

# Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie lesa



## Vliv lesní dynamiky na diverzitu stromových mikrostanovišť v přirozených lesích Fagaraše

Diplomová práce

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

Diplomant: Bc. Veronika Šilhánová

© 2020 ČZU v Praze

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Veronika Šilhánová

Inženýrská ekologie  
Ochrana přírody

Název práce

**Vliv dynamiky lesa na stromová mikrostanoviště v smrkových pralesích v pohoří Fagaraš**

Název anglicky

**The effect of primary mountain spruce (*Picea abies*) forest dynamics on tree related microhabitats in the Fagaras mountains**

---

### Cíle práce

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

### 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 2019 — Zadání DP

duben–prosinec 2019 — Studium literatury

léto 2019 — Terénní odběr vzorků

podzim 2019 — Zpracování dat

prosinec 2019 — Odevzdání osnovy práce a kostry literárních zdrojů školiteli

zima 2019/2020 — Příprava textu DP

březen 2020 — Konzultace finální podoby práce se školitelem

duben 2020 — Předložení práce

## Doporučený rozsah práce

40 – 50 stran

## Klíčová slova

indikátory biodiverzity, pralesy, stromová mikrostanoviště, biotopové stromy

---

## Doporučené zdroje informací

- 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., Büttler, 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>.
- Schurman, J.S., Trotsiuk, V., Bače, R., Čada, V., Fraver, S., Janda, P., Kulakowski, D., Lábusová, J., Mikoláš, M., Nagel, T.A., Seidl, R., Synek, M., Svobodová, K., Chaskovskyy, O., Teodosiu, M., Svoboda, M., 2018. Large-scale disturbance legacies and the climate sensitivity of primary *Picea abies* forests. *Global Change Biol.* <https://doi.org/10.1111/gcb.14041>.
- 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**

2019/20 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

Ing. Martin Mikoláš, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra ekologie lesa

**Konzultant**

Ing. Daniel Kozák

Elektronicky schváleno dne 10. 6. 2019

**prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 24. 6. 2019

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 17. 03. 2020

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně, pod vedením Ing. Martina Mikoláše, Ph.D. Další informace mi poskytl Ing. Daniel Kozák. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala. Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze dne 30. 6. 2020

---

## **Poděkování**

Ráda bych tímto způsobem poděkovala mému vedoucímu práce Martinu Mikolášovi a konzultantu Danielu Kozákovi, za podporu, rady a užitečné informace. Dále celému projektu Remote Primary Forest, za příležitost se na tématu ochrany pralesů podílet a dále své rodině za podporu při studiu.

### **Oznámení o změně jména**

Oznamuji změnu jména, která proběhne dne 25. 7. 2020 z původního jména „Šilhánová“ na nové „Zemlerová“.

# Vliv dynamiky lesa na stromová mikrostanoviště v smrkových pralesích v pohoří Fagaraș

## Abstrakt

Práce se zabývá vlivem dynamiky lesa na početnost a druhovou bohatost výskytu stromových mikrostanovišť (TreM). TreM jsou konkrétní morfologické struktury v nadzemní části stromu, které jsou zásadní pro zachování biologické rozmanitosti v lesních ekosystémech, mají důležitou roli jako substrát nebo úkryt pro alespoň část životního cyklu různých druhů organismů. I když v posledních letech počet studií zabývajících se stromovými mikrostanovišti narůstá, studie zabývající se přírodní dynamikou TreM v primárních lesích ve vědecké literatuře chybějí/je jich nedostatek. Proto bylo cílem práce analyzovat vliv dynamiky lesa na početnost a druhovou bohatost výskytu TreM v jednom z nejzachovalejších komplexů temperátních primárních lesů – v pohoří Fagaraș (Rumunsko). V letech 2017 – 2019 byla sesbírána strukturální a dendrochronologická data ze 120 výzkumných ploch, 9 pralesních lokalit v rumunském pohoří Fagaraș. V rámci sběru dat byly zaznamenány na 2 565 žijících stromech informace o výskytu TreM, změřena DBH a odebrány vzorky (vývrty), které byly následně laboratorně dendrochronologicky zpracovány. Analýza dat byla provedena na úrovni stromu a na úrovni plochy. Vztahy mezi početností a druhovou pestrostí TreM v závislosti na věku stromu a DBH, byly otestovány pomocí zobecněného lineárního modelu. Na úrovni plochy byl testován vztah mezi početností a druhovou pestrostí TreM v závislosti na průměrné DBH a vlivu disturbancí pomocí lmer modelu. Na úrovni jednotlivých stromů byla prokázána pozitivní závislost druhové pestrosti i abundance TreM na věku, DBH i jejich interakci, avšak při testování jednotlivých typů mikrostanovišť zvlášť se výsledky liší, což souvisí i s původem vzniku jednotlivých typů mikrostanovišť. Největší vliv DBH byl prokázán u kapsy kůry a odumřelých větví, jediným TreM, pro které byl významnější vliv věku než DBH byl nádor stromu a naopak žádná závislost nebyla prokázána pro výron pryskyřice. Na úrovni plochy byla prokázána pozitivní závislost abundance TreM na síle disturbance a doby od disturbance. Pro druhovou pestrost TreM v rámci ploch nebyla prokázána žádná závislost. Počet a diverzita stromových mikrostanovišť v pralesích je bohatá a vytváří potenciál pro vysokou biologickou rozmanitost. Jejich přítomnost a výskyt je dynamický a přirozené disturbance mají na výskyt TreM příznivý vliv.

**Klíčová slova:** indikátory biodiverzity, pralesy, stromová mikrostanoviště, biotopové stromy



# **The effect of primary mountain spruce (*Picea abies*) forest dynamics on tree related microhabitats in the Fagaras mountains**

## **Abstract**

The thesis deals with the influence of forest dynamics on the abundance and species richness of the occurrence of tree-related microhabitats (TreM). TreMs are specific morphological structures in the aboveground part of a tree that are essential for the conservation of biodiversity in forest ecosystems, play an important role as a substrate or shelter for at least part of the life - cycle of various species of organisms. Although the number of studies on tree microhabitats has been increasing in recent years, studies on the natural dynamics of TreM in primary forests are lacking in the scientific literature. Therefore, the aim of the work was to analyze the influence of forest dynamics on the abundance and species richness of the occurrence of TreM in one of the best-preserved complexes of temperate primary forests - in the Fagaras Mountains (Romania). As part of data collection, information on the occurrence of TreM was recorded on 2,565 living trees, DBH was measured and samples (boreholes) were taken, which were subsequently processed in the laboratory by dendrochronology. Data analysis was performed at the tree level and at the plot level. The relationships between the abundance and diversity of TreM depending on the age of the tree and DBH were tested using a generalized linear model. At the plot level, the relationship between the abundance and species diversity of TreM depending on the average DBH and the effect of disturbances was tested using a lmer model. At the level of individual trees, a positive relation of diversity and abundance of TreM on age, DBH and their interaction was demonstrated, but when testing individual types of microhabitats separately, the results differ, which is related to the origin of individual types of microhabitats. The greatest effect of DBH was demonstrated in the bark pocket and dead branch, the only TreM for which the effect of age was more significant than DBH was canker and, conversely, no dependence was demonstrated for heavy resinosis. At the plot level, a positive dependence of TreM abundance on the disturbance severity and time from disturbance was demonstrated. The abundance and diversity of TreM in forests is rich and creates the potential for high biodiversity.

**Keywords:** biodiversity indicators, primary forests, tree-related microhabitats, habitat trees

# Obsah

<b>1 Úvod</b> .....	<b>10</b>
<b>2 Cíle práce</b> .....	<b>11</b>
<b>3 Literární rešerše</b> .....	<b>12</b>
3.1 <i>Evropské pralesy</i> .....	12
3.2 <i>Biodiverzita</i> .....	14
3.3 <i>Ekologické indikátory</i> .....	15
3.3.1 <i>Stromová mikrostanoviště</i> .....	16
3.3.2 <i>Mrtvé dřevo</i> .....	22
3.3.3 <i>Konektivita</i> .....	24
3.3.4 <i>Disturbance</i> .....	25
<b>4 Metodika</b> .....	<b>26</b>
4.1 <i>Zájmové území</i> .....	26
4.1.1 <i>Pohoří Karpaty</i> .....	26
4.1.2 <i>Fagaraš</i> .....	27
4.2 <i>Studijní plochy</i> .....	27
4.3 <i>Sběr dat</i> .....	27
4.4 <i>Klasifikace živých a mrtvých stromů podle mikrostanovišť</i> .....	29
4.5 <i>Dendrochronologické zpracování</i> .....	35
4.6 <i>Statistická analýza</i> .....	35
<b>5 Výsledky práce</b> .....	<b>38</b>
5.1 <i>V rámci jednotlivých stromů</i> .....	38
5.2 <i>V rámci plochy</i> .....	40
<b>6 Diskuse</b> .....	<b>42</b>
<b>7 Závěr a přínos práce</b> .....	<b>46</b>
<b>8 Přehled literatury a použitých zdrojů</b> .....	<b>48</b>

# 1 Úvod

Tato diplomová práce byla vytvořena díky spolupráci s projektem REMOTE (REsearch on MOuntain TEMperate) Primary Forests. Tento projekt se dlouhodobě věnuje výzkumu primárních temperátních horských lesů. Díky projektu byla zakládána síť trvalých výzkumných ploch v pralesích v Karpatech a Dinárském pohoří. Od roku 2010 je používána standardizovaná metodika vyvinutá pro studium zbývajících primárních lesů regionu. Na výzkumných plochách jsou zaznamenávány detailní informace o porostu, struktuře lesa, dynamice vývoje, jsou odebírány vzorky pro dendrochronologické analýzy. Cíle projektu jsou popsat charakter disturbančních režimů a rozsah přirozené variability, rozšíření poznatků pro odbornou i neobornou společnost a aplikace poznatků v praxi pro podporu biologické rozmanitosti (Remote Primary Forests 2018). V této práci se soustředím na výskyt a diverzitu stromových mikrostanovišť jakožto indikátor biodiverzity v lesních společenstvech. Stromovým mikrostanovištěm (TreM) začala být v posledních letech věnována vyšší pozornost (Kozák et al. 2018; Larrieu et al. 2017). A z výsledků je patrné, že struktura porostů ovlivňuje jejich výskyt. Práce je rozdělena do dvou částí, její první částí je literární rešerše zabývající se rozložením pralesů Evropy, jejich biodiverzitou a následně indikátory biodiverzity. Experimentální část vychází z dat nasbíraných na terénních výzkumech v rumunském pohoří Fagaraš, na kterých jsem se velkou částí podílela, stejně jako a z dat následně zpracovaných na České zemědělské univerzitě v Praze, katedře ekologie lesa. Jako faktory ovlivňující výskyt a diverzitu TreM byly v této práci zvoleny tloušťka stromu, věk stromu a vliv disturbancí.

Výsledky práce přispějí jako další podklad pro pochopení vztahů lesních společenstev. Plynou z nich možná opatření pro management v lesích, kde se hospodaří. Porozumění této problematice a její využití při hospodaření může mít výrazný vliv na zvýšení biodiverzity a rezistence porostů při nepříznivých podmínkách.

## 2 Cíle práce

Cílem této diplomové práce je na základě získaných informací a nasbíraných dat shrnout jaké faktory ovlivňují výskyt a diverzitu stromových mikrostanovišť, jejichž výskyt v lesních společenstvech má pozitivní vliv na biodiverzitu. Cíle jsou rozděleny do dvou částí.

### **1. Shrnutí znalostí o vývoji stromových mikrostanovišť, jejich funkci a faktorech, které je ovlivňují.**

Tato část je vypracována formou literární rešerše ze získaných zdrojů. Zabývá se pralesními společenstvy Evropy, biodiverzitou a následně ekologickými indikátory zahrnujícími stromová mikrostanoviště.

### **2. Experimentální část má za cíl zhodnocení výskytu stromových mikrostanovišť v pralesním společenstvu v pohoří Fagaraš v závislosti na lesní dynamice a struktuře.**

V druhé části zaměřené na pohoří Fagaraš jsou statisticky analyzována nasbíraná data na výzkumných plochách. Jako faktory ovlivňující diverzitu stromových mikrostanovišť byly zvoleny tloušťka stromu, věk stromu a následně vliv disturbance (síla největší zjištěné disturbance na ploše a uplynulá doba od jejího výskytu).

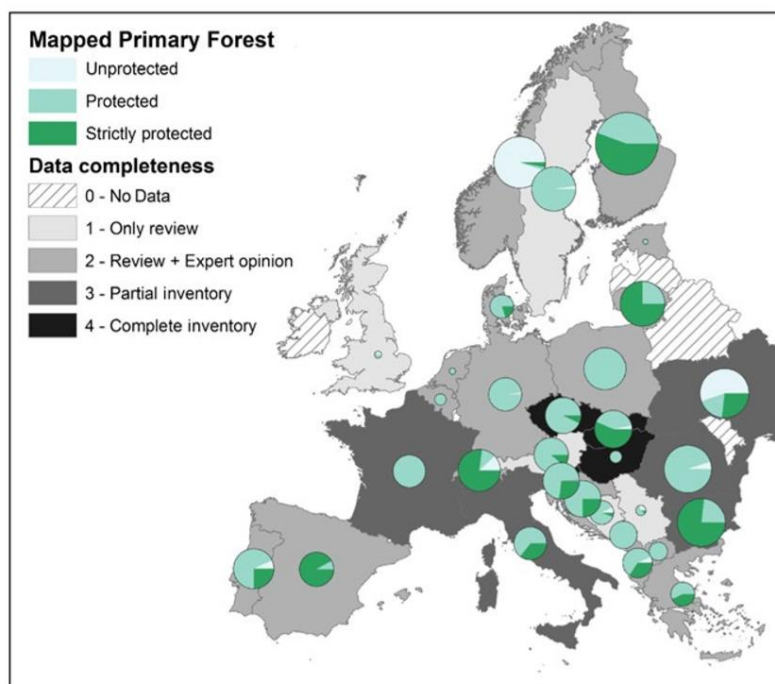
## 3 Literární rešerše

### 3.1 Evropské pralesy

Lesy byly už od pradávna využívány člověkem pro obživu, stejně tak mají velký význam i pro člověka dnešní doby. Dřevní hmota je využívána ve velkém pro celou řadu průmyslových odvětví, ale dřevní hmota a ekosystémové služby nejsou samozřejmě ani zdaleka to jediné, co pro nás les představuje. Mezi jeho významné funkce patří zadržování vody v krajině, ochrana půdy, čištění ovzduší nebo udržování biodiverzity. Lesy Evropy byly historicky ovlivňovány člověkem pravděpodobně již od mezolitu a poté především v neolitu. K drastickému úbytku lesů v krajině docházelo ve středověku. Lesy byly využívány k různým účelům, pro palivové dřevo, pastvu, těžbu (Veen P., 2010). V 19. století byly na pevninské Evropě zakládány první rezervace pro zachování pralesních společenstev. Jako úplně první byly založeny NPR Žofínský prales a NPR Hojná voda v roce 1838 (Průša 1990). Dnešní umělé často monokulturální lesy jsou výsledkem intenzivního komerčního lesnictví s ekonomickými zájmy. Ačkoli byly v posledních 300 letech vyvinuty metody managementu šetrné k přírodě, jen malá část evropských lesů zůstala bez výraznějšího lidského vlivu (Veen 2010). Primární les (prales) je definován jako les s přirozenou regenerací původních druhů, kde nejsou jasně viditelné zásahy lidské činnosti a ekologické vztahy nejsou silně narušeny (FAO 2020). I přes výjimečnou environmentální hodnotu pralesních společenstev se primární lesy v Evropě vyskytují kvůli historickému využívání půdy a obhospodařování lesů jen vzácně. Velké množství porostů nebylo stále prozkoumáno, a tak není jasné, zda jsou tato společenstva dostatečně chráněna ani jaká je jejich celková plocha (Sabatini et al. 2018). Primární lesy nám mohou pomoci v porozumění přirozeného vývoje lesa a posloužit jako model znázorňující přírodní disturbance, které jsou nedílnou součástí lesní dynamiky určující jeho vývoj, strukturu, a sukcesi (Král et al. 2014).

Vědecké poznatky včetně druhového složení lze použít v hospodářských lesích ke zlepšení jejich rezistence vůči různým nepříznivým vlivům (Veen 2010) a to obzvláště v dobách kdy čelíme klimatickým změnám (Burrascano et al. 2013). Na území Evropy se podle FOREST EUROPE (2015) nachází převážně polopřirozené lesy a člověkem nepozměněných zbývá pouze 4%. Výhled na ochranu pralesů

zůstává nejistý, protože většina z nich není přísně chráněna nebo jsou tato území malá a fragmentována, což může vést k jejich zániku. Mapování primárních lesů by mohlo vést k zvýšení jejich ochrany, zvláště ve východní Evropě, kde se stále vyskytují velké plochy, které se ale intenzivně vytrácí. Navrácení lesa do přirozeného stavu je obtížné a trvá desetiletí až staletí, než les zregeneruje a začnou se objevovat přirozené strukturální prvky jako mrtvé dřevo, velké živé i mrtvé stromy (Sabatini 2018). Ztráta a degradace těchto přírodních stanovišť jsou zásadní hrozbou pro druhovou biodiverzitu, s ubýváním přirozených lesů ubývají stanoviště, mikrostanoviště a přirozené struktury, na které jsou vázány různé druhy organismů, kterým hrozí při nejmenším lokální extinkce z důvodu ztráty biotopů. Důležitým aspektem pro uchování biodiverzity je přítomnost starých porostů a starých stromů, které často v hospodářských ale i chráněných územích chybí. Pro druhy vázané na tyto biotopy je důležitá nejen přítomnost těchto struktur, ale také jejich provázanost v krajině, která je potřebná pro migraci a zajištění přežívání metapopulací (Kjučukov et Svoboda 2018).



**Obr. 1:** Mapa znázorňující informace o rozložení pralesních společenstev a stupni jejich ochrany (Sabatini 2018).

## 3.2 Biodiverzita

Ochrana biodiverzity je ve vědě a výzkumu, na politických konferencích i ve společnosti často používaným termínem. Historicky na planetě Zemi došlo k pěti velkým vymíráním druhů a nyní se hovoří o šestém, které je velmi ovlivněno činností člověka (Kjučukov et Svoboda 2018). Mezi faktory ohrožující biodiverzitu patří degradace a ztráta biotopů, zavlékání cizích druhů, čerpání přírodních zdrojů, znečištění i změny klimatu. Biodiverzita může být zkoumána různými způsoby, na úrovni ekosystémové, druhové nebo genetické. Jako nejlépe uchopitelná a nejčastěji používaná je diverzita druhová. Lesy jsou nejrozsáhlejším typem přirozené vegetace v Evropě pokrývající 32% plochy, a hostí značné množství druhů, proto je nutné lesní biodiverzitu chránit (Gao et al. 2015).

Pro toto téma v globálním měřítku byla důležitým bodem Úmluva o biologické rozmanitosti (CBD), řazená k nejvýznamnějším mezinárodním úmluvám v oblasti životního prostředí, jež byla poprvé představena v rámci Konference OSN o životním prostředí a rozvoji (UNCED) v Rio de Janeiru v roce 1992. V České republice byla úmluva přijata v roce 1993. A dále byla biodiverzita související s lesními ekosystémy řešena v rámci FOREST EUROPE (Helsinki, 1993), „the EU Streamlining European Biodiversity Indicators 2010“ (2005), EU 2020 v oblasti biologické rozmanitosti. Od té doby je zachování biologické rozmanitosti lesů úzce spjato s jejich udržitelným využíváním. Ovšem již od této chvíle se ukázalo, že praktická ochrana biodiverzity jako kritérium udržitelného hospodaření v lesích bude problematická už z různých pohledů na její měření a indikaci. V celoevropském měřítku se i přes velké množství výzkumů nepodařilo stanovit výraznější množství relevantních indikátorů (Gao et al. 2015; Barbati et al. 2014).

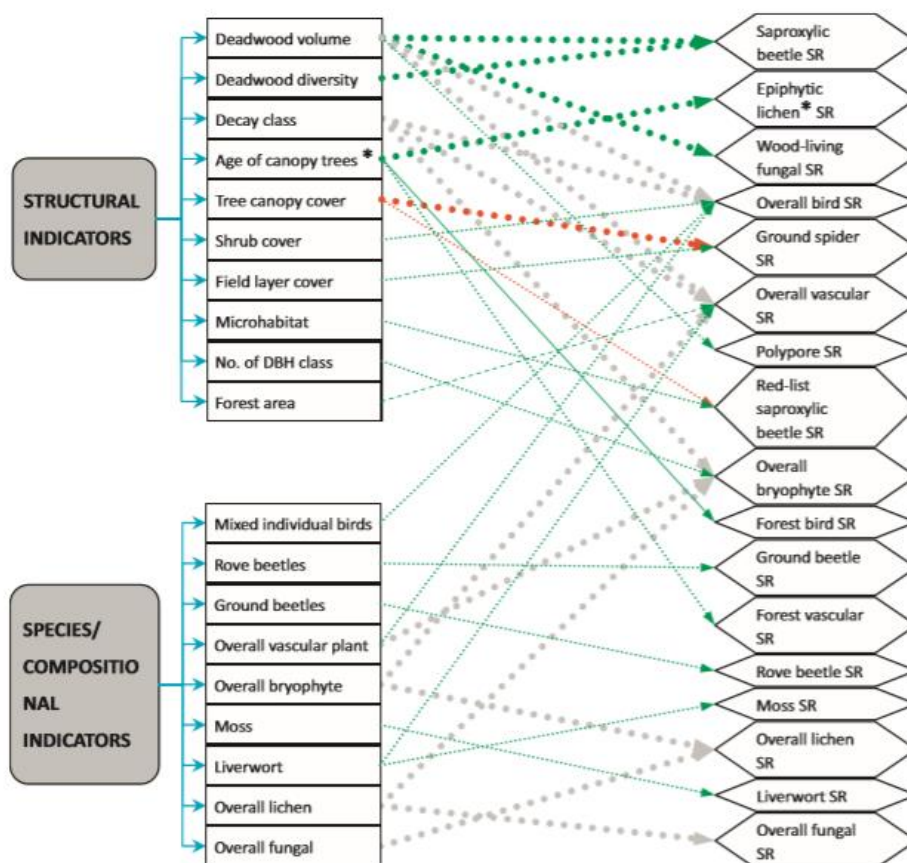
### 3.3 Ekologické indikátory

Monitoring biodiverzity v lesích je často limitován na jeden nebo několik málo druhů, protože spolehlivé kompletní záznamy bioty by byly na vytvoření velmi drahé, časové náročné a byla by zapotřebí spolupráce velkého množství taxonomických odborníků pro inventarizaci. Zatím nebyl identifikován taxon, který by byl relevantní jako indikátor druhové biodiverzity. Protože biodiverzita nelze být jednoduše měřena přímo, byly vyvinuty nepřímé metody měření (Winter et al. 2008, Larrieu et al. 2018; Málek 2019). Tyto metody se zabývají obecně strukturou lesů, která je pro biologickou rozmanitost klíčová a může být ovlivňována managementem v hospodářských lesích. Tyto charakteristiky se zabývají horizontální a vertikální strukturou lesa, druhovým složením dřevin, věkovým složením, mírou disturbancí, zmlazením, množstvím a vlastnostmi mrtvého dřeva (Larsson 2001).

Na téma strukturálních indikátorů bylo napsáno mnoho studií, nicméně stanovené druhy, skupiny druhů a charakteristiky porostů se mezi sebou velmi liší. (Gao et al. 2015) porovnávali 142 studií zabývajících se ekologickými indikátory, kde se objevovalo 10 skupin biologických indikátorů a 83 individuálních indikátorů v různých škálách. Ze všech korelací jich bylo prokázáno pouze 6 a to čtyřmi indikátory. Pro saproxylické brouky byly prokázány jako indikátory množství mrtvého dřeva a diverzita mrtvého dřeva. Na objemu mrtvého dřeva je dále závislý výskyt na dřevě žijících hub. Silná negativní korelace vychází mezi zápojem porostu a výskytem pozemních pavouků. Stáří zápoje koreluje s výskytem lišejníků.

V posledních letech se mnoho studií zaměřuje na další ukazatel biodiverzity a tím jsou stromová mikrostanoviště. Nicméně použité metodiky se často liší, a proto jsou obtížně porovnatelné (Larrieu et al. 2018).





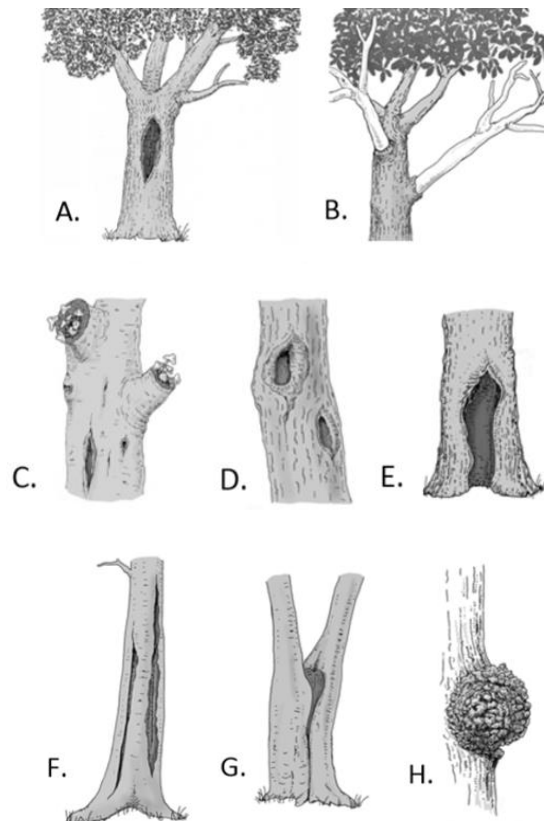
**Obr. 2:** Znárodnění silných korelací (tučné zelené, tučné červené šipky), mírné korelace (slabé zelené, červené šipky) a žádnou korelaci (šedé šipky). Zelené šipky ukazují pozitivní a červené negativní korelaci (Gao et al. 2015).

### 3.3.1 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. Tyto struktury hrají zásadní roli jako substrát nebo úkryt pro alespoň část životního cyklu různých druhů organismů. Jedná se o konkrétní morfologické struktury v nadzemní části stromu. Tyto struktury mohou být pozorovány i na ležícím mrtvém dřevě, avšak TreM jsou omezeny pouze na stojící stromy, aby se zabránilo příliš širokému rozsahu. Existuje široká škála různých interpretací toho, co přesně je a není TreM (Larrieu et Cabanettes 2012; Michel et Winter 2009; Siitonen 2012; Vuidot et al. 2011; Winter et Möller, 2008). Ve snaze sjednocení všech těchto interpretací, byla vytvořena nová metodika definující sedm základních forem mikrostanovišť (dutiny, poranění stromu, mrtvé dřevo v koruně, výrůstky (excrecences), útvary saproxylických hub a dalších organismů, epifytické

a epixylické struktury, exudáty) dále rozdělených do 15 skupin a celkem 47 typů s hierarchickou strukturou, která umožňuje použití typologie pro různé účely (Larrieu et al. 2018).

Stromová mikrostanoviště vznikají různými vlivy, jak biotickými, tak abiotickými. Nejvzácnějšími TreM v této metodice (Larrieu et al. 2018) je spálené dřevo (vznik požárem nebo poranění od blesku), hyfy (fungi), nebo například hnízda. Další TreM mohou vznikat disturbancemi jako kůrovcové kalamity, sesuvy půdy a kamení nebo lavinami. Jako TreM se označují i zranění stromů vzniklá mechanickým poškozením člověkem, například těžkou technikou používanou při těžbě. Mezi častěji se objevující TreM patří například exponovaná míza nebo lišejníky. Většina mikrostanovišť zajišťuje mikroklima, to se týká především stromových dutin, dendrotelmy poskytují dočasné vodní útvary. Mrtvé větve v koruně vystavené slunci naopak zajišťují sušší mikroklima. Stromová mikrostanoviště jsou klíčovým faktorem se zásadním dopadem na biodiverzitu, poskytují specifické mikroklimatické podmínky a substráty na které jsou vázány specifické druhy a silně přispívají k vnitřní heterogenitě lesních porostů. Biotopové stromy (habitat trees) poskytují stromová mikrostanoviště jako dutiny, korní kapsy, velké mrtvé větve, epifyty, jizvy, ronění mízy, kmenovou hnilobu. Minimálně 25% lesních druhů je závislých na výskytu mrtvého dřeva a habitatových stromech. Mnoho z nich patří k nejohroženějším druhům evropských temperátních lesních ekosystémů. Nicméně tyto stromy se z krajiny stále vytrácí kvůli kulturním změnám, modernímu lesnictví a zemědělství. Staré stromy hrají důležitou roli pro lesní biodiverzitu a poskytují prostor pro hnízdění, poskytují zdroje pro obživu pro různé druhy bezobratlých, obratlovců, rostlin (mechorosty, lišejníky) a saproxylických hub (Kraus et Krumm 2013; Paillet et al. 2017).



**Obr. 3:** A) Hnilobná dutina, B) mrtvé větve, C) plodnice saproxylických hub, D) dutiny s plísní, E) kmenová dutina, F) jizvy, G) vidlicovité rozdělení, H) nádor (Kraus et Krumm 2013).

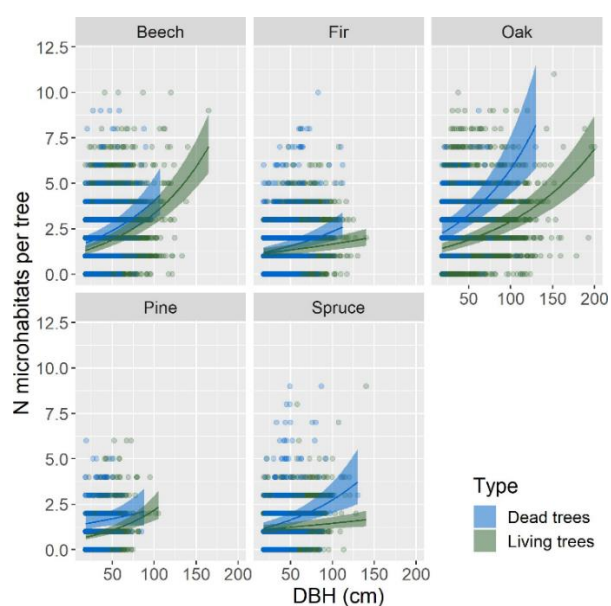
Dutiny jsou jednou z hlavních skupin mikrostanovišť, můžeme je rozdělit na dutiny datlovitých, dutiny vzniklé hnilobou, dendrotelmy a kořenové dutiny. Dutiny datlovitých jsou vyhloubeny datlovitými pro hnízdění, tato mikrostanoviště hrají důležitou roli nejen pro datlovité, ale i pro jejich sekundární „obyvatele“, jimiž mohou být jiné druhy ptáků, netopýři, hlodavci, lasicovití a bezobratlí (např. brouci, pavouci, vosy). Dále jsou uvedeny dutiny vzniklé hnilobným procesem vyvolaným zraněním stromu, tyto dutiny jsou často využívány netopýry, drobnými savci, obojživelníky, plazy a ptáky. Čím více trouchu obsahují, tím specializovanější druhy dokáží hostit. Dendrotelmy jsou specifické útvary dočasně nebo permanentně naplněné vodou. Na těchto stanovištích jsou závislé některé druhy hmyzu (hlavně dvoukřídlí) a malí korýši (zvláště pokud je dno dutiny vyhnílé). Kořenové dutiny jsou dutiny v bázi stromu, tyto dutiny využívají menší savci, ptáci a obojživelníci. Další skupinou jsou jizvy, ztráta kůry, tato TreM se častěji vyskytují na pahýlech a rozkládajících se stromech a méně často na živých stromech (mohou vzniknout například zásahem blesku, manipulací při těžbě). Takováto stanoviště vyhledávají

netopýři, ptáci, ploštice a pavouci. Plodnice saproxylických hub už samy o sobě detekují značnou míru biodiverzity, avšak mohou z nich benefitovat i ostatní organismy jako brouci, dvoukřídlí, noční motýli a ploštice. Ostatní mikrostanoviště jako epifyty (líány, lišejníky a mechorosty), suché větve, ronění mízy na sebe vážou brouky, noční motýly, ptáky (Stokland et Siitonen 2012; Kraus et Krumm 2013).

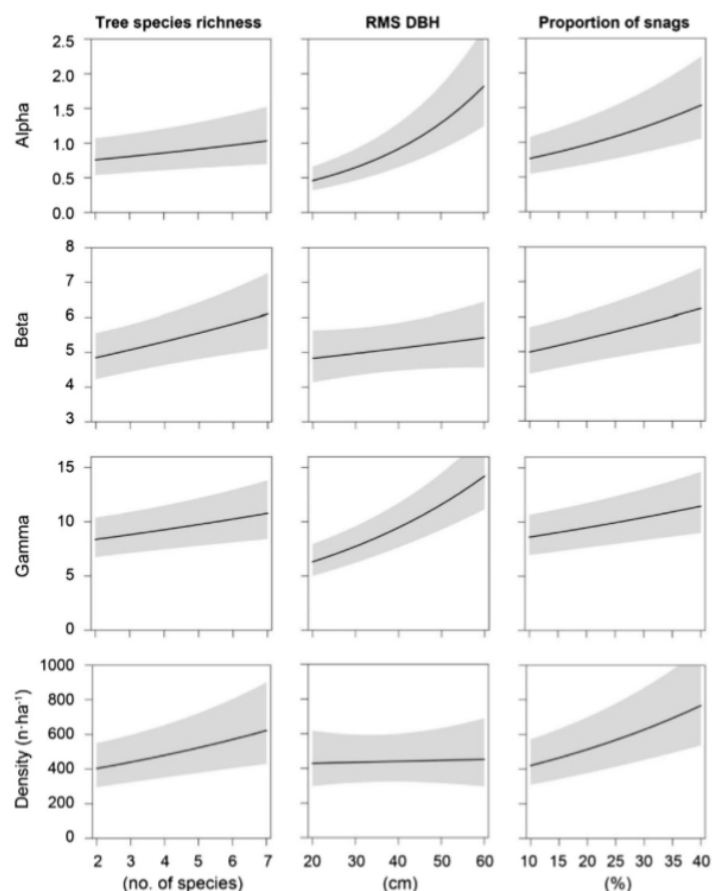
TreM groups	Invertebrates										Vertebrates					Bryophytes	Fungi	Lichens	
	Insects										Gastropods	Birds	Mammals		Amphibians & Reptiles				
	Coleoptera	Diptera	Hemiptera	Hymenoptera	Lepidoptera	Arachnida		Collembola	Mites	Aranea, & Pseudoscorpionida			Rodents	Bats					Carnivores
						Mites	Aranea, & Pseudoscorpionida												
Woodpecker breeding cavities	x			x*	x		x				x	x	x					x	
Rot-holes (containing mould)	x			x*		x												x	x
Insect galleries and bore holes	x			x*			x												
Concavities Exposed sapwood	x			x														x	x
Exposed sapwood only	x																		
Exposed sapwood and heart-wood	x																		
Crown dead-wood	x			x															
Twig tangles																			
Burs and cankers				x															
Perennial fungal fruiting bodies	x		x	x*															
Ephemeral fungal fruiting bodies	x		x																
and slime molds																			
Epiphytic or parasitic crypto-phanerogams	x			x															
Nests																			
Microsoil	x																		
Fresh exudates	x			x															

**Obr. 4:** Znázornění vybraných 9 taxonomických skupin vázaných na TreM v Evropských temperátních lesích a mediteránu. Vybranými skupinami jsou: hmyz, pavoukovci, plži, ptáci, savci, obojživelníci a plazi, mechorosty, houby a plazi. „x“ znázorňuje výskyt některých druhů ze skupiny na stanovišti (Larrieu et al. 2018).

Biotopové stromy se v Evropě vyskytují na různých stanovištích jako jsou relikty tradičních sadů, tradičně obhospodařované lesy, pralesy nebo obory a parky. Vyskytují se běžně v neobhospodařovaných lesích a v hospodářských lesích potřebují zvláštní pozornost (Kraus et Krumm 2013). TreM se objevují i v hospodářských lesích, avšak jejich původ zřídka kdy souvisí s hnilobnými procesy. Tato TreM vznikají spíše při manipulaci s těžkou technikou při těžebných procesech. V hospodářských lesích se pak objevují TreM jako dendrotelmy, ztráta kůry. Ale TreM v neobhospodařovaných lesích mají vyšší početnost i druhovou pestrost (Paillet et al. 2017). To je způsobeno hlavně homogenitou porostů bez struktur potřebných pro jejich výskyt (staré stromy, pahýly)(Keren et al. 2017). Kromě těchto struktur byly vyzkoušeny další parametry, které výskyt TreM ovlivňují. Těmi je například tloušťka stromu (DBH z angl. diameter at breast height – podle metody měření tloušťky stromu v prsní výšce 130 cm nad zemí). Alfa i gama diverzita TreM je ovlivňována DBH a poměrem mrtvých stromů na rozdíl od beta diverzity, kterou DBH neovlivňuje viz. obrázek č.6 (Kozák et al. 2018). Dalšími parametry, které hrají pro výskyt TreM roli jsou tloušťka kůry a věk stromu (Bütler et Lachat 2009). Dále byl zjištěn rozdíl ve výskytu TreM u živých a mrtvých stromů o stejné DBH viz obrázek č. 5 (Paillet et al 2019). Byly testovány i faktory jako pH půdy a nadmořská výška s výsledkem, že se počet TreM signifikantně zvyšuje s nadmořskou výškou a u pH nebyl prokázán žádný efekt.



**Obr. 5** : Graf znázorňující počet stromových mikrostanovišť v závislosti na DBH a statusu stromu (mrtvého (modře) a živého (zeleně)). Druhy: beech (*Fagus sylvatica*), fir (*Abies alba*), oak (*Quercus spp.*), pine (*Pinus spp.*) a spruce (*Picea abies*) (Paillet et al. 2019).



**Obr. 6:** Graf znázorňující alfa, beta, gama diverzitu a početnost TreM a jejich vztah s druhovou bohatostí porostů, DBH a poměrem mrtvých stromů na ploše (Kozák et al. 2018).

### 3.3.2 Mrtvé dřevo

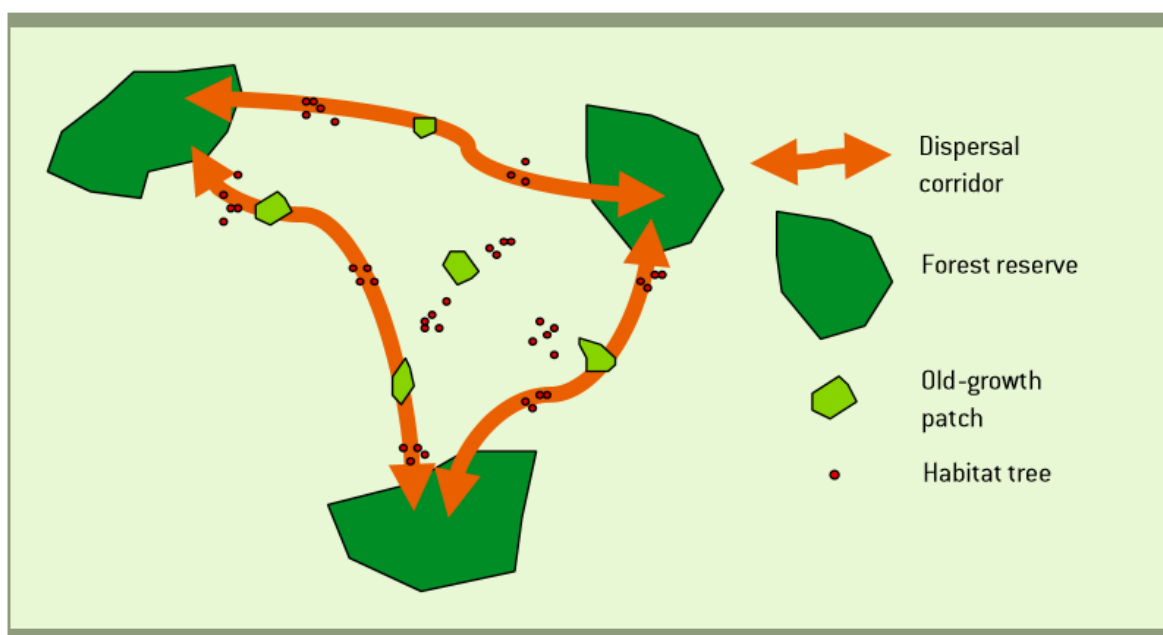
Jako mrtvé dřevo je označován pojem různých forem ležícího i stojícího dřeva vznikajícího odumřením stromu nebo jeho části, to je nezbytnou součástí funkčního lesního ekosystému. Odhaduje se, že 30-50 % lesních organismů je vázáno na mrtvé dřevo. Mrtvé dřevo se vyskytuje i jako součást živých stromů (jejich odumřelé části), jsou to stojící mrtvé stromy, pahýly, pařezy i ležící celé stromy (Bače et Svoboda 2016; Vrška et al. 2015). Nezáleží ovšem jenom na přítomnosti mrtvého dřeva, stejně důležitá je i jeho diverzita. Čím rozmanitější bude nabídka mrtvého dřeva, tím se zvedá i ekologická hodnota stanoviště, protože nabízí širší škálu habitatů. Diverzifikované mrtvé dřevo s různými stádii rozpadu indikuje kontinuitu rozpadu v čase, což je pozitivní vliv. Rozklad dřeva je ovlivňován druhem dřeviny, ale i teplotními a vlhkostními podmínkami, dále poměrem O<sub>2</sub> a CO<sub>2</sub> v prostředí a příčinou

smrti. Druhy vyskytující se v mrtvém dřevě patří především mezi hmyz a houby. U hub jsou nejvýznamnější stopkovýtrusné houby (*Basidiomycetes*) včetně chorošovitých (*Polyporales*). U stopkovýtrusých hub najdeme mnoho takových, kterým dominují dřevokazné houby (*Dacrymycetales*, *Agaricales*). Velké množství druhů patří také mezi vřeckovýtrusé (*Ascomycetes*) včetně *Saccharomycotina*. Většina těchto hub jsou dekompozitoři, ale některé z nich mají úplně jinou ekologickou roli (Stokland et Siitonen 2012). Mrtvé dřevo, ve kterém se vyskytuje velké množství hmyzu je pro některé druhy ptáků důležitým zdrojem potravy. Toto je důležité pro hmyzožravé druhy ptáků, jako jsou datlovití. Kromě toho si v mrtvých stromech vytváří hnízda. Stejně tak mrtvé dřevo hostí různé druhy hmyzu. Saproxylické druhy hmyzu využívají mrtvé dřevo alespoň pro některé části svého životního cyklu. Množství mrtvého dřeva a jeho diverzita pozitivně koreluje s druhovou bohatostí saproxylických brouků. Biotopové stromy s mikrostanovišti jako mrtvé větve, dutiny datlovitých, ztráta kůry nebo plodnice hub jsou rozhodující pro výskyt širokého spektra specializovaných saproxylických brouků (Kraus et Krumm 2013). Nejenže mrtvé dřevo slouží jako biotop pro různé druhy organismů, slouží i jako substrát pro semenáčky stromů. V některých lesích je dokonce zmlazení úplně závislé na přítomnosti mrtvého dřeva. Semenáčky mohou v některých případech osídlit pouze mrtvé dřevo vlastního druhu, v jiných případech naopak těžit z druhů jiných. Dalším pozitivem, které přítomnost mrtvého dřeva přináší jsou jeho vlastnosti zadržovat vodu a dále slouží jako dlouhodobé přírodní hnojivo, protože svým pomalým rozkladem vypouští látky postupně. Nakonec také přispívá ke zvýšení stability svahů a chrání tak půdu před erozí (Bače et Svoboda 2016).



### 3.3.3 Konektivita

Úspěšnost populace je možná pouze pokud je její reprodukce a imigrace schopna kompenzovat ztráty při disperzi, mortalitě a predaci. Pro saproxylické druhy je typické, že svá stanoviště potřebují měnit, mrtvé dřevo je efemerním habitatem, mění se v čase a prostoru, a proto je nutné migrovat na vhodná stanoviště (Jonsson 2012). Prostupnost pro některé druhy je závislá na mrtvém dřevě a biotopových stromech. Na tyto struktury bývá nahlíženo ve spojitosti s teorií ostrovní biogeografie, kde staré porosty tvoří síť „stepping stones“ v okolní matrix (porostech bez těchto přirozených struktur). Podle teorie ostrovní biogeografie větší stanoviště dokáže hostit více druhů než malé, velký vliv hraje také okrajové pásmo, které je větší u více malých fragmentů než u jednoho většího území. Vzdálenost mezi jednotlivými „stepping stones“ je zásadní pro migraci organismů, čím je vzdálenost kratší, tím roste šance na jejich kolonizaci (Kraus et Krumm 2013).



**Obr. 7:** Schematické znázornění funkční sítě se starými porosty a TreM. Znázornění koridorů pro disperzi (Kraus et Krumm 2013).

### 3.3.4 Disturbance

Lesní ekosystémy jsou dynamické, jejich složení a struktura se nepřetržitě vyvíjejí. Tyto změny jsou způsobovány různými procesy od malých interakcí až po klimatické změny. Pro lesní porosty je jedním z hlavních procesů, ovlivňujících lesní dynamiku, disturbance. Disturbanci můžeme také vidět na různých měřítkách od napadení stromu patogeny, přes širší úmrtnost způsobenou suchem až po rozsáhlé větrné polomy s následnou gradací podkorního hmyzu nebo požáry (Kraus et Krumm 2013, Lausch et al. 2011). Frekvence a síla disturbance jsou často ovlivňovány klimatem. Zdá se, že při změně klimatu přibývá disturbancí. Obzvláště sucho je spojováno s velkým ovlivněním lesní dynamiky a její „synchronizací“ ve smyslu zvýšení mortality porostů nebo vystavení porostů větší pravděpodobnosti napadení různými škůdci. Disturbance způsobené suchem se v horských porostech střední Evropy zvyšuje od roku 1980. Historie disturbancí ovlivňuje vývoj lesa a tím pádem i jeho citlivost k disturbancím, protože citlivost stromů k disturbanci záleží na velikosti stromu a hustotě porostu. Porosty velkých stromů mají vyšší náchylnost k tomu být poškozeny hmyzími škůdci než porosty složené menšími stromy (čím větší strom, tím více kambia, více potravy). Landscape pattern (tvar krajiny) formovaný disturbancemi ovlivňuje citlivost porostů pro další disturbance. Heterogenní, mozaikovitá krajina na další disturbanci bude reagovat rozrůzně, každá ploška jinak podle stádia vývoje. Naproti tomu krajina homogenní se synchronizovaným stupněm vývoje povede k oscilaci mezi vysokou a nízkou citlivostí. A citlivost na klima bude v tomto případě velmi ovlivňována historií disturbancí. Disturbance redukuje korunové patro, což přináší šanci pro dříve potlačené stromy a ty mohou o své místo v korunovém patře začít soupeřit. Z těchto anomálií, které jsou viditelné na letokruzích, může být rekonstruována historie disturbancí (Schurman et al 2018).

## 4 Metodika

### 4.1 Zájmové území

#### 4.1.1 Pohoří Karpaty

Karpaty jsou nejdelším, největším evropským horským řetězcem dosahujícím délky 1500 km, táhnoucím se přes střední Evropu a zasahujícím do sedmi evropských států (Česká republika, Slovensko, Rumunsko, Ukrajina, Polsko, Maďarsko a Srbsko). Nejvyšší část Karpat se nachází na Slovensku, jsou to Vysoké Tatry s nejvyšším vrcholem Gerlachovským štítem, který dosahuje 2655 m n.m. Podnebí je mírné kontinentální, s vyššími úhrny srážek a nižšími teplotami v horských oblastech.

Pro Karpatskou krajinu bylo typické maloplošné využívání krajiny formou travních porostů, pastvin, zemědělskou krajinou nebo zastavěnou plochou, naproti tomu lesní plochy jsou zastoupeny ve velkém měřítku. Karpaty představují spojení mezi tajgou severní Evropy a mediteriánem na jihu. V oblasti Karpat se rozkládají největší pralesy západní a střední Evropy. Nachází se zde celá řada endemických druhů rostlin a živočichů, glaciálních reliktnů, nebo nejbohatšího zastoupení velkých masožravců, karpatské ekosystémy jsou proto nezbytnou součástí biodiverzity v Evropě (UNEP 2007; Veen et al. 2010.)

Největší změny v přírodě byly zapříčiněny lidskými vlivy. Změna klimatu nyní vede ke změně stanovišť, změně zastoupení početností jednotlivých druhů. Kvůli turismu se do společenstev dostávají invazní druhy, znečištění (vody, vzduchu), opouštění tradičních forem hospodaření má nepříznivý vliv na biologickou rozmanitost.

Rumunské lesy představují velké environmentální bohatství, nicméně jejich rozloha byla kvůli nedávnému odlesňování snížena na 26,7%. Tyto lesy přesto zaujímají největší pralesní plochy v EU, podle odborných odhadů tyto plochy představují až dvě třetiny Evropských pralesů. Jedná se především o lesy se zastoupením buku, jedle a smrku a horské smrčiny. Některé z těchto lesů jsou zařazeny do světového dědictví UNESCO. Velikost těchto lesů se pohybuje od rozlohy čtverečních kilometrů až po desítky kilometrů čtverečních. V roce 2017 podle průzkumu Greenpeace o potencionálních panenských lesích na základě údajů z dálkového průzkumu byla identifikována plocha o téměř 300 000 ha potencionálních starých

porostů „old growth“ a pralesů „primeval forests“. Nicméně tyto odhady k ochraně pralesů nestačí a jsou nadále odlesňovány, ačkoli jsou ze zákona o lesích, platného od roku 2008 chráněny před těžbou. Tyto lesy tak musí být zmapovány a zaneseny do katalogu pralesů (Remote Primary Forests 2018).

#### 4.1.2 Fagaraš

Pohoří Fagaraš (rumunsky Făgăraș) je nejvyšším a nejrozlehlejším pohořím Rumunska a zároveň jeden nejrozsáhlejších pralesních komplexů v EU, kde se nachází přes 10 000 ha primárních lesů (Remote Primary Forests 2018). Hlavní hřeben dosahuje délky 70 km s nadmořskou výškou pohybující se kolem 2000 m n.m., nejvyšší horou je Moldoveanu (2544 m n.m.). Klima na pohoří je velmi deštivé s průměrným úhrnem srážek až 1500 mm/rok, průměrnou roční teplotou na hřebeni -2 °C. Skrze pohoří vede horský silniční přechod Transfagaraš spojující města Sibiu na severním úbočí a Pitesti na jižním úbočí. Kvůli transfagaraši je pohoří v této oblasti velmi přístupné turistům. Velkou tradici nese i v oblasti pěší turistiky sahající až do 19. stol. A přes celý hřeben vede turistická stezka (UNEP 2007).

### 4.2 Studijní plochy

Pro experimentální část byla použita data sesbíraná ze 120 referenčních ploch s rozlohou 1000 m<sup>2</sup>, z 9 lokalit z rumunského pohoří Fagaraš. Data byla sesbírána v letech 2017, 2018 a 2019. V rámci sběru dat byly zaznamenány informace o výskytu TreM, změřena DBH a odebrány vzorky vývrty, které byly následně laboratorně dendrochronologicky zpracovány. Pro testování vztahů početnosti a druhové pestrosti v závislosti na věku stromu a DBH, byla sesbírána data na 2 565 žijících stromech

Zájmové plochy nachází na několika lokalitách (Sambata, Doamnei, Arpaselu, Capra, Boia Mica, Arpasul, Ucisoara, Vistea Mare, Belia, Ucea Mare) (Remote Primary Forests 2018).

### 4.3 Sběr dat

Data byla sbírána několikačlennými skupinami na vyznačených plochách, přeměřování na plochách se opakuje po pěti letech. Po příchodu na plochu musím být nalezen střed a pomocí něj jsou přiřazeny jednotlivé stromy. Na TVP byly očíslovány všechny stromy s výčetním průměrem nad 6 cm. U daných jedinců se

zaznamenávala jejich výčetní tloušťka, druh, stav, jestli je daný jedinec mrtvý či živý. U souší se zaznamenával odhad výšky souše v intervalech po deseti metrech a stupeň rozkladu souše (1. krátce po uschnutí stromu: zůstávají drobné větve se zbytky olistění, 2. zůstávají drobné větvičky bez olistění, 3. většina drobných větví chybí, ale silné větve jsou kompletní, 4. často již zlom souše, zůstávají jen některé nejsilnější větve, 5. pahýl pod 2 m výšky, větve chybí, silně rozložený). Dále se hodnotil u stromu stav, jestli roste v podmínkách otevřeného zápoje, či v podmínkách uzavřeného zápoje (více než 50 % koruny bylo pod přímým zástínem sousedních jedinců). Hodnotil se též sociální statut, jestli je jedinec v úrovni či v podúrovni a bylo též zaznamenáno mikrostanoviště, na kterém rostl (terénní vyvýšení (kupa, předpokládané vývratiště), mrtvé dřevo (kláda či pahýl). Zaznamenával se též stav poškození kmene, jako je vrškový zlom, korunový zlom, kmenový zlom, či vývrat. U pěti náhodně vybraných jedinců se měřila výška jedince a šířka koruny ve dvou na sebe kolmých směrech.

Z očíslovaných stromů se náhodně vybralo buď 15, 20 či 25 stromů pro odebrání vývrtu. Počet stromů byl vybrán na základě subjektivního posouzení heterogenity věkové struktury porostu a průběžného sledování věku vyvrтанých stromů. Vývrt se odebíral ve výšce 1 m nad zemí, a to vždy ze strany kolmé na spádnicí a ze strany, kde strom jevil intenzivnější přírůst v koruně. Pokud na ploše byl shnilý jedinec, byl nahrazen jedincem obdobné výčetní tloušťky v co nejbližším okolí. Pokud bylo na ploše méně stromů než kýžený počet, byly náhodně vybrané stromy mimo plochu dovtřeny (náhodně se zvolil směr a od středu se tím směrem šlo k nejbližšímu nevrtanému stromu). Pro vyhodnocení, jestli daný jedinec odrůstal v mládí v otevřeném či uzavřeném zápoji, byly vrtány též stromky s výčetní tloušťkou okolo 5 cm rostoucí v různých podmínkách přímého osvětlení koruny. V blízkosti TVP byly identifikovány a popsány rozličné rozměry mezer v zápoji, ve kterých bylo odebráno několik daných jedinců. Dále bylo odebráno několik jedinců pod zapojenou korunovou klenbou. Nasbírané informace byly zaznamenávány do papírových formulářů přímo na ploše.



**Obr. 8:** Sběr a zaznamenávání dat na plochách.

#### 4.4 Klasifikace živých a mrtvých stromů podle mikrostanovišť

Při sběru dat byla použita metodika podle Larrieu et al. (2018).

Při sběru byl na každém stojícím stromě na ploše zaznamenáván výskyt následně vyjmenovaných stromových mikrostanovišť. Data byla zaznamenávána na místě do papírových formulářů jedním až dvěma členy týmu. Mikrostanoviště jsou rozdělena do dvou skupin: počítatelné a nepočítatelné. U počítatelných byl zaznamenáván i počet u nepočítatelných pouze prezence/absence. Celkem bylo stanovených 47 typů mikrostanovišť rozdělených do sedmi skupin a patnácti podskupin.

## Typ

### A) Dutiny

#### Dutiny od datlovitých

1. Malé dutiny:

2. Středně velké dutiny:

3. Velké dutiny:

4. Sloupce dutin:

#### Hniloba a vykotlané stromy

5. Kmenová dutina dotýkající se země

6. Kmenová dutina bez kontaktu se zemí

7. Polouzavřená kmenová dutina

8. Komínová kmenová dutina dotýkající se země

9. Komínová kmenová dutina bez kontaktu se zemí

10. Dutá větev

#### Chodbičky od hmyzu

11. Vývrty

#### Otvory

12. Dendrotelmy

13. Otvory vytvářené datlovitými

14. Otvory lemované kůrou

15. Kořenové otvory

### B) Zranění a obnažené dřevo

## Popis

Vstupní otvor < 4cm. Hnízdní dutiny Strakapouda malého (*Dendrocopos minor*) většinou na mrtvé větvi stromu. Počítatelné

Vstupní otvor 3-7cm. Pro větší datlovité, většinou v rozkládajícím se dřevě (mrtvé větve, pahýly, ulomené větve). Počítatelné

Vstupní otvor < 10cm. Hnízdní dutiny datla černého (*Dryocopus martinus*), většinou v hlavní části kmene. Počítatelné

Alepoň tři dutiny od datlovitých maximálně 2m od sebe (soubor takovýchto dutin má význam při tvorbě hlubokých dutin a rozkladu kmene). Počítatelné

Vstupní otvor > 10cm, uzavřená „komora“ chráněna před deštěm, obsahující různé množství plísně (záleží na stádiu rozkladu), dotýká se země, vstupní otvor může být i výše na kmeni, počítatelné

Vstupní otvor > 10cm, zavřená dutina obsahující plíseň, není kontakt se zemí, počítatelné

Vstupní otvor > 30cm, dutina není úplně chráněna od okolí a deště, počítatelné

Vstupní otvor > 30cm, dutina otevřená svrchu, často způsobená zlomením kmene, dosahuje k zemi, počítatelné

Vstupní otvor > 30cm, dutina otevřená svrchu, často způsobená zlomením kmene, nedosahuje k zemi, počítatelné

Vstupní otvor > 10cm, dutina ve velkých větvích, horizontálně orientovaná, trubkovitá dutina, počítatelné

Vývrty větší než 2cm nebo plocha větší než 300cm<sup>2</sup>, nepočítatelné

Průměr > 15cm, dutin díky svému tvaru zadržující vodu, počítatelné

Otvor hlubší než 10cm nebo průměr větší než 10cm, vznikající klováním datlovitých, vstup větší než vnitřek, počítatelné

Hloubka > 10cm nebo průměr > 10cm, přírodní kůrou lemované otvory bez plísně, počítatelné

Vstup > 10cm, přírodní otvory lemované kůrou na bázi stromu, formované kořeny, bez plísně, počítatelné

## **Obnažené bělové dřevo**

16. Ztráta kůry  
Plocha > 300cm<sup>2</sup>, způsobené pádem stromu, balvanu nebo hlodavci, počitatelné
17. Jizva od ohně  
Plocha > 600cm<sup>2</sup>, vespodu kmene, obvykle trojúhelníkový tvar, na závětrné straně, počitatelné
18. Kapsa kůry I  
Odchlípení > 1cm, hloubka > 10cm, výška > 10cm, prostor mezi kůrou a bělí tvořící stříšku, bez trouchu, otevřená zespod, počitatelné
19. Kapsa kůry II  
Odchlípení > 1cm, hloubka > 10cm, výška > 10cm, prostor mezi kůrou a bělí tvořící kapsu, otevřená svrchu, s trouchem, počitatelné

## **Obnažené bělové a jádrové dřevo**

20. Kmenový zlom  
Průměr ve zlomovém bodě > 10cm, zlomený ale stále živý strom, nepočitatelné
21. Zlomená větev  
Plocha obnaženého jádrového dřeva > 300cm<sup>2</sup>, ulomená větev nebo rozlomený „dvoják“, počitatelné
22. Jizva  
Délka > 30cm, tloušťka > 1cm, hloubka > 10cm, jizva v kůře i dřevě, počitatelné
23. Jizva po zásahu bleskem  
Délka > 30cm, tloušťka > 1cm, hloubka > 10cm, způsobena bleskem, většinou ve tvaru spirály s roztráštěným dřevem, nepočitatelné
24. Rozdvojení  
Délka > 30cm, jizva v rozdvojení, počitatelné

## **C) Mrtvé dřevo v koruně**

25. Mrtvé větve  
Větve o průměru > než 10cm, nebo větve s průměrem > 3cm a 10% mrtvé koruny, nepočitatelné
26. Mrtvý vrchol  
Průměr > 10cm na bázi mrtvé části, mrtvý celý vrchol korun, dřevo je vystaveno slunečnímu svitu, nepočitatelné
27. Zbytek zlomené větve  
Zbývající část větve o průměru > 20cm a délce > 0,5m, odlomená větev, může být roztráštěná, zranění neovlivňuje kmen, počitatelné

## **D) Výrůstky**

### **Větvičkovité**



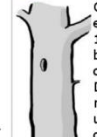
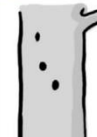

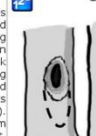
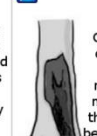


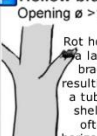


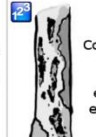
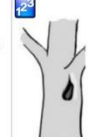










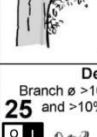




28. Čarověník  
Průměr > 50cm, chomáčovitá nebo metlovitá znetvořenina letorostů různého původu, počitatelné
29. Epikormické výhony  
Více než 5 výhonků, hustý porost na kmeni, nepočitatelné
30. Nádor I  
Průměr > 20cm, vznik nadbytečným růstem buněk na kmeni či větvích vlivem různých podráždění, počitatelné
31. Nádor II  
Průměr > 20cm, rozkládající se útvar, obnažení bělové dřevo, působí např. rez jedlová (*Melampsorella caryophyllacaerum*), rážovka (*Nectria*), počitatelné






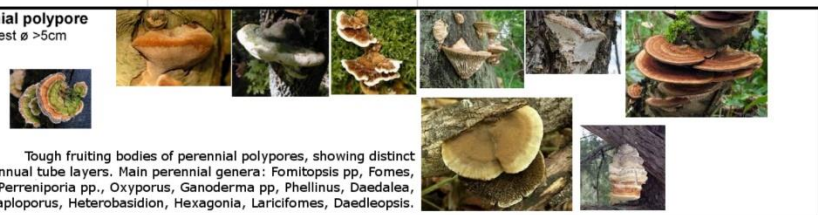















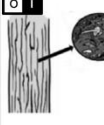


## **E) Plodnice saproxylických hub a hlenky**

### **Pereniální**



32. Trvalé  
Průměr > 5cm, např.: troudnatec pásovaný (*Fomitopsis pinicola*), troudnatec kopytovitý (*Fomes fomentarius*), síťkovec dubový (*Daedalea quercina*), nepočítatelné
- Efemerní**
33. Annual polypore  
Průměr > 5cm nebo shluk > 10 plodnic, vyskytující se po několik týdnů, elastické a měkké, nepočítatelné
34. Pulpy agaric  
Průměr > 5cm nebo shluk > 10 plodnic, velké masité plodnice, lupenotvaré (*Agaricales*), př.: václavka obecná (*Armillaria mellea*), hlíva ústříčná (*Pleurotus ostreatus*), vyskytují se několik týdnů, nepočítatelné
35. *Pyrenomycetes*  
Stroma > 3cm nebo shluk pokrývající plochu >100cm<sup>2</sup>, dekompozitoři tmavé barvy, nepočítatelné
36. Pravé hlenky (*Myxomycetes*)  
Průměr > 5cm, tvoří plazmodium, nepočítatelné
- F) Epifytycké a epixilické struktury**
- Epifyty, parazitické kryptofty a fanerofyty**
37. Mechorosty (*Bryophytes*)  
Plocha kmene pokryta > 10%, nepočítatelné
38. Lišejníky (*Lichens*)  
Plocha kmene pokryta > 10%, nepočítatelné
39. Břečťan a liány  
Plocha kmene pokryta > 10%, př.: břečťan popínavý (*Hedera helix*), plamének plotní (*Clematis vitalba*), nepočítatelné
40. Kaprad'orosty (*Pteridophyta*)  
Plocha kmene pokryta > 10%, nepočítatelné
41. Jmelí (*Viscum*)  
Průměr > 20cm, poloparazitické rostliny, nepočítatelné
- Hnízda**
42. Hnízda obratlovců  
Průměr > 10cm, hnízda od ptáků, veverek, malých hlodavců, počítatelné
43. Hnízda bezobratlých  
Např.: Bourovčík jižní (*Thaumetopoea pityocampa*), mravenec černošklý (*Lasius fuliginosus*), včela medonosná (*Apis mellifera*)
- Mikropůda**
44. Na kůře  
Vznik mikropedogenezí, nepočítatelné
45. V koruně  
Vznik pedogenezí opadu z koruny, na plochých místech větví, rozdvojení, nepočítatelné
- G) Exudáty, výrony**
46. Mízotok  
Délka zranění > 10cm, čerstvé poranění, nepočítatelné
47. Silný výron pryskyřice  
Délka zranění > 10cm, čerstvé poranění, nepočítatelné

Form	Group	Types										
Cavities Is.	Woodpecker breeding cavities	<b>1 Small woodpecker breeding cavity</b> Entrance $\varnothing < 4\text{cm}$  Cavity entrance $\varnothing < 4\text{ cm}$ . The breeding cavity of <i>Dendrocopos minor</i> is usually drilled in a dead branch.	<b>2 Medium-sized woodpecker breeding cavity</b> Entrance $\varnothing = 4\text{-}7\text{cm}$  Round cavity entrance about $\varnothing = 4\text{-}7\text{ cm}$ . The breeding cavities of the medium-sized woodpeckers are usually drilled into decaying wood (dead branch, snag, insertion of broken-off branches).	<b>3 Large woodpecker breeding cavity</b> Entrance $\varnothing > 10\text{cm}$  Oval cavity entrance $\varnothing < 10\text{ cm}$ . The breeding cavities of <i>Dryocopus martius</i> are usually drilled on the main part of the trunk.	<b>4 Woodpecker flute</b> Entrance $\varnothing > 3\text{cm}$  At least three woodpecker breeding cavities in line on the trunk. Maximum distance of 2 m between two consecutive cavities.							
	Rot-holes	<b>5 Trunk base rot-hole (closed top, ground contact)</b> Opening $\varnothing > 10\text{cm}$  Cavity chamber is completely protected from surrounding microclimate and rain. Top-dosed trunk cavity containing more or less mould (depending on its development stage). The cavity bottom has ground contact. Note that the cavity entrance can be higher on the trunk.	<b>6 Trunk rot-hole (closed top, no ground contact)</b> Opening $\varnothing > 10\text{cm}$  Top-closed trunk cavity containing more or less mould (depending on its development stage). The cavity bottom has no ground contact.	<b>7 Semi-open trunk rot-hole</b> Opening $\varnothing > 30\text{cm}$  Cavity chamber is not completely protected from surrounding microclimate and rain may flow in. Note that the cavity entrance can be higher up in the trunk.	<b>8 Chimney trunk base rot-hole</b> Opening $\varnothing > 30\text{cm}$  Cavity in the trunk of the tree that is completely open at the top, often resulting from stem breakage; the cavity base reaches ground level, so the inner cavity is in direct contact with the soil.	<b>9 Chimney trunk rot-hole</b> Opening $\varnothing > 30\text{cm}$  Cavity in the trunk of the tree that is completely open at the top, often resulting from stem breakage; the cavity base does not reach ground level, so the inner cavity is not in direct contact with the soil.	<b>10 Hollow branch</b> Opening $\varnothing > 10\text{cm}$  Rot hole in a large branch, resulting in a tubular shelter, often horizontally oriented.					
	Insect galleries	<b>11 Insect galleries and bore holes</b> Hole $\varnothing > 2\text{cm}$ or area $> 300\text{cm}^2$  A bore hole network of xylophagous insects indicates a wood hole system. An insect gallery is a complex system of holes and chambers created by one or more insect species in the wood.										
	Concavities	<b>12 Dendrotelm</b> $\varnothing > 15\text{cm}$  Cup-shaped concavity that, due to its form, retains water until it dries out by evaporation.	<b>13 Woodpecker foraging excavation</b> Depth $> 10\text{cm}$ , $\varnothing > 10\text{cm}$  Concavity resulting from the foraging activities of woodpeckers. The excavation is conical: the entrance is larger than the interior.	<b>14 Trunk bark-lined concavity</b> Depth $> 10\text{cm}$ , $\varnothing > 10\text{cm}$  Natural bark-lined concavity on the tree trunk. No mould.	<b>15 Root-buttress concavity</b> Entrance $\varnothing > 10\text{cm}$  Natural bark-lined concavity at the base of the tree trunk formed by the tree roots and the soil. No mould (if so: see Trunk base rot hole)							
Tree injuries and exposed wood	Exposed sapwood only	<b>16 Bark loss</b> Area $> 300\text{cm}^2$  Loss of bark exposing sapwood (skinning caused e.g. by felling, skidding, natural tree fall, rock fall, rodents). <b>counts also on snags, but only such bark loss that were established during previous living stage of tree</b>	<b>17 Fire scar</b> Area $> 600\text{cm}^2$  Fire scars on the lower trunk. They usually have a triangular shape and are located at the base of the tree on the leeward side. Fire scars are associated with charcoal and sometimes resin flow on exposed sapwood or bark.	<b>18 Bark shelter</b> Gap $> 1\text{cm}$ , depth $> 10\text{cm}$ , height $> 10\text{cm}$  Space between peeled-off bark and sapwood forming a shelter (open at the bottom).	<b>19 Bark pocket</b> Gap $> 1\text{cm}$ , width $> 10\text{cm}$ , height $> 10\text{cm}$  Space between peeled-off bark and sapwood forming a pocket (open at the top) possibly containing mould.							
	Exposed sapwood and heartwood	<b>20 Stem breakage</b> $\varnothing > 10\text{cm}$ at break point  The stem has broken off but the tree is still alive. The lower part of the deadwood is in contact with living wood with sap flow.	<b>21 Limb breakage</b> Exposed heartwood $> 300\text{cm}^2$  Exposed heartwood through limb or fork breakage. The wound is surrounded by living wood with sap flow.	<b>22 Crack</b> Length $> 30\text{ cm}$ , width $> 1\text{ cm}$ , depth $> 10\text{ cm}$  Crack through the bark and the wood (if caused by lightning strike, see below).	<b>23 Lightning scar</b> Length $> 30\text{ cm}$ , width $> 1\text{ cm}$ , depth $> 10\text{ cm}$  Crack caused by lightning strike; usually spiraling around the tree with splintered wood present.	<b>24 Fork split at insertion</b> Length $> 30\text{ cm}$  Crack at the insertion of a fork. (If one side of the fork has broken off, see Stem breakage).						
	Crown deadwood	<b>25 Dead branches</b> Branch $\varnothing > 10\text{cm}$ , or Branches $\varnothing > 3\text{cm}$ and $> 10\%$ of the crown is dead  Dead branches located in the canopy, conditions remain relatively shady.	<b>26 Dead top</b> $\varnothing > 10\text{cm}$ at the base of the piece of deadwood  The entire top of the tree is dead; the deadwood is sun-exposed.	<b>27 Remaining broken limb</b> broken end $\varnothing > 20\text{cm}$ , length of remaining piece $> 0.5\text{m}$  A limb has broken off. The remaining end may be splintered. The injury does not affect the trunk (if so, see Stem breakage).	<div style="display: flex; justify-content: space-around;"> <div style="text-align: center;">  <b>countable</b> (values of 0,1,2,3 ... )         </div> <div style="text-align: center;">  <b>uncountable</b> (values of 0 or 1 only; =absence or presence)         </div> </div>							

Form	Group	Types				
Excrecences	Twig tangles	<b>28 Witch broom</b> Largest $\varnothing$ >50cm  Dense agglomeration of twigs on branches.	<b>29 Epicormic shoots</b> >5 twig clusters  Dense agglomeration of twigs along the trunk.			
	Burrs and cankers	<b>30 Burr</b> Largest $\varnothing$ >20cm  Proliferation of cell growth with rough bark	<b>31 Canker</b> Largest $\varnothing$ >20cm or large part of trunk covered  Decayed canker. Sapwood exposed. Caused by e.g. <i>Melampsorella caryophyllacearum</i> , <i>Nectria</i> l. s.			
Fruiting bodies of saproxylic fungi and slime moulds	Perennial fungal fruiting bodies	<b>32 Perennial polypore</b> Largest $\varnothing$ >5cm  Tough fruiting bodies of perennial polypores, showing distinct annual tube layers. Main perennial genera: <i>Fomitopsis</i> pp., <i>Fomes</i> , <i>Perreniporia</i> pp., <i>Oxyporus</i> , <i>Ganoderma</i> pp., <i>Phellinus</i> , <i>Daedalea</i> , <i>Haploporus</i> , <i>Heterobasidion</i> , <i>Hexagonia</i> , <i>Laricifomes</i> , <i>Daedleopsis</i> . 				
	Ephemeral fungal fruiting bodies	<b>33 Annual polypore</b> Largest $\varnothing$ >5cm or cluster of > 10 fruiting bodies  Fruiting bodies of annual polypores, lasting several weeks. The European annual polypores have only one layer of tubes and are usually <b>elastic and soft</b> (no woody parts). 	<b>34 Pulpy agaric</b> Largest $\varnothing$ >5cm or cluster of > 10 fruiting bodies  Large, thick and pulpy or rather fleshy fruiting body of gill-bearing fungi (order Agaricales). E.g.: <i>Armillaria</i> , <i>Pleurotus</i> , <i>Pholiota</i> , or large <i>Pluteus</i> species. The fruiting body generally remains several weeks. 	<b>35 Large Pyrenomycete</b> Stroma $\varnothing$ >3cm or stroma cluster covering >100cm <sup>2</sup>  Tough hemispheric dark fungi resembling a lump of coal 	<b>36 Myxomycetes</b> Largest $\varnothing$ >5cm  Amoeboid slime mold which forms moving plasmodium. The plasmodium is gelatinous when fresh. 	
Epiphytic and parasitic crypto- and phanerogams	Bryophytes	<b>37 Bryophytes</b> >10% of the trunk area covered  Trunk covered by mosses and liverworts.	<b>38 Foliose and fruticose lichens</b> >10% of the trunk area covered  Trunk covered by foliose or fruticose lichens.	<b>39 Ivy and lianas</b> >10% of the trunk area covered  Lianas and other climbing phanerogams ( <i>Hedera helix</i> , <i>Clematis vitalba</i> , <i>Lonicera periclymenum</i> , <i>Vitis vinifera</i> ).	<b>40 Ferns</b> > 5 fronds  Ferns growing directly on a part of a tree (i.e. epiphyte)	<b>41 Mistletoe</b> Largest $\varnothing$ >20cm  Hemiparasitic plants ( <i>Viscum</i> spp., <i>Arceuthobium oxycedri</i> , <i>Loranthus europaeus</i> ).
	Nests	Vertebrate nest	<b>42 Vertebrate nest</b> $\varnothing$ >10cm  Nest built by birds, dormice, mice or squirrels.	<b>43 Invertebrate nest</b> Presence  Larval nest of invertebrates: e.g. Pine processionary moth <i>Thaumetopoea pityocampa</i> , wood ant <i>Lasius fuliginosus</i> or wild bees <i>Apis mellifera</i> .		
Microsoils		<b>44 Bark microsoil</b> Presence  Microsoil resulting from micro-pedogenesis of epiphytic mosses, lichens or algae and necrosed old, thick bark.	<b>45 Crown microsoil</b> Presence Microsoil resulting from pedogenesis of debris and litter fallen from the crowns, often colonized by roots of the tree bearing- tree. Main positions: flat areas on limbs, forks, sometimes stem junctions of twin			
Exudates	Sap run	<b>46 Sap run</b> Cumulative length >10 cm  Fresh significant flow of sap.	<b>47 Heavy resinosis</b> Cumulative length >10 cm  Fresh significant flow of resin.			

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.

zpracoval Radek Bače, 21.11.2018

Obr. 8: Používaná metodika TreM (Larrieu L., et al., 2018).

## 4.5 Dendrochronologické zpracování

Odebrané vývrty z výzkumných ploch byly po návratu zpracovány v dendrochronologické laboratoři na pracovišti České zemědělské univerzity v Praze. Vzorky byly uchovávány v ledničce, dokud nedošlo k jejich zpracování. To obnášelo jejich vyjmutí z plastových brček, a nalepení do dřevěných desek, což přineslo ulehčení práce při další manipulaci. Na desce byly vývrty označeny příslušným kódem uvedeným na plastovém brčku a zároveň byla provedena kontrola podle příslušného formuláře vyplněného na studijní ploše. Před mikroskopickým měřením, byly vývrty zbroušeny na pásové brusce kvůli jasnější čitelnosti hranic jednotlivých letokruhů. Letokruhy byly měřeny pomocí mikroskopu Olympus, posuvného stolu LinTab s přesností 0,01 mm a počítačových programů TSAPWin a CDendro. Vzorky byly měřeny směrem od kůry ke středu, v případech, kdy střed chyběl, byl doměřen pomocí šablony. Věk stromů byl vypočten pro každý strom, dále byly odvozeny proměnné charakterizující historii posledních 200 let pro jednotlivé plochy jako síla disturbance a čas od největší disturbance (Schurman et al. 2018).

## 4.6 Statistická analýza

Pro první testovanou hypotézu týkající se jednotlivých stromů:

H<sub>0</sub>: abundance, ani druhové složení není závislé na věku a DBH

Byl v programu R vytvořen zobecněný lineární model (glm). Jako vysvětlované proměnné vystupovaly (abundance a druhová pestrost). Jako vysvětlující proměnné byly použity data o DBH a věku jednotlivých stromů, které spolu navzájem interagují. Očekává se, že DBH stromu přibývá s jeho věkem. Avšak oproti hospodářským lesům, kde jsou podmínky pro všechny stromy stejné nebo podobné, v pralesích se objevují velmi staré stromy, které rostly dlouhou dobu v potlačení a tak se stromy se stejným věkem mohu v DBH velmi lišit.

Dále byla testována jednotlivá mikrostanoviště, objevující se alespoň 100krát ve vzorku 2500 stromů. Toto kritérium splnilo 8 druhů mikrostanovišť z celkových 47. Byly vybrány: kořenové otvory, ztráta kůry, kapsa kůry I., kapsa kůry II., mrtvé větve, nádory, lišejníky a vytékající pryskyřice. Tato mikrostanoviště byla jednotlivě

testována na závislosti na DBH a věku. Pro tento test byla použita data pouze o stromech, u kterých je znám jejich věk, proto šlo pouze o stromy žijící.



Obr. 9: Zobrazení získaných dat o věku. Stáří navrtných stromů se pohybovalo od 23 do 407 let s největším zastoupením mezi 50 a 200 lety.

Dále byly testovány jednotlivé plochy. Jako testovaná hypotéza tentokrát:

H0: Průměrná abundance a druhová pestrost TreM na ploše není ovlivňována režimem disturbancí.

V tomto případě jako vysvětlované proměnné vystupovaly:

- mean\_abundance, střední abundance vypočítaná jako průměrný počet mikrostanovišť (celkový počet mikrostanovišť na ploše vydělený počtem stromů na ploše)
- species\_richness, druhová pestrost mikrostanovišť na každé ploše (celkový počet vyskytujících se druhů mikrostanovišť na ploše)

Jako vysvětlující parametry byly použity: nejzávažnější disturbance (disturbance\_severity) vyjadřující procento odstraněné korunové plochy na studijní ploše, zjištěné na základě vypočítaných šířek korun. A doba od nejzávažnější disturbance (disturbance\_time), stanovení na základě dendrochronologických analýz a dopočítáním na roku sběru dat. V tuto chvíli již byla brána v potaz data o veškerých stromech na ploše. K datům byla následně přidána proměnná zahrnující informace jak o nejzávažnější disturbanci, tak o době od ní. Byla vytvořena stupnice v rozmezí

A1-D4 vyjadřující závažnost (A-nejnižší až C-nejvyšší, intervaly A < 25%, B < 50%, C > 50%) a dobu (1-nejkratší až 3-nejdelší, 1 < 70 let, 2 < 140 let, 3 - 140 let a více) a dále průměrná DBH na ploše.

## 5 Výsledky práce

V práci byly zkoumány následující hypotézy:

### 5.1 V rámci jednotlivých stromů

1.) Ovlivňuje abundanci a druhovou bohatost stromových mikrostanovišť věk stromu a DBH?

a) Množství mikrostanovišť v závislosti na věku stromu a DBH. Množství mikrostanovišť pozitivně koreluje s věkem stromu, DBH i jejich interakcí.

<b>Tab. 1</b>	<b>estimate</b>	<b>std. error</b>	<b>z value</b>	<b>Pr(&gt; z )</b>
<b>věk</b>	2.551e-03	5.114e-04	4.988	<b>6.11e-07 ***</b>
<b>DBH</b>	2.025e-03	1.791e-04	11.307	<b>&lt; 2e-16 ***</b>
<b>věk:DBH</b>	-3.780e-06	1.143e-06	-3.308	<b>0.000939 ***</b>

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

b) Druhová bohatost (množství druhů mikrostanovišť) na jednom stromě v závislosti na věku stromu a DBH. Byl prokázán vliv na věku, DBH i vzájemné interakci. Silnějším faktorem byla DBH. Byl potvrzen vliv interakce.

<b>Tab. 2</b>	<b>estimate</b>	<b>std. error</b>	<b>z value</b>	<b>Pr(&gt; z )</b>
<b>věk</b>	1.779e-03	6.267e-04	2.838	<b>0.00454 **</b>
<b>DBH</b>	1.182e-03	2.233e-04	5.294	<b>1.20e-07 ***</b>
<b>věk:DBH</b>	-3.482e-06	1.459e-06	-2.387	<b>0.01701 *</b>

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

### 2.) Vybraná jednotlivá TreM

Jednotlivá stromová mikrostanoviště byla testována zvlášť, protože mají různorodé původy vzniku, a tudíž mohou být ovlivňovány různými faktory. Pro výskyt kořenových otvorů vyšla pozitivní korelace pro věk, DBH (největší vliv) i interakci. Pro ztrátu kůry nebyl statisticky významný vliv stáří stromu. Pro kapsu kůry I, kapsu kůry II a mrtvé větve byla nejdůležitějším faktorem DBH. Jediným TreM pro které bylo významně důležitější stáří než DBH je nádor II. Naopak žádná závislost nebyla prokázána u výronu pryskyřice.

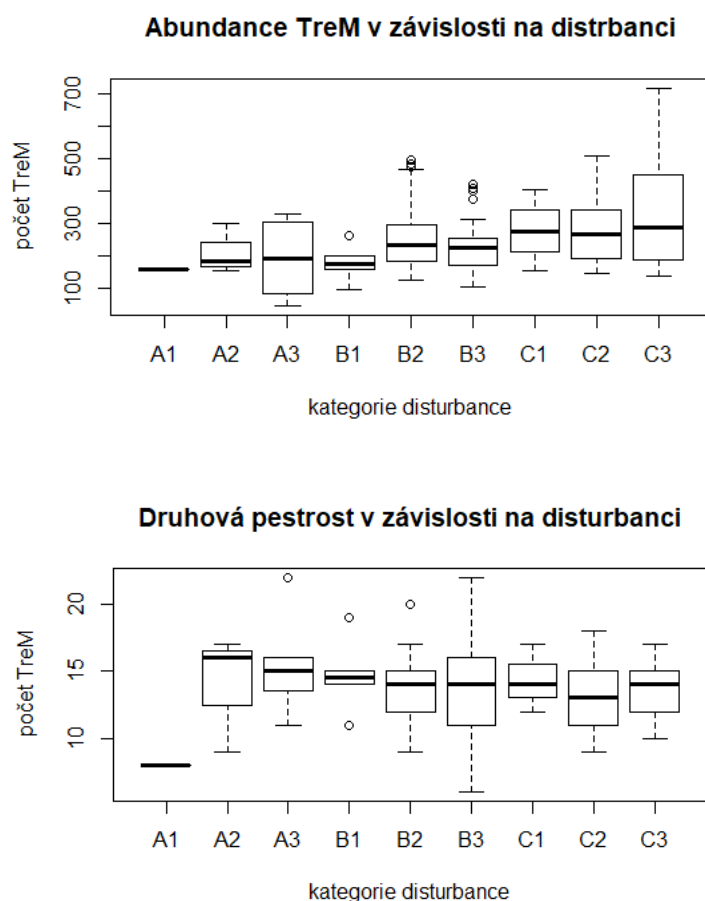
<b>Tab. 3</b>	<b>estimate</b>	<b>std. error</b>	<b>z value</b>	<b>Pr(&gt; z )</b>
<b>kořenové otvory</b>				
věk	4.348e-03	7.383e-04	5.889	<b>3.88e-09 ***</b>
DBH	3.225e-03	2.537e-04	12.711	<b>&lt; 2e-16 ***</b>
věk:DBH	-6.934e-06	1.598e-06	-4.339	<b>1.43e-05 ***</b>
<b>ztráta kůry</b>				
věk	-3.554e-03	2.919e-03	-1.218	<b>0.2234</b>
DBH	-2.157e-03	1.092e-03	-1.976	<b>0.0482 *</b>
věk:DBH	1.468e-05	6.619e-06	2.218	<b>0.0265 *</b>
<b>kapsa kůry I</b>				
věk	1.376e-02	5.094e-03	2.701	<b>0.00692 **</b>
DBH	6.168e-03	1.845e-03	3.343	<b>0.00083 ***</b>
věk:DBH	-1.292e-05	1.003e-05	-1.287	<b>0.19799</b>
<b>kapsa kůry II</b>				
věk	1.182e-02	5.024e-03	2.353	<b>0.01863 *</b>
DBH	4.906e-03	1.873e-03	2.619	<b>0.00881 **</b>
věk:DBH	-5.958e-06	9.809e-06	-0.607	<b>0.54362</b>
<b>mrtvé větve</b>				
věk	1.022e-03	1.323e-03	0.772	<b>0.44008</b>
DBH	1.481e-03	4.600e-04	3.220	<b>0.00128 **</b>
věk:DBH	-5.963e-06	3.124e-06	-1.909	<b>0.05632 .</b>
<b>canker</b>				
věk	1.655e-02	4.664e-03	3.548	<b>0.000388 ***</b>
DBH	4.336e-03	1.868e-03	2.322	<b>0.020257 *</b>
věk:DBH	-2.100e-05	1.077e-05	-1.951	<b>0.051104 .</b>
<b>lišejníky</b>				
věk	6.388e-03	1.370e-03	4.664	<b>3.11e-06 ***</b>
DBH	2.072e-03	5.003e-04	4.142	<b>3.44e-05 ***</b>
věk:DBH	-1.553e-05	3.392e-06	-4.578	<b>4.70e-06 ***</b>
<b>výron pryskyřice</b>				
věk	-1.115e-03	1.658e-03	-0.672	<b>0.501</b>
DBH	6.508e-04	5.797e-04	1.123	<b>0.262</b>
věk:DBH	2.155e-06	3.766e-06	0.572	<b>0.567</b>
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				



## 5.2 V rámci plochy

3.) Ovlivňuje abundanci a druhovou pestrost na zkoumané ploše DBH, síla disturbance a čas od poslední disturbance?

Pro testování v rámci celých ploch nemohly být využity informace o průměrném věku plochy, protože tyto informace nebylo možno zjistit kvůli přítomnosti mrtvých stromů na ploše. Celkově bylo testováno 120 ploch na 9 lokalitách. Pro DBH byl použit aritmetický průměr naměřených tloušťek živých i mrtvých stojících stromů. Síla největší disturbance byla odvozena pomocí dendrochronologických měření vývrvtů a síla vyjádřena na stupnici od 1 do 100 ke které byl přiřazen její rok.



**Obr. 10:** Grafické znázornění nasbíraných dat o plochách. Počet TreM (početnosti Trem na plochách) a druhová pestrost (počet druhů TreM na ploše) v závislosti na kategorii disturbance (A-C síla disturbance, 1-3 doba od disturbance).

Celková abundance TreM na ploše byla testována pomocí Imer testu, pro všechny proměnné byla použita standardizace (scale). Pozitivní korelace vychází pro dobu od disturbance a sílu disturbance. Negativní pro DBH. Vliv lokality nebyl potvrzen.

<b>Tab. 4</b>	<b>estimate</b>	<b>std. error</b>	<b>t value</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>
čas dist.	24.997	9.950	2.512	0.0134*
síla dist.	28.622	11.242	2.546	0.0122*
čas:síla	6.970	9.485	0.735	0.4640
DBH	-51.393	10.363	-4.959	2.56e-06 ***

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Pro druhovou pestrost vyjádřenou jako počet druhů stromových mikrostanovišť na ploše se neukázal jako určující žádný ze zvolených faktorů.

Počet stromů na ploše se naopak ukázal jako určující pro celkovou abundanci TreM. Početnost TreM roste s početností stromů. Je ovlivňován DBH, čím nižší DBH, tím vyšší počet stromů. Se snižující se dobou od disturbance stromů přibývá a se zvyšující se silou disturbance stromy také přibývají.

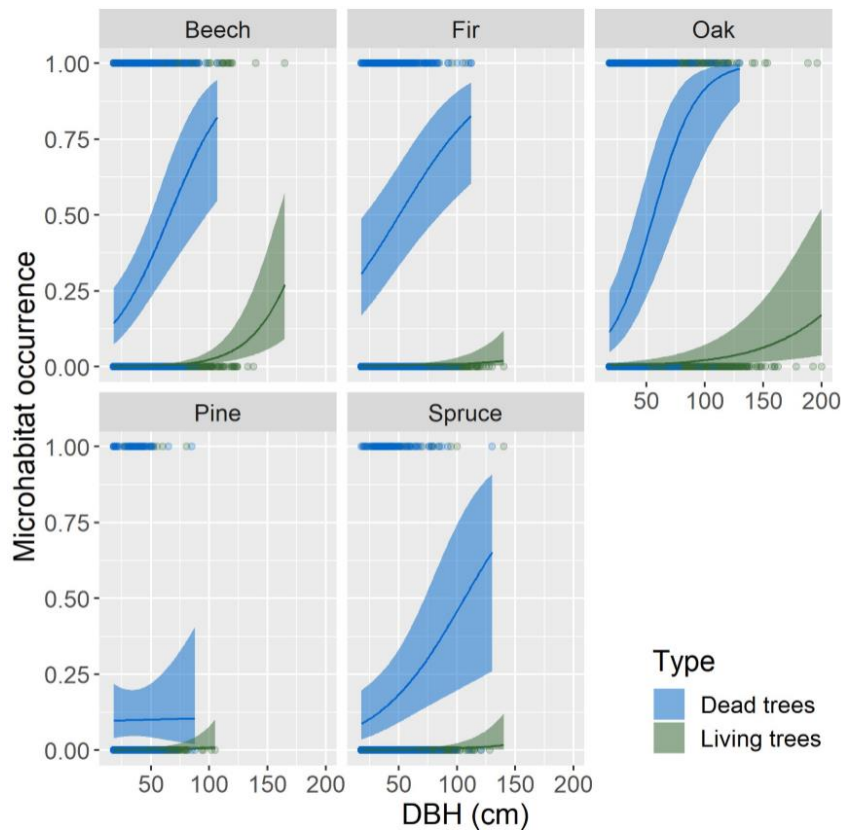
## 6 Diskuse

Globální úbytek biodiverzity je zásadním problémem způsobovaným z velké části antropogenními vlivy. Zachování biologické rozmanitosti lesních společenstev je proto klíčové pro ochranu přírody a management lesního hospodaření. Data z výzkumu pochází z pralesních přirozených společenstev, díky čemuž mohou sloužit jako návod pro management a pochopení přirozených vztahů a důležitosti strukturálních prvků jako jsou stromová mikrostanoviště pro biodiverzitu. Z výsledků rešerše vyplývá, že přirozených lesů stále ubývá a nejsou dostatečně chráněny, dalším úskalím je fragmentace krajiny, která nedovoluje organismům migrovat. Biotopové stromy se z krajiny vytrácí a s nimi i stromová mikrostanoviště, na která je vázáno mnoho druhů organismů. V několika studiích již bylo prokázáno, že výskyt různých druhů TreM roste s DBH (Kozák et al. 2018; Regnery et al. 2013), dále byl prokázán vyšší výskyt TreM na mrtvých než na živých stromech. Dalším faktorem ovlivňujícím výskyt TreM je druh stromu viz. obrázek č. 11 (Paillet et al. 2019). Avšak doposud nebyl více zkoumán faktor stáří stromu, proto byl do tohoto experimentu přidán. Podle výsledků abundance i druhová pestrost závisí na DBH i věku, čím vyšší věk, větší DBH, tím vyšší abundance TreM i druhová pestrost. Jednotlivé druhy TreM se liší v tom, který faktor je důležitější. Věk a DBH byly testovány oboje, protože jejich korelace není tak výrazná jako v hospodářských lesích, kde se dbá na co nejlepší podmínky pro přírůstek a stromy nevyrůstají v potlačení, jako je tomu v přirozených porostech. Proto v hospodářských lesích stromy s podobnou DBH budou přibližně stejně staré, zatímco v přirozených lesích není DBH až tolik vypovídající o věku. Například canker je ovlivňován více věkem, u mladších stromů s vysokou DBH se nevyskytuje tak často. Mrtvé větve naopak nejsou ovlivňovány věkem ale pouze DBH, pravděpodobně je to dáno metodikou TreM, kde je toto mikrostanoviště definováno jako „větve o průměru > 10 cm, nebo větve s průměrem > 3cm a 10% mrtvé koruny“ což už samo o sobě souvisí s DBH. Pro testování byla použita pouze data ze stromů, které byly při zakládání ploch živé, protože se informace o stáří stromů získávají pomocí vývrtu a jeho následném dendrochronologickém zpracování. Tyto informace je složité získávat z mrtvých stromů kvůli hnilobě dřeva. Jak již bylo zmíněno, status stromu (živý/mrtvý) má také

zásadní roli pro výskyt mikrostanovišť (Paillet et al. 2019), ale prozatím nebylo možné tento faktor v kombinaci s věkem použít.

Při testování pro celkové množství TreM a druhovou pestrost TreM na plochách byly jako faktory použity: DBH, čas od disturbance, síla disturbance s jejich interakcí. Nyní již mohla být využita data o živých i mrtvých stromech. Celkově bylo testovaných 120 ploch na 9 lokalitách. Z výsledků vyplívá negativní korelace s DBH, což se liší od testování pro jednotlivé stromy, kde je korelace pozitivní. Z toho vychází, že staré stromy a stromy s vyšší DBH na sobě mají více mikrostanovišť než mladé, ale počet stromů na ploše negativně koreluje s průměrnou DBH na ploše a počet TreM pozitivně koreluje s počtem stromů. Čili plocha s vyšším počtem mladších stromů má celkově vyšší abundanci TreM než plocha se starými stromy, kterých je na ploše méně. Podle výsledků výzkumu v Karpatech a Dinárských horách v bukových pralesích byla potvrzena pozitivní závislost druhů hub, dutin, epifyt a výrůstků na RMS DBH (kvadratickém průměru DBH) a negativní vztah pro mrtvé korunové větve a zlomy v korunách (Kozák et al. 2018). Je tedy možné, že se vliv faktorů testovaných v této práci liší mezi jednotlivými druhy stanovišť a bylo by zajímavé tyto vztahy dále studovat.

Pozitivní závislost vychází pro dobu od disturbance i sílu disturbance. Disturbance mohou už samy o sobě vytvořit některé druhy TreM jako na příklad ztrátu kůry, kapsy kůry, kmenové zlomy nebo mrtvé větve. Nebo zapříčinit odumírání porostů. Podle výsledků studie o výskytu mikrostanovišť ve francouzských lesních rezervacích byl potvrzen vyšší výskyt TreM na mrtvých stojících stromech než na živých viz. obrázek č. 11 (Paillet et al. 2019). Zajišťují také věkovou heterogenitu, která je důležitá pro budoucí vývoj lesa i mikrostanovišť. Vztah hustoty mikrostanovišť a dobou od největší disturbance vychází také pozitivně, čili čím delší doba od disturbance, tím více mikrostanovišť, což by mohlo souviset s dobou, kterou potřebují některá mikrostanoviště, například dutiny pro svůj vznik po zranění nebo odumření stromu.

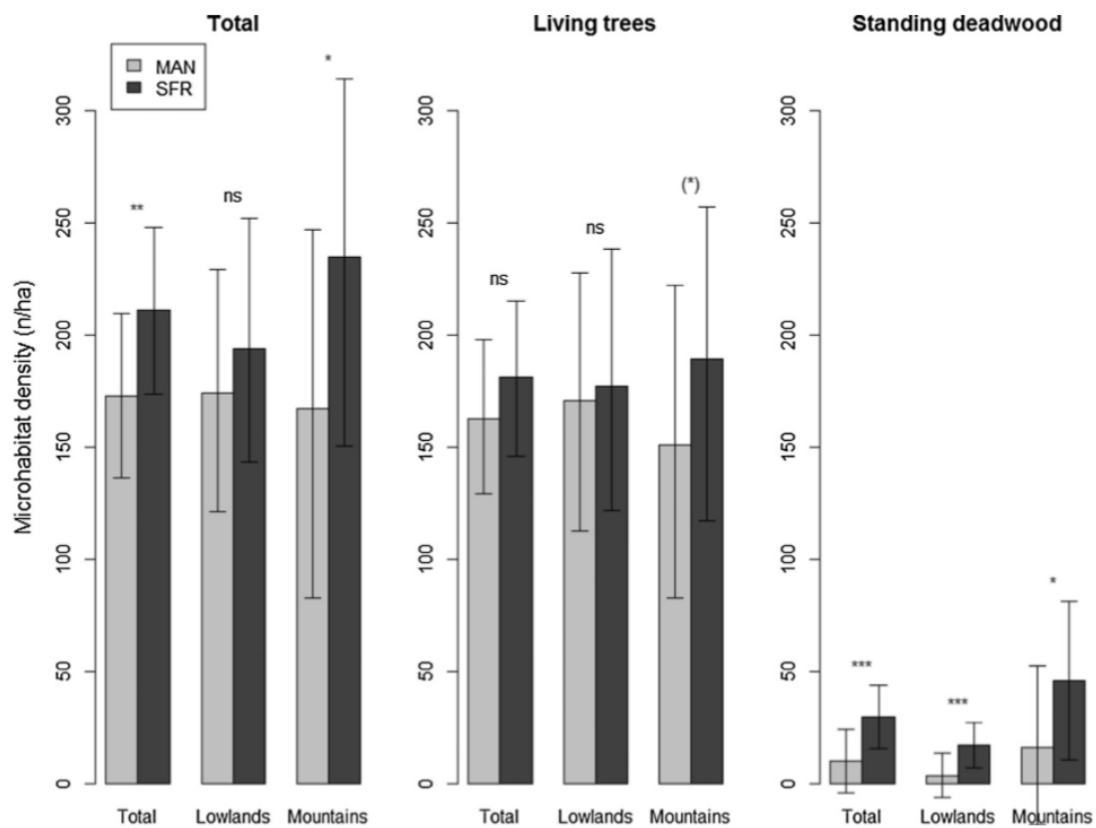


Obr. 11: Znárodnění výskytu TreM v závislosti na DBH, statusu stromu (živý, mrtvý) a druhu dřeviny (Paillet et al. 2019).

Pro druhovou pestrost mikrostanovišť na ploše nebyl prokázán žádný vztah na testovaných faktorech. Avšak samotná abundance není pro diverzitu TreM na ploše tolik vypovídající, protože s druhovou pestroostí TreM roste i druhová pestrost přítomných organismů. Pro druhovou bohatost byl podle review zkoumající 142 výzkumů týkajících se indikátorů diverzity v Evropě potvrzen silný vztah pozitivní korelace pro 4 indikátory. Prvním je objem mrtvého dřeva pro houby na něm žijící, dále objem mrtvého dřeva pro saproxylické druhy brouků, diverzita mrtvého dřeva pro druhovou bohatost saproxylických druhů brouků a stáří stromového patra pro druhovou bohatost lišejníků (Gao et al. 2015).

Pralesní komplexy jsou na stromová mikrostanoviště bohaté, ale není tomu tak v hospodářských lesích. V rámci výzkumu ve francouzských lesích, která se zabývala rozdílem ve výskytu TreM mezi hospodářskými lesy a přírodními rezervacemi, horskými a nížinnými lesy, byl prokázán vyšší výskyt v přírodních rezervacích viz. obrázek č. 12 (Paillet et al. 2017). Stejný trend byl zaznamenán i ve

výzkumu v německých bukových pralesích, kde byl výskyt TreM v rezervacích vyšší až 2,5krát v porovnání s obhospodařovanými lesy (Winter et Möller 2008).



Obr. 12: Výsledky výzkumu při porovnání hustoty TreM v hospodářských lesích a v přírodních rezervacích (Paillet et al. 2017).

## 7 Závěr a přínos práce

Pralesní ekosystémy jsou důležitým nositelem biologické rozmanitosti, mají nezastupitelnou úlohu pro pochopení přirozených vztahů v přírodě. Nejenže jsou tato místa bohatá na biodiverzitu, ale díky informacím získaným na výzkumných plochách, téměř neovlivněných člověkem, také můžeme předpovídat vývoj porostů jim přirozený a s ním počítat v praxi.

Ztráta biodiverzity je ohrožována ztrátou stanovišť, fragmentací, nebo ztrátou strukturálních prvků, které jsou pro pralesy typické. Na tyto struktury včetně stromových mikrostanovišť jsou vázány mnohé druhy organismů. Tato práce vznikla na základě dat sesbíraných v pralesních porostech v rumunském pohoří Fagaraš. Díky dendrochronologickému zpracování vzorků, je možné zjistit informace o jejich vývoji až několik set let zpět. Na základě těchto informací je možné odhalit, jaké v porostech proběhly disturbance a jak pozměnily strukturu lesa. A díky tomu predikovat, jak se dále budou lesy vyvíjet, což by mělo být vodítkem pro management v lesích obhospodařovaných.

Tato práce byla zaměřena na strukturální prvek stromových mikrostanovišť. Pro výskyt a diverzitu TreM je z poznatků práce důležité, aby se v porostech nacházely staré a velké stromy, které dokáží hostit diverzifikovaná mikrostanoviště i taková, která pro svůj vznik potřebují dlouhodobé hnilobné procesy. Ponecháním takovýchto biotopových stromů v obhospodařovaných porostech pak vznikají příležitosti pro život organismů na ně vázaných. Takováto stanoviště jsou označována jako „stepping stones“ čili nášlapné kameny biodiverzity. Z výsledků je patrné, že pro některé druhy TreM je důležitější stáří stromu a pro některé více jeho DBH, dále z výsledků rešerše vyplývá, že vyšší abundance TreM se vyskytuje na mrtvých stromech než na živých. Podle výsledků se dále prokázalo, že přirozené disturbance a jejich kontinuální přítomnost mají na výskyt TreM příznivý vliv. V zájmu zvýšení nebo zachování biodiverzity a početnosti stromových mikrostanovišť je důležité uchovat rozsáhlé komplexy lesů ponechané samovývoji a vlivu přirozených disturbancí, tak aby mohla vzniknout mozaika různých vývojových stádií na různých prostorových úrovních (úroveň stromů, porostů, krajiny). Kromě ochrany pralesních společenstev je možné ponechat bez zásahu i bývalé hospodářské lesy, ideálně starší

lesy, ve kterých se vyskytují staré stromy, porosty ve kterých je předpoklad rozpadu a tím pádem potenciál pro vznik stromových mikrostanovišť díky vlivu disturbancí. Všechny tyto parametry by měly být zohledňovány pro trvale udržitelné hospodaření v lesích.



## 8 Přehled literatury a použitých zdrojů

Bače, R., Svoboda, M. (2016). MANAGEMENT MRTVÉHO DŘEVA V HOSPODÁŘSKÝCH LESÍCH. Lesnický průvodce 6, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Praha, 37 s.

Barbati, A., Marchetti, M., Chirici, G., Corona, P. (2014). European forest types and forest Europe SFM indicators: tools for monitoring progress on forest biodiversity conservation. *Forest Ecology and Management* 321, 145–157.

Burrascano, S., Keeton, W. S., Sabatini, F. M., Blasi, C. (2013). Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecology and Management*, 291, 458–479.

Bütler, R., Lachat, T. (2009). Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 324-333.

FAO (©2020). Global Forest Resources Assessment, [cit.2020.06.11], dostupné z < <http://www.fao.org/3/I8661EN/i8661en.pdf> >

FOREST EUROPE (©2015). State of Europe's Forests. [cit.2020.03.20], dostupné z < <https://foresteurope.org/state-europes-forests-2015-report/> >

Gao, T., Nielsen, A., Hedblom, M. (2015). Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators* 57, 420-434.

Jonsson, B. (2012). Population dynamics and evolutionary strategies. Cambridge University Press,

Keren, S., Diaci, J., Motta, R., Govedar, Z. (2017). Stand structural complexity of mixed old-growth and adjacent selection forests in the Dinaric Mountains of Bosnia and Herzegovina. *Forest Ecology and Management* 400, 531-541.

Kjučukov, P., Svoboda, M. (2018). Minimum pro ochranu biologické rozmanitosti v českých lesích. *Lesnická práce* 3, 28-31.

Kozák, D., Mikoláš, M., Svitok, M., Bače, R., Paillet, Y., Larrieu, L, Nagel T.A., Begoviča, K., Čada, V., Diku, A., Frankovič, M., Janda P., Kameniar, O., Keren,

S., Kjučukov, P., Lábusová, J., Langbehn, T., Málek J., Mikac, S., Morrissey R., C., Nováková, M., H., Schurrman, J., S., Svobodová, K., Synek M., Teodosiu, M., Toromani, E., Trotsiuk, V., Vítková, L., Svoboda, M. (2018). Profile of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 429, 363-374.

Král, K., McMahon, D., M., Janík, D., Adam, D., Vrška, T. (2014). Patch mosaic of developmental stages in central European natural forests along vegetation gradient. *Forest Ecology and Management* 330, 17-28.

Kraus, D., Krumm, F. (2013). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. *European forest institute, Freiburg*, 284 s.

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

Larrieu, L., Paillet, Y., Winterd, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A., K., Regnery, B., Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* 84, 194-207.

Larsson, T.B. (2001). Biodiversity evaluation tools for European Forests. *Ecological Bulletins* 50, 1–237.

Lausch, A., Fahse, L., Heurich, M., (2011). Factors affecting the spation-temporal dispersion of *Ips typographus* (L.) in Bavarian Forest National Park: a long-term quantitative landscape-level analysis. *Forest Ecology and Management* 261, 233-245.

Málek, J. (2019). Dynamika nepříznivých indikátorů biodiverzity v přirozených smrkových a bukových lesích Západních Karpat. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra ekologie lesa, Praha. 53 s. (diplomová práce). „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.

Michel, A.K., Winter, S., (2009). Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. *Forest Ecology and Management* 257, 1453–1464.

Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., Gosselin, F., Guilbert, E. (2017). Snags and large trees drive higher microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management* 389, 176-186.

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*.

Průša, E. (1990). *Přirozené lesy České republiky*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 246 s.

Regnery B, Paillet Y, Couvet D, Kerbiriou C. (2013). Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management* 295, 118–25.

Remote Primary Forests, ©2018: Sekce Projekt (online) [cit. 2020.03.27], dostupné z < <https://www.remoteforests.org/project.php> >.

Sabatini F., M., Burrascano, S., Keeton, W., S., Levers, C., Lindner, M., Pötzschner, M., 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., Volosyanchuk, R., Vrska, T., Zlatanov, T., Kuemmerle, T. (2018). Where are Europe's last primary forest? *Diversity and Distributions* 24, 1426-1439.

Schurman, J., Trotsiuk, V., Bače, R., Čada, V., Fraver, S., Janda, P., Kulakowski, D., Labusova, J., Mikoláš, M., Nagel, T., A., Seidl, R., Synek, M., Svobodová, K., Chaskovskyy, O., Teodosiu, M., Svoboda, M. (2018). Large-scale disturbance legacies and the climate sensitivity of primary *Picea abies* forests. *Global Change Biology*, 2169-2181.

Siitonen, J., (2012). Microhabitats. In: Stokland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.G. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press, 150–182.

Stokland, J., Siitonen, J. (2012). *Biodiversity in Dead Wood (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press, Cambridge, 398 s.

UNEP (©2007) Carpathians environment outlook (online) [cit. 2020.06.12],  
dostupné z  
< [http://www.carpathianconvention.org/tl\\_files/carpathiancon/Downloads/04%20Publications%20-%20Press%20-%20Gallery/Documents%20and%20Publications/Carpathian%20Env%20Outlook%202007%20\(KEO\)/pre\\_chapterssmall.pdf](http://www.carpathianconvention.org/tl_files/carpathiancon/Downloads/04%20Publications%20-%20Press%20-%20Gallery/Documents%20and%20Publications/Carpathian%20Env%20Outlook%202007%20(KEO)/pre_chapterssmall.pdf) >.

Veen P., Fanta, J., Raev, I., Biriş, I., Smidt, J., Maes, B. (2010). Virgin forests in Romania and Bulgaria: results of two national inventory projects and their implications for protection. *Biodiversity and Conservation* 19, 1805-1819.

Vrška, T., Přívětivý, T., Janík, D., Unar, P., Šamonil, P., Král, K. (2015) Deadwood residence time in alluvial hardwood temperate forests—A key aspect of biodiversity conservation. *Forest Ecology and Management* 357. 33–41.

Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., Gosselin, F., 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biol. Conserv.* 144, 441–450.

Winter, S., Chirici, G., McRoberts, R.E., Hauk, E., Tomppo, E. (2008). Possibilities for harmonizing national forest inventory data for use in forest biodiversity assessments. *Forestry* 81, 33–44.

Winter, S., Möller, G.C. (2008). Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255, 1251–1261.