

Potenzial von aktiver und passiver Totholzanreicherung für die Biodiversität im genutzten Wald

Simon Thorn

Ökologische Station Fabrikschleichach, Biozentrum, Universität Würzburg, Glashüttenstrasse 5, D-96181 Rauheenebrach, simon.thorn@uni-wuerzburg.de

Die globale öffentliche Aufmerksamkeit um den Biodiversitätsverlust im Wald ist primär auf den Verlust von Waldflächen gerichtet. Weitgehend unbemerkt geht aber die ökologische Degradierung der verbleibenden Flächen einher. In Mitteleuropa ist diese Degradierung vor allem durch den historischen Verlust von ökologischen Schlüsselstrukturen, wie beispielsweise alten Bäumen und Totholz, durch eine Intensivierung der Forstwirtschaft verursacht worden. In ökologisch nachhaltig bewirtschafteten Wäldern werden solche Schlüsselstrukturen daher als Ressource für gefährdete Arten belassen oder gezielt angereichert. Im Folgenden werden passive und aktive Methoden der Totholzanreicherung vorgestellt und diskutiert.

1 Einleitung

Wälder speichern grosse Mengen Kohlenstoff, stellen wichtige Ökosystemdienstleistungen zur Verfügung und beherbergen den grössten Anteil terrestrischer Biodiversität. Globale politische Initiativen versuchen daher primär, den Verlust an Waldflächen zu minimieren. Im Vergleich dazu gibt es jedoch relativ wenig politische Initiativen, um die parallel verlaufende Degradierung der noch verbleibenden Waldfläche zu stoppen. Diese Degradierung umfasst das Entfernen von alten Bäumen und Totholz, welche wichtige Ressourcen für seltene und gefährdete Arten im Wald sind (STOKLAND *et al.* 2012).

Im frühen 18. Jahrhundert hatten die Wälder Europas ihre kleinste Flächenausdehnung seit der menschlichen Besiedlung und die Versorgung mit Bau- und Brennholz drohte zu verknappen (THORN *et al.* 2020). Vor dieser Zeit waren stark dimensionierte, alte Bäume noch häufiger und ihr Absterben stellte kontinuierlich Totholz zur Verfügung (KIRBY und WATKINS 2016). Mit dem Aufkommen des ökonomisch motivierten, forstlichen Nachhaltigkeitsprinzips wurden solche Bäume jedoch zur Verschwendung von ökonomischen Ressourcen und zu einem Hort schädlicher Insekten degradiert (CARLOWITZ 1713; HARTIG 1808). Dies führte zur umfassenden und flächigen Reduktion von

alten Bäumen und Totholz im Rahmen der üblichen Forstpraxis (COTTA 1865).

2 Natürliche Dynamik und Totholz

In natürlichen Wäldern entsteht Totholz durch das teilweise und/oder komplette Absterben alter Bäume (HOLZWARTH *et al.* 2013), aber auch durch natürliche Störungen wie Stürme, Waldbrände oder Borkenkäferausbrüche (KULAKOWSKI *et al.* 2017). Solche natürlichen Prozesse führen zu einem diversen Angebot an Totholz und Mikrohabitaten, wie beispielsweise abgestorbene Äste (SEIBOLD *et al.* 2018) oder Mulmhöhlen (MÜLLER *et al.* 2014), für die unterschiedlichsten Organismen. Je nach Waldtyp liegen Totholzvorräte in Naturwäldern zwischen wenigen Kubikmetern pro Hektar bis zu über 1000 m³/ha (LINDENMAYER *et al.* 1999). So liegen Totholzvorräte in intensiv bewirtschafteten Buchenwäldern in Mitteleuropa bei unter 10 m³/ha, wobei Vorräte in Reservaten im gleichen Untersuchungsgebiet bei knapp 30 m³/ha liegen können (DOERFLER *et al.* 2017). Im Vergleich dazu liegen Totholzvorräte in Buchenurwäldern im Iran (MÜLLER *et al.* 2016) und in der Ukraine (COMARMOT *et al.* 2005) im Mittel bei über 100 m³/ha. Im Gegensatz zu mitteleuropäischen Buchenwäldern, in denen

praktisch keine grossflächigen Störungen auftreten, können grossflächige Störungen wie beispielsweise Borkenkäferausbrüche oder Stürme in Nadelwäldern grosse Mengen Totholz in kurzer Zeit erzeugen. Dadurch kann der Vorrat an Totholz in betroffenen Beständen leicht die Biomasse an lebenden Bäumen übersteigen (SEIBOLD und THORN 2018). So lagen Totholzvorräte in fichtendominierten Bergwäldern im Nationalpark Bayerischer Wald nach einem Borkenkäferausbruch bei 350 m³/ha (MÜLLER *et al.* 2010).

3 Bedeutung von Totholz für die Biodiversität

Schon im späten 19. Jahrhundert erkannten Naturalisten die Bedeutung von Totholz für Insekten (WALLACE 1869). Anfang des 20. Jahrhunderts folgten dann erste wissenschaftliche Arbeiten zur Ökologie von totholzbewohnenden Organismen (GRAHAM 1925). Nichtsdestotrotz sind bis zum Ende des 20. Jahrhunderts viele totholzbewohnende Arten durch eine intensive Forstwirtschaft aus weiten Teilen ihrer ursprünglichen Verbreitungsgebiete verschwunden. Das betrifft unter anderem den Ungleichen Furchenwalzkäfer (*Rhysodes sulcatus*), der bereits vor über 200 Jahren in Mitteleuropa ausgestorben ist (PALM 1959), oder den Drachenkäfer (*Pytho kolwensis*), der heute auf wenige Urwaldreste in Skandinavien beschränkt ist (SITONEN und SAARISTO 2000).

Die Bedeutung von Totholz für die Biodiversität wird unterstrichen von den komplexen Interaktionen zwischen Totholzvorräten, Totholzdiversität und lokalem Mikroklima. Viele besonders gefährdete Arten von Totholzkäfern sind beispielsweise auf besonntes Totholz, dickes Totholz und



Abb. 1. Stümpfe von zerfallenen Borkenkäferfichten bieten sonnenexponiertes Totholz in weitestgehend dunklen Waldbeständen. Wenn Käferfichten wie hier in buchendominierten Beständen vorkommen, können sie ohne hohes Forstschutzrisiko belassen werden. Holzpilze, wie hier der Rotrandige Fichtenporling (*Fomitopsis pinicola*) sind wichtige Zersetzer und damit «Wegbereiter» für weitere Arten.

Totholz von Laubbäumen angewiesen (SEIBOLD *et al.* 2015b). Ausserdem sind Arten der Niederungen stärker gefährdet als Gebirgsarten, da Gebirge in der Vergangenheit meist weniger intensiv genutzt wurden (SEIBOLD *et al.* 2015b). Besonders die Besonnung hat einen grossen Einfluss auf die Diversität von holzbewohnenden Organismen. Sonnenexponiertes Totholz findet sich beispielsweise in abgestorbenen Kronenästen, aber auch bei Hochstümpfen (Abb. 1).

Ausserdem sind einige spezialisierte Käferarten auf die Holzzersetzung durch eine bestimmte Pilzart angewiesen. So besiedelt der seltene Jagdkäfer *Peltis grossa* fast ausschliesslich Stümpfe, die vorher durch den Rotrandigen Fichtenporling (*Fomitopsis pinicola*) besiedelt wurden (WESLIEN *et al.* 2011). Auch die Zitronengelbe Tramete (*Antrodia citrinella*) benötigt für ihre Etablierung eine vorangegangene Besiedlung durch den Rotrandigen Fichtenporling (BÄSSLER and MÜLLER 2010). Geeignete Totholzhabitate, wie beispielsweise Methusalembäume oder Mulmhöhlen, können jedoch oft über einen langen Zeitraum und von teilweise individuenreichen Populationen besiedelt werden, wie Studien am Eremiten (*Osmoderma eremita*) ge-

zeigt haben (RANIUS und HEDIN 2001). In der Praxis hat sich die Totholzmenge als alltagstauglicher Indikator für Totholzdiversität bewährt, da mit steigendem Totholzvorrat auch die Anzahl an verfügbaren Totholznischen steigt – solange Totholz in sonnigen und schattigen Beständen angereichert wird (SEIBOLD *et al.* 2016).

4 Totholzanreicherung

Seit Anfang der 1990er-Jahre spielt Totholz eine wachsende Rolle im Naturschutz (VÍTKOVÁ *et al.* 2018) und einige Länder, wie beispielsweise die Schweiz, haben bereits Konzepte zur Anreicherung von Totholz (IMESCH *et al.* 2015).

Idealerweise sollten bei der Anreicherung von Totholz die komplette Bandbreite an Totholznischen geschaffen werden. Das umfasst die Variabilität in der Dimension, Totholzdiversität, Baumart und Mikroklima (SEIBOLD *et al.* 2015a). Dabei können grundsätzlich zwei Strategien unterschieden werden, die passive und die aktive Totholzanreicherung.

Bei der passiven Totholzanreicherung wird der Totholzvorrat nach und nach durch das natürliche Absterben

von alten Bäumen erhöht. Eine übliche Massnahme ist der Nutzungsverzicht auf ausgewählten Waldflächen oder der Verzicht auf die forstliche Nutzung ökologisch besonders wertvoller Bäume (z.B. Biotopbäume, Habitatbäume). Allerdings ist die Entstehung von Totholz, besonders in sehr jungen Beständen, anfänglich sehr langsam und der Nutzungsverzicht nicht in allen Regionen oder Wäldern praktikabel (LASSAUCE *et al.* 2011). So wird es beispielsweise bei Nutzungsaufgabe in einem 50-jährigen Buchenbestand noch mindestens 100 Jahre dauern, bis Totholz in ausreichender Menge durch das natürliche Absterben der Buchen entsteht. In einem derart langen Zeitraum können besonders anspruchsvolle Arten aus einer Waldlandschaft bereits verschwunden sein.

Eine besondere Bedeutung kommt allerdings dem Verzicht auf Interventionen in Flächen zu, die von natürlichen Störungen betroffen sind. Die hier üblicherweise durchgeführten Sanitärhiebe verhindern, dass sich artenreiche Lebensgemeinschaften auf den betroffenen Flächen etablieren können. Daher führen Sanitärhiebe vor allem zu einem Verlust von Biodiversität von totholzbewohnenden Artengruppen (THORN *et al.* 2018). Durch den oftmals eintretenden Wertverlust von Störungsholz ist ein Nutzungsverzicht in betroffenen Flächen häufig nur mit kleinen ökonomischen Verlusten verbunden (MÜLLER *et al.* 2019). Bei der Räumung von Störungsflächen sollten ökonomische Aspekte daher sehr genau gegen ökologische Aspekte abgewogen werden (THORN *et al.* 2017). Besonders in der temperaten und borealen Zone bietet sich diese Strategie zur Totholzanreicherung an (MOEN *et al.* 2014).

Eine weitere Strategie ist die aktive Anreicherung von Totholz zur Schaffung von Habitaten für xylobionte Arten (Abb. 2). Im Steigerwald, Nordbayern, Deutschland wurde seit 2006 Totholz im Rahmen der regulären Holzernte angereichert. Dies geschah durch den Verbleib von Kronen und minderwertigen Stammabschnitten im Bestand (DOERFLER *et al.* 2017). Im Rahmen einer wissenschaftlichen Untersuchung wurden Totholzaufnahmen in Wirtschaftswäldern mit und ohne laufende Holzeinschläge und an-

grenzenden Reservaten durchgeführt. Durch die Etablierung dieser Anreicherungsstrategie konnte die Totholzmenge im Mittel über alle Flächen in weniger als 10 Jahren von ca. 9 m³/ha auf etwa 13 m³/ha erhöht werden, wobei die Anreicherung auf Flächen mit forstwirtschaftlichem Eingriff höher war (DOERFLER *et al.* 2017). Die Anreicherung von Totholz wirkte sich positiv auf die Lebensgemeinschaften von Totholzbewohnern aus. Vor der Totholzanreicherung war die Gesamtartenzahl innerhalb der Reserven deutlich höher als die Artenzahl in den bewirtschafteten Flächen. Diese Unterschiede in den Artenzahlen verschwanden nach 10 Jahren (ROTH *et al.* 2019). Allerdings fanden sich auch nach 10 Jahren noch Unterschiede zwischen den Lebensgemeinschaften von Totholzpilzen zwischen den Reservaten und den bewirtschafteten Flächen – es kamen also die gleichen Artenzahlen vor, jedoch wurden in Reservaten und bewirtschafteten Flächen unterschiedliche Artengemeinschaften gefunden (ROTH *et al.* 2019). Dabei fanden sich in den Reservaten vor allem Pilz- und Altholzbesiedler. Auch zeigte sich, dass die neu entstandenen Totholzhabitate schnell von unterschiedlichen Arten wie dem Schwarzkäfer *Bolitophagus reticulatus* besiedelt werden konnten und Ausbreitungslimiten eine eher untergeordnete Rolle spielen (ZYTYSKA *et al.* 2018). Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass Arten, die z.B. in Reservaten überleben konnten, keine Schwierigkeiten haben, geeignete neu entstandene Habitate zu besiedeln. Durch eine experimentelle Studie, in der Stämme von unterschiedlichen, lokal vorkommenden Baumarten (Eiche, Tanne, Rotbuche, Pappel, Hainbuche, Waldkiefer) gezielt nebeneinander ausgelegt wurden, konnte abschliessend die optimale Kombination von Baumart und Mikroklima analysiert werden. In dieser Auswertung zeigte sich, dass Käfer, Spinnen und Pilze in der Summe am meisten von einer Kombination aus sonnenexponiertem Hainbuchenstämmen und beschatteten Pappelstämmen profitieren (Vogel *et al.* 2020). Das erklärt sich unter anderem daraus, dass diese Baumarten sehr komplementäre Artgemeinschaften beherbergen. Generell profitieren die unterschiedlichen Artengruppen also immer von der



Abb. 2. Holzerntereste die zur Totholzanreicherung in einem Buchenbestand im Steigerwald, Nordbayern, Deutschland verbleiben.

Kombination von Weich- und Harthölzern unter unterschiedlichen Sonnenexpositionen.

5 Literatur

- BÄSSLER, C.; MÜLLER, J., 2010: Importance of natural disturbance for recovery of the rare polypore *Antrodiella citrinella* Niemelä & Ryvarden. *Fungal Biol.* 114: 129–133.
- CARLOWITZ, H.C. VON, 1713: *Sylvicultura oeconomica*. Leipzig, Johann Friedrich Braun.
- COMMARMOT, B.; BACHOFEN, H.; BUNDZIAK, Y.; BÜRGI, A.; RAMP, B.; SHPARYK, Y.; SUKHARIUK, D.; VITER, R.; ZINGG, A., 2005: Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): A comparative study. *For. Snow Landsc. Res.* 79: 45–56.
- COTTA, H., 1865: *Anweisung zum Waldbau*. Leipzig, Arnoldische Buchhandlung.
- DOERFLER, I.; MÜLLER, J.; GOSSNER, M.M.; HOFNER, B.; WEISSER, W.W., 2017: Success of a deadwood enrichment strategy in production forests depends on stand type and management intensity. *For. Ecol. Manage.* 400: 607–620.
- GRAHAM, S.A., 1925: The felled tree trunk as an ecological unit. *Ecology* 6: 397–411.
- HARTIG, G.L., 1808: *Anweisung zur Holzzucht für Förster*. Marburg, Neue Akademische Buchhandlung.
- HOLZWARTH, F.; KAHL, A.; BAUHUS, J.; WIRTH, C., 2013: Many ways to die – partitioning tree mortality dynamics in a near-natural mixed deciduous forest. *J. Ecol.* 101: 220–230.
- 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*. Bern.
- KIRBY, K.; C.; WATKINS, 2016: *Europe's Changing Woods and Forests: From Wildwood to Managed Landscapes*. CABI Publishing. 363 S.
- KULAKOWSKI, D.; SEIDL, R.; HOLEKSA, J.; KUULUVAINEN, T.; NAGEL, T.A.; PANAYOTOV, M.; SVOBODA, M.; THORN, S.; VACCHIANO, G.; WHITLOCK, C.; WOHLGEMUTH, T.; BEBI, P., 2017: A walk on the wild side: Disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. *For. Ecol. Manage.* 388: 120–131.
- LASSAUCE, A.; PAILLET, Y.; JACTEL, H.; BOUGET, C., 2011: Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecol. Indic.* 11: 1027–1039.

- LINDENMAYER, D.B.; INCOLL, R.D.; CUNNINGHAM, R.B.; DONNELLY, C.F., 1999: Attributes of logs on the floor of Australian Mountain Ash (*Eucalyptus regnans*) forests of different ages. *For. Ecol. Manage.* 123: 195–203.
- MOEN, J.; RIST, L.; BISHOP, K.; CHAPIN, F.S.; ELLISON, D.; KUULUVAINEN, T.; PETERSSON, H.; PUETTMANN, K.J.; RAYNER, J.; WARKENTIN, I.G.; BRADSHAW, C.J.A., 2014: Eye on the taiga: removing global policy impediments to safeguard the boreal forest. *Conserv. Lett.* 7: 408–418.
- MÜLLER, J.; NOSS, R.F.; BUSSLER, H.; BRANDL, R., 2010: Learning from a “benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation 143: 2559–2569.
- MÜLLER, J.; JARZABEK-MÜLLER, A.; BUSSLER, H.; GOSSNER, M.M., 2014: Hollow beech trees identified as keystone structures for saproxylic beetles by analyses of functional and phylogenetic diversity. *Anim. Conserv.* 17: 154–162.
- MÜLLER, J.; THORN, S.; BAIER, R.; KHOSRO, S.-T.; BARIMANI, H.V.; SEIBOLD, S.; ULYSHEN, M.D.; GOSSNER, M.M., 2016: Protecting the Forests While Allowing Removal of Damaged Trees may Imperil Saproxylic Insect Biodiversity in the Hyrcanian Beech Forests of Iran. *Conserv. Lett.* 9: 106–113.
- MÜLLER, J.; NOSS, R.F.; THORN, S.; BÄSSLER, C.; LEVERKUS, A.B.; LINDENMAYER, D., 2019: Increasing disturbance demands new policies to conserve intact forest. *Conserv. Lett.* 12, e12449.
<https://doi.org/10.1111/conl.12449>
- PALM, T., 1959: Die Holz und Rindenkäfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. *Opusc. Entomol.* 16.
- RANIUS, T.; HEDIN, J., 2001: The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126: 363–370.
- ROTH, N.; DOERFLER, I.; BÄSSLER, C.; BLASCHKE, M.; BUSSLER, H.; GOSSNER, M.M.; HEIDEROOTH, A.; THORN, S.; WEISSER, W.W.; MÜLLER, J., 2019: Decadal effects of landscape-wide enrichment of dead wood on saproxylic organisms in beech forests of different historic management intensity. *Divers. Distrib.* 25: 430–441.
- SEIBOLD, S.; BÄSSLER, C.; BRANDL, R.; BÜCHE, B.; SZALLIES, A.; THORN, S.; ULYSHEN, M.D.; MÜLLER, J., 2016: Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *J. Appl. Ecol.* 53: 934–943.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12607>
- SEIBOLD, S.; THORN, S., 2018: The importance of dead-wood amount for saproxylic insects and how it interacts with dead-wood diversity and other habitat factors, in: *Saproxylic Insects*. 607–637.
- SEIBOLD, S.; BÄSSLER, C.; BRANDL, R.; GOSSNER, M.M.; THORN, S.; ULYSHEN, M.D.; MÜLLER, J., 2015a: Experimental studies of dead-wood biodiversity – A review identifying global gaps in knowledge. *Biol. Conserv.* 191: 139–149.
- SEIBOLD, S.; BRANDL, R.; BUSE, J.; HOTHORN, T.; SCHMIDL, J.; THORN, S.; MÜLLER, J., 2015b: Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conserv. Biol.* 29: 382–390.
- SEIBOLD, S.; HAGGE, J.; MÜLLER, J.; GRUPPE, A.; BRANDL, R.; BÄSSLER, C.; THORN, S., 2018: Experiments with dead wood reveal the importance of dead branches in the canopy for saproxylic beetle conservation. *For. Ecol. Manage.* 409: 564–570.
- SIITONEN, J.; SAARISTO, L., 2000: Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biol. Conserv.* 94: 211–220.
- STOKLAND, J.N.; SIITONEN, J.; JONSSON, B.G., 2012: *Biodiversity in Dead Wood*. Octavo, Cambridge University Press.
- THORN, S.; BÄSSLER, C.; SVOBODA, M.; MÜLLER, J., 2017: Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. *For. Ecol. Manage.* 388: 113–119.
- THORN, S.; BÄSSLER, C.; BURTON, P.J.; CAHALL, R.E.; CAMPBELL, J.L.; CASTRO, J.; CHOI, C.-Y.; COBB, T.; DONATO, D.C.; DURSKA, E.; FONTAINE, J.B.; GAUTHIER, S.; HEBERT, C.; HUTTO, R.L.; LEE, E.-J.; LEVERKUS, A.B.; LINDENMAYER, D.B.; OBRIST, M.K.; ROST, J.; SEIBOLD, S.; SEIDL, R.; THOM, D.; WALDRON, K.; WERMELINGER, B.; WINTER, M.-B.; ZMIHORSKI, M.; MÜLLER, J., 2018: Impacts of salvage logging on biodiversity- a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 55: 279–289.
- THORN, S.; SEIBOLD, S.; LEVERKUS, A.B.; MICHLER, T.; MÜLLER, J.; NOSS, R.F.; STORK, N.; VOGEL, S.; LINDENMAYER, D., 2020: The living dead – acknowledging life after tree death to stop forest degradation. *Front. Ecol. Environ.*
<https://doi.org/10.1002/fee.2252>
- VÍTKOVÁ, L.; BAČE, R.; KJUČUKOV, P.; SVOBODA, M., 2018: Deadwood management in Central European forests: Key considerations for practical implementation. *For. Ecol. Manage.* 429: 394–405.
- VOGEL, S.; GOSSNER, M.M.; MERGNER, U.; MÜLLER, J.; THORN, S., 2020: Optimizing enrichment of deadwood for biodiversity by varying sun exposure and tree species: An experimental approach. *J. Appl. Ecol.* 2075–2085.
- WALLACE, A.R., 1869: *The Malay Archipelago*. Macmillan.
- WESLIEN, J.; DJUPSTRÖM, L.B.; SCHROEDER, M.; WIDENFALK, O., 2011: Long-term priority effects among insects and fungi colonizing decaying wood. *J. Anim. Ecol.* 80: 1155–1162.
- ZYTYNSKA, S.E.; DOERFLER, I.; GOSSNER, M.M.; STURM, S.; WEISSER, W.W.; MÜLLER, J., 2018: Minimal effects on genetic structuring of a fungus-dwelling saproxylic beetle after recolonisation of a restored forest. *J. Appl. Ecol.* 55: 2933–2943.

Abstract

Potential of active and passive deadwood enrichment to increase the biodiversity in managed forests

The public attention on biodiversity loss in forests is largely centered around deforestation. By contrast, the ecological degradation of the remaining forests due to the removal of structural key features and dead wood resources, such as large old trees and deadwood, goes largely unnoticed. Ecological sustainable forest management therefore focus on retaining and creating such structures. Here, we introduce passive and active methods of deadwood creation and evaluate their potential effect on biodiversity conservation.

Keywords: forest biodiversity, deadwood creation, forest degradation, forest management