

Dr. Sebastian Dittrich

**Modellhafte Umsetzung eines Citizen-Science-Konzepts
zum Management wertvoller Habitatbäume
Wissenschaftlicher Begleitbericht**

**Teil C: Lebensgemeinschaften von Bäumen und ihre
Veränderungen im Zuge des Klimawandels**



Vertragsleistung für:

Grüne Liga Osterzgebirge e.V.
Große Wassergasse 9
01744 Dippoldiswalde

Dresden, den 20.10.2025

Lebensgemeinschaften von Bäumen und ihre Veränderungen im Zuge des Klimawandels

1 Einleitung

Viele Arten und Artengruppen, zumal im potenziell von Wald weithin dominierten Mitteleuropa, sind im weitesten Sinne Wald- und auch Baumbewohner (Dorow et al. 2019). Teilbereiche von Bäumen (etwa Krone, Stamm oder der Wurzelraum) oder auch kleinere räumlich noch stärker begrenzte Strukturen (baumgebundene Mikrohabitate) sind wichtige Lebensräume, die einerseits Nahrungshabitate sind, andererseits auch Wohn- und Fortpflanzungsstätten (Winter et al. 2016).

Allgemein potenzieren sich bei alten Bäumen die Ökosystemleistungen (Roloff 2023). Im Besonderen bieten alte und große Bäume weitaus mehr Mikrohabitate als kleine und jüngere Bäume. Viele Mikrohabitate entwickeln sich erst im fortgeschrittenen Alter, können mit der Zeit teilweise auch wieder verschwinden (Wesołowski 2011; Larrieu et al. 2022, Spînu et al. 2024; Beispiele: Abb. 1-4). Dabei gibt es große artspezifische Unterschiede; schnellwüchsige Pionierbäume altern erheblich schneller und stellen Mikrohabitate in großer Zahl in kürzerer Zeit bereit (Spînu et al. 2023). Bei langlebigen (und oft auch langsamer wachsenden) Baumarten entwickelt sich auch das Habitatpotenzial erheblich langsamer (Ranius et al. 2009), bleibt andererseits aber über weitaus längere Zeiträume erhalten (Habitatkontinuität).

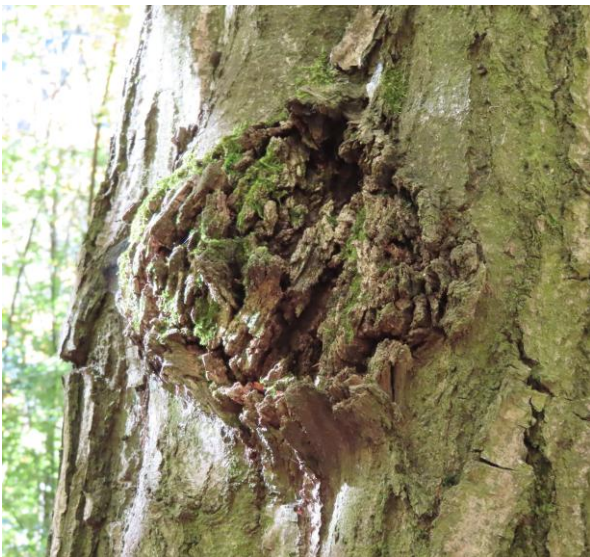


Abb. 1 (links): Aufbrechende Krebsbildung (Hainbuche, NSG Weißeritztalhänge, Oktober 2022)

Abb. 2 (rechts): Große Stammhöhle (Eibe am Müglitzhang bei Schlottwitz, Oktober 2022)

Abschottungs- und Überwallungsvermögen, die bei einzelnen Baumarten grundsätzlich schwach ausgeprägt sind (z.B. Pappel, Weide), bei anderen umso stärker (z.B. Eiche, Ulme) (Dujesiefken & Liese 2008, Gauthier et al. 2015), spielen bei der Ausbildung von Mikrohabitaten eine große Rolle. Auch die Baumpflege im Siedlungsbereich hat dabei einen erheblichen Einfluss, da sie einerseits bestimmte Mikrohabitate reduziert (z.B. Kronen-Totholz), hingegen die Bildung anderer Strukturen deutlich fördert (z.B. Höhlen durch Astungswunden) (Großmann et al. 2020). Davon abgesehen mag eine fachgerechte

Baumpflege gerade bei Uraltbäumen weniger die Lebensdauer, aber die Standzeit erheblich verlängern und damit auch zur Erhaltung wertvoller Habitats beitragen (Goede & Weiß 2024).



Abb. 3 (links): Astabbruch mit Fraßhöhlen von Spechten (Rot-Eiche; Dresden, Großer Garten; Mai 2024).

Abb. 4 (rechts): Tannenmistel (Colorado-Tanne im Forstgarten Tharandt, September 2024)

Das Artenspektrum der Baumbewohner reicht bei Tieren von sehr mobilen Säugetieren und Vögeln, die Bäume überwiegend als Nist-, Gesangs- und Rastplätze nutzen (Zawadzki et al. 2020) (Abb. 5, 6) bis hin zu wenig mobilen Holzkäfern, die ihren gesamten Lebenszyklus in Bäumen verbringen, und höchstens kurze Strecken zurücklegen, um nahegelegene geeignete Habitatbäume zu besiedeln (Ranius 2002) (Abb. 5). Auch bei Flechten, Moosen und Pilzen (Abb. 8-10) sind die Ausbreitungsdistanzen unterschiedlich; bei einigen Arten betragen sie kaum 50 m (Ronnås et al. 2017). Die Sporen vieler Pilze werden aber auch durch Holzkäfer verbreitet (Seibold et al. 2019, Lunde et al. 2023). Auch kleinere Wirbellose können als „Anhalter“ größerer Tiere weite Distanzen überwinden (Poinar et al. 1998).



Abb. 5 (links): Turmfalke mit Beute (Kirschbaum bei Somsdorf, September 2022)

Abb. 6 (rechts): Durch einen Astabbruch freigelegte, mit Gras ausgepolsterte Höhle (evtl. Siebenschläfer; Apfelbaum bei Somsdorf, September 2022)



Abb. 7 (links): Der Eremit (*Osmoderma eremita*) lebt in den Mulmhöhlen verschiedener Baumarten (Bild: magnf/wikimedia).

Abb. 8 (rechts): Breites Wassersackmoos (*Frullania dilatata*) (an Esche; Forstbotanischer Garten Tharandt, März 2022).



Abb. 9 (links): Struppige Bartflechte (*Usnea hirta*) (Oberbärenburg, August 2024)

Abb. 10 (rechts): Weiden-Feuerschwamm (*Phellinus igniarius*) (Trauerweide in Reinhardtsgrimma, April 2022)

Dennoch sind viele Spezialisten in ihren Ausbreitungsfähigkeiten beschränkt. So können bereits Entfernungen von 100 m zwischen alten Bäumen oder Tothholzobjekten zu Isolation und Verinselung führen (Haeler et al. 2021). Vielfach spielen geeignete Habitate an sich eine größere Rolle als die Ausbreitungsdistanz (Kommonen & Müller 2018). Umso schwerer wiegen daher Verluste einzelner, besonders alter Bäume als Lebensstätten spezialisierter Arten (Meier & Dittrich 2020). Entsprechend wird es aus Naturschutzsicht einerseits darauf ankommen, Tothholz und Altbäume überall zu bewahren und anzureichern, wo es möglich ist (Kommonen & Müller 2018). Andererseits kommt aber auch der Habitatvernetzung und

-Kontinuität eine große Bedeutung zu, damit die an Altbäume bzw. starkes Totholz gebundenen Arten neu entstehende Habitate eigenständig erreichen können, wenn ihre bisherigen Lebensstätten (naturgemäß) vergehen (Abb. 4, 11).



Abb. 11: Abgebrochene Altbuche (rechts), starkes liegendes Totholz und lebende Buchen verschiedenen Alters (Landberg, Tharandter Wald; April 2025)

In diesem Teilbericht soll zunächst eine Übersicht über das Habitatpotenzial und die Vielfalt ausgewählter Artgemeinschaften einzelner Baumarten gegeben werden. Am Beispiel einzelner Artengruppen wird dann auf die Veränderungen Baum-gebundener Lebensgemeinschaften über die Zeit und im Zuge des Klimawandels nachgegangen. Diese sind zum Teil auch schon in beiden Projektgebieten zu beobachten.

2 Habitatpotenzial und Artgemeinschaften einzelner Baumarten

Hier wurden insbesondere Informationen zu den Baumarten zusammengestellt, von denen im Bereich des Osterzgebirges bisher mindestens 5 Altbäume untersucht wurden. Herangezogen wurden dabei Originaldaten aus dem Projekt „Alte Bäume = Lebensräume“ und nachfolgenden eigenen Untersuchungen (2021-2025) von dort bewerteten Bäumen, bei denen sowohl Mikrohabitate (Schlüssel von Kraus et al. 2016) als auch epiphytische Moose und Flechten (unterer Stamm, 0-2 m) erfasst wurden. In Tab. 1 werden hier die Mittelwerte zu den Mikrohabitaten (Anzahl gefundener Typen) und den Artenzahlen von Moosen und Flechten angegeben.

Ergänzt wurden die eigenen Erhebungen mit Angaben aus der überregionalen Fachliteratur. Übernommen wurden dabei die Biodiversitätsindices von Gloor et al. (2021, differenziert für Park- und Straßenbäume) als Experteneinschätzungen zum Wert von Baumarten für verschiedene Artengruppen. Weiterhin wurden Artenzahlen übernommen von Baber et al. (2016, Holzpilze im frühen Zerfallsstadium liegender Stämme), Vogel et al. (2021, Äste besiedelnde Holzkäfer), Gossner et al. (2016, Holzkäfer an liegendem Totholz im frühen Zerfallsstadium), Westrich (2019, pollensammelnde Wildbienen ohne Hummeln und Maskenbienen) und natura db (www.naturadb.de; Wildbienen allgemein, Schmetterlinge [Imagines/Raupen], Schwebfliegen und Käfer), Turček (1961, frucht- und samenfressende Vögel), Turček (1967, an verschiedenen Teilen des Baumes fressende Säugetiere). Schließlich wurden noch Artenzahlen von Pflanzenparasiten (v.a. Arthropoden, Nematoden, Pilze) von Aufderheide et al. (2024, Auswertung der Online-Datenbank „Bladmineerders“, ergänzt mit eigenhändigen Auswertungen) übernommen.

Insbesondere die in Listen zusammengestellten Artenzahlen sind, wie etwa jene aus Turček (1961, 1967), nicht unkritisch zu übernehmen (Kronenberg 1991). Sie erlauben aber doch Trendaussagen zum ökologischen Wert der einzelnen Baumarten für die verschiedenen Artengruppen. Die Artenzahlen der gelisteten Pflanzenparasiten sind zudem signifikant mit den Biodiversitätsindices (Gloor et al. 2021) sowie den Artenzahlen der Vögel (Turček 1961) korreliert (Aufderheide et al. 2024). Bei Pilzen und Holzkäfern wurden Zahlen aus standardisierten Experimenten übernommen. Hier sind die Zahlen besser direkt vergleichbar, aber eben nur für eine begrenzte Anzahl von Baumarten.

Auffällig sind hier meist geringere Werte bei Nadelbäumen, und allgemein geringere Artenzahlen bei gebietsfremden Baumarten. Das entspricht durchaus bisherigen Einschätzungen aus der Literatur. Aber auch bei einheimischen Baumarten gibt es große Unterschiede; so sind auch die Werte bei der einheimischen Eibe in einigen Bereichen sehr niedrig (Tab. 1). Hervorzuheben sind die Spitzenwerte bei Eichen und Sal-Weide in mehreren Kategorien, die mit Abstand meisten fruchtfressenden Vögel bei der Eberesche und besonders viele Wildbienen bei Kultur-Apfel und Vogel-Kirsche (inkl. Süßkirschen). Das Habitatpotenzial ist bei einigen kurzlebigen Baumarten (u.a. auch dem Kultur-Apfel) ähnlich hoch wie bei langlebigen (Winter-Linde) (Tab. 1).

Tab. 1: Bedeutung einzelner Baumarten für die Biodiversität. N, Anzahl ausgewerteter Bäume im Osterzgebirge; Mikrohabitate, Mittelwerte Anzahl Typen; Flechten, mittlere Artenzahl; Moose, mittlere Artenzahl. BI_S, Biodiversitätsindex Straßenbäume; BI_P, Biodiversitätsindex Parkbäume; Holz-Pilze: Gesamtzahl Arten an liegenden Stämmen; Holzkäfer 1, Gesamtzahl Arten an Ästen; Holzkäfer 2, Gesamtzahl Arten an liegenden Stämmen; Wildbienen 1: Gesamtzahl Pollensammler; Wildbienen 2, Schmetterlinge (Imagines), Schmetterlinge (Raupen), Schwebfliegen, Käfer; jeweils Gesamtzahl nachgewiesener Arten; Vögel, Gesamtzahl frucht- und samenfressender Vögel; Säugetiere, Gesamtzahl an Baumart fressender Arten; Pflanzenparasiten, Gesamtzahl für die zur Baumart gelisteten Pflanzenparasiten; x, keine Angaben bzw. nicht untersucht. **Grün**: Höchster Wert innerhalb der jeweiligen Kategorie/Artengruppe. **Rot**: niedrigster Wert innerhalb der jeweiligen Kategorie/Artengruppe.

Wissensch. Name	Deutscher Name	N	Mikrohabitate	Flechten	Moose	BI _S	BI _P	Holz-Pilze	Holzkäfer 1	Holzkäfer 2	Wildbienen 1	Wildbienen 2	Schmetterlinge (Imagines)	Schmetterlinge (Raupen)	Schwebfliegen	Käfer	Vögel	Säugetiere	Pflanzenparasiten
<i>Abies alba</i>	Weiß-Tanne	6	3,7	2,5	2,5	x	x	x	8	x	x	x	x	17	4	9	9	21	205
<i>Abies concolor</i> ¹	Colorado-Tanne	6	2,0	3,5	1,5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	9	2	31
<i>Acer platanoides</i>	Spitz-Ahorn	6	5,2	3,7	3,7	3,7	4,4	41 ²	12	292 ²	5	10	2	25	6	6	9	17	138
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Berg-Ahorn	8	8,8	2,9	5,4	4,3	5	41 ²	8	292 ²	16	17	2	37	10	6	20	30	219
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Balkan-Roskastanie	8	6,6	4,0	1,5	3	3,7	x	x	x	4	18	x	4	x	x	2	8	86
<i>Alnus glutinosa</i>	Schwarz-Erle	6	6,5	4,5	1,5	2,9	2,9	x	11	x	x	1	x	91	2	10	20	10	313
<i>Betula pendula</i>	Sand-Birke	5	3,8	3,8	4,0	3,1	3,7	33	12	179	5	3	1	155	4	12	32	29	381
<i>Carpinus betulus</i>	Hainbuche	6	7,0	3,7	3,2	3,3	3,3	49	16	211	x	2	1	52	2	4	10	22	252
<i>Castanea sativa</i>	Ess-Kastanie	7	7,9	5,7	4,4	x	x	x	9	x	x	6	x	6	1	5	8	11	187
<i>Fagus sylvatica</i> ³	Rot-Buche	25	7,0	4,4	6,4	2,9	5	49	14	187	x	2	x	77	11	17	26	27	291
<i>Fraxinus excelsior</i> ⁴	Gewöhnliche Esche	12	5,8	6,1	6,8	3,3	4,2	29	7	202	x	x	x	32	3	2	9	26	210
<i>Larix decidua</i>	Europäische Lärche	8	3,4	4,0	1,9	2,1	2,7	30	17	180	x	x	x	16	x	2	16	21	125

Wissensch. Name	Deutscher Name	N	Mikrohabitate	Flechten	Moose	Bl _S	Bl _P	Holz-Pilze	Holzkäfer 1	Holzkäfer 2	Wildbienen 1	Wildbienen 2	Schmetterlinge (Imagines)	Schmetterlinge (Raupen)	Schwebfliegen	Käfer	Vögel	Säugetiere	Pflanzenparasiten
<i>Malus *domestica</i> ⁵	Kultur-Apfel	7	8,0	4,9	2,0	4	4	x	24	x	18	48	1	48	8	8	19	35 ⁶	417
<i>Malus sylvestris</i> ⁷	Holz-Apfel	6	7,3	6,2	6,8	x	x	x	x	x	x	45	x	30	9	8	19	35 ⁶	116
<i>Picea abies</i>	Gewöhnliche Fichte	10	3,5	2,4	2,8	2,3	2,3	30	21	160	x	x	1	25	9	26	39	34	316
<i>Pinus nigra</i>	Schwarz-Kiefer	5	3,0	2,2	0,4	2,1	2,1	x	22	x	x	x	x	x	x	x	30	9	204
<i>Pinus strobus</i>	Weymouth-Kiefer	7	4,6	1,1	1,1	x	x	x	19	x	x	x	x	x	x	x	7	9	73
<i>Pinus sylvestris</i>	Wald-Kiefer	6	5,2	3,0	1,5	2,7	2,7	22	18	177	x	x	x	24	4	29	30	37	354
<i>Prunus avium</i> ⁸	Vogel-Kirsche	6	9,0	7,0	3,5	4,1	4,1	44	11	227	15	49	2	48	13	8	48	25	217
<i>Prunus padus</i>	Echte Traubenkirsche	5	4,8	3,2	6,2	x	x	x	x	x	1	46	2	56	14	7	24	16	152
<i>Pseudotsuga menziesii</i> ⁹	Gewöhnliche Douglasie	8	3,6	2,5	2,4	x	x	26	19	190	x	x	x	x	x	x	7	11	55
<i>Quercus petraea</i>	Trauben-Eiche	11	5,7	5,1	3,2	4,4	5,1	37 ¹⁰	26	158¹⁰	x	3	x	171	8	37	28	40	328
<i>Quercus robur</i>	Stiel-Eiche	14	6,6	6,6	2,4	4,7	5,4	37 ¹⁰	x	158¹⁰	8	8	x	169	8	37	28	44	570
<i>Quercus rubra</i>	Rot-Eiche	7	7,3	5,4	6,1	3,3	3,9	x	16	x	x	x	x	x	x	x	28	7	84
<i>Salix caprea</i>	Sal-Weide	6	9,2	9,8	7,5	4,1	4,1	x	12	x	34	41	30	198	20	34	3	17	503
<i>Sorbus aucuparia</i>	Gewöhnliche Eberesche	6	5,5	3,2	6,2	3,4	3,4	x	14	x	1	37	2	28	20	2	63	31	230
<i>Taxus baccata</i>	Europäische Eibe	7	3,9	0,6	0,3	1,6	1,6	x	3	x	x	x	x	x	x	x	24	8	44
<i>Tilia cordata</i>	Winter-Linde	9	7,6	3,9	2,9	4,4	5	40 ¹¹	13	181 ¹¹	1	1	8	73	4	5	13	21	135
<i>Tilia platyphyllos</i>	Sommer-Linde	8	9,0	4,3	2,1	4,4	5,3	40 ¹¹	x	181 ¹¹	x	1	6	69	4	5	13	17	109
<i>Ulmus glabra</i>	Berg-Ulme	5	6,0	3,4	3,6	3,8	4,6	x	x	x	x	x	x	45	2	6	9	13	107
<i>Ulmus laevis</i>	Flatter-Ulme	7	4,9	2,3	4,0	x	x	x	3	x	x	x	x	45	2	6	5	8	89

Anmerkungen zu Tab. 1: ¹ incl. var. *concolor*, var. *lowiana*; ² in Datenquelle nicht voneinander differenziert; ³ incl. *Atropurpurea*-Gruppe, var. *suentelensis*; ⁴ incl. ‚*Diversifolia*‘; ⁵ *Malus pumila* var. *domestica*; ⁶ in Datenquelle nicht voneinander differenziert; ⁷ incl. *Malus x dasyphyllum*; ⁸ incl. var. *duracina*, var. *juliana*; ⁹ incl. var. *caesia*, var. *menziesii*; ¹⁰ in Datenquelle nicht voneinander differenziert; ¹¹ in Datenquelle nicht voneinander differenziert.

3 Veränderungen ausgewählter Lebensgemeinschaften alter Bäume im Klimawandel

3.1 Moose und Flechten

Flechten und Moose stellen eine sehr große Artengruppe in Wäldern dar (Kriebitzsch et al. 2001). Viele Arten besiedeln dabei Totholz und die Rinde von Bäumen (Epiphyten). Einen großen Teil der benötigten Nährstoffe beziehen sie über die Luft und aus Stammabflüssen (Nieboer 1978, Bates 1992). Dabei gelten Moose im Vergleich zu Flechten allgemein als feuchtliebender (Frahm 2003). Flechten sind vielfach lichtbedürftiger, so dass sich im Kronenbereich, insbesondere innerhalb von Wäldern, zumeist mehr Flechten-Arten als am unteren Stamm der Bäume finden (Dittrich et al. 2022).

Da die Aufnahme von Elementen über die gesamte Oberfläche erfolgt, werden Moose und Flechten auch stark durch andere Stoffeinträge beeinflusst. In der Vergangenheit erfolgte durch die Schadstoffbelastung (saurer Regen, Smog) lokal ein weitgehender Zusammenbruch der Epiphytengemeinschaften, so auch im Osterzgebirge. Nach 1990, weitreichender De-Industrialisierung und Verbesserung der Luftqualität erfolgte eine Erholung, die an der Rückkehr lange Zeit verschwundener Arten erkennbar ist (Putzmann 2017, Baumann et al. 2022). Diese Wiederbesiedelung wurde allerdings von Beginn an überlagert durch Stickstoffeinträge (Eutrophierung) v.a. aus Landwirtschaft und Verkehr, die besonders nährstoffliebende Arten fördern (Welden et al. 2018, Weldon et al. 2022).

Alte Bäume können sich durch besonders artenreiche Epiphytengemeinschaften auszeichnen, wobei eine Reihe spezialisierter Moos- und Flechtenarten bevorzugt auf sehr alten Bäumen vorkommen, die sich z.B. durch besondere Borkeneigenschaften auszeichnen. Für viele, insbesondere ausbreitungsschwache, Arten (s. Einleitung) sind dabei lange Besiedelungszeiträume und damit eine langzeitige Habitatkontinuität entscheidend (Nilsson et al. 1995, Wirth et al. 2009). Entsprechend wurden in verschiedenen Regionen bereits Zeigerarten z.B. für alte Buchen, Eichen, Eschen und auch Fichten ausgewiesen (Fritz et al. 2009, Johansson et al. 2007; 2009, Nascimbene et al. 2009), die aber im Osterzgebirge oft kaum zu finden sind. Sie waren ebenso verschwunden wie die übrigen Arten. Die noch laufende Wiederbesiedelung auch der mehrhundertjährigen Bäume wird ganz überwiegend von ausbreitungstarken Pionierarten getragen (Baumann et al. 2022, Stetzka 2019).

Mittlerweile wird die Epiphyten-Vegetation durch den Klimawandel ebenfalls beeinflusst. So zeigen sich bei Moosen wie Flechten auch im Osterzgebirge Arten, die überregional als Klimawandelzeiger ausgewiesen sind (VDI 2017, Frahm & Klaus 2001, Baumann et al. 2022) (Abb. 12, 13). Sie sind aber im (bei Arterfassungen zumeist allein erreichbaren) unteren Stammbereich, gerade in Wäldern, seltener zu finden, häufiger hingegen im Kronenbereich. Offenbar erfolgt die Neubesiedelung von Bäumen durch Flechten und Moose auch vielfach „top down“, von oben nach unten (John & Schröck 2001; Dittrich et al. 2022). Andererseits sind Arten kühler (und auch nährstoffärmerer) Standorte vielerorts deutlich

zurückgegangen und einige Starksäurezeiger sind sogar weitgehend verschwunden (Hauck et al. 2011, Dittrich et al. 2016).



Abb. 12 (links): Die Mehligelbschüsselflechte (*Flavoparmelia soledians*) gilt als Zeiger für lokale Klimaerwärmung (an Eiche; NSG Weißeritztalhänge bei Tharandt, März 2024).

Abb. 13 (rechts): Auch das sogenannte Hübsche Goldhaarmoos (*Orthotrichum pulchellum*) breitet sich im Zuge der Klimaerwärmung aus (Borkenstück vom ND Bergulme am Gießhübel bei Rehfeld-Zaunhaus; April 2023; Maßstab: 1 cm).

3.2 Holzkäfer

Auswirkungen des Klimawandels auf Holzkäfer werden in der jüngeren Literatur vor allem im Zusammenhang mit Waldschäden diskutiert, da Massenvermehrungen etwa von Borkenkäfern durch erhöhte Temperaturen (bzw. längere Wärmephasen im Jahr) und Trockenstress ihrer Wirtsbäume erheblich gefördert werden, wie auch das Zusammenspiel von Extremwetterereignissen und Wärme (Jactel et al. 2019, Pureswaran et al. 2018, Raffa et al. 2015). Entsprechend folgen flächige Absterbe-Erscheinungen und Schäden insbesondere in Fichten- und Kiefern- aber auch Laubholzbeständen (Schuldt et al. 2020, Lobinger et al. 2024, Sallé et al. 2014).

Aber auch für den Naturschutz relevante, seltene Bockkäfer (Cerambycidae), die erst absterbende und verfallende alte Bäume besiedeln (insofern eher „Sterbehelfer“ als „Killer“) (Abb. 14) werden durch Waldauflichtungen und ein vermehrtes Auftreten geschädigter Bäume zumindest kurzzeitig stark gefördert. Sie sind aber durch vermehrte Verluste geeigneter Habitatbäume langfristig umso stärker bedroht (www.lwf.bayern.de). Andere, an ältere und besonnte Bäume bzw. Kronentotholz gebundene Arten profitieren auch nicht automatisch von Waldschäden und dem massenhaften Anfall von Totholz. Sie sind durch den Verlust von geeigneten Habitatbäumen im Wald und in Sekundärhabitaten (z.B. Parkanlagen, Streuobstbeständen) regional sogar zusätzlich gefährdet (Kamber 2024).

Weiterhin führt die Klimaerwärmung zu einem Rückgang großer Arten bzw. innerhalb von Arten zu einem Schrumpfen bzw. Absinken der Durchschnittsgröße (Tseng et al. 2017).

Auch an kühlere Hochlagen gebundene oder eher kontinental verbreitete Holzkäfer sind durch die Klimaerwärmung und Verengung geeigneter Standorte erheblich gefährdet (Blaschke & Siemonsmeier 2022, Vitali et al. 2023, Poloni et al. 2022). Relativ begünstigt sind hingegen eher thermophile Arten. Das kann auch zu einer Arealerweiterung einiger solcher Arten führen kann, sofern sie geeignete Habitate vorfinden (Blaschke & Siemonsmeier 2022).



Abb. 14: Der Große Eichenbock (*Cerambyx cerdo*) ist durch Fragmentierung seiner Habitate und den Rückgang alter Eichen weiterhin stark bedroht (Bild: Lorenz Seebauer/wikimedia).

3.3 Höhlenbrütende Vögel

Höhlenbrütende Vögel können zu sogenannten Strukturnutzern gezählt werden. Ihre Aktivitäten hängen damit weniger von den biochemischen, baumartenspezifischen Holzeigenschaften ab, sondern deren Größe und weiteren individuellen Baumeigenschaften (Möller 1998, Puvarel 2019, Zahner et al. 2012). Somit können auch Vertreter gebietsfremder Baumarten wertvolle Bruthabitate sein bzw. werden (von Dewitz 2011; Abb. 15, Tab. 2). Die schließt natürlich auch andere Höhlenbewohner, insbesondere die Folgenutzer von Spechthöhlen, mit ein (z.B. andere Vögel, Bilche, Fledermäuse, nestbewohnende Käfer) (Kratochwil & Schwabe 2001, Cockle et al. 2011). Die Vorkommen vieler Höhlennutzer werden dabei deutlich von dem Angebot insbesondere von Spechthöhlen begrenzt (Trzcinski et al. 2022). Viele Spechte legen allerdings jährlich neue Brut-Höhlen an und geben die alten auf (Wesołowski 2011).

Einerseits kann die stärkere Schädigung von Bäumen im Zuge des Klimawandels bzw. die Zunahme absterbender Bäume inner- und außerhalb von Wäldern die Aktivität von Spechten (Abb. 15, 16) fördern. Entsprechend kann sich auch das Höhlenangebot lokal deutlich erhöhen (Kosiński et al. 2018, Ojeda et al. 2007). Langfristig kann aber der Rückgang alter Bäume, auch als Nahrungshabitat, spezialisierte Spechtarten erheblich bedrohen (Kosiński et al. 2018). Angesichts ihrer Schlüsselrolle im Ökosystem Wald (Virkkala 2006) verdient dies zukünftig stärkere Beachtung. Modellierungen zu der

zukünftigen Verbreitung und Bestandsentwicklung von Spechten im Klimawandel sind jedoch schwierig und widersprechen teilweise sogar realen Beobachtungen (Walch et al. 2019).

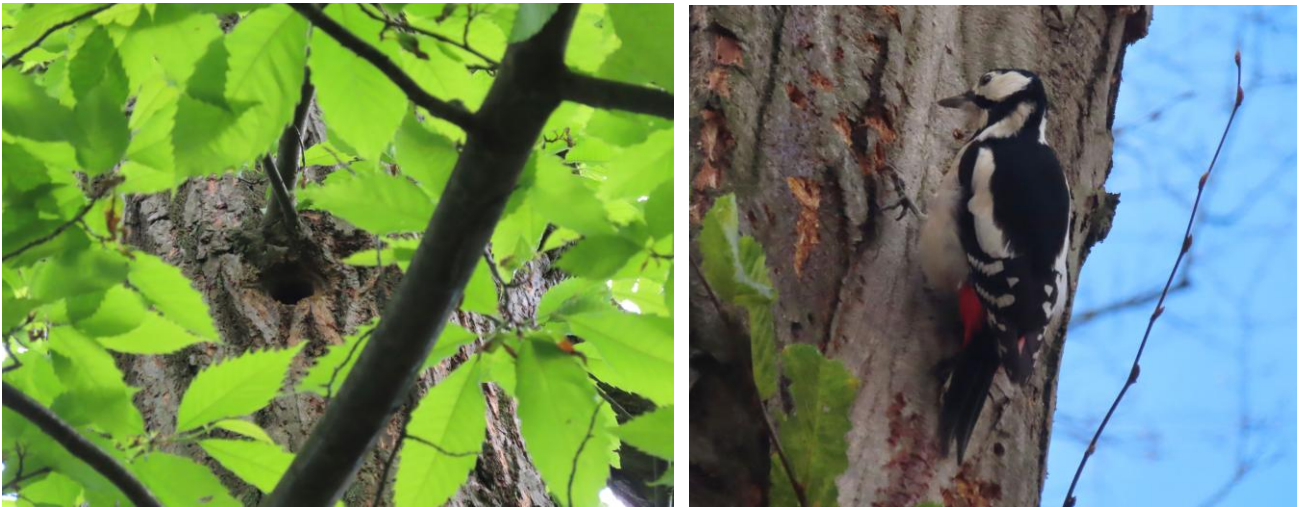


Abb. 15 (links): Buntspecht-Höhle, wohl „ausgebautes“ Astloch (an Amerikanischer Kastanie; Forstbotanischer Garten Tharandt, Juni 2025)

Abb. 16 (rechts): Buntspecht (Weibchen, an alter Hainbuche; Dresden, Großer Garten; November 2024)

Das gegenwärtig erkennbar erhöhte Höhlenangebot begünstigt nicht alle höhlenbrütenden Vögel in gleicher Weise: So überwintern viele, früher wenigstens teilweise ziehende Arten heute in Mitteleuropa und können dadurch ebenso wie traditionelle Standvögel geeignete Höhlen schneller besetzen. Das trifft z.B. auf den Europäischen Star zu, der auch sonst zu den aggressiveren und konkurrenzstärkeren Arten zählt (Mazgajski 2000, Both & Te Marvelde 2007). Dies deckt sich auch mit Beobachtungen in der Region, wo in den vergangenen Jahren viele Spechthöhlen von Staren besetzt wurden (Abb. 17, Tab. 2). Ein weiterer wichtiger Folgenutzer von Spechthöhlen ist auch der Kleiber (Abb. 18, Tab. 2). Nach langjährigen Beobachtungen in anderen Regionen wird der Kleiber ebenso vom Klimawandel begünstigt wie Blau- und Kohlmeise (Scherbaum-Heberer et al. 2016). Bemerkenswert ist dabei, dass bei den mit erfassten Höhlen-Bäumen unter den Baumdenkmälern aktuell keine Spechtbruten beobachtet werden konnten, die lokale Dichte von Spechtaktivitäten (z.B. rund um Tharandt) jedoch erkennbar hoch ist.

Benachteiligt sind im Zuge des Klimawandels jene Höhenbrüter, die noch immer und vollständig in süd- und außereuropäischen Quartieren überwintern und bei der Rückkehr kaum noch geeignete Nistplätze vorfinden. Dies trifft z.B. auf den Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*) zu, dessen Bestände deutlich zurückgehen (Both et al. 2006). Er wird wie andere Vögel auch dadurch bedroht, dass im Jahreslauf vorverlegte Brutzeiten mit einem dann geringeren Nahrungsangebot an Insekten zusammenfallen („*mistiming*“ – Both et al. 2006). Eine Synchronisation von veränderten Brutzeiten und Nahrungsangebot gelingt z.B. bei Blau- und Kohlmeisen besser (Vriend et al. 2022). Hinzu kommt bei vielen nun früher brütenden Vogelarten auch die Konkurrenz zu anderen Höhlennutzern wie dem Siebenschläfer. Dieser wird inzwischen selbst früher im Jahr aktiv und tritt daher auch früher in Nistkästen und Höhlen auf – wodurch es auch vermehrt zu Plünderungen von

Gelegen und Fraß von Jungvögeln kommt (Scherbaum-Heberer et al. 2016).



Abb. 17 (links): Nutzung einer Spechthöhle durch den Star (Eschen-Ahorn, Campus TU Dresden; Mai 2023)

Abb. 18 (rechts): Kleiber (Winter-Linde auf dem Donatsfriedhof Freiberg; Mai 2022)

Tab. 2: Im Baumprojekt erfasste Bäume mit Spechthöhlen und nachgewiesener Höhlennutzung durch Brutvögel (NSI 2022, Beobachtungen S. Dittrich 2022-2024)

Nr.	Baumart	CV11 ¹	CV12	CV13	CV15	Höhlen-Brüter	Weitere Brutvögel
AL006	<i>Salix spec.</i>	+	+	+	+	Kleiber	
JB005	<i>Tilia cordata</i>		+			Kleiber	
jens001	<i>Tilia platyphyllos</i>		+			Star	Stieglitz
SD038	<i>Castanea sativa</i>		+		+	Star	
SD039	<i>Castanea dentata</i>		+			Star	
SD046	<i>Castanea sativa</i>		+		+	Star	
SD059	<i>Tilia platyphyllos</i>		+			Star	
wrk 42/SD001	<i>Fagus sylvatica</i>		+		+	Kleiber	
wrk 103/SD011	<i>Tilia cordata</i>		+			Kleiber	

¹ Höhlentypen (Codes nach Kraus et al. 2016): CV11, Kleinspecht-Höhlen; CV12, Buntspecht- oder Grünspecht-Höhlen; CV13, Schwarzspecht-Höhle; CV15, Höhlenetagen („Spechtlöte“), ohne Art-Differenzierung.

4 Literatur

Aufderheide, U., Peters, C., Mody, K. & Marxen-Drewes, H. 2024. Zukunfts- oder Klimabäume – wie gut sind die Arten zur Förderung der Biodiversität geeignet? – Naturschutz und Landschaftsplanung 56(8): 14-23.

Baber, K., Otto, P., Kahl, T., Gossner, M.M., Wirth, C., Gminder, A. & Bässler, C. 2016. Disentangling the effects of forest-stand type and dead-wood origin of the early successional stage on the diversity of wood-inhabiting fungi. – Forest Ecology and Management 377: 161-169.

Bates, J. W. 1992. Mineral nutrient acquisition and retention by bryophytes. – Journal of Bryology, 17: 223-240.

Baumann, M., Dittrich, S. & von Oheimb, G. 2022. Recolonization of epiphytic bryophytes after

- decades of air pollution in forest ecosystems in the Erzgebirge (Ore Mountains) shows the importance of deciduous trees for the diversity of this species group. – *Forest Ecology and Management* 509: 120082.
- Blaschke, M. & Siemonsmeier, A. 2022. Käfer (Coleoptera) in einem Höhengradient des Bayerischen Waldes – ein Vergleich von Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern. – *Contributions to Entomology* 2(2): 271-308.
- Both, C. & te Marvelde, L. 2007. Climate change and timing of avian breeding and migration throughout Europe. – *Climate Research* 35: 93-105.
- Both, C., Bouwhuis, S., Lessells, C.M. & Visser, M.E. 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. – *Nature* 441: 81-83.
- Cockle, K.L., Martin, K. & Wesołowski, T. 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 377-382.
- Deckers, B., Verheyen, K., Vanhellemont, M., Maddens, E., Muys, B. & Hermy, M. 2007. Impact of avian frugivores on dispersal and recruitment of the invasive *Prunus serotina* in an agricultural landscape. – *Biological Invasions* 10: 717-727.
- von Dewitz, W. 2011. Brutvögel retten die Platanenallee im Brühler Schlosspark. Eine Zusammenarbeit von Naturschutz und Denkmalpflege. – *Charadrius* 47: 54-59.
- Dittrich, S., Leuschner, C. & Hauck, M. 2016. Change in the bryophyte diversity and species composition of Central European temperate broadleaved forests since the late nineteenth century. – *Biodiversity & Conservation* 25: 2071–2091
- Dittrich, S., Lang, R., Albrecht, M., Stetzka, K. & von Oheimb, G. 2022. Vertical distribution of cryptogamic epiphytes on trees in central German alluvial hardwood forests: relevance for bioindication and nature conservation. – *Herzogia* 35: 443–461.
- Dorow, W.H.O., Blick, T., Pauls, S.U. & Schneider, A. 2019. Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. – *BfN-Skripten* 544: 388.
- Dujesiefken, D. & Liese, W. 2008. Das CODIT-Prinzip – Von den Bäumen lernen für eine fachgerechte Baumpflege. – *Braunschweig*: 159 S.
- Frahm, J.-P. 2003. Climatic habitat differences of epiphytic lichens and bryophytes. – *Cryptogamie, Bryologie* 24: 3–14.
- Frahm, J.-P. & Klaus, D. 2001. Bryophytes as indicators of recent climate fluctuations in Central Europe. – *Lindbergia* 26: 97–104
- Fritz, Ö., Niklasson, M. & Churski, M. 2009. Tree age is a key factor for the conservation of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests. – *Applied Vegetation Science* 12: 93–106.
- Gauthier, N., Fountain, W.E. & Missun, T. 2015. Tree Wounds – Invitations to Wood Decay Fungi. – *Plant Pathology Fact Sheet, Univ. Kentucky*: 7 S.
- Gloor S., Taucher, A. & Rauchenstein, K. 2021. Biodiversitätsindex 2021 für Stadtbäume im Klimawandel. SWILD Zürich. – *GrünStadt Zürich, interner Bericht*, 58 S.
- Goede, M. & Weiß, H. 2024. Pflege/Sicherung von Uraltbäumen am Beispiel des Nationalerbe-Baumes Collmer Linde. – *Tharandter Forstwiss. Beitr. Beih.* 25: 111-124.
- Gossner, M.M., Wende, B., Levick, S., Schall, P., Floren, A., Linsenmair, K.E., Steffan-Dewenter, I., Schulze, E.-D. & Weisser, W.W. 2016. Deadwood enrichment in European forests – Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? – *Biological Conservation* 201: 92-102.
- Großmann, J., Pyttel, P., Bauhus, J., Lecigne, B. & Messier, C. 2020. The benefits of tree wounds: Microhabitat development in urban trees as affected by intensive tree maintenance. – *Urban Forestry & Urban Greening* 55: 126817.
- Hauck, M., Otto, P.I., Dittrich, S., Jacob, M., Bade, C., Dörfler, I. & Leuschner, C. 2011. Small increase in sub-stratum pH causes the dieback of one of Europe's most common lichens, *Lecanora conizaeoides*. – *Annals of Botany* 108: 359-366.

- Haeler, E., Bergamini, A., Blaser, S., Ginzler, C., Hindenlang, K., Keller, C., Kiebacher, T., Kormann, U. G., Scheidegger, C., Schmidt, R., Stillhard, J., Szallies, A., Pellissier, L. & Lachat, T. 2021. Saproxylic species are linked to the amount and isolation of dead wood across spatial scales in a beech forest. – *Landscape Ecology*, 36, 89–104.
- Jactel, H., Koricheva, J. & Castagnèyrol, B. 2019. Responses of forest insect pests to climate change: not so simple. – *Current Opinion in Insect Science* 35: 103-108.
- Johansson, P., Rydin, H., Thor, G. 2007. Tree age relationships with epiphytic lichen diversity and lichen life history traits on ash in southern Sweden. – *Ecoscience* 14: 81-91.
- Johansson, V., Bergman, K.-O., Lättman, H. & Milberg, P. 2009. Tree and Site Quality Preferences of Six Epiphytic Lichens Growing on Oaks in Southeastern Sweden. – *Annales Botanici Fennici*. 46: 496–506.
- John, V. & Schröck, H.W. 2001. Flechten im Kronen- und Stammbereich geschlossener Waldbestände in Rheinland-Pfalz (SW-Deutschland). – *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* 9: 727–750.
- Kamber, L. 2024. Marmorierter Goldkäfer (*Protaetia marmorata*) Aktionsplan. – Amt für Landwirtschaft und Natur, Abteilung Naturförderung, Münsingen: 18 S.
- Komonen, A. & Müller, J. 2018. Dispersal ecology of deadwood organisms and connectivity conservation. – *Conservation Biology* 32: 535-545.
- Kosiński, Z., Pluta, M., Ulanowska, A., Walczak, Ł., Winiecki, A. & Zarębski, M. 2018. Do increases in the availability of standing dead trees affect the abundance, nest-site use, and niche partitioning of great spotted and middle spotted woodpeckers in riverine forests? – *Biodiversity and Conservation* 27: 123–145.
- Kratochwil, A. & Schwabe, A. 2001. Ökologie der Lebensgemeinschaften: Biozöologie. – Ulmer, Stuttgart: 756 S.
- 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 Felddaufnahmen. – *Integrate+ Technical Paper*: 16 S.
- Kriebitzsch, W.-U., Bültmann, H., von Oheimb, G., Schmidt, M., Thiel, H. & Ewald, J. 2013. Forest-specific diversity of vascular plants, bryophytes, and lichens. – In: Kraus, D. & Krumm, F. (eds). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. Pp. 158–169. – Freiburg: European Forest Institute.
- Kronenberg, B. 1991. Ökologische und kulturhistorische Bedeutung fremdländischer Gehölze im besiedelten Bereich. – *NNA-Berichte* 4(1): 27-35.
- Larrieu, L., Courbaud, B., Drénou, C., Goulard, M., Bütler, R., Kozák, D., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Müller, J., Paillet, Y., Schuck, A., Stillhard, J., Svoboda, M. & Vandekerkhove, K. 2022. Perspectives: Key factors determining the presence of Tree-related Microhabitats: A synthesis of potential factors at site, stand and tree scales, with perspectives for further research. – *Forest Ecology and Management* 515: 120235.
- Lobinger, G., Burkardt, K., Delb, H., Hahn, A., Hein, C., Hurling, R., Rohde, M., Rommerskirchen, A. & Wonsack, D. 2024. Eichenprachtkäfer und Eichensterben. – *AFZ-Der Wald* 7/2024: 38-41.
- Lunde, L.F., Boddy, L., Sverdrup-Thygeson, A., Jacobsen, R.M., Kausrud, H. & Birkemoe, T. 2023. Beetles provide directed dispersal of viable spores of a keystone wood decay fungus. – *Fungal Ecology* 63: 101232.
- Mazgajski T. D. 2000. Competition for nest sites between Starling *Sturnus vulgaris* and other cavity nesters – study in forest park. – *Acta ornithologica* 35: 103-107.
- Meier, M. & Dittrich, S. 2020. Zeugen vergangener Zeiten. – *Söltjer* 45: 64-70.
- Möller, G. 1998. Hinweise zur Berücksichtigung von Aspekten des Schutzes holzbewohnender Insekten und Pilze beim Umgang mit neophytischen Gehölzen. – *NOVIUS* 23: 524-534.
- Nascimbene, J., Marini, L., Motta, R., & Nimis, P.L. 2009. Influence of tree age, tree size and crown

- structure on lichen communities in mature Alpine spruce forests. – *Biodiversity and Conservation*, 18: 1509-1522.
- Nieboer, E., Richardson, D. H. S., & Tomassini, F. D. 1978. Mineral Uptake and Release by Lichens: An Overview. – *The Bryologist* 81: 226-246.
- Nilsson, S.G., Arup, U., Baranowski, R. & Ekman, S. 1995. Tree-Dependent Lichens and Beetles as Indicators in Conservation Forests. – *Conservation Biology* 9: 1208-1215.
- NSI (Naturschutzzentrum) Freiberg 2022. Erfassungen zur Nutzung von Baumdenkmälern im Osterzgebirge durch Vögel und Fledermäuse. – Freiberg: 52 S.
- Ojeda, V.S., Suarez, M.L. & Kitzberger, T. 2007. Crown dieback events as key processes creating cavity habitat for magellanic woodpeckers. – *Australian Ecology* 32: 436-445.
- Poinar, G.O. Jr., Curcic, B.P. & Cokendolpher, J.C. 1998. Arthropod phoresy involving pseudoscorpions in the past and present. – *Acta Arachnol.* 47: 79-96.
- Poloni, R., Iannella, M., Fusco, G. & Fattorini, S. 2022. Conservation biogeography of high-altitude longhorn beetles under climate change. – *Insect Conservation and Diversity* 15: 429-444.
- Pureswaran, D.S., Roques, A. & Battisti, A. 2018. Forest Insects and Climate Change. – *Current Forestry Reports* 4: 35–50.
- Putzmann, F. 2017. Flechten im Erzgebirge: eine Auferstehungsgeschichte. – Schönheide: 120 S.
- Puverel, C., Abourachid, A., Böhmer, C., Leban, J.-M., Svoboda, M. & Paillet, Y. 2019. This is my spot: What are the characteristics of the trees excavated by the Black Woodpecker? A case study in two managed French forests. – *Forest Ecology and Management* 453: 117621.
- Raffa, K.F., Aukema, B.H., Bentz, B.J., Carroll, A.L., Hicke, J.A. & Kolb, T.E. 2015. Responses of tree-killing bark beetles to a changing climate. – *CABI*, doi:10.1079/9781780643786.0173, (173–201).
- Ranius, T., Niklasson, M. & Berg, N. 2009. Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). – *Forest Ecology and Management* 257: 303-310.
- Ranius, T., Johansson, P., Berg, N. & Niklasson, M. 2008. The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. – *Journal of Vegetation Science* 19: 653-662.
- Ranius, T., 2002. Population ecology and conservation of beetles and pseudoscorpions living in hollow oaks in Sweden. – *Animal Biodiversity and Conservation* 25: 53-68.
- Roloff, A. 2023. Methusalembäume – Wie und warum können manche Baumarten 1000 Jahre alt werden? Ursachen, Prozesse, Wirkungen, Nebenwirkungen und Konsequenzen. *Tharandter Forstwissenschaftliche Beiträge Beih.* 24: 159-179.
- Ronnås, C., Werth, S., Ovaskainen, O., Várkonyi, G., Scheidegger, C. & Snäll, T. 2017. Discovery of long-distance gamete dispersal in a lichen-forming ascomycete. – *New Phytologist* 216: 216-226.
- Sallé, A., Nageleisen, L.-M., Lieutier, F. 2014. Bark and wood boring insects involved in oak declines in Europe: Current knowledge and future prospects in a context of climate change. – *Forest Ecology and Management* 328: 79-93.
- Scherbaum-Heberer, C., Koppmann-Rumpf, B. & Schmidt, K.-H. 2016. Einfluss des Klimawandels auf Bestandsentwicklung und Konkurrenzsituation höhlennutzender Tierarten. – *BfN-Skripten* 432: 29-30.
- Schuldt, B., Buras, A., Arend, M., Vitasse, Y., Beierkuhnlein, C. [...], Kahmen, A. 2020. A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. – *Basic and Applied Ecology* 45: 86-103.
- Seibold, S., Müller, J., Baldrian, P., Cadotte, M.W., Štursová, M., Biedermann, P.H.W., Krah, F.-S. & Bässler, C. 2019. Fungi associated with beetles dispersing from dead wood – Let's take the beetle bus! – *Fungal Ecology* 39: 100-108.
- Spînu, A. P., Mysiak, W., Bauhus, J., Bielak, K., & Niklasson, M. 2023. Pioneer tree species accelerate restoration of tree-related microhabitats in 50-year-old reserves of Białowieża Forest, Poland. –

- Ecology and Evolution 13: e10238. <https://doi.org/10.1002/ece3.10238>
- Spînu, A.P., Nicolaie, M.A., Asbeck, T., D. Kozak, Y. Paillet, E. Cateau, M. Mikoláš, M. Svoboda & J. Bauhus 2024. Temporal Development of Microhabitats on Living Habitat Trees in Temperate European Forests. – *Ecosystems* 27: 690-709.
- Stetzka, K.M. 2019. Veränderungen der epiphytischen Moos- und Flechtenflora in ausgewählten Grünanlagen und Alleen im Raum Dresden, Freital und Klingenberg (Sachsen) im Untersuchungszeitraum 2008 bis 2018. – *Sächsische Floristische Mitteilungen* 21: 26–46.
- Trzcinski, M., Cockle, K., Norris, A., Edworthy, A., Wiebe, K., & Martin, K. 2022. Woodpeckers maintain the diversity of cavity-nesting vertebrates in a temperate forest. – *Journal of Animal Ecology* 91: 1251-1265.
- Tseng, M., Kaur, K.M., Soleimani Pari, S., Sarai, K., Chan, D., Yao, C.H., Porto, P., Toor, A., Toor, H.S. & Fograscher, K. 2018. Decreases in beetle body size linked to climate change and warming temperatures. – *Journal of Animal Ecology* 87: 647-659.
- Turček, F.J. 1961. Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze. – Bratislava: 331 S.
- Turček, F.J. 1967. Ökologische Beziehungen der Säugetiere und Gehölze. – Bratislava: 212 S.
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure) 2017. VDI 3957 Blatt 20: Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen (Biomonitoring) – Kartierung von Flechten zur Ermittlung der Wirkung von lokalen Klimaveränderungen. – VDI Verlag, Düsseldorf: 35 S.
- Virkkala, R. 2006. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. – *Annales Zoologici Fennici* 43: 82-85.
- Vitali, F., Habel, J.C., Ulrich, W. & Schmitt, T. 2023. Global change drives phenological and spatial shifts in Central European longhorn beetles (Coleoptera, Cerambycidae) during the past 150 years. – *Oecologia* 202: 577-587.
- Vogel, S., Bussler, H., Finnberg, S., Müller, J., Stengel, E. & Thorn, S. 2021. Diversity and conservation of saproxylic beetles in 42 European tree species: an experimental approach using early successional stages of branches. – *Insect Conservation and Diversity* 14: 132-143.
- Vriend, S., Grøtan, V., Gamelon, M., Adriaensen, F., Ahola, M., Álvarez, E., Bailey, L., Barba, E., Bouvier, J-C. [...] Saether, B.-E. 2022. Temperature synchronizes temporal variation in laying dates across European hole-nesting passerines. – *Ecology* 104: 10.1002/ecy.3908.
- Walsh, E.S., Vierling, K.T., Strand, E., Bartowitz, K. & Hudiburg, T.W. 2019. Climate change, woodpeckers, and forests: Current trends and future modeling needs. – *Ecology and Evolution* 9: 2305-2319.
- Welden, N.A., Wolseley, P.A. & Ashmore, M.R. 2018. Citizen science identifies the effects of nitrogen deposition, climate and tree species on epiphytic lichens across the UK. – *Environmental Pollution* 232: 80-89.
- Weldon, J., Merder, J., Ferretti, M. & Grandin, U. 2022. Nitrogen deposition causes eutrophication in bryophyte communities in central and northern European forests. – *Annals of Forest Science* 79: 24. <https://doi.org/10.1186/s13595-022-01148-6>
- Wesołowski, T. 2011. "Lifespan" of woodpecker-made holes in a primeval temperate forest: A thirty year study. – *Forest Ecology and Management* 262: 1846-1852.
- Westrich, P. 2019. Die Wildbienen Deutschlands, 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 821 S.
- Winter, S., Begehold, H., Herrmann, M., Lüderitz, M., Möller, G., Rzanny, M. & Flade, M. 2016. Praxishandbuch – Naturschutz im Buchenwald. Naturschutzziele und Bewirtschaftungsempfehlungen für reife Buchenwälder. Nordostdeutschlands. 2. Aufl. – Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin: 186 S.
- Wirth, V., Hauck, M., de Bruyn, U., Schiefelbein, U., John, V. & Otte, V. 2009. Flechten aus Deutschland mit Verbreitungsschwerpunkt im Wald. – *Herzogia* 22: 79–107.
- Zahner, V., Sikora, L. & Pasinelli, G. 2012. Heart rot as a key factor for cavity tree selection in the

black woodpecker. – Forest Ecology and Management 271: 98-103.

Zawadzki, G., Zawadzka, D., Sołtys, A. & Drozdowski, S. 2020. Nest-site selection by the white-tailed eagle and black stork – implications for conservation practice. – Forest Ecosystems 7: 59.
<https://doi.org/10.1186/s40663-020-00271-y>

<https://bladminieerders.nl> – letzter Zugriff: 18.10.2025

<https://www.naturadb.de> – letzter Zugriff: 17.10.2025

<https://www.lwf.bayern.de/service/presse/336690/index.php> – letzter Zugriff: 17.10.2025.

Soweit nicht anders angegeben, wurden die Bilder vom Verfasser eigenhändig angefertigt und können, unter Namensnennung, für projektbezogene Zwecke verwendet werden.