

Importanța lemnului mort în conservarea diversității coleopterelor saproxilice

I. M. Dragomir

Dragomir I. M., 2025. The Importance of Dead Wood in Conserving the Diversity of Saproxylic Beetles. *Bucov. For.* 25(1): 79-112

Abstract. Deadwood represents an essential component of forest ecosystems, contributing to ecological balance and supporting biodiversity. By providing trophic resources and specific habitats, it sustains a wide range of species, especially saproxylic insects. In European forests, approximately 4000 beetle species are strictly dependent on wood in various stages of decay, highlighting the importance of this resource for the structure and functioning of forest ecosystems. This paper aims to offer a clear and accessible synthesis of the role of deadwood in maintaining forest biodiversity, with a particular focus on its relationship with saproxylic beetles. It addresses introductory aspects related to the general issue, analyzes the factors influencing the wood decomposition process, and explores how these factors affect interactions with insects, especially beetles. The paper also details the succession of saproxylic species according to the stages of wood decay, as well as the impact of forest management on the quantity and quality of deadwood and on the insect communities associated with it. Key ecological variables influencing these interactions are examined, such as the amount and size of deadwood, its decay stage, surrounding environmental characteristics, associated tree species, and other determining ecological factors. The study refers mainly to forests in Romania and is intended for specialists, decision-makers, and the general public interested in forest biodiversity conservation. We conclude that deadwood has a decisive impact on the structure of saproxylic insect communities, reflecting complex and multidimensional ecological interactions. The conservation and proper management of this resource are essential for supporting biological diversity and the resilience of forest ecosystems. Promoting a deeper understanding of the role of deadwood can contribute to the development of more sustainable, biodiversity-oriented forest policies.

Keywords: deadwood, saproxylic beetles, coleoptera.

Authors. Ionuț-Marian Dragomir (ionut.dragomir@unitbv.ro) - Faculty of Silviculture and Forest Engineering, "Transilvania" University of Brașov, Șirul Beethoven 1, 500036, Brașov, Romania.

Manuscript received January 21, 2025; revised May 18, 2025; accepted June 02, 2025; on-line first June 16, 2025.

Introducere

Lemnul mort reprezintă un element esențial al ecosistemelor forestiere, oferind hrană și habitat speciilor dependente de acesta și contribuind la productivitatea pădurilor, regenerarea naturală, diversitatea serviciilor ecosistemice, stabilitatea ecosistemelor și protecția antierozională (Bobiec et al. 2005, Dudley și Vallauri 2004, Măciucă și Roibu 2012). De asemenea, acesta este un element cheie în menținerea biodiversității, influențând procese precum regenerarea arborilor și formarea solului (Harmon et al. 1986, Teodosiu 2012). O mare parte din biomasa forestieră este integrată în lanțurile trofice ale detritivorilor, susținând organismele saproxilice și, implicit, ciclul nutrienților și stabilitatea ecosistemelor, relațiile trofice dintre aceste organisme evoluând odată cu avansarea descompunerii lemnului (Wende et al. 2017).

Literatura de specialitate evidențiază rolul esențial al lemnului mort în susținerea unei părți semnificative a arthropodelor silvicole (Grove 2002, Speight 1989), insectele reprezentând aproximativ 40% din acestea (Tomescu et al. 2011). În Europa, circa 4000 de specii de coleoptere sunt strict dependente de lemnul mort (Elton 1966, Grove și Meggs 2003, Speight 1989, Stokland et al. 2012), iar lipsa acestuia le limitează considerabil diversitatea (Grove și Meggs 2003). În pădurile dominate de fag au fost identificate 70% dintre coleopterele saproxilice din Europa Centrală (Müller et al. 2013), acest grup fiind considerat relevant pentru studiile privind biodiversitatea acestor ecosisteme (Brunet et al. 2010).

Rolul lemnului mort în pădurile naturale este bine documentat, iar conform cu Parisi et al. (2018), acesta îndeplinește funcții esențiale, printre care oferirea de habitate și structuri ce susțin și amplifică diversitatea biologică. Importanța acestor funcții depinde de tipul și intensitatea perturbărilor naturale, de practicile de gestionare silvică aplicate, precum și de regimul local de umiditate (Seibold et al. 2015). Pădurile naturale, virgine, conțin, prin definiție, cantități mai mari de lemn mort compara-

tiv cu cele gestionate, oferind refugii esențiale pentru speciile saproxilice specializate ce necesită o diversitate cantitativă și calitativă a acestor resurse (Gossner et al. 2013, Grove 2002, Măciucă și Roibu 2012, Teodosiu 2012). De asemenea, unele studii arată că și în rezervațiile forestiere sau pădurile cu o gestionare redusă s-a observat o creștere naturală a lemnului mort, favorizând astfel condițiile pentru aceste specii (Meyer și Schmidt 2011, Paillet et al. 2015, Vanderkerkhove et al. 2009).

În România, recunoașterea importanței lemnului mort a început spre sfârșitul secolului al XX-lea, prin comunicări orale și câteva articole științifice și de popularizare (Radu și Coandă 2013).

Studiile realizate în pădurile românești evidențiază o variabilitate considerabilă a cantității de lemn mort, în funcție de tipul pădurii, compoziția speciilor, vârstă, altitudine și tipul de gestiune (Chivulescu et al. 2018, Măciucă și Roibu 2012, Petrișan et al. 2015, Radu 2006, Radu și Coandă 2013, Tomescu et al. 2011, Vasile et al. 2017). Pădurile naturale, în special cele dominate de fag și brad, conțin volume semnificativ mai mari de lemn mort decât cele gestionate (Măciucă și Roibu 2012, Teodosiu 2014), iar pădurile seculare sau cu grad ridicat de naturalitate reflectă procesele naturale de regenerare și dinamică structurală (Cenușă 1995, Petrișan et al. 2015, Vasile et al. 2017).

Diferențele între studii sugerează că pădurile de brad au, în general, un volum mai mare de lemn mort decât cele de fag, ceea ce poate fi explicat prin ratele diferite de degradare și particularitățile ecologice ale speciilor (Duduman et al. 2020, Chivulescu et al. 2018). Distribuția lemnului mort, fie pe picior, fie căzut, este, de regulă, aleatorie, fiind strâns legată de structura și maturitatea ecosistemului forestier (Petrișan et al. 2015). Altitudinea influențează de asemenea volumul de lemn mort, acesta scăzând în zonele montane înalte (Grigoreoa 2015, Tomescu et al. 2011, Turcu 2012, Vlad et al. 2019). Vârsta arboretelor are o corelație pozitivă, pădurile mai bătrâne acumulând natural mai mult lemn în diverse stadii de descompunere (Vlad et al. 2019).

Astfel, prezența lemnului mort este un indicator al naturalității și diversității structurale a pădurilor, iar variațiile observate între tipuri de păduri și regiuni geografice subliniază complexitatea acestui element. Aceste concluzii susțin includerea lemnului mort ca element cheie în gestionarea durabilă a pădurilor și conservarea biodiversității (Petrișan et al. 2015, Radu și Coandă 2013, Turcu 2012).

Un aspect important este distribuția lemnului mort în funcție de clasele de degradare. Vlad et al. (2019) au observat că, pentru bușteni și crăci, clasa 2 de degradare conform sistemului propus de Montes et al. (2005) este cea mai frecventă, în timp ce volumele cele mai mici se înregistrează în clasele 4 și 5. Rezultate similare au fost obținute de Măciucă și Roibu (2012), care au constatat că volumele cele mai reduse aparțin claselor 3, 4 și 5. Pe de altă parte, Teodosiu (2012) a înregistrat cele mai multe piese de lemn mort în clasele 3–5, iar cele mai puține în clasele 1 și 8, conform sistemului utilizat.

Studiile privind pădurile de molid cu un grad ridicat de naturalitate din România oferă o imagine detaliată asupra structurii lemnului mort, indicând că majoritatea este reprezentată de arbori căzuți, urmați de cei pe picior și, în cele din urmă, de cioate (Grigoreoa și Vlad 2015). Această distribuție reflectă un stadiu avansat de descompunere și o dinamică ecologică caracteristică ecosistemelor montane naturale.

Grigoreoa (2014, 2015) evidențiază o distribuție relativ echilibrată între lemnul mort pe picior și cel căzut, cu o ușoară predominanță a celui de pe sol, în timp ce cioatele au o pondere redusă, posibil din cauza ritmului diferit de descompunere și a modului natural de prăbușire a arborilor. Din perspectiva degradării, clasa a 2-a este cea mai frecventă, indicând un stadiu moderat de descompunere, iar clasele 5 și 6 sunt slab reprezentate, sugerând un flux constant al lemnului mort (Vlad et al. 2019). Această tendință este confirmată și de Duduman et al. (2020) în Codrul Secular Slătioara, unde s-au identificat volume ridicate de lemn mort, predominant de molid, urmat de brad și fag. Deși valorile variază între suprafețe, struc-

tura generală rămâne constantă, dominând arborii căzuți, urmați de o proporție semnificativă de arbori morți pe picior. Într-un studiu similar, Teodosiu (2012), analizând Rezervația Giupalău, subliniază densitatea mare a arborilor morți și debilitați, indicând o stare avansată de îmbătrânire naturală a arboretelor.

Pentru o mai bună înțelegere a considerentelor prezentate anterior, redăm în mod sintetic (Anexa 1, tabelul 1) cantitățile de lemn mort total, pe picior și căzut la sol, conform studiilor de referință, defalcate în funcție de tipul de pădure și de zonă.

În ecosistemele forestiere, prezența lemnului mort este cauzată de procesul de mortalitate, care joacă un rol ecologic esențial în ciclul materiei (Blaser et al. 2013, Larrieu et al. 2012, Müller et al. 2014). Moartea arborilor, care poate surveni între 20 și 60 de ani, în funcție de specie și condițiile staționale, este determinată în principal de competiția intra- și interspecifică (Bobiec et al. 2005). Mortalitatea poate avea cauze naturale (vârstă, competiție), accidentale (vânt, zăpadă, secetă, incendii, atacuri de insecte și ciuperci) sau artificiale (răni provocate de exploatare), acestea putând acționa izolat sau simultan (Măciucă și Roibu 2012, Moroni 2006, Radu și Coandă 2013). Efectele se pot manifesta asupra arborilor individuali, a grupurilor de arbori sau a întregului arboret (Pickett și White 1985).

Grigoreoa (2015) constată că în cazul lemnului mort pe picior aflat în Parcul Național Călimani, din totalul volumului ($63,4\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$), 53,5% are drept cauză a morții atacul de *Scolytinae*, 23,8% mortalitate naturală datorată concurenței intraspecifice, 17,7% ca urmare a acțiunii vântului, iar 5,0% este reprezentată de alte cauze.

Rata descompunerii lemnului mort este influențată de activitatea insectelor și ciupercilor, fiind determinată atât de factori intrinseci (proprietățile lemnului), cât și extrinseci (temperatură, umiditate etc.) (Kahl et al. 2017). În zonele temperate, descompunerea completă poate dura între 5 și 100 de ani de la moartea arborilor (Bobiec et al. 2005). Organismele

implicate formează rețele ecologice complexe, cu relații trofice de tip pradă-prădător, dar și interacțiuni precum competiția, parazitismul și simbioza (Persiani et al. 2010). Gradul de specializare în aceste rețele scade de la coleopterele xilofage la cele micetofage, fiind cel mai redus la coleopterele prădătoare, care, deși mai puțin specializate, au cele mai numeroase conexiuni trofice (Wende et al. 2017).

Conform literaturii de specialitate, rețelele ecologice asociate lemnului mort sunt atât de interdependente, încât intervențiile silvice, precum extragerea lemnului, generează un impact negativ semnificativ asupra biodiversității (Grove 2002, Seibold et al. 2015, Siitonen și Martikainen 1994, Speight 1989, Stokland et al. 2012). Se estimează că aproximativ o treime dintre speciile dependente de lemnul mort sunt afectate de aceste activități (Müller et al. 2008a), în special insectele saproxilice, dintre care circa 10% sau chiar între 20–30% conform altor surse, depind în mod exclusiv de lemnul mort pentru dezvoltarea lor (Speight 1989, Stokland et al. 2012, Stokland și Siitonen 2012a, Ulyshen și Šobotník 2018).

Tipurile de lemn mort și clasele de degradare asociate

Lemnul mort prezintă un grad ridicat de polimorfism, fiind ilustrat în ghiduri de gestiune silvică (Anexa 1, figura 1) și tratat în literatura de specialitate (Bobiec et al. 2005, Dudley și Vallauri 2004, Humphrey și Bailey 2012). Acesta este clasificat în funcție de diametru în: lemn mort de dimensiuni mari („Coarse Woody Debris” – CWD, >10 cm), mici („Fine Woody Debris” – FWD, 5–10 cm) și foarte mici („Very Fine Woody Debris” – VFWD, <5 cm) (Parisi et al. 2018). Lemnul mort de dimensiuni mari (CWD) este cea mai studiată categorie, datorită rezistenței mai mari la degradare și rolului său esențial în multiple funcții ecosistemice, în special ca bază trofică pentru organismele saproxilice (ciuperci, insecte etc.), al căror ciclu vital depinde de acest tip de substrat (Stokland et al. 2012).

Pragurile utilizate pentru caracterizarea dimensiunilor lemnului mort nu sunt unitare, variind de la un studiu la altul, deși diametrul este recunoscut ca un factor major care influențează structura comunităților saproxilice (Grove 2002). Valoarea de 10 cm este, totuși, general acceptată ca limită între lemnul mort de dimensiuni mari și cel de dimensiuni mici (Harmon et al. 1986), însă aceste praguri pot varia în funcție de specia arborelui analizat, după cum sugerează și Schiegg (2001).

Literatura de specialitate și cercetările de teren disting două forme principale ale lemnului mort: lemnul căzut pe sol (downed deadwood) și lemnul mort pe picior (standing deadwood) (Radu și Coandă 2013). Această diferențiere este esențială pentru speciile colonizatoare, întrucât factorii abiotici care influențează descompunerea diferă semnificativ între cele două forme. Arborii morți pe picior sunt expuși intens radiației solare, ceea ce duce la uscarea rapidă a lemnului, în timp ce cei căzuți, umbriți și în contact cu solul, rețin mai bine umiditatea. Astfel, succesiunea speciilor descompunătoare este strâns legată de acești factori (Bässler et al. 2010, Hardersen și Zapponi 2018, Vodka et al. 2008). Mai mult, studiile arată că arborii morți expuși la soare constituie habitat preferat pentru numeroase specii de insecte saproxilice, inclusiv specii rare (Albert et al. 2012, Blažytė-Čereškienė și Karalius 2011, Buse et al. 2007, Lindhe et al. 2005, Floren et al. 2015, Goczał și Rossa 2017, Kašák și Foit 2018, Russo et al. 2011).

Numeroase studii arată că diferența dintre lemnul mort pe picior și cel căzut este unul dintre factorii principali care influențează compoziția comunităților de insecte saproxilice (Gibb et al. 2006a, b, Johansson et al. 2007, Jonsell și Weslien 2003). Jaworski et al. (2019) confirmă această idee, demonstrând, în cazul mai multor specii de coleoptere saproxilice protejate, preferințe clare pentru unul dintre cele două tipuri de lemn mort. De asemenea, cercetările indică faptul că lemnul mort căzut asigură condiții esențiale pentru bacterii, ciuperci și fauna edafică (Patrick et al. 2006, Siitonen 2001), iar în

timp ce lemnul mort pe picior tinde să susțină o diversitate specifică mai redusă, diferențele dintre comunitățile asociate celor două tipuri sunt semnificative (Jonsell și Weslien 2003, Ulyshen și Hanula 2009).

Buezo et al. (2024) și Stokland et al. (2004) susțin că lemnul mort căzut de foioase oferă o resursă trofică mai ofertantă pentru organismele descompunătoare față de cel provenit din rășinoase. Totuși, Bouget et al. (2013) argumentează că diversitatea și dimensiunea lemnului mort are o influență mai mare asupra bogăției speciilor saproxilice decât poziția acestuia (pe picior sau căzut), concluzie susținută și de Brin et al. (2009), Økland et al. (1996) și Stokland et al. (2004). În plus față de cele două forme principale de lemn mort, unele surse menționează și lemnul sub formă de cioate, deși acesta are o prezență în general redusă în pădurile virgine (Grigoreoa 2015, Grigoreoa și Vlad 2015).

În ceea ce privește stadiile de descompunere (sau clasele de degradare) ale lemnului mort, cercetările de până acum nu au adoptat un sistem unitar, lipsind un protocol oficial general acceptat, ceea ce îngreunează comparabilitatea rezultatelor între studii realizate în arborete similare (Aakala și Heikkinen 2024, Næsset 1999). Această variație este determinată și de dificultatea integrării diferențelor dintre caracteristicile organoleptice ale speciilor de arbori, precum și de ritmul diferit de descompunere, în special între lemnul de rășinoase și cel de foioase (Aakala și Heikkinen 2024, Harmon et al. 1986).

Și în România, studiile privind clasele de degradare ale lemnului mort sunt eterogene, majoritatea utilizând sisteme orientative preluate din literatura internațională, cu cinci (Anexa 1, figura 2) sau șase clase de degradare (Aakala și Heikkinen 2024, Hunter 1993, Maser et al. 1979, Montes et al. 2005, Keller 2011, Weggler et al. 2012), dar și sisteme cu opt clase, adaptate conform protocolului de lucru (Liu și Hytteborn 1991, Teodosiu 2012). Unele cercetări elimină clase sau combină mai multe sisteme. Teodosiu (2012) anexează o listă cu 32 de studii care folosesc între patru și opt clase,

ceea ce sugerează că, din cauza variabilității criteriilor de repartizare a speciilor, o clasificare universală este puțin probabilă (Russell et al. 2015). Totuși, Teodosiu (2012) menționează că nu există diferențe semnificative între clasele de degradare ale lemnului pe picior și primele patru clase ale celui căzut pe sol.

Sistemele de clasificare a descompunerii lemnului mort au fost aplicate în diverse experimente, majoritar pe lemnul căzut pe sol, fie de dimensiuni mari (Grigoreoa 2015, Grigoreoa și Vlad 2015, Vasile et al. 2011, Vlad et al. 2019), fie pe combinații de dimensiuni mari, mici și foarte mici (Buezo et al. 2024, Petrișan et al. 2023), sau doar mari și mici, în cazul buștenilor și crăcilor (Măciucă și Roibu 2012, Teodosiu și Bouriaud 2012). Aceste sisteme se bazează în principal pe rezistența mecanică a lemnului exprimată prin densitatea caracteristică fiecărei clase de degradare, evaluată prin penetrarea cu un obiect ascuțit, precum și alte caracteristici organoleptice (Aakala și Heikkinen 2024, Büttler et al. 2007, Keller 2011, Măciucă și Roibu 2012, Petrișan et al. 2023, Weggler et al. 2012, Teodosiu 2012). Ele nu folosesc un interval de timp de la moartea arborelui, așa cum propun sistemele lui Dajoz (2000) sau Bobiec et al. (2005). Totuși, aceste metode prezintă dezavantaje semnalate de Teodosiu și Bouriaud (2012) și Teodosiu (2012), printre care: subiectivitatea evaluării, variabilitatea densității lemnului și caracterul limitativ al analizelor bazate doar pe trăsături externe.

Factori care influențează descompunerea lemnului mort și relația acestuia cu insectele asociate

Literatura de specialitate evidențiază o gamă largă de factori care influențează descompunerea lemnului mort și structura comunităților de insecte saproxilice, reflectând interacțiuni ecologice complexe. Printre cei mai importanți se numără specia arborelui, care afectează atât calitatea resurselor disponibile, cât și ritmul descompunerii prin proprietăți chimice și fi-

zice. De asemenea, cantitatea și dimensiunile lemnului mort influențează habitatul și dinamica descompunerii. Prezența scoarței este relevantă, oferind protecție și microhabitate pentru anumite specii. Stadiul de degradare al lemnului constituie un factor esențial pentru diversitatea saproxilică, fiecare stadiu fiind favorabil unor grupuri specifice de insecte. În plus, condițiile de mediu precum umiditatea, temperatura și expunerea la lumină, influențează descompunerea în funcție de poziția piesei lemnoase (Andringa et al. 2019, Lachat et al. 2012, Larrieu et al. 2018, Nieto și Alexander 2010, Parisi et al. 2018, Seibold și Thorn 2018, Seibold et al. 2015).

Caracteristicile arboretului

Într-un studiu realizat de Bouget et al. (2013), s-a evidențiat că, în pădurile de stejar și fag, compoziția și bogăția specifică a coleopterelor saproxilice sunt profund influențate de caracteristicile arboretului. Cei mai importanți factori determinanți au fost consistența arboretului, diversitatea și densitatea microhabitadelor, precum și varietatea caracteristicilor lemnului mort. Bouget et al. subliniază că un arboret cu consistență redusă a fost principalul factor asociat cu o bogăție mai mare a speciilor comune de coleoptere, susținând concluziile anterioare ale lui Stokland et al. (2012), atât în pădurile de stejar, cât și în cele de fag. Alți factori relevanți au fost volumul total de lemn mort și diversitatea formelor acestuia, precum și prezența lemnului cu microhabitate.

Specia de arbore

Deși unele studii indică preferințe ale anumitor specii saproxilice pentru anumiți arbori (Blažytė-Čereškienė și Karalius 2011, Gutowski et al. 2014, Jaworski et al. 2019, Paulus 1980, Warren și Key 1991), alte cercetări arată că multe dintre aceste specii sunt relativ generaliste (Goczał și Rossa 2017, Horak et al. 2012, Jaworski et al. 2019, Schiegg 2001). Aceste concluzii sunt susținute de Andringa et

al. (2019) și Gossner et al. (2016), care subliniază că nu există o singură specie de arbore asociată cu o diversitate ridicată a speciilor saproxilice ci că o combinație de foioase și rășinoase este mai eficientă în conservarea acestora. În ceea ce privește recomandările de gestionare a pădurilor, se sugerează menținerea și extinderea proporției speciilor autohtone cu rate reduse de descompunere (Økland et al. 1996, Vítková et al. 2018), în special a foioaselor, care asigură resurse trofice mai ofertante pentru organismele descompunătoare (Buezo et al. 2024, Stokland et al. 2004) și au o capacitate mai mare de a genera microhabitate pentru speciile saproxilice (Larrieu et al. 2012).

Umiditatea și temperatura

Rolul umidității în procesul de descompunere a lemnului mort a fost analizat în mai multe studii, evidențiindu-se influența sa semnificativă asupra activității descompunătorilor. S-a demonstrat că umiditatea afectează direct rata degradării lemnului, valorile prea mari sau prea mici limitând eficiența proceselor de descompunere (Zhou et al. 2007). De asemenea, insectele și ciupercile nu pot supraviețui în lemnul cu umiditate sub 30%, activitatea acestora intensificându-se progresiv pe măsură ce umiditatea crește peste acest prag (Griffin 1977).

Temperatura joacă un rol esențial în compoziția comunităților de insecte saproxilice, fiind un factor ecologic fundamental pentru organismele ectoterme și influențând semnificativ distribuția acestora în lemnul mort (Graham 1924, Seibold et al. 2016). Efectele temperaturii interacționează cu influența cantității de lemn mort asupra acestor comunități (Seibold et al. 2016, Seibold și Thorn 2018). Seibold et al. (2016) au demonstrat că speciile saproxilice diferă considerabil între zonele expuse la radiație solară și cele umbrite, primele prezentând o abundență mai mare. De asemenea, deschiderea coronamentului s-a dovedit a fi un factor cheie în variația abundenței și compoziției acestor comunități, deși influența asupra bogăției specifice a fost mai redusă, cu o ușoa-

ră creștere a numărului de indivizi și specii în zonele deschise.

Studii recente arată că temperaturile ridicate la scară regională (Müller et al. 2015) și nivelul de radiație solară la care este expus lemnul mort (Ranius et al. 2011, Seibold et al. 2016) influențează semnificativ bogăția și abundența speciilor saproxilice. Se estimează că, în zonele cu climă rece, bogăția specifică a acestor specii crește odată cu cantitatea de lemn mort, mai pronunțat decât în regiunile cu climă caldă (Müller et al. 2015). Lassauce et al. (2011) confirmă această tendință, raportând o corelație pozitivă între volumul lemnului mort și diversitatea coleopterelor saproxilice în pădurile boreale comparativ cu cele temperate. În plus, Lachat et al. (2012) au identificat, în pădurile de fag europene, specii indicatoare asociate cu pădurile din zonele calde, în timp ce în regiunile reci nu au fost identificate astfel de specii în pădurile cu volume reduse de lemn mort ($<30 \text{ m}^3/\text{ha}$).

Astfel, în zonele reci, speciile indicatoare au fost asociate exclusiv cu cantități intermediare ($30\text{--}70 \text{ m}^3/\text{ha}$) și mari ($>70 \text{ m}^3/\text{ha}$) de lemn mort, iar creșterea volumului acestuia a condus, în general, la o creștere a numărului de specii indicatoare. Lachat et al. (2012) au identificat un număr mai mare de astfel de specii în zonele cu climat cald (74 de specii) comparativ cu cele reci (28 de specii), dintr-un total de 127. Comparativ, zonele calde au prezentat o valoare de conservare mai ridicată, iar dintre grupurile taxonomice analizate, coleopterele din familia Lucanidae s-au remarcat ca cele mai frecvente specii indicatoare.

Müller et al. (2015) evidențiază o corelație puternică între cantitatea de lemn mort și temperatura la nivel micro- și topoclimatic, observând că mai multe specii de coleoptere saproxilice au emers în experimente desfășurate la altitudini joase și pe versanți sudici, comparativ cu cele de la altitudini mari și pe pante cu expoziție nordică. Într-un studiu similar, Lindhe et al. (2005) au constatat că 69% dintre speciile analizate preferau substraturi expuse la radiația solară, în timp ce doar 31% erau asociate cu cele umbrite. Totuși, mode-

lele utilizate nu au făcut distincții clare între condițiile semi- și total expuse, unele specii atingând densități similare în ambele situații. Per ansamblu, peste două treimi dintre speciile corelate semnificativ cu expunerea au prezentat densități maxime în condiții semi- sau total expuse, însă jumătate dintre speciile analizate nu au fost semnificativ afectate de acest factor, sugerând că expunerea la radiație solară nu este determinantă pentru toate speciile de coleoptere.

Cantitatea lemnului mort

Cantitatea lemnului mort este un factor esențial analizat în literatura de specialitate, cu un rol major atât în pădurile gestionate, cât și în cele negestionate (Cornelissen et al. 2012, Franc et al. 2007, Grove 2002, Lassauce et al. 2011, Müller și Bütler 2010, Parisi et al. 2018). Aceasta este influențată de mai mulți factori: tipul de pădure (Christensen et al. 2005), specia arborelui (Debeljak 2006), vârsta arboreului (Eckbom et al. 2006), zona geografică (Stokland et al. 2012), modul de gestionare și istoricul perturbărilor (Vítková et al. 2018). Numeroase studii au demonstrat o relație semnificativ-pozitivă între cantitatea de lemn mort și abundența sau bogăția speciilor saproxilice (Grove 2002, Hilszczański et al. 2007, Jaworski et al. 2019, Lassauce et al. 2011, Müller și Bütler 2010, Väisänen et al. 1993). Această relație este susținută de ipoteza specie-energie (Wright 1983), care prevede creșterea diversității odată cu disponibilitatea resurselor, și de ipoteza habitat-eterogenitate, conform căreia diversitatea habitatelor, și implicit a speciilor, crește odată cu extinderea suprafeței disponibile (Seibold et al. 2015, Seibold și Thorn 2018).

Totuși, conform metaanalizei realizate de Lassauce et al. (2011), în pădurile din zona temperată s-a constatat doar o corelație slabă între volumul lemnului mort și bogăția specifică, spre deosebire de pădurile boreale, unde această relație este semnificativ pozitivă. Alte studii sugerează că diversitatea tipurilor de lemn mort, mai degrabă decât cantitatea, este

factorul esențial pentru dezvoltarea coleopterelor saproxilice (Bouget et al. 2013, Brin et al. 2009, Sandström et al. 2019, Stokland et al. 2004). În aceeași direcție, Jaworski et al. (2019) și Bobiec (2002) arată că nu toate speciile saproxilice răspund pozitiv la acumularea lemnului mort, în special în ariile strict protejate, unde volumul este ridicat, dar distribuția lemnului și prezența speciilor preferate de arbori sunt limitate. Seibold et al. (2016) completează că nu doar bogăția specifică, ci și compoziția comunităților de coleoptere saproxilice este pozitiv influențată de cantitatea de lemn mort, în special în zonele expuse la radiație solară.

Dimensiunile lemnului mort

Diametrul lemnului reprezintă o variabilă ecologică importantă care influențează o gamă largă de specii saproxilice (Bouget et al. 2012, Brin et al. 2011, Buse et al. 2016, Seibold et al. 2015). Studiile arată că porțiunile mari, precum trunchiul arborelui, adăpostesc cea mai mare diversitate de specii (Jonsell et al. 1998, Lemperiere și Marage 2010). Dimensiunea arborilor este un factor determinant pentru bogăția și compoziția comunităților de coleoptere saproxilice (Horak și Pavlicek 2013, Lassauce et al. 2011, Økland et al. 1996, Ranius și Jansson 2000, Seibold et al. 2016), iar numeroase specii rare sunt dependente de arbori de mari dimensiuni cu scoarță groasă (Blažytė-Čereškienė și Karalius 2011, Hammond et al. 2004, Jonsell et al. 1998, Miklín et al. 2018). Un exemplu relevant este *Boros schneideri* (Panzer, 1795), specie care preferă arborii maturi de pin cu dimensiuni mari din păduri cu coronament deschis, evitând activ pinetele tinere (Blažytė-Čereškienė și Karalius 2011, Gutowski et al. 2014, Jaworski et al. 2019).

Un studiu important realizat de Gossner et al. (2013) arată că lemnul mort de mari dimensiuni influențează în mod semnificativ compoziția comunităților de coleoptere saproxilice, acestea manifestând o preferință clară pentru astfel de substraturi în condiții de abundență

a lemnului mort. Deși aceste concluzii contrazic parțial rezultatele obținute de Brin et al. (2011), Jonsell et al. (2007) și Schiegg (2001), Gossner et al. (2013) susțin că numeroase specii specializate pe lemnul de mici dimensiuni pot coloniza cu succes și lemnul mort de mari dimensiuni.

Deși unii autori consideră că lemnul mort de dimensiuni mari oferă habitatul optim pentru speciile saproxilice (Boddy 1983, Kolström și Lumatjärvi 2000), alte cercetări arată că și lemnul de mici dimensiuni susține o bogăție specifică ridicată, incluzând chiar și specii protejate (Jonsell et al. 2007), uneori depășind lemnul de dimensiuni mari ca număr de specii și indivizi (Juutilainen et al. 2014, Ódor et al. 2006, Schiegg 2001). Totuși, metaanaliza lui Lassauce et al. (2011) a evidențiat o corelație pozitivă între bogăția speciilor saproxilice și dimensiunile buștenilor, mai accentuată decât în cazul crăcilor, atât în pădurile temperate cât și în cele boreale. Cu toate acestea, comunitățile asociate lemnului mort de mici dimensiuni sunt insuficient studiate (Ferro et al. 2009), majoritatea cercetărilor concentrându-se pe piese cu diametrul mai mare de 10 cm (Jonsell et al. 2007).

Cu toate acestea, unele studii au abordat explicit comunitățile de coleoptere saproxilice asociate lemnului mort de dimensiuni mici (Jonsell et al. 2007, Schiegg 2001). Într-un studiu relevant, Schiegg (2001) a demonstrat că aceste piese lemnoase au susținut o abundență mai mare atât ca număr de specii, cât și ca indivizi, deși majoritatea speciilor colectate au fost euritope și ubicviste. Autorul sugerează că acest rezultat ar putea fi explicat prin capacitatea acestor specii de a tolera variații microclimatice mai accentuate, caracteristice lemnului de mici dimensiuni, și avansează ipoteza existenței a două spectre distincte de specii saproxilice asociate lemnului de mici și mari dimensiuni.

Un studiu realizat de Brin et al. (2011) confirmă parțial concluziile lui Jonsell et al. (2007) și Schiegg (2001), evidențiind diferențe notabile între comunitățile de coleoptere saproxilice

lice asociate lemnului de dimensiuni mici și mari, susținând astfel ipoteza formulată anterior de Schiegg. În cazul lemnului mort de stejar, au fost identificate trei specii caracteristice pentru crăci de mici dimensiuni și 26 de specii asociate buștenilor. Pentru pin, două specii au fost întâlnite în crăci indiferent de diametru, iar cinci specii indicatoare au fost asociate exclusiv buștenilor (Brin et al. 2011). Conform studiului realizat de Brin et al., compoziția comunităților de coleoptere saproxilice variază în funcție de diametrul pieselor lemnoase analizate. În cazul pinului, s-au observat diferențe semnificative între comunitățile asociate buștenilor și crăcilor (indiferent de dimensiunea acestora), însă nu și între diametrele opuse ale aceleiași categorii lemnoase. Pentru stejar, nu au existat diferențe semnificative între buștenii de dimensiuni mici și crăcile mari, ci doar între buștenii mari și crăcile mari. În plus, comunitatea coleopterelor asociată crăcilor mici a fost semnificativ diferită față de celelalte tipuri de substrat analizate.

Totodată, relația dintre densitatea speciilor saproxilice și diametrul lemnului a fost analizată de Lindhe et al. (2005), care au constatat că 20 din cele 85 de specii studiate (23%) au fost semnificativ corelate cu diametrul cioatelor, 12 negativ și 8 pozitiv. Totuși, în cadrul experimentului, diametrul s-a dovedit a fi un factor mai puțin influent decât expunerea la radiația solară. Deși cioatele de mari dimensiuni au adăpostit un număr mai mare de indivizi, diametrul nu a avut un efect pozitiv general asupra densității speciilor.

Scoarța arborilor

Prezența sau absența scoarței reprezintă un factor important în descompunerea lemnului. Ulyshen et al. (2016) au identificat o relație strânsă între pierderea de masă lemnoasă și prezența scoarței, atribuind acest efect capacității scoarței de a menține mai bine umiditatea în lemn. Scoarța joacă un rol esențial și în dezvoltarea insectelor floemo- și xilofage, oferind substrat pentru ovipoziție și facilitând co-

lonizarea timpurie a lemnului (Stokland et al. 2012). Absența scoarței poate duce la excluderea unor grupe colonizatoare, precum cele din familia Cerambycidae, conform concluziilor lui Ulyshen et al. (2016).

Importanța scoarței în procesul de descompunere este evidențiată și de Cornwell et al. (2009), care arată că prezența sau absența acesteia poate influența pozitiv sau negativ descompunerea, prin efectele asupra activității microbiene, limitând accesul comunităților descompunătoare la substratul lemnos. Zuo et al. (2016a) și Hagge et al. (2019) susțin că scoarța funcționează ca o barieră pentru organismele descompunătoare, iar calitatea și cantitatea sa se modifică pe parcursul procesului de degradare. Totodată, Ulyshen et al. (2016) subliniază că rolul scoarței în descompunerea lemnului, în special asupra ratei de descompunere, rămâne un subiect insuficient explorat.

Succesiunea speciilor saproxilice în lemnul mort

Conform Bobiec et al. (2005), Harmon et al. (2020) și Speight (1989), procesul de integrare a lemnului mort în ciclul natural al materiei poate dura de la câteva luni până la câteva sute de ani. Comunitățile de organisme saproxilice se modifică semnificativ în timp, pe măsură ce lemnul se degradează, această dinamică fiind corelată cu scăderea predictibilă a resursei disponibile (Lee et al. 2014, Wende et al. 2017). Potrivit lui Wende et al. (2017), rețelele trofice ale coleopterelor prezintă un grad mai ridicat de specializare în stadiile incipiente ale succesiunii, în timp ce pentru coleopterele micetofage și prădătoare, gradul de specializare este mai pronunțat în stadiile ulterioare, deși diferențele nu sunt semnificative statistic.

Mai mulți autori au detaliat dinamica succesiunii comunităților saproxilice în timpul procesului de descompunere a lemnului mort. Dajoz (2000) arată că, în timp, aceste comunități evoluează de la specii parțial dependente de lemnul mort către specii complet dependente, iar în stadiile finale de degradare, distincția în-

tre aceste categorii devine neclară. Jonsell et al. (2019) și Lee et al. (2014) au constatat că succesiunea nu este strâns legată de variabilele de mediu, iar similitudinea compoziției faunistice scade odată cu avansarea succesiunii. Primele stadii sucesionale sunt dominate de specii cu mare capacitate de dispersare și specializare redusă (Gibb et al. 2006a, b, Jonsell et al. 2019, Southwood 1977, Stokland et al. 2012), în timp ce stadiile târzii implică insecte strict saproxilice, specializate pe un spectru mai larg de esențe lemnoase (Stokland et al. 2012).

Seibold et al. (2023) arată că factorii care influențează compoziția comunităților de coleoptere saproxilice variază în timp. În stadiile sucesionale inițiale, compoziția a fost determinată în principal de asocierea dintre speciile de arbori și coleoptere, ceea ce a dus la o creștere pronunțată a β -diversității spațiale pe măsură ce distanțele filogenetice dintre speciile de arbori au crescut. Deși influența speciilor de arbori asupra β -diversității a scăzut în timp, β -diversitatea totală a continuat să crească. Acest tipar poate fi explicat prin eterogenitatea habitatului determinată de diferențele în ratele de descompunere (Müller et al. 2020), de variațiile comunităților de ciuperci asociate (Jonsell et al. 2005), precum și de efectul priorității, prin care comunitățile de coleoptere din stadiile incipiente pot influența compoziția celor din stadiile ulterioare, reducând resursele disponibile și modificând nișele ecologice (Fukami 2015). β -diversitatea a fost influențată și de structura pădurii și distanța spațială dintre piesele de lemn mort, iar aceste efecte au rămas constante în timp. Deși condițiile climatice au avut un impact redus, ele au fost mai relevante în stadiile timpurii ale succesiunii.

Rezultatele obținute de Seibold et al. (2023) sunt contrazise de studiul lui Zuo et al. (2021), care arată că, deși comunitățile saproxilice prezintă o divergență inițială în timp, compoziția faunistică tinde să convergă atât între specii lemnoase, cât și între diferite tipuri de pădure. Autorii explică divergența timpurie prin diferențele interspecifice ale proprietăților fizico-chimice ale lemnului recent-mort și ale

scoarței, în funcție de specie. Conform ipotezei izolării taxonomice (Strong et al. 1984), insectele fitofage sunt mai predispușe să utilizeze specii gazdă apropiate filogenetic, din cauza trăsăturilor chimice și fizice similare, ceea ce face ca arborii înrudiți să găzduiască comunități faunistice mai asemănătoare. Cu toate acestea, Stokland et al. (2012) subliniază că, în ciuda convergenței parțiale, diferențele dintre comunitățile saproxilice asociate foioaselor și rășinoaselor se mențin clar pe parcursul întregului proces de descompunere.

Studiile care investighează relația dintre procesul de descompunere a lemnului mort și compoziția comunităților de nevertebrate sunt relativ puține (Saint-Germain et al. 2007, Seibold et al. 2023). Deși unele lucrări abordează succesiunea organismelor saproxilice, doar câteva studii cantitative au analizat explicit legătura dintre stadiile de descompunere și succesiunea comunităților asociate (Saint-Germain et al. 2007, Vanderwel et al. 2006a). Aceste cercetări s-au concentrat în principal pe pădurile boreale, folosind date cantitative și descriptive privind insectele saproxilice. Succesiuni ecologice similare au fost identificate și în pădurile europene de amestec de fag și brad (Dajoz 2000), fagul fiind intens studiat datorită predominanței sale în pădurile europene, dar și din cauza gradului ridicat de specializare a speciilor saproxilice, saproxilofage și xilofage asociate acestuia (Floren et al. 2015, Wende et al. 2017).

Un studiu relevant privind succesiunea speciilor de coleoptere saproxilice a fost realizat de Lee et al. (2014) pe bușteni de molid canadian, *Picea glauca* (Moench) Voss, 1907, evidențiind trăsături esențiale ale dinamicii comunităților saproxilice. Conform rezultatelor, bogăția specifică medie a variat între clasele de degradare definite conform sistemului lui Hofgaard (1993), fiind mai ridicată în clasele 1 și 5, însă fără diferențe semnificative statistice. În schimb, abundența medie a fost semnificativ diferită între clase, cea mai mare fiind în clasele 1 și 2 și scăzând progresiv în clasele 4–6. Aceste constatări contrazic parțial rezultatele lui Penttilä et al. (2013), care au evidențiat o

bogăție specifică mai mare în stadiile avansate de degradare. În ceea ce privește compoziția comunităților, aceasta a prezentat o variație considerabilă între clase, dar fără delimitări clare, fiind evidențiată o suprapunere parțială a comunităților între clasele adiacente de degradare (Lee et al. 2014).

În ceea ce privește sistemele generale de încastrare a succesiunii organismelor în lemnul mort, beneficiem de câteva sisteme particularizate pentru coleoptere ce împart această relație în câteva stadii succesionale corelate cu stadiile de descompunere ale lemnului mort, precum sistemul propus de Speight, care este mai general, și sistemul propus de Dajoz care aduce câteva particularități (Dajoz 2000, Speight 1989).

Conform sistemului propus de Speight (1989), succesiunea organismelor saproxilice în lemnul mort poate fi împărțită în trei faze principale. Prima este faza de colonizare, în care saproxilicii primari, predominant coleoptere, colonizează lemnul intact. A doua este faza de descompunere, caracterizată de prezența saproxilicilor secundari (inclusiv coleoptere și diptere), care utilizează ca sursă de hrană și habitat produsele activității primare (miceliu fungă, galerii etc.). A treia este faza de humificare, când insectele saproxilice sunt înlocuite treptat de organisme edafice care contribuie la transformarea lemnului într-o masă organică friabilă prin procese microbiene. Acest model a fost preluat și detaliat de Bobiec et al. (2005), reluat în sinteza realizată de Radu și Coandă (2013) și confirmat, în linii mari, de studiul lui Lee et al. (2014).

Faza inițială de colonizare este caracterizată prin acțiunea mecanică a insectelor xilofage, în special coleoptere, care pătrund în lemnul proaspăt și acționează ca vectori pentru sporii ciupercilor, facilitând astfel invadarea fungică și accelerarea degradării (Bobiec et al. 2005, Jacobsen et al. 2015, Leach et al. 1937, Lee et al. 2014, Persson et al. 2009, Speight 1989, Strid et al. 2014). Faza de descompunere implică o schimbare progresivă a compoziției comunităților saproxilice, odată cu avansarea stadiilor de degradare (Vanderwel et al.

2006a). În etapele incipiente predomină speciile xilofage și prădătoare, în timp ce în stadiile avansate cresc în abundență speciile saprofage, saproxilofage și micetofage (Bobiec et al. 2005, Lee et al. 2014, Speight 1989). Odată cu colonizarea fungică, diversitatea insectelor saproxilice crește semnificativ, multe specii hrănindu-se atât cu lemn parțial descompus, cât și cu miceliu. În faza finală, lemnul își pierde integritatea structurală, iar coleopterele saproxilice sunt înlocuite de alte nevertebrate edafice, care contribuie la humificarea materialului lemnos (Bobiec et al. 2005, Lee et al. 2014, Speight 1989, Stokland și Siitonen 2012b), rezultând un agregat humico-lemnos cunoscut sub denumirea de lignoform (Hardersen și Zapponi 2018, Tatti et al. 2017).

O clasificare mai detaliată a succesiunii organismelor saproxilice este propusă de Dajoz (2000) și completată de Bobiec et al. (2005), care identifică patru (sau cinci) stadii succesionale principale. Primul stadiu apare imediat după moartea arborelui și este legat în principal de zona subcorticală, colonizată de specii care se hrănesc cu floem (Lee et al. 2014, Stokland et al. 2012). Multe dintre aceste specii prezintă adaptări morfologice specifice și pot fi prezente fie ca larve, fie ca adulți (Carpaneto et al. 2015, Lee et al. 2014). Stadiul este dominat de specii saproxilice primare, adesea considerate „pioniere”, care colonizează arborii muribunzi sau recent morți, dar și de specii prădătoare asociate galeriilor acestora (Bobiec et al. 2005, Lee et al. 2014, Speight 1989). Multe dintre aceste insecte acționează ca vectori pentru sporii ciupercilor care accelerează descompunerea (Harmon et al. 1986, Jacobsen et al. 2015, Leach et al. 1937, Persson et al. 2009, Strid et al. 2014, Ulyshen și Hanula 2010). Un rol important în acest stadiu îl au speciile din subfamilia Scolytinae, frecvent asociate cu arborii aflați în stres fiziologic sau bolnavi (Bobiec et al. 2005, Carpaneto et al. 2015, Lee et al. 2014, Speight 1989, Stokland et al. 2012).

Stadiul 2 al succesiunii saproxilice apare aproximativ la jumătatea primului an de la moartea arborelui și se extinde pe o durată de

circa patru ani (Bobiec et al. 2005). În această etapă, zona subcorticală își pierde relevanța ecologică pe măsură ce scoarța se desprinde, iar activitatea ciupercilor se intensifică (Vanderwel et al. 2006a). Etapa este marcată de apariția insectelor micetofage, care se hrănesc cu corpurile fructifere și miceliul ciupercilor dezvoltate în lemnul aflat în descompunere (Parisi et al. 2018). Acest stadiu poate fi observat pe diverse tipuri de substrat: arbori, trunchiuri, crăci, cioate și alte reziduuri lemnoase, inclusiv pe arborii veterani (Stokland et al. 2012). Saproxilicii secundari, adică speciile care utilizează lemnul procesat anterior de saproxilicii primari ca sursă de hrană sau habitat, devin dominanți (Lee et al. 2014, Speight 1989). De asemenea, numeroase specii din familiile Cerambycidae și Buprestidae sunt active în această etapă (Ranius și Jansson 2000). Potrivit lui Lee et al. (2014) și Vanderwel et al. (2006a), nu există specii strict caracteristice acestui stadiu, dar predomină speciile micetofage și prădătoare.

Stadiile 3 și 4(5) ale succesunii apar la aproximativ cinci, șase, respectiv șapte–nouă ani de la moartea arborelui (Bobiec et al. 2005) și corespund fazelor avansate ale descompunerii lemnului. În aceste etape, descompunerea este intensă, iar numărul insectelor saproxilice continuă să crească, alături de cel al speciilor prădătoare (Lee et al. 2014, Vanderwel et al. 2006b). La începutul acestor stadii finale se observă o asocieră caracteristică între speciile micetofage și cele prădătoare, însă în ultimele faze predomină clar speciile prădătoare (Lee et al. 2014). Lemnul devine puternic fragmentat și este utilizat ca refugiu hibernal de numeroase familii de coleoptere. Pe măsură ce baza trofică se reduce și structura lemnului se degradează, acesta devine un material organic friabil și amorf (Stokland et al. 2012, Vanderwel et al. 2006b). Comunitățile de insecte saproxilice se suprapun treptat cu cele de litieră și sol, iar humificarea este accelerată de bacterii și ciuperci (Stokland și Siitonen 2012b). Bobiec et al. (2005) propune un al cincilea stadiu, care apare după 9 ani de la moartea arborelui și care

corespunde stadiului 4 din clasificarea lui Dajoz (2000).

Din punct de vedere tipologic, succesivitatea coleopterelor saproxilice în lemnul mort urmează în principal modelul Gleasonian (Gleason 1926), conform căruia speciile răspund individual și independent la variațiile de mediu, iar schimbările în compoziția comunității se produc continuu, fără tranziții clar delimitate între stadiile de degradare. Cu toate acestea, studiul lui Lee et al. (2014), susținut parțial de concluziile lui Wende et al. (2017), indică existența unor spectre trofice distincte în stadiile incipiente și finale ale succesunii. Această observație sugerează că modelul Gleasonian nu este complet aplicabil, fiind mai potrivită o abordare hibridă, care combină elemente din modelul lui Clements (Clements 1916). Conform acestuia, speciile răspund în mod interdependent la schimbările de mediu, iar comunitățile succed într-o manieră organizată și predictibilă, cu praguri ecologice clar conturate între stadiile succesionale.

După cunoștințele actuale, singurul studiu care tratează explicit succesivitatea în lemnul mort din România a fost realizat de Ceianu (1978), care a adaptat sistemul succesional propus de B. M. Mamaev în U.R.S.S. (Anexa 1, tabelul 2). Spre deosebire de modelele lui Speight (1989) și Dajoz (2000), care se concentrează exclusiv pe lemn, sistemul lui Ceianu diferențiază succesivitatea atât în lemn, cât și în scoarță. Acesta propune nouă stadii succesionale distincte, denumite Anobioid, Scolitoid, Limexiloid, Cerambicoid timpuriu și târziu, Cucujoid, Lucanoid, Formicoid și Lumbricoid.

O analiză comparativă a celor trei sisteme succesionale propuse de Ceianu (1978), Speight (1989) și Dajoz (2000), relevă similitudini semnificative, cel puțin în cazul lemnului mort de rășinoase (brad și molid). În toate cele trei modele, primul stadiu succesional este definit de colonizarea lemnului de către specii saproxilice primare, în special gândaci de scoarță, care inițiază procesul de descompunere și inocularea fungică. În acest sens, stadiile Anobioid și Scolitoid din sistemul lui Ceianu pot fi

corelate cu faza de colonizare a lui Speight și primul stadiu din modelul lui Dajoz. Al doilea stadiu, caracterizat de proliferarea speciilor saproxilice secundare care exploatează produsele activității primare și formează rețele trofice complexe, poate fi echivalat cu stadiile Cerambicoid timpuriu și târziu și Cucujoid din sistemul lui Ceianu, acestea corespunzând fazei de descompunere la Speight și stadiului secundar la Dajoz. Stadiul Limexiloid, în viziunea lui Ceianu, pare a reprezenta o etapă de tranziție între aceste două faze principale.

Ultimele stadii succesionale reflectă degradarea aproape completă a lemnului și încorporarea acestuia în sol, fiind caracterizate de suprapunerea comunităților saproxilice cu cele specifice literei și solului. În sistemul propus de Ceianu (1978), stadiul Lucanoid pare a reprezenta o etapă de tranziție între comunitățile saproxilice din lemnul aproape complet descompus și fazele finale, unde materia lemnoasă nu mai este bine diferențiată structural. Ulterior, apar stadiile Formicoid și Lumbricoid, care corespund fazei de humificare descrise de Speight (1989) și stadiilor finale (trei și patru) din modelul lui Dajoz (2000), marcate de dominanța organismelor edafice și de integrarea completă a materialului lemnos în circuitul materiei organice a solului.

Gândacii de scoarță și relația lor cu lemnul mort

Deși majoritatea studiilor privind succesiunea și compoziția comunităților de insecte asociate lemnului s-au concentrat pe interacțiunile antagonice între specii (Kenis et al. 2004a, b), cercetări recente evidențiază și interacțiuni pozitive precum mutualismul și comensalismul (Bruno et al. 2003, Stachowicz 2001, Weslien 1992). Un moment cheie în declanșarea procesului de descompunere a lemnului mort îl reprezintă colonizarea inițială de către coleoptere, în special gândacii de scoarță (subfamilia Scolytinae), dar și specii din familiile Cerambycidae și Buprestidae, care se hrănesc cu floemul sau xilemul arborilor recent morți. Aceș-

ti colonizatori principali penetrează scoarța, creând căi de acces pentru alte nevertebrate și microorganisme și facilitând instalarea ciupercilor și bacteriilor în stadiile incipiente ale succesiunii (Strid et al. 2014). Totodată, contribuie la aerația lemnului și la fragmentarea sa structurală, procese esențiale în dinamica ecologică a lemnului mort (Ulyshen et al. 2016).

Gândacii de scoarță sunt primii colonizatori ai lemnului mort, fiind în general specializați pe o singură specie de arbore sau, cel mult, pe un gen (Ehnström și Axelsson 2002, Rudinsky 1962, Zuo et al. 2016b). Datorită influenței lor asupra habitatului, aceștia sunt considerați ingineri ecosistemici (Jonášová și Prach 2004, Martikainen et al. 1999, Müller et al. 2008b, Smith et al. 2011). Pentru a digera lemnul, larvele acestor insecte beneficiază de o floră bacteriană intestinală specializată, care mediază descompunerea componentelor lignocelulozice (Geib et al. 2008, Suh et al. 2005). Hrănirea acestor insecte are ca rezultat inocularea arborilor morți cu comunități fungale și bacteriene. Canalele de hrănire create de acestea facilitează ulterior pătrunderea altor coleoptere xilofage, precum cele din familiile Ptinidae și Lucanidae (Hardersen și Zapponi 2018), dar și a altor nevertebrate pentru care scoarța reprezintă o barieră fizică importantă (Hagge et al. 2019, Ulyshen 2016, Zuo et al. 2016a).

Un exemplu concret al rolului gândacilor de scoarță în dinamica succesiunii este colonizarea arborilor de molid recent morți, care favorizează accesul altor nevertebrate prin crearea de orificii. Zuo et al. (2016b) arată că abundența nevertebratelor mici (cu dimensiuni egale sau mai mici decât orificiile create de Scolytinae) este pozitiv și semnificativ corelată cu numărul acestor orificii în stadiile incipiente ale descompunerii. Corelația pozitivă este valabilă și pentru macronevertebrate, deși abundența acestora este mai redusă. Într-un studiu realizat în Finlanda, Müller et al. (2002) au demonstrat că simpla expunere scurtă a lemnului de molid în zone cu potențial de colonizare este suficientă pentru a declanșa procesul de descompunere, datorită activității

gândacilor de scoarță. În Europa, majoritatea arborilor găzduiesc comunități de 50 până la 150 de specii asociate cu gândacii de scoarță, în special prădători și parazitoizi din ordinele Coleoptera, Diptera și Hymenoptera (Kenis et al. 2004a, b), unele comunități atingând până la 175 de specii. De exemplu, *Ips typographus* (Linnaeus, 1758) are peste 140 de specii asociate (Weslien 1992), îndeplinind astfel majoritatea criteriilor pentru o specie cheie în menținerea biodiversității forestiere (Müller et al. 2008b), deși, în linii mari, în silvicultură este considerat drept cel mai important dăunător al pădurilor de molid din Europa.

Un aspect deosebit de important îl constituie rolul benefic al fenomenelor de înmulțire în masă prezente la gândacii de scoarță asupra insectelor saproxilice, în urma acestora creându-se zone deschise în coronament care asigură o eterogenitate structurală similară cu cea creată prin aplicarea unor tipuri de tratamente silviculturale (Jonášová și Prach 2004, Müller et al. 2008b).

Impactul gestiunii silvice asupra lemnului mort și a insectelor asociate cu acesta

În general, gestiunea silvică tradițională a fost orientată în principal spre cultura și exploatarea lemnului, ceea ce a dus la îndepărtarea sistematică a lemnului mort din pădurile gestionate, fie prin tăieri de igienă (Măciucă și Roibu 2012, Merganičová et al. 2012, Munteanu et al. 2016, Radu 2006, Seibold și Thorn 2018), fie prin extragerea produselor accidentale (Michalová et al. 2017, Priewasser et al. 2013), acesta fiind adesea folosit la nivel local în scopuri domestice (Gonzalez-Polo et al. 2013, Radu 2006). Aceste practici au redus semnificativ eterogenitatea structurală a ecosistemelor forestiere. Atât în România, cât și pe plan internațional (Lombardi et al. 2008, Schiegg 2001), lemnul mort a fost adesea perceput ca o componentă neesențială a pădurii, fiind considerat o sursă de combustibil, un posibil focar de infestare sau un element care trebuie eliminat

pentru o gestiune silvică adecvată (Grove 2002, Marage și Lemperiere 2005, Măciucă și Roibu 2012, Mirea et al. 2021, Radu 2006, Tomescu et al. 2011, Siitonen 2001, Speight 1989).

În ultimele decenii, percepția asupra lemnului mort s-a ameliorat semnificativ, acesta fiind tot mai frecvent recunoscut ca un indicator important al naturalității ecosistemelor forestiere (Harmon et al. 1986, Măciucă și Roibu 2012, Radu 2006, Tomescu et al. 2011). Cu toate acestea, în practica silvică actuală din România, anumite specii de insecte saproxilice asociate cu lemnul mort continuă să fie percepute, în anumite situații, ca dăunători, din cauza potențialului lor de înmulțire în masă și al impactului negativ asupra valorii comerciale a lemnului (Mirea et al. 2021, Vítková et al. 2018).

După cum susțin Nieto și Alexander, practica silvică actuală continuă să includă intervenții care vizează eliminarea lemnului mort, în special a celui de dimensiuni mari, prin recuperarea materialului lemnos. Această abordare are consecințe negative asupra biodiversității, conducând la dispariția locală a numeroaselor specii specializate în descompunerea lemnului mort, inclusiv a unor specii de coleoptere saproxilice, devenite astfel rare (Nieto și Alexander 2010, Siitonen și Martikainen 1994). Ca urmare, se presupune că bogăția specifică asociată lemnului mort este semnificativ mai scăzută în pădurile gestionate comparativ cu cele naturale (Schiegg 2001, Siitonen și Martikainen 1994).

În general, se consideră că lemnul mort este prezent în cantități reduse în pădurile gestionate, comparativ cu pădurile naturale (Christensen et al. 2005, Debeljak 2006, Dieler et al. 2017, Fridman și Walheim 2000, Gossner et al. 2013, Grove 2002, Larrieu et al. 2012, Măciucă și Roibu 2012, Nagel et al. 2017, Pedlar et al. 2002, Siitonen et al. 2000, Teodosiu 2012), în principal ca urmare a exploatării în scopul atingerii unor țeluri de gospodărire. Schiegg (2001) atrage atenția că, în special în pădurile central-europene gestionate, volumul de lemn mort este în continuare scăzut, ceea ce impune prioritizarea eforturilor de conservare în aceste zone.

La nivel internațional, se recomandă atingerea unor volume de lemn mort între 20–30 până la 60 m³/ha (Bouget et al. 2013, Dudley și Vallauri 2004, Müller și Büttler 2010) sau minimum 20 m³/ha și cel puțin 5 arbori maturi, căzuți sau pe picior, cu diametrul peste 40 cm, pentru a sprijini conservarea speciilor saproxilice protejate (Bobiec et al. 2005, Winter et al. 2008). În România, volumul estimat necesar pentru menținerea unui echilibru ecologic se situează între 15 și 20 m³/ha (Tomescu et al. 2011), iar în practica actuală au fost deja propuse măsuri precum păstrarea unui număr de arbori veterani/ha (1–3, până la 5 arbori) (Anonymous 2017a, b, Giurgiu 2002, Mirea et al. 2021).

Ca urmare a conștientizării importanței lemnului mort pentru stabilitatea ecosistemelor forestiere, practicile de gestionare a pădurilor au început să fie reorientate în direcția promovării și creșterii cantității acestuia în pădurile gestionate (Harmon 2001). Volumul lemnului mort, fie pe picior, fie căzut, a devenit unul dintre cei nouă indicatori pan-europeni ai gestiunii durabile a pădurilor (Christensen et al. 2005, Lassauce et al. 2011, Lier et al. 2022, Parisi et al. 2018, Radu 2006). De asemenea, protejarea strictă a pădurilor primare în vederea conservării speciilor de insecte dependente de lemnul mort a fost subiectul a numeroase studii și recomandări (Lachat și Müller 2018). Tot mai multe organizații guvernamentale și neguvernamentale, alături de societatea civilă, recunosc în prezent necesitatea menținerii lemnului mort în păduri ca mijloc eficient pentru reducerea sau stoparea declinului biodiversității, precum și pentru îmbunătățirea acesteia (Pastorella et al. 2016, Pelyuch et al. 2019, Radu 2006).

Această schimbare de perspectivă poate fi realizată prin integrarea reglementărilor privind lemnul mort în strategiile naționale dedicate conservării biodiversității, prin monitorizarea lemnului mort și prin adoptarea unor practici silvice adecvate (Anonymous 2017a, b, Mirea et al. 2021, Parisi et al. 2018). Astfel de măsuri includ conducerea arboretelor în spiritul silviculturii apropiate de natură, al silviculturii ba-

zate pe procese naturale sau al celei orientate spre promovarea biodiversității (De Meo et al. 2017, Gossner et al. 2013). Conform lui Russell et al. (2015), pentru a putea implementa eficient strategii de gestionare a ecosistemelor forestiere, cuantificarea lemnului mort, atât din punct de vedere cantitativ, cât și calitativ, trebuie să devină un obiectiv prioritar în planurile viitoare de gestiune silvică.

Similar cu tendințele adoptate în alte state europene, și în România se derulează în prezent programe care vizează crearea de habitate favorabile pentru insectele saproxilice, monitorizarea acestora, elaborarea unor normative naționale dedicate conservării acestor specii și creșterea gradului de conștientizare privind rolul lor ecologic. Aceste inițiative se adresează atât publicului larg, cât și comunităților locale dependente de resursele forestiere și autorităților competente în domeniu (Mirea et al. 2021). Prezența lemnului mort în forme variate și în diferite stadii de descompunere trebuie considerată un element esențial în gestiunea pădurilor orientată spre conservarea și stimularea biodiversității (Błońska et al. 2017, Gossner et al. 2013, Vítková et al. 2018), în special în ecosistemele forestiere montane, afectate frecvent de activități antropice (Mirea et al. 2021). Totuși, utilizarea lemnului mort ca indicator al biodiversității necesită o analiză mai atentă a relației dintre caracteristicile lemnului și preferințele organismelor saproxilice față de anumite tipuri de habitat. Lassauce et al. (2011) arată că volumul total al lemnului mort nu este, de unul singur, un indicator suficient de fidel al diversității organismelor saproxilice, fiind necesară includerea altor factori pentru ca acest parametru să reflecte corect realitatea la scară locală și generală.

Se poate argumenta că menținerea în stare favorabilă de conservare a elementelor ecosistemice, precum lemnul mort, a fost în mod frecvent îngreunată de constrângerile practice impuse de gestiunea silvică, care a condus, în general, la simplificarea comunităților biologice din ecosistemele forestiere europene (Parisi et al. 2018). La nivel european, provo-

careia majoră pentru administratorii silvici este identificarea unui echilibru între conservarea biodiversității și utilizarea sustenabilă a resurselor forestiere (Ranius et al. 2014, Vítková et al. 2018). În acest context, Parisi et al. (2018) susțin valorizarea responsabilă a resurselor forestiere, în special în zonele montane, prin măsuri care să sprijine conservarea organismelor saproxilice și a habitatelor acestora, incluzând îmbunătățirea eterogenității structurale a pădurii și o cuantificare spațio-temporală adecvată a lemnului mort, atât la nivel local, cât și regional.

Din analiza surselor consultate reiese că necesitatea de a asigura o continuitate în exploatarea masei lemnoase nu este incompatibilă cu obiectivele de conservare care susțin menținerea lemnului mort în păduri. În acest sens, mai multe direcții de acțiune au fost propuse pentru o gestiune integrată și echilibrată a pădurilor, conform lui Lindenmayer et al. (2006), Müller și Bütler (2010) și Vítková et al. (2018), fiind sintetizate și în Anexa 1, tabelul 3. Acestea includ: menținerea conectivității ecologice; promovarea complexității structurale a arboretelor; creșterea eterogenității peisajului forestier; conservarea ultimelor zone cu păduri naturale sau seminaturale, favorizând diversitatea lor structurală și asigurând prezența unui volum adecvat de material lemnos pe sol; menținerea arborilor de mari dimensiuni și, acolo unde este posibil, accelerarea proceselor de veteranizare pentru crearea de habitate optime speciilor saproxilice. Alte măsuri vizează păstrarea arborilor individuali sau grupați, căzuți sau pe picior, inclusiv a lemnului de dimensiuni mici, menținerea arborilor dezrădăcinați și generarea de lemn mort artificial, prin secuire (Vítková et al. 2018). Se consideră că o combinație a acestor practici este esențială pentru atingerea unui nivel optim al cantității și diversității lemnului mort (Ranius et al. 2005).

Conform recomandărilor din ghidurile de bune practici privind gestiunea lemnului mort, se subliniază importanța conlucrării administratorilor silvici cu procesele naturale care generează lemn mort sau, acolo unde acest lucru nu este posibil, imitarea ori substituirea

acestora (Humphrey și Bailey 2012). Gestiunea lemnului mort presupune numeroase compromisuri între obiectivele de conservare și cele legate de valorificarea economică a masei lemnoase (Ranius et al. 2014, Vítková et al. 2018). În pădurile gestionate, aceste conflicte se manifestă în special în cazul lemnului mort de mari dimensiuni, care reprezintă atât un habitat valoros pentru biodiversitate, cât și o resursă economică importantă (Brin et al. 2011, Ranius et al. 2014, Seibold et al. 2016, Vítková et al. 2018).

Una dintre direcțiile frecvent discutate în contextul menținerii biodiversității în pădurile de producție este promovarea speciilor saproxilice prin crearea așa-numitelor insule de îmbătrânire sau senescență, care includ arbori veterani sau veteranizați și cantități adecvate de lemn mort, distribuite uniform în cadrul pădurilor gestionate (Lindenmayer et al. 2006, Mason și Zapponi 2016, Müller și Bütler 2010). Totuși, această strategie s-a dovedit a fi parțial insuficientă, întrucât nu a luat în considerare limitările de dispersare și (re)colonizare ale multor specii tipic saproxilice (Buse 2012, Fayt et al. 2006, Nilsson și Baranowski 1997, Speight 1989). Aceste specii sunt restricționate de disponibilitatea lemnului mort și de distanța dintre piesele lemnoase (Grove 2002, Schiegg 2000a). Astfel, pădurile în care lemnul mort a fost introdus recent, ca rezultat al unor decizii de gestiune, găzduiesc în general mai puține specii saproxilice decât pădurile unde lemnul mort a fost prezent și conservat în mod constant în timp (Nilsson și Baranowski 1997).

O abordare alternativă, mai favorabilă, susține că introducerea artificială a lemnului mort poate genera efecte de mediu benefice, inclusiv în contextul riscurilor ecologice și al hazardelor naturale (Parisi et al. 2018). Într-o revizie sistematică realizată de Sandström et al. (2019), se arată că, în studiile în care lemnul mort creat artificial a fost comparat cu cel natural, abundența coleopterelor a fost adesea mai ridicată pe lemnul artificial, deși au fost raportate și rezultate contrare. În general, tratamentele care urmăresc creșterea volumului de lemn mort

prin metode artificiale s-au dovedit eficiente în stimularea abundenței și diversității speciilor saproxilice, conform concluziilor majorității studiilor analizate.

O componentă importantă a strategiilor de conservare o reprezintă păstrarea sau crearea arborilor care oferă microhabitate valoroase pentru insectele saproxilice (Mirea et al. 2021, Vítková et al. 2018). Bouget et al. (2013) au constatat că astfel de arbori au avut un efect pozitiv minimal, dar semnificativ asupra bogăției speciilor comune. Conform recomandărilor actuale, arborii care prezintă cavități sau alte structuri favorabile insectelor saproxilice ar trebui conservați cu prioritate, fie individual, fie în grupuri, în special în pădurile gestionate (Bouget et al. 2014, Müller et al. 2014). În pădurile de producție, prezența acestor arbori este limitată, întrucât sunt adesea eliminați prin lucrările de îngrijire și conducere a arborilor (Vítková et al. 2018). O alternativă o reprezintă procesul de veteranizare artificială, prin care se creează microhabitate pe arborii tineri sau maturi, imitând trăsăturile specifice arborilor bătrâni (Mirea et al. 2021, Vítková et al. 2018), deși implementarea acestor tehnici se poate dovedi dificilă (Carlsson et al. 2016). O altă soluție utilizată în gestionarea biodiversității insectelor saproxilice constă în crearea de habitate artificiale, precum cioate proaspete, în special în zonele supuse tăierilor rase, cu scopul de a sprijini speciile strict saproxilice protejate (Hanski 2000, Jonsell et al. 2019). Totuși, această măsură s-a dovedit adesea ineficientă, întrucât, conform lui Abrahamsson et al. (2009) și Lindbladh et al. (2007), ea favorizează în principal insectele asociate primelor stadii de descompunere, în special gândacii de scoarță, având un impact limitat asupra speciilor colonizatoare târzii. Cu toate acestea, pe măsură ce cioatele avansează în procesul de degradare, ele pot deveni habitate valoroase pentru o parte dintre speciile saproxilice specializate pe stadii succesionale târzii (Schroeder et al. 2006), iar măsura este apreciată și ca fiind eficientă din punct de vedere al costurilor (Ranius et al. 2005).

O metodă eficientă pentru creșterea eterogenității structurale a pădurilor constă în crearea și menținerea arboretelor mixte. Într-un studiu realizat în plantații de plop, s-a constatat că bogăția speciilor de nevertebrate poate atinge un nivel de saturație de până la 95% atunci când numărul speciilor de arbori este crescut la 3–5, această abordare contribuind la diversificarea lemnului mort și a structurii habitatului (Andringa et al. 2019). Aceste rezultate susțin concluziile formulate de Gossner et al. (2016), potrivit cărora cea mai mare diversitate de nevertebrate este asociată combinațiilor de rășinoase și foioase. Andringa et al. (2019) mai arată că bogăția speciilor variază în timp, indiferent de speciile de arbori sau stadiile de descompunere ale lemnului. Lemnul care se degradează rapid oferă repede habitate noi, în timp ce cel cu descompunere lentă asigură habitat pe termen lung (Grove 2002). Prin urmare, o diversificare a speciilor de arbori sporește variabilitatea lemnului mort și, implicit, diversitatea speciilor saproxilice (Andringa et al. 2019).

Continuitatea prezenței lemnului mort reprezintă de asemenea un factor esențial pentru dezvoltarea comunităților de coleoptere saproxilice, întrucât aceste specii tind să dispară din pădurile gestionate în care habitatul preferat este fragmentat ca urmare a reducerii cantității de lemn mort și a întreruperii practicilor de gestionare responsabilă (Eckelt et al. 2018; Müller et al. 2005; Nieto și Alexander 2010). Astfel, aceste comunități biologice depind nu doar de disponibilitatea actuală a lemnului mort, ci și de prezența sa constantă în timp în cadrul ecosistemului forestier.

Fragmentarea habitatului este considerată una dintre cele mai mari amenințări la adresa biodiversității (Harris și Silva-Lopez 1992, Speight 1989), numeroase studii evidențiind impactul negativ al fragmentării pădurilor asupra izolării artropodelor (Ås 1993, Burke și Goulet 1998, Didham et al. 1998a, b, Wiens et al. 1997). Postulatele ecologice susțin că speciile caracteristice habitatelor stabile, precum pădurile virgine, au o capacitate scăzută de dispersare și sunt astfel mai vulnerabile la

fragmentare decât cele din habitate instabile, supuse perturbărilor frecvente (Johnson și Gaines 1990, Noss și Csuti 1997). În acest sens, multe specii saproxilice sunt considerate ca având capacitate redusă de dispersare (Nilsson și Baranowski 1997, Warren și Key 1991). Studiile arată că îndepărtarea lemnului mort determină modificări majore în structura comunităților de insecte saproxilice (Didham et al. 1996a, b, Nilsson și Baranowski 1997, Økland 1996). Totuși, Ås (1993) a constatat că diversitatea coleopterelor asociate lemnului mort nu diferă semnificativ între pădurile de conifere de dimensiuni mici (< 20 ha) și cele extinse (> 120 ha), sugerând o posibilă reziliență a anumitor grupuri faunistice în fața fragmentării.

Un studiu realizat de Schiegg (2000b) arată că abundența specifică a insectelor saproxilice este semnificativ mai mare în zonele cu o conectivitate spațială ridicată a lemnului mort, sugerând că aranjamentul spațial al acestuia este mai important pentru bogăția specifică decât volumul total. Aceste constatări sunt susținute și de Buse (2012), Fayt et al. (2006), Nilsson și Baranowski (1997), Speight (1989) și Warren și Key (1991), care subliniază că insectele saproxilice dependente de stadii avansate de descompunere sunt deosebit de vulnerabile la izolarea habitatului, din cauza capacității lor reduse de dispersare. De asemenea, numeroase specii saproxilice sunt specializate pe lemnul mort provenit de la anumite specii de arbori (Jaworski et al. 2019, Paulus 1980, Warren și Key 1991). Prin urmare, aceste specii sunt mult mai favorizate de existența unei conectivități spațiale între piesele de lemn mort aparținând speciilor preferate, în comparație cu situațiile în care aceste piese lemnoase sunt izolate. Totuși, unele cercetări, precum cele ale lui Seibold și Thorn (2018), susțin că rolul conectivității spațiale în diversitatea saproxilică este doar marginal.

Mulți dintre autorii analizați susțin abordarea nonintervenționistă în pădurile neafectate de impactul antropic, aceasta fiind cea mai des întâlnită strategie asociată cu conservarea lemnului mort și a insectelor saproxilice, pre-

cum și metoda predominant utilizată în gestiunea parcurilor și rezervațiilor naturale. Totuși, această abordare poate avea efecte negative în anumite situații, mai ales atunci când lipsesc perturbările naturale care ar crea goluri în coronamentul arboretelor și ar iniția fazele sucesiunii timpurii, esențiale pentru unele specii saproxilice (Sebek et al. 2015).

Studiile realizate de Goczał și Rossa (2017), Horak et al. (2012) și Jaworski et al. (2019) arată că unele specii saproxilice, precum *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1774), sunt mai abundente în pădurile gestionate, în special în zonele cu deschideri în coronament. Mai mult, o serie de cercetări indică faptul că aceste insecte beneficiază direct de o gestiune forestieră de intensitate scăzută până la moderată și de practicile silvice care cresc nivelul de lumină și radiație solară în interiorul pădurii, contribuind astfel la diversificarea habitatelor (Bernes et al. 2015, Bouget et al. 2013, Horak et al. 2012, 2018, Miklín et al. 2018, Vandekerkhove et al. 2016, Vodka et al. 2008). Bouget et al. (2013) subliniază că cele mai comune specii de coleoptere sunt cel mai frecvent întâlnite în păduri cu coronament deschis și cu variabilitate structurală ridicată a lemnului mort. Seibold et al. (2016) confirmă că în mod constant, diversitatea coleopterelor saproxilice este mai mare în zone expuse radiației solare decât în cele umbrite, fenomen explicat prin relația pozitivă dintre temperatură și activitatea insectelor (Liu et al. 1995).

Conform lui Jaworski et al. (2019), numărul studiilor care investighează relația dintre gestiunea pădurilor și conservarea insectelor saproxilice a crescut constant în ultimii ani. Totuși, aceste cercetări rămân relativ puține (Müller et al. 2008a) și sunt realizate în principal în păduri boreale de conifere (Davies et al. 2006), în timp ce pădurile de foioase sunt insuficient studiate (Müller et al. 2008a). Mai mult, studiile existente se concentrează adesea pe specii individuale, de regulă cele protejate legal, în defavoarea analizării unui spectru mai larg de specii saproxilice.

Selectarea anumitor specii saproxilice în studiile de conservare se bazează pe faptul că

acestea sunt considerate caracteristice pentru identificarea pădurilor virgine (Brustel 2004, Müller et al. 2005) și, totodată, pentru că multe dintre ele sunt amenințate cu dispariția (Cálix et al. 2018). Aceste specii au o valoare ridicată de conservare, întrucât au cerințe de habitat similare cu ale altor specii saproxilice, fiind astfel utilizate ca specii umbrelă sau indicatoare (Mazzei et al. 2011). Alte cercetări se axează pe speciile saproxilice care contribuie activ la formarea habitatelor necesare altor organisme, fiind desemnate drept „ingineri ecosistemici” (Buse et al. 2008, Jones et al. 1997, Novais et al. 2018, Sánchez-Galván et al. 2014, Zuo et al. 2016).

Un exemplu elocvent este oferit de studiul realizat de Novais et al. (2018), care identifică 94 de specii de artropode ce beneficiază de habitatul generat de coleopterele xilofage. Autorii evidențiază, de asemenea, existența unui efect de „facilitare în cascadă”, prin care modificările inițiale ale habitatului, cum ar fi formarea cavităților în lemn, influențează indirect abundența și diversitatea altor specii de coleoptere, chiar dacă acestea nu interacționează direct cu structurile create.

Deși numeroase studii s-au concentrat pe specii saproxilice cu valoare de conservare ridicată, rezultatele obținute sunt adesea contradictorii. Unele specii au fost găsite în abundență în zone cu gestiune forestieră activă, în timp ce altele, cu trăsături ecologice similare, au preferat habitate unde gestiunea a fost absentă (Hilszczański et al. 2007, Jaworski et al. 2019, Väisänen et al. 1993). Jaworski et al. (2019) consideră că aceste discrepanțe pot fi atribuite mai degrabă distribuției spațiale a habitatului preferat decât influenței directe a gestiunii silvice. De asemenea, autorii subliniază că multe dintre studiile existente au fost realizate în păduri doar parțial gestionate, unde efectele impactului antropic pot distorsiona rezultatele.

Müller et al. (2008a) au constatat că nu există diferențe semnificative în numărul de specii de coleoptere saproxilice între pădurile gestionate prin exploatare orientată spre conservare și rezervațiile aflate sub protecție strictă. Totodată, au identificat un număr mai redus de specii în

suprafețele forestiere supuse unei gestiuni silvice extensive, precum cele parcurse cu tăieri rare. În plus, studiul arată că structura arboreului are o influență mai puternică asupra compoziției speciilor saproxilice decât tipul de gestiune aplicat.

Buřler și Müller (2004) și Väisänen et al. (1993) au concluzionat că speciile saproxilice asociate cu lemnul mort recent sunt mai abundente în pădurile intens gestionate decât în cele aflate sub protecție strictă. În schimb, speciile considerate rare sunt mult mai frecvente în pădurile seculare, comparativ cu cele gestionate (Buřler și Müller 2004, Martikainen et al. 2000, Väisänen et al. 1993). Aceste constatări sunt susținute și de Müller et al. (2008a), care arată că speciile saproxilice specializate sunt mai numeroase în rezervațiile forestiere, în timp ce speciile generaliste apar frecvent și în pădurile cu gestiune mai puțin restrictivă.

În final, este important de subliniat că aplicarea măsurilor de gestiune a lemnului mort în pădurile de producție trebuie realizată cu luarea în considerare a riscurilor asociate, după cum evidențiază și Vítková et al. (2018). Printre acestea se numără pericolul reprezentat de lemnul mort pe picior situat în apropierea potecilor și drumurilor forestiere frecventate cu scop recreativ, dar și riscurile din vecinătatea drumurilor de exploatare și a parchetelor forestiere. În cazul pădurilor de molid situate în afara arealului natural, păstrarea lemnului mort trebuie aplicată cu precauție, deoarece, deși în ecosistemele naturale fenomenele de înmulțire în masă ale gândacilor de scoarță au un rol ecologic important, în pădurile gestionate, mai ales cele omogene structural, acestea pot cauza prejudicii semnificative în anumite circumstanțe (Jonášová și Prach 2004; Müller et al. 2008b; Vítková et al. 2018).

În sprijinul acestei afirmații, Sandström et al. (2019) constată că îmbogățirea artificială cu lemn mort are un efect pozitiv nu numai asupra abundenței insectelor rare, ci și a insectelor considerate dăunătoare. Acest risc pare a fi o consecință inevitabilă a conservării speciilor rare, influențat de specia de arbore, de tipul

speciei considerată dăunătoare și de modul de manipulare a lemnului mort (Kärvemo et al. 2017). În situațiile în care riscul este ridicat, pot fi aplicate măsuri preventive precum scrijelirea scoarței, metodă care reduce proliferarea gândacilor de scoarță ai molidului dar care limitează în același timp colonizarea de către alte specii incipiente (Thorn et al. 2016).

Concluzii

Percepția asupra lemnului mort și a rolului său în stabilitatea ecosistemelor forestiere, în special în ceea ce privește conservarea biodiversității, inclusiv a insectelor saproxilice, a cunoscut o evoluție semnificativă. De la statutul de element negativ sau lipsit de relevanță, acesta este astăzi recunoscut drept un component esențial al ecosistemului, generând însă în continuare dezbateri în plan public și academic. Totuși, interacțiunile ecologice complexe dintre lemnul mort și organisme asociate rămân doar parțial înțelese și, cel mai probabil, nu vor fi pe deplin elucidate în viitorul apropiat. Complexitatea acestor relații este reflectată de volumul considerabil de literatură existent, aflat în continuă expansiune odată cu aprofundarea cercetărilor în domeniu.

Sinteza prezentă, deși nu este o abordare cu totul nouă a subiectului, reia o serie de aspecte de ordin teoretic mai mult sau mai puțin dezvoltate în trecut, aducând în fața cititorilor o reactualizare a informațiilor prin oferirea unui context mai larg și totuși cât se poate de sintetizat, cu speranța că, cei care au nutrit sentimente negative față de această resursă a pădurii își vor schimba opinia, iar cei care au înțeles rolul esențial al lemnului mort, își vor reconsolida convingerile.

În acest context, lucrarea de față abordează multiple dimensiuni privind importanța lemnului mort în conservarea biodiversității coleopterelor saproxilice. Au fost prezentate aspecte introductive referitoare la problematica generală, analiza factorilor care influențează procesul de descompunere a lemnului și modul în care aceștia afectează relația cu insectele, în special

cu coleopterele. De asemenea, a fost detaliată succesiunea speciilor saproxilice în funcție de stadiile de degradare ale lemnului, precum și impactul gestiunii silvice asupra cantității și calității lemnului mort și asupra comunităților de insecte asociate acestuia.

Nu în ultimul rând, se cuvine menționarea unor lacune importante care necesită atenție în cercetările viitoare. O deficiență majoră este reprezentată de concentrarea studiilor asupra relației dintre cantitatea și diversitatea lemnului mort și diversitatea coleopterelor saproxilice în pădurile boreale și temperate ale Europei, în timp ce pădurile temperat-continentale din Sud-Estul Europei, inclusiv cele din România, rămân insuficient investigate. De asemenea, lipsa cercetărilor dedicate stadiilor avansate de descompunere constituie o altă limitare semnificativă, în principal din cauza dificultăților metodologice legate de analiza lemnului puternic degradat. Aceste lacune evidențiază necesitatea unor studii aprofundate și contextualizate, adaptate specificului regional și ecologic al zonelor mai puțin documentate.

În cele din urmă, în ceea ce privește stadiile de descompunere, se impune armonizarea sistemelor de clasificare utilizate pentru caracterizarea acestora, pentru a permite obținerea unor rezultate comparabile între ecosisteme forestiere similare. În România, absența unui sistem național standardizat reprezintă o lacună semnificativă în acest sens. Considerăm prioritară dezvoltarea unui sistem unitar care să coreleze clasele de degradare ale lemnului mort cu stadiile succesionale ale insectelor saproxilice, în special ale coleopterelor, adaptat la particularitățile structurale ale arboretelor, fie acestea omogene sau mixte. Implementarea unui astfel de cadru ar facilita progresul cercetării și ar spori comparabilitatea și relevanța rezultatelor între diverse regiuni și tipuri de păduri.

Mulțumiri

Doresc să adresez sincere mulțumiri domnului prof. dr. ing. Ion Cătălin Petrișan pentru sprijin

nul acordat pe parcursul elaborării acestui studiu. Mulțumiri deosebite se îndreaptă și către domnii conf. dr. ing. Mihai-Leonard Duduman, c.s. II dr. ing. Marius Paraschiv, c.s. III dr. biol. Daniel Kazimir Kurzeluk, precum și către doamna conf. dr. ing. Gabriela Isaia, pentru sugestiile valoroase și discuțiile constructive care au contribuit la îmbunătățirea conținutului lucrării. De asemenea, mulțumesc revizorilor anonimi pentru observațiile și recomandările utile, care au sprijinit definitivarea prezentului articol.

Bibliografie

- Aakala T., Heikkinen J., 2024. Harmonized decay classification for dead wood in Nordic National Forest Inventories. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 39(1): 1-7. <https://doi.org/10.1080/02827581.2023.2282086>
- Abrahamsson M., Jonsell M., Niklasson M., Lindblad M., 2009. Saproxylic beetle assemblages in artificially created high-stumps of spruce (*Picea abies*) and birch (*Betula pendula/pubescens*)—does the surrounding landscape matter?. *Insect Conservation and Diversity*, 2(4): 284-294. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00066.x>
- Albert J., Platek M., Cizek L., 2012. Vertical stratification and microhabitat selection by the Great Capricorn Beetle (*Cerambyx cerdo*) (Coleoptera: Cerambycidae) in open-grown, veteran oaks. *European Journal of Entomology*, 109(4): 553-559. <https://doi.org/10.14411/eje.2012.069>
- Andringa J. I., Zuo J., Berg M. P., Klein R., van't Veer J., de Geus R., de Beaumont M., Goudzwaard L., van Hal J., Broekman R., van Logtestijn R. S. P., Li Y., Fujii S., Lammers M., Hefting M. M., Sass-Klaassen U., Cornelissen J. H. C., 2019. Combining tree species and decay stages to increase invertebrate diversity in dead wood. *Forest Ecology and Management*, 441: 80-88. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.029>
- Anonymous., 2013-2018. Inventarul Forestier Național, Rezultate IFN – Ciclu II | National Forest Inventory (roifn.ro), Online at: <https://roifn.ro/site/rezultate-ifn-2/>
- Anonymous., 2017a. Annex K: Wood for biodiversity – dead wood, nest trees, riparian areas, etc. In: The FSC National Forest Stewardship Standard of Romania. FSC International Center GmbH: 1-172.
- Anonymous., 2017b. Annex 1: PEFC-Criteria and Indicators for assessing sustainable forest management in Romania In: PEFC Romania-Romanian Forest Certification Scheme - System Description: 1-19.
- Anonymous., 2020. Raport consolidat referitor la cunoștințele existente și la practicile actuale privind gestionarea lemnului mort și rolul său în ecosistemele forestiere. Proiect „Promovarea lemnului mort pentru creșterea rezilienței pădurilor în zona transfrontalieră România-Ucraina (RESFOR 2soft/1.2/13): 1-61.
- Ås S., 1993. Are habitat islands islands? Woodliving beetles (Coleoptera) in deciduous forest fragments in boreal forest. *Ecography*, 16(3): 219-228. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1993.tb00212.x>
- Bässler C., Müller J., Dziok F., Brandl R., 2010. Effects of resource availability and climate on the diversity of wood-decaying fungi. *Journal of Ecology*, 98(4): 822-832. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01669.x>
- Bernes C., Jonsson B. G., Junninen K., Lohmus A., Macdonald E., Müller J., Sandström J., 2015. What is the impact of active management on biodiversity in boreal and temperate forests set aside for conservation or restoration? A systematic map. *Environmental Evidence*, 4: 1-22. <https://doi.org/10.1186/s13750-015-0050-7>
- Blaser S., Prati D., Senn-Irlet B., Fischer M., 2013. Effects of forest management on the diversity of deadwood-inhabiting fungi in Central European forests. *Forest Ecology and Management*, 304: 42-48. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.043>
- Blažytė-Čereškienė L., Karalius V., 2012. Habitat requirements of the endangered beetle *Boros schneideri* (Panzer, 1796)(Coleoptera: Boridae). *Insect Conservation and Diversity*, 5(3): 186-191. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00149.x>
- Błońska E., Kacprzyk M., Spolnik A., 2017. Effect of deadwood of different tree species in various stages of decomposition on biochemical soil properties and carbon storage. *Ecological Research*, 32: 193-203. <https://doi.org/10.1007/s11284-016-1430-3>
- Bobiec A., 2002. Living stands and dead wood in the Białowieża forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management*, 165(1-3): 125-140. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00655-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00655-7)
- Bobiec A., Gutowski J. M., Laudenslayer W. F., Pawlaczyk P., Zub K., 2005. “The afterlife of a tree”. WWF Poland. Warszawa – Hajnówka: 1-227. ISBN: 8392071212.
- Boddy L., 1983. Microclimate and moisture dynamics of wood decomposing in terrestrial ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 15(2): 149-157. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(83\)90096-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(83)90096-2)
- Bouget C., Larrieu L., Brin A., 2014. Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, 36: 656-664. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.031>
- Bouget C., Larrieu L., Nusillard B., Parmain, G., 2013. In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation*, 22(9): 2111-2130. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0531-3>
- Bouget C., Nusillard B., Pineau X., Ricou C., 2012. Effect of deadwood position on saproxylic beetles in temperate forests and conservation interest of oak snags. *Insect*

- Conservation and Diversity, 5(4): 264-278. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00160.x>
- Brin A., Bouget C., Brustel H., Jactel H., 2011. Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *Journal of Insect Conservation*, 15: 653-669. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9364-5>
- Brin A., Brustel H., Jactel H., 2009. Species variables or environmental variables as indicators of forest biodiversity: a case study using saproxylic beetles in Maritime pine plantations. *Annals of Forest Science*, 66(3): 1-11. <https://doi.org/10.1051/forest/2009009>
- Brunet J., Fritz Ö., Richnau G., 2010. Biodiversity in European beech forests-a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins*: 77-94.
- Bruno J.F., Stachowicz J.J., Bertness M.D., 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(3): 119-125.
- Brustel H., 2004. Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises, Collection dossiers forestiers, 13. Office National des Forêts : 1-297.
- Buezo J., Medina N. G., Hereş A.-M., Petrişan I. C., Cornelissen J. H. C., Petrişan A.-M., Esteban R., Ilinca E., Stoian R., Curiel Yuste J., 2024. Downed woody debris carbon emissions in a European temperate virgin forest as driven by species, decay classes, diameter and microclimate. *Science of the Total Environment*, 912, 169133: 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169133>
- Burke D., Goulet H., 1998. Landscape and area effects on beetle assemblages in Ontario. *Ecography*, 21(5): 472-479. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1998.tb00438.x>
- Buse J., 2012. "Ghosts of the past": flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *Journal of Insect Conservation*, 16: 93-102. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9396-5>
- Buse J., Entling M. H., Ranius T., Assmann T., 2016. Response of saproxylic beetles to small-scale habitat connectivity depends on trophic levels. *Landscape Ecology*, 31: 939-949. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0309-y>
- Buse J., Ranius T., Assmann T., 2008. An endangered longhorn beetle associated with old oaks and its possible role as an ecosystem engineer. *Conservation Biology*, 22(2): 329-337. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00880.x>
- Buse J., Schröder B., Assmann T., 2007. Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle—a case study for saproxylic insect conservation. *Biological Conservation*, 137(3): 372-381. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.02.025>
- Bußler H., Müller J., 2004. Borkenkäfer in wärmegetönten Eichenmischwäldern Nordbayerns. *Forst und Holz*, 59: 175–178.
- Büttler R., Patty L., Le Bayon R. C., Guenat C., Schlaepfer R., 2007. Log decay of *Picea abies* in the Swiss Jura Mountains of central Europe. *Forest Ecology and Management*, 242(2-3): 791-799. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.017>
- Cálix M., Alexander K.N.A., Nieto A., Dodelin B., Soldati F., Telnov D., Vazquez-Albalade X., Aleksandrowicz O., Audisio P., Istrate P., Jansson N., Legakis A., Liberto A., Makris C., Merkl O., Mugerwa Pettersson R., Schlaghamersky J., Bologna M.A., Brustel H., Buse J., Novák V., Purchart L., 2018. European red list of saproxylic beetles. Brussels, Belgium: IUCN.
- Carlsson S., Bergman K. O., Jansson N., Ranius T., Milberg P., 2016. Boxing for biodiversity: evaluation of an artificially created decaying wood habitat. *Biodiversity and Conservation*, 25: 393-405. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1057-2>
- Carpaneto G. M., Baviera C., Biscaccianti A. B., Brandmayr P., Mazzei A., Mason F., Battistoni A., Teofili C., Rondinini C., Fattorini S., Audisio P., 2015. A Red List of Italian Saproxylic Beetles: taxonomic overview, ecological features and conservation issues (Coleoptera). *Fragmenta Entomologica*, 47(2): 53-126. <https://doi.org/10.13133/2284-4880/138>
- Ceianu I., 1978. Succesiunile animale în scoarţa şi lemnul de molid (pe baza cercetărilor din Carpaţii Orientali). *Anuarul Muzeului Judeţean Suceva, Ştiinţele Naturii* (V): 53-61.
- Cenuşă R., 1995. Câteva aspecte privind dinamica şi importanţa necromasei lemnoase în arborete naturale de molid. *Bucovina Forestieră*, IV(2): 62-63.
- Chivulescu Ş., Leca Ş., Silaghi D., Cristea V., 2018. Structural biodiversity and dead wood in virgin forests from Eastern Carpathians. *Agriculture and Forestry*, 64(1): 177-188. <https://doi.org/10.17707/AgricForest.64.1.20>
- Christensen M., Hahn K., Mountford E. P., Ódor P., Standovár T., Rozenbergar D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrska T., 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 210(1-3): 267-282. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.032>
- Clements F.E., 1916. Plant succession: An analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington, District of Columbia, 242: 1-512.
- Cornelissen J. H. C., Sass-Klaassen U., Poorter L., van Geffen K., van Logtestijn R. S. P., van Hal J., Goudzwaard L., Sterck F. J., Klaassen R. K. W. M., Freschet G. T., van der Wal A., Eshuis H., Zuo J., de Boer W., Lamers T., Weemstra M., Cretin V., Martin R., den Ouden J., Berg M. P., Aerts R., Mohren G. M. J., Hefting M. M., 2012. Controls on coarse wood decay in temperate tree species: birth of the LOGLIFE experiment. *Ambio*, 41: 231-245. <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0304-3>
- Cornwell W. K., Cornelissen J. H. C., Allison S. D., Bauhus J., Eggleton P., Preston C. M., Scarff F., Weedon J. T., Wirth C., Zanne, A. E., 2009. Plant traits and wood fates across the globe: rotted, burned, or consumed?. *Global Change Biology*, 15(10): 2431-2449. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01916.x>
- Dajoz R., 2000. Insects and forests: the role and diversity

- of insects in the forest environment. Intercept Limited, Paris, France: 1-668. ISBN: 1898298688.
- Davies Z.G., Tyler C., Stewart G.B., Pullin A. S., 2006 Are current management recommendations for conserving saproxylic invertebrates effective? Systematic Review No.17, Centre of Evidence-Based Conservation, University of Birmingham, Birmingham, UK: 1-43.
- De Meo I., Agnelli A. E., Graziani A., Kitikidou K., Lagomarsino A., Milios E., Radoglou K., Paletto, A., 2017. Deadwood volume assessment in Calabrian pine (*Pinus brutia* Ten.) peri-urban forests: Comparison between two sampling methods. Journal of Sustainable Forestry, 36(7): 666-686. <https://doi.org/10.1080/10549811.2017.1345685>
- Debeljak M., 2006. Coarse woody debris in virgin and managed forest. Ecological Indicators, 6(4): 733-742. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.08.031>
- Didham R. K., Lawton J. H., Hammond P. M., Eggleton P., 1998b. Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 353(1367): 437-451. <https://doi.org/10.1098/rstb.1998.0221>
- Didham, R. K., Hammond P. M., Lawton J. H., Eggleton P., Stork N. E., 1998a. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. Ecological Monographs, 68(3): 295-323. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1998\)068\[0295:BSRTTF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1998)068[0295:BSRTTF]2.0.CO;2)
- Dieler J., Uhl E., Biber P., Müller J., Rötzer T., Pretzsch H., 2017. Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. European Journal of Forest Research, 136: 739-766. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1056-1>
- Dudley N., Vallauri D., 2004. Deadwood—Living Forests. World Wildlife Fund for Nature, Gland, Switzerland: 1-15.
- Duduman G., Duduman M.-L., Avăcăreștei D., Barnoaiea I., Barbu C.-O., Ciornei I., Clinovschi F., Coșofreț V. C., Cotos M.-G., Dănilă G., Dănilă I.-C., Drăgoi M., Flocea M.-N., Horodnic S.-A., Iacobescu O., Mazăre G. C., Măciucă A., Mursa A., Palaghianu C., Pohonțu C. M., Roibu C.-C., Savin A., Tomescu C. V., Scriban R.-E., 2020. A permanent research platform for ecological studies in intact temperate mountainous forests from Slătioara UNESCO site and its surroundings, Romania. Forests, 11(9): 1004. <https://doi.org/10.3390/f11091004>
- Eckelt A., Müller J., Bense U., Brustel H., Bußler H., Chittaro Y., Cizek L., Frei A., Holzer E., Kadej M., Kahlen M., Köhler F., Möller G., Mühle H., Sanchez A., Schaffrath U., Schmidl J., Smolis A., Szallies A., Németh T., Wurst C., Thorn S., Christensen R. H. B., Seibold S., 2018. “Primeval forest relict beetles” of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. Journal of Insect Conservation, 22: 15-28. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0028-6>
- Ehnström B., Axelsson R., 2002. Galleries and exit holes of insects living in bark and wood. ArtDatabanken, SLU, Almqvist and Wiksell, Uppsala, Sweden: 1-512. ISBN: 9789188506269.
- Ekbom B., Schroeder L. M., Larsson S., 2006. Stand specific occurrence of coarse woody debris in a managed boreal forest landscape in central Sweden. Forest Ecology and Management, 221(1-3): 2-12. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.038>
- Elton C.S., 1966. The Pattern of Animal Communities. Methuen and Co. Ltd., London: 1-430. ISBN:9780412218804.
- Fayt P., Dufrêne M., Branquart E., Hastir P., Pontégnie C., Henin J. M., Versteir V., 2006. Contrasting responses of saproxylic insects to focal habitat resources: the example of longhorn beetles and hoverflies in Belgian deciduous forests. Journal of Insect Conservation, 10: 129-150. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-6289-0>
- Ferro M. L., Gimmel M. L., Harms K. E., Carlton C. E., 2009. The beetle community of small oak twigs in Louisiana, with a literature review of Coleoptera from fine woody debris. The Coleopterists Bulletin, 63(3): 239-263. <https://doi.org/10.1649/1141.1>
- Floren A., Krüger D., Müller T., Dittrich M., Rudloff R., Hoppe B., Linsenmair, K. E., 2015. Diversity and interactions of wood-inhabiting fungi and beetles after deadwood enrichment. PLoS One, 10(11): e0143566. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143566>
- Franc, N., Götmark F., Økland B., Nordén B., Paltto H., 2007. Factors and scales potentially important for saproxylic beetles in temperate mixed oak forest. Biological conservation, 135(1): 86-98. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.021>
- Franklin J.F., Fischer J., Lindenmayer D.B., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. Biological Conservation 131: 433-445. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.019>
- Fridman J., Walheim M., 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. Forest Ecology and Management, 131(1-3): 23-36. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00208-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00208-X)
- Fukami T., 2015. Historical contingency in community assembly: integrating niches, species pools, and priority effects. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 46(1): 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160340>
- Geib S. M., Filley T. R., Hatcher P. G., Hoover K., Carlson J. E. Jimenez-Gasco M. del M., Nakagawa-Izumi A., Sleighter R. L., Tien M., 2008. Lignin degradation in wood-feeding insects. Proceedings of the National Academy of Sciences, 105(35): 12932-12937. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805257105>
- Gibb H., Hjältén J., Ball J. P., Atlegrim O., Pettersson R. B., Hilszczański J., Johansson T., Danell K., 2006b. Effects of landscape composition and substrate availability on saproxylic beetles in boreal forests: a study using experimental logs for monitoring assemblages. Ecography, 29(2): 191-204. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04372.x>

- Gibb H., Pettersson R. B., Hjältén J., Hilszczański J., Ball J. P., Johansson T., Atlegrim O., Danell K., 2006a. Conservation-oriented forestry and early successional saproxylic beetles: responses of functional groups to manipulated dead wood substrates. *Biological Conservation*, 129(4), 437-450. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.010>
- Giurgiu V., 2002. Biodiversitatea și regenerarea arboretelor. *Bucovina forestieră*, 10(1-2): 45-54.
- Gleason H. A., 1926 The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 53: 7-26.
- Goczał, J. Rossa R., 2017. Dead wood complexity shapes the pattern of the occurrence of threatened saproxylic beetle *Cucujus cinnaberinus*. *Polish Journal of Ecology*, 65(1): 158-165. <https://doi.org/10.3161/15052249PJE2017.65.1.014>
- Gonzalez-Polo M., Fernández-Souto A., Austin A.T., 2013. Coarse woody debris stimulates soil enzymatic activity and litter decomposition in an old-growth temperate forest of Patagonia, Argentina. *Ecosystems*, 16: 1025-1038. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9665-0>
- Gossner M. M., Lachat T., Brunet J., Isacsson G., Bouget C., Brustel H., Brandl R., Weisser W. W., Müller, J., 2013. Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. *Conservation Biology*, 27(3): 605-614. <https://doi.org/10.1111/cobi.12023>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.032>
- Graham S. A., 1924. Temperature as a limiting factor in the life of subcortical insects. *Journal of Economic Entomology*, 17(3): 377-383. <https://doi.org/10.1093/jee/17.3.377>
- Griffin D. M., 1977. Water potential and wood-decay fungi. *Annual Review of Phytopathology*, 15(1): 319-329. <https://doi.org/10.1146/annurev.py.15.090177.001535>
- Grigoroaea D., 2014. Cercetări cu privire la distribuția lemnului mort în Parcul Național Călimani. *Revista Pădurilor*, 5-6: 50-55.
- Grigoroaea, D. Vlad R., 2015. Dinamica lemnului mort în relație cu anumite caracteristici ale ecosistemelor forestiere de molid în Parcul Național Călimani. *Revista Pădurilor*, 130(1-2): 16-20.
- Grigoroaea D., 2015. Cercetări biometrice asupra lemnului mort în Nord-Vestul Parcului Național Călimani. Teză de doctorat, Universitatea "Ștefan cel Mare", Suceava, Facultatea de Silvicultură: 1-84.
- Grove S. J., 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1): 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507>
- Grove S., Meggs J., 2003. Coarse woody debris, biodiversity and management: a review with particular reference to Tasmanian wet eucalypt forests. *Australian Forestry*, 66(4): 258-272. <https://doi.org/10.1080/00049158.2003.10674920>
- Gutowski J. M., Sućko K., Zub K., Bohdan A., 2014. Habitat preferences of *Boros schneideri* (Coleoptera: Boridae) in the natural tree stands of the Białowieża forest. *Journal of Insect Science*, 14(1): 276. <https://doi.org/10.1093/jisesa/ieu138>
- Hagge J., Bässler C., Gruppe A., Hoppe B., Kellner H., Krah F.-S., Müller J., Seibold S., Stengel E., Thorn, S., 2019. Bark coverage shifts assembly processes of microbial decomposer communities in dead wood. *Proceedings of the Royal Society B*, 286(1912): 20191744. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.1744>
- Hammond H.J., Langor D.W., Spence J.R., 2004. Saproxylic beetles (Coleoptera) using *Populus* in boreal aspen stands of western Canada: spatiotemporal variation and conservation of assemblages. *Canadian Journal of Forest Research*, 34 (1): 1-19. <https://doi.org/10.1139/x03-192>
- Hanski I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. In: *Annales Zoologici Fennici*: 271-280.
- Hardersen S., Zapponi L., 2018. Wood degradation and the role of saproxylic insects for lignoforms. *Applied Soil Ecology*, 123: 334-338. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.09.003>
- Harmon M. E. 2001. Carbon sequestration in forests: addressing the scale question. *Journal of Forestry*, 99(4): 24-29. <https://doi.org/10.1093/jof/99.4.24>
- Harmon M. E., Fasth B. G., Yatskov M., Kastendick D., Rock J., Woodall C.W., 2020. Release of coarse woody detritus-related carbon: a synthesis across forest biomes. *Carbon Balance and Management*, 15: 1-21. <https://doi.org/10.1186/s13021-019-0136-6>
- Harmon M. E., Franklin J. F., Swanson F. J., Sollins P., Gregory S. V., Lattin J. D., Anderson N. H., Cline S. P., Aumen N. G., Sedell J. R., Lienkaemper G. W., Cromack K., Jr., Cummins K. W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15: 133-302. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60121-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60121-X)
- Harris L. D., Silva-Lopez G., 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. In: Fiedler P.L., Jain S.K. (ed.) *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation, and Management*. Chapman and Hall, London: 197-237. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-6426-9_8
- Hilszczański J., Gibb H., Bystrowski C., 2007. Insect natural enemies of *Ips typographus* (L.) (Coleoptera, Scolytinae) in managed and unmanaged stands of mixed lowland forest in Poland. *Journal of Pest Science*, 80: 99-107. <https://doi.org/10.1007/s10340-006-0160-7>
- Hofgaard A., 1993. Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 4(5): 601-608. <https://doi.org/10.2307/3236125>

- Horak J., Chumanová E. V. A., Hilszczański J., 2012. Saproxylic beetle thrives on the openness in management: a case study on the ecological requirements of *Cucujus cinnaberinus* from Central Europe. *Insect Conservation and Diversity*, 5(6). <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00173.x>
- Horak J., Pavlíček J., 2013. Tree level indicators of species composition of saproxylic beetles in old-growth mountainous spruce-beech forest through variation partitioning. *Journal of Insect Conservation*, 17: 1003-1009. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9583-7>
- Horák J., Pavlíček J., Kout J., Halda J.P., 2018. Winners and losers in the wilderness: response of biodiversity to the abandonment of ancient forest pastures. *Biodiversity and Conservation*, 27: 3019-3029. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1585-z>
- Humphrey J., Bailey S., 2012. Managing deadwood in forests and woodlands. Forestry Commission Practice Guide. Forestry Commission, Edinburgh: 1-24. ISBN: 978085538577.
- Hunter Jr. M. L., 1990. Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity. In: *Biological Conservation*, 63, Prentice Hall: 1-370. ISBN: 0131136186.
- Jacobsen R.M., Birkemoe T., Sverdrup-Thygesen A., 2015. Priority effects of early successional insects influence late successional fungi in dead wood. *Ecology and Evolution*, 5(21): 4896-4905. <https://doi.org/10.1002/ece3.1751>
- Jaworski T., Plewa R., Tarwacki G., Sućko K., Hilszczański J., Horák J., 2019. Ecologically similar saproxylic beetles depend on diversified deadwood resources: From habitat requirements to management implications. *Forest Ecology and Management*, 449: 117462. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117462>
- Johansson T., Gibb H., Hjältén J., Pettersson R. B., Hilszczański J., Alinvi O., Ball J. P., Danell K., 2007. The effects of substrate manipulations and forest management on predators of saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management*, 242(2-3): 518-529. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.064>
- Johnson M. L., Gaines M. S., 1990. Evolution of dispersal: theoretical models and empirical tests using birds and mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics*: 449-480.
- Jonášová M., Prach K., 2004. Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering*, 23(1): 15-27. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.06.010>
- Jones C. G., Lawron J. H., Shachak M., 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78(7): 1946-1957. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1946:PANEOO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1946:PANEOO]2.0.CO;2)
- Jonsell M., Abrahamsson M., Widenfalk L., Lindblad M., 2019. Increasing influence of the surrounding landscape on saproxylic beetle communities over 10 years succession in dead wood. *Forest Ecology and Management*, 440: 267-284. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.021>
- Jonsell M., Hansson J., Wedmo L., 2007. Diversity of saproxylic beetle species in logging residues in Sweden—comparisons between tree species and diameters. *Biological Conservation*, 138(1-2): 89-99. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.003>
- Jonsell M., Schroeder M., Weslien J., 2005. Saproxylic beetles in high stumps of spruce: Fungal flora important for determining the species composition. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20(1): 54-62. <https://doi.org/10.1080/02827580510008211>
- Jonsell M., Weslien J., 2003. Felled or standing retained wood—it makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management*, 175(1-3): 425-435. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00143-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00143-3)
- Jonsell M., Weslien J., Ehnrström B., 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation*, 7: 749-764. <https://doi.org/10.1023/A:1008888319031>
- Juutilainen K., Mönkkönen M., Kotiranta H., Halme P., 2014. The effects of forest management on wood-inhabiting fungi occupying dead wood of different diameter fractions. *Forest Ecology and Management*, 313: 283-291. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.019>
- Kahl T., Arnstadt T., Baber K., Bässler C., Bauhus J., Borken W., Buscot F., Floren A., Heibl C., Hessenmöller D., Hofrichter M., Hoppe B., Kellner H., Krüger D., Linsenmair K. E., Matzner E., Otto P., Purahong W., Seilwinder C., Schulze E.-D., Gossner M. M., 2017. Wood decay rates of 13 temperate tree species in relation to wood properties, enzyme activities and organismic diversities. *Forest Ecology and Management*, 391: 86-95. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.012>
- Kärvemo S., Björkman C., Johansson T., Weslien J., Hjältén J., 2017. Forest restoration as a double-edged sword: The conflict between biodiversity conservation and pest control. *Journal of Applied Ecology*, 54(6): 1658-1668. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12905>
- Kašák J., Foit J., 2018. Shortage of declining and damaged sun-exposed trees in European mountain forests limits saproxylic beetles: a case study on the endangered longhorn beetle *Ropalopus ungaricus* (Coleoptera: Cerambycidae). *Journal of Insect Conservation*, 22: 171-181. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0050-3>
- Keller M., (Ed.) 2011. Swiss National Forest Inventory. Manual of the Field Survey 2004-2007. Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf, CH.
- Kenis M., Wegensteiner R., Griffin C. T., 2004a. Parasitoids, predators, nematodes and pathogens associated with bark weevil pests. In: "Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis"-Lieutier F., Day K.R., Battisti A., Gregoire J.-C., Evans H.F. (eds). Kluwer Academic Publishers, The Netherlands: 395-414. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2241-8_18
- Kenis M., Wermelinger B., Grégoire J. C., 2004b. Research on parasitoids and predators of Scolytidae - a

- review. In: "Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis"- Lieutier F., Day K.R., Battisti A., Gregoire J.-C., Evans H.F. (eds). Kluwer Academic Publishers, The Netherlands: 237-290. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2241-8>
- Kolström M., Lumatjärvi J., 2000. Saproxylic beetles on aspen in commercial forests: a simulation approach to species richness. *Forest Ecology and Management*, 126(2): 113-120. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00095-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00095-X)
- Lachat T., Müller J., 2018. Importance of primary forests for the conservation of saproxylic insects. In: Ulyshen M.D. (Ed.), *Saproxylic Insects: Diversity, Ecology and Conservation*. Zoological Monographs. Springer, Cham: 581-605. https://doi.org/10.1007/978-3-319-75937-1_17
- Lachat T., Wermelinger B., Gossner M. M., Bussler H., Isacsson G., Müller J., 2012. Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators*, 23: 323-331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.013>
- Larière 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(3): 773-786. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0551-z>
- Larière L., Paillet Y., Winter S., Büttler R., Kraus D., Krumm F., Lachat T., Michel A. K., Regnery B., Vandekerckhove K., 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84: 194-207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>
- 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. *Ecological Indicators*, 11(5): 1027-1039. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004>
- Leach J. G., Orr L. W., Christensen C., 1937. Further studies on the interrelationship of insects and fungi in the deterioration of felled Norway pine logs. *Journal of Agricultural Research*, 55(2).
- Lee S. I., Spence J. R., Langor D.W., 2014. Succession of saproxylic beetles associated with decomposition of boreal white spruce logs. *Agricultural and Forest Entomology*, 16(4): 391-405. <https://doi.org/10.1111/afe.12069>
- Lemperiere G., Marage D., 2010. The influence of forest management and habitat on insect communities associated with dead wood: a case study in forests of the southern French Alps. *Insect Conservation and Diversity*, 3(3): 236-245. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00094.x>
- Lier M., Köhl M., Korhonen K. T., Linser S., Prins K., Talarczyk A., 2022. The new EU forest strategy for 2030: a new understanding of sustainable forest management? *Forests*, 13(2): 245. <https://doi.org/10.3390/f13020245>
- Lindbladh M., Abrahamsson M., Seedre M., Jonsell M., 2007. Saproxylic beetles in artificially created high-stumps of spruce and birch within and outside hotspot areas. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3213-3226. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9173-7>
- Lindhe, A. Lindelöw Å., Åsenblad N., 2005. Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3033-3053. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0314-y>
- Liu Q., Hytteborn H., 1991. Gap structure, disturbance and regeneration in a primeval *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science*, 2(3): 391-402. <https://doi.org/10.2307/3235932>
- Liu S.S., Zhang G.M., Zhu J.U.N., 1995. Influence of temperature variations on rate of development in insects: analysis of case studies from entomological literature. *Annals of the Entomological Society of America*, 88(2): 107-119. <https://doi.org/10.1093/aesa/88.2.107>
- Lombardi F., Lasserre B., Tognetti R., Marchetti M., 2008. Deadwood in relation to stand management and forest type in Central Apennines (Molise, Italy). *Ecosystems*, 11: 882-894. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9167-7>
- Marage D., Lemperiere G., 2005. The management of snags: A comparison in managed and unmanaged ancient forests of the Southern French Alps. *Annals of Forest Science*, 62(2): 135-142. <https://doi.org/10.1051/forest:2005005>
- Martikainen P., Siitonen J., Kaila L., Punttila P., Rauh J., 1999. Bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 116(1-3): 233-245. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00462-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00462-9)
- Martikainen P., Siitonen J., Punttila P., Kaila L., Rauh J., 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological conservation*, 94(2): 199-209. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00175-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00175-5)
- Maser C., Anderson R. G., Cromack K., Jr., Williams J. T., Martin R. E., 1979. Dead and down woody material. *Wildlife Habitats in Managed Forests: The Blue Mountains of Oregon and Washington* (ed. by J. W. Thomas). Agriculture Handbook No. 553, pp. 78-95. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Washington, District of Columbia.
- Mason F., Zapponi L., 2015. The forest biodiversity artery: towards forest management for saproxylic conservation. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 9(2): 205. <https://doi.org/10.3832/ifo11657-008>
- Mazzei, A. Bonacci T., Contarini E., Zetto T., Brandmayr P., 2011. Rediscovering the 'umbrella species' candidate *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) in Southern Italy (Coleoptera Cucujidae), and notes on bionomy. *Italian Journal of Zoology*, 78(2): 264-270. <https://doi.org/10.1080/11250003.2010.485210>
- Măciucă A., Roibu C., 2012. Dead wood—an important issue for forest biodiversity conservation. *Present*

- Environment and Sustainable Development, 6 (1): 299-308.
- Merganičová K., Merganič J., Svoboda M., Bače R., Šebeň V., 2012. Deadwood in forest ecosystems. Forest Ecosystems—More than Just Trees, In: Tech Book: 81-108. ISBN: 9535102028.
- Meyer P., Schmidt M., 2011. Accumulation of dead wood in abandoned beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. Forest Ecology and Management, 261(3): 342-352. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.037>
- Michalová Z., Morrissey R. C., Wohlgemuth T., Bače R., Fleischer P., Svoboda M., 2017. Salvage-logging after windstorm leads to structural and functional homogenization of understory layer and delayed spruce tree recovery in Tatra Mts., Slovakia. Forests, 8(3): 88. <https://doi.org/10.3390/f8030088>
- Miklín J., Sebek P., Hauck D., Konvicka O., Cizek L., 2018. Past levels of canopy closure affect the occurrence of veteran trees and flagship saproxylic beetles. Diversity and Distributions, 24(2): 208-218. <https://doi.org/10.1111/ddi.12670>
- Mirea M. D., Manolache S., Ploarcă-Ciocanea C. M., Niță A., Miu I. V., Popescu V. D., Brodie B. S., Dragomir M. I., Militaru I., Chiriac S., Rozyłowicz L. 2021. Conservation of saproxylic beetles in the Carpathians. Research Ideas and Outcomes, 7: e63874. <https://doi.org/10.3897/rio.7.e63874>
- Montes F., Cañellas I., Montero G., 2005. Characterisation of coarse woody debris in two Scots pine forests in Spain. In Marchetti M. (ed): Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe—From Ideas to Operationality. EFI Proceedings 51: 171-180. ISBN: 9525453057.
- Moroni M. T., 2006. Disturbance affects history dead wood abundance in Newfoundland boreal forests. Canadian Journal of Forest Research, 36 (12), 3194-3208. <https://doi.org/10.1139/x06-195>
- Müller J., Brunet J., Brin A., Bouget C., Brustel H., Bußler H., Förster B., Isacson G., Köhler F., Lachat T., Gossner M. M., 2013. Implications from large-scale spatial diversity patterns of saproxylic beetles for the conservation of European Beech forests. Insect Conservation and Diversity, 6(2): 162-169. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00200.x>
- Müller J., Brustel H., Brin A., Bußler H., Bouget C., Obermaier E., Heidinger I. M. M., Lachat T., Förster B., Horak J., Procházka J., Köhler F., Larrieu L., Bense U., Isacson G., Zapponi L., Gossner M. M., 2015. Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. Ecography, 38(5): 499-509. <https://doi.org/10.1111/ecog.00908>
- Müller J., Bußler H., Bense U., Brustel H., Flechtner G., 2005. Urwald relict species—Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. Waldökologie online: AFSV-Berichte der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts-und Vegetationskunde, (2): 106-113.
- Müller J., Bußler H., Kneib T., 2008a. Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in Southern Germany. Journal of Insect Conservation, 12: 107-124. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9065-2>
- 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. Animal Conservation, 17(2): 154-162. <https://doi.org/10.1111/acv.12075>
- Müller J., Ulyshen M., Seibold S., Cadotte M., Chao A., Bässler C., Vogel S., Hagge J., Weiß I., Baldrian P., Tláškal V., Thorn S., 2020. Primary determinants of communities in deadwood vary among taxa but are regionally consistent. Oikos, 129(10): 1579-1588. <https://doi.org/10.1111/oik.07335>
- Müller M. M., Varama M., Heinonen J., Hallaksela A. M., 2002. Influence of insects on the diversity of fungi in decaying spruce wood in managed and natural forests. Forest Ecology and Management, 166(1-3): 165-181. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00671-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00671-5)
- Müller, J. Bußler H., Goßner M., Rettelbach T., Duelli P., 2008b. The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. Biodiversity and Conservation, 17: 2979-3001. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9409-1>
- Müller, J. Bütler R., 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. European Journal of Forest Research, 129(6): 981-992. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>
- Munteanu C., Niță M.D., Abrudan I. V., Radeloff V.C., 2016. Historical forest management in Romania is imposing strong legacies on contemporary forests and their management. Forest Ecology and Management, 361: 179-193. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.023>
- Næsset E. 1999. Relationship between relative wood density of *Picea abies* logs and simple classification systems of decayed coarse woody debris. Scandinavian Journal of Forest Research, 14(5): 454-461. <https://doi.org/10.1080/02827589950154159>
- Nagel T. A., Mikac S., Dolinar M., Klopčič M., Keren S., Svoboda M., Diaci J., Bončina A., Paulić V., 2017. The natural disturbance regime in forests of the Dinaric Mountains: A synthesis of evidence. Forest Ecology and Management, 388: 29-42. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.047>
- Nieto A., Alexander K.N.A., 2010. European Red List of Saproxylic Beetles Luxembourg. Publications Office of the European Union, Malaga: 1-45.
- Nilsson S. G., Baranowski R., 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. Ecography, 20(5): 491-498. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1997.tb00417.x>
- Noss R. F., Csuti B., 1997. Habitat fragmentation. In: Meffe G. K., Carroll C. R. (ed.) Principles of Conservation Biology. 2nd edition. Sinauer Associates, Sunderland,

- Massachusetts: 269- 304. ISBN: 0878935215.
- Novais S., Calderón-Cortés N., Sánchez-Montoya G., Quesada M., 2018. Arthropod facilitation by wood-boring beetles: spatio-temporal distribution mediated by a twig-girdler ecosystem engineer. *Journal of Insect Science*, 18(5): 14. <https://doi.org/10.1093/jisesa/iey097>
- Ódor P., Heilmann-Clausen J., Christensen M., Aude E., van Dort K. W., Piltaver A., Siller I., Veerkamp M. T., Walley R., Standovár T., van Hees A. F. M., Kosec J., Matošec N., Kraigher H., Grebenc T., 2006. Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biological Conservation*, 131(1): 58-71. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.004>
- Økland B., 1996. A comparison of three methods of trapping saproxylic beetles. *European Journal of Entomology*, 93(2): 195-209.
- Økland B., Bakke A., Hågvar S., Kvamme T., 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation*, 5: 75-100. <https://doi.org/10.1007/BF00056293>
- Paillet Y., Pernot C., Boulanger V., Debaive N., Fuhr M., Gilg O., Gosselin F., 2015. Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management*, 346: 51-64. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.037>
- Parisi F., Pioli S., Lombardi F., Fravolini G., Marchetti M., Tognetti R., 2018. Linking deadwood traits with saproxylic invertebrates and fungi in European forests-a review. *iForest-BiogeoSciences and Forestry*, 11(3): 423. <https://doi.org/10.3832/ifer2670-011>
- Pastorella F., Avdagić A., Čabaravdić A., Mraković A., Osmanović M., Paletto A., 2016. Tourists' perception of deadwood in mountain forests. *Annals of Forest Research*, 59(2): 311-326. <https://doi.org/10.15287/afr.2016.482>
- Patrick D. A., Hunter Jr M. L., Calhoun A.J., 2006. Effects of experimental forestry treatments on a Maine amphibian community. *Forest Ecology and Management*, 234(1-3): 323-332. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.07.015>
- Paulus H. F., 1980. Einige Vorschläge für Hilfsprogramme unserer gefährdeten Käfer. *Natur und Landschaft*, 55: 28-32.
- Pedlar J. H., Pearce J. L., Venier L. A., McKenney D.W., 2002. Coarse woody debris in relation to disturbance and forest type in boreal Canada. *Forest Ecology and Management*, 158(1-3): 189-194. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00711-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00711-8)
- Pelyukh O., Paletto A., Zahvoyska L., 2019. People's attitudes towards deadwood in forest: evidence from the Ukrainian Carpathians. *Journal of Forest Science*, 65 (5): 171-182. <https://doi.org/10.17221/144/2018-JFS>
- Penttilä R., Junninen K., Punttila P., Siitonen J., 2013. Effects of forest restoration by fire on polypores depend strongly on time since disturbance—a case study from Finland based on a 23-year monitoring period. *Forest Ecology and Management*, 310: 508-516. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.061>
- Persiani A. M., Audisio P., Lunghini D., Maggi O., Granito V. M., Biscaccianti A. B., Chiavetta U., Marchetti M., 2010. Linking taxonomical and functional biodiversity of saproxylic fungi and beetles in broad-leaved forests in southern Italy with varying management histories. *Plant Biosystems*, 144(1): 250-261. <https://doi.org/10.1080/11263500903561114>
- Persson Y., Vasaitis R., Långström B., Öhrn P., Ihrmark K., Stenlid J., 2009. Fungi vectored by the bark beetle *Ips typographus* following hibernation under the bark of standing trees and in the forest litter. *Microbial ecology*, 58: 651-659. <https://doi.org/10.1007/s00248-009-9520-1>
- Petrișan I. C., Mihăilă V.V., Yuste J.C., Bouriaud O., Petrișan A.M., 2023. Deadwood density, C stocks and their controlling factors in a beech-silver fir mixed virgin European forest. *Forest Ecology and Management*, 539: 121007. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121007>
- Petrișan, I. C. Commarmot B., Hobî M. L., Petrișan A. M., Bigler C., Abrudan I. V., Rigling A., 2015. Structural patterns of beech and silver fir suggest stability and resilience of the virgin forest Șinca in the Southern Carpathians, Romania. *Forest Ecology and Management*, 356: 184-195. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.015>
- Pickett S. T. A., White P. S., (Eds.) 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press: 1-472. ISBN: 9780125545204.
- Priewasser K., Brang P., Bachofen H., Bugmann H., Wohlgemuth T., 2013. Impacts of salvage-logging on the status of deadwood after windthrow in Swiss forests. *European Journal of Forest Research*, 132: 231-240. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0670-1>
- Radu S., 2006. The ecological role of deadwood in natural forests. In: *Nature conservation: Concepts and practice*. Springer, Berlin, Heidelberg: 137-141. https://doi.org/10.1007/978-3-540-47229-2_16
- Radu S., Coandă C., 2013. Lemnul mort și rolul acestuia în ecosistemele forestiere virgine și cvasivirgine. In: Giurgiu V.(Red.), *Pădurile virgine și cvasivirgine ale României*. Editura Academiei Române: 146-168. ISBN: 9732722878.
- Ranius T., Ekval H., Jonsson M., Bostedt G., 2005. Cost-efficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests. *Forest Ecology and Management*, 206(1-3): 119-133. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.061>
- Ranius T., Jansson N., 2000. The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation*, 95(1): 85-94. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00007-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00007-0)
- Ranius T., Martikainen P., Kouki J., 2011. Colonisation of ephemeral forest habitats by specialised species: beetles and bugs associated with recently dead aspen wood. *Biodiversity and Conservation*, 20: 2903-2915. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0124-y>

- Ranius, T. Caruso A., Jonsell M., Juutinen A., Thor G., Rudolphi J., 2014. Dead wood creation to compensate for habitat loss from intensive forestry. *Biological Conservation*, 169: 277-284. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.029>
- Rudinsky J. A., 1962. Ecology of scolytidae. *Annual Review of Entomology*, 7(1): 327-348. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.07.010162.001551>
- Russell M. B., Fraver S., Aakala T., Gove J. H., Woodall C. W., D'Amato A. W., Ducey M. J., 2015. Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review. *Forest Ecology and Management*, 350: 107-128. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.033>
- Russo D., Cistrone L., Garonna A.P., 2011. Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *Journal of Insect Conservation*, 15: 685-693. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9366-3>
- Saint-Germain M., Drapeau P., M. Buddle C., 2007. Host-use patterns of saproxylic phloeophagous and xylophagous Coleoptera adults and larvae along the decay gradient in standing dead black spruce and aspen. *Ecography*, 30(6): 737-748. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05080.x>
- Sánchez-Galván I.R., Quinto J., Micó E., Galante E., Marcos-García M.A., 2014. Facilitation among saproxylic insects inhabiting tree hollows in a Mediterranean forest: the case of cetonids (Coleoptera: Cetoniidae) and syrphids (Diptera: Syrphidae). *Environmental Entomology*, 43(2): 336-343. <https://doi.org/10.1603/EN13075>
- Sandström J., Bernes C., Junninen K., Löhmus A., Macdonald E., Müller J., Jonsson B. G., 2019. Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *Journal of Applied Ecology*, 56(7): 1770-1781. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13395>
- Schiegg K., 2000a. Are there saproxylic beetle species characteristic of high dead wood connectivity?. *Ecography*, 23(5): 579-587. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00177.x>
- Schiegg K., 2000b. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Ecoscience*, 7(3): 290-298. <https://doi.org/10.1080/11956860.2000.11682598>
- Schiegg K., 2001. Saproxylic insect diversity of beech: limbs are richer than trunks. *Forest Ecology and Management*, 149(1-3): 295-304. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00563-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00563-6)
- Schroeder L. M., Ranius T., Ekbohm B., Larsson S., 2006. Recruitment of saproxylic beetles in high stumps created for maintaining biodiversity in a boreal forest landscape. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(9): 2168-2178. <https://doi.org/10.1139/x06-119>
- Sebek P., Bace R., Bartos M., Benes J., Chlumska Z., Dolezal J., Dvorsky M., Kovar J., Machac O., Mikatova B., Perlik M., Platek M., Polakova S., Skorpik M., Stejskal R., Svoboda M., Trnka F., Vlasin M., Zapletal M., Cizek L., 2015. Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 358: 80-89. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.008>
- 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. *Journal of Applied Ecology*, 53(3): 934-943. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12607>
- Seibold S., Bässler C., Brandl R., Gossner M. M., Thorn S., Ulyshen M. D., Müller J., 2015. Experimental studies of dead-wood biodiversity—a review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation*, 191: 139-149. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.006>
- 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: Ulyshen M.D. (Ed.), *Saproxylic Insects: Diversity, Ecology and Conservation*. Zoological Monographs. Springer, Cham: 607-637. https://doi.org/10.1007/978-3-319-75937-1_18
- Seibold S., Weisser W. W., Ambarlı D., Gossner M. M., Mori A. S., Cadotte M. W., Hagge J., Bässler C., Thorn S., 2023. Drivers of community assembly change during succession in wood-decomposing beetle communities. *Journal of Animal Ecology*, 92(5): 965-978. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13843>
- Siitonen J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*: 11-41.
- Siitonen J., Martikainen P., 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 9(1-4): 185-191. <https://doi.org/10.1080/02827589409382830>
- Siitonen J., Martikainen P., Punttila P., Rauh J., 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 128(3): 211-225. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00148-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00148-6)
- Smith G. D., Carroll A. L., Lindgren B.S., 2011. Facilitation in bark beetles: endemic mountain pine beetle gets a helping hand. *Agricultural and Forest Entomology*, 13(1): 37-43. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2010.00499.x>
- Southwood T. R., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies?. *Journal of Animal Ecology*, 46(2): 337-365. <https://doi.org/10.2307/3817>
- Speight M.C.D., 1989. *Saproxylic invertebrates and their conservation*. Strasbourg: Council of Europe, Publications and Documents Division, Strasbourg: 1-79. ISBN: 9287116792.
- Stachowicz J. J., 2001. Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities: positive interactions play a critical, but underappreciated, role in ecological communities by reducing physical or

- biotic stresses in existing habitats and by creating new habitats on which many species depend. *Bioscience*, 51(3): 235-246. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0235:MFATSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0235:MFATSO]2.0.CO;2)
- Stockland J.N., Siitonen J., 2012a. Species diversity of saproxylic organisms. In: Stockland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. (Eds.) *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press, New York: 248–274. ISBN: 9780521888738.
- Stockland J.N., Siitonen J., 2012b. Mortality factors and decay succession. In: Stockland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. (Eds.) *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press: 110–149. ISBN: 9780521888738.
- Stockland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G., 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press: 1-495. ISBN: 9780521888738.
- Stockland J.N., Tomter S.M., Söderberg U., 2004. Development of dead wood indicators for biodiversity monitoring: experiences from Scandinavia. *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe—From Ideas to Operationality*, 51: 207-226. ISBN: 9525453057.
- Strid Y., Schroeder M., Lindahl B., Ihrmark K., Stenlid J., 2014. Bark beetles have a decisive impact on fungal communities in Norway spruce stem sections. *Fungal Ecology*, 7: 47-58. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2013.09.003>
- Strong D.R., Lawton J.H., Southwood S.R., 1984. *Insects on plants. Community patterns and mechanisms*. Harvard University Press: 1-313. ISBN: 9780674455139.
- Suh S.-O., McHugh J.V., Pollock D.D., Blackwell M., 2005. The beetle gut: a hyperdiverse source of novel yeasts. *Mycological research*, 109(3): 261-265. <https://doi.org/10.1017/S0953756205002388>
- Tatti D., Fattori V., Sartori L., Gobat J.M., Le Bayon R.C., 2018. What does 'lignoform' really mean?. *Applied Soil Ecology*, 123: 632-645. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.037>
- Teodosiu M., 2014. Evaluarea naturalității și a structurii arboretelor în rezervațiile Pădurea Voievodeasa și Cădărea Seculară din Obcina Bucovinei. *Bucovina Forestieră*, 14(2): 173-184.
- Teodosiu M., Bouriaud O. B., 2012. Deadwood specific density and its influential factors: a case study from a pure Norway spruce old-growth forest in the Eastern Carpathians. *Forest Ecology and Management*, 283: 77-85. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.050>
- Teodosiu M.C., 2012. Structura și dinamica arboretelor de molid din ecosistemele Rezervației Giumalău. Teză de doctorat, Universitatea "Transilvania" din Brașov, Facultatea de Silvicultură și exploatare forestiere: 1-167.
- Thorn S., Bässler C., Bußler H., Lindenmayer D. B., Schmidt S., Seibold S., Wende B., Müller, J., 2016. Bark-scratching of storm-felled trees preserves biodiversity at lower economic costs compared to debarking. *Forest Ecology and Management*, 364: 10-16. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.044>
- Tomescu R., Târziu D. R., Turcu D.-O. 2011. Importanța pentru Pădure a Lemnului Mort. *ProEnvironment Promediu*, 4(7).
- Turcu D.-O., 2012. Cercetări privind dinamica structurii făgetelor virgine și a mortalității arborilor din Rezervația Naturală „Izvoarele Nerei”. Teză de doctorat, Universitatea "Transilvania" din Brașov, Facultatea de Silvicultură și exploatare forestiere: 1-148.
- Ulyshen M. D., Hanula J. L., 2009. Responses of arthropods to large-scale manipulations of dead wood in loblolly pine stands of the southeastern United States. *Environmental Entomology*, 38(4): 1005-1012. <https://doi.org/10.1603/022.038.0407>
- Ulyshen M. D., Hanula J. L., 2010. Patterns of saproxylic beetle succession in loblolly pine. *Agricultural and Forest Entomology*, 12(2). <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2009.00467.x>
- Ulyshen M.D., 2016. Wood decomposition as influenced by invertebrates. *Biological Reviews*, 91(1): 70-85. <https://doi.org/10.1111/brv.12158>
- Ulyshen M.D., Müller J., Seibold S., 2016. Bark coverage and insects influence wood decomposition: Direct and indirect effects. *Applied Soil Ecology*, 105: 25-30. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.03.017>
- Ulyshen M.D., Šobotník J., 2018. An introduction to the diversity, ecology, and conservation of saproxylic insects. In: Ulyshen M.D. (Ed.) *Saproxylic Insects: Diversity, Ecology and Conservation*. Zoological Monographs. Springer, Cham: 797–834. https://doi.org/10.1007/978-3-319-75937-1_1
- Väisänen R., Biström O., Heliövaara K., 1993. Subcortical Coleoptera in dead pines and spruces: is primeval species composition maintained in managed forests?. *Biodiversity and Conservation*, 2: 95-113. <https://doi.org/10.1007/BF00056127>
- Vandekerckhove K., De Keersmaecker L., Menke N., Meyer P., Verschelde P., 2009. When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 258(4): 425-435. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.055>
- Vandekerckhove K., Thomaes A., Crèvecoeur L., De Keersmaecker L., Leyman A., Köhler F., 2016. Saproxylic beetles in non-intervention and coppice-with-standards restoration management in Meerdaal forest (Belgium): an exploratory analysis. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 9(4): 536. <https://doi.org/10.3832/for1841-009>
- Vanderwel M. C. Malcolm J. R., Smith S. M., Islam N. 2006a. 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.051>
- Vanderwel M.C., Malcolm J.R., Smith S.M., 2006b. An integrated model for snag and downed woody debris decay class transitions. *Forest Ecology and Management*, 234(1-3): 48-59. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.06.020>
- Vasile D., Lazăr G., Cojocariu D., Enescu R., Crișan V., Scărlătescu V., Ienășoiu G., Petrișan A. M., 2017. Studiu fitosociologic comparativ între o pădure de amestec

- virgină și o pădure parcursă cu prima tăiere progresivă din zona Șinca. *Revista de Silvicultură și Cinegetică*, 22(40).
- Vítková L., Bače R., Kjučukov P., Svoboda M., 2018. Deadwood management in Central European forests: Key considerations for practical implementation. *Forest Ecology and Management*, 429: 394-405. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.034>
- Vlad R., Sidor C.G., Dincă L., Constandache C., Grigoroaea D., Ispravnic A., Pei G. Dead wood diversity in a Norway spruce forest from the Călimani National Park (the Eastern Carpathians). *Baltic Forestry*, 25(2): 238-248. <https://doi.org/10.46490/vol25iss2pp238>
- Vodka S., Konvicka M., Cizek L., 2009. Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation*, 13: 553-562. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9202-1>
- Warren M. S., Key R. S., 1991. Woodlands: Past, present, potential. In: Collins N. M., Thomas J. A., (Eds.). *The Conservation of Insects and their Habitats*. Academic Press, London: 160-212. ISBN: 9780124146112.
- Weggler K., Dobbertin M., Jüngling E., Kaufmann E., Thürig E., 2012. Dead wood volume to dead wood carbon: the issue of conversion factors. *European Journal of Forest Research*, 131: 1423-1438. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0610-0>
- Wende B., Gossner M. M., Grass I., Arnstadt T., Hofrichter M., Floren A., Linsenmair K. E., Weisser W. W., Steffan-Dewenter I., 2017. Trophic level, successional age and trait matching determine specialization of deadwood-based interaction networks of saproxylic beetles. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1854): 20170198. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0198>
- Weslien J., 1992. The arthropod complex associated with *Ips typographus* (L.) (Coleoptera, Scolytidae): species composition, phenology, and impact on bark beetle productivity. *Entomologica Fennica*, 3(4): 205-213. <https://doi.org/10.33338/ef.83730>
- Wiens J. A. Schooley R. L., Weeks Jr R.D., 1997. Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate?. *Oikos*: 257-264. <https://doi.org/10.2307/3546292>
- Winter S., Chirici G., McRoberts R. E., Hauk E., Tomppo E., 2008. Possibilities for harmonizing national forest inventory data for use in forest biodiversity assessments. *Forestry*, 81(1): 33-44. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm042>
- Wright D. H., 1983. Species-energy theory: an extension of species-area theory. *Oikos*: 496-506. <https://doi.org/10.2307/3544109>
- Zhou L., Dai L.M., Gu H.Y., Zhong L., 2007. Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystem. *Journal of Forestry Research*, 18(1): 48-54. <https://doi.org/10.1007/s11676-007-0009-9>
- Zuo J., Berg M. P., Klein R., Nusselder J., Neurink G., Decker O., Hefting M. M., Sass-Klaassen U., van Logtestijn R. S. P., Goudzwaard L., van Hal J., Sterck F. J., Poorter L., Cornelissen J. H. C., 2016a. Faunal community consequence of interspecific bark trait dissimilarity in early-stage decomposing logs. *Functional Ecology*, 30(12): 1957-1966. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12676>
- Zuo J., Berg M. P., van Hal J., van Logtestijn R. S. P., Goudzwaard L., Hefting M. M., Poorter L., Sterck F. J., Cornelissen J. H. C., 2021. Fauna community convergence during decomposition of deadwood across tree species and forests. *Ecosystems*, 24: 926-938. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00558-9>
- Zuo J., Cornelissen J. H. C., Hefting M. M., Sass-Klaassen U., van Logtestijn R. S. P., van Hal J., Goudzwaard L., Liu J. C., Berg M. P., 2016b. The (w) hole story: facilitation of dead wood fauna by bark beetles?. *Soil Biology and Biochemistry*, 95: 70-77. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.12.015>

Anexa 1**Tabel 1** Volumul de lemn mort în pădurile naturale și gestionate din România
The Volume of Deadwood in Natural and Managed Forests in Romania

Nr. crt.	Tip pădure / Zonă	Lemn mort total (m ³ ha ⁻¹)	Lemn mort pe picior (m ³ ha ⁻¹)	Lemn mort căzut pe sol (m ³ ha ⁻¹)	Alte detalii relevante	Sursa
1	Național	20,23 (medie)	11	9,23	Date medii la nivel național (ciclu II)	Anonymous (2013-2018), Anonymous 2020
2	Păduri naturale de fag	87 (medie)	–	–	50-223 m ³ ha ⁻¹	Tomescu et al. 2011
3	Păduri naturale de fag	–	–	–	49-128 m ³ ha ⁻¹	Radu 2006
4	Parcul Național Călimani, păduri de molid cu grad ridicat de naturalitate	671,2 (total)	252,4 (total)	363,3 (total)	Cioate: 55,5 m ³ ha ⁻¹	Grigoreoa și Vlad 2015
5	Parcul Național Călimani, păduri de molid	63,4	28,4	29,5	Cioate: 5,5 m ³ ha ⁻¹	Grigoreoa 2014, 2015
6	Codrul Secular Slătioara, pădure de amestec	158 (medie)	50	>110	Max 600 m ³ ha ⁻¹ în unele suprafețe	Duduman et al. 2020
7	Rezervația Giumalău, păduri de molid cu grad ridicat de naturalitate	103,7 (medie)	–	–	Min: 0,2 / Max: 596,3 m ³ ha ⁻¹	Teodosiu 2012
8	Codrul Secular Șinca, pădure de amestec	243,2 (medie)	–	–	75,5-397,7 m ³ ha ⁻¹ preponderent brad	Vasile et al. 2017
9	Codrul Secular Șinca, pădure de amestec	134,9 (medie)	–	69% din totalul lemnului mort evaluat	domină fagul 1/3 din volumul total de lemn mort aparține bradului	Petrișan et al. 2015
10	Parcul Național Călimani, pădure de molid	74,3 (medie)	–	–	16,4-168,1 m ³ ha ⁻¹	Vlad et al. 2019
11	Păduri seculare (Slătioara, Suharău, Humosu) de amestec	Slătioara (163,69) Suharău (186,836) Humosu (89,6) (total)	Slătioara (34,47) Suharău (20,766) Humosu (35,06)	Slătioara (129,22) Suharău (166,07) Humosu (54,54)	–	Măciucă și Roibu 2012
	Păduri gestionate (Gura Humorului, Rîșca) de amestec	Gura Humorului (29,24) Rîșca (53,23)	Gura Humorului (15,09) Rîșca (8,22)	Gura Humorului (14,15) Rîșca (45,01)	–	
12	Rezervații forestiere diverse (Izvoarele Nerei, Iau-na-Craiova, Runcu-Groși, Gemenele și Șercaia) cu păduri de amestec	50–128 (total)	–	–	–	Radu și Coandă 2013
13	Rezervația Naturală Izvoarele Nerei, fâgete pure și de amestec	40–223 (total)	–	–	–	Turcu 2012
14	Pădurea Voievodeasa, pădure de amestec	26,1 (total)	5,5	21	–	Teodosiu 2014
	Codrul Secular Loben, pădure de molid	25 (total)	14	11	–	
15	Masivul Pentelu, păduri de rășinoase și fag	83,546 (medie)	–	–	54,936-123,349 m ³ ha ⁻¹	Chivulescu et al. 2018
16	Călimani II, pădure de molid	282 (total)	–	–	–	Cenușă 1995
	Slătioara, pădure de amestec	684 (total)	–	–	–	

Tabel 2 Stadiile succesionale în scoarța și lemnul mort de rășinoase (molid) (din Ceianu, 1978, după Mamaev-modificat)
Successional stages in the bark and deadwood of conifers (spruce) (from Ceianu, 1978, adapted from Mamaev – modified)

Tipul de succesiune	Stadiul de descompunere	Stadiul succesional	Familii saproxilice caracteristice
Succesiunea în scoarță	-	Anobioid	Stadiu de importanță secundară, incipient, Anobiidae
	-	Scolitoid	Stadiu principal. Scolytinae, Cerambycidae, Buprestidae, alte coleoptere
	-	Limexiloid	Stadiu de importanță secundară. Lymexilidae
	-	Cerambicoid timpuriu	Stadiu principal. Cerambycidae, Buprestidae
	-	Cerambicoid târziu	-
	-	Cucujoid	Stadiu de importanță secundară. Cucujidae, alte coleoptere
	-	Lucanoid	-
	-	Formicoid	Stadiu principal. furnici și coleoptere comensale
	-	Lumbricoid	Stadiu de importanță secundară. lumbricide și alte artropode
Succesiunea în lemn	-	Anobioid	-
	-	Scolitoid	Stadiu de importanță secundară. Scolytinae
	-	Limexiloid	Stadiu principal. Lymexiliae, Scolytinae, alte coleoptere
	-	Cerambicoid timpuriu	Stadiu principal. Cerambycidae, Buprestidae, Curculionidae
	-	Cerambicoid târziu	Stadiu principal. Cerambycidae, Anobiidae
	-	Cucujoid	-
	-	Lucanoid	Stadiu principal. Lucanidae, Scarabaeidae
	-	Formicoid	Stadiu principal. furnici și coleoptere comensale
	-	Lumbricoid	Stadiu principal. lumbricide și alte artropode

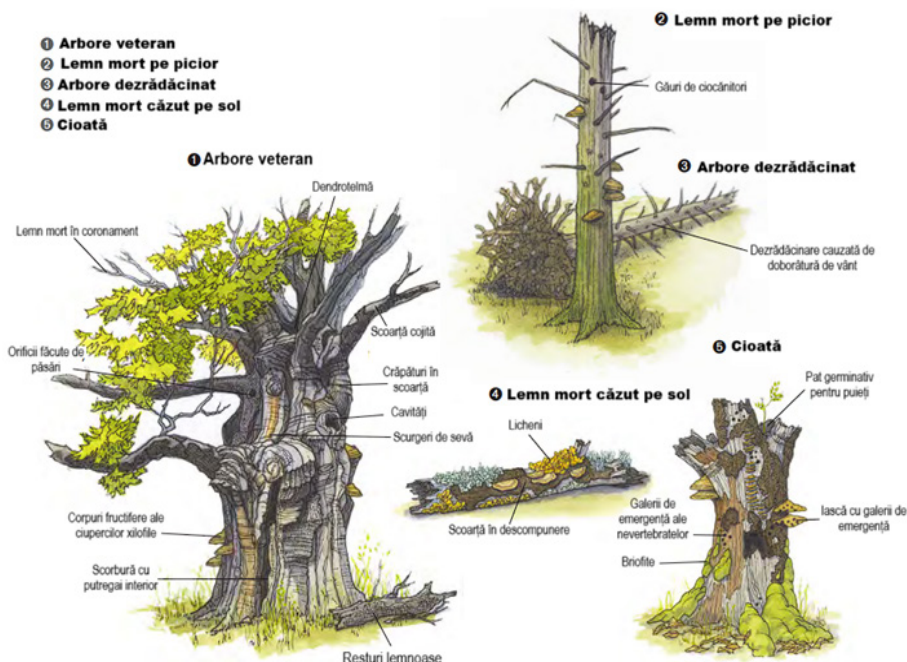


Figura 1 Tipurile de lemn mort regăsit în păduri (după Humphrey și Bailey 2012-adaptat)
Types of deadwood found in forests (according to Humphrey and Bailey 2012 - adapted)

Tabel 3 Principalele avantaje și dezavantaje ale tipurilor de gestiune a lemnului mort în pădurile de producție cu privire la diversitatea speciilor saproxilice și creșterea cantității de lemn mort (după Vítková et al. 2018-adaptat)
Main advantages and disadvantages of deadwood management strategies in production forests concerning saproxylic species diversity and deadwood accumulation (from Vítková et al. 2018-adapted)

Tipul de abordare în gestiune	Avantaje	Dezavantaje
Menținerea arborilor individuali	Oferă microhabitate potențiale pentru dezvoltarea coleopterelor saproxilice și oferă substrat pentru dezvoltarea treptată a lemnului mort pe picior și căzut pe sol.	Arborii de dimensiuni reduse pot fi insuficienți pentru a constitui un habitat adecvat dezvoltării insectelor saproxilice, în special al celor care necesită lemn mort de mari dimensiuni.
Menținerea arborilor grupați	Lemnul mort aflat în stadii avansate de degradare constituie un substrat esențial pentru formarea microhabitadelor necesare dezvoltării organismelor saproxilice.	Arborii recent dezrădăcinați necesită un interval de timp considerabil pentru a atinge un grad de descompunere favorabil colonizării de către anumite specii saproxilice specializate. În același timp, dacă provin din specii susceptibile, precum molidul, și se regăsesc în cantități semnificative, aceștia pot reprezenta o sursă potențială de infestare.
Menținerea lemnului mort existent		Arborii recent dezrădăcinați necesită un interval de timp considerabil pentru a atinge un grad de descompunere favorabil colonizării de către anumite specii saproxilice specializate. În același timp, dacă provin din specii susceptibile, precum molidul, și se regăsesc în cantități semnificative, aceștia pot reprezenta o sursă potențială de infestare.
Menținerea arborilor dezrădăcinați		Arborii recent dezrădăcinați necesită un interval de timp considerabil pentru a atinge un grad de descompunere favorabil colonizării de către anumite specii saproxilice specializate. În același timp, dacă provin din specii susceptibile, precum molidul, și se regăsesc în cantități semnificative, aceștia pot reprezenta o sursă potențială de infestare.
Menținerea și crearea cioatelor		În funcție de înălțimea cioatelor, procesul de descompunere poate avea loc într-un ritm accelerat, reducând astfel perioada de disponibilitate a substratului pentru organismele saproxilice.
Secuirea arborilor	Generarea lemnului mort care facilitează formarea microhabitadelor esențiale pentru dezvoltarea speciilor saproxilice	Suprafața secuită poate servi ca punct de intrare pentru boli și dăunători biotici.
Menținerea lemnului mort provenit din specii diferite de arbori	Contribuie la menținerea speciilor saproxilice specializate pe lemnul mort provenit din anumite specii lemnoase.	În cazul acumulării unor cantități semnificative de lemn provenit din specii susceptibile, precum molidul, acesta poate deveni o sursă potențială de infestare.
Menținerea arborilor cu dimensiuni specifice	Crearea substratului adecvat pentru dezvoltarea lemnului mort de dimensiuni specifice pentru existența speciilor saproxilice cu preferințe în acest sens.	În cazul în care piesele lemnoase reținute sunt de dimensiuni prea reduse, speciile saproxilice dependente de lemn mort de mari dimensiuni nu le pot coloniza; în mod similar, speciile adaptate la lemn de mici dimensiuni nu vor utiliza substraturi de dimensiuni mari.
Menținerea arborilor și a lemnului mort expus radiației solare	Crearea substratului adecvat pentru dezvoltarea insectelor saproxilice specializate care reclamă condiții de expunere la lumină și căldură a lemnului.	

	Lemn mort căzut pe sol Cls. 1 de degradare	Lemn mort căzut pe sol Cls. 2 de degradare	Lemn mort căzut pe sol Cls. 3 de degradare	Lemn mort căzut pe sol Cls. 4 de degradare	Lemn mort căzut pe sol Cls. 5 de degradare
Caracteristici					
Scoarță	Intactă	Intactă	Fragmentată	Absentă	Absentă
Crâci < 3 cm	Prezente	Absente	Absente	Absente	Absente
Textură	Intactă	Intactă, sau parțial moale	Grosieră, fragmente mari	Fină, fragmente mici	Moale, nediferențiată
Formă	Rotundă	Rotundă	Rotundă	Ovală sau rotundă	Ovală sau amorfă
Culoarea lemnului	Originală	Originală	Originală sau parțial alterată	Brun deschis fad sau gălbui	Fadă, galben deschis sau gri
Partea pe sol	Sprijin pe crâci	Sprijin pe crâci, puțin lăsat	Aproape în întregime pe sol	Pe sol	Pe sol

Figura 2 Clasele de degradare pentru lemnul mort căzut pe sol de rășinoase în raport cu caracteristicile organoleptice (din Bobiec et al. 2005, după Maser et al. 1979-modificat)
Decay classes for coniferous downed deadwood in relation to organoleptic characteristics (from Bobiec et al. 2005, after Maser et al. 1979- modified)