMISZCZA 2019)



Schwarzspecht
Dryocopus martius
(HANNERT 2019)

Abbildung 1 Raufußkauz und Sperlingskauz profitieren von Habitatbäumen als Nachsiedler von Schwarzspechthöhlen. Alle drei Arten kommen im Oberen Hotzenwald vor.

Mikrohabitate sind in der Regel entscheidendes Requisit im Lebensraum unterschiedlicher, spezialisierter Artengruppen (WINTER & MÖLLER 2008;

VOIDOT et al. 2011; WINTER et al. 2015). Klassische Beispiele für Mikrohabitate sind Spechthöhlen, Ast- oder Kronenbrüche, Blitzzinnen, Pilzkonsolen, Rindenverletzungen oder starker Epiphytenbewuchs (Abbildung 2). Einen vollständigen Überblick geben KRAUS et al. (2016). Mikrohabitate sind folglich einfach zu bestimmen und können im Vergleich zu den Arten selbst mit überschaubarem Aufwand erhoben werden (PUUMALAINEN et al. 2003; LARRIEU & CABANETTES 2012). Eine wichtige Kategorie von Mikrohabitaten sind insbesondere Höhlen. Neben Brut- und Wohnraum für Spechte und deren Nachsiedler sind in späteren Stadien auch andere Wirbeltiere oder Insekten auf Höhlen angewiesen (WINTER & MÖLLER 2008; MÜLLER et al. 2014; LANDVIK et al. 2016). Für Fledermäuse und kleine Vogelarten sind Rindentaschen als Rast- und Schlafplätze von Bedeutung (MICHEL & WINTER 2009; HOFFMANN & LÖB 2012). Freiliegendes Splint- oder Kernholz bietet je nach Zersetzungsstadium zahlreichen Insekten und Wirbeltieren Lebensraum. Insbesondere einige Insektenarten der Ordnungen Diptera, Hymenoptera und Coleoptera sind auf solche Mikrohabitate spezialisiert (VANDERWELL et al. 2006; MÖLLER 2009, 2014). Pilzfruchtkörper, Nester oder epiphytischer Bewuchs bieten weitere Lebensräume für Insekten und Pilze (ERNST & HANSTEIN 2001; JONSELL & NORLANDER 2002; WINTER et al. 2015).

Waldentwicklungsphasen, welche sich durch eine hohe Artenvielfalt (darunter auch besonders geschützte Arten) auszeichnen, weisen nachweislich eine hohe Anzahl an Mikrohabitaten auf (WINTER 2008; WINTER & BRAMBACH 2011; REGNERY et al. 2013a). Aufgrund dieses Zusammenhangs stellen strukturbasierte Inventuren unter besonderer Beachtung von Mikrohabitaten eine Chance dar, das Biodiversitäts-Monitoring in Wäldern zu optimieren. Die Entstehung und die Persistenz von Mikrohabitaten ist bislang jedoch wenig erforscht. Tabelle 1 gibt einen Überblick zu Faktoren, deren Einfluss auf das Auftreten von Mikrohabitaten erforscht wurde. Ein bedeutender Faktor ist zunächst die Baumart. Zwischen den Baumarten bestehen nachweislich Unterschiede in der Menge an Mikrohabitaten (VOIDOT et al. 2011; KIEHNE 2015; SCHÜRG 2015). Laubbäume bergen tendenziell mehr Mikrohabitate als Nadelbäume (VOIDOT et al. 2011; KIEHNE 2015). Eichen weisen deutlich mehr Mikrohabitate auf als Buchen; Fichte und Tanne noch weniger als Buchen und Eichen (VOIDOT ET AL 2011; KIEHNE 2015). Auch zwischen verschiedenen Standorten bestehen signifikante Unterschiede (VOIDOT et al. 2011). Mit zunehmendem Durchmesser eines Baumes nimmt die Anzahl an Mikrohabitaten zu (VOIDOT et al. 2011; REGNERY et al. 2013b). Die Vitalität eines Baumes ist ein weiterer Einflussfaktor, so steigt die Menge von Mikrohabitaten an Buche bei abnehmender Vitalität (WINTER et al. 2014). Tote Bäume weisen signifikant mehr Mikrohabitate auf, als lebende (VOIDOT et al. 2011; REGNERY et al. 2013b; KIEHNE 2015).



Habitatbaum mit
ehemaligem Stammbruch



Absterbender
Habitatbaum mit
Kronenbruch und
Pilzkonsolen



Bereits abgestorbener
Habitatbaum



Specht Fraßlöcher



Kronentotholz



Schwarzspechthöhle



Zwieselabbruch



Halboffener Stamm mit
Mulm



Stammhöhle mit
Mulmansatz

Abbildung 2 Beispiele für Habitatbäume und Mikrohabitate aus dem Projektgebiet im Oberen Hotzenwald (Fotos: JOSEF GROßMANN).

Die meisten Untersuchungen berücksichtigten lediglich die Abundanz von Mikrohabitaten. Einzig JOHANN und SCHAICH (2016) berechneten den Shannon-Diversitäts-Index für Mikrohabitats auf Plot-Ebene mit dem Ergebnis, dass Mikrohabitat-Diversität zwischen verschiedenen Waldbesitzarten variierte und Kleinprivatwaldflächen die höchste Mikrohabitat-Diversität aufwiesen. Keine der vorangegangenen Studien untersuchte die Abundanz und Diversität von Mikrohabitaten auf Einzelbaumebene.

Im Rahmen dieser Studie wurde Abundanz und Diversität von Mikrohabitaten auf Einzelbaumebene an bereits ausgewiesenen Habitatbäumen erfasst. Ziel war es, neben Darstellung der Mikrohabitat-Ausstattung von Habitatbäumen, die Wissenslücke durch das Einbeziehen qualitativer Aspekte bezüglich Mikrohabitats – mit dem Shannon-Diversitäts-Index – zu schließen. So lautete unsere Kernforschungsfrage, ob die Mikrohabitat-Diversität durch dieselben Faktoren beeinflusst wird, wie die Mikrohabitat-Abundanz.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Oberen Hotzenwald südöstlich der Gemeinde Todtmoos. Es gehört zum Wuchsbezirk „Südschwarzwald“ und dem Einzelwuchsbezirk „Hotzenwald“ (FORSTBW 2014; FVA 2016; VFS 2016). Das Gebiet ist überwiegend von Magmatiten (z.B. Granit) und Metamorphiten (z.B. Gneis) (METZ 1980; SCHREINER & GSCHOPF 2002). In den Hang- und Tallagen finden sich Glazialsedimente, sowie verschiedene Fließerdien und Hangschutt, örtlich auch Niedermoore. Bodenkundlich ist das Gebiet hauptsächlich von Braunerden gekennzeichnet (LGRB 2016). Die dominierende Waldgesellschaft stellt der montane Buchen-Tannen-Wald mit örtlicher Beimischung von Fichte dar (VFS 2016). Die potentiell natürliche Vegetation wäre Hainsimsen-Tannen-Buchenwald im Wechsel mit Waldmeister-Tannen-Buchenwald sowie Beerstrauch-Tannenwald im Übergang zu Hainsimsen-(Fichten-)Tannen-Buchenwald (LUBW 2019).

Die mittlere jährliche Niederschlagsmenge bei Todtmoos (nordwestlich des Untersuchungsgebietes) beträgt 1840 mm (KÖPPLER 2002). Das Niederschlagsregime ist relativ ausgeglichen mit Maxima im Dezember und Juli (Sommergewitter, METZ 1980). In den höheren Lagen um 1000 m ü. NN liegt die Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 5,5 und 6 °C. Die Vegetationsperiode beträgt circa 143 Tage und beginnt Anfang/Mitte Mai bis Ende September (SCHUHWERK 1988). Die Waldbestände des Projektgebietes sind aufgrund ihrer Stufigkeit größtenteils als Dauerwald ausgewiesen (mündl. HERBST 2016).

Das Projektgebiet (500 ha) ist Teil der Kulisse des LIFE-Projekts „Oberer Hotzenwald“ und liegt im Bereich des Großfreiwaldes. Die Höhenspanne liegt zwischen 890 und 1020 m ü. NN. Im Westen wird es von der L151 und im Osten von der K6591 begrenzt. Die nördliche und südliche Grenze stellen die Bestandes- beziehungsweise Abteilungsgrenzen dar. Das Gebiet wird von der K6528 durchschnitten. Weiterhin liegen zwei Moore, das Brunnmättlemoos sowie das Langmoos, im Projektgebiet. Die hier verwendete Kartierung basiert auf der Maßnahme A1 (LIFE05 NAT/D/000056 Oberer Hotzenwald) „Schutz ökologisch wertvoller Einzelbäume“ des LIFE-Projekts Oberer Hotzenwald, welche im Jahr 2007 durchgeführt wurde (TRIBUKAIT 2011). Teile der Projektflächen befinden sich im FFH-Gebiet „Oberer Hotzenwald“, dem Naturschutzgebiet „Kirchspielwald-Ibacher Moos“ sowie vollständig im Vogelschutzgebiet „Südschwarzwald“ (LUBW 2016).

2.2 Datenaufnahme und -auswertung

Zur Erfassung von Mikrohabitaten (insbesondere im oberen Kronenbereich) wurden die Feldarbeiten im laubfreien Zustand der Bäume durchgeführt. Neben Baumart und Zustand, wurde der Stammdurchmesser in Brusthöhe (BHD) (gemessen in 1,3 m Höhe über dem Boden an der hangzugewandten Seite) mit einem Umfangmaßband gemessen. Die Inventur der Baum-Mikrohabitate basierte auf dem „Katalog der Baummikrohabitate“ nach Kraus et al. (2016), siehe Tabelle 2. Zählbare Baum-Mikrohabitate - zum Beispiel Spechthöhlen, Rindentaschen oder Totäste - wurden in ihrer Menge erfasst. Nicht-zählbare Baum-Mikrohabitate – Flechten oder Moosbewuchs – wurden nach einem Präsenz-Absenz-Schema erhoben. Alle Baum-Mikrohabitate wurden auf Einzelbaumebene summarisch zusammengefasst (Abundanz) als auch in ihrer Diversität (Shannon-Diversitäts-Index). Statistische Analysen und Modellierungen wurden mit der freien Software R durchgeführt. Weitere methodische Details finden sich bei GROßMANN et al. (2018), GROßMANN (2016).

Tabelle 1 Bisherige Untersuchungen von Faktoren welche das Auftreten von Mikrohabitaten beeinflussen. Bei kontinuierlichen Variablen: + = positiver Einfluss, 0 = kein Einfluss, - = negativer Einfluss. Bei kategorialen Faktoren: j=signifikante Unterschiede zwischen den Kategorien. 1: Waldtyp gemäß den Angaben der Autoren; 2: zunehmende Vitalität von stehendem Totholz zu lebenden Bäumen.

Waldtyp ¹	Einflussfaktoren auf Anzahl der Mikrohabitats je Baum												Quelle
	Forstwirtschaft	Baumalter	BHD Zunehmende Vitalität ²	Stamm Dichte	Astigkei	Wasserreiser Kronenan- satzpunkt	Meereshöhe	Exposition	Grund-fläche	Standort	Baumart	Landbesitzer	
Tiefland- und Bergwald	0	+	-							j	j		VIDOT et al. (2011)
Bergwald		+	-								j		KIEHNE (2015)
Tiefland- und Bergmischwald	-	+	-										PAILLET et al. (2017)
Gemäßigte Zone	0	+				+					j		QUIN et al. (2015)
Laubwald gemäßigten Zone		+	-				0	0	+			j	JOHANN, SCHAICH (2016)
Buche-Tanne		+	-								j		LARRIEU, CABANETTES (2012)

Buche-Tanne	0	+			j	LARRIEU et al. (2012)
Buche-Tanne (montan)	-	+			j	LARRIEU et al. (2014)
Buche	-	+	-	+		WINTER et al. (2014)
Tiefland-Buche	-	+				WINTER (2005)
Tiefland-Buche	-	+				WINTER, MÖLLER (2008)
Tiefland Eiche-Buche Mittelwald	-				j	LARRIEU et al. (2016)
Eiche		+	-		j	SCHÜRG (2015)
Mediterrane Eiche	-	+	-	-	j	REGNERY et al. (2013b)
Douglasie	-	+	0	-	-	WINTER et al. (2014)
Douglasie		+				MICHEL et al. (2011)

Tabelle 2 Kategorisierung und Beschreibung von Baum-Mikrohabitaten nach KRAUS et al. (2016). Die Spalte „Anzahl“ gibt an, wie viele einzelne Mikrohabitats im jeweiligen Typ unterschieden werden, d.h. es werden beispielsweise 5 verschiedene Formen von Spechthöhlen unterschieden: kleine, mittlere und große Spechthöhlen, sowie Spechthöhlen¹ und Fraßlöcher.

Mikrohabitat Kategorie	Mikrohabitat Typ	Beschreibung	Anzahl
Höhlungen	Spechthöhlen	Spechthöhlen und Fraßlöcher am Baumstamm oder Starkästen.	5
	Stamm- und Mulmhöhlen	Baumhöhlen mit oder ohne Mulm, halboffene Stämme.	6
	Asthöhlen	Durch Astabbruch entstandene Faulhöhlen, hohle Äste	3
	Dendrotelme	Wassergefüllte Baumhöhlungen in der Krone oder am Stammfuß	4
	Insektengallerien und Bohrlöcher	Gallerie mit vielen kleinen oder einzelnen großen Bohrlöchern	2
Stammverletzungen und Bruchwunden	Freiliegendes Splintholz	Verlust der Stammrinde durch Fällschäden, Windwurf, etc.	4
	Freiliegendes Kernholz	Stammbruch, Starkastbruch	4
	Risse und Spalten	Blitzrinne, Brandnarben, Risse	4
Rinde	Rindentaschen	Abgelöste Rindenpartien	2
	Rindenstruktur	Grobe und zerklüftete Rindenstruktur	1
Totholz	Totäste/ Kronentotholz	Abgestorbene Kronenspitze oder Äste	5
Wuchsform	Stammfußhöhlen	Natürlicher entstandener Hohlraum am Stammfuß	3
	Hexenbesen	Hexenbesen, Wasserreiser	2
	Krebse/ Maserknollen	Starke Gewebswucherungen auch im Zerfallsstadium	2
Epiphyten	Pilzfruchtkörper	Ein- und mehrjährige Porlinge, Ständerpilze, Schlauchpilze	4
	Myxomyceten	Schleimpilze	1
	Epiphytische Krypto- und Phanerogame	Moose, Flechten, Lianen, Efeu, Misteln	5
	Nester	Nester von Wirbeltieren und Wirbellosen	3
Andere	Saft- und Harzfluß	Saftfluß an Laubbäumen, bzw. Harzfluß, Harztaschen an Nadelbäumen	2
	Mikroboden ²	Mikrobodenbildung in der Baumkrone oder am Stamm	2

1: Als Spechthöhlen werden mehrere Spechthöhlen an einem Stamm bezeichnet, in diesem Fall wenn mehr als 5 Spechthöhlen auf einer Länge von 2 m auftreten.

2: In diesem Kontext bezeichnet der Begriff „Mikroboden“ keinen mineralisch entstandenen Boden im Sinne der klassischen Bodenkunde, sondern eine Ansammlung von sich zersetzender Streu von Blättern, Flechten, Moosen, etc., welche sich in Astgabeln, auf horizontalen Ästen oder in grober Rinde absetzt.

3. Ergebnisse

Insgesamt wurden 353 Bäume im Projektgebiet kartiert. Dies ergab eine rechnerische Dichte von 0,7 Habitatbäumen je Hektar. Seit der Auswahl der Bäume im Jahr 2007 sind 15 Bäume abgestorben. Nur bei drei Bäumen waren Gründe für das Absterben erkennbar, zweimal Sturmwurf und einmal hoher Konkurrenzdruck. Mit einem Anteil von 56% war die Weißtanne *Abies alba* häufigste Baumart im Habitatbaumkollektiv, gefolgt von Rotbuche *Fagus sylvatica* (19%), Bergahorn *Acer pseudoplatanus* (10%) und Fichte *Picea abies* (6%). Weiterhin kamen Vogelbeere *Sorbus aucuparia*, Hänge Birke *Betulus pendula*, Wald Kiefer *Pinus sylvestris*, Europäische Lärche *Larix decidua* und Vogelkirsche *Prunus avium* vor (Tabelle 3).

Die untersuchten Nadelbäume waren deutlich dicker, als die Laubbäume (Tabelle 3). Der dünnste lebende Habitatbaum war eine Vogelbeere (BHD 3,5 cm), der dickste eine Weißtanne (BHD 154,5 cm). Durchmesser von über 100 cm BHD wurden bei Rotbuche und Weißtanne festgestellt. Die meisten Mikrohabitate wurden an Weißtanne beobachtet, gefolgt von Rotbuche und Bergahorn. Im Mittel wurden an einer Weißtanne 8,5 Mikrohabitate erfasst. Lediglich an Europäischer Lärche, Vogelkirsche und Vogelbeere wurden durchschnittlich weniger als 4 Mikrohabitate je Baum festgestellt. Über alle Baumarten hinweg wurden an abgestorbenen Bäumen im Mittel ein Mikrohabitat weniger je Baum beobachtet, als an lebenden Bäumen (Tabelle 3). Die höchste Diversität von Mikrohabitaten wurde absolut bei Rotbuche festgestellt, gefolgt von Weißtanne und Hängebirke. Im Durchschnitt hingegen war die Diversität der Mikrohabitate bei Weißtannen am höchsten, gefolgt von Bergahorn und Hängebirke. Die maximale wie auch die durchschnittliche Diversität der Mikrohabitate war an abgestorbenen Bäumen deutlich geringer als an den vitalen. An abgestorbenen Bäumen traten beispielsweise epiphytische Mikrohabitate, Vogelnester, Ausflüsse oder Asthöhlen nicht auf.

Mit 43 Mikrohabitaten wurde die höchste Anzahl an Mikrohabitaten je Baum an einer Weißtanne (BHD = 81,7 cm; Mikrohabitat-Diversität Indexwert = 1,65) beobachtet. An diesem Baum wurden vor allem unbesonntes Kronentholz (N = 17) und Wasserreiser (N = 15) festgestellt. Ebenso viele Mikrohabitate wurden an einer Weißtanne (BHD = 89,7 cm; Mikrohabitat-Diversität Indexwert = 1,60) beobachtet. Häufigstes Mikrohabitat war hier besonntes Kronentholz (N = 26). Bei den Laubbäumen wurden maximal 25 Mikrohabitate je Baum beobachtet. Dieser Baum war eine Rotbuche (BHD = 97,0 cm; Mikrohabitat-Diversität Indexwert = 2,43). Hier konnte keine Häufung eines bestimmten Mikrohabitats festgestellt werden.

Tabelle 3 Überblick über die Stichprobengröße, die Durchmesser, die Abundanz und Diversität von Mikrohabitaten aufgliedert nach Baumart (aus GROßMANN 2016).

	Baumart	N	Baum-Mikrohabitate									
			BHD [cm]			Abundanz				Diversität [Shannon-Index]		
			Ø	Min	Max	Σ	Ø N/Baum	Min	Max	Ø	Min	Max
lebend	<i>Abies alba</i>	197	81,7	24,4	154,5	1674	8,5	0	43	1,47	0	2,43
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	37	41,7	23,1	71,5	254	6,9	1	15	1,43	0	2,03
	<i>Betula pendula</i>	4	25,8	21,2	30,5	33	8,3	3	14	1,42	1,09	2,35
	<i>Fagus sylvatica</i>	64	46,8	23,8	119,2	408	6,4	0	25	1,31	0	2,63
	<i>Larix decidua</i>	1	56,1	n.a.	n.a.	3	3	n.a.	n.a.	1,1	n.a.	n.a.
	<i>Picea abies</i>	22	56	40,3	91	101	4,6	0	18	1,06	0	1,61
	<i>Prunus avium</i>	1	24,9	n.a.	n.a.	0	n.a.	n.a.	n.a.	0	n.a.	n.a.
	<i>Pinus sylvestris</i>	3	54,6	18,8	85,8	14	4,7	2	7	1,26	0,69	1,61
	<i>Sorbus aucuparia</i>	5	11,6	3,5	29,3	3	0,6	0	2	0,14	0	0,69
	Zwischensumme	334	66,6	3,5	154,5	2490	7,5	0	43	1,38	0	2,63

	<i>Abies alba</i>	10	72	41,8	115	97	10,7	0	41	0,64	0	1,53
	<i>Betulus pendula</i>	1	n.a.	n.a.	n.a.	0	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
tot	<i>Fagus sylvatica</i>	2	40,2	26	54,3	18	9	8	10	1,05	0,9	1,19
	<i>Picea abies</i>	6	34,5	21,8	47,2	7	1,2	0	5	0,2	0	0,69
	<i>Sorbus aucuparia</i>	1	n.a.	n.a.	n.a.	1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	Zwischensumme	19	60,1	21,8	115	123	6,5	0	41	0,56	0	1,53
	Gesamt	353	66,4	3,5	154,5	2613	7,4	0	43	1,33	0	2,63

Mit Hilfe von Modellen wurde der Einfluss unterschiedlicher Parameter auf das Vorkommen von Mikrohabitaten untersucht: Es zeigte sich, dass Mikrohabitat-Abundanz als auch Diversität am besten durch Baumart und Durchmesser vorhergesagt wurden (Tabelle 4). Ein unterstellter spezifischer Zusammenhang (Interaktion) zwischen Baumart und Durchmesser – das heißt ein Baumarten spezifischer Einfluss des Durchmessers – führte jedoch zu keinem besseren Ergebnis. Ebenso wenig wie die Berücksichtigung von Kronenklassen nach KRAFT 1884, welche Durchmesser und Vitalität in eine Variable zusammenführt.

Tabelle 4 Ergebnisse der Modellierung von Mikrohabitat-Abundanz (a) mittels linear-gemischter-Modelle (LMER) und Mikrohabitat-Diversität (b) mittels generalisierte-gemischter-Modelle (GLMER) an Habitatbäumen im Projektgebiet. Im Modell berücksichtigte Variable sind mit “x” gekennzeichnet. RE = „random effect“/ Zufallseffekt, um die standörtliche Variation zu berücksichtigen. Das beste Modell (mittels AIC identifiziert) ist fett gedruckt abgebildet. Nach GROßMANN et al. (2018).

	BHD	Kronen-Klasse	Baumart	Baumart: BHD	Baumart: Kronen- klasse	Bodenart (RE)	AIC
a)	x		x			x	289,2
	x		x	x		x	295,6
	x					x	305,5
		x				x	341,1
		x	x			x	342,5
		x	x			x	342,8
			x			x	379,3
(b)	x		x			x	1711,2
	x		x	x		x	1714,6
	x					x	1744,9
		x	x			x	1851
		x				x	1863,2
		x	x			x	1865,5
			X			X	1941,9

Bei gleichem Durchmesser war die Mikrohabitat Abundanz, wie auch Diversität bei Rotbuche im Vergleich zu Weißtanne höher (Abbildung 3). Mit steigendem Durchmesser nahm die Abundanz bei Rotbuche und

Weißtanne signifikant zu, wohingegen die Mikrohabitat-Diversität in größeren Durchmesser-Klassen nicht weiter anstieg (Abbildung 3).

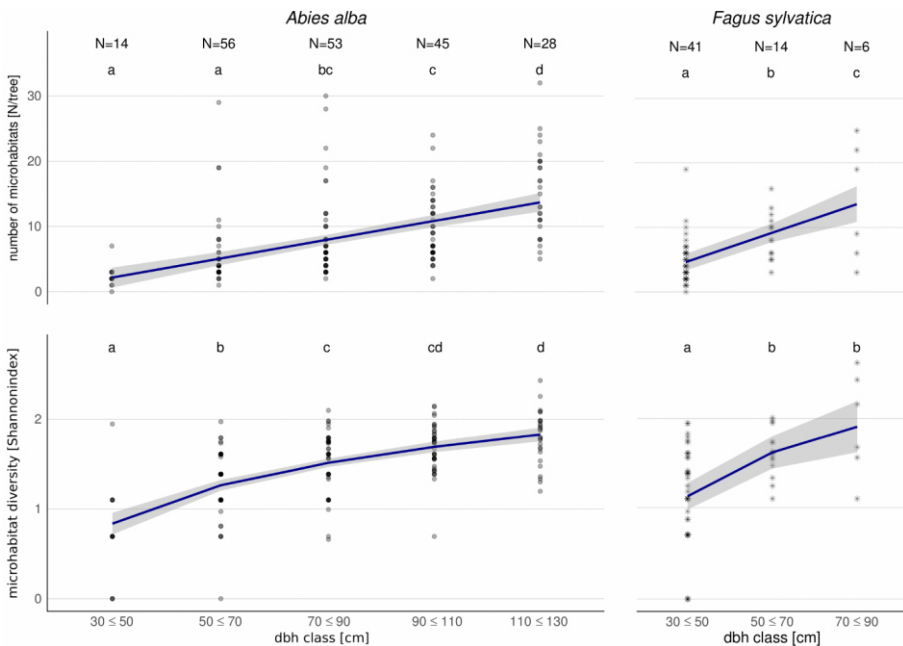


Abbildung 3 Abundanz („number of microhabitats“) und Diversität („microhabitat diversity“) von Mikrohabitaten in Bezug zu Durchmesser-Klassen („dbh class“) an Rotbuchen- und Weißtannen-Habitatbäumen. Unterschiedliche Buchstaben indizieren signifikante Unterschiede (Kruskal-Wallis-Test $p < 0,05$). Abbildung aus GROßMANN et al. (2018).

4. Diskussion

In Übereinstimmung mit anderen Studien wurde ein positiv gerichteter Zusammenhang zwischen Durchmesser und Mikrohabitat-Abundanz für Rotbuche und Weißtanne beobachtet (LARRIEU & CABANETTES 2012, JOHANN & SCHAICH 2016). Während die Mikrohabitat-Abundanz mit steigendem Durchmesser kontinuierlich zunahm, traf dies für Mikrohabitat-Diversität nur bis zu einem bestimmten Durchmesser zu (Abbildung 3). Auf Basis dieser „Sättigungskurve“ können Mindest-Durchmesser abgeleitet werden. Für diese Studie liegen diese Werte bei 70 cm BHD für Rotbuche und bei 90 cm BHD für Weißtanne. Andere Studien kamen für Rotbuche diesbezüglich zu unterschiedlichen Mindest-Durchmesser-Werten (70 cm (LARRIEU et al. 2012), 42, 60, 73 und 89 cm (LARRIEU & CABANETTES 2012), welche in die Empfehlung mündeten, Rotbuchen ab einem BHD von 90 cm als Habitatbäume auszuwählen und von der Nutzung auszunehmen (LARRIEU & CABANETTES 2012).

Der Vorteil einer qualitativen Herangehensweise auf Basis der Mikrohabitat-Diversität (hier mittels Shannon-Index) vereinfacht das Identifizieren von Schlüsselfaktoren, da alle Mikrohabitate als auch ihre Häufigkeit berücksichtigt werden. Habitatbäume werden mit dem Ziel ausgewählt möglichst viele und unterschiedliche Mikrohabitate für einen möglichst langen Zeitraum bereit zu stellen. Deswegen ist es wichtig, sich mit ihren Auswahlkriterien auseinander zu setzen. Die hier vorgestellte Herangehensweise stellte eine Möglichkeit dar sich der Spezifikation von Auswahlkriterien anzunähern. Andere Studien haben die sogenannte Ko-Existenz verschiedener Mikrohabitate untersucht und kamen zu dem Ergebnis, dass ein Vorkommen von Stammhöhlen ein Vorkommen von Dendrothelmen, Rissen und saproxylichen Pilzen indizierte (LARRIEU & CABANETTES 2012).

In der Waldmatrix spielen Habitatbäumen beziehungsweise Habitatbaumgruppen eine tragende Rolle, da sie Lebensraum für Arten bereitstellen, welche auf die Alters- und Zerfallsphase von Wäldern angewiesen sind (LINDENMAYER & FRANKLIN 2002). Jedoch sollte der Habitatwert der „normalen“ Bäume, also nicht als Habitatbaum ausgewiesene Bäume, nicht unterschätzt werden. Auf Bestandes- oder Landschaftsebene übertreffen diese die durch Habitatbäume geschützten Mikrohabitate um ein vielfaches, allein durch ihre Menge. Nichts desto trotz, die Lebensspanne der „normalen“ Bäume ist in der Regel durch forstwirtschaftliche Nutzung zeitlich begrenzt, sodass vor allem Mikrohabitate mit langen Entwicklungszeiten (beispielsweise Höhlen (RANIUS et al. 2009) oft in ihrer Entwicklung gehindert werden.

5. Schlußfolgerungen

Um den Erhalt und Schutz von Artenvielfalt im Wald zu gewährleisten und zu verbessern sollten integrativ angelegt Maßnahmen wie das Ausweisen von Habitatbäumen ökologisch so wirksam wie möglich sein. Deswegen sollten bevorzugt Bäume mit der höchsten Abundanz und Diversität von Mikrohabitaten als Habitatbäume ausgewiesen werden. Unsere Ergebnisse für den Bergmischwald zeigen, dass Rotbuchen ab 70 cm BHD und Weißtannen ab 90 cm BHD die Erfüllung dieser Maßgabe erwarten lassen. Oberhalb dieser Durchmesser nahm die Mikrohabitat-Diversität nicht weiter zu. Die Stichprobengröße war zu gering um ähnliche Aussagen für andere Baumarten treffen zu können.

Danksagung

Diese Arbeit wurde dankenswerter Weise durch den Professor-Friedrich-Kiefer-Fonds des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V. gefördert. Ein Dankeschön geht auch an Revierleiter Peter Herbst, der die Feldarbeit mit seiner Ortskenntnis unterstützt hat.

Literaturverzeichnis

- ANONYM (13.10.2019) Aegolius-funereus-001.
<https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Aegolius-funereus-001.jpg>.
<https://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/legalcode>.
- BAUHUS, J., PUETMANN, K., MESSIER, C. (2009) Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258/4: 525-537.
- BAYSF - BAYRISCHE STAATSFORSTEN AÖR (Hrsg.) (2009) Naturschutzkonzept der Bayrischen Staatsforsten. Regensburg.
- ERNST, G., HANSTEIN, U. (2001) Epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn -Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. *NNA-Berichte* 2: 28-83.
- FORSTBW – LANDESBETRIEB FORST BADEN-WÜRTTEMBERG (2010) Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg. Stuttgart.
- FORSTBW – LANDESBETRIEB FORST BADEN-WÜRTTEMBERG & MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2014) Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen.
- FORSTBW – LANDESBETRIEB FORST BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (2015) Die Gesamtkonzeption WALDNATURSCHUTZ ForstBW – Mit den Waldnaturschutzzielen 2020. Stuttgart.
- FVA – FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (06.08.2016) Geodaten – Forstliche Standortskartierung, URL <http://www.fva-bw.de/indexjs.html?http://www.fva-bw.de/monitoring/geodaten.php>
- GROBMANN, J. (2016). Wirksamkeit von Habitatbäumen und deren Auswahlkriterien für den Biodiversitätserhalt – eine Fallstudie im Bergmischwald. Masterarbeit an der Professur für Waldbau, UNR, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

GROßMANN, J., SCHULTZE, J., BAUHUS, J., PYTTEL, P. (2018). Predictors of Microhabitat Frequency and Diversity in Mixed Mountain Forests in South-Western Germany. *Forests* 104/9.

HANNERT, S. (13.10.2019) Schwarzspecht,
<https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Schwarzspecht.jpg>

HOFFMANN, M., LÖB, B. (2012) Siedlungsdichte der Vögel im Naturwaldreservat Kinzigau (Hessen). Untersuchungs-jahr 1999. S. 301-346 in: BLICK, T. et al. (Hrsg.): Kinzigau Zoologische Untersuchungen 1999-2001, Teil 1. Naturwaldreservate in Hessen.: Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum, Frankfurt am Main.

JOHANN, F., SCHAICH, H. (2016) Landownership affects diversity and abundance of tree microhabitats in deciduous temperate forests *Forest Ecology and Management* 380: 70-81.

JONSELL, M., NORLANDER, G. (2002) Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest Ecology and Management* 157/1-3: 101-118.

KIEHNE, J. (2015) Das Marteloskop Rosskopf als Grundlage zur Beurteilung von Betriebswirtschaftlichen und Naturschutzfachlichen Aspekten im Bergmischwald. Masterarbeit, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau.

KÖPPLER, D. (2002) Landschaften und Vegetation des Oberen Hotzenwalds Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V., N.F. Band 18: 45-65.

KOHLER, B. (2015) Naturschutz: Anforderungen an die Waldbewirtschaftung hinsichtlich Biodiversität im Wald. BFW-Praxisinformation 37: 31-32.

KRAFT, G. (1884) Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Klindsworth's Verlag, Hannover.

KRAUS, D., BÜTLER, R., KRUMM, F., LACHAT, T., LARRIEU, L., MERGNER, U., PAILLET, Y., RYDKVIST, T., SCHUCK, A., WINTER, S. (2016) Catalogue of Tree Microhabitats—Reference Field List, European Forest Institute—Regional Office EFICIENT: Freiburg, Germany.

KUMISZCZA, A. (13.10.2019) *Glaucidium passerinum* 20110413
[https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Glaucidium
 passerinum
 20110413.jpg](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Glaucidium_passerinum_20110413.jpg), <https://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/legalcode>.

LANDVIK, M., NIEMELÄ, P., ROSLIN, T. (2016) Opportunistic habitat use by *Osmoderma barnabita* (Coleoptera: Scarabaeidae), a saproxylic beetle dependent on tree cavities. *Insect Conservation and Diversity* 9/1: 38-48.

LARRIEU, L., CABANETTES, A. (2012) Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 42/8: 1433-1445.

LARRIEU, L., CABANETTES, A., DELARUE, A. (2012) Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech–fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research* 131: 773-786.

LARRIEU, L., CABANETTES, A., BRIN, A., BOUGET, C., DECONCHAT, M. (2014) Tree microhabitats at the stand scale in montane beech–fir forests: Practical information for taxa conservation in forestry. *Eur. J. For. Res.* 133: 355-367.

LARRIEU, L., CABANETTES, A., GOUIX, N., BURNEL, L., BOUGET, C., DECONCHAT, M. (2016) Development over time of the tree-related microhabitat profile: The case of lowland beech–oak coppice-with-standards set-aside stands in France. *Eur. J. For. Res.*, doi:10.1007/s10342-016-1006-3.

LGRB - LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU (27.08.2016) Geologische Einheiten sowie Bodenkundliche Einheiten im Kartenviewer, <http://maps.lgrb-bw.de/> .

LUBW - LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNG UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (27.08.2016) Umwelt-Daten- und -Karten Online (UDO) <http://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/pages/map/default/index.xhtml> .

LUBW - LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNG UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (04.10.2019) Umwelt-Daten- und -Karten Online (UDO) Layer: potentielle natürliche Vegetation <https://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/pages/map/default/index.xhtml> .

- LINDENMAYER, D. B., FRANKLIN, J. F. (2002) Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island Press.
- METZ, R. (1980) Geologische Landeskunde des Hotzenwaldes. Schauenburg-Verlag. Lahr.
- Michel, A. K., WINTER, S. (2009) Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. *Forest Ecology and Management* 257/6: 1453–1464.
- MICHEL, A., WINTER, S., LINDE, A. (2011) The effect of tree dimension on the diversity of bark microhabitat structures and bark use in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* va. *Menziesii*) *Canadian Journal of Forest Research* 41: 300-308.
- MÖLLER, G. (2009) Struktur und Substratbindung holzbewohnender Insekten, Schwerpunkt Coleoptera – Käfer. Dissertation Freie Universität Berlin.
- MÖLLER, G. (18.09.2014) Entwurf einer Richtlinie zur Umsetzung ökologisch-naturschutzfachlicher Ziele im öffentlichen Wald http://www.biotopholz.de/modules/download_gallery/dlc.php?file=11 .
- MÜLLER, J., JARZABEK-MÜLLER, A., BUSSLER, H., GROSSNER, M. M. (2014) Hollow beech trees identified as keystone structures for saproxylic beetles by analyses of functional and phylogenetic diversity. *Animal Conservation* 17/2: 154-162.
- QUIN, A., CABANETTES, A., ANDRIEU, E., DECONCHAT, M., ROUME, A., VIDGAN, M., LARRIEU, L. (2015) Comparison of tree microhabitat abundance and diversity in the edges and interior of small temperate woodlands *Forest Ecology and Management* 340: 31-39.
- PAILLET, Y., ARCHAUX, F., BOULANGER, V., DEBAIVE, N., FUHR, M., GILG, O., GOSSELIN, F., GUILBERT, E. (2017) Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *For. Ecol. Manag.* 389: 176–186.
- PUUMALAINEN, J., KENNEDY, P., FOLVING, S. (2003) Monitoring forest biodiversity: a European perspective with reference to temperate and boreal forest zone. *Journal of Environmental Management* 67/1: 5-14.

- RANIUS, T., MATS, N., BERG, N. (2009). Development of Tree Hollows in Pedunculate Oak (*Quercus Robur*). *Forest Ecology and Management* 257: 303–10.
- REGNERY, B., COUVET, D., KUBAREK, L., JULIEN, J.-F., KERBIRIOU, C. (2013a) Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators* 34: 221-230.
- REGNERY, B., PAILLET, Y., COUVET, D., KERBIRIOU, C. (2013b) Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests?. *Forest Ecology Management* 295: 118-125.
- SCHABER-SCHOOR, G., LIEBER, K.-H. (2016) Die Gesamtkonzeption Waldnaturschutz des Landesbetriebes ForstBW - Ziele und Umsetzung. *AFZ - Der Wald* 6: 11-12.
- SCHREINER, A., GSCHOPF, R. (2002) Zur Geologie und Morphologie des Hotzenwaldes Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V., N.F. Band 18: 29-44.
- SCHUHWERK, F. (1988) Naturnahe Vegetation im Hotzenwald (Südöstlicher Schwarzwald). Dissertation Universität Regensburg.
- SCHÜRG, R. (2015) Das Marteloskop Mooswald als Grundlage zur Beurteilung von Betriebswirtschaftlichen und Naturschutzfachlichen Aspekten in Ehemaligen Eichen-Mittelwäldern. Masterarbeit, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau.
- TRIBUKAIT, F. (2011) EU-LIFE-Projekt Oberer Hotzenwald, European Union: City of Brussels, Belgium.
- VANDERWELL, M. C., MALCOLM, J. R., SMITH, S. M., ISLAM, N. (2006) Insect community composition and trophic guild structure in decaying logs from eastern Canadian pine-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 225/1-3: 190-199.
- VFS – VEREIN FÜR FORSTLICHE STANDORTSKUNDE UND FORSTPFLANZENZÜCHTUNG e.V. (06.08.2016) Die standortkundliche Regionalgliederung Baden-Württembergs <http://www.vfs-freiburg.de/html/seiten/text.phtml?nav=121&lang=de>.
- VIDOT, A., PAILLET, Y., ARCHAUX, F., GOSSELIN, F. (2011) Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144/1: 441-450.

WINTER, S. (2008) Mikrohabitate und Phasenkartierung als Kern der Biodiversitätserfassung im Wald. in Schmidt & Hamberger (Hrsg.) Juwelen im Wald – Naturwaldreservate in Bayern. LWF aktuell 63: 40-42.

WINTER, S., MÖLLER, G. (2008) Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255/3-4:1251-1261.

WINTER, S., BRAMBACH, F. (2011) Determination of a common forest life cycle assessment method for biodiversity evaluation. *Forest Ecology and Management* 262/12: 2120-2132.

WINTER, S., HÖFLER, J., MICHEL, A. K., BÖCK, A., ANKERST, D. P. (2014) Association of tree and plot characteristics with microhabitat formation in European beech and Douglas-fir forests. *European Journal of Forest Research* 134/2: 335-347.

WINTER, S., BEGEHOLD, H., HERRMANN, M., LÜDERITZ, M., MÖLLER, G., RZANNY, M., FLADE, M. (2015) *Praxishandbuch - Naturschutz im Buchenwald: Naturschutzziele und Bewirtschaftungsempfehlungen für reife Buchenwälder Nordostdeutschlands*. Schorfheide-Chorin.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V. Freiburg i. Br.](#)

Jahr/Year: 2019

Band/Volume: [NF_22](#)

Autor(en)/Author(s): Großmann Josef, Pyttel Patrick

Artikel/Article: [Mikrohabitat Abundanz und Diversität als Kenngrößen für die Strukturvielfalt von Habitatbäumen im Bergmischwald 663-684](#)