

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa



Česká
zemědělská
univerzita
v Praze

**Stromová mikrostanoviště ve smíšených pralesích v pohoří
Fagaraš, Rumunsko**

Bakalářská práce

Autor: Martin Hvězda

Vedoucí práce: Ing. Martin Mikoláš, Ph.D.

2022

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Martin Hvězda

Lesnictví
Lesnictví

Název práce

Stromová mikrostanoviště ve smíšených pralesích v pohoří Fagaraš, Rumunsko

Název anglicky

Tree related microhabitats in the mixed beech dominated primary forests of Fagaras mountains, Romania

Cíle práce

- 1) Shrnutí znalostí o stromových mikrostanovištích, jejich funkci a faktorech, které je ovlivňují.
- 2) Experimentální část má za cíl zhodnocení výskytu stromových mikrostanovišť v pralesním společenstvu v pohoří Fagaraš.

Metodika

První cíl práce bude splněn na základě rozboru literatury (literární rešerše) – bude použita aktuální vědecká literatura. V rámci druhého cíle budou využity trvalé výzkumné plochy na pohoří Fagaraš. Úkolem studenta bude sběr dat v terénu (zastoupení jednotlivých stromových mikrostanovišť na výzkumných plochách) a následná analýza a interpretace výsledků.

Harmonogram zpracování:

březen 2020 — Zadání DP

duben–prosinec 2020 — Studium literatury

léto 2020 — Terénní odběr vzorků

podzim 2020 — Zpracování dat

prosinec 2020 — Odevzdání osnovy práce a kostry literárních zdrojů školiteli

zima 2020/2021— Příprava textu DP

březen 2021 — Konzultace finální podoby práce se školitelem

duben 2021 — Předložení práce

Doporučený rozsah práce

30 – 40 stran

Klíčová slova

indikátory biodiverzity, pralesy, stromová mikrostanoviště, biotopové stromy

Doporučené zdroje informací

- Jahed, R. R., Kavousi, M. R., Farashiani, M. E., Sagheb-Talebi, K., Babanezhad, M., Courbaud, B., ... & Larrieu, L. (2020). A Comparison of the Formation Rates and Composition of Tree-Related Microhabitats in Beech-Dominated Primeval Carpathian and Hyrcanian Forests. *Forests*, 11(2), 144.
- Kozák, D., Mikoláš, M., Svitok, M., Bače, R., Paillet, Y., Larrieu, L., Nagel, T.A., et al. (2018). Profile of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 429, 363–374.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests. *Can. J. For. Res.* 42, 1433–1445. <https://doi.org/10.1139/x2012077>.
- Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., ... & Tillon, L. (2019). Assessing the potential of routine stand variables from multi-taxon data as habitat surrogates in European temperate forests. *Ecological Indicators*, 104, 116-126.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., ... & Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194-207.
- Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F., Guilbert, E., 2017. Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *For. Ecol. Manage.* 389, 176–186. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.014>.
- Paillet, Y., Debaive, N., Archaux, F., Cateau, E., Gilg, O., & Guilbert, E. (2019). Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: An analysis in French forest reserves. *PloS one*, 14(5), e0216500.
- Sabatini, F.M., Burrascano, S., Keeton, W.S., Levers, C.H., Lindner, M., Potzchner, F., Verkerk, P.J., Bauhus, J., Buchwald, E., Chaskovsky, O., Debaive, N., Horváth, F., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Duarte, I.M., Meyer, P., Midteng, R., Mikac, S., Mikoláš, M., Motta, R., Mozgeris, G., Nunes, L., Panayotov, M., Ódor, P., Ruete, A., Simovski, B., Stillhard, J., Svoboda, M., Szwagrzyk, J., Tikkanen, O.P., Volosyanchuk, R., Vrska, T., Zlatanov, T., Kuemmerle, T., 2018. Where are Europe's last primary forests? *Divers. Distrib.* 00, 1–14. <https://doi.org/10.1111/ddi.12778>.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., Gosselin, F., 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biol. Conserv.* 144, 441–450. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.030>.
- Winter, S., 2015. Association of tree and plot characteristics with microhabitat formation in European beech and Douglas-fir forests. *Eur. J. Forest. Res.* 134, 335–347. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0855-x>.
- Winter, S., Möller, G.C., 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *For. Ecol. Manage.* 255, 1251–1261. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.029>.

Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Martin Mikoláš, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie lesa

Konzultant

Ing. Daniel Kozák

Elektronicky schváleno dne 1. 7. 2020

prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 21. 10. 2020

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 05. 03. 2022

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma *Stromová mikrostanoviště ve smíšených pralesích v pohoří Fagaraš, Rumunsko* vypracoval samostatně pod vedením Ing. Martina Mikoláše Ph.D. a použil jsem jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů. Jsem si vědom, že zveřejněním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 111/1998 Sb. O vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby

V Praze dne

Podpis autora

Velice rád bych tímto poděkoval vedoucímu práce Ing. Martinu Mikolášovi Ph.D. a konzultantovi Ing. Danielu Kozákovi za jejich trpělivost, ochotu, a především cenné rady při zpracování této práce. Dík patří projektu Remote Primary Forest, díky němuž se lze tématem zabývat, a v neposlední řadě blízkým přátelům za jejich podporu během celého studia.

Stromová mikrostanoviště ve smíšených pralesích v pohoří Fagaraš, Rumunsko

Abstrakt

Biologické rozmanitosti neboli biodiverzité je věnována větší pozornost ve vědeckých kruzích, ale i na poli politickém. Pojem se dostal více do povědomí i širší veřejnosti a je spojován s fungováním a přirozeností ekosystémů. V práci je věnována pozornost stromovým mikrostanovištím a jejich vlivu na podporu biodiverzity. Stromová mikrostanoviště (TreMs) jsou strukturní prvky disponibilní v nadzemní části stromů související s jejich morfologií a životním vývojem v čase. Poskytují habitaty pro širokou škálu organismů v rámci alespoň částečného úseku jejich životního cyklu. Navzdory zvýšenému počtu studií TreMs v posledním desetiletí se relativně málo studií zabývalo TreMs v člověkem neovlivněných primárních lesích. S cílem vyhodnotit výskyt TreMs v přirozených lesích jsme provedli rozsáhlou studii v jednom z největších pralesních komplexů v Evropě – rumunském pohoří Fagaraš. Založili jsme 70 trvalých výzkumných ploch umístěných v 5 údolích a celkově bylo hodnoceno 3027 živých a 931 odumřelých stromů. Pomocí testů neparametrické ANOVY byl testován rozdíl v bohatosti mikrostanovišť mezi některými z porovnávaných druhů dřevin a zároveň mezi živými a odumřelými stromy. Výsledky ukazují signifikantní rozdíl ve výskytu TreMs mezi živými a odumřelými jedinci v rámci všech druhů stromu. Naopak nebyl potvrzen žádný významný rozdíl mezi odumřelými jedinci různých dřevin navzájem. Mezi živými stromy byl potvrzen rozdíl mezi jedlí bělokorou a bukem lesním, a také mezi jedlí bělokorou a smrkem ztepilým. Největší diverzita TreMs se nacházela na bucích, následně na smrku a nejméně na jedli. Výhradně na buku byly nalezeny 3 typy TreMs, přesněji otevřená kmenová dutina, pyrenomycety a rozdvojení. Žádný typ TreMs nebyl nalezen výhradně na jiném druhu stromu. Bylo potvrzeno, že počet TreMs se zvětšoval s rostoucí výčetní tloušťkou. Naše data navíc ukazují, že primární lesy dosahují vyšší bohatosti TreMs než hospodářské lesy a mohou sloužit jako referenční hodnoty pro management lesů s cílem podpořit ochranu biodiverzity. Podpora přirozených a smíšených lesů s přítomností velkých stromů a stojících souší povede k nárůstu bohatosti TreMs a tím k zvýšenému potenciálu pro biodiverzitu a ochranu vzácných a ohrožených druhů organismů. Jelikož jsou TreMs významným prvkem pozitivně podporujícím biodiverzitu, měl by být kladen důraz na jejich monitoring a podporu v rámci lesního managementu.

Klíčová slova: stromová mikrostanoviště, pralesy, biodiverzita, lesní hospodářství

Tree related microhabitats in the mixed beech dominated primary forest of Fagaras mountains, Romania

Abstract

Biodiversity is given more attention in scientific circles, but also in the political field. The concept has become more widely known to the general public and is associated with the functioning and nature of ecosystems. The work pays attention to tree related microhabitats and their influence on the support of biodiversity. Tree related microhabitats (TreMs) are structural elements available in the aboveground part of trees related to their morphology and life development over time. They provide habitats for a wide range of organisms within at least part of their life cycle. Despite the increasing number of TreMs studies in the last decade, relatively few studies interested TreMs in primary forests. In order to evaluate the occurrence of TreMs in natural forests, we conducted a large study in one of the largest forest complexes in Europe – in Fagaras Mountains in Romania. We established 70 permanent research areas located in 5 valleys and a total of 3027 live and 931 dead trees were evaluated. Using non-parametric ANOVA tests, the difference in the richness of microhabitats between some of the compared tree species and at the same time between living and dead trees was tested. The results show a significant difference in the incidence of TreMs between live and dead trees within all tree species. On the contrary, no significant difference was confirmed between dead individuals of different tree species. Among live trees, the difference between white fir and forest beech was confirmed, as well as between white fir and Norway spruce. The greatest diversity of TreMs was found on beech, followed by Norway spruce and the least on silver fir. 3 types of TreMs were found exclusively on the beech, specially the chimney trunk rot hole, pyrenomycetes and forks. No type of TreMs was found exclusively on another species of tree. It was confirmed that the number of TreMs increased with increasing DBH (diameter at breast height). In addition, our data show that primary forests achieve higher TreMs richness than managed forests and can serve as references values for forest management to support biodiversity protection. The support of natural and mixed forests with the presence of large trees and standing snags will lead to an increase in the richness of TreMs and thus to an increased potential for biodiversity and the protection of rare and endangered species. As TreMs are an important element that positively supports biodiversity, emphasis should be placed on their monitoring and support within forest management.

Key words: tree related microhabitats, primary forests, biodiversity, forest management

OBSAH

1	ÚVOD	10
2	CÍLE PRÁCE.....	11
3	LITERÁRNÍ REŠERŠE	12
3.1	Evropské pralesy.....	12
3.2	Funkce pralesů	14
3.3	Biodiverzita	17
3.4	Stromová mikrostanoviště	22
3.5	Konektivita a prostupnost.....	28
4	METODIKA	30
4.1	Studované území	30
4.1.1	Pohoří Karpaty	30
4.1.2	Studijní plochy.....	32
4.2	Sběr dat	32
4.3	Statistická analýza	38
5	VÝSLEDKY PRÁCE	39
6	DISKUZE	42
7	ZÁVĚR.....	45
8	SEZNAM POUŽITÉ LITRATURY	49

1 ÚVOD

V posledních již téměř 10 letech je stále více pozornosti věnováno stromovým mikrostanovištím. Tyto strukturní morfologické prvky lesních porostů, ale i solitérních stromů jsou považovány za významné součásti ekosystému, které pozitivně ovlivňují biodiverzitu daného stanoviště a jsou vnímány jako indikátor druhové rozmanitosti. Pro lepší pochopení a ověření jejich funkce je vhodné studovat tyto prvky v primárních lesích, kde se na jejich tvorbě podílí přirozené přírodní procesy a nezměněná druhová skladba lesa. Studium těchto procesů a detailnější pochopení fungování temperátních horských lesů se zabývá mezinárodní tým v projektu REMOTE Primary Forest. Díky sběru dat o stromových mikrostanovištích, ale i dalších charakteristikách struktury lesa v rámci projektu mohla vzniknout tato práce. Pro ověřování hypotéz jsou podle standardizované metodiky sbírána data i o dlouhodobé dynamice lesa nebo pro tvorbu dendroekologických analýz. Cílem těchto činností v rámci projektu je prohloubení vědomostí o fungování unikátních ekosystémů temperátních horských lesů, které by zároveň sloužily jako podklad pro jejich efektivní ochranu (REMOTE Primary Forest 2018).

Tato práce je zaměřena na rozbor vědecké literatury týkající se přirozených lesů, jejich vlastností a funkcí, zejména s ohledem na významnost pro biodiverzitu. Zabývá se vlivem vlastností jednotlivých stromů, ale i porostních charakteristik na bohatost stromových mikrostanovišť. Ze zjištěných poznatků vyplývá, že existují významné vztahy mezi těmito charakteristikami a diverzitou mikrostanovišť. Rozdíly lze pozorovat mezi živými a odumřelými jedinci nebo mezi jednotlivými druhy dřevin. Tyto rozdíly byly v práci potvrzeny posouzením dat ze smíšených temperátních pralesů z pohoří Fagaraš v Rumunsku, sbíranými v roce 2019.

Díky vlastnostem stromových mikrostanovišť je možné posuzovat biodiverzitu prostřednictvím jejich pozorování a jako vhodné se nabízí zakomponovat tyto činnosti do běžné lesnické praxe. V práci je diskutována možnost implementace do managementu a sama si klade za cíl být dalším podkladem pro podporu udržitelného hospodaření v lesích z hlediska zachování biodiverzity a zvýšené resilience a rezistence vůči nepříznivým vývojovým faktorům.

2 CÍLE PRÁCE

Jedním z cílů bakalářské práce je shrnutí současných poznatků o stromových mikrostanovištích, jakožto významných faktorů podpory biologické rozmanitosti a současně vhodných indikátorů pro její hodnocení. Zároveň také poukázat na vliv některých vlastností stromů ovlivňující bohatost stromových mikrostanovišť. Dva dílčí cíle práce lze tedy rozdělit následovně.

1.1. Vytvoření souhrnu výsledků vědeckých studií zabývajících se tématem stromových mikrostanovišť a jejich vlivu na biologickou rozmanitost lesních společenstev.

1.2. Vytvoření souhrnu výsledků vědeckých studií věnujících se faktorům ovlivňujících bohatost a diverzitu stromových mikrostanovišť.

Tyto dva body budou vypracovány formou literární rešerše dostupných vědeckých publikací věnující se tématům temperátních pralesů, jejich biodiverzitě a faktorům jí ovlivňující.

2 Ověření rozdílu bohatosti stromových mikrostanovišť vzhledem k vybraným stromovým charakteristikám.

Na základě sesbíraných dat ve smíšených pralesích pohoří Fagaraš bude ověřen vliv DBH, druhové skladby a životního statusu na bohatost stromových mikrostanovišť.

3 LITERÁRNÍ REŠERŠE

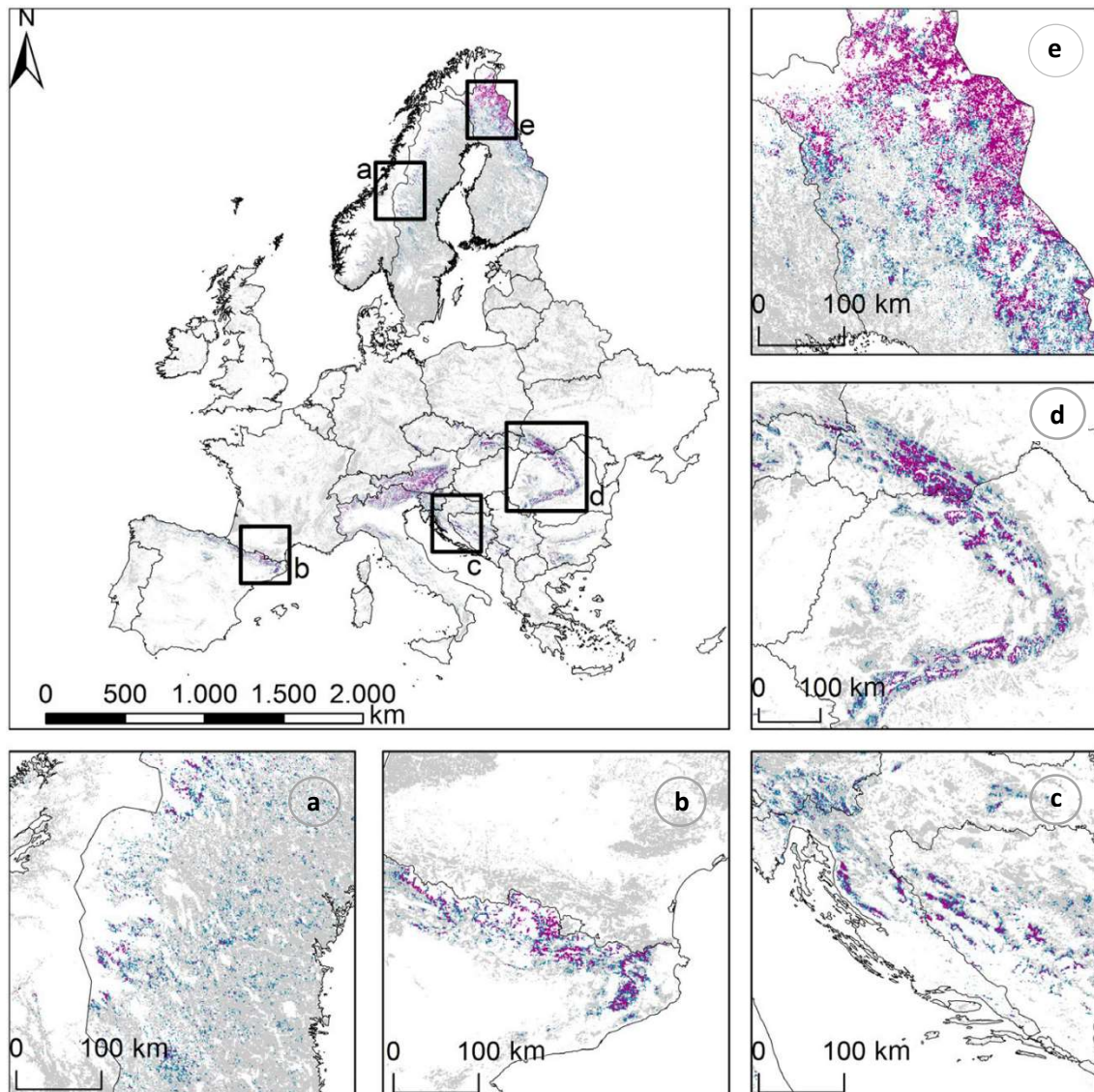
3.1 Evropské pralesy

Lesní ekosystémy jsou v Evropě člověkem využívány k mnoha účelům. Citelné ovlivňování se začalo projevovat již v 5. tisíciletí př. l. v souvislosti s postupným přechodem společnosti na zemědělský způsob života v této světové oblasti (Ložek 1977). Lesy byly mýceny za účelem získání dřevní suroviny a z nutnosti získání většího množství osevních ploch. V dalších epochách historie člověka jeho vliv na lesní prostředí rostl kvůli narůstající potřebě využívání dříví v neustále expandující lidské společnosti a rozvoji nových průmyslových odvětví (Veen et al. 2010). Teprve s nástupem průmyslové revoluce bylo zmírněno tempo spotřeby dříví.

V dnešní době by však měly lesy plnit kromě produkčních funkcí také účely, kde těžba neplní primární roli. Mezi tyto patří i plochy pralesů, které jsou definovány jako území, kde je obnova zajišťována přirozeným zmlazením původních druhů dřevin, chybí zde patrný vliv lidské činnosti a nejsou jí narušeny přirozené přírodní procesy (FAO: Global Forest Resources Assessment 2018). Ačkoliv antropogenní impakt na oblasti přirozených lesů nemusí být patrný, vzhledem k povaze lidské činnosti na celé planetě jsou jeho působením ekosystémy nepřímo ovlivňovány (Sanderson et al. 2002). Zejména v Evropě zůstaly kvůli intenzitě lidské činnosti pouze relativně malé zbytky pralesovitých území (Sabatini et al. 2021). Často se však jedná o poměrně malé území (Peterken 1996) v rámci oblastí s různým stupněm ochrany (Sabatini et al. 2018). První evropské rezervace byly vyhlášeny na území dnešní České republiky v roce 1838, konkrétně Žofínský prales a Hojná voda (Vyskot et al. 1981). V současnosti dostupná data z 32 evropských zemí ukazují, že medián velikosti zmapovaných pralesovitých území je pouze 24 ha, zároveň jen 4,3 % ploch dosahovalo rozloh větších než 1000 ha. Z těchto ploch leží 89,1 % v oblastech s určitým stupněm ochrany, ale pouze 46 % spadá pod kategorii přísné ochrany (podle IUCN¹). Z celkové plochy evropských lesů zauímají zmapované pralesní porosty pouze 0,7 % rozlohy (Sabatini et al. 2018). Kromě toho stále není zajištěna jejich legislativní ochrana a dochází k jejich postupné ztrátě (Mikoláš et al. 2019). Vzhledem k jejich velikosti jsou navíc přirozené porosty fragmentovány do malých, často prostorově vzdálených reziduí bez možnosti vzájemné interakce mezi organismy vázaných na specifika těchto stanovišť (Sabatini et al. 2020). Plochy přirozených porostů větších než 500 km² se vyskytují pouze v oblastech severní Skandinávie a evropské části Ruska (Potapov et al. 2017). Mimo zmapované pralesy mohou zejména ve východní, jihovýchodní a severní Evropě existovat relativně velké

¹ IUCN (International Union for Conservation of Nature)

plochy primárních lesů (Holeksa et al. 2017; Janda et al. 2017; Panayotov et al. 2017; Nagel et al. 2017; Kuuluvainen et al. 2017 in Kulakowski et al. 2017; Sabatini et al. 2018), které však prozatím nebyly prozkoumány, nejsou dostatečně chráněny a jejich plochy se zmenšují (Mikoláš et al. 2017).



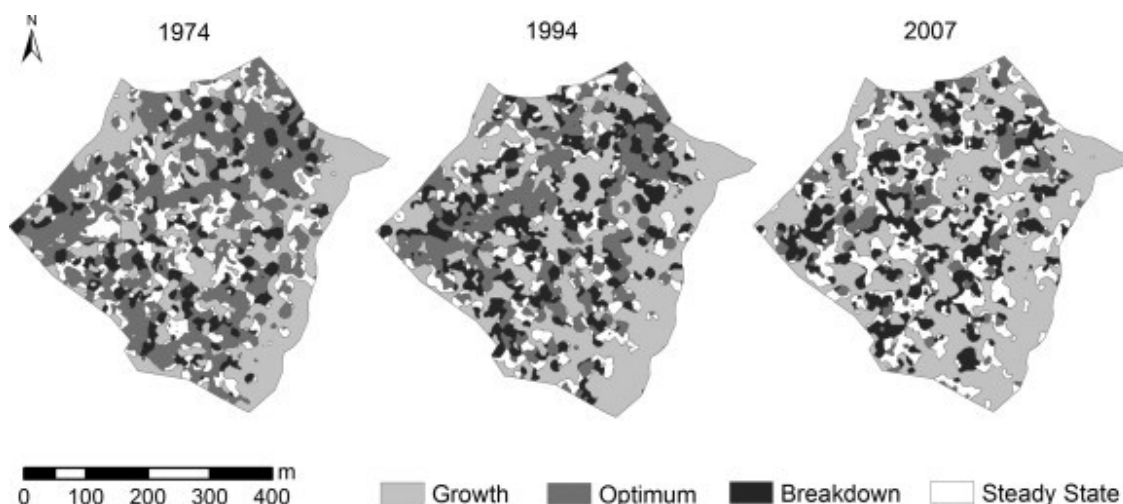
Obr. 1.: Oblasti s nejvyšší pravděpodobností výskytu primárního lesa v Evropě v rozlišení 1×1 km. 5 % pixelů s největší pravděpodobností výskytu bylo zvýrazněno fialově a 90–95. percentil modře. Lesy jsou v rozsahu podle Gallaun et al. (2010) a vybarveny šedě (Sabatini et al. 2018)

3.2 Funkce pralesů

Vlastnosti primárních lesů jsou určující pro jejich patřičnou ochranu před přímým lidským vlivem. Jeden z důvodů spočívá v uchování sociálního vnímání divoké přírody (Peterken 1996). Tato potřeba vychází z emocionálních hodnot současného smýšlení společnosti, která považuje uchování přirozených ekosystémů za žádoucí (Antrop 2005). Z tohoto pohledu by však nemělo jít pouze o dočasnou percepci, ale o přirozený pocit zachování původních stanovišť jakožto biotopů s nejvhodnějšími přírodními podmínkami pro prosperitu všech původních organismů. Dnešní krajina je však výsledkem dynamické interakce přírodních a kulturních činitelů (Antrop 2005). Proto přirozený stav krajiny nelze považovat za statický a vnímání její podoby se do určité míry v čase mění (Navarro & Pereira 2012).

Znalost struktury a dynamiky primárních lesů umožňuje pochopit fungování lesních ekosystémů (Kuuluvainen & Aakala 2011). Struktura a dynamika vývoje spolu úzce souvisí a jejich vývoj je vzájemně provázán. Kromě klimatických a edafických podmínek prostředí je struktura porostů ovlivňována právě dynamikou související s disturbančním režimem přirozených porostů, který vytváří specifickou matici stanovištních podmínek. Ty jsou klíčovým faktorem pro následnou sukcesi a další vývoj v cyklu lesa. Podle charakteru disturbance vzniká porost různě věkově a druhově diverzifikovaný (Mitchell 2013). Pestrá mozaika stanovištních podmínek podporuje větší resilienci porostů vůči disturbančním činitelům (Franklin et al. 2002). I přes odumření jedince nebo skupiny stromů však heterogenní struktura zajišťuje uvolnění potlačovaných jedinců, kteří dokážou efektivně využít nově nabytého prostředí. Odumírání a rozpad zajišťují dynamiku procesů v lesním ekosystému a zvyšují strukturní diverzitu, jež ve své podstatě způsobuje růst biodiverzity na nižších úrovních, a to díky nově vzniklým světelným a mezoklimatickým podmínkám nebo novým substrátům a nikám v podobě mrtvého dřeva (Kozák et al. 2021).

Pochopení procesů lesních ekosystémů může sloužit pro následné modelování režimu přírodních disturbancí, jako nedílné součásti lesní dynamiky ovlivňující sukcesi, vývoj a strukturu (Kráal et al. 2014). Tato potřeba predikce vychází z nutnosti pochopení vývoje v rychle se měnících podmínkách postupující klimatické změny (IPCC 2019). Předpokladem je její významný vliv na přírodní ekosystémy. Procesně založené modely růstu lesa nám mohou pomoci, při správném nastavení a kalibraci parametrů, promítnout přirozené rozšiřování jednotlivých druhů stromů. Přestože je parametrizace některých růstových faktorů problematická, lze díky modelům vyvozovat i rozhodnutí v udržitelném lesním hospodářství. (Gupta & Sharma 2019).



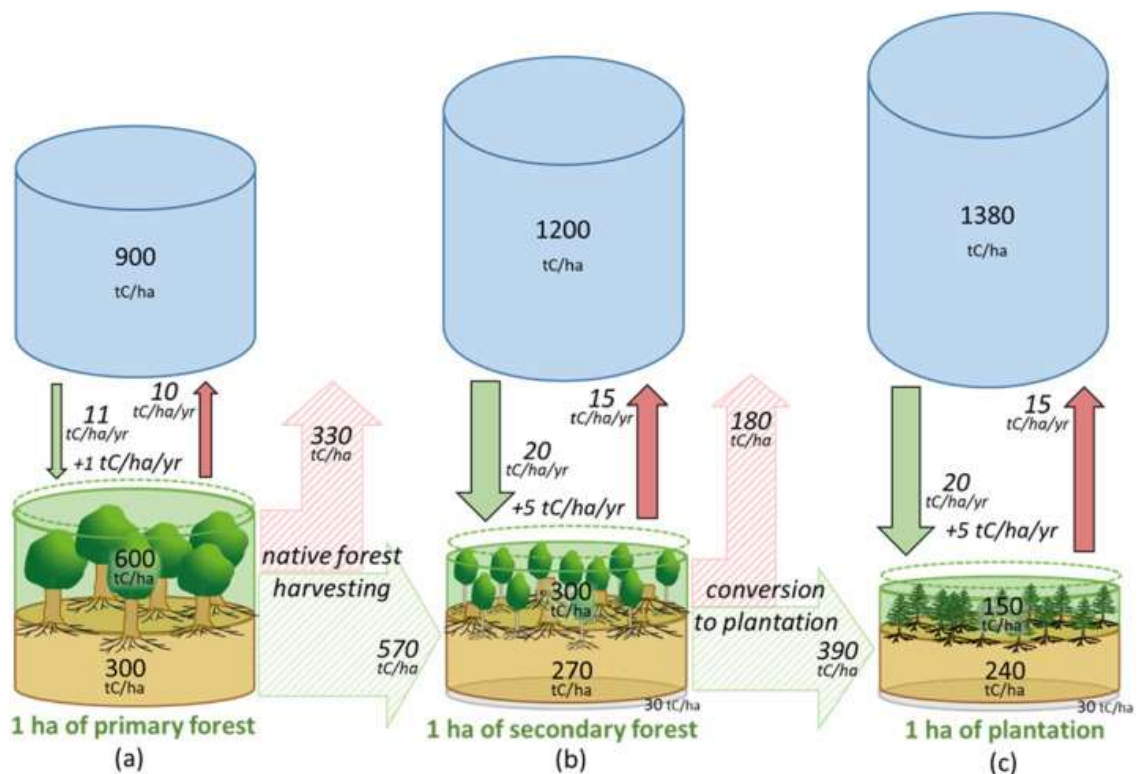
Obr. 2.: Mění se mozaika vývojových etap karpatského jedlobukového primárního lesa v NPR Salajka ze 70. až 00. let (Král et al. 2014).

Primární lesy, resp. jejich strukturní prvky jsou využívány jako místa výskytu chráněných nebo ohrožených druhů organismů citlivých na procesy související s lidskou činností (Winter et al. 2005; Kozák et al. 2021). Praktiky lesního hospodářství však často omezují vznik požadovaných struktur lesních ekosystémů. Pralesní porosty s disponibilními zdroji se tedy stávají také posledními místy pro přežívání stanovištně specializovaných druhů. V primárních lesích bez aktivního managementu je obsaženo prokazatelně větší množství životních nik lesních organismů než v lesích obhospodařovaných (Paillet et al. 2017; Larrieu et al. 2019; Winter et al. 2014). Ty jsou přítomny díky vyšší koncentraci mrtvého dřeva v podobě stojících souší, pahýlů, velkých odumřelých větví v koruně, ale také ležících kusů tlejícího dřeva různých dimenzí a stupňů rozkladu (Bütler et al. 2013).

V přísně chráněných rezervacích s dostatečnou rozlohou, kde je omezena nebo zakázána jakákoliv lidská aktivita navíc mohou najít vhodné útočiště i druhy obratlovců, citlivých na vyrušení v některé životní fázi, např. v hnízdní době nebo při výchově mláďat (Mikoláš et al. 2017; Bütler et al. 2013).

Přirozené lesy jsou také významné svojí schopností vázat velké množství uhlíku v podobě organických sloučenin jakožto stavebních prvků rostlin. Mimo dřevní hmotu je zásobárnou půda, kde je v určitých typech přirozených lesů uložena až třetina celkového množství uhlíku na jednom hektaru porostu. Přejdem na lesy s různou intenzitou hospodářské činnosti dochází ke snižování množství fixovaného uhlíku, který ve větší míře uniká zpět do atmosféry. Snižuje se nejen celková zásoba uhlíku, ale zároveň je obrácen poměr množství uhlíku v půdě a vegetaci. Oproti přirozenému ekosystému se může jednat o 80 % původních zásob v půdě, ovšem množství uhlíku fixovaného nadzemní vegetací je sníženo až na 25% původní míry. Ačkoliv jsou poměry a celkové

množství fixovaného uhlíku odlišné v různých typech lesních ekosystémů, přirozená struktura porostu je schopna pojmout podstatně větší množství uhlíku, a tedy snižovat jeho skleníkový efekt (Keith et al. 2021).



Obr. 3.: Zásoby a toky uhlíku ve vlhkém, temperátním eukalyptovém lese v jihovýchodní Austrálii jako dlouhodobé průměry v krajinném měřítku. Popsány tři způsoby hospodaření v lesích:

- primární původní les obhospodařovaný za účelem ochrany;
- druhotný původní les obhospodařovaný za účelem produkce komodit;
- plantážní les obhospodařovaný za účelem produkce komodit.

Zásoby uhlíku (roman font; $tC\ ha^{-1}$) jsou uvedeny jak ve třech lesních ekosystémových zásobnících: (i) půda – hnědá; (ii) biomasa – zelená; a (iii) dřevěné výrobky a reziduum – šedá tak i v (iv) atmosférické zásobárně uhlíku – modrá. Roční čisté průtoky (kurzívou; $tC\ ha^{-1}\ rok^{-1}$) ukazují absorpci fotosyntézou (plně zelené šipky) a emise respirací (plně červené šipky). Přeměny typů lesního hospodaření mají za následek emise (červeně šrafované šipky) a přenosy z primárního lesa do sekundárního lesa a na plantáže (zeleně šrafované šipky). Přenosy uhlíku mezi rezervoáry biosféry a atmosférou jsou znázorněny jako probíhající ve vertikálním směru (Keith et al. 2021).

Jelikož je v primárních lesích minimalizován přímý vliv aktivního managementu, mohou být v těchto porostech zkoumány přirozené procesy a jejich vliv na komplex lesních společenstev nebo jejich dílčí součásti. Primární lesy tedy lze vnímat jako „živé“ laboratoře, kde lze pozorovat referenční stavy přirozenosti a posuzovat jejich odklon od lesů s aktivní hospodářskou činností (Nagel et al. 2013).

3.3 Biodiverzita

Teprve v posledních 25 letech je biologické rozmanitosti neboli biodiverzitě, věnována větší pozornost ve vědeckých kruzích, ale i na poli politickém. Díky patřičné popularizaci se pojem dostal více do povědomí i širší veřejnosti a je spojován s fungováním a přirozeností ekosystémů.

Jedním z nejdůležitějších dokumentů z hlediska ochrany přírody, resp. ochrany biodiverzity se stala Úmluva o biologické rozmanitosti (*Convention on Biological Diversity*), jež byla představena na summitu OSN O životním prostředí a rozvoji (*United Nation Conference on Environment and Development*) v červnu roku 1992 v brazilském Rio de Janeiro.

Důležitým milníkem v evropském měřítku je první ministerská konference FOREST EUROPE o udržitelném hospodaření v lesích konaná ve Štrasburku roku 1990. Na tuto konferenci navázalo několik dalších, kde příslušní ministři evropských zemí přijímali rozhodnutí a usnesení týkající se nepřímo také biologické rozmanitosti, např. Pracovní program pro zachování a posílení biologické a krajinné rozmanitosti v lesních ekosystémech 1997-2000 (*Work Programme on the Conservation and Enhancement of Biological and Landscape Diversity in Forest Ecosystems*)⁴. V neposlední řadě vznikl také „Informační systém biodiverzity v Evropě“ (*The Biodiversity information system of Europe*), který je výsledkem partnerství Evropské komise a Evropské agentury pro životní prostředí (EEA).

Biodiverzita je sledována na několika úrovních, např. jako biodiverzita ekosystémová, druhová nebo genetická (Vermuelen & Koziell 2002). Její stav je hodnocen podle referenčních hodnot vycházejících z dlouhodobých pozorování ekosystémů. Pro přesnější hodnocení je nutné vycházet z výsledků monitoringu přirozených ekosystémů, kde je vliv člověka co nejvíce eliminován. V případě mnoha typů ekosystémů však již nelze nalézt referenční ekvivalent.

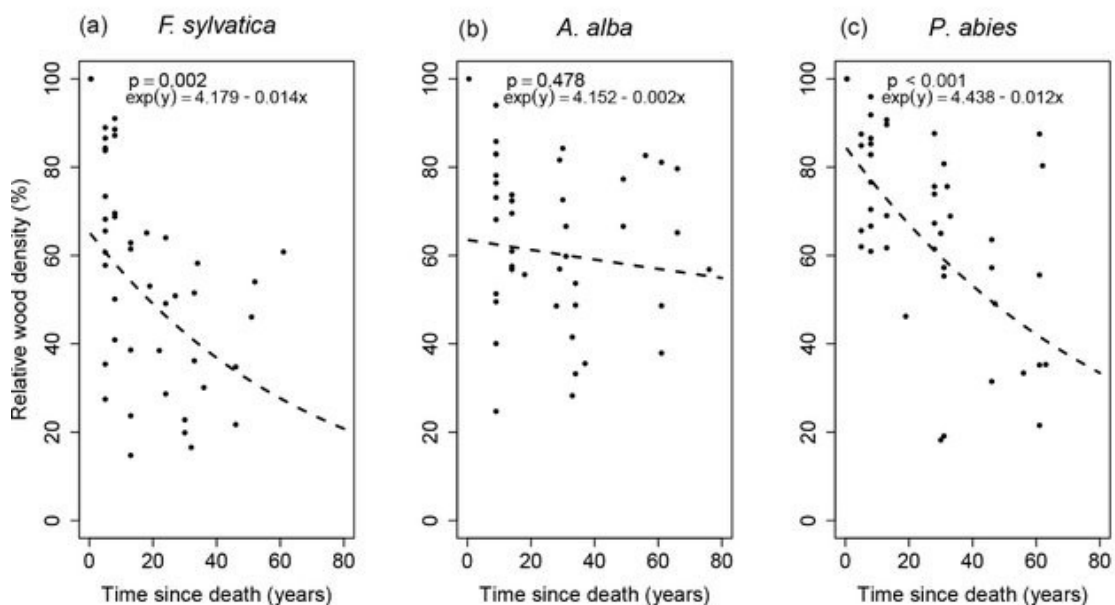
V případě lesních ekosystémů je však možné vycházet ze stavů pozorovaných v přirozených porostech (Kráal et al. 2014). V rámci ekosystému určitého typu lesa je možné vylišit širokou škálu různých stanovišť, které mohou preferovat odlišné druhy organismů obsazující specifické strukturní prvky (Larrieu et al. 2019). Tato strukturní diverzita souvisí s narušováním lesních porostů, čehož následky nejsou z lesa odstraňovány.

Biodiverzita je často uchopována na úrovni rozmanitosti druhů organismů. Jelikož však monitoring mnoha biologických skupin nelze provádět vzhledem k finanční a organizační náročnosti, je používáno hodnocení strukturních prvků jako prediktorů možného výskytu širší palety příslušných organismů. Kromě nich by teoreticky bylo možné určit taxon, jehož výskyt by poukazoval na společný výskyt dalších druhů.

Hodnocení strukturních prvků se považuje za vhodnější a často prakticky jednodušejí aplikovatelnou metodu posouzení biodiverzitního potenciálu. Výhodou je také jednodušší aplikace pro hodnocení v běžném lesnickém provozu, což zvyšuje potenciál zavádění vhodných opatření zlepšující kvalitu také hospodářsky orientovaných lesů. (Larrieu et al. 2018)

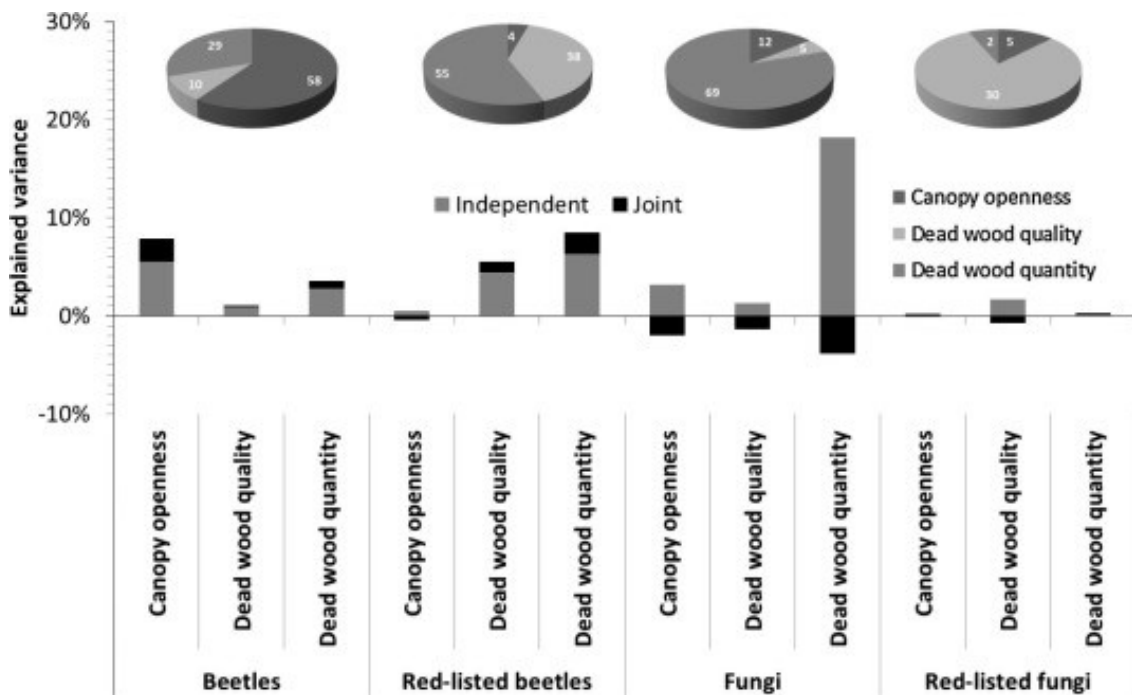
Přestože se strukturním prvkům jakožto ukazatelům biologické rozmanitosti věnovala řada studií, z jejich výsledků nevzešel jednotný ukazatel, jenž by byl aplikovaný v celoevropském měřítku. Většina z nich není univerzálním ukazatelem biodiverzity, ale spíše prokazatelně koreluje s výskytem určité skupiny organismů (Gao et al. 2015).

Kromě zmiňované věkové a tloušťkové struktury patří mezi významné prvky objem mrtvého dřeva. Jeho přítomnost je v primárních lesích samozřejmá, v hospodářských však často dochází v rámci pěstebních postupů k odstranění odumřelých jedinců nebo jejich zbytků. Podle odhadů je na výskytu mrtvého dřeva závislých 30–50 % lesních druhů (Bobiec et al. 2005). Důležitým parametrem tlejících jedinců je jejich velikost. Pro podporu biologické rozmanitosti je vhodné ponechání dostatečného množství převážně velkých kmenů o výčetní tloušťce větší, než je průměrná tloušťka mytně zralých stromů daného druhu (Lachat et al. 2013). Důležité je ponechání jednak kmenů stojících, jako souše, pahýly a pařezy, tak i jedince ležící v podobě vývrátů nebo odlomených kusů. Ty by se měly v porostu vyskytovat v různých stupních rozkladu, jehož rychlost souvisí s klimatickými podmínkami (Mackensen & Bauhus 2003) a s druhem dřeviny (Přívětivý & Šamonil 2021).

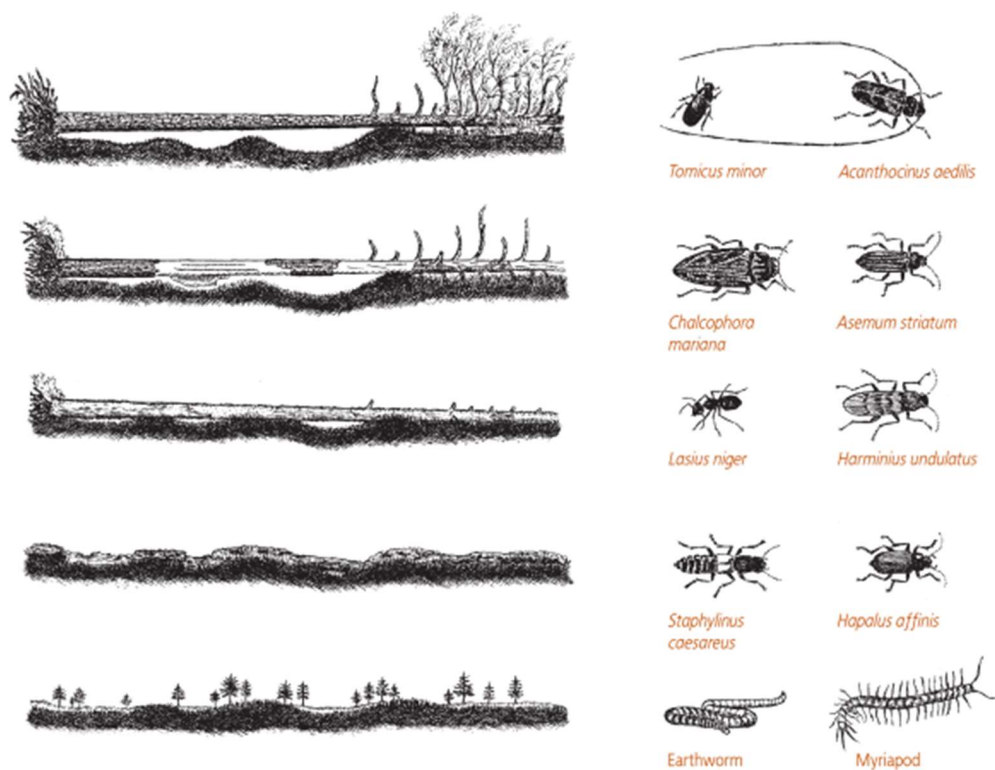


Obr. 4.: Exponenciální regresní modely mezi relativní hustotou dřeva a časem od odumření (Přívětivý & Šamonil 2021)

Disponibilita kmenů v diverzifikovaných stupních rozkladu poskytuje substrát pro širší škálu saproxylických organismů. To vyplývá z prokázané pozitivní korelace mezi diverzitou mrtvého dřeva a jeho tloušťky na zvýšený výskyt těchto druhů bezobratlých (Lachat et al. 2013), jelikož tyto prvky od odumření rozkladným procesům podléhají. Diverzita a velikost mrtvého dřeva obecně vykazuje nejvyšší míru spolehlivosti pro pozitivní podporu biologické rozmanitosti. Při jeho přítomnosti byly prokázány nejen zvýšené počty saproxylických druhů brouků ale i hub na dřevě žijících (Gao et al. 2015; Horák et al. 2016).



Obr. 5.: Výsledky hierarchického rozdělení ukazující procento nezávisle vysvětlené variance (šedá) a společně vysvětlené variance (černá) s dalšími prediktory pro prediktory na ploškové úrovni o druhové bohatosti saproxylických brouků a hub a jejich zástupců z červeném seznamu ohrožených druhů ve starých porostech s převahou bukových lesů. Koláčové grafy ukazují nezávislý příspěvek prediktorů jako podíl na celkovém vysvětleném rozptylu (tmavě šedá pro korunový zápoj; středně šedá pro množství mrtvého dřeva a světle šedá pro rozklad mrtvého dřeva) (Horák et al. 2016).

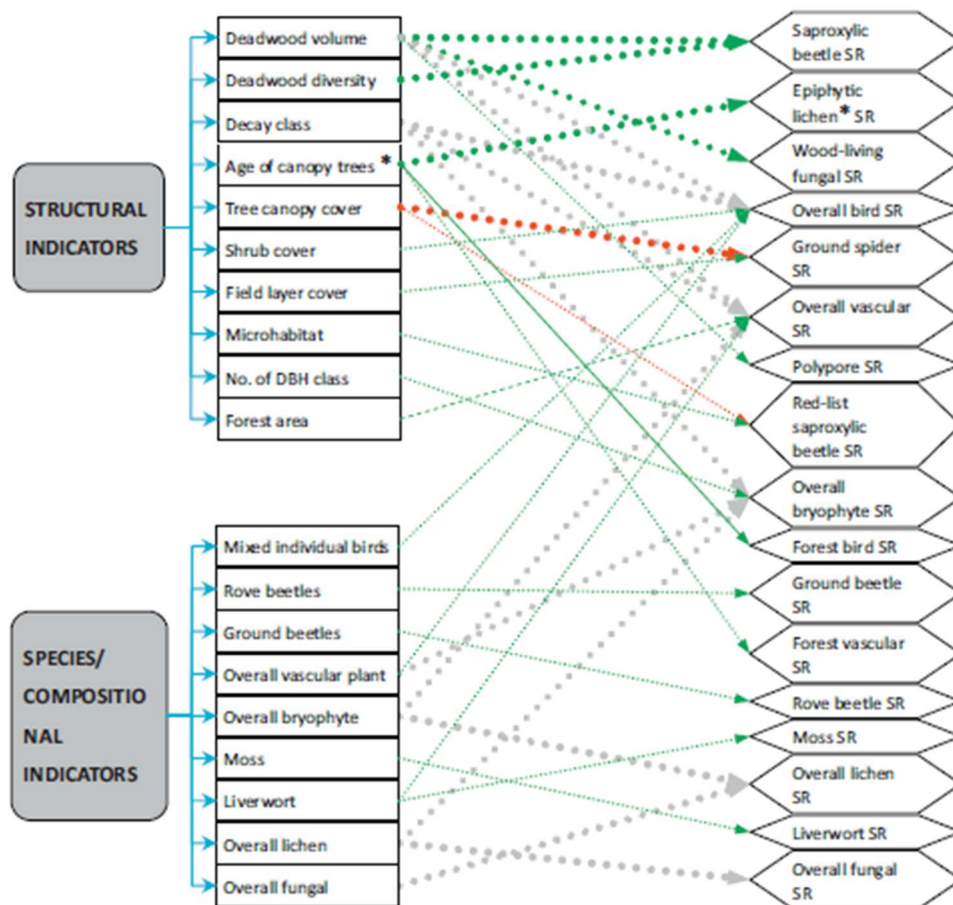


Obr. 6.: Postupný rozklad dřeva spojený s posloupností kolonistů (upravil Bobiec 2005 podle Persson (ed.) 1990)

Podmínky rozkládajících se kmenů jsou modifikovány dopadajícím slunečním zářením. Jeho intenzita závisí na korunovém zápoji, který se také řadí mezi významné strukturní prvky ovlivňující biologickou rozmanitost. Prokazatelně v negativním vztahu ovlivňuje výskyt pozemních pavouků a některé další druhy saproxylických druhů brouků. Naopak v pozitivním vztahu působí věk zápoje porostu na druhy cévnatých rostlin, lesních druhů ptáků, epifytických lišejníků (Gao et al. 2015; Larrieu et al. 2019) a saproxylických hub (Horák et al. 2016).

Přestože bylo prokázáno jen málo silných vztahů mezi strukturními prvky lesů a prvky biologické rozmanitosti, mělo by být pokračováno v hledání vzájemných vztahů, zejména u skupin, jejichž provázanost byla potvrzena středně silnou korelací. Zároveň je nutné brát v potaz další proměnné vstupující do vzájemných vazeb, např. diferenciaci podle typu lesního porostu, v němž jsou vztahy studovány (Gao et al. 2015).

Během posledních let je velká pozornost nejen ve výzkumu, ale i v praktickém managementu věnována dalším strukturním ukazatelům pro studium biologické rozmanitosti, a to tzv. stromovým mikrostanovištím (Larrieu et al. 2018).



Obr. 7.: Korelace mezi indikátory prostředí (v obdelníku) a organismy (v šestiúhelníku) se silně průkaznými důkazy (tučné zelené/červené šipky, $n = 5$), středně průkaznými důkazy (jemné zelené/červené šipky, $n = 16$) a žádná hodnota korelace (tučné šedé čáry šipek, $n = 11$). Zelená šipka představuje pozitivní korelaci, červená šipka představuje negativní korelaci (Gao et al. 2015).

3.4 Stromová mikrostanoviště

Stromová mikrostanoviště (TreMs, z angl. Tree-related Microhabitats) jsou definována jako samostatná, dobře ohraničená struktura vyskytující se na živém nebo stojícím mrtvém stromě, jež poskytuje základní substrát nebo niky pro alespoň část životního cyklu jednotlivých organismů nebo jejich společenstev. Tyto strukturní prvky se nevyskytují na každém stromě. Jejich existence a tvorba souvisí s endogenními procesy ve struktuře stromu způsobené biotickými i abiotickými činiteli (zlomy a následná hniloba, tvorba dutin apod.), ale i s procesy obsazování jedinců jinými organismy, jenž pak ve spojení s vlastnostmi stromů tvoří prvky zvyšující nabídku habitatů. Z důvodu omezení náročnosti následné inventarizace jsou TreMs hodnocena pouze na stojících jedincích. Aby bylo možné porovnání v různých typech lesa s rozdílným druhovým zastoupením, jsou z výčtu vynechány specifika jednotlivých druhů dřevin, ačkoliv mohou hrát roli ve výskytu některých specializovaných druhů (Larrieu et al. 2018). TreMs jsou často spojovány s výskytem tzv. habitatových stromů (z angl. habitat tree), jejichž zastoupení je výrazně vyšší v porostech přirozených oproti lesům s aktivním managementem (Bütler et al. 2013). Podle definice Bütler et al. (2013) lze označit za habitatový strom takový, který na sobě nese některý z typů TreMs.

Ze studií mnoha autorů jsou potvrzeny pozitivní závislosti mnoha taxonomických skupin organismů k určitým typům TreMs, což potvrzuje významnost a relevanci těchto struktur k hodnocení potenciálu biologické rozmanitosti. Některé ze zmíněných vztahů jsou znázorněny ve studii (Larrieu et al. 2018) na Obr. 8. Kromě zvýšení potravní nabídky je přínosem mikrohabitatů také poskytnutí prostorů hnízdních a odpočinkových pro druhy živočichů, jež vyžadují specifické mikroklima. Některé stromové dutiny poskytují proměnlivé podmínky, kdy v letním období zadržují více vlhkosti a nižší teploty, v zimním naopak poskytují úkryt relativně teplejší a sušší prostředí, odumřelé části koruny disponují suchým a výhřevným klimatem, dendrotelmy ve spodních patrech porostu zadržují vodu i ve srážkově deficitních obdobích apod (Larrieu et al. 2018).

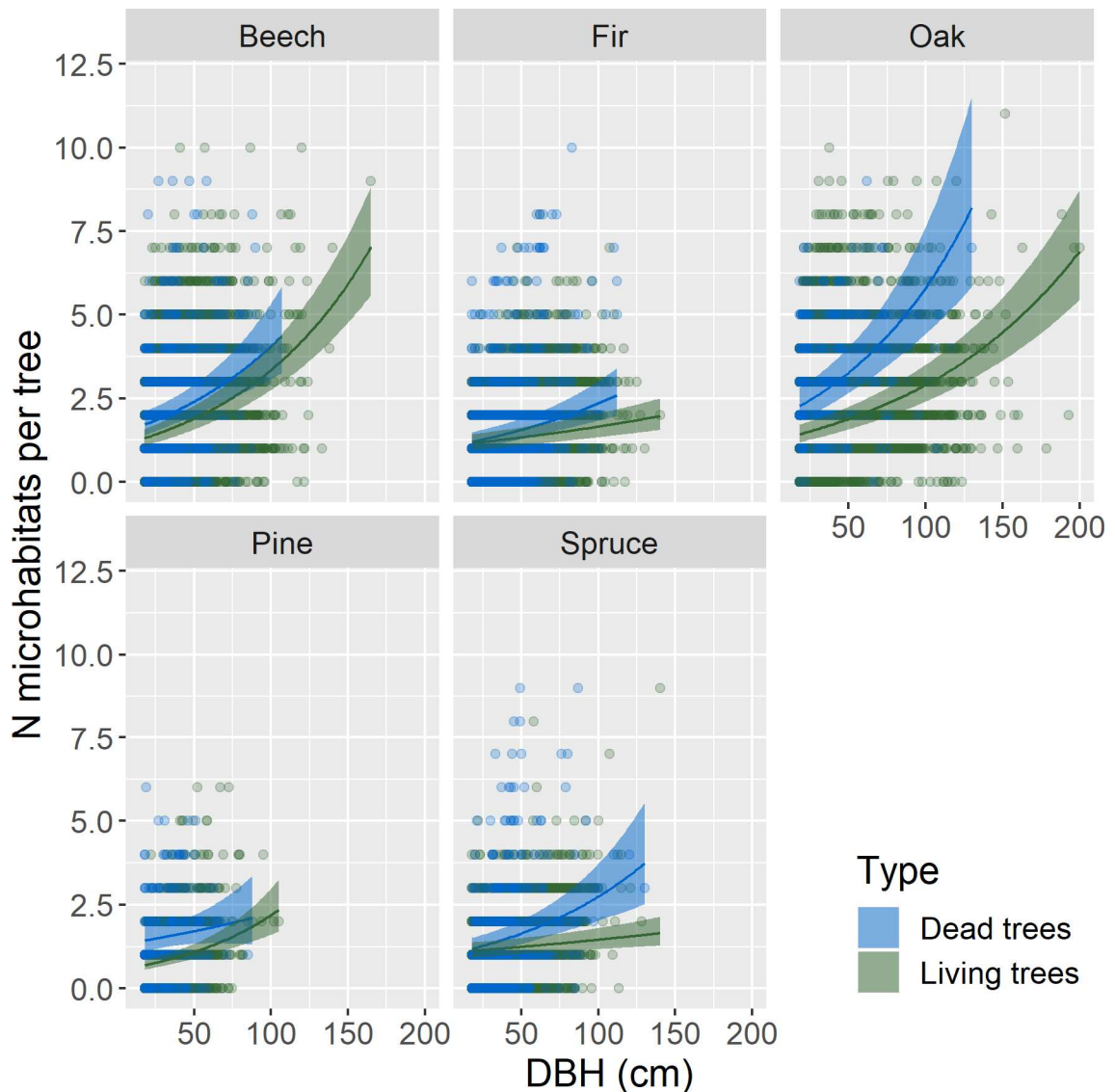
Nejčastější živočišnou skupinou využívající TreMs jsou hmyz a pavouci, některá stanoviště však indikují výskyt mlžů. Kromě bezobratlých je však na dostupnost TreMs vázána i řada obratlovců (Basile et al. 2020; Larrieu et al. 2018). Potvrzeny jsou zejména korelace mezi dutinovými stromy a datlovitými ptáky. Větší dutiny způsobené rozložením jádrového dřeva však mohou využívat i větší druhy ptáků nebo savců. Určité substráty též pozitivně podporují diverzitu a zastoupení ohrožených plazů a obojživelníků (Larrieu et al. 2018). Při inventarizaci TreMs však může v případě obratlovců docházet ke zkreslení vazeb, jelikož v případě vyrušení mohou úkryt opustit bez záznamu pozorovatele.

TerMs se vyskytují jak na živých stromech, tak i na souších. Existuje však signifikantní rozdíl v množství výskytu mezi oběma kategoriemi. Odumřelí jedinci poskytují větší množství TreMs než živý. Příčinou je fakt, že odumřelé dřevo slouží jako substrát pro saproxylické druhy organismů, jejichž činnost podporuje genezi různých typů TreMs jako dutiny, korunové zlomy, výskyt plodnic hub, struktury tvořené kůrou i krmné dutiny datlovitých (Paillet et al. 2017). Naproti tomu se mohou některé typy TreMs vyskytovat převážně na živých jedincích (Larrieu et al. 2011). Ačkoliv pravděpodobnost výskytu TreMs roste s DBH (z anglického Diameter at Breast Height, průměr v prsní výšce) u živých i odumřelých stromů, pro některé druhy roste více pro mrtvé jedince. Stejná závislost je však pozorována i v opačném případě (Larrieu & Cabanettes 2012; Courbaud et al. 2021).

Rozdíly mezi živými a mrtvými stromy se mohou lišit na základě různých typů managementu. V hospodářských lesích je obecně hustota výskytu TreMs nižší než v lesích neobhospodařovaných (Winter et al. 2014; Paillet et al. 2017; Courbaud et al. 2021; Asbeck et al. 2021). To platí i při analýze jen živých, resp. mrtvých stromů. Pouze některé typy TreMs jsou zastoupeny častěji v lesích s aktivním lesním hospodářstvím, např. dendrotelmy nebo poškození kůry, často související s těžbou (Paillet et al. 2017; Larrieu et al. 2011; Courbaud et al. 2021). Rozdíly v hustotě výskytu TreMs jsou zaznamenány mezi lokalitami v horských lesích a lesy nižších poloh. V horských lesích je počet TreMs vyšší ve striktně chráněných oblastech. Hodnoty z montánních porostů s aktivním managementem jsou porovnatelné s počty v chráněných rezervacích níže položených lesů (Paillet et al. 2017). To by mohlo souviset jednak s uplynulou dobou od posledního těžebního zásahu (Paillet et al. 2017), ale také s častějšími disturbancemi v horských lesích. Hustota některých typů TreMs roste současně s delší dobou od poslední provedené těžby, a to nezávisle na typu lesa. Zároveň je však pravděpodobné, že horské lesy produkují více TreMs než lesy nižších poloh (Paillet et al. 2017). Vliv uplynulé doby je však zpochybněn výsledky studie (Winter et al. 2014). Zdá se, že tento faktor lze uvažovat pouze v lesích určitého druhového složení. Zároveň výsledky (Przepióra & Ciach 2022) vykazují významnou bohatost vrbovo-topolových lužních lesů.

Hustota TreMs je také ovlivňována druhovou skladbou stanoviště (Asbeck et al. 2021). Významné rozdíly ve složení typů TreMs mohou nastat i při morfologicky velmi blízkých dřevinách, jak je naznačeno ve studii (Jahed et al. 2020). Zároveň zde poukazuje na možnou významnost chemického a fyzického složení různých druhů (avšak stejného rodu) jakožto fyziologické adaptace odlišným klimatickým podmínkám. Listnaté druhy obvykle nesou větší počty TreMs než druhy jehličnatých dřevin (Winter et al. 2014; Paillet et al. 2019,). Některé typy TreMs, jako např. výskyt exudátů, je však téměř výhradně vázán na jehličnan (Larrieu & Cabanettes 2012).

Nicméně mrtvé stromy jehličnatých druhů vykazují u některých typů TreMs vyšší počty oproti listnatým druhům (Larrieu & Cabanettes 2012). Větší počet TreMs je pozorován v případě listnatých na živých jedincích, u jehličnatých je vyšší počet TreMs vázán na odumřelé stromy (Larrieu & Cabanettes 2012; Paillet et al. 2019). Větší hustoty TreMs u živých jedinců listnatých mohou být výsledkem nižšího počtu mrtvých stromů. Nárůst hustoty TreMs s počtem odumřelých jedinců je však rychlejší, což potvrzuje důležitost mrtvého dřeva pro podporu biologické rozmanitosti (Paillet et al. 2017).

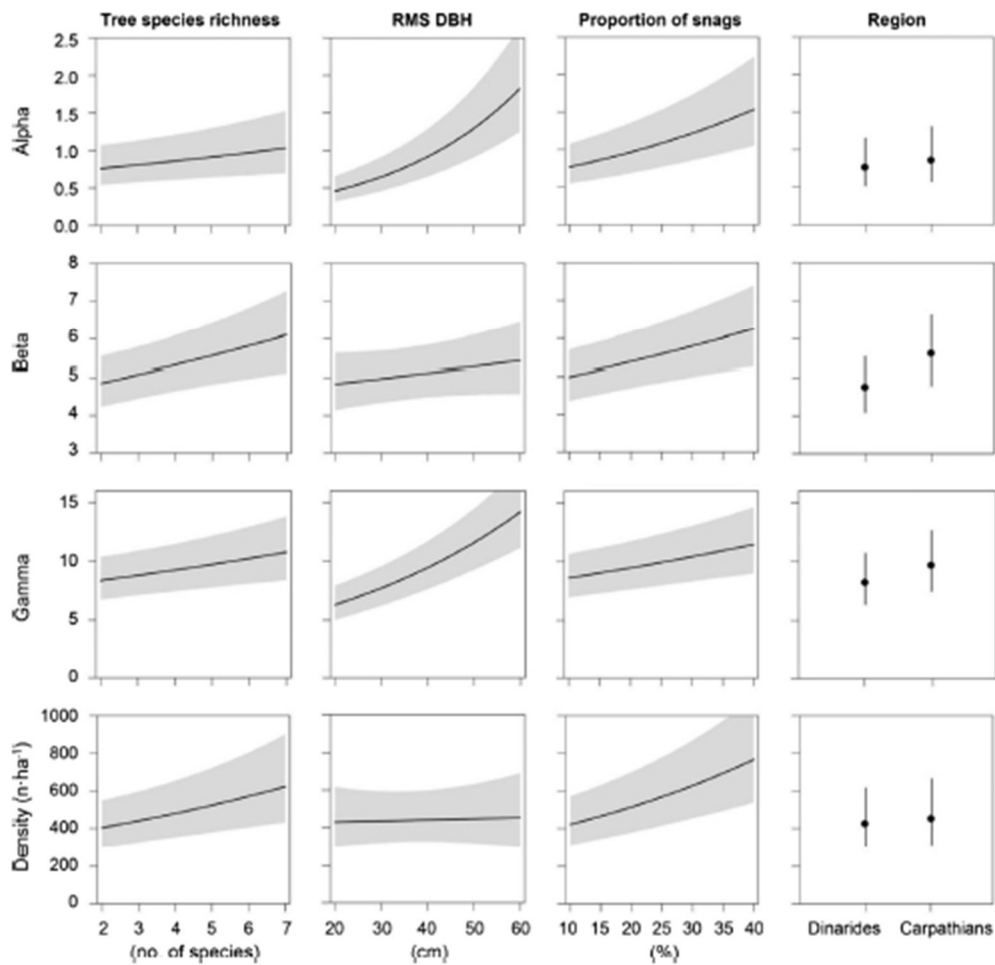


Obr. 9.: Vztah mezi počtem TreMs a DBH podle rodů (Beech: *Fagus sylvatica* L.; Fir: *Abies alba* Mill.; Oak: *Quercus* spp., Pine: *Pinus* spp. a Spruce: *Picea abies* Karst.) a životního statusu (živé vs. mrtvé stojící stromy) (Paillet et al. 2019).

Pro některé druhy TreMs se zdá být určující i nadmořská výška, sklonitost nebo expozice svahu (Asbeck et al. 2021).

V souhrnu tedy většina studií jak z prostředí Evropy (Asbeck et al. 2019; Kozák et al. 2018; Larrieu & Cabanettes 2012; Marziliano et al. 2021; Paillet et al. 2017; Paillet et al. 2019; Przepióra & Ciach 2022; Asbeck et al. 2021), tak i severní Ameriky (Winter et al. 2014; Asbeck et al. 2020) nebo Blízkého východu (Jahed et al. 2020) se shoduje, že hlavními faktory ovlivňujícími hustotu a diverzitu TreMs jsou DBH, životní status stromu (živý x mrtvý) a druh stromu.

Sběr dat o výskytu TreMs je prováděn převážně přímým terénním pozorováním. Významný vliv na konzistenci sbíraných hodnot je potvrzen při více pozorovatelích. Významným faktorem je jejich zkušenost z předchozích censů, zejména pro identifikaci určitých typů TreMs, kdy nezkušenost vede k nadhodnotám výskytu. Odborná nebo profesní zkušenost nehraje při identifikaci TreMs roli. I přes nedostatky, které nejsou při jiných studiích výjimkou, prozatím neexistuje lepší způsob sběru příslušných dat. Vhodnými opařeními však lze negativní vlivy omezit, a tím získat vypovídající data (Paillet et al. 2015). Jedním z nich se zdá být seskupení určitých typů TreMs, u nichž je pravděpodobný společný výskyt na jednom stromu (Larrieu et al. 2021). Redukcí sledovaných struktur je omezena časová náročnost kladená na pozorovatele, jenž by hodnocení těchto prvků měl provádět. Jelikož jsou jednotlivé typy TreMs v tomto případě také zástupci koexistujících typů, je hodnocení zatíženo potenciálně větší chybou při nedostatečně pečlivé detekci (Larrieu et al. 2021). Jiné metody sběru založené na pozemním laserovém skenování (TLS) a následné identifikaci struktur v nasnímaném mračnu bodů prozatím nedosahují potřebné spolehlivosti (Rehush et al. 2018). Důvodem jsou malé rozměry některých prvků či jejich vzájemné překrytí, což výrazně znesnadňuje jejich přesnou determinaci. Všechny typy TreMs podle (Larrieu et al. 2018) navíc není možné pomocí TLS zachytit, pro jejich nedostupnost (např. dutiny s trouchem, resp. bez trouchu). Pozemní laserové skenování navíc neposkytuje časovou úsporu pro identifikaci a finančně je velmi nákladné, což omezuje běžné použití v praxi.



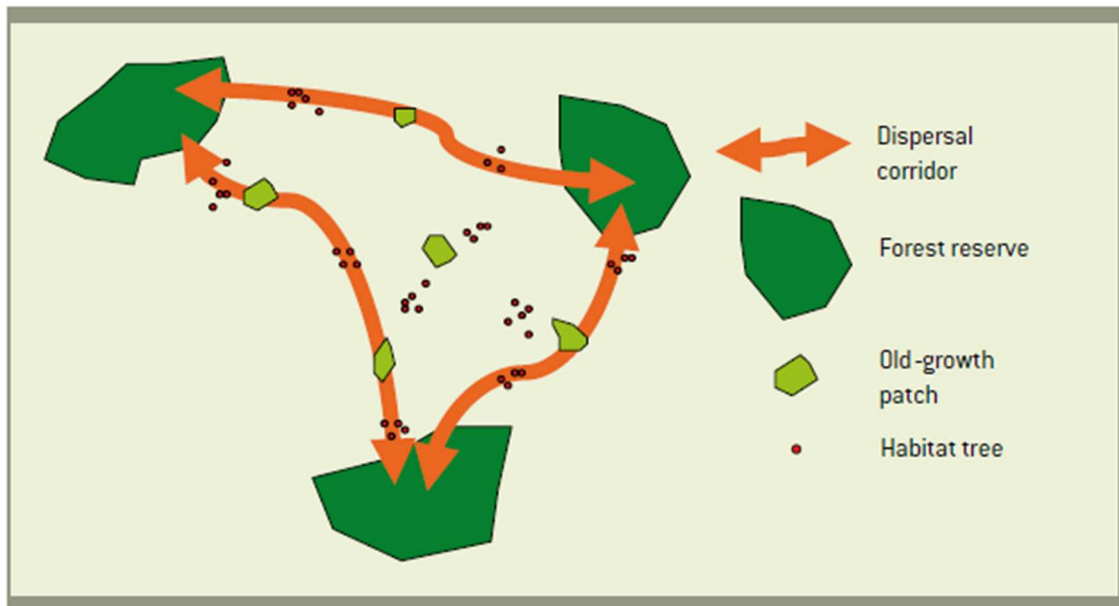
Obr. 10.: Grafy znázorňující alfa, beta, gama diverzitu a početnost TreMs a jejich vztah s druhovou bohatostí porostů, DBH a poměrem mrtvých stromů na ploše. Alfa diverzita je definována jako průměrný počet typů TreMs na studované ploše, gama diverzita jako celkový počet typů TreMs standardizovaný na společnou míru stromů na ploše a beta diverzita jako poměr gama diverzity ku alfa diverzitě (Kozák et al. 2018).

3.5 Konektivita a prostupnost

Každý organismus potřebuje pro svou existenci a životní aktivity různě rozsáhlá území. Tato velikost se mění v závislosti na životní strategii. Obecně platí, že přežití populace organismů závisí na úspěšnosti reprodukce vůči ztrátám disperzí, predací a mortalitou (Jonsson 2012). Kromě rozmnožování je velikost populace doplňována imigrujícími jedinci (Jonsson 2012), jimiž je do místní populace vnášena genetická diverzita. Proto je pro prosperitu a zlepšování fitness populace důležité zajištění dostatečného množství oblastí, které mohou kolonizovat (Hughes et al. 2008). Mrtvé dřevo je v porostu doplňováno vlivem disturbančních událostí nebo přirozeným rozpadem jedinců. Ačkoliv k dalšímu rozpadu v přirozených podmínkách může dojít před úplnou dekompozicí substrátu, jeho lokalizaci lze předpokládat v jiných částech porostu (Frankovič et al. 2021; Vrška et al. 2015). Proto je nutná následná migrace saproxylických druhů organismů (Lachat et al. 2013). V hospodářských porostech je však výskyt vhodných struktur omezen vlivem pěstebních postupů. Organismy jsou proto někdy existenčně omezeny pouze na chráněná území, jež často nedostačují svojí rozlohou a jsou prostorově izolována, což může vést k lokální extinkci druhu (Peterken 1996). Dostatek mrtvého dřeva vhodných dimenzí a TreMs na habitatových stromech ponechaných v hospodářském porostu mohou podpořit migraci organismů mezi oblastmi s dostatečnou zásobou potřebného substrátu, jimiž jsou lesní chráněné rezervace. Na habitatové stromy je nahlíženo jako na tzv. „nášlapné kameny“ (z angl. stepping stones) zajišťující vhodné podmínky toku určitých druhů (Vandekerkhove et al. 2013). Jde o vhodně vyselektované stromové jedince, jež jsou ponecháni v porostu pro zestárnutí a přirozený rozpad (Bütler et al. 2013). Pro poskytnutí dostatečného množství mrtvého dřeva, tvorbu specifických podmínek starších porostů a zajištění kontinuity je vhodné zachovat v určitém prostorovém rozložení i plochy s větším množstvím stárnoucích jedinců. (Bütler et al. 2013) určili minimální počet habitatových stromů v počtu 5–10 ks/ha. Minimální množství mrtvého dřeva je udáváno 20–50 m³/ha. Velmi stanovištně náročné druhy však vyžadují i 100 m³/ha mrtvého dřeva (Müller & Bütler 2010). Vhodné prostorové rozložení habitatových stromů podporující tvorbu většího množství TreMs nebyla prokázána. Proto je vhodné se při volbě jedinců pro ponechání zaměřit na jejich individuální atributy (Asbeck et al. 2019). Jako habitatové stromy mohou vhodně sloužit také solitérní stromy v otevřené krajině, v parcích, zahradách, kolem vodních zdrojů nebo pastvinách. Výhodou je často jejich mimoprodukční funkce, naopak je senescence stromů v některých případech chráněna jako kulturní památka. Tyto strukturální prvky mohou být významné pro druhy osluněných kmenů, které ve starších porostech ztrácejí vhodná stanoviště (Bütler et al. 2013). Druhy více heliofobní však tyto prvky pravděpodobně nemohou využít, stejně jako druhový specialisté. Z tohoto důvodu

není možné tímto plně kompenzovat mrtvé dřevo a habitatové stromy uvnitř lesního porostu. Specifické mikroklimatické podmínky jsou zaznamenávány na okrajích porostů, kde lze zaznamenat vyšší počty TreMs. Důležitá role je však dáována druhovému složení a typu managementu v porostu i nelesní části (Ouin et al. 2015).

Vzhledem k omezené disperzi organismů je také nutné vhodné prostorové rozložení strukturních prvků, aby nebyla překročena maximální vzdálenost, jíž jsou schopny cílené druhy překonat (Vandekerkhove et al. 2013).



Obr. 11.: Schematické znázornění funkční sítě prvků přirozených porostů: větší bezzásahové rezervace (>10 ha) jsou propojeny menšími plochami obsahující prvky přirozených lesů (1–5 ha) a jednotlivými habitatovými stromy. Oblasti s vyšší hustotou habitatových stromů mohou tvořit migrační koridory (Lachat & Bütler 2007 in Vandekerkhove 2013)

4 METODIKA

4.1 Studované území

4.1.1 Pohoří Karpaty

Zájmové území je umístěno v pohoří Karpat. Tvar masivu má podobu dlouhého oblouku vybíhajícího z Vídeňské pánve na západě a končícím v oblasti dolního Dunaje u Orsové. Jeho délka je uváděna 1600 km, šířka kolísá od 60 km na severovýchodě do 225 km při severním okraji (Földvary 2009). Celkově pohoří zasahuje do 7 evropských států, konkrétně Česka, Slovenska, Rakouska, Maďarska, Srbska, Ukrajiny a Rumunska. Nejvyššího bodu Karpat je dosaženo ve Vysokých Tatrách na Gerlachovském štítu o nadmořské výšce 2665 m n. m..

Klimatické podmínky Karpat jsou ovlivňovány sezónně proudícími vzdušnými masy. V zimním období převládá vliv chladných polárních mas proudících ze severovýchodu, v letních měsících převládá vliv oceánského vzduchu přicházejícího ze západu, resp. severozápadu. Jeho vlhkost je redukována Alpami a Českým masivem, což se lokálně projevuje na území Karpat kontinentálnější charakterem klimatu v jejich srážkovém stínu na území Maďarska. Významný rozdíl ve srážkových úhrnech je patrný na západních a východních svazích horského pásma (UNEP 2007). Vzhledem k rozlehlosti masivu však nelze klimatické podmínky jednoduše generalizovat.

Geografická poloha Karpat, jejich velikost, izolovanost, heterogenita krajiny, zachovalé životní prostředí a relativně nízký vliv kvartérních zalednění z nich činí zásadní oblast pro studium evropské biodiverzity a biogeografie (Mráz & Ronikier 2016). Karpaty jsou významným útočištěm a areálem výskytu vzácných organismů, jejichž teritoria byla člověkem významně redukována (např. velké šelmy, býložravci nebo různé druhy hlodavců). Kromě živočichů je díky zmíněným charakteristikám také zásadním zdrojem rostlinných druhů. V obou případech se izolovanost pohoří projevuje výskytem mnoha endemických druhů organismů (UNEP 2007; Mráz & Ronikier 2016). Bohatost karpatských ekosystémů je podpořena zachováním největších ploch primárních lesů v rámci Evropy.

Díky rozmanitosti klimatických podmínek a rozpětí nadmořské výšky je Rumunsko zemí s druhově bohatou vegetací a podmínkami pro růst evropských temperátních lesů. Podnebí se liší od oceánského charakteru klimatu směrem od Černého moře po kontinentální podnebí vnitrozemí a od nížinných a pobřežních lokalit až po vysoké hory s lesními a keřovými formacemi podél a nad hranicí lesa ve středních a jižních Karpatech (Veen et al. 2010). V postupující klimatické změně je patrný trend vzrůstu průměrných teplot, zejména v jarních a letních měsících, na území celého Rumunska. Zároveň však nebyly na větších plochách prokázány změny ve srážkových úhrnech (Marin et al. 2014), což naznačuje postup k více kontinentálnějšímu typu klimatu.

Od začátku neolitu do konce 19. století postupně rostl antropogenní tlak na rumunské lesy. Jejich celková plocha se po tuto periodu zmenšila o polovinu, přičemž byly zaznamenány tři zásadní období odlesňování. V současnosti lesy zaujímají cca 27% plochy Rumunska oproti 40 % z konce 19. století. Současně byl zaznamenán úbytek listnatých porostů s dominancí buku na úkor ploch jehličnanů (Veen et al. 2010; Munteanu et al. 2016). Tento trend souvisí s odlišným hospodářskými způsoby, jež byly praktikovány různými vlastníky lesů historicky rozděleného Rumunska (Munteanu et al. 2016). V současnosti je udržitelné lesnictví v Rumunsku ohrožováno pokračující nelegální těžbou, jež tvoří až 25 % z celkové produkce (Schlingemann et al. 2017). I přes tento velký antropogenní tlak je však odhadováno, že v Rumunsku lze najít jedny z nejrozlehlejších ploch primárních lesů v rámci Evropy. Jejich ochrana by měla být zajištěna zařazením do katalogu pralesů („National Catalogue of Virgin and Quasi-virgin Forests“) podle metodického postupu schváleného v roce 2016 rumunským ministerstvem životního prostředí (Biris 2017). V současnosti je chráněno pouze 43 823 ha (Luick et al. 2021) primárních lesů z původně odhadovaných cca 218 500 ha identifikovaných v projektu mapování rumunských pralesů (PIN-MATRA) mezi lety 2001–2004 (Biris & Veen 2005). Z lesů zahrnutých v katalogu je 7 402 ha primárních lesů, 36 421 ha přírodě blízkých lesů. Od poslední zprávy z roku 2019 bylo do katalogu přidáno ca 14 000 ha, z toho však jen 737 ha patří do kategorie pralesů. Z nově zahrnutých ploch také 9 500 ha již disponuje statutem ochrany jako světové přírodní dědictví UNESCO, kam byly zapsány rumunské bukové pralesy o výměře 23 983 ha v roce 2017. Za nově chráněné plochy lze tedy považovat pouze zlomek o výměře cca 4 500 ha. Pro efektivnější zapisování a tím i ochranu rumunských pralesů by bylo nutné omezit množství požadované administrace kladené ze strany státní sféry rumunské vlády a zároveň její větší náklonnost k ochraně vzácných evropských biotopů (Luick et al. 2021).

Studované plochy leží v pohoří Fagaraš, které je nejrozsáhlejším a nejvyšším pohořím Rumunska. Svoji geografickou polohou přísluší do oblasti jižních Karpat, kde je pozorováno mírné horské klima. Středohorské klima sahá od 650–800 m n. m. do 1850–1900 m n. m., vysokohorské klima (nad 1850–1900 m n. m.) je vlhké a chladné. Teploty vzduchu se pohybují mezi 7 °C a - 2 °C nad 2100 m. Obecně platí, že reliéf odpovídá za rozdíly mezi srážkami na západních a severozápadních svazích (kde jsou úhrny vyšší) a na východních a jihovýchodních svazích. Na jižní hranici Karpat jsou průměrné srážky 800 mm/rok, zatímco ve vyšších polohách je to asi 1200 mm (Mihai et al. 2007). I přes měnící se klimatické podmínky zatím nebyla prokázána signifikantní změna v ročním úhrnu srážek. Je však pozorován trend v růstu průměrných teplot zejména v letním a

jarním období. S tím souvisí nárůst počtu letních dní a snížení počtu mrazivých dní. Tyto trendy jsou pozorovány v období 1961–2013 (Dumitrescu et al. 2014).

4.1.2 Studijní plochy

Analyzovaná data byla sbírána v roce 2019 na trvale monitorovaných kruhových plochách ve smíšených pralesních porostech. Celkově se jednalo o 70 ploch umístěných v 5 údolích. Čtyři z těchto údolí leží na severní straně vzhledem k hlavnímu hřebenu, jež je orientován západovýchodním směrem. Jmenovitě se jedná o doliny Arpasul, Belia, Sebesu a Ucea Mare. Na jižní straně vzhledem k hřebenu leží pátá dolina Boia Mica. V každém údolí bylo rozmístěno 14 výzkumných ploch, jejichž střed byl stabilizován kovovým roxorem pro opětovnou inventarizaci plochy. Plocha inventarizační plochy činila 1500 m². Celkově bylo hodnoceno 3027 živých a 931 odumřelých jedinců. Dominantním druhem byl buk lesní (*Fagus sylvatica* L., n = 2155) následovaný jedlí bělokorou (*Abies Alba* Mill., n = 1140) a smrkem ztepilým (*Picea Abies* Karst., n = 441). Celkem bylo pozorováno 11 druhů stromů. Ve 12 případech nebyl rozeznán druh listnaté dřeviny, resp. v 72 případech druh jehličnaté dřeviny.

4.2 Sběr dat

V každém studovaném údolí byla sbírána data na čtrnácti inventarizačních plochách, celkem tedy bylo navštíveno 70 ploch. V rámci každé byly polohově zaměřeny všechny živé a mrtvé stromy o zvolené prahové výčetní tloušťce 6 cm a bylo jim přiřazeno příslušné pořadové číslo. Po zaměření byl určen druh dřeviny, změřena výčetní tloušťka a určen životní status jedince (živý/mrtvý).

Sběr údajů o výskytu TreMs byl na vymezené ploše prováděn jedním nebo dvěma pozorovateli. Prezence byla zjišťována prohlédnutím každého jedince a pro kvalitnější záznam TreMs v korunové části byl k dispozici dalekohled. Všechna pozorovaná TreMs byla zaznamenána na papír s unikátním identifikátorem pro každý jednotlivý strom. V případě některých typu TreMs byla zapsána pouze jejich přítomnost na daném stromu, v ostatních byl zaznamenán i celkový počet TreMs na jednom stromě. Při inventarizaci na výzkumných plochách byla použita metodika od (Larrieu et al. 2018), kde je vylišeno 47 typů TreMs shrnutých do 15 podskupin a 7 skupin. Charakteristika všech struktur je popsána níže na Obr. 12 a v Tab. 1.

Tab. 1.1.: Charakteristika typů TreMs v evropských temperátních a středomořských lesích
(podle Larrieu et al. 2018)
















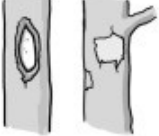
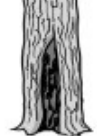
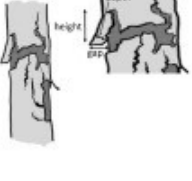









Skupina	Podskupina	Typ	Definice	Prahová hodnota/počitatelnost
Dutiny a otvory	Hnízdní dutiny datlovitých	Malé hnízdní dutiny datlovitých	Hnízdní dutiny strakapouda (<i>Dendrocopos minor</i>) malého obvykle hloubeny v odumřelých větvích	Vstupní otvor $\varnothing < 4$ cm/A
		Střední hnízdní dutiny datlovitých	Okrouhlý vstup dutiny kolem \varnothing 4-7 cm. Hnízdní dutiny středně velkých datlovitých obvykle hloubeny do rozkládajícího se dřeva	Vstupní otvor $\varnothing = 4 - 7$ cm/A
		Velké hnízdní dutiny datlovitých	Oválný vstup dutiny $\varnothing < 10$ cm. Hnízdní dutiny Datla černého (<i>Dryocopus martius</i>) obvykle hloubeny do částí kmene bez větvi	Vstupní otvor $\varnothing > 10$ cm/A
		Série hnízdních dutin datlovitých	Alespoň tři hnízdní dutiny v sérii na kmeni ve vzdálenosti max. 2 m sousedních dutin	Vstupní otvor $\varnothing > 3$ cm/A
	Vyhlíle dutiny	Kmenová bazální dutina	Prostor dutiny kompletně chráněn před vnějším mikroklimatem. Shora uzavřená dutina s kontaktem se zemí	Vstupní otvor $\varnothing > 10$ cm/A
		Kmenová dutina	Shora uzavřená dutina bez kontaktu se zemí/Vstupní otvor	Vstupní otvor $\varnothing > 10$ cm/A
		Polootevřená kmenová dutina	Prostor dutiny s částečným vlivem vnějšího mikroklimatu	Vstupní otvor $\varnothing > 30$ cm/A
		Otevřená bazální kmenová dutina	Shora otevřená dutina s vlivem vnějšího mikroklimatu. Často kmenový zlom. Dno dutiny v kontaktu se zemí.	Vstupní otvor $\varnothing > 30$ cm/A
		Otevřená kmenová dutina	Shora otevřená dutina často vlivem kmenového zlomu. Dno dutiny bez kontaktu se zemí.	Vstupní otvor $\varnothing > 30$ cm/A
		Dutina ve větvi	Vyhnilý otvor ve velké větvi. Vznik tubulárního otvoru, často horizontálního.	Vstupní otvor $c > 10$ cm/A
	Požerky hmyzu	Hmyzí požerky a otvory	Sít požerků xylofágního hmyzu v podobě otvorů a chodeb	Otvor $\varnothing > 2$ cm nebo menší otvory pokrývající plochu > 300 cm ² /N
	Konkávní tvary	Dendrotelmy	Konkávní tvary v morfologii stromů zadržující vodu před evaporací	$\varnothing > 15$ cm/A
		Krmné otvory datlovitých	Konkávní tvary na kmenu vlivem hledání potravy datlovitých	Hloubka > 10 cm, $\varnothing > 10$ cm/A
		Otvory lemované kůrou	Přirozené konkávní tvary lemované kůrou; bez trouchu	Hloubka > 10 cm, $\varnothing > 10$ cm/A
		Kořenové dutiny	Přirodní konkávní tvary lemované kůrou na bázi kmenů formované mezi kořeny a půdou; bez trouchu	Vstupní otvor $\varnothing > 10$ cm/A
	Stromové zranění a exponované dřevo	Exponované bělové dřevo	Chybějící kůra	Plocha obnaženého dřeva bez kůry
Jizva od ohně			Jizva způsobená ohněm v dolní části kmene. Často trojúhelníkový tvar. Asociováno s výronem exudátů.	Plocha > 600 cm ² /A
Kapsa kůry (shora krytá)			Prostor mezi odloupenou kůrou a bělovým dřevem formující "přístřešek"	Odchlípení > 1 cm, hloubka > 10 cm, výška > 10 cm, prostor mezi kůrou a bělí tvořící stříšku, bez trouchu, otevřená zespod/A
Kapsa kůry (dole krytá)			Prostor mezi odloupenou kůrou a bělovým dřevem formující "kapsu"; může obsahovat trouch	Odchlípení > 1 cm, hloubka > 10 cm, výška > 10 cm, prostor mezi kůrou a bělí tvořící kapsu, otevřená svrchu, s trouchem/A

Tab. 1.2.: Pokračování Tab. 1.1.





















Skupina	Podskupina	Typ	Definice	Prahová hodnota/počitatelnost
Stromové zranění a exponované dřevo	Exponované bělové i jádrové dřevo	Kmenový zlom	Živý zlom, z kmene stále vyrůstají živé větve/průměr kmene ve zlomu	průměr kmene ve zlomu $\varnothing > 20$ cm/N
		Zlomená větev	Odkryté jádrové dřevo zlomením větve. Rána je obklopena živým dřevem s prouděním mízy/Plocha obnaženého	Plocha obnaženého dřeva > 300 cm ² /A
		Prasklina	Jizva zasahující kůru stromu i dřevo	Délka > 30 cm, tloušťka > 1 cm, hloubka > 10 cm/A
		Jizva od blesku	Jizva způsobená úderem blesku, obvykle obtáčející se kolem kmene	Délka > 30 cm, tloušťka > 1 cm, hloubka > 10 cm/N
		Rozdvojení	Jizva způsobená rozdělením jedince	Délka > 30 cm/A
Odumřelé dřevo v koruně	Odumřelé dřevo v koruně	Odumřelé větve	Mrtvé větve v koruně	Průměr větve $\varnothing > 10$ cm nebo průměr větvi $\varnothing > 3$ cm a zároveň > 10 % odumřelé koruny/N
		Odumřelý vrchol	Odumřelá koruna jedince exponovaná slunečnímu záření	Průměr kmene odumřelé části $\varnothing > 10$ cm/N
		Chybějící odumřelá větve	Ulomená větev; konec může být roztržštěn. Odumření nemá vliv na kmen	Průměr větve $\varnothing > 20$ cm na odlomeném konci, délka odlomeného kusu $> 0,5$ m/A
Výrůstky na tělese	Seskupení výhonů	Čarovník	Husté seskupení výhonků na větvích	Průměr seskupení $\varnothing > 50$ cm/A
		Epikormické větve	Husté seskupení výhonků na kmeni	Více než 5 větviček v klastru/N
	Rakovinné útvary	Nádor I	Vznik nadměrným růstem buněk na kmeni nebo větvích	Průměr $\varnothing > 20$ cm/A
		Nádor II	Hnilobný nádor; bělové dřevo může být obnaženo; způsobeno např. rží jedlovou (<i>Melampsorella caryophyllacaerum</i>), rážovkou (<i>Nectria</i>)	Průměr $\varnothing > 20$ cm nebo pokrytá velká část kmene/A
Plodnice saproxylických hub a myxomycet	Pereniální plodnice hub	Pereniální polypory	Plodnice víceletých hub; Hlavní trvalé rody: <i>Fomitopsis spp</i> , <i>Fomes</i> , <i>Perreniporia pp.</i> , <i>Oxyporus</i> , <i>Ganoderma spp</i> , <i>Phellinus</i> , <i>Daedalea</i> , <i>Haploporus</i> , <i>Heterobasidion</i> , <i>Hexagonia</i> , <i>Laricifomes</i> , <i>Daedleopsis</i>	Průměr $\varnothing > 5$ cm/N
	Efemerní plodnice hub	Efemerní polypory	Plodnice jednoletých hub; Hlavní jednoleté rody: <i>Abortiporus</i> , <i>Amylocystis</i> , <i>Bjerkandera</i> , <i>Bondarzewia</i> , <i>Cerrena</i> , <i>Climacocystis</i> , <i>Fistulina</i> , <i>Gloeophyllum</i> , <i>Grifola</i> , <i>Hapalopilus</i> , <i>Inonotus</i> , <i>Ischnoderma</i> , <i>Laetiporus</i> , <i>Leptoporus</i> , <i>Meripilus</i> , <i>Oligoporus</i> , <i>Perolu</i> , <i>Oxporua</i> , <i>Phuenopor</i> , <i>Piporua</i> , <i>Podolu</i> , <i>Oxporous</i> , <i>Spongipellis</i> , <i>Stereum</i> , <i>Trametes</i> , <i>Trichaptum</i> , <i>Tyromyces</i>	Průměr $\varnothing > 5$ cm nebo klastr > 10 plodnic/N
		Agarikolní houby	Plodnice lupenotvarých hub; např. rody <i>Armillaria</i> , <i>Pleurotus</i> , <i>Pholiota</i>	Průměr $\varnothing > 5$ cm nebo klastr > 10 plodnic/N
		Pyrenomycety	Tvrde polokulovité tmavé houby připomínající hroudu uhlí. Např: <i>Daldinia</i> nebo <i>Hypoxylon</i>	Stroma $\varnothing > 3$ cm nebo klastr stromat pokrývající > 100 cm ² /N
		Myxomycety	Améboidní slizovka, která tvoří pohyblivé plazmodium.	Průměr $\varnothing > 5$ cm/N

Tab. 1.3.: Pokračování Tab. 1.2.

Skupina	Podskupina	Typ	Definice	Prahová hodnota/počitatelnost
Epifytické a epixylické struktury	Epifity, parazitické a	Mechy	Kmen pokrytý druhy mechů	Pokryvnost kmene > 10 %/N
		Lišejníky	Kmen pokrytý lupenotvarými nebo keříčkovitými druhy lišejníků	Pokryvnost kmene > 10 %/N
		Břečtan a liány	Liány a další popínavé fanerogamy	Pokryvnost kmene > 10 %/N
		Kapradiny	Kapradiny rostoucí výhradně na částech stromů	> 5 listů/N
		Jmelí	Hemiparazitické rostliny na stromech	Průměr \varnothing > 20 cm pro <i>Viscum spp.</i> a <i>Loranthus europaeus</i> ; více než 10 klastřů pro <i>Arceuthobium oxycedri</i> /N
	Hnízda	Hnízda obratlovců	Hnízda ptáků, plchů a hlodavců	> 10 cm/A
Hnízda bezobratlých		Hnízda larev bezobratlých, mraveniště, hnízda blanokřídlých apod.	Prezence/N	
Mikropůdy	Půdní mikrostaniště v kůře	Vznik mikropedogenezí	Prezence/N	
	Půdní mikrostaniště v koruně	Vznik mikropedogenezí ze zbytků opadu na ploškách větví či jejich spojení	Prezence/N	
Exudáty	Exudáty	Mízotok	Čerstvý výron mízy	Délka > 10 cm/N
		Výron pryskyřice	Čerstvý výron pryskyřice	Délka > 10 cm/N

Form	Group	Types					
Cavities I.s.	Woodpecker breeding cavities	Small woodpecker breeding cavity Entrance $\varnothing < 4\text{cm}$ 	Medium-sized woodpecker breeding cavity Entrance $\varnothing = 4-7\text{cm}$ 	Large woodpecker breeding cavity Entrance $\varnothing > 10\text{cm}$ 	Woodpecker flute Entrance $\varnothing > 3\text{cm}$ 		
	Rot-holes	Trunk base rot-hole (closed top, ground contact) Opening $\varnothing > 10\text{cm}$ 	Trunk rot-hole (closed top, no ground contact) Opening $\varnothing > 10\text{cm}$ 	Semi-open trunk rot-hole Opening $\varnothing > 30\text{cm}$ 	Chimney trunk base rot-hole Opening $\varnothing > 30\text{cm}$ 	Chimney trunk rot-hole Opening $\varnothing > 30\text{cm}$ 	Hollow branch Opening $\varnothing > 10\text{cm}$ 
	Insect galleries	Insect galleries and bore holes Hole $\varnothing > 2\text{cm}$ or area $> 300\text{cm}^2$ 					
	Concavities	Dendrotelm $\varnothing > 15\text{cm}$ 	Woodpecker foraging excavation Depth $> 10\text{cm}$, $\varnothing > 10\text{cm}$ 	Trunk bark-lined concavity Depth $> 10\text{cm}$, $\varnothing > 10\text{cm}$ 	Root-buttress concavity Entrance $\varnothing > 10\text{cm}$ 		
Tree injuries and exposed wood	Exposed sapwood only	Bark loss Area $> 300\text{cm}^2$ 	Fire scar Area $> 600\text{cm}^2$ 	Bark shelter Gap $> 1\text{cm}$, depth $> 10\text{cm}$, height $> 10\text{cm}$ 	Bark pocket Gap $> 1\text{cm}$, width $> 10\text{cm}$, height $> 10\text{cm}$ 		
	Exposed sapwood and heartwood	Stem breakage $\varnothing > 10\text{cm}$ at break point 	Limb breakage Exposed heartwood $> 300\text{cm}^2$ 	Crack Length $> 30\text{cm}$, width $> 1\text{cm}$, depth $> 10\text{cm}$ 	Lightning scar Length $> 30\text{cm}$, width $> 1\text{cm}$, depth $> 10\text{cm}$ 	Fork split at insertion Length $> 30\text{cm}$ 	
Crown deadwood	Crown deadwood	Dead branches Branch $\varnothing > 10\text{cm}$, or Branches $\varnothing > 3\text{cm}$ and $> 10\%$ of the crown is dead 	Dead top $\varnothing > 10\text{cm}$ at the base of the piece of deadwood 	Remaining broken limb broken end $\varnothing > 20\text{cm}$, length of the remaining piece $\geq 0.5\text{m}$ 			

Obr. 12..1: Ilustrace typů TreMs v evropských temperátních a středomořských lesích. (Larrieu et al. 2018)

Form	Group	Types				
Excrecences	Twig tangles	Witch broom Largest \varnothing >50cm 	Epicormic shoots >5 twig clusters 			
	Burrs and cankers	Burr Largest \varnothing >20cm 	Canker Largest \varnothing >20cm or large part of the trunk covered 			
Fruiting bodies of saproxylic fungi and slime moulds	Perennial fungal fruiting bodies	Perennial polypore Largest \varnothing >5cm 				
	Ephemeral fungal fruiting bodies	Annual polypore Largest \varnothing >5cm or cluster of > 10 fruiting bodies 	Pulpy agaric Largest \varnothing >5cm or cluster of > 10 fruiting bodies 	Large Pyrenomycete Stroma \varnothing >3cm or stroma cluster covering >100cm ² 	Myxomycetes Largest \varnothing >5cm 	
Epiphytic and epixylic structures	Epiphytic and parasitic crypto- and phanerogams	Bryophytes >10% of the trunk area covered 	Foliose and fruticose lichens >10% of the trunk area covered 	Ivy and lianas >10% of the trunk area covered 	Ferns > 5 fronds 	Mistletoe Largest \varnothing >20cm 
	Nests	Vertebrate nest \varnothing >10cm 	Invertebrate nest Presence 			
	Microsoils	Bark microsoil Presence 	Crown microsoil Presence 			
Exudates	Exudates	Sap run Cumulative length >10 cm 	Heavy resinosis Cumulative length >10 cm 			

Obr.12.2.: Ilustrace typů TreMs v evropských temperátních a středomořských lesích. (Larrieu et al. 2018)

4.3 Statistická analýza

Data sesbíraná v roce 2019 byla analyzována v programu Statistica a MS Excel. Byly testovány následující nulové hypotézy:

H0₁: Neexistuje významný statistický rozdíl v bohatosti TreMs při současném působení více faktorů v podobě druhů dřevin a jejich životního statusu.

H0₂: Neexistuje žádná statisticky významná závislost mezi bohatostí TreMs a DBH.

Bohatost TreMs je definována jako počet jednotlivých typů TreMs na jednom stojícím stromě. To znamená, že na každém jedinci byl typ TreMs započítán pouze jednou. Data byla rozdělena do příslušných kategorií podle proměnné „*druh_dřeviny-status*“. Výběry proměnných byly testovány, zda splňují podmínku normality. Pro tento účel byly spočteny reziduální hodnoty pozorovaných a očekávaných hodnot při současném zahrnutí obou faktorů. Ty byly testovány pomocí Shapiro-Wilkova testu, který nepotvrdil normalitu dat. Zároveň byl použit Levenův test homogenity rozptylů, jehož výsledek poukázal na nevýznamné rozdíly v rozptylech výběrů. Jelikož však hodnoty dat nespĺnily podmínku normálního rozdělení bylo nutné místo parametrické ANOVY použít statistiku neparametrické ANOVY. V rámci ní bylo využito Kruskal-Wallisova testu, jež testoval rozdíly mezi jednotlivými kategoriemi živých a odumřelých stromů hlavních druhů. Z důvodu dostatečného množství proměnných byly testovány tři hlavní druhy dřevin, a to buk lesní (*Fagus sylvatica L.*, $n = 2155$), jedle bělokorá (*Abies Alba Mill.*, $n = 1140$) a smrk ztepilý (*Picea abies Karst.*, $n = 441$). Celkem tedy bylo testováno 3736 jedinců.

Z měřených hodnot DBH byla pro jednotlivé kategorie tlouštěk (Tab. 4) vypočtena průměrná bohatost TreMs s ohledem na druh a status hlavních druhů dřevin. Z ní byl vytvořen jednouchý lineární model znázorňující závislost bohatosti TreMs a DBH.

5 VÝSLEDKY PRÁCE

Celkem bylo na základě sběru dat identifikováno 10 641 TreMs, přičemž byla hodnocena pouze přítomnost jednoho typu TreMs na daném jedinci. Vyšší počet jednoho typu na jednom stromě nebyl v této práci brán v potaz. Na živých jedincích bylo identifikováno 7 431 TreMs, na odumřelých 3 210 TreMs. Průměrně na 1 strom připadalo 2,8 TreMs, resp. 4,0 TreMs pro odumřelé a 2,5 TreMs pro živé jedince (viz Tab. 2).

Tab. 2.: Celkové počty analyzovaných stromů a průměrné hodnoty bohatosti TreMs pro jednotlivé kategorie živých a odumřelých druhů stromů; ABAL – (*Abies alba*), FASY – (*Fagus sylvatica*), PIAB – (*Picea abies*)

Status	Druh	Počet stromů	Podíl [%]	Bohatost TreMs					
				Průměr	Suma	Medián	Min	Max	Sm. Odch.
Odumřelý	ABAL	301	8,06	3,96	1 191	4	1	11	2,23
Odumřelý	FASY	417	11,16	4,04	1 683	3	1	12	2,53
Odumřelý	PIAB	84	2,25	4,00	336	3	1	10	2,32
Živý	ABAL	839	22,46	2,08	1 745	1	1	9	1,46
Živý	FASY	1 738	46,52	2,74	4 762	2	1	15	2,03
Živý	PIAB	357	9,56	2,59	924	2	1	8	1,54

Na základě studované literatury byl testován předpoklad vlivu druhového složení a životního statusu jedinců na bohatost TreMs. Pomocí Kruskal–Wallisova testu byl potvrzen významný rozdíl mezi některými druhy dřevin (Tab. 3). Z výsledků je patrný signifikantní rozdíl mezi živými a odumřelými jedinci v rámci jednotlivých druhů. Naopak nebyl potvrzen žádný významný rozdíl mezi odumřelými jedinci různých dřevin navzájem.

Mezi živými stromy byl potvrzen rozdíl mezi jedlí bělokorou a bukem lesním, a také mezi jedlí bělokorou a smrkem ztepilým. Mezi živými stromy smrku ztepilého a buku lesního nebyl nalezen signifikantní rozdíl.

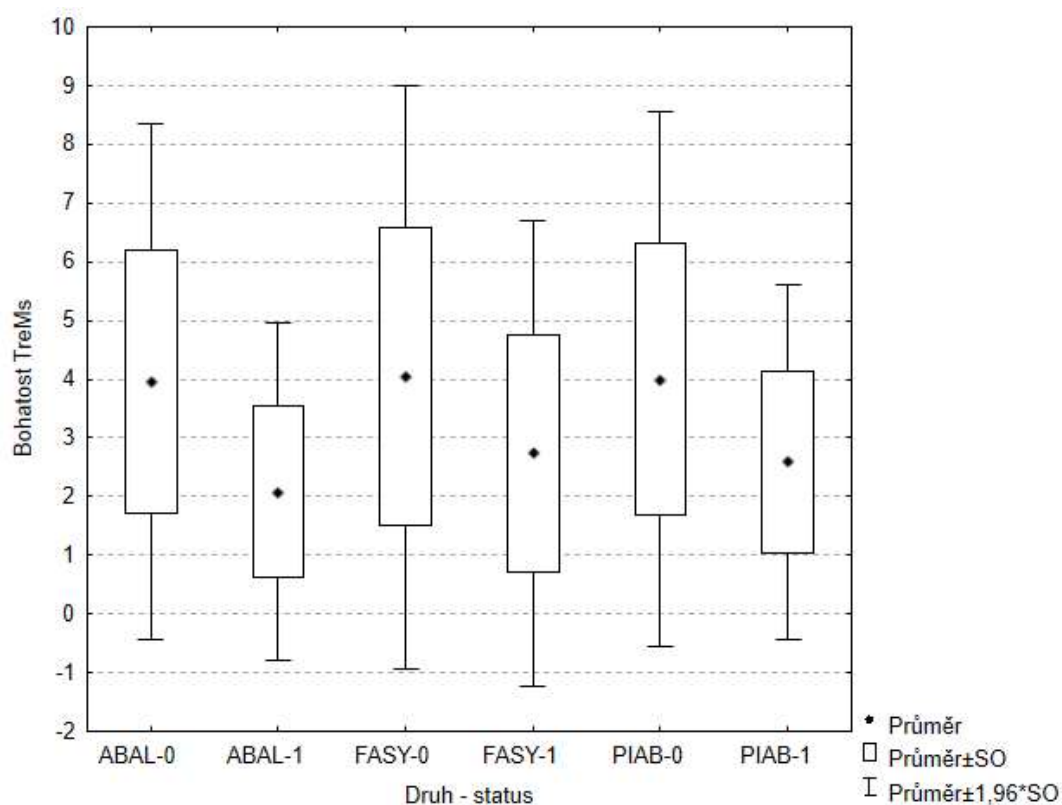
Nezávisle na druhu dřeviny byl ve všech případech potvrzen rozdíl mezi jakoukoliv skupinou odumřelých a živých stromů.

Tab. 3.: Výsledky Kruskal–Wallisova testu pro vzájemné porovnání bohatosti TreMs mezi jednotlivými kategoriemi odumřelých a živých jedinců hlavních druhů dřevin. ABAL – (*Abies alba*), FASY – (*Fagus sylvatica*), PIAB – (*Picea abies*); 0 – odumřelý, 1 – živý

	ABAL-0	ABAL-1	FASY-0	FASY-1	PIAB-0	PIAB-1
ABAL-0	x	13,715	0,415	9,664	0,125	7,465
ABAL-1	13,715	x	14,855	7,568	8,186	5,338
FASY-0	0,415	14,855	x	10,488	0,391	7,666
FASY-1	9,664	7,568	10,488	x	5,538	0,329
PIAB-0	0,125	8,186	0,391	5,538	x	4,944
PIAB-1	7,465	5,338	7,666	0,329	4,944	x

Kruskal-Wallisův test: $p = 0,000$

Červené hodnoty značí signifikantní rozdíl mezi testovanými skupinami



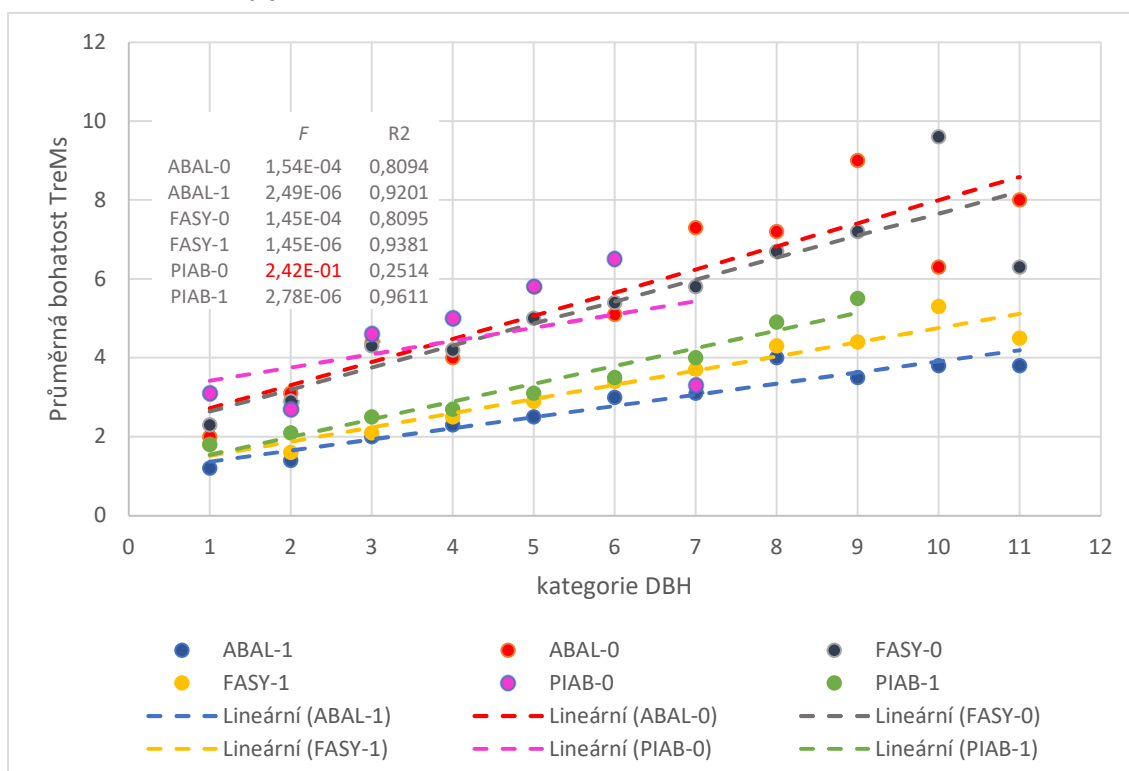
Obr. 13.: Krabicový graf průměrné bohatosti TreMs pro analyzované kategorie živých a odumřelých jedinců hlavních druhů dřevin. ABAL – (*Abies alba*), FASY – (*Fagus sylvatica*), PIAB (*Picea abies*); 0 – odumřelý strom, 1 – živý strom.

Z vypočtených průměrných hodnot bohatosti TreMs podle kategorií zohledňujících DBH, druh a životní status bylo ověřeno, že z rostoucí DBH se zvětšuje bohatost TreMs. To tedy znamená, že stromy s větší DBH nesou více typů TreMs než stromy s nižší DBH.

Tab. 4.: Průměrná bohatost TreMs v rámci vymezených intervalů DBH [mm]. ABAL – (*Abies alba*), FASY – (*Fagus sylvatica*), PIAB – (*Picea abies*); 0 – odumřelý, 1 – živý

Průměrná bohatost TreMs							
DBH [mm]	Kategorie DBH	ABAL-0	ABAL-1	FASY-0	FASY-1	PIAB-0	PIAB-1
≤100	1	2	1,2	2,3	1,8	3,1	1,8
101-200	2	3,1	1,4	2,9	1,6	2,7	2,1
201-300	3	4,4	2	4,3	2,1	4,6	2,5
301-400	4	4	2,3	4,2	2,5	5	2,7
401-500	5	5,8	2,5	5	2,9	5,8	3,1
501-600	6	5,1	3	5,4	3,4	6,5	3,5
601-700	7	7,3	3,1	5,8	3,7	3,3	4
701-800	8	7,2	4	6,7	4,3	NA	4,9
801-900	9	9	3,5	7,2	4,4	NA	5,5
901-1000	10	6,3	3,8	9,6	5,3	NA	NA
>1000	11	8	3,8	6,3	4,5	5	4

Podle hodnot koeficientu determinace (R^2) je vztah téměř ve všech případech silný a podle hodnoty významnosti (F) statisticky signifikantní. Výjimkou je vztah DBH a bohatosti TreMs v případě odumřelých smrků. To je způsobeno absencí měřených odumřelých stromů s DBH v intervalu 701–1000 mm. Nad touto hranicí byl zaznamenán pouze 1 jedinec, který byl ze statistiky vyloučen. V případě živých smrků nebyl zaznamenán žádný jedinec s DBH v intervalu 901-1000 mm.



Obr. 14.: Vztah DBH a průměrné bohatosti TreMs pro jednotlivé kategorie živých a odumřelých jedinců hlavních druhů dřevin. ABAL – (*Abies alba*), FASY – (*Fagus sylvatica*), PIAB (*Picea abies*); 0 – odumřelý strom, 1 – živý strom

6 DISKUSE

Ochrana a podpora biodiverzity je jedním ze současných a dlouhodobých cílů IUCN (IUCN 2021). Její studium často finančně a časově náročné, navíc je nutné při studiu různých skupin organismů využít odborných znalostí široké škály specialistů. Z tohoto důvodu je výhodné využití monitoringu strukturních prvků ekosystémů, kdy je ověřen jejich pozitivní vliv na podporu biodiverzity. Těmito strukturami jsou i námi studované TreMs. Z výsledků rešerše lze konstatovat, že jejich bohatost a množství je nejvíce ovlivňováno DBH (Kozák et al. 2018; Larrieu & Cabanettes 2012; Courbaud et al. 2021), druhem dřeviny (Kozák et al. 2018; Asbeck et al. 2021; Larrieu & Cabanettes 2012) a životním statutem (Kozák et al. 2018; Paillet et al. 2017; Larrieu & Cabanettes 2012). Přestože jejich geneze do určité míry koreluje i s některými vlastnosti porostů nebo jejich klimatickými podmínkami podmíněnými geomorfologií a nadmořskou výškou (Asbeck et al. 2021), zmíněné tři stromové charakteristiky jsou pro distribuci TreMs klíčové (Paillet et al. 2019). Zmíněné závěry byly potvrzeny na základě výsledků testů bohatosti TreMs na nejvíce zastoupených dřevinách ve studovaných porostech. Při testování čtvrtého nejčastějšího druhu, jímž byl javor klen (*Acer pseudoplatanus L.*), již docházelo k nespolehlivým výsledkům vlivem malého počtu vzorků (bylo nalezeno pouze 5 odumřelých jedinců).

Průměrná hodnota bohatosti TreMs byla zjištěna vyšší v případě odumřelých jedinců. To je částečně v souladu se studií (Paillet et al. 2019), kde jsou prokázány vyšší počty TreMs v případě odumřelých jedinců všech druhů stromů. Podle (Larrieu & Cabanettes 2012) však buky zaznamenaly vyšší počty TreMs na živých jedincích. V obou studiích však jde o průměrný celkový počet TreMs, nikoliv o bohatost jednotlivých typů TreMs. Pozitivní vliv vyšší míry odumřelých stromů na bohatost TreMs popisuje Przepióra & Ciach (2022) nebo Marziliano et al. (2021). V prvním případě se však jedná o odlišný typ lesa a odlišné druhy dřevin. Přesto lze konstatovat, že odumřelé stromy jsou významným substrátem pro tvorbu TreMs zvyšující jejich bohatost i celkový počet.

Oproti výsledkům (Larrieu & Cabanettes 2012) nebyl potvrzen rozdílný vliv druhu dřeviny v případě odumřelých jedinců. Ve zmíněné studii byla zaznamenána vyšší míra výskytu TreMs na jedli. V případě studie (Przepióra & Ciach 2022) z lužních stanovišť také nebyl potvrzen rozdíl v bohatosti TreMs na odumřelých stromech tří hlavních druhů dřevin. Tyto výsledky tedy mohou napovídat, že v případě odumření jedince se podstatně zvětšuje potenciál pro tvorbu TreMs, avšak nezávisle na druhu dřeviny.

V případě živých stromů byl prokázán signifikantní rozdíl v bohatosti TreMs mezi jedlí a dalšími dvěma zkoumanými druhy. To je v souladu s výsledky Larrieu & Cabanettes (2012) a částečně s Paillet et al. (2019). Ve druhé zmíněné je však zmiňován rozdíl mezi jehličnatými a listnatými druhy dřevin s výjimkou v rodě *Pinus*. To je v rozporu s našimi

výsledky, kdy nebyl nalezen významný rozdíl mezi živými buky a smrky. Důvodem může být menší počet analyzovaných jedinců smrku oproti buku. Jelikož mnoho TreMs souvisí s poraněním stromu, bylo by nutné také ověřit, zda smrky v této oblasti nejsou konkrétním typem poškozením více zasaženy, čímž by se zvyšoval počet jednoho nebo více TreMs. To by mohlo být ovlivňováno některou z charakteristik prostředí, např. pH půdy, jak je potvrzeno pro buky (Paillet et al. 2019), světelnými podmínkami (Winter et al. 2014) nebo expozicí svahu či jeho sklonem (Asbeck et al. 2021). Winter et al. (2014) také zmiňuje obecně méně příznivé podmínky pro tvorbu TreMs v případě jehličnanů oproti listnatým druhům z důvodu monopodního růstu. To je i důvodem výskytu typu TreM „rozdvojení“, v našich datech výhradně na buku. Tento vztah však nemusí platit jednoznačně, jelikož i v případě jehličnanů dochází k rozdvojení kmene, avšak podstatně sporadičtěji. Dalšími typy TreMs vyskytujícími se výhradně na buku jsou „pyrenomycety“ a „otevřená kmenová dutina“. Jelikož nebyl popsán přesný druh pyrenomycetů, lze jen předpokládat výskyt druhu preferující bukové dřevo.

Z naměřených dat byl potvrzen vliv DBH na bohatost TreMs. S rostoucím DBH roste také množství typů TreMs na stromech. Tento trend platí pro všechny studované druhy dřevin a také pro živé i odumřelé jedince. V této práci je trend zjednodušen do lineárního modelu, který má však za cíl pouze potvrdit pozitivní závislost DBH a bohatosti TreMs. Jak je naznačeno v mnoha studiích, (např. Kozák et al. 2018; Asbeck et al. 2021; Paillet et al. 2019; Przepióra & Ciach 2022), tento vztah není přímo lineární, zároveň bude na rozdílných lokalitách dosahovat i při obdobném druhovém složení odlišných parametrů. Přesto v této práci lineární model dosahuje podle koeficientu determinace dobrých výsledků k popisu studovaného vztahu. Výjimkou je vztah odumřelých smrků, který je z důvodu chybějících jedinců ve vyšších kategoriích DBH slabý. V Asbeck et al. (2021) je však potvrzena přímá závislost mezi počtem TreMs a DBH i pro smrky.

Podle studie Asbeck et al. (2021) porovnávající rozdíly bohatosti TreMs v rámci jednotlivých druhů na lokalitách s aktivním managementem a v primárních lesích (Tab. 5) byl potvrzen negativní vliv lesnických opatření na bohatost TreMs. Průměrná bohatost TreMs na živých jedincích byla vyšší v porostech bez vlivu lesního hospodaření. Hodnoty v Asbeck et al. (2021) z přirozených lesů vykazovaly vyšší průměrnou bohatost než v v této práci, avšak pouze o 0,4 – 0,7 TreMs/strom. Rozdíl v bohatosti může být způsoben počtem identifikovaných stromů, ale i možnými rozdíly v charakteristice jednotlivých ploch, jejichž vliv byl popsán taktéž v Asbeck et al. (2021). V obou případech bylo zachováno pořadí bohatosti mezi studovanými druhy. Vyšší počet TreMs v chráněných rezervacích je také popsán ve studii Paillet et al. (2017), kde je ovšem rozdíl popsán v počtu TreMs vztažených k ploše.

Tab. 5.: Porovnání hlavních atributů inventarizovaných živých stromů a charakteristik lokalit v obhospodařovaných a primárních lesích (Asbeck et al. 2021). (*Abies alba*), FASY – (*Fagus sylvatica*), PIAB – (*Picea abies*), (*) údaje pocházející z dat použitých v této práci

Druh stromu	Počet stromů	Podíl [%]	DBH [cm]			Mean (SD)		bohatost TreM/živý strom
			Min	Max	Mean (SD)	Altitude [m]	Sklon [°]	
Hospodářský les								
FASY	887	26,4	7	128	36,0 (21)	750 (202)	20 (7,7)	1,9 (1,1)
PIAB	1788	53,7	7,5	115	46,5 (15)	910 (178)	11,2 (7,9)	1,6 (0,7)
ABAL	662	19,9	8	137	56,0 (20)	849 (140)	13,9 (9,3)	1,9 (0,9)
Celkem	3327				46,0 (19)	856 (190)	14,1 (8,9)	1,7 (0,9)
Primární les								
FASY	3938	26,9	6	129	36,0 (22)	1132 (112)	31,4 (6,2)	3,2 (1,5)
PIAB	9457	64,5	6	117	35,0 (17)	1442 (134)	32,8 (8,8)	3,0 (1,0)
ABAL	1270	8,7	6	119	32,0 (24)	1154 (134)	33,4 (6,0)	2,8 (1,2)
Celkem	14 665				35,0 (19)	1334 (194)	32,4 (8,0)	3,0 (1,2)
FASY *	1738	46,5	-	-	-	-	-	2,74 (2,0)
PIAB *	357	9,6	-	-	-	-	-	2,59 (1,5)
ABAL *	839	22,5	-	-	-	-	-	2,08 (1,5)
Celkem *	2934				-	-	-	-

7 ZÁVĚR

Zachování biodiverzity by mělo být jedním z primárních cílů nejen institucí zabývajících se ochranou přírody, ale všech subjektů v krajině hospodařících. Zájmy těchto organizací by měly být zcela jasně diskutovány, definovány a vzájemná spolupráce by měla eliminovat snižování biologické rozmanitosti, jehož jsme v posledních dekádách účastníky. Studium strukturních prvků pro hodnocení biodiverzitního potenciálu v přirozených ekosystémech je důležitým podkladem pro zavádění objektivních opatření v rámci managementu kulturní krajiny. Studované TreMs jsou významným prvkem pro klasifikaci v lesních ekosystémech (Larrieu et al. 2018). V některých zemích západní Evropy je hodnocení TreMs zaváděno do lesnické praxe, přičemž jsou vybrány některé pouze některé typy TreMs. Mezi hlavní hodnocené skupiny

	2	<i>crack + polypore</i>	4.911
	3	<i>crack + burr canker + crown deadwood</i>	7.004
	4	<i>crack + burr canker + crown deadwood + exposed heartwood</i>	7.003
	5	<i>crack + burr canker + crown deadwood + exposed heartwood + root concavity</i>	6.898
	6	<i>crack + burr canker + crown deadwood + exposed heartwood + root concavity + sap run</i>	6.672
	7	<i>crack + burr canker + crown deadwood + exposed heartwood + root concavity + sap run + polypore</i>	6.662
	8	<i>crack + burr canker + crown deadwood + exposed heartwood + root concavity + sap run + polypore + breeding woodpecker hole</i>	6.733
	9	<i>crack + burr canker + crown deadwood + exposed heartwood + root concavity + sap run + polypore + breeding woodpecker hole + rot hole</i>	6.694
	10	<i>crack + burr canker + crown deadwood + exposed heartwood + root concavity + sap run + polypore + breeding woodpecker hole + rot hole + dendrotelm</i>	5.212
Conifers	5	<i>burr canker + crack + crown deadwood + exposed heartwood + bark loss</i>	4.425
	6	<i>burr canker + crack + exposed heartwood + polypore + root concavity + bark loss</i>	4.532
	7	<i>burr canker + crack + breeding woodpecker hole + crown deadwood + exposed heartwood + rot hole + sap run</i>	5.759
	8	<i>burr canker + crack + breeding woodpecker hole + exposed heartwood + polypore + root concavity + rot hole + sap run</i>	6.304
	9	<i>burr canker + crack + breeding woodpecker hole + exposed heartwood + polypore + root concavity + rot hole + sap run + crown deadwood</i>	6.353
	10	<i>burr canker + crack + breeding woodpecker hole + exposed heartwood + polypore + root concavity + rot hole + sap run + crown deadwood + dendrotelm</i>	5.124

Obr. 15.: Nejlepší sestavy TreMs pro potenciální generalizaci celkového seznamu TreMs pro praktické pozorování v terénu (Larrieu et al. 2021)

patří dutiny, stromová zranění a exponované dřevo, epifytické a epixylické struktury nebo plodnice saproxylických hub (viz Obr.16) (Asbeck et al. 2021). Přestože je podle Paillet et al. (2015) hodnocení TreMs ovlivňováno pozorovatelem, zjednodušení pro praxi přináší studie Larrieu et al. (2021), která potvrdila vysokou pravděpodobnost společného výskytu některých typů TreMs znázorňující rozdíly mezi jehličnatými a listnatými stromy. V rámci monitoringu se tedy lze zaměřit na omezený set TreMs (viz Obr. 15)

Stromy nesoucí TreMs, nazývané jako habitatové stromy (Bütler et al. 2013) by měly plnit funkci tzv. „nášlapných kamenů“ (Vandekerkhove et al. 2013) pro migrující jedince druhů závislých na prostředí, které tyto stromy poskytují. Proto je nutné jejich zachování v hospodářských porostech, a to alespoň v míře 10 stromů na 1 ha plochy (Bütler et al. 2013). Tyto jedinci by neměli být odstraněni ani v případě odumření, jelikož se pravděpodobnost výskytu dalších TreMs zvyšuje. Pro jejich identifikaci lze použít právě zjednodušené hodnocení TreMs podle Larrieu et al. (2021) uvedené na Obr. 15.

Z našich dat i studie Asbeck et al. (2021) lze potvrdit, že buky poskytují příznivější podmínky pro vznik jednotlivých typů TreMs. Z tohoto důvodu je vhodná přeměna současných smrkových monokultur na lesy smíšené, s vyšším podílem buků nebo jiných listnatých dřevin, v závislosti na stanovištních podmínkách. Jelikož každý druh dřeviny poskytuje různé typy TreMs je žádoucí dbát na druhovou rozmanitost hospodářských lesů. Kromě druhové diverzity je však nutné podporovat dostatečnou strukturní diverzitu. Více TreMs se vyskytuje na stromech s větší DBH. Proto je žádoucí ponechání jejich dostatečného počtu a zároveň zajištění jejich kontinuity v konkrétním místě porostu. Tato návaznost by měla být zajištěna podporou přirozené obnovy v maximální možné míře. Tím se zajistí vyšší věková diverzita podporující nejen podporu biodiverzity, ale i odolnost porostů. Celý přirozený cyklus vývoje lesa by mohl být zachován v hospodářském porostu v prostoru omezeném vlivem habitatových stromů, tzn. že v případě jeho odumření a padnutí by vytvořená mezera byla ponechána samovolnému vývoji. Nechozílo by k odvozu biomasy a byla zde podpořena přirozená obnova v nově vzniklých mikroklimatických podmínkách.

V současnosti jsou smrkové hospodářské lesy vystaveny masivnímu odumírání a degradaci vlivem sucha gradace podkorního hmyzu. Jelikož mrtvé dřevo vykazuje významně vyšší bohatost TreMs, je vhodné při obnově lesa zachovat dostatečné množství vhodných kmenů k zetlení. Jejich ekologická hodnota je totiž výrazně vyšší než hodnota ekonomická.

Většina z dosavadních studií pochází z porostů s dominancí buku, jedle a smrku. V dalších studiích by tedy bylo vhodné se zaměřit na další typy lesa, za účelem zpřesnění referenčních hodnot počtu habitatových stromů. Současně je zapotřebí získat dostatek hodnot z hospodářských porostů a analyzovat zde získaná data pro porovnání

s referenčními hodnotami z přirozených porostů. S ohledem na zmiňované studie i výsledky v této práci by měla průměrná bohatost na jeden strom být závislá na druhu dřeviny. Navíc vzhledem k malému rozdílu mezi odumřelými jedinci odlišných druhů by mělo hodnocení probíhat pouze pro živé stromy, které budou vylišeny jako habitatové stromy plnící mimoprodukční funkce lesa. Takto nově určené stromy by již měli v co největší míře splňovat požadované funkce. Pro zajištění kontinuity dostatku habitatů v čase by však mělo být v porostech určeno více jedinců různých tloušťkových kategorií, aby v případě pádu stojícího habitatového stromu byla zajištěna v co nejkratší době jeho potenciální náhrada.

Z mnoha studií mapujících plochy primárních lesů i jejich pravděpodobný výskyt vyplývá, že existují relativně rozlehlé plochy s potenciálním zastoupením primárních lesů. Kromě rozlehlých ploch ve Skandinávii jsou největší plochy nalézány ve východní a jihovýchodní Evropě (Holeksa et al. 2017; Janda et al. 2017; Panayotov et al. 2017; Nagel et al. 2017; Kuuluvainen et al. 2017 in Kulakowski et al. 2017; Sabatini et al. 2018), kam patří i oblast našeho výzkumu. Tyto plochy jsou v současnosti stále více ohrožovány rozšiřující se těžbou, často i na hranici její legálnosti. Schlingemann et al. (2017) uvádí, že až čtvrtina celkové produkce suroviny v Rumunsku vzniká nelegální těžbou. Tato je koncentrována do odlehlejších pralesovitých území, kde dochází k totální destrukci unikátních biotopů. S ohledem na jejich významnost by měla být zajištěna jejich přísná ochrana. Tématem k řešení by pak měla být vhodná kompenzace za omezení hospodaření. Hlavním hybnou silou v ochraně pralesních ekosystémů by měl být příslušný státní aparát spolupracující s vědeckou obcí v objektivní rovině. Dochází však k neschopnosti vzájemné domluvy při vymezování nových lesních chráněných rezervací, ve kterých by měly vznikat nové sekundární pralesy bez přímého vlivu člověka. V kulturní krajině, kde je obtížné vymezit dostatečně rozlehlé bezzásahové plochy, by měl být kladen důraz na zvyšování počtu těchto ploch s rozlohou pohybující se alespoň v desítkách hektarů. Zároveň je nutná implementace vhodných strukturních prvků podporujících biodiverzitu do hospodářských porostů pro podporu migrace organismů mezi rezervacemi. Tyto opatření je nutné zajišťovat napříč všemi vegetačními stupni pro podporu biologické rozmanitosti v rámci všech typů lesa.

Tyto témata by aktuálně měly být řešeny na vědecké půdě, ale i lesnické praxi, aby bylo v blízké době dosaženo konsenzu v implementaci příslušných opatření. Lesní hospodářství stojí vzhledem k velkoplošným rozpadům lesa před novými výzvami. Každé rozhodnutí managementu by však mělo vždy uvažovat podporu biodiverzity.

TreM typology following Larrieu et al. [4]			Regional level														National level					
			GER ¹														CH ²	GER ³	AT ⁴	FR ⁵		
Form	Group	TreM	BB	BW	BA	HE	MV	LS	NW	RP	SH	SL	SN	ST	TH	GR	PEFC	FSC	ÖBF	ONF		
Cavities	Woodpecker breeding cavities	Small cavity	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
		Medium-sized cavity	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
		Large cavity	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
		"Flute" (cavity string)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	Rot holes	Trunk base rot hole		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓
		Trunk rot hole		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓
		Semi-open trunk rot hole													✓	✓	✓	✓	✓			✓
		Chimney trunk base rot hole			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓
		Chimney trunk rot hole			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓
		Hollow branch				✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓
Insect galleries and bore holes	Concavities	Insect galleries and bore holes		✓												✓						
		Water-filled holes															✓					
		Woodpecker foraging excavation															✓					
		Trunk bark-lined concavity															✓					
Tree injuries and exposed wood	Exposed sapwood only	Bark loss		✓		✓	✓		✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓						
		Fire scar															✓					
		Bark shelter		✓							✓						✓					
		Bark pocket		✓							✓						✓					
	Exposed sapwood and heartwood	Stem breakage	✓	✓	✓	✓							✓	✓	✓	✓	✓	✓				
		Limb breakage	✓	✓						✓	✓					✓	✓	✓				
		Crack	✓	✓		✓	✓						✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓
		Lightning scar	✓			✓				✓	✓			✓	✓	✓	✓	✓				
Fork split					✓									✓	✓							
Crown dead-wood	Crown dead-wood	Dead branches		✓												✓	✓					
		Dead top		✓							✓		✓			✓	✓					
		Remaining broken limb															✓	✓				
Excrescences	Twig tangles	Witches broom															✓					
		Epicomic shoots															✓					
	Burrs and cankers	Burr		✓			✓									✓	✓					
Fruiting bodies of saproxylic fungi and slime molds	Perennial fungal fruiting bodies	Perennial polypore		✓							re S	✓	✓	✓	✓	✓	✓					
		Annual polypore											✓	✓	✓	✓	✓	✓				
	Ephemeral fungal fruiting bodies and slime molds	Pulpy agaric																✓				
		Pyrenomycete																✓				
Epiphytic, epixylic and parasitic structures	Epiphytic or parasitic crypto- and phanerogams	Bryophytes		✓						✓	✓					✓						
		Lichens		✓							✓	✓					✓					
		Ivy and lianas		✓							✓	✓					✓					✓
		Ferns															✓					✓
	Nests	Mistletoes															✓					✓
		Vertebrate	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓
	Micro soils	Invertebrate															✓					
		Bark															✓					
Fresh exudates	Fresh exudates	Crown														✓						
		Sap run		✓												✓	✓					
		Heavy resinosis														✓						

Light gray indicates a consideration at the level of TreM form, dark gray refers to TreM groups and „✓“ indicates the mentioning of the specific TreM in the concept following the typology of Larrieu et al. [4]. White or empty cells indicate no consideration of TreMs in the respective concept.

Obr. 16.: Příklady použití TreMs jako výběrových kritérií pro retenci stromů v obhospodařovaných lesích, jak je uvedeno jednak v koncepcích hospodaření s lesy ve veřejném vlastnictví na regionální a národní úrovni ve čtyřech zemích střední Evropy, tak i v certifikačních kritériích v Německu (Asbeck et al. 2021)

8 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

Anon., 2007. Carpathian Environment Outlook. *UNEP*. Available at: <https://www.unep.org/resources/report/carpathian-environment-outlook> [Accessed March 29, 2022].

Anon, 2018. Terms and Definitions: FRA 2020. In *Terms and Definitions*. Rome: FAO, pp. 1-26. Available at: <https://www.fao.org/3/I8661EN/i8661en.pdf> [Accessed March 28, 2022].

Anon, 2019. *Climate Change and Land: An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*, IPCC. Available at: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2020/02/SPM_Updated-Jan20.pdf [Accessed March 21, 2022].

Anon, 2021. IUCN's Key Messages First Draft of the Post-2020 Global Biodiversity Framework. *International Union for Conservation of Nature*. Available at: https://www.iucn.org/sites/dev/files/iucn_key_messages_and_detailed_views_first_draft_post-2020_gbf.pdf [Accessed March 21, 2022].

Antrop, M., 2005. Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning*, 70(1-2), pp.21-34. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016920460300207X> [Accessed March 28, 2022].

Asbeck, T. et al., 2020. Tree-related microhabitats are similar in mountain forests of Europe and North America and their occurrence may be explained by tree functional groups. *Trees*, 34(6), pp.1453-1466. Available at: <https://link.springer.com/10.1007/s00468-020-02017-3> [Accessed March 21, 2022].

Asbeck, T. et al., 2021 Tree-Related Microhabitats Follow Similar Patterns but are More Diverse in Primary Compared to Managed Temperate Mountain Forests. *Ecosystems*. Available at: <https://link.springer.com/10.1007/s10021-021-00681-1> [Accessed March 21, 2022].

Asbeck, T. et al., 2019. Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management*, 432, pp.400-408. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S037811271831082X> [Accessed March 21, 2022].

Basile, M. et al., 2020. What do tree-related microhabitats tell us about the abundance of forest-dwelling bats, birds, and insects?. *Journal of Environmental Management*, 264. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479720303364> [Accessed March 21, 2022].

Biris, I.-A., 2017. Primary forests protection in Romania. In *Potential primary forests map of Romania*. Bucharest (Romania): Greenpeace CEE Romania, pp. 4-10. Available at: https://www.greenpeace.org/static/planet4-romania-stateless/2019/07/f16ecbe6-f16ecbe6-potential_primary_forests_map_of_romania_low_res.pdf [Accessed March 21, 2022].

Biris, I.-A. & Veen, P., 2005. *INVENTORY AND STRATEGY FOR SUSTAINABLE MANAGEMENT AND PROTECTION OF VIRGIN FORESTS IN ROMANIA*, ICAS. Available at: http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/2015-12-22_Virgin_forest_Romania_Summary.PDF [Accessed March 21, 2022].

Bobiec, A. et al., 2005. *THE AFTERLIFE OF A TREE*, Warszawa – Hajnówka: WWF Poland. Available at: <https://blogs.helsinki.fi/deadwoodmeeting/files/2016/03/Bobiec@al2005.pdf> [Accessed March 21, 2022].

Bütler, R. et al., 2013. *Habitat trees: key elements for forest biodiversity*. In *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*, Joensuu: European Forest Institute. pp. 84-91. Available at: http://www.integrateplus.org/uploads/images/Mediacenter/integrate_book_2013.pdf [Accessed March 21, 2022].

Courbaud, B. et al., 2022. Factors influencing the rate of formation of tree-related microhabitats and implications for biodiversity conservation and forest management. *Journal of Applied Ecology*, 59(2), pp.492-503. Available at: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.14068> [Accessed March 21, 2022].

Dumitrescu, A. et al., 2015. Recent climatic changes in Romania from observational data (1961–2013). *Theoretical and Applied Climatology*, 122(1-2), pp.111-119. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s00704-014-1290-0> [Accessed March 21, 2022].

Földvary, G., 2009. The Carpathian Mountain range and the enclosed interior. *Open Geosciences*, 1(3). Available at: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.2478/v10085-009-0024-5/html> [Accessed March 21, 2022].

Franklin, J.F. et al., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155(1-3), pp.399-423. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112701005758> [Accessed March 21, 2022].

Frankovič, M. et al., 2021. Natural dynamics of temperate mountain beech-dominated primary forests in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 479. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112720312913> [Accessed March 21, 2022].

Gallaun, H. et al., 2010. EU-wide maps of growing stock and above-ground biomass in forests based on remote sensing and field measurements. *Forest Ecology and Management*, 260(3), pp.252-261. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112709007403> [Accessed March 21, 2022].

Gao, T., Nielsen, A.B. & Hedblom, M., 2015. Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators*, 57, pp.420-434. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X15002502> [Accessed March 21, 2022].

Gupta, R. & Sharma, L.K., 2019. The process-based forest growth model 3-PG for use in forest management: A review. *Ecological Modelling*, 397, pp.55-73. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380019300213> [Accessed March 21, 2022].

Horák, J. et al., 2016. Dead wood dependent organisms in one of the oldest protected forests of Europe: Investigating the contrasting effects of within-stand variation in a highly diversified environment. *Forest Ecology and Management*, 363, pp.229-236. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112715007744> [Accessed March 21, 2022].

Hughes, A.R. et al., 2008. Ecological consequences of genetic diversity. *Ecology Letters*, 11(6), pp.609-623. Available at: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2008.01179.x> [Accessed March 21, 2022].

Jahed, R.R. et al., 2020. A Comparison of the Formation Rates and Composition of Tree-Related Microhabitats in Beech-Dominated Primeval Carpathian and Hyrcanian Forests. *Forests*, 11(2). Available at: <https://www.mdpi.com/1999-4907/11/2/144> [Accessed March 21, 2022].

Jonsson, B., G., 2012. Population dynamics and evolutionary strategies. In *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 338-355. Available at: <https://www.cambridge.org/core/books/abs/biodiversity-in-dead-wood/population-dynamics-and-evolutionary-strategies/67CF68D2C0A3EF27D206A8C31CA779FF> [Accessed March 21, 2022].

- Keith, H. et al., 2021. Evaluating nature-based solutions for climate mitigation and conservation requires comprehensive carbon accounting. *Science of The Total Environment*, 769. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720378724> [Accessed March 21, 2022].
- Kozák, D. et al., 2018. Profile of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 429, pp.363-374. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112718305462> [Accessed March 21, 2022].
- Kozák, D. et al., 2021. Historical Disturbances Determine Current Taxonomic, Functional and Phylogenetic Diversity of Saproxylic Beetle Communities in Temperate Primary Forests. *Ecosystems*, 24(1), pp.37-55. Available at: <https://link.springer.com/10.1007/s10021-020-00502-x> [Accessed March 21, 2022].
- Král, K. et al., 2014. Patch mosaic of developmental stages in central European natural forests along vegetation gradient. *Forest Ecology and Management*, 330, pp.17-28. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112714003995> [Accessed March 21, 2022].
- Kulakowski, D. et al., 2017. A walk on the wild side: Disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 388, pp.120-131. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112716303930> [Accessed March 21, 2022].
- Kuuluvainen, T. & Aakala, T., 2011. Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica*, 45(5). Available at: <https://www.silvafennica.fi/article/73> [Accessed March 21, 2022].
- Lachat, T. et al., 2013. Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. In *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. Joensuu: European Forest Institute, pp. 92-102. Available at: http://www.integrateplus.org/uploads/images/Mediacenter/integrate_book_2013.pdf [Accessed March 29, 2022].

Larrieu, L. & Cabanettes, A., 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests 1 This article is one of a selection of papers from the International Symposium on Dynamics and Ecological Services of Deadwood in Forest Ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8), pp.1433-1445. Available at: <http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/x2012-077> [Accessed March 21, 2022].

Larrieu, L. et al., 2021. Co-occurrence patterns of tree-related microhabitats: A method to simplify routine monitoring. *Ecological Indicators*, 127. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X21004222> [Accessed March 21, 2022].

Larrieu, L., Cabanettes, A. & Delarue, A., 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research*, 131(3), pp.773-786. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s10342-011-0551-z> [Accessed March 21, 2022].

Larrieu, L. et al., 2019. Assessing the potential of routine stand variables from multi-taxon data as habitat surrogates in European temperate forests. *Ecological Indicators*, 104, pp.116-126. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X19303322> [Accessed March 21, 2022].

Larrieu, L. et al., 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, pp.194-207. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X17305411> [Accessed March 21, 2022].

Ložek, V., 1977. Co dnes víme o vývoji středoevropské krajiny v poledové době. *Živa*, 1977(4), pp.122-125. Available at: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/co-dnes-vime-o-vyvoji-stredoevropske-krajiny-v-pol.pdf> [Accessed March 21, 2022].

Luick et al. (2021). Virgin forests at the heart of Europe - The importance, situation and future of Romania's virgin forests. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz* 24. ISSN 0067-2528. . Available at: https://www.researchgate.net/publication/350783763_VIRGIN_FORESTS_AT_THE_HEART_OF_EUROPE_The_importance_situation_and_future_of_Romania's_virgin_forests [Accessed March 21, 2022]

Mackensen, J. & Bauhus, J., 2003. Density loss and respiration rates in coarse woody debris of *Pinus radiata*, *Eucalyptus regnans* and *Eucalyptus maculata*. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(1), pp.177-186. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0038071702002559> [Accessed March 21, 2022].

Marin, L. et al., 2014. An overview of annual climatic changes in Romania: Trends in air temperature, precipitation, sunshine hours, cloud cover, relative humidity and wind speed during the 1961-2013 period. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 9(4), pp.253-258. Available at: https://www.researchgate.net/publication/267390077_An_overview_of_annual_climatic_changes_in_Romania_Trends_in_air_temperature_precipitation_sunshine_hours_cloud_cover_relative_humidity_and_wind_speed_during_the_1961-2013_period [Accessed March 21, 2022].

Marziliano, P.A. et al., 2021. Factors affecting the quantity and type of tree-related microhabitats in Mediterranean mountain forests of high nature value. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 14(3), pp.250-259. Available at: <https://iforest.sisef.org/?doi=ifor3568-014> [Accessed March 21, 2022].

Mihai, B.-A., Savulescu, I. & Sandric, I., 2007. Change Detection Analysis (1986-2002) of Vegetation Cover in Romania: A Study of Alpine, Subalpine, and Forest Landscapes in the Iezer Mountains, Southern Carpathians. *Mountain Research and Development*, 27(3), pp.250-258. Available at: <https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fwww.bioone.org%2Fdoi%2Ffull%2F10.1659%2Fmred.0645> [Accessed March 21, 2022].

Mikoláš, M. et al., 2017. Forest management impacts on capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitat distribution and connectivity in the Carpathians. *Landscape Ecology*, 32(1), pp.163-179. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-016-0433-3> [Accessed March 21, 2022].

Mikoláš, M. et al., 2019. Primary forest distribution and representation in a Central European landscape: Results of a large-scale field-based census. *Forest Ecology and Management*, 449. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112719303949> [Accessed March 21, 2022].

Mitchell, S.J., 2013. Wind as a natural disturbance agent in forests: a synthesis. *Forestry*, 86(2), pp.147-157. Available at: <https://academic.oup.com/forestry/article-lookup/doi/10.1093/forestry/cps058> [Accessed March 21, 2022].

Mráz, P. & Ronikier, M., 2016. Biogeography of the Carpathians: evolutionary and spatial facets of biodiversity. *Biological Journal of the Linnean Society*, 119(3), pp.528-559. Available at: <https://academic.oup.com/biolinnean/article-lookup/doi/10.1111/bij.12918> [Accessed March 21, 2022].

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), pp.981-992. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s10342-010-0400-5> [Accessed March 21, 2022].

Munteanu, C. et al., 2016. Historical forest management in Romania is imposing strong legacies on contemporary forests and their management. *Forest Ecology and Management*, 361, pp.179-193. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112715006465> [Accessed March 21, 2022].

Nagel, T.A., Zenner, E.K. & Brang, P., 2013. Research in old-growth forests and forest reserves: implications for integrated forest management. In *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. Joensuu: European Forest Institute, pp. 44-51. Available at:

http://www.integrateplus.org/uploads/images/Mediacenter/integrate_book_2013.pdf [Accessed March 21, 2022].

Navarro, L.M. & Pereira, H.M., 2012. Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems*, 15(6), pp.900-912. Available at:

<http://link.springer.com/10.1007/s10021-012-9558-7> [Accessed March 21, 2022].

Quin, A. et al., 2015. Comparison of tree microhabitat abundance and diversity in the edges and interior of small temperate woodlands. *Forest Ecology and Management*, 340, pp.31-39. Available at:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112714007166> [Accessed March 21, 2022].

Paillet, Y. et al., 2017. Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 389, pp.176-186. Available at:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112716312300> [Accessed March 21, 2022].

Paillet, Y. et al., 2015. Strong observer effect on tree microhabitats inventories: A case study in a French lowland forest. *Ecological Indicators*, 49, pp.14-23. Available at:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X14003884> [Accessed March 21, 2022].

Paillet, Y. et al., 2019. Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: An analysis in French forest reserves. *PLOS ONE*, 14(5), pp.1-18. Available at:

<https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0216500> [Accessed March 21, 2022].

Peterken, G.F., 1996. *Natural Woodland: Ecology and conservation in northern temperate regions*, Cambridge: Cambridge university press.

Potapov, P. et al., 2017. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances*, 3(1). Available at: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1600821> [Accessed March 21, 2022].

Przepióra, F. & Ciach, M., 2022. Tree microhabitats in natural temperate riparian forests: An ultra-rich biological complex in a globally vanishing habitat. *Science of The Total Environment*, 803. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969721049561> [Accessed March 21, 2022].

Prívětivý, T. & Šamonil, P., 2021. Variation in Downed Deadwood Density, Biomass, and Moisture during Decomposition in a Natural Temperate Forest. *Forests*, 12(10). Available at: <https://www.mdpi.com/1999-4907/12/10/1352> [Accessed March 21, 2022].

Rehush, N. et al., 2018. Identifying Tree-Related Microhabitats in TLS Point Clouds Using Machine Learning. *Remote Sensing*, 10(11). Available at: <http://www.mdpi.com/2072-4292/10/11/1735> [Accessed March 21, 2022].
Anon.,

REMOTE Primary forest. Available at: <https://www.remoteforests.org/project.php> [Accessed March 21, 2022].

Sabatini, F.M. et al., 2018. Where are Europe's last primary forests?. *Diversity and Distributions*, 24(10), pp.1426-1439. Available at: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ddi.12778> [Accessed March 21, 2022].

Sabatini, F.M. et al., 2020. Protection gaps and restoration opportunities for primary forests in Europe. *Diversity and Distributions*, 26(12), pp.1646-1662. Available at: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ddi.13158> [Accessed March 21, 2022].

Sabatini, F.M. et al., 2021. European primary forest database v2.0. *Scientific Data*, 8(1). Available at: <https://www.nature.com/articles/s41597-021-00988-7> [Accessed March 21, 2022].

Sanderson, E.R.I.C.W. et al., 2002. The Human Footprint and the Last of the Wild. *BioScience*, 52(10), pp.0006-3568-52-10-891-36060. Available at: <https://academic.oup.com/bioscience/article/52/10/891-904/354831> [Accessed March 21, 2022].

Schlingemann, L. et al., 2017. *Combating Wildlife and Forest Crime in the Danube-Carpathian Region*, Vienna: UN Environment. Available at: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/22225/Combating_WildlifeCrime_Danube.pdf?sequence=1 [Accessed March 21, 2022].

Vandekerkhove, K., Thomaes, A. & Jonsson, B.-G., 2013. Connectivity and fragmentation: island biogeography and metapopulation applied to old-growth elements. In *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. Joensuu: European Forest Institute, pp. 104-115. Available at: http://www.integrateplus.org/uploads/images/Mediacenter/integrate_book_2013.pdf [Accessed March 21, 2022].

Veen, P. et al., 2010. Virgin forests in Romania and Bulgaria: results of two national inventory projects and their implications for protection. *Biodiversity and Conservation*, 19(6), pp.1805-1819. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s10531-010-9804-2> [Accessed March 29, 2022].

Vermeulen, S. & Koziell, I., 2002. *Integrating global and local values: A review of biodiversity assessment*, London: International Institute for Environment and Development.

Vrška, T. et al., 2015. Deadwood residence time in alluvial hardwood temperate forests – A key aspect of biodiversity conservation. *Forest Ecology and Management*, 357, pp.33-41. Available at: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112715004296> [Accessed March 21, 2022].

Vyskot, M et al., 1981. *Československé pralesy*, Praha: Academia.

Winter, S. et al., 2005. The importance of near natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest Snow and Landscape Research*, 79(1-2), pp.127-144. Available at: https://www.researchgate.net/publication/228510241_The_importance_of_near_natural_stand_structures_for_the_biocoenosis_of_lowland_beech_forests [Accessed March 21, 2022].

Winter, S. et al., 2015. Association of tree and plot characteristics with microhabitat formation in European beech and Douglas-fir forests. *European Journal of Forest Research*, 134(2), pp.335-347. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s10342-014-0855-x> [Accessed March 21, 2022].