

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta lesnická a dřevařská**

**Katedra ekologie lesa**



**Fakulta lesnická  
a dřevařská**

**Hodnocení mikrostanovišť na dřevinách na vybraných  
trvalých výzkumných plochách VÚLHM, rozmístěných  
v hospodářských lesích v ČR**

**Bakalářská práce**

**Autor práce: Štěpánka Krebsová**

**Vedoucí práce: Ing. Iva Ulbrichová, Ph.D.**

**2024**

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Štěpánka Krebsová

Lesnictví

Ochrana a pěstování lesních ekosystémů

Název práce

**Hodnocení mikrostanovišť na dřevinách na vybraných trvalých výzkumných plochách VULHM, rozmístěných v hospodářských lesích v ČR**

Název anglicky

**Microstands evaluation on the permanent research plots VULHM situated in production forests of Czech Republic**

### Cíle práce

Vyhodnotit data z TVP (soubor 70 ploch VULHM umístěných v hospodářských lesích) z hlediska výskytu na stromech přítomných mikrostanovišť. Hodnocen by měly být vliv následujících faktorů na přítomnost mikrostanovišť: základní stanovištní podmínky, charakteristik porostu, druh dřeviny a její vhodnost pro dané stanoviště, stáří dřeviny. Jakou roli hraje druh dřeviny? Jakou roli hraje stáří (proxy tloušťka) daného jedince?

### Metodika

V rámci již probíhajících projektů byly v r. 2022 zaměřeny dřeviny na TVP patřících VULHM a rozmístěných na území celé ČR, v různých klimatických podmínkách. Současně byla sbírána data o mikrostanovištích na dřevinách na těchto plochách.

Cílem BP by mělo být vyhodnotit data týkající se mikrostanovišť, na základě dat z Fieldmapu a dalších veřejných databází (ÚHÚL, ČGS, ČHMÚ) pomocí kterých je možné charakterizovat stanovištní podmínky.

### Časový harmonogram:

1. březen – červen 2023 – studium literárních pramenů (doporučeno minimálně 10 pramenů v anglickém jazyce)

květen – říjen 2023 – přepis a zpracování dat z TVP, získávání doplňujících dat z databází (ÚHÚL, ČGS, ČHMÚ), případně sběr dat v terénu

říjen – prosinec 2023 – vyhodnocení získaných dat a jejich konzultace se školitelem

říjen – leden 2024 – práce na teoretické části BP

únor 2024 – odevzdání první verze školiteli

3. týden v březnu 2024 – odevzdání finální verze školiteli

**Doporučený rozsah práce**

35-40 str.

**Klíčová slova**

biodiverzita, mikrostanoviště, hospodářské lesy, přírodě blízké hospodaření

---

**Doporučené zdroje informací**

- Asbeck T., Basite M., Stit J. 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: 1453–1466.
- Johann F., Schaich H., 2016. Land ownership affects diversity and abundance of tree microhabitats in deciduous temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 380: 70-81.
- Kozák D., Mikoláš M., Svitok M. et al., 2018. Profil of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 429: 363-374.
- Larrieu L., Paillet Y., Winter S., Büttler R., Kraus D., Krumm F., Lachat T., Michel A.K., Regnery B., Vandekerkhove 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 density in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management* 389: 176-186.

---

**Předběžný termín obhajoby**

2023/24 LS – FLD

**Vedoucí práce**

Ing. Iva Ulbrichová, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra ekologie lesa

---

Elektronicky schváleno dne 6. 9. 2023

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

Vedoucí katedry

---

Elektronicky schváleno dne 28. 1. 2024

**prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.**

Děkan

V Praze dne 02. 04. 2024;

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Hodnocení mikrostanovišť na dřevinách na vybraných trvalých výzkumných plochách VÚLHM, rozmístěných v hospodářských lesích v ČR, vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila, a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 5. 4. 2024

Štěpánka Krebsová



## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala mé vedoucí práce Ing. Ivě Ulbrichové, Ph.D. za trpělivost, ochotu a cenné rady. Velké díky také patří mé rodině, která mě podporovala během celého studia. Děkuji slečně Sabině Kvasničkové a slečně Nikole Kaiserové, za psychickou podporu a pomoc v nouzi nejvyšší.

# Hodnocení mikrostanovišť na dřevinách na vybraných trvalých výzkumných plochách VÚLHM, rozmístěných v hospodářských lesích v ČR

## Souhrn

Tato bakalářská práce se zaměřuje na hodnocení výskytu stromových mikrostanovišť v dospělých hospodářských porostech. V rámci tohoto hodnocení byla jednorázově zjišťována přítomnost mikrostanovišť a základní porostní a stanovištní charakteristiky.

Stanovištní podmínky, jako je nadmořská výška, srážky a teplota, měly vliv pouze na konkrétní typy stromových mikrostanovišť, nikoliv však na výskyt mikrostanovišť obecně. Procento stromů nesoucích mikrostanoviště roste s klesajícím počtem stromů na hektar. Tloušťka dřeviny se neprojevila jako významný faktor ovlivňující výskyt mikrostanovišť. S druhem dřeviny se měnilo zejména zastoupení konkrétních typů mikrostanovišť. Smrky vyskytující se mimo své přirozené stanoviště, byly náchylnější k tvorbě mikrostanovišť.

V hospodářských lesích ČR dominují mikrostanoviště související s poškozením kůry a mrtvými větvemi a současně byl pozorován nedostatek mikrostanovišť přímo odhalujících jádrové dřevo a tvořící mikropůdu, poměrně málo jsou přítomné také dutiny, hnízda a hniloby.

Výsledky práce přispívají k lepšímu porozumění faktorům ovlivňujících výskyt a diverzitu stromových mikrostanovišť v hospodářských lesích ČR.

**Klíčová slova:** biodiverzita, stromová mikrostanoviště, hospodářské lesy, přírodě blízké hospodaření, Česká republika

# **Microstands evaluation on the permanent research plots VÚLHM situated in production forests of the Czech Republic**

## **Summary**

The bachelor thesis focuses on the evaluation of the occurrence of tree-related microhabitats in managed forests. As a part of the assessment, the presence of microhabitats and other characteristics were determined.

Habitat conditions such as altitude, precipitation, and temperature only affected specific tree microhabitat types, but not the occurrence of microhabitats in general. The percentage of trees bearing microhabitats increased as the number of trees per hectare decreased. DBH did not emerge as a significant factor affecting the occurrence of microhabitats. The representation of specific types of microhabitats mainly changed with the type of tree species. Spruces occurring outside their natural habitat were more susceptible to microhabitats.

Microhabitats related to bark damage and dead branches dominate in the managed forests of the Czech Republic. There was a lack of microhabitats directly revealing the heartwood and forming microsoil. In addition, cavities, nests and rot were also relatively low in numbers.

The results contribute to a better understanding of the factors influencing the occurrence and diversity of tree-related microhabitats in the managed forests of the Czech Republic.

**Keywords:** biodiversity, tree-related microhabitats, managed forests, sustainable forest management, Czech Republic

# Obsah

<b>1</b>	<b>Úvod</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>Cíl práce</b>	<b>10</b>
<b>3</b>	<b>Literární rešerše</b>	<b>11</b>
<b>3.1</b>	<b>Biodiverzita</b>	<b>11</b>
3.1.1	Biodiverzita a její rozdělení	11
3.1.2	Biodiverzita v ČR	12
3.1.3	Ochrana biodiverzity	13
3.1.4	Biodiverzita lesního prostředí	14
<b>3.2</b>	<b>Habitatové stromy a stromová mikrostanoviště</b>	<b>15</b>
3.2.1	Typy stromových mikrostanovišť	16
3.2.2	Faktory ovlivňující stromová mikrostanoviště	18
<b>4</b>	<b>Metodika</b>	<b>22</b>
<b>4.1</b>	<b>Lokality</b>	<b>22</b>
<b>4.2</b>	<b>Sběr dat</b>	<b>25</b>
<b>4.3</b>	<b>Vyhodnocení dat</b>	<b>26</b>
<b>5</b>	<b>Výsledky</b>	<b>27</b>
<b>5.1</b>	<b>Hodnocení mikrostanovišť dle ploch</b>	<b>27</b>
<b>5.2</b>	<b>Hodnocení mikrostanovišť podle druhu dřeviny</b>	<b>30</b>
<b>5.3</b>	<b>Hodnocení typů stromových mikrostanovišť</b>	<b>40</b>
<b>6</b>	<b>Diskuse</b>	<b>49</b>
<b>6.1</b>	<b>Hodnocení mikrostanovišť dle ploch</b>	<b>49</b>
<b>6.2</b>	<b>Hodnocení mikrostanovišť podle druhu dřeviny</b>	<b>49</b>
<b>6.3</b>	<b>Hodnocení typů stromových mikrostanovišť</b>	<b>51</b>
<b>7</b>	<b>Závěr</b>	<b>54</b>
<b>8</b>	<b>Literatura</b>	<b>56</b>
<b>9</b>	<b>Seznam použitých zkratk a symbolů</b>	<b>65</b>

# 1 Úvod

V současné době jsou ochrana biodiverzity a udržitelné lesní hospodářství jedním z hlavních témat v oblasti ochrany životního prostředí a ekologie v rámci celé EU (UN, 1992; PEFC, 2010; Zk. č. 114/1992 Sb.). Biodiverzita, která přispívá k heterogenitě lesních porostů, je hlavním prvkem pro udržení ekologické stability a poskytování ekosystémových služeb (Cardinale et al., 2012; Larrieu et al., 2018). S rostoucím tempem ztráty přírodních biotopů a degradací ekosystémů se stává nezbytným zaměřit se na podporu biodiverzity i v lesních oblastech s intenzivním hospodářstvím (Tschardt et al., 2012).

Klasifikace biodiverzity je složitý proces, neboť zahrnuje mnoho různých faktorů (Larrieu et al., 2018). Mezi hlavní faktory ovlivňující biologickou rozmanitost patří lokální podmínky stanoviště, stres, konkurence mezi organismy a heterogenita prostředí. Právě rozmanitost prostředí a možnosti, které organismům poskytuje nejen prostřednictvím mikrostanovišť, jsou pro správné fungování ekosystémů klíčové.

Mikrostanoviště hrají velkou roli při uchování a podpoře biodiverzity v lesních ekosystémech (Müller et al., 2015). Tyto důležité struktury umožňují rozmanitost druhů a poskytují útočiště i zdroj potravy pro mnoho, často i ohrožených, organismů. Právě proto jsou považovány za indikátory biodiverzity a na základě jejich přítomnosti ji lze hodnotit (Larrieu et al., 2018).

Hospodářské lesy představují specifické prostředí, které je významně ovlivněno lidskou činností. Nejvýraznějším projevem této činnosti jsou těžební zásahy, které především zkracují přirozený vývoj stromů. Chybějící konečné fáze vývoje, jako například rozklad dřevní hmoty, jsou pak často limitujícím faktorem pro výskyt některých organismů. Typická pro lesní hospodářství je také snaha o pěstování co nejvýnosnějších sortimentů, což vede k odstraňování některých poškozených jedinců (stromy s hnilobami, dutinami, zlomy...), čímž se v lesním prostředí snižuje rozmanitost poskytovaných mikrostanovišť, a tudíž i biologická rozmanitost celkově (Bütler et al., 2013).

Vzhledem k těmto faktům je klíčové porozumět, jakým způsobem je možné biodiverzitu v hospodářských lesích podpořit, např. podporou konkrétních mikrostanovišť v závislosti na tom, jak se mikrostanoviště v těchto lesích vyvíjejí a jaký vliv mají na biodiverzitu rostlinných a živočišných druhů (Bauhus et al., 2009).

## 2 Cíl práce

Cílem této bakalářské práce je vyhodnotit data z TVP (soubor 59 ploch VÚLHM umístěných v hospodářských lesích ČR) z hlediska výskytu na stromech přítomných mikrostanovišť.

Jedná se o dospělé porosty, v rámci kterých by měl být hodnocen vliv následujících faktorů na přítomnost mikrostanovišť: základní stanovištní podmínky, charakteristiky porostu, druh dřeviny a její vhodnost pro dané stanoviště, stáří dřeviny.

Vyhodnocením bychom měli určit jakou roli má druh dřeviny a stáří (proxy tloušťka) daného jedince z hlediska výskytu stromových mikrostanovišť v hospodářských lesích v ČR.

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Biodiverzita

#### 3.1.1 Biodiverzita a její rozdělení

Biodiverzita je zkrácené slovo pro biologickou diverzitu a označuje rozmanitost živých organismů na Zemi. Zahrnuje různorodost na všech úrovních, od genetické přes druhovou až po diverzitu celých ekosystémů (Kolář et al., 2012). Genetická biodiverzita se týká rozmanitosti genů uvnitř jednotlivých druhů a je základem pro přizpůsobení se organismů k různým prostředím a změnám. Druhová biodiverzita se zaměřuje na počet a různorodost druhů v daném prostředí, což je klíčové pro stabilitu ekosystémů a poskytování ekosystémových funkcí. Ekosystémová biodiverzita se týká rozmanitosti různých typů ekosystémů a jejich interakcí (Primack et al., 2011).

Druhová diverzita neboli též druhová bohatost je pro nás nejnázatelnější a na první pohled dobře rozpoznatelná charakteristika biodiverzity. Proto se často používá jako klíčový ukazatel při hodnocení biologické rozmanitosti daného prostředí (McGill & Magurran, 2011). Navíc je úzce spjata s dalšími aspekty biodiverzity, jako je genová diverzita a diverzita ekosystémů. Tato vzájemná spojitost umožňuje komplexní pohled na biologickou rozmanitost a poskytuje nám důležité informace o stavu a funkci přírodních prostředí (Allard et al., 2023).

Biodiverzita je obvykle chápána jako charakteristika konkrétního území, která odráží rozmanitost života v daném prostředí. Existují tři hlavní typy biodiverzity: alfa, beta a gama (McGill & Magurran, 2011). Alfa biodiverzita se zaměřuje na rozmanitost organismů v daném prostředí, často na úrovni jednoho ekosystému nebo lokality. Tento typ biodiverzity poskytuje důležité informace o bohatství druhů v daném prostoru a je klíčový pro hodnocení místní biologické rozmanitosti. Alfa biodiverzitu je důležité chránit, protože může obsahovat mnoho unikátních druhů s vysokou biologickou hodnotou (Chiarucci et al., 2011). Beta biodiverzita se zabývá rozdíly ve složení druhů mezi různými lokalitami. Tento typ biodiverzity nám pomáhá porozumět tomu, jak se druhové složení mění v krajině nebo regionu a jaké faktory ovlivňují tyto rozdíly. Je také důležité chránit beta biodiverzitu, protože může zahrnovat různorodé biotopy, i když mohou být druhově chudé (Strange et al., 2024). Tyto biotopy však mohou být jedinečné a nenahraditelné pro zachování celkové biologické rozmanitosti v krajině. Gama biodiverzita zahrnuje celkovou biodiverzitu v určitém regionu nebo krajině a poskytuje komplexní pohled na rozmanitost života v širším geografickém kontextu (Chiarucci et al., 2011).

Kromě druhové diverzity se hlavně u rostlin často zkoumá i funkční diverzita, která se zaměřuje na různorodost funkcí, které rostliny vykonávají v ekosystému. Rostliny se sdružují do takzvaných funkčních skupin na základě podobných vlastností (Asbeck et al., 2020).

Podobně se dále odlišuje strukturní diverzita, která se týká zejména vrstevnatosti vegetace (Strange et al., 2024). Jako příklad lze uvést porovnání smrkové monokultury s lužním lesem. Zatímco smrková monokultura má jednotnou strukturu a jediný typ stanoviště, lužní les může obsahovat různé typy stanovišť a vrstevnatost vegetace, což vytváří pestřejší prostředí pro život (Kolář et al., 2012).

Všechny tyto druhy biodiverzity, je třeba také správně hodnotit a vyjádřit, a to hlavně kvantitativně. Měření biodiverzity zahrnuje různé metody a indexy, které slouží k posouzení rozmanitosti druhů v daném prostředí. Druhová diverzita je obvykle rozdělena do dvou složek: vlastní druhová bohatost a vyváženost (equitability) (Simpson, 1949). Shannonův a Simpsonův index jsou dva často používané indexy diverzity, které kombinují tyto složky a kvantifikují tak míru biodiverzity (Shannon, 1948; Simpson 1949).

### **3.1.2 Biodiverzita v ČR**

I když je naše republika svou plochou nepříliš rozsáhlá, přesto není z pohledu biodiverzity bezvýznamná. Naopak, ČR hostí bohaté spektrum různých organismů, které zahrnuje přibližně 2500 druhů vyšších rostlin, což představuje zhruba 1 % všech známých druhů rostlin na světě (Kolář et al., 2012). Největší diverzita rostlin na našem území se nachází na loukách v Bílých Karpatech (Klimeš, 1995). Tato rozmanitost je částečně dána naší geografickou polohou, protože Česká republika leží v centru Evropy a je tak snadno dostupná pro druhy z různých směrů. Západní část ČR ovlivňuje atlantské klima, z jihovýchodu přicházejí vlivy kontinentálního podnebí, z jihu zasahují alpské prvky a z východu se k nám dostává karpatská fauna i flóra. Tuto biodiverzitu umocňuje i pestrost geologické stavby a reliéfu (ČGS b, 2023), které poskytují různorodé biotopy pro život.

Značná část českých biotopů byla však ovlivněna činností člověka, což mohlo vést k narušení biodiverzity. Vznikla také spousta biotopů, které kupodivu vyšší biodiverzitu zapříčinily (např. rybníkářství, pastviny, kosené louky...) a i ty se musíme snažit chránit, aby z naší unikátní přírody nevymizely (Dostálek & Frantík, 2008).

Bez působení člověka by pravděpodobně většina území ČR byla pokryta lesy (Neuhäuslová, 1998). Naše lesy stejně jako evropské smíšené lesy ale obecně vykazují poměrně nízkou druhovou bohatost ve srovnání se svými protějšky v Severní Americe nebo v Asii (Primack et al., 2011). Vysvětlení této zvláštní odchylky v druhové rozmanitosti se nachází



v historii a geografii těchto kontinentů. Ve čtvrtohorách byly dřeviny a další rostliny nuceny klimatickými změnami (střídání glaciálů a interglaciálů) zásadně měnit své areály výskytu, zejména posunem na jih a zpět. Na rozdíl od Ameriky a Asie, kde nebyla cesta na jih tak komplikovaná, evropské druhy byly ve své migraci limitovány Alpami a jinými pohořími, což mnoho druhů nezvládlo a vyhynulo.

Tato již tak nízká diverzita byla dále snižována zakládáním monokulturních a stejnověkých porostů a zavedením holosečného způsobu hospodaření. Proto je zásadní tuto klesající tendenci zastavit a snažit se biodiverzitu v našich lesích přirozenou cestou zvýšit.

### **3.1.3 Ochrana biodiverzity**

Za účelem ochrany a obnovy biodiverzity vznikají mnohé organizace a úmluvy, a to i na mezinárodní úrovni. Mezi nejdůležitější mezinárodní dohody v této oblasti patří Úmluva o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity, CBD), která vstoupila v platnost v roce 1993. Cílem této úmluvy je ochrana biologické rozmanitosti, udržitelné využívání jejích složek a spravedlivé a rovnoměrné rozdělování výhod z genetických zdrojů (UN, 1992). K Úmluvě byly vydány dva protokoly: Cartagenský protokol o biologické bezpečnosti (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2000) a Nagojský protokol o přístupu ke genetickým zdrojům a spravedlivém a rovnocenném sdílení přínosů plynoucích z jejich využívání (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2011).

Na úrovni Evropské unie se ochrana biodiverzity řídí řadou právních předpisů a směrnic. Za účelem vzniku jasných postupů na ochranu biodiverzity vznikla v roce 2020 Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2030 (European Commission, 2020), která je klíčovým prvkem Zelené dohody pro Evropu. Tato strategie spočívá především ve vytvoření chráněných oblastí, které budou pokrývat minimálně 30 % pevnin a moří na území EU. Dále se zaměřuje na rozšíření oblastí Natura 2000, zvýšení výsadby stromů, omezení pesticidů a finanční podporu na ochrany přírody a biodiverzity.

Česká republika je vázána jak těmito mezinárodními a evropskými úmluvami, tak i legislativou platnou pouze v ČR. Mezi klíčové právní předpisy patří Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, který upravuje zvláště chráněná území, jako jsou národní parky, chráněné krajinné oblasti, přírodní rezervace a památné stromy, a stanoví opatření na ochranu ohrožených druhů rostlin a živočichů (Zk. č. 114/1992 Sb.). Důležitým dokumentem pro další směřování ochrany biologické rozmanitosti na území Česka je Strategie ochrany biologické rozmanitosti ČR 2016-2025. Mezi hlavní cíle strategie patří ochrana

ohrožených druhů a jejich habitatů, udržitelné využívání přírodních zdrojů, ochrana přírodních stanovišť a ekosystémů, boj proti invazivním druhům a změně klimatu, podpora výzkumu a monitoringu biodiverzity (MŽP, 2016). Institucionální struktura odpovědná za ochranu přírody a biodiverzity v ČR zahrnuje Ministerstvo životního prostředí a Agenturu ochrany přírody a krajiny ČR (Kolář et al., 2012). Tyto státní instituce se v oblasti ochrany přírody a krajiny ČR podílí hlavně na výzkumu a na něm založených ochranných opatřeních, osvětě a financování (AOPK ČR, 2024). Nepostradatelní jsou v rámci ochrany české přírody a krajiny také dobrovolníci a nevládní organizace, které se podílejí na velkém množství projektů a programů, které napomáhají udržovat a chránit vzácné organismy i celé ekosystémy (Kolář et al., 2012).

Pro ochranu biodiverzity lesů a podporu přírodě blízkého hospodaření vznikly organizace PEFC a FSC (PEFC, 2010; FSC, 2013). Oba systémy certifikace sledují dodržování přísných mezinárodních ekologických, sociálních a ekonomických standardů v lesním hospodářství, které jsou neustále aktualizovány dle nových výzkumů a poznatků (PEFC, 2010; FSC, 2013). Díky certifikaci podle standardů PEFC nebo FSC mají spotřebitelé jistotu, jestli dřevařské výrobky opravdu pocházejí z udržitelně spravovaných lesů.

### **3.1.4 Biodiverzita lesního prostředí**

Jedny z hlavních faktorů ovlivňující biodiverzitu lesa jsou stres a mezidruhová konkurence (Primack, 2011). Ze stresových faktorů je pro lesní prostředí důležitá zejména disturbance. Disturbance neboli narušení sice zpočátku sníží alfa diverzitu, ale následně dochází ke zvýšení beta, a tudíž i gama diverzity celého prostředí. Zároveň se jedná také o významnou část přirozeného cyklu lesa, která je důležitá pro přirozenou obnovu lesa a vznik mikrostanošť (Stokland, 2012).

Pro lesní biodiverzitu jsou také nepostradatelná stanoviště bohatá na zdroje, jako jsou staré stromy, mrtvé dřevo nebo zvýšená vlhkost (Müller & Büttler, 2010). Tato stanoviště poskytují prostředí pro mnohé druhy organismů, které se na tyto podmínky specializují. Na druhou stranu, i chudé lokality mají svůj význam pro biodiverzitu, neboť mohou poskytovat prostor pro lépe adaptované a často i vzácné druhy, které se v jiných prostředích obtížně udržují (Klimeš, 1995).

Neméně důležitý je také kontext okolní krajiny a možný přístup dalších druhů do prostředí. Jestliže v okolí daného stanoviště nejsou přítomny další druhy, nemohou kolonizovat nově vytvořená, i když vhodná, stanoviště (Primack, 2011).

Podstatnou roli pro biodiverzitu hraje také heterogenita lesa. Pro zvýšení biodiverzity je ideální nestejnověký porost s vysokou strukturní diverzitou (víceetážový), který je různorodý i svou dřevinnou skladbou (Spiecker, 2003).

### **3.2 Habitatové stromy a stromová mikrostanoviště**

Habitatové stromy jsou staré velké stromy, které poskytují klíčové zdroje pro biodiverzitu a mají schopnost zvýšit tím odolnost ekosystému (Bütler et al., 2013). Proto většina postupů ochrany lesa v Evropě má za cíl takové stromy chránit, ať už jednotlivě, nebo ideálně v menších skupinkách tvořících provázanou síť (Asbeck et al., 2020). Tato síť je nezbytná hlavně pro méně pohyblivé organismy, pro které je dostupnost a kontinuita habitatových stromů stěžejní (Asbeck et al., 2019).

Do jisté míry však zůstává nejasné, jak vyhledat ty nejcennější habitatové stromy (Asbeck et al., 2019). Jedním z efektivních přístupů je lokalizovat tyto stromy a popsat je pomocí stromových mikrostanovišť, často také označovaných zkratkou TreMs (Bütler et al., 2013; Larrieu et al., 2014). Výběr habitatových stromů tímto způsobem je široce uplatňován v lesním hospodářství ve velké části západní Evropy (Kraus & Krumm, 2013).

Stromová mikrostanoviště jsou jasně dané struktury nacházející se na nadzemních částech živých, ale i mrtvých stromů. Organismům nabízejí substráty a habitáty pro ně často nenahraditelné (Larrieu et al., 2018 a 2021).

Vznik mikrostanovišť představuje dlouhodobý proces, který může být započatý jak biotickými činiteli (aktivitou datlů, okusem jelení zvěře, kůrovci), tak abiotickými (vítr, blesk, požár) (Larrieu et al., 2018). Odumírání a rozklad dřeva je často hlavním mechanismem produkce mikrostanovišť a vždy tak souvisí, ať už přímo (houby, hmyz) nebo nepřímo, s úmrtím stromu (Paillet et al., 2017). Díky tomu jsou mikrostanoviště dynamické struktury, které podléhají neustálým změnám a vývoji, ale zároveň i zániku a jejich funkce se s časem mění (Larrieu et al., 2018).

Existuje široká škála typů mikrostanovišť. Mohou se vyvíjet přímo na stromě, jako například dutiny, zlomy odhalující jádro a podobně. Nebo mohou vznikat vně stromu, přičemž jde často o epifyty, jako jsou lišejníky, mechy, liány či houby (Larrieu et al., 2018). Využívá je velká škála taxonomických skupin od ptáků (Remm & Lõhmus, 2011), přes savce (Boonman, 2000), obojživelníky a plazy (Larrieu et al., 2018), až po saproxylické brouky (Paillet et al., 2018), hmyz a pavoukovce (Basile et al., 2020).

Pro snadnější hodnocení se o první typologické rozřazení TreMs pokusili Michel a Winter (2009). Rozsáhlejší rozdělení provedli Larrieu et al. (2018), kteří stromová mikrostanoviště rozčlenili do 7 základních forem, které se dále dělí do 15 skupin a 47 typů. Toto rozdělení je ale poměrně složité a hůře prakticky použitelné (Paillet et al., 2017).

### 3.2.1 Typy stromových mikrostanovišť

#### Mrtvé dřevo

Jedním z nejdůležitějších mikrostanovišť pro biologickou rozmanitost a prosperitu lesů je mrtvé tlející dřevo (Jonsson et al., 2016). Tento pojem zahrnuje veškerou odumřelou dřevní hmotu. Nejde jen o mrtvé celé stromy (stojící i ležící), ale také o jejich odumřelé části. Mrtvé dřevo – nekromasa – je v lesích přítomno již po desítky milionů let, což způsobilo, že je na něj navázáno mnoho procesů a organismů (Bače & Svoboda, 2016). Proces rozkladu dřevní hmoty je spojený s obohacováním půdy o důležité živiny, doplňuje do ní uhlík a mění tím její kvalitu. Další důležitou vlastností mrtvého dřeva je jeho schopnost ovlivňovat vodní režim v lesích. U lesních půd přispívá k zvýšení stability svahů a preventivně tak brání půdní erozi (Bače & Svoboda, 2016). Jedním z dalších procesů je například obnova semenáčků, kde mrtvé dřevo poskytuje vhodný substrát pro klíčení a vývoj mladých dřevin. Pro některé dřeviny je tento způsob zmlazení dokonce nenahraditelný, a to zvláště pro smrk ztepilý v horských lesích (Jonášková & Prach, 2004).

Množství mrtvého dřeva na hektar je z logických důvodů větší v přírodních lesích než v lesích hospodářských. Zatímco v lese přírodním jsou stromy, a to i ty mrtvé, součástí přirozeného vývoje ekosystému, v lese hospodářském jsou často veškeré (i spadlé) stromy vytěžené a dále zpracovávány (Jankovský et al., 2006). Ponechány bývají jedině pařezy a potěžební zbytky.

Naším cílem by tedy mělo být vytvoření sítě lesních porostů, kde by nekromasa dosahovala alespoň hodnot v rozmezí 20–50 m<sup>3</sup>/ha (Müller & Bütler, 2010; Bače & Svoboda, 2016). Tato hodnota by měla být vyhovující pro většinu saproxylických druhů v našich lesích. V nižších polohách je dostačující množství 20-30 m<sup>3</sup>/ha ve vyšších polohách je za potřebí mrtvého dřeva více, a to kolem 40-50 m<sup>3</sup>/ha (Müller & Bütler, 2010). Avšak skutečná průměrná hodnota odhadu množství mrtvého dřeva v Evropě (k roku 2019) je pouze 15,8 m<sup>3</sup>/ha (Puletti et al., 2019). Důležitější než kvantita mrtvé hmoty, je ale zachování diverzity různých stádií odumřelého dřeva (Bače & Svoboda, 2016).

V následujících odstavcích jsou popsány další příklady mikrostanovišť, která jsou stěžejní pro správný chod a stabilitu lesů.

### Korunové mrtvé dřevo

Mrtvé dřevo v korunách stromů je významné zejména svým mikroklimatem. Mrtvé větve v korunách nejsou zastíněny porostem a jsou tak vystaveny silnějšímu slunečnímu záření, čímž poskytují zcela odlišné podmínky než ležící mrtvé dřevo v podrostu (Kraus et al., 2016). Na tyto specifické podmínky se adaptovaly některé druhy saproxylických brouků a lišejníků (Bouget et al., 2011).

### Dutiny

Dutiny jsou otvory v kmeni stromu, které vznikají působením ptáků či jako pozůstatek odlomené větve nebo pukliny (Michel & Winter, 2009). Mohou se vyskytovat v horních částech kmene i u kořenových náběhů, čehož využívají různé druhy organismů rozdílně. Dutiny poskytují zejména specifické klimatické podmínky a úkryt (Paillet 2019). Spektrum organismů využívající dutiny je bohaté, od členovců až po savce, nejčastěji jde však o ptáky (Paillet 2018). Často se setkáváme s dutinami vyhloubenými zástupci čeledi datlovití (*Picidae*) (Basile et al., 2020). Příkladem je datel černý (*Dryocopus martius*), jehož ochrana je klíčová nejen pro jeho vlastní populaci, ale i pro další organismy. Jde zejména o ty, které nejsou fyziologicky přizpůsobeny k hloubení vlastních úkrytů, přestože jsou pro jejich život dutiny nepostradatelné. Takovými druhy jsou například sýc rousný (*Aegolius funereus*) či holub doupňák (*Columba oenas*) (Hruška, 2021).

### Bělové dřevo

Bělové dřevo se nachází pod kůrou a obklopuje dřevo jádrové. Od dřeva jádrového se liší světlejší barvou a měkčí strukturou. Jeho hlavní funkcí je transport živin a vody z kořenů do koruny stromu, avšak některé organismy v něm také nalézají vhodné podmínky pro rozmnožování, kladení vajíček a následný larvální vývoj. Typickým příkladem tohoto způsobu života jsou podčeledi *Scolytinae* (kůrovci) a *Platypodinae* (jádrolodi) (Stockland et al., 2012). Bělové dřevo organismům zprostředkovávají mikrostanoviště: ztráta kůry, poškození způsobené ohněm či kapsa a kryt z kůry (Larrieu et al. 2018).

### Obnažené jádrové dřevo

Obnažené jádrové dřevo představuje formu mikrostanoviště, která umožňuje organismům přímý přístup k jádrovému dřevu stromů. Zahrnuje různé typy mikrostanovišť, jako jsou zlomy kmene a větvi, poškození bleskem a praskliny (Larrieu et al., 2018). Jádrové dřevo se od bělového liší svými fyzikálními i chemickými vlastnostmi, což z něj činí nenahraditelné prostředí pro mnoho druhů organismů, zejména řádů *Coleoptera* (brouci) (Calix et al., 2018) a *Diptera* (dvoukřídli) (Rotheray et al., 2001).

### Výrony mízy a pryskyřice

Výrony mízy a pryskyřice vznikají jako obranná reakce stromů proti různým mechanickým i biologickým poškozením (napadení škůdci a patogeny). Jde o uvolnění lepkavých tekutých látek v okolí místa poškození, které mají omezit škodlivé organismy v dalším působení. Pro některé organismy jsou tyto exudáty zdrojem potravy, například pro datlíka tříprstého (*Picoides tridactylus*) (Lorenc, 2008).

### Epikormické výhonky

Epikormické výhonky jsou nově vyrůstající větvičky, které se typicky objevují přímo u kmene stromu (Meier et al., 2012). Tyto výhonky mohou sloužit jako prostředek k regeneraci po stresových událostech, jako je napadení škůdci nebo mechanické poškození stromu. Přítomnost epikormických výhonků může také naznačovat stresové podmínky, jako je například konkurence o zdroje, zejména ty světelné, s dalšími jedinci (Meier et al., 2012). To může vést k nepravidelnému růstu koruny, což může zapříčinit zhoršenou kvalitu dřeva. Epikormické výhonky však poskytují prostor pro mnohé organismy, které mohou využívat tyto struktury jako zdroj potravy nebo úkryt (Larrieu et al., 2018).

## **3.2.2 Faktory ovlivňující stromová mikrostanoviště**

Diverzita a početnost stromových mikrostanovišť (TreMs) jsou ovlivněny různými faktory, které zahrnují širokou škálu ekologických, geografických a hospodářských podmínek. Pochopení těchto faktorů je klíčové pro plánování a implementaci efektivních strategií ochrany a zachování biodiverzity v lesních ekosystémech (Larrieu et al., 2014).

## Vliv DBH

Prvním snadno měřitelným znakem, který by nám mohl pomoci predikovat výskyt TreMs, je výčetní tloušťka (DBH). Větší množství a diverzita TreMs se vyskytuje u stromů s větší DBH (Michel & Winter, 2009; Larrieu & Cabanettes, 2012; Paillet et al., 2017 a 2019; Asbeck et al., 2019 a 2020). Tato korelace pravděpodobně souvisí jednak s větší plochou, kterou takové stromy poskytují, ale hlavně s procesem stárnutí, a tedy s větší pravděpodobností napadení patogeny, vzniku poškození a odumírání (Asbeck et al., 2020). Pozitivní korelace DBH a výskytu TreMs se nicméně nepotvrdila v hospodářských lesích, ani v lesích nedávno obhospodařovaných (Winter a Möller, 2008). Na vzrostlejších stromech v přírodě blízkých lesích je vyšší abundance stanovišť epifytů (mechy, lišejníky), což zejména u lišejníků souvisí právě s pomalým a dlouhodobým vývojem (Kaufman et al., 2018). S rostoucí průměrnou DBH přibývají především dutiny ve větvích a v kmeni, a to hlavně v lesích smíšených (Asbeck et al., 2019).

Prahová hodnota DBH z hlediska TreMs je rozdílná pro každý druh dřeviny, pro buk se uvádí >90 cm a pro jedli >100 cm (Larrieu & Cabanettes, 2012).

I když je ochrana velkých statných stromů společně se stojícími mrtvými stromy univerzálním způsobem podpory biodiverzity (Paillet et al., 2019), nesmíme zapomínat i na menší stromy, které je taktéž nezbytné zachovat, neboť pro biodiverzitu jsou podstatné všechny fáze vývoje stromu (Asbeck et al., 2019).

## Vliv stanovištních podmínek

Dalším faktorem ovlivňujícím stromová mikrostaniště jsou klimatické podmínky spojené s nadmořskou výškou. Rozdíly ve srážkách, teplotě, pedologickém a geologickém podloží a v topografii hrají důležitou roli ve vývoji struktury lesa a TreMs ovlivňují hlavně z hlediska rychlosti jejich změny (Asbeck et al., 2019). Výskyt mikrostanišť či jejich diverzita se s měnící se nadmořskou výškou neliší (Kozák et al., 2018; Paillet et al., 2019). Stanovištní podmínky mají vliv zejména na typ vznikajících TreMs. Například s rostoucí nadmořskou výškou narůstá také počet dutin vytvořených kořeny. Naopak s nižší nadmořskou výškou se více objevují stanoviště mechů (hlavně na nižších částech kmene) a jmelí. Vliv nadmořské výšky u těchto druhů odráží spíše jejich specifické nároky na vlhkost, teplotu a kvalitu vzduchu a souvisí tak hlavně s jejich ekologickou nikou. Jelikož tato stanoviště nebývají ovlivněna DBH, mělo by být relativně snadné je udržovat i na různě silných stromech různých druhů dřevin, a to i v hospodářských lesích (Asbeck et al., 2019).

### Vliv druhu dřevin

Listnaté a jehličnaté stromy jsou rozdílné již na první pohled, stejně tak se liší i jejich funkce z hlediska množství a kvality poskytovaných TreMs (Paillet et al., 2017). Obecně lze konstatovat, že ačkoliv v čistě jehličnatých lesích jsou TreMs početnější, v lesích listnatých převládá větší diverzita stanovišť (Asbeck et al., 2019). Avšak nejvyšší diverzita je jednoznačně ve smíšených, druhově bohatých porostech (Larrieu & Cabanettes, 2012; Asbeck et al., 2019).

Asbeck et al. (2020) seskupili některé druhy dřevin do čtyř funkčních skupin. První skupina zahrnuje listnaté druhy a borovice těžkou a lesní (*Pinus ponderosa* a *Pinus sylvestris*). Tato skupina se vyznačuje vyšším výskytem korunového mrtvého dřeva a dutin od datlů. Zajímavá je podobnost mezi listnatými druhy a borovicemi. Jak borovice, tak i listnáče jsou spíše pomalu rostoucí dřeviny, a tak je větší pravděpodobnost vytvoření a nakumulování mrtvého dřeva v korunách.

Druhou skupinu tvoří stojící mrtvé stromy a druhy dřevin vyskytující se hlavně v Severní Americe (př. modřín západní) (Asbeck et al., 2020). Tato skupina poskytuje organismům hlavně obnažené jádrové dřevo a stanoviště pro trvalé houby.

Třetí skupina obsahuje druhy pro nás již častější, a sice jedli bělokorou (*Abies alba*) a modřín opadavý (*Larix decidua*). Na těchto druzích se vytvářejí hlavně epifyty a další podobné struktury, např. spleť větviček a hnízda (Asbeck et al., 2020).

V poslední skupině zaujímá místo naše hospodářsky nejvýznamnější dřevina smrk ztepilý (*Picea abies*) a u nás introdukovaná dřevina douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*). Smrk i douglaska mívají silnější kořenové náběhy, a tak se u nich často vytvářejí kořenové dutiny. Také častěji produkují exsudáty (výrony pryskyřice) (Asbeck et al., 2020). Kromě toho jsou tyto jehličnany náchylnější na zlomy vrcholových částí.

### Vliv hospodářství

Stromová mikrostanoviště a jejich výskyt jsou důsledkem ovlivnění biodiverzity lesním hospodařením. Plocha chráněných lesů, které se nevyužívají k produkci dřeva, bude v budoucnosti pro udržení biodiverzity lesních celků pravděpodobně nedostačující (Parviainen et al., 2000). Proto se musíme snažit zvýšit biodiverzitu (pomocí TreMs) i v lesích hospodářských.

Důvodů, proč je v hospodářských lesích méně TreMs (Paillet et al., 2017; Kozák et al., 2018) je celá řada. Hlavní příčinou je zkrácení života stromů vlivem lesní těžby. Taktéž snaha o pěstování rovných přímých kmenů bez defektů, má na výskyt TreMs negativní vliv (Johann & Schaich, 2016). Některé hospodářské činnosti ale překvapivě mohou vznik



TreMs podporovat. Jedná se o odřeni kůry a další poškození stromů vlivem těžby a jiné neopatrné manipulace s technikou (Larrieu et al., 2012; Johann & Schaich, 2016). Podle některých výzkumů dokonce měly hospodářské lesy dokonce více TreMs než bezzásahové rezervace, avšak tento fakt byl nejspíš způsoben nezahrnutím mrtvých stromů (Asbeck et al., 2019; Larrieu et al., 2012). Četnost výskytu TreMs, a hlavně jejich větší diverzita, je však typicky v lesích neobhospodařovaných (Paillet et al., 2017; Kozák et al., 2018).

Početnost a diverzita stromových mikrostanovišť mohou být rovněž ovlivněny vlastníkem lesa. Zatímco velcí vlastníci často primárně sledují ekonomické zisky, majitelé menších lesních pozemků mohou mít různé motivace, jako je ochrana přírody nebo rekreace. Mnozí z nich ani ve svých lesích ani neprovádějí žádnou hospodářskou činnost (Bieling, 2004). Vliv vlastníka z pohledu významnosti je hned na třetím místě za vitalitou stromu a DBH (Johann & Schaich, 2016). V listnatých lesích mírného pásma byla zjištěna až dvakrát vyšší hustota TreMs na hektar v maloplošných soukromých lesích než v lesích obecních či státních (Johann & Schaich, 2016).

Dřevo je však důležitým zdrojem pro celou společnost (Johann & Schaich, 2016), a je proto nezbytné i nadále v lesích těžit a hospodařit. I v hospodářských lesích je však nutné dbát na ochranu habitatových stromů a stromových mikrostanovišť. K tomu je nezbytné stanovit si kritickou hodnotu hustoty výskytu TreMs a úroveň diverzity, která je z hlediska biologické rozmanitosti nezbytná pro správné fungování hospodářských lesů (Körkjäs et al., 2023; Burrascano et al., 2023)

## 4 Metodika

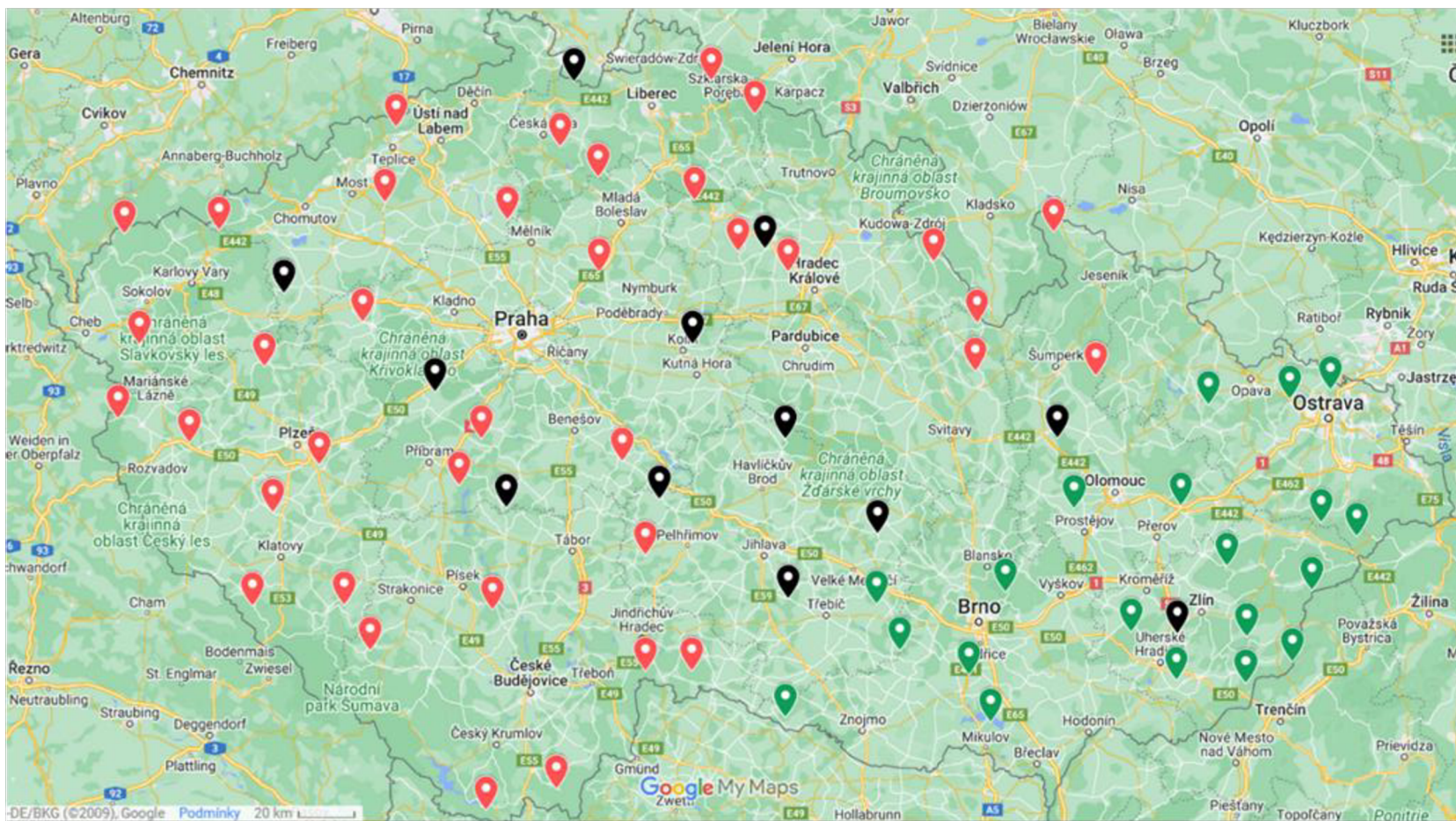
### 4.1 Lokality

Sběr dat byl prováděn celkem na 70 trvalých výzkumných plochách VÚLHM (Obr. 1). Plochy jsou rozmístěné v hospodářských lesích po celé České republice tak, aby pokryly co nejvíce různých klimatických a stanovištních podmínek a data z nich byla relevantní pro hospodářské lesy ČR.

Na některých plochách ale došlo k nahodilé těžbě z důvodu kůrovcové kalamity, a ty tak musely být z výzkumu vyřazeny. Z celkových 70 ploch proto zbylo pouze 59 (Obr. 1).

Jednotlivé plochy jsou v terénu geodeticky označeny a zaměřeny a stromy na nich označeny, případně očíslovány na ploše o velikosti 1000 m<sup>2</sup>.

Lokality se nacházejí v nadmořské výšce od 214–1029 m n. m. Porosty jsou tvořeny nejčastěji 1-2 hlavními dřevinami maximálně však 6. Jedná se zejména o druhy *Picea abies*, *Fagus sylvatica*, *Quercus* a *Pinus sylvestris*. Průměrná roční teplota sledovaných územích se pohybuje od 4 do 9 °C (ČHMÚ b, 2023) a úhm průměrných srážek 500-1200 mm/rok (ČHMÚ a, 2023). Z hlediska typologie jsou zastoupeny všechny ekologické řady kromě řady glejové a rašelinné. Nejčastěji se objevují edafické kategorie K kyselé a S svěží. Zahrnuty jsou lesní vegetační stupně od 0-8 (ÚHÚL, 2023). Nejhojnějším půdním typem je kambizem (ČGS a, 2023) viz celkový přehled ploch (Tab. 1)



Obr. 1: Mapa rozmístění výzkumných ploch. Černou barvou jsou označeny odstraněné plochy (GOOGLE, 2023)

Tab. 1: Charakteristika ploch

plocha	nadmořská výška	počet druhů hl. dřevin	stromy ks/ha	DBH (mm) průměr	půdy index	srážky (mm)	průměrná teplota (°C)	SLT
1	337	1	290	409,7	GLk	700	9	3F
1124	214	2	530	233,0	KAa'	500	9	2S
1132	285	2	270	366,3	LUg	700	9	1I
1314	345	4	640	278,9	PGd	500	8	2S
1340	635	3	610	298,3	KAd	900	6	5K
1540	476	4	760	265,7	KAdr	800	7	4K
1545	592	3	640	287,1	KAa'	1000	5	4B
181	271	1	620	248,2	KAdr'	700	8	0K
1819	411	5	670	245,3	KAg'a'	550	8	3O
1912	469	4	540	312,6	LUm	550	8	3I
1925	455	1	360	359,7	KAa'	600	8	3B
2	303	5	540	228,2	LUg	600	9	2O
2018	511	5	1190	225,6	KAa'	500	8	3K
2110	476	2	530	172,6	KAb'	550	8	2K
2155	826	2	430	293,0	KAsa'	1200	6	5F
2326	676	1	680	357,4	KAsa'	700	7	5K
2351	697	2	680	267,2	KAa'	900	8	5B
2509	558	3	790	291,5	Hon80	1000	8	4K
2513	589	2	800	273,4	Ha79	800	7	4S
2536	400	4	1210	190,2	KAa'	550	8	3S
2647	370	2	870	269,4	KAm	600	9	3B
2652	461	6	460	352,1	KAm	900	8	3B
2737	364	1	670	254,7	KAd	500	9	2K
2754	551	3	250	434,2	KAm	900	7	3L
2826	541	2	610	280,1	KAdz'	700	8	5K
2828	617	2	470	301,9	KPm	700	7	6K
2840	220	2	270	362,1	KAr	500	9	1S
2849	321	2	420	285,6	KAl	600	9	2H
2852	634	1	450	317,5	KAm	900	7	4B
3	534	3	300	417,7	KAa'	600	7	4S
3032	418	6	580	263,9	KAa'	550	8	2S
3041	282	6	610	269,5	CEI	500	9	2D
323	615	2	400	324,0	RNm	800	7	5S
3419	816	3	240	479,7	Zn69	800	5	6K
5	447	1	510	245,2	RZm	600	8	4W
6	334	1	630	235,1	RNm	550	9	1Z
7	470	3	470	323,3	GLk	800	8	3S
724	298	3	380	332,8	KAd	700	8	0K
815	403	1	650	241,9	KAb'	500	9	1B
828	324	4	350	290,0	LUm	600	8	3I
904	684	1	270	409,3	SGo'	1200	5	5K
908	1029	1	910	265,1	GLo'	700	6	7O
B080	561	2	610	308,0	KAd	900	7	4S
B151	930	2	260	434,6	Z79	1200	4	6A
D_100	218	1	690	250,7	KAr	500	9	1M
G050	475	3	610	283,7	KAdz'	550	7	0K
H020	678	1	690	346,1	Ha79	700	7	5K
CHL_1	537	2	580	301,9	RNnb'	550	8	1Z
CHL_11	525	1	150	252,7	RNtb'	550	8	1X
L271	805	2	370	350,1	KAa'	1000	6	5D
M070	791	2	630	303,3	KPm	900	6	6V
P110	764	3	360	406,2	Z65	800	6	6K
Q061	538	1	900	261,0	KAdz'	550	8	3M
Q103	606	1	430	399,8	Ha79	600	9	4S
Q211	911	1	750	299,7	Gt21	1200	5	8K
Q251	936	1	410	395,7	Ph78	1200	5	7K
Q401	654	2	290	420,6	KAa'g'	1000	6	5O
Q521	880	1	390	409,6	KPm	900	6	6K
VES_3_16	257	1	280	332,5	Bk92	600	9	1O

## 4.2 Sběr dat

Data pro hodnocení mikrostanovišť a zhodnocení struktury porostu byla získávána v průběhu roku 2022 (sběru dat jsem se přímo neúčastnila a data jsem převzala).

Stromy s výčetní tloušťkou nad 10 cm byly v rámci sběru dat číslovány a geodeticky zaměřeny (Fieldmapem) ve spirále směrem od středu a byly u nich zaznamenány následující základní údaje: druh dřeviny, DBH v mm, výška v m, počet a druhy mikrostanoviště. Ležící stromy a pařezy nebyly do výzkumu zahrnuty.

K určení mikrostanovišť bylo využito tabulky rozlišující a přesně popisující celkem 47 druhů TreMs (Tab. 2). Ke každému druhu je v ní přiřazen kód a název.

Tab. 2: Tabulka druhů mikrostanovišť (Larrieu et al., 2018)

název mikrostanoviště	kód
Malá hnízdí dutina datla	1
středně velká hnízdí dutina datla	2
Velká hnízdí dutina datla	3
Více než 3 duiiny od datla v řadě	4
Hnilobný otvor v základně kmene	5
Dutiny na kmeni s hnilobou, uzavřená nahoře s kontaktem dna dutiny se zemí	6
Částečně otevřená hnilobná dutina	7
Zcela otevřená hnilobná dutina u báze kmene	8
Zcela otevřená hnilobná dutina ve kmeni	9
Hnilobná dutina ve větvi	10
Hmyzí požerky	11
Dendrotelm	12
Vývrty datlovitých	13
Kúrou lemovaná dutina na kmeni stromu	14
Kořeny vytvořená dutina	15
Ztráta kůry	16
Poškození ohněm	17
Kryt z kůry	18
Kapsa z kůry	19
Kmenový zlom	20
Zlom větve	21
Prasklina	22
Poškození bleskem	23
Prasklina ve vidlicovém rozdělení kmene	24
Mrtvé větve	25
Mrtvé větve koruny	26
Zbytek zlomené větve	27
Čarověník	28
Epikormické výhonky	29
Otok (boule)	30
Nádor	31
Trvalý choroš	32
Jednoleté choroše	33
Dužnaté houby	34
Pyreno mycety	35
Myxomycety	36
Mechy	37
Lišejníky	38
Břeččany a liány	39
Kapradiny	40
Jmelí	41
Hnízdo v koruně (ptáci, veverky, atd.)	42
Hnízdo v dutině stromu (hmyz)	43
Mikropůda v kůře	44
Mikropůda v koruně ve vidlicovitém rozdělení	45
Výron mízy	46
Výron pryskyřice	47

### 4.3 Vyhodnocení dat

Mým hlavním úkolem v rámci této bakalářské práce je zpracování již sebraných dat (viz popis sběru dat výše). Pro vyhodnocení těchto dat byly použity programy MS Excel a Statistica 14.

Vzájemná závislost mikrostanovišť na stanovištních podmínkách byla posuzována podle Spearmanova korelačního koeficientu. Srovnávány byly zejména závislosti množství TreMs v % s dendrometrickými veličinami (hlavně DBH) a se stanovištními podmínkami (nadmořská výška, srážky, půdní typ, ...). Mikrostanoviště, která se nenacházela ani na jedné ploše, byla z dalšího vyhodnocování odstraněna (TreM kódy: 8, 9, 24, 33, 34, 35, 36, 39, 43, 44, 45).



## 5 Výsledky

Stromová mikrostanoviště v hospodářských lesích ČR jsem vyhodnocovala ze tří různých pohledů. Jako první jsem vyhodnocovala TreMs podle ploch, na kterých se nacházela a stanovištních podmínek s tím spojených. Druhý pohled se věnuje vztahu druhů dřevin a počtu typů TreMs. Poslední kapitola se pak zabývá jednotlivými typy mikrostanovišť, které se v našich hospodářských lesích vyskytují a hledá faktory ovlivňující některé konkrétní typy.

### 5.1 Hodnocení mikrostanovišť dle ploch

Stromová mikrostanoviště jsem jako první hodnotila podle jednotlivých ploch výskytu. První tabulka (Tab. 3) poskytuje přehled celkového počtu mikrostanovišť na všech 59 zkoumaných lokalitách, zahrnující základní charakteristiky každé lokality. Nejvyšší počet mikrostanovišť, konkrétně 115 TreMs, byl zaznamenán na ploše č. 323 (Krompach, S Čechy). Průměrný počet byl 21 TreMs na plochu a velmi ojediněle, na jedné lokalitě (č. 181, Provodín, S Čechy), nebylo zaznamenáno žádné mikrostanoviště. Nejvyšší procentuální podíl stromů s TreMs byl na lokalitě CHL\_11 (Detaňský Chlum, Z Čechy), a to až 80 % stromů z celkového počtu stromů na ploše. Z hlediska počtu stromů s TreMs byla nejvyšší hodnota na ploše č. 2018 (Smolotely, J Čechy) se 38 stromy nesoucími mikrostanoviště.

Tab. 3: Tabulka počtu TreMs dle lokalit

plocha	nadmořská výška	počet druhů hl. dřevin	stromy ks/ha	DBH (mm) průměr	půdy index	srážky (mm)	průměrná teplota (°C)	SLT	počet TreMs	počet stromů s TreMs	% stromů s TreMs
1	337	1	290	409,7	GLk	700	9	3F	29	19	65,52
1124	214	2	530	233,0	KAa'	500	9	2S	21	7	13,21
1132	285	2	270	366,3	LUg	700	9	1I	15	11	40,74
1314	345	4	640	278,9	PGd	500	8	2S	24	7	10,94
1340	635	3	610	298,3	KAd	900	6	5K	11	6	9,84
1540	476	4	760	265,7	KAdr	800	7	4K	7	4	5,26
1545	592	3	640	287,1	KAa'	1000	5	4B	15	12	18,75
181	271	1	620	248,2	KAdrz'	700	8	0K	0	0	0,00
1819	411	5	670	245,3	KAg'a'	550	8	3O	24	16	23,88
1912	469	4	540	312,6	LUm	550	8	3I	7	3	5,56
1925	455	1	360	359,7	KAa'	600	8	3B	9	9	25,00
2	303	5	540	228,2	LUg	600	9	2O	13	9	16,67
2018	511	5	1190	225,6	KAa'	500	8	3K	62	38	31,93
2110	476	2	530	172,6	KAb'	550	8	2K	37	27	50,94
2155	826	2	430	293,0	KAsa'	1200	6	5F	15	15	34,88
2326	676	1	680	357,4	KAsa'	700	7	5K	12	10	14,71
2351	697	2	680	267,2	KAa'	900	8	5B	25	17	25,00
2509	558	3	790	291,5	Hon80	1000	8	4K	7	4	5,06
2513	589	2	800	273,4	Ha79	800	7	4S	22	14	17,50
2536	400	4	1210	190,2	KAa'	550	8	3S	17	12	9,92
2647	370	2	870	269,4	KAm	600	9	3B	19	16	18,39
2652	461	6	460	352,1	KAm	900	8	3B	14	13	28,26
2737	364	1	670	254,7	KAd	500	9	2K	8	8	11,94
2754	551	3	250	434,2	KAm	900	7	3L	6	4	16,00
2826	541	2	610	280,1	KAdz'	700	8	5K	8	7	11,48
2828	617	2	470	301,9	KPm	700	7	6K	33	13	27,66
2840	220	2	270	362,1	KAr	500	9	1S	28	20	74,07
2849	321	2	420	285,6	KAl	600	9	2H	19	9	21,43
2852	634	1	450	317,5	KAm	900	7	4B	17	13	28,89
3	534	3	300	417,7	KAa'	600	7	4S	9	9	30,00
3032	418	6	580	263,9	KAa'	550	8	2S	29	14	24,14
3041	282	6	610	269,5	CEI	500	9	2D	24	22	36,07
323	615	2	400	324,0	RNm	800	7	5S	115	24	60,00
3419	816	3	240	479,7	Zn69	800	5	6K	33	10	41,67
5	447	1	510	245,2	RZm	600	8	4W	4	4	7,84
6	334	1	630	235,1	RNm	550	9	1Z	25	18	28,57
7	470	3	470	323,3	GLk	800	8	3S	26	15	31,91
724	298	3	380	332,8	KAd	700	8	0K	27	6	15,79
815	403	1	650	241,9	KAb'	500	9	1B	20	15	23,08
828	324	4	350	290,0	LUm	600	8	3I	8	4	11,43
904	684	1	270	409,3	SGo'	1200	5	5K	18	13	48,15
908	1029	1	910	265,1	GLo'	700	6	7O	34	23	25,27
B080	561	2	610	308,0	KAd	900	7	4S	2	2	3,28
B151	930	2	260	434,6	Z79	1200	4	6A	30	14	53,85
D_100	218	1	690	250,7	KAr	500	9	1M	12	2	2,90
G050	475	3	610	283,7	KAdz'	550	7	0K	6	4	6,56
H020	678	1	690	346,1	Ha79	700	7	5K	37	14	20,29
CHL_1	537	2	580	301,9	RNnb'	550	8	1Z	49	33	56,90
CHL_11	525	1	150	252,7	RNtb'	550	8	1X	28	12	80,00
L271	805	2	370	350,1	KAa'	1000	6	5D	17	15	40,54
M070	791	2	630	303,3	KPm	900	6	6V	24	18	28,57
P110	764	3	360	406,2	Z65	800	6	6K	12	9	25,00
Q061	538	1	900	261,0	KAdz'	550	8	3M	15	6	6,67
Q103	606	1	430	399,8	Ha79	600	9	4S	15	13	30,23
Q211	911	1	750	299,7	Gt21	1200	5	8K	54	35	46,67
Q251	936	1	410	395,7	Ph78	1200	5	7K	20	13	31,71
Q401	654	2	290	420,6	KAa'g'	1000	6	5O	6	4	13,79
Q521	880	1	390	409,6	KPm	900	6	6K	19	14	35,90
VES_3_16	257	1	280	332,5	Bk92	600	9	1O	10	8	28,57

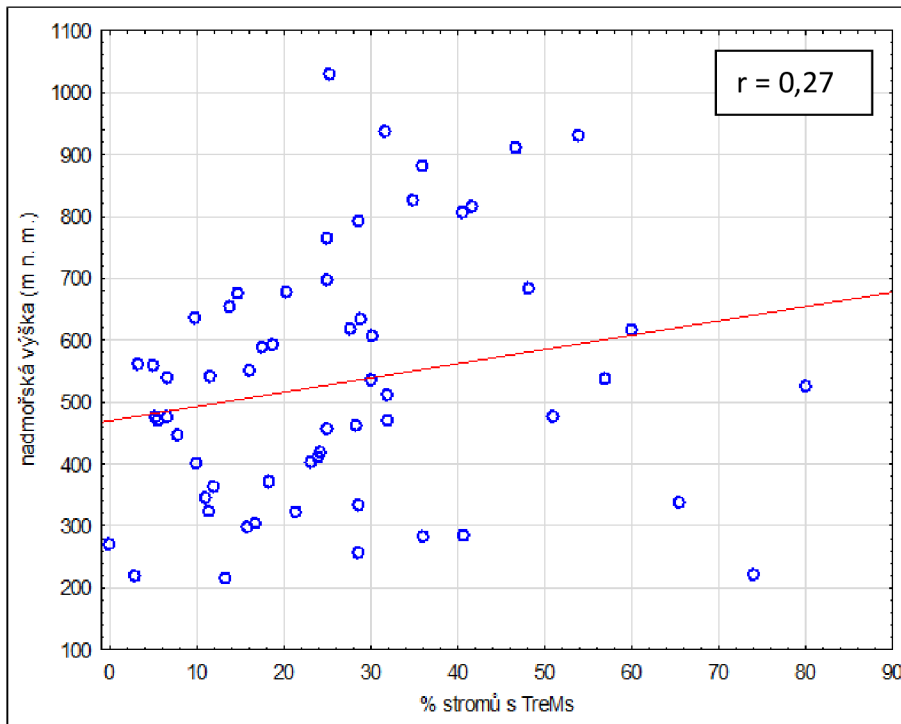


Při vyhodnocování vlivu stanovištních podmínek jsem se soustředila hlavně na nadmořskou výšku, průměrné množství srážek za rok, počet stromů na hektar a průměrnou roční teplotu na zkoumaných plochách a jejich vliv na procento stromů nesoucích TreMs. Avšak statisticky významná hodnota Spearmanova korelačního koeficientu ( $p$ -value  $<0,05$ ) vyšla pouze u korelace nadmořské výšky a počtu stromů na hektar s procenty TreMs (Tab. 4). Tento vztah, rostoucí tendenci procent stromů s TreMs s rostoucí nadmořskou výškou, znázorňuje graf č. 1. Poměrně nízká hodnota korelačního koeficientu, ukazuje, že vztah mezi těmito dvěma veličinami není příliš silný.

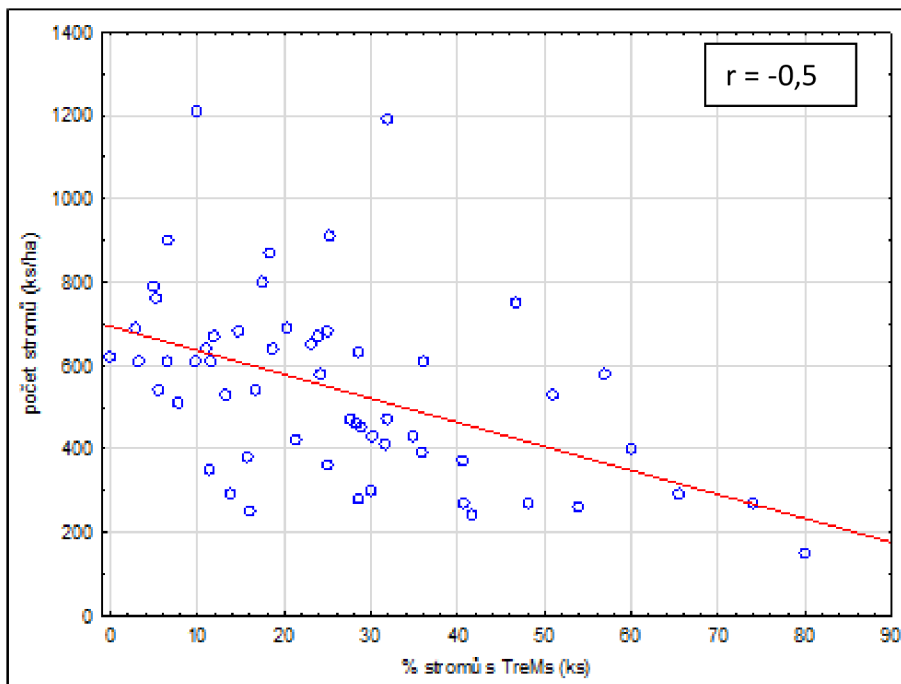
Celkem velká záporná hodnota korelačního koeficientu se ukázala ve vztahu procenta stromů s TreMs a počtu stromů na hektar (Tab. 4). Z grafu č. 2 je patrné, že se zvyšujícím se počtem stromů na hektar se snižuje procento stromů nesoucí mikrostanoviště.

Tab. 4: Spearmanův korelační koeficient,  $p$  – value  $<0,05$ . Červeně jsou vyznačeny statisticky významné hodnoty.

	% stromů s TreMs
nadmořská výška	0,27
srážky	0,16
teplota	-0,13
stromy ks/ha	-0,5



Graf č. 1: Závislost procent stromů s TreMs na nadmořské výšce ( $p$ -value  $< 0,05$ ).



Graf č. 2: Závislost procenta stromů s TreMs na počtu stromů na hektar ( $p$ -value  $< 0,05$ ).

## 5.2 Hodnocení mikrostanovišť podle druhu dřeviny

Dalším kritériem pro hodnocení mikrostanovišť zaznamenaných na výzkumných plochách byl druh dřeviny, na kterých se TreMs vyskytovala.

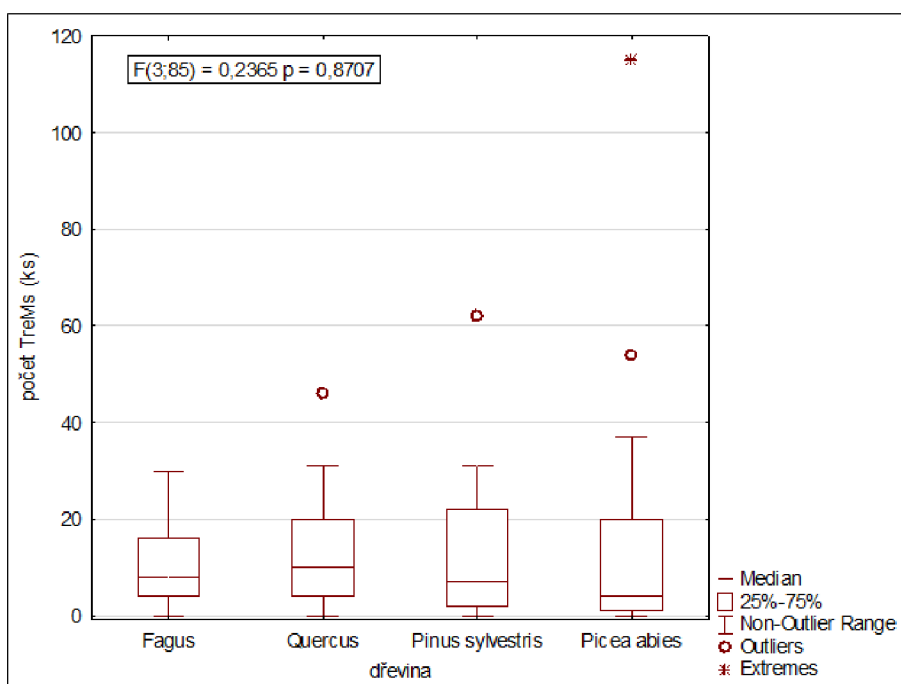
Tabulka 5 ukazuje srovnání počtu mikrostanovišť (ks i %), počty stromů s TreMs (ks i %) u jednotlivých druhů dřevin a také obsahuje výčet kódů mikrostanovišť, která byla na jednotlivých dřevinách zaznamenána. Procentuálně nejvyšší hodnoty z pohledu počtu TreMs vychází druhy *Picea abies* (31 %), *Quercus* (24 %), *Fagus* (19 %) a *Pinus sylvestris* (18 %), což jsou zároveň druhy, které se v porostech vyskytovaly nejčastěji. Druh *Cerasus avium* je druhem s nejvyšší procentuálním zastoupením stromů nesoucích TreMs (67 %), tento fakt je ale zcela zřejmě ovlivněn celkovým počtem jedinců tohoto druhu na výzkumných plochách (pouze 6 kusů) a světlo milností a relativní krátkověkostí této dřeviny. Z počtu stromů poskytujících prostor pro TreMs vidíme, že si ve skutečnosti stojí nejlépe *Quercus* s celkovým počtem 206 stromů (32 %), těsně následovaný druhem *Picea abies* s počtem 194 jedinců nesoucích TreMs (25 %).

Tab. 5: Tabulka vyhodnocení mikrostanovišť podle druhu dřeviny

dřevina	počet TreMs	% TreMs	počet stromů s TreMs	stromy celkem	% stromů s TreMs	kódy typů TreMs
Fagus	232	18,53	170	663	25,64	2, 3, 5, 6, 7, 11, 12, 13, 15, 16, 21, 22, 23, 25, 26, 27, 29, 30, 31, 32, 37, 38
Quercus	296	23,64	206	653	31,55	2, 5, 6, 7, 10, 11, 13, 15, 16, 17, 18, 19, 22, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 37, 38, 41, 46
Tilia	8	0,64	3	71	4,23	11, 16, 26, 29
Cerasus avium	6	0,48	4	6	66,67	1, 2, 5, 25, 27
Acer	23	1,84	15	57	26,32	6, 14, 15, 16, 18, 19, 20, 25, 26, 29
Fraxinus	8	0,64	8	20	40,00	5, 25, 37
Sorbus aucuparia	0	0,00	0	4	0,00	-
Betula	0	0,00	0	8	0,00	-
Carpinus	21	1,68	10	52	19,23	12, 15, 16, 18, 20, 25, 27
Picea abies	394	31,47	194	780	24,87	5, 6, 10, 11, 13, 15, 16, 18, 19, 20, 21, 22, 25, 26, 30, 32, 40, 42, 46, 47
Pinus sylvestris	231	18,45	117	836	14,00	11, 16, 17, 18, 19, 20, 22, 25, 26, 27, 32, 38, 41, 47
Pinus strobus	21	1,68	1	7	14,29	4, 16, 18
Abies alba	7	0,56	5	14	35,71	11, 16, 38
Larix decidua	5	0,40	3	23	13,04	16, 38, 47
Robinia	0	0,00	0	1	0,00	-

Pro vyšší přesnost a faktickou správnost jsem pro další statistické a grafické zpracování vybrala pouze druhy s počtem více jak 100 jedinců, což se týká pouze čtyř druhů, a to *Pinus sylvestris* (836 ks), *Picea abies* (780 ks), *Fagus* (663 ks) a *Quercus* (653 ks).

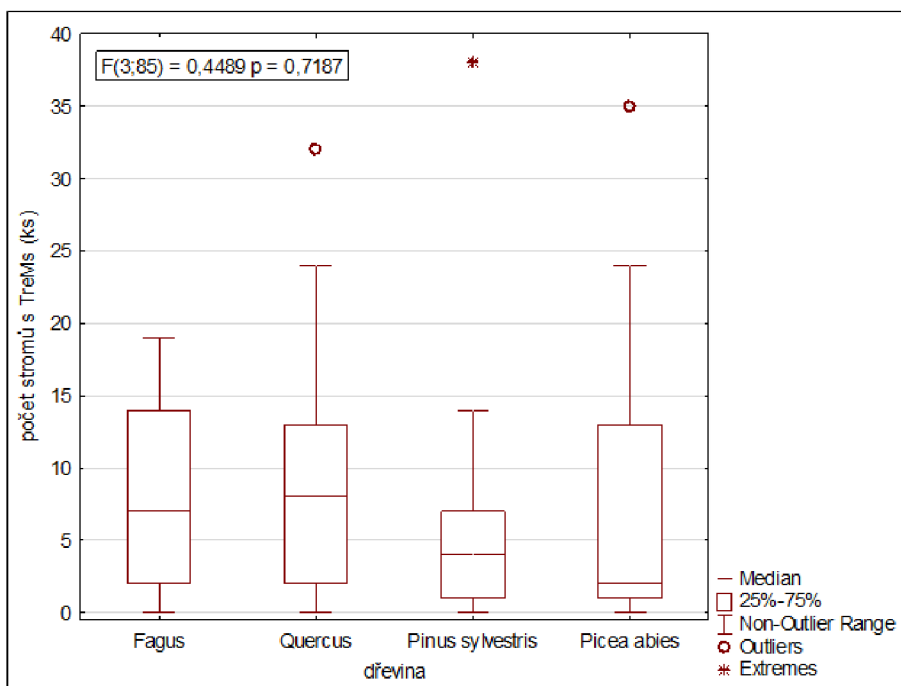
Následující box-plot grafy (graf 3 a 4) jsem použila k znázornění rozdílu mezi těmito čtyřmi druhy dřevin. Graf č. 3 ukazuje, že rozdíly v počtu TreMs na ploše jsou mezi jednotlivými dřevinami minimální.



Graf č. 3: Box-plot graf znázorňující rozdíl mezi hlavními druhy dřevin v počtu TreMs (ks) na ploše

Graf č. 4 posuzuje stejné dřeviny podle počtu stromů s mikrostanovišti. Z grafu lze vyčíst podobnost druhů *Quercus* a *Fagus*. Druh *Picea abies* se od nich liší hlavně v nesymetrickém rozložení dat mezi 1. a 3. kvartilem, což poukazuje na vyšší hodnoty počtu stromů s TreMs u tohoto druhu. *Pinus sylvestris* se z těchto tří dřevin ukazuje, jako dřevina s nejméně mikrostanovišti

Přestože grafy 3 a 4 ukazují menší rozdíly ve vlivu dřevin na abundanci TreMs, z dalších výsledků vyplývá, že hlavní rozdíl spočívá v typu mikrostanovišť, které daná dřevina poskytuje.

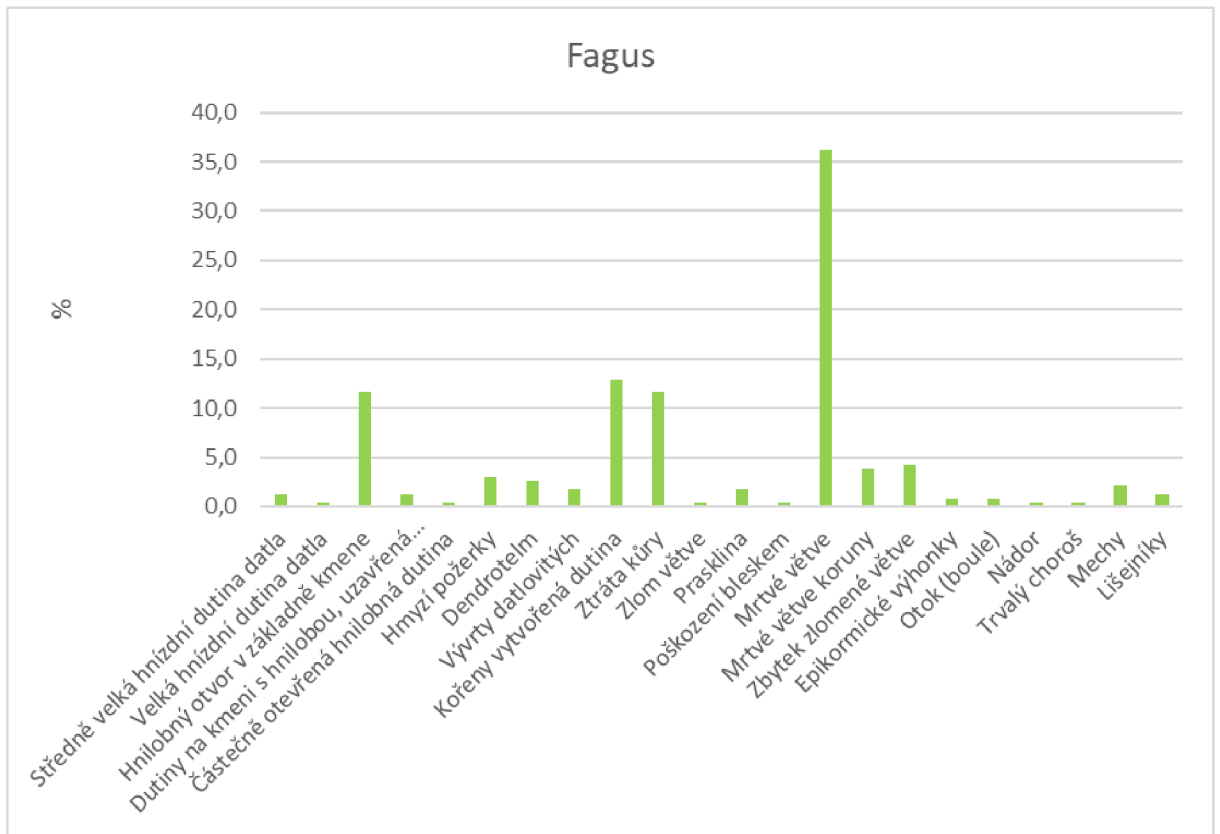


Graf č. 4: Box-plot graf znázorňující rozdíl v počtu stromů s TreMs mezi dřevinami

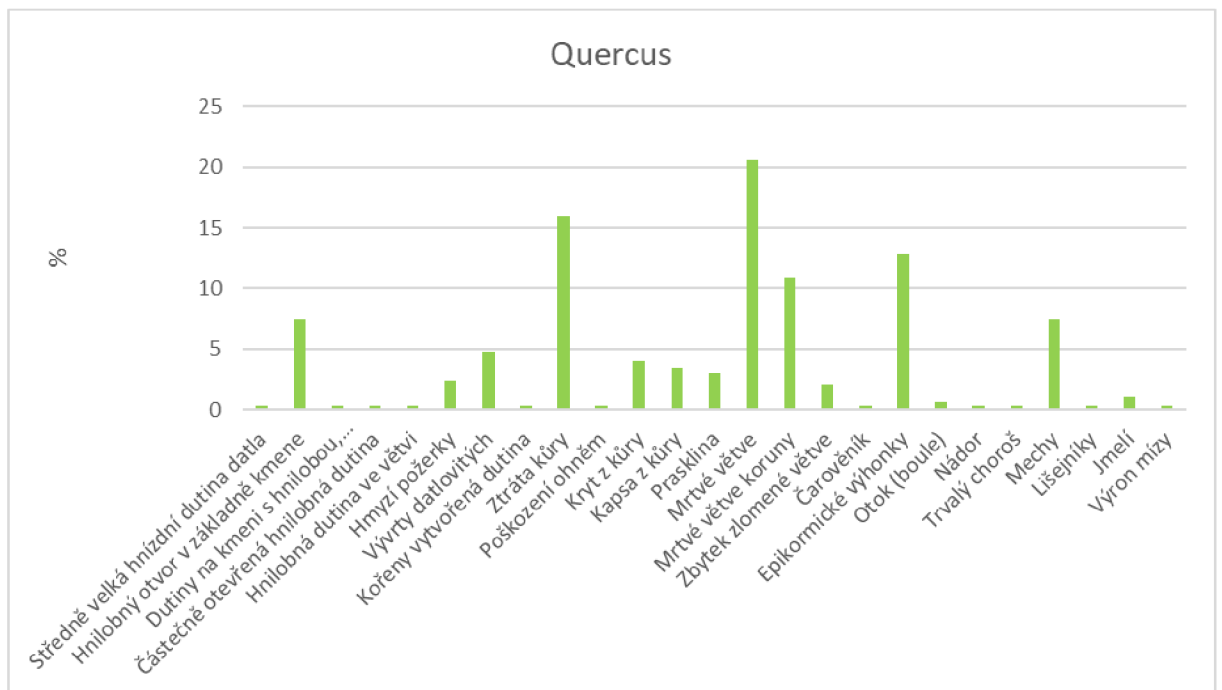
Následující grafy (5-8) prezentují zastoupení jednotlivých druhů mikrostanovišť u každé ze čtyř vybraných hlavních dřevin.

Graf 5 znázorňuje, že z mikrostanovišť, která najdeme na buku, se nejčastěji vyskytují TreMs mrtvé větve (36 %), dále dutiny v kořenovém prostoru (13 %), z nichž některé mohou být napadené houbami a podléhat hnilobám (12 %), a ztráta kůry (12 %).

U dubu (*Quercus*) opět dominují mrtvé větve, které tvoří 21 % z přítomných mikrostanovišť a pokud k nim zahrneme také mrtvé větve v koruně, jde již o 32 %. Dalším poměrně hojným stanovištěm je ztráta kůry (16 %), kterou následují epikormické výhonky se 13 % (Graf č. 6).

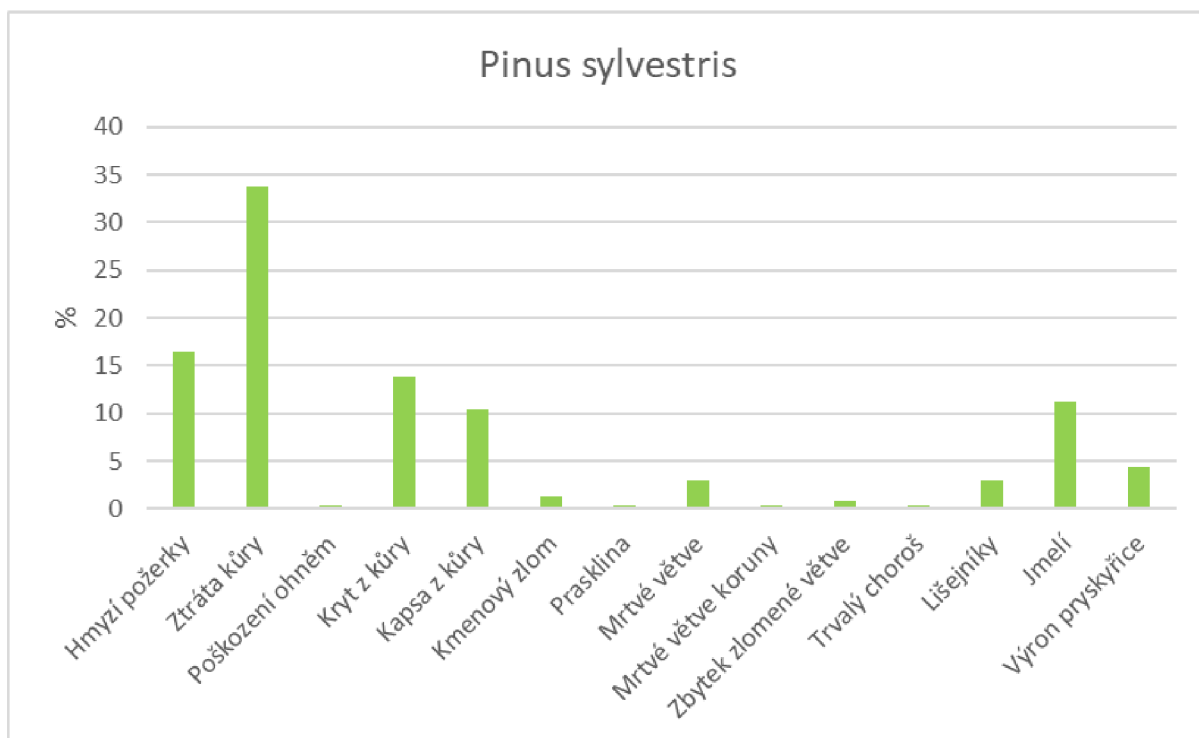


Graf č. 5: Procentuální zastoupení typů mikrostanovišť na buku



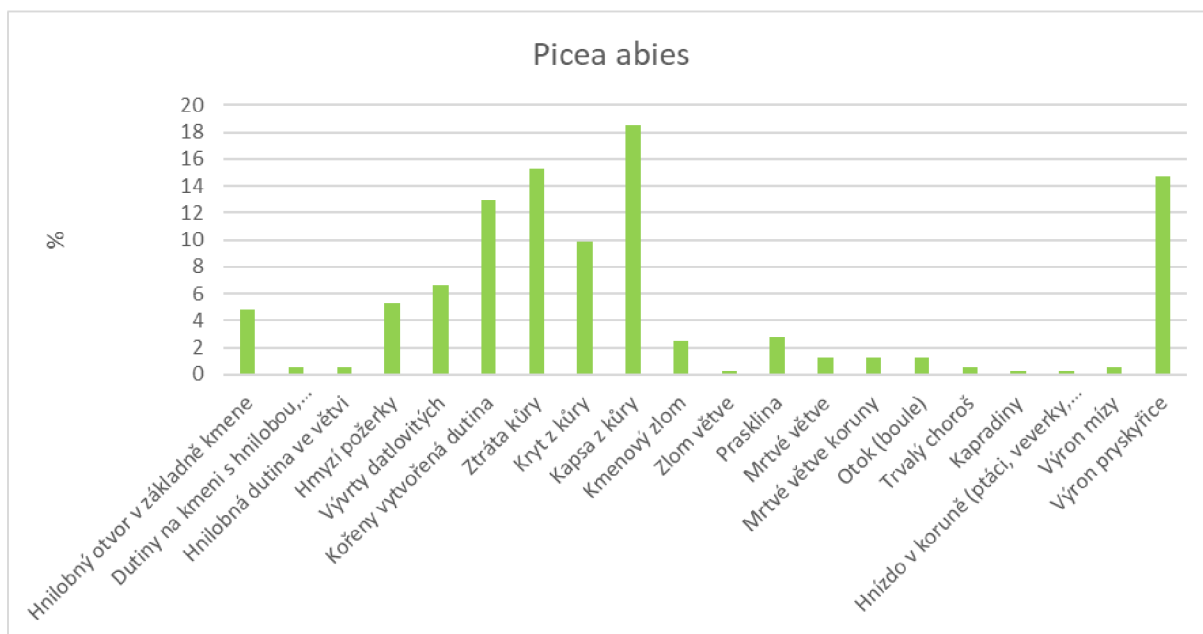
Graf č. 6: Procentuální zastoupení typů mikrostanovišť na dubu

Borovice *Pinus sylvestris*, (Graf č. 7) má jako hlavní mikrostanoviště ztrátu kůry (34 %). Narozdíl od předchozích dvou případů, zde je výskyt mikrostanoviště mrtvé větve celkem zanedbatelný (3 %). Objevují se zde ale více hmyzí požerky (16 %), kryty (14 %) a kapsy (10 %) z kůry. Častější je též výskyt jmelí (11 %). Celkově z těchto čtyř dřevin nesla borovice nejmenší množství typů TreMs (14).



Graf č. 7: Procentuální zastoupení typů mikrostanovišť na borovici lesní

Posledním sledovaným druhem je *Picea abies* (Graf č. 8), kde největší část mikrostanovišť souvisí s kůrou, ať už kapsa z kůry (19 %), ztráta kůry (15 %) anebo kryt z kůry (10 %). Velké zastoupení má také TreMs kořeny vytvořená dutina (13 %) a výron pryskyřice (15 %).



Graf č. 8: Procentuální zastoupení typů mikrostanovišť na smrku ztepilém

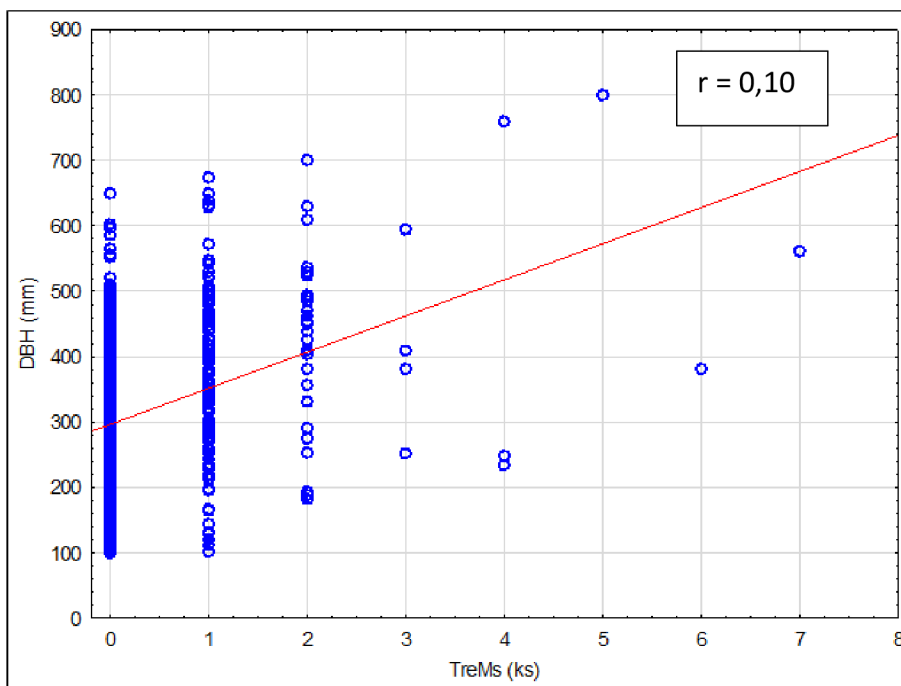
### Vliv DBH

Výskyt mikrostanovišť jsem hodnotila také z pohledu vlivu výčetní tloušťky. Hodnota Spearmanova korelačního koeficientu ( $p$ -value  $< 0,05$ ) vyšla statisticky významná, avšak ne příliš vysoká. Vliv DBH pro jednotlivé hlavní druhy dřevin vidíme v Tab. 6, která ukazuje, že u buku je počet mikrostanovišť ovlivněn výčetní tloušťkou nejvíce (Graf č. 9).

Tab. 6: Spearmanův korelační koeficient,  $p$ -value  $< 0,05$ . Červeně jsou vyznačeny statisticky významné hodnoty.

korelace	
dřevina/DBH	počet TreMs (ks)
Fagus	0,32
Quercus	0,09
Pinus sylvestris	-0,11
Picea abies	0,06
Celkem	0,10





Graf č. 9: Závislost počtu TreMs (ks) na DBH pro všechny dřeviny ( $p$ -value  $< 0,05$ ).

#### Vyhodnocení vlivu vhodnosti dřeviny pro danou plochu

Následující tabulky (Tab. 7a, 7b) ukazují procentuální rozložení jednotlivých druhů dřevin na ploše a jejich zhodnocení podle vhodnosti pro danou plochu. Hodnocení bylo provedeno pouze podle souboru lesních typů určených pro každou plochu z typografické mapy ÚHÚL (ÚHÚL, 2023), konkrétnější podmínky na ploše nebyly zahrnuty. Na 29 % ploch se vyskytovaly nevhodné dřeviny pro dané stanoviště a 42 % ploch bylo se dřevinami vhodnými pouze omezeně za speciálních podmínek. Kromě nepůvodních druhů dřevin byl nejčastěji použit mimo své přirozené prostředí smrk (22 % ploch).

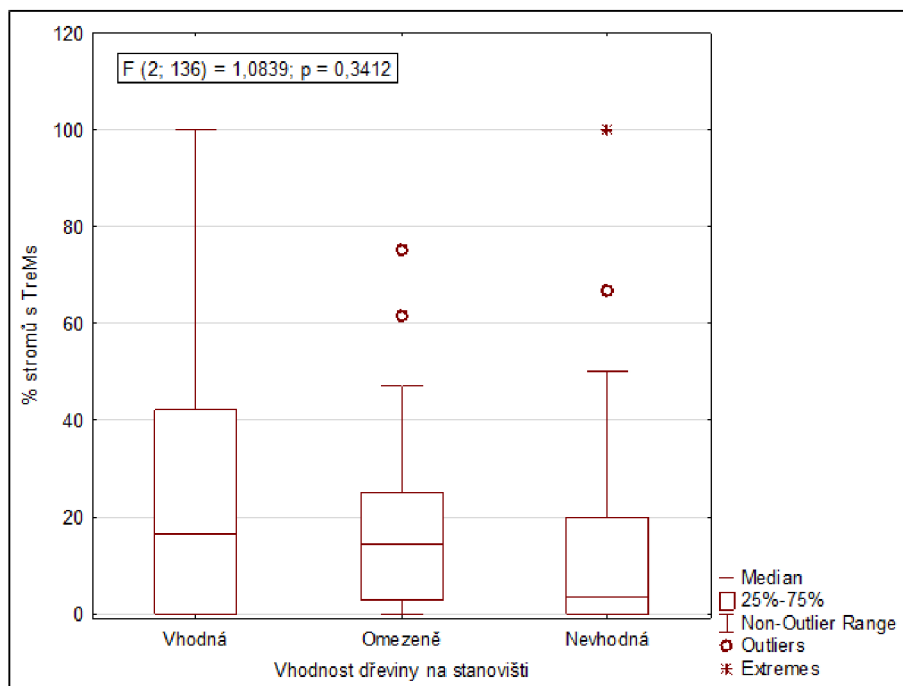
Tab. 7 a: Vyhodnocení vhodnosti dřevin na stanovišti. Oranžově jsou zvýrazněny dřeviny vhodné pouze s omezením, červeně dřeviny nevhodné.

% dřeviny/ Plocha č.	1	1124	1132	1314	1340	1540	1545	181	1819	1912	1925	2	2018	2110	2155	2326	2351	2509	2513	2536	2647	2652	2737	2754	2826	2828	2840	2849	2852	3	
SLT	3F	2S	1I	2S	5K	4K	4B	0K	3O	3I	3B	2O	3K	2K	5F	5K	5B	4K	4S	3S	3B	3B	2K	3L	5K	6K	1S	2H	4B	4S	
ks/ha	290	530	270	640	610	760	640	620	670	540	360	540	1190	530	430	680	680	790	800	1210	870	460	670	250	610	470	270	420	450	300	
Fagus	100				75	3	97		31				8		88		97				98	65	68						100	67	
Quercus		57	96	3					9	4	100	43	1	92						75		7	100				96	74			
Tilia		43										20								20											
Cerasus avium			4					1,5	6																						
Acer							1,5	33				7			12		3														
Fraxinus												2																			
Sorbus aucuparia																															
Betula				3		1							1						4	1											
Carpinus									21			28									2							26			
Picea abies					23	4				30			5			100		10				13		28	30	38					
Pinus sylvestris				92		92		100		60			86	8				86	99			11			70	62					
Pinus strobus																															
Abies alba					2																		2		4						17
Larix decidua										6										3	2	2									17
Robinia																											4				
Stanovištně nepůvodních (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	3	2	26	0	68	0	0	4	0	0	17

Tab. 7 b: Vyhodnocení vhodnosti dřevin na stanovišti. Oranžově jsou zvýrazněny dřeviny vhodné pouze s omezením, červeně dřeviny nevhodné.

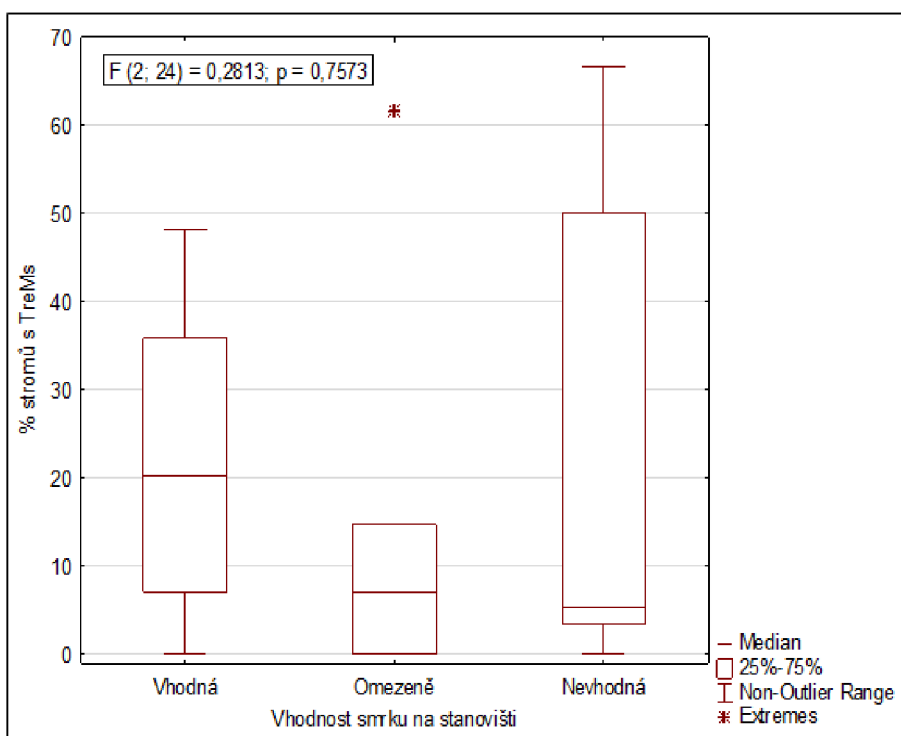
% dřeviny/ Plocha č.	3032	3041	323	3419	5	6	7	724	815	828	904	908	B080	B151	D_100	G050	H020	CHL_1	CHL_11	L271	M070	P110	Q061	Q103	Q211	Q251	Q401	Q521	VES_3_16	
SLT	2S	2D	5S	6K	4W	1Z	3S	0K	1B	3I	5K	7O	4S	6A	1M	0K	5K	1Z	1X	5D	6V	6K	3M	4S	8K	7K	5O	6K	1O	
ks/ha	580	610	400	240	510	630	470	380	650	350	270	910	610	260	690	610	690	580	150	370	630	360	900	430	750	410	290	390	280	
Fagus			2	17	100		70							96						89		3		100			7			
Quercus	12	41				100			100	6								95	100										100	
Tilia		21																												
Cerasus avium																														
Acer		2	3				28											5		11										
Fraxinus		3	28																											
Sorbus aucuparia			5																											
Betula																														
Carpinus	16	2																												
Picea abies	5		98	79				18	66	100	100	97	4		5	100					98	86			100	100	93	100		
Pinus sylvestris	62			4					63	17					100	92								100						
Pinus strobus								18																						
Abies alba							2															2	11							
Larix decidua										11			3			3														
Robinia																														
Stanovištně nepůvodních (%)	5	0	0	0	0	0	0	18	0	77	0	0	100	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Graf č. 10 znázorňuje rozdíl v procentech stromů nesoucích TreMs na ploše na základě vhodnosti použitých dřevina na ploše. Z grafu vyplývá, že vhodně použité dřeviny poskytovaly více stromů s mikrostanovišti než dřeviny nevhodné či omezeně vhodné. Stanovištně vhodné dřeviny byly na plochách nejčastější, proto mají největší rozptyl v procentu stromů s TreMs.



Graf č. 10: Box-plot graf znázorňující rozdíl v procentech stromů s TreMs u dřevin stanovištně vhodných, nevhodných a vhodných s omezením.

Následující graf (Graf č. 11) ukazuje porovnání vhodnosti dřeviny a procent stromů s TreMs u smrku. V tomto případě je situace zcela opačná, smrky na nevhodných stanovištích poskytovaly větší procento stromů s TreMs než jedinci na vhodných lokalitách.



Graf č. 11: Box-plot graf znázorňující rozdíl v procentech stromů s TreMs u smrků stanovištně vhodných, nevhodných a vhodných s omezením.

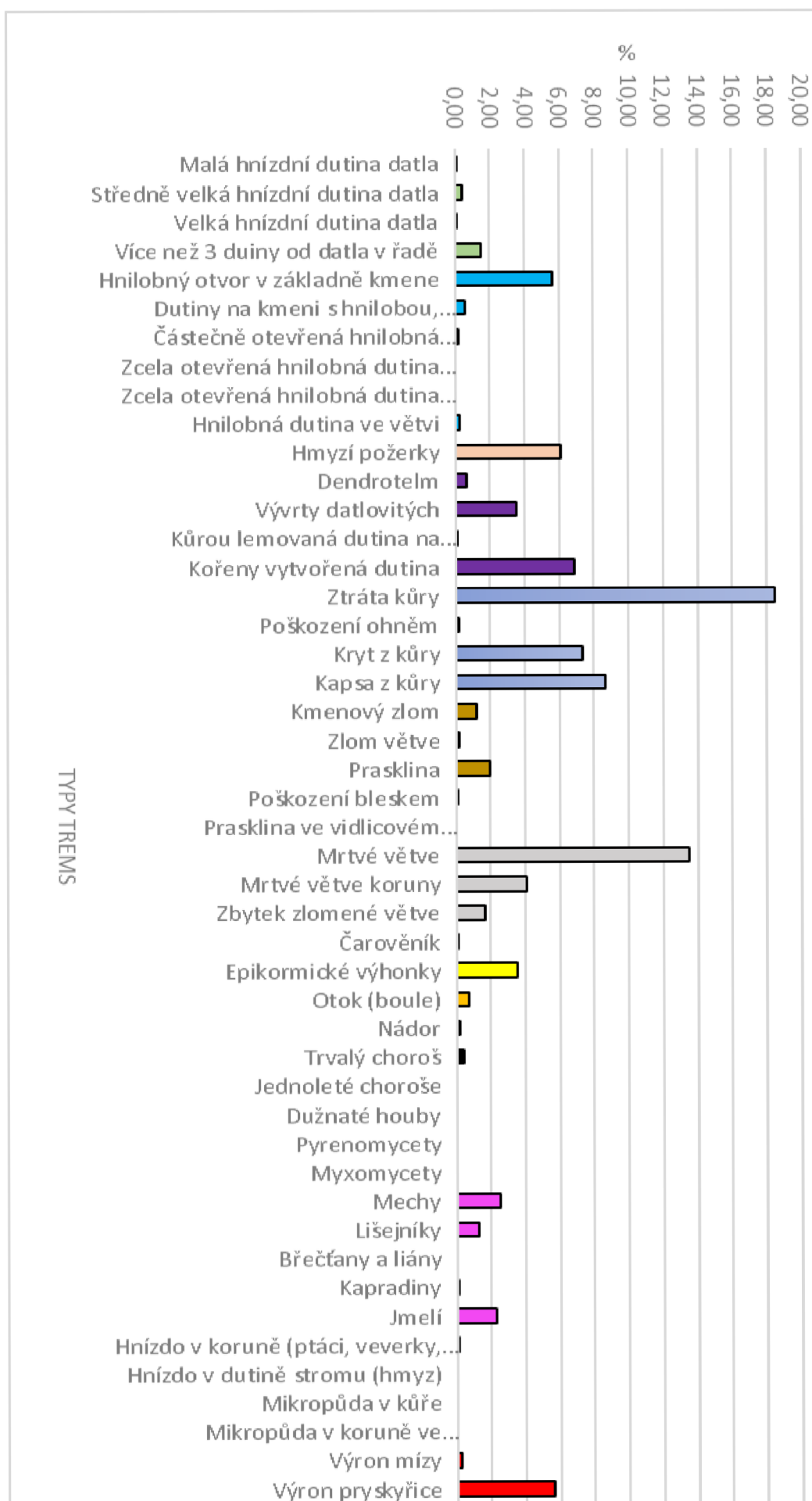
### 5.3 Hodnocení typů stromových mikrostanovišť

V této kapitole jsem se soustředila jen na stromová mikrostanoviště jako taková a vyhodnotila jsem každý typ TreMs samostatně.

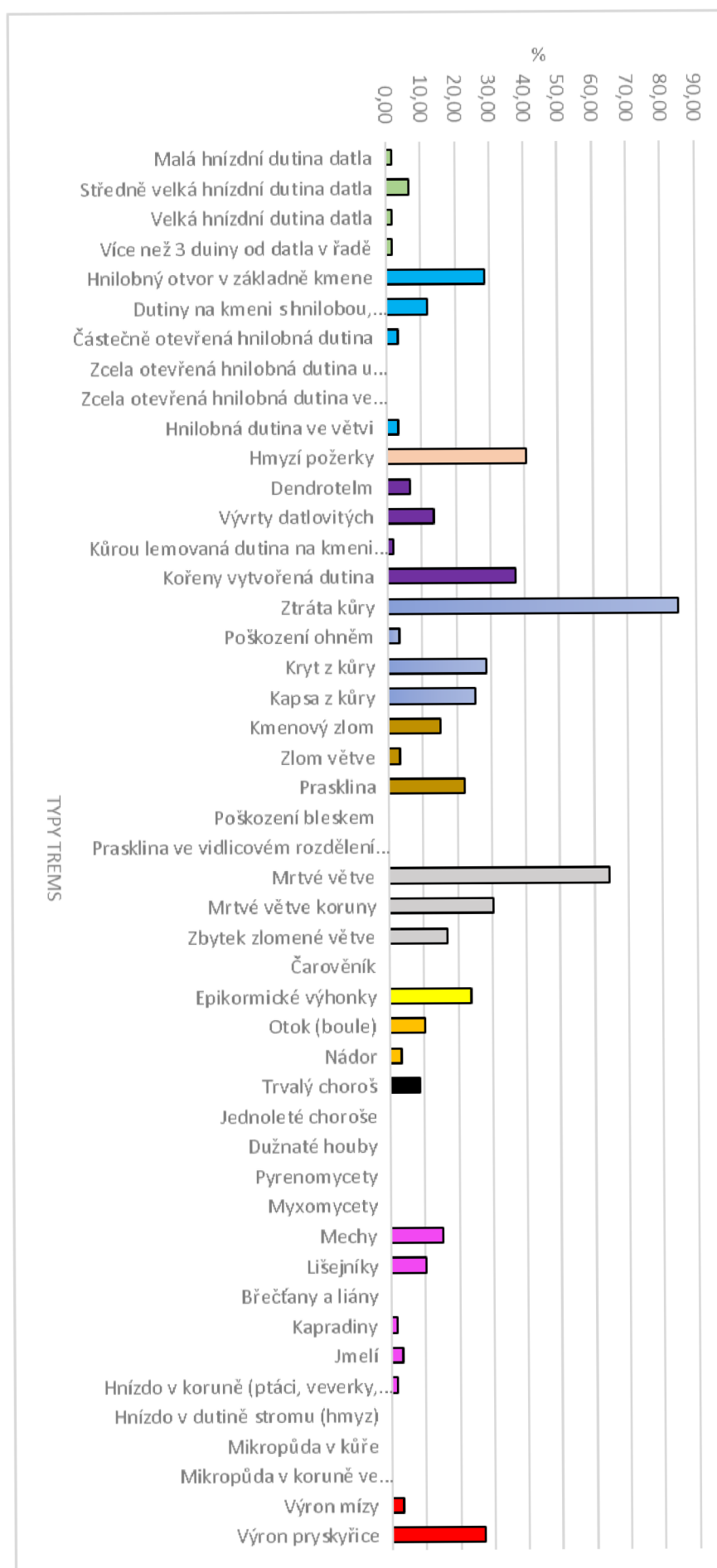
Grafy 12 a 13 zachycují stav hospodářských lesů z pohledu zastoupení jednotlivých typů TreMs. V grafech jsem pro další vyhodnocování barevně oddělila TreMs do skupin podle typologie Larrieu et al. 2018. Předposlední tři skupiny jsem pro zjednodušení spojila do jedné formy epifytické a epixylické struktury (v grafech 12 a 13 růžovou barvou). Sloupcový graf (Graf č. 12) ukazuje zastoupení jednotlivých typů TreMs v procentech. Nejvyšších hodnot dosahovaly mikrostanoviště související buď s úplnou ztrátou kůry (18,45 %) či s jejím poraněním, kapsa z kůry (8,63 %) a kryt z kůry (7,35 %). Mezi často se vyskytující mikrostanoviště patří i mrtvé větve s počtem 13,5 %. Dalšími významnými typy byly kořeny tvořené dutiny (6,87 %), hmyzí požerky (6,07 %) a hnilobný otvor v základně kmene (5,59 %). Naopak na všech výzkumných plochách zcela chybí TreMs hnízda a mikropůda. Nejméně početnou skupinou jsou saproxylické houby a plísňe, ze kterých byly zaznamenány jen trvalé choroše a to pouze 5 kusů (0,4 %). V nízkých počtech jsou zaznamenány také skupiny

zahrnující různé druhy dutin (př. malá hnízdní dutina datla s 0,08 %) a skupina mikrostanovišť odhalující jádrové dřevo (kmenový zlom s 1,2 %).

Grdf č. 12: Procentuální zastoupení jednotlivých TreMů. TreMů jsou barevně rozdělena do skupin dle typologie Larrieu et al., 2018.



Grdf. č. 13: Průměrný výskyt jednotlivých typů TreMIs na výzkumných plochách v %. TreMIs jsou barevně rozdělena do skupin dle typologie Larrieu et al., 2018.



Graf č. 13 prezentuje v procentech průměrné zastoupení jednotlivých typů TreMs na zkoumaných plochách. V grafu vidíme, že nejčastěji se na plochách vyskytovaly TreMs ztráta kůry (87,75 %), mrtvé větve (64,41 %) a hmyzí požerky (40,68 %). Často se také opakovaly na plochách dutiny v kořenech, hnilobné otvory v kmeni, mrtvé větve v korunách a výron pryskyřice. Naopak jmelí, které bylo celkem zaznamenáno v počtu 29 kusů respektive 2,32 % (Graf č. 12), se vyskytovalo pouze na dvou výzkumných plochách (4 %).

Různorodost stromových mikrostanovišť je veliká, což znamená, že i faktory ovlivňující jednotlivé druhy se mohou lišit. V této kapitole jsem se proto rozhodla analyzovat vliv pro každý typ TreMs zvlášť. Abych zajistila relevanci výsledků, vyhodnocovala jsem pouze data pro TreMs, která byla zastoupena na více než 10 plochách. (Tab. 8)

Pro ověření velikosti vlivu stanovištních podmínek (nadmořská výška, průměrné roční srážky a průměrná roční teplota) na typy TreMs jsem opět použila Spearmanův korelační koeficient ( $p$ -value  $<0,05$ ) (Tab. 8). Pro hodnoty, které vyšly jako statisticky velmi významné, jsem vliv znázornila také graficky (grafy 14-20).

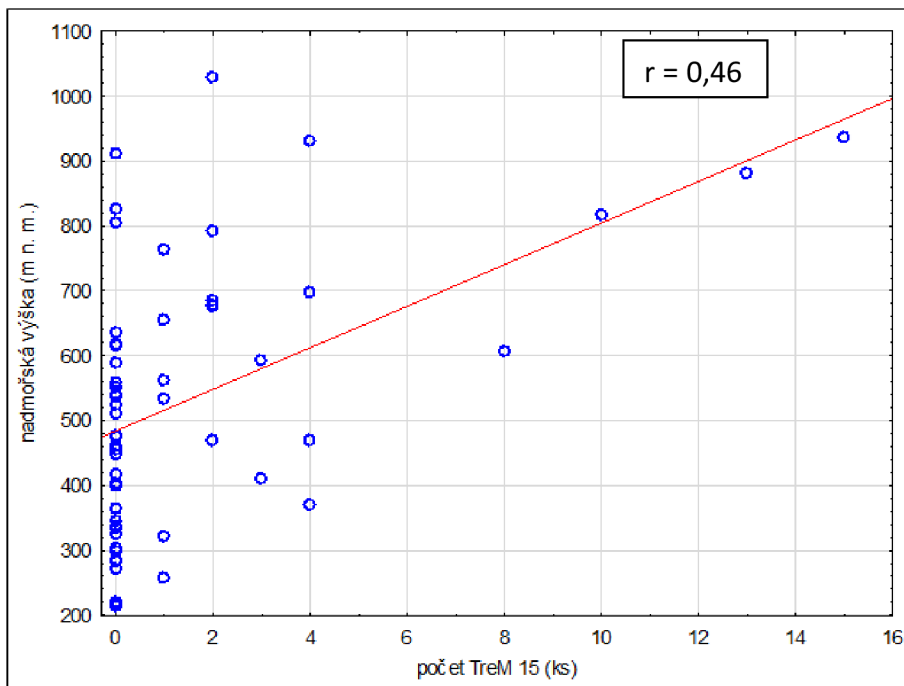
První byl hodnocen vliv nadmořské výšky. Ta má vliv zejména na stanoviště epikormické výhonky a na kořeny vytvořenou dutinu (Tab. 8). Naopak na TreMs ztráta kůry a praskliny nemá nadmořská výška vliv téměř žádný.

Tab. 8: Tabulka zobrazuje hodnoty Spearmanova koeficientu pro vybrané typy TreMs hodnotící jejich závislost na stanovištních podmínkách ( $p$ -value  $<0,05$  - statisticky významné koeficienty jsou vyznačeny červeně)

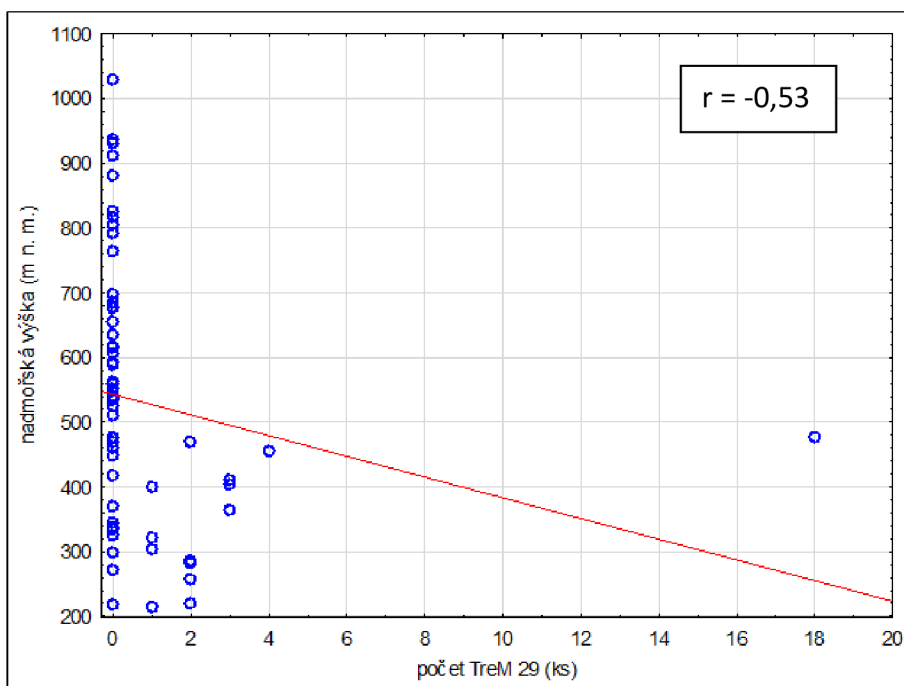
Spearmanův korelační koeficient				
	typ TreMs	nadmořská výška	srážky	teplota
Hnilobný otvor v základně kmene	5	0,10	0,01	0,10
Hmyzí požerky	11	0,16	-0,03	-0,06
Kořeny vytvořená dutina	15	<b>0,46</b>	<b>0,35</b>	<b>-0,34</b>
Ztráta kůry	16	0,03	-0,20	0,02
Kryt z kůry	18	0,04	-0,14	-0,06
Kapsa z kůry	19	0,11	-0,14	-0,16
Prasklina	22	-0,02	0,04	0,05
Mrtvé větve	25	-0,15	-0,06	0,18
Mrtvé větve koruny	26	<b>-0,27</b>	-0,11	<b>0,27</b>
Zbytek zlomené větve	27	<b>-0,29</b>	-0,20	<b>0,39</b>
Epikormické výhonky	29	<b>-0,53</b>	<b>-0,46</b>	<b>0,54</b>



Graf č. 14 ukazuje, že s rostoucí nadmořskou výškou roste také počet dutin vytvořených kořeny. Naopak s klesající nadmořskou výškou se zvyšuje výskyt epikormických výhonků (Graf č. 15).

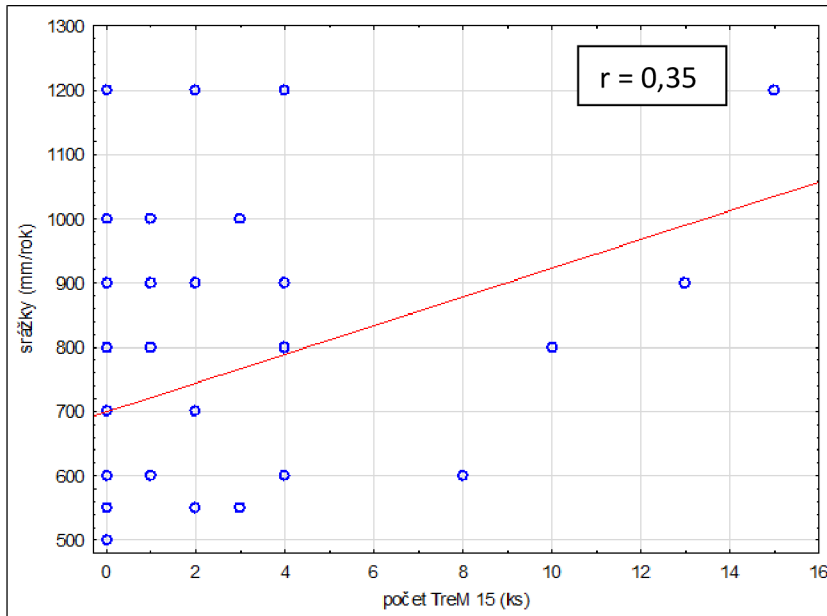


Graf č. 14: Závislost TreM 15 na nadmořské výšce ( $p$ -value  $< 0,05$ ).

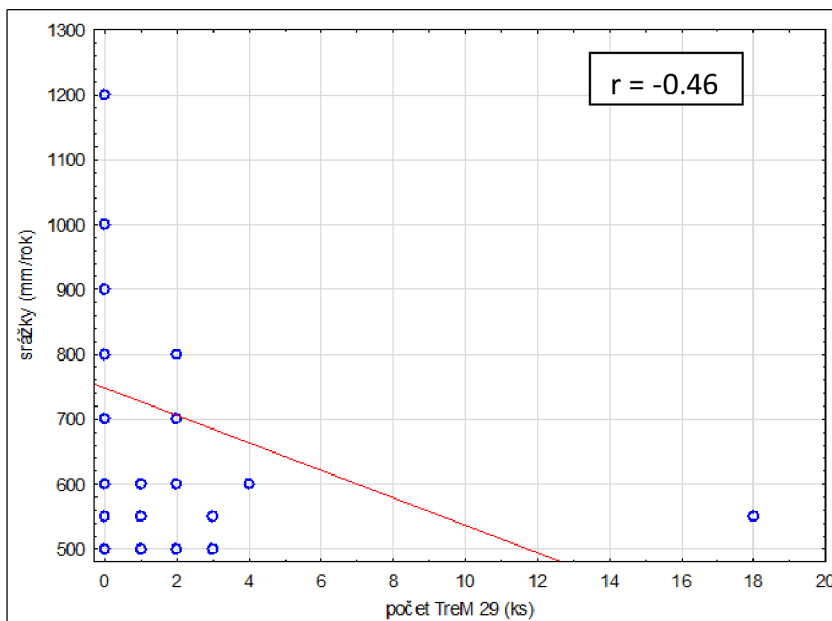


Graf č. 15: Závislost TreM 29 na nadmořské výšce ( $p$ -value  $< 0,05$ ).

Při hodnocení vztahu počtu daného typu mikrostanoviště s průměrnými ročními srážkami ukázal Spearmanův korelační koeficient opět na TreMs 15 a 29 (Tab. 8). V případě dutin tvořených kořeny šlo opět o korelaci pozitivní, tedy platí že s rostoucím množstvím srážek roste také abundance tohoto typu mikrostanoviště (Graf č. 16). U TreMs 29 (epikormické výhonky) na sobě veličiny závisí negativně. Roste-li množství srážek, klesá počet epikormických výhonků (Graf č. 17). Srážky neměly téměř žádný vliv na hnilobné otvory a hmyzí požerky.



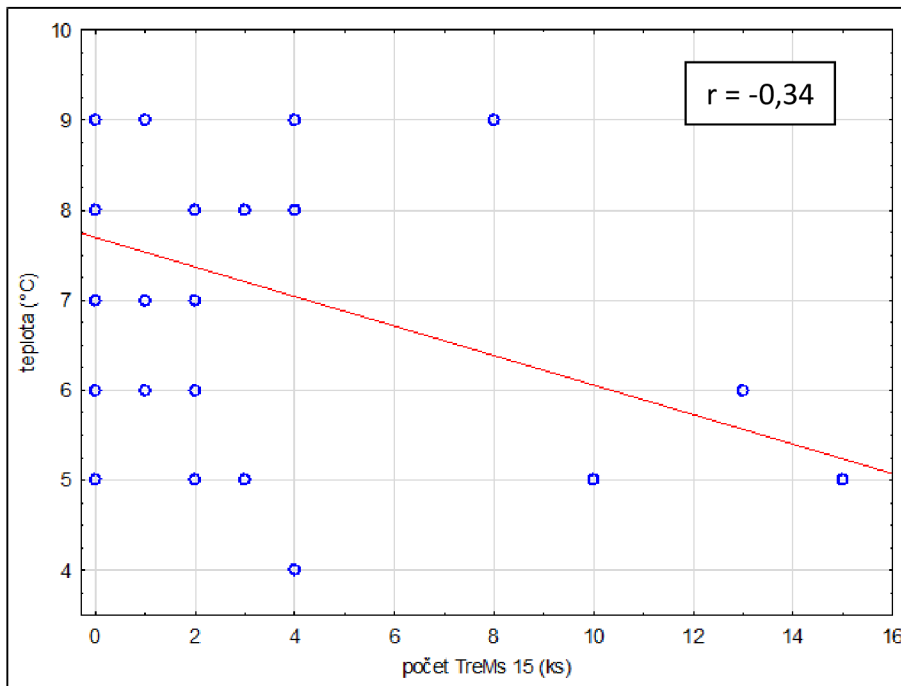
Graf č. 16: Závislost TreM 15 na množství průměrných ročních srážek ( $p$ -value  $< 0,05$ ).



Graf č. 17: Závislost TreM 29 na množství průměrných ročních srážek ( $p$ -value  $< 0,05$ ).

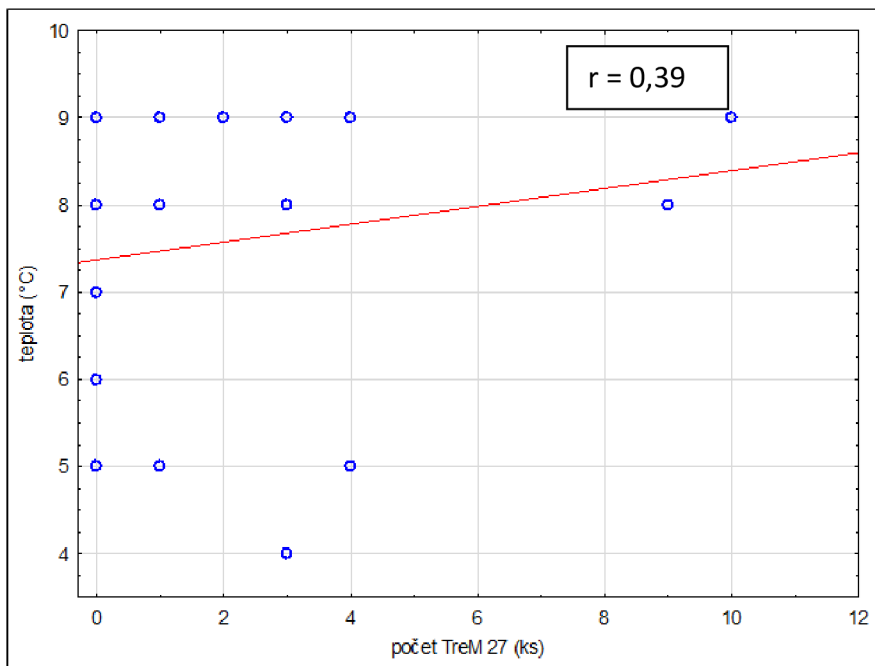
Posledním hodnotícím kritériem byla průměrná roční teplota na ploše. Statisticky významné korelace ( $p$ -value  $< 0,05$ ) se týkaly celkem 4 typů TreMs (15, 26, 27, 29) (Tab. 8). Z toho jedna byla závislost negativní (TreM 15) a tři pozitivní (TreMs 26, 27, 29). Nejmenší závislost je mezi teplotou a TreMs ztráta kůry.

Graf č. 18 ukazuje rostoucí tendenci počtu mikrostanovišť typu kořenové dutiny s klesající průměrnou roční teplotou.

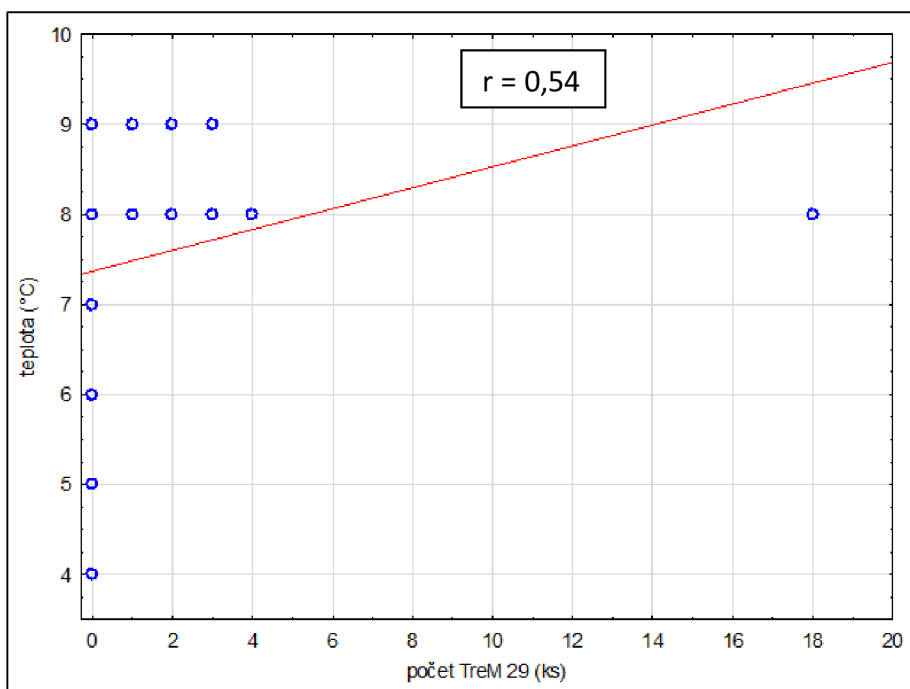


Graf č. 18: Závislost TreM 15 na průměrné roční teplotě ( $p$ -value  $< 0,05$ ).

Grafy č. 19 a 20 znázorňují pozitivní vliv teploty na počet typu TreMs zbytky odlomené větve a epikormické výhonky. S rostoucí teplotou přibývalo těchto mikrostanovišť. TreMs 26 mělo hodnotu Spearmanova koeficientu nízkou, proto jsem vztah již graficky neznázorňovala.



Graf č. 19: Závislost TreM 27 na průměrné roční teplotě ( $p$ -value  $< 0,05$ ).



Graf č. 20: Závislost TreM 29 na průměrné roční teplotě ( $p$ -value  $< 0,05$ ).

## 6 Diskuse

V této práci jsem zpracovávala data z 59 výzkumných ploch VÚLHM umístěných v hospodářských lesích ČR za účelem zhodnocení jejich stavu z hlediska výskytu stromových mikrostanovišť. Analýza a hodnocení stromových mikrostanovišť v lesních ekosystémech představuje klíčový prvek pro optimalizaci lesního hospodářství a zachování biodiverzity (Bauhus et al., 2009).

### 6.1 Hodnocení mikrostanovišť dle ploch

Při hodnocení stanovištních podmínek byla zjištěna statisticky významná korelace procent stromů nesoucích stromová mikrostanoviště s nadmořskou výškou, stejně jako s počtem stromů na hektar. Korelace s nadmořskou výškou byla sice statisticky významná, ale nebyla tak velká, aby byla závislost na tomto faktoru signifikantní, což potvrzují i výsledky dalších studií. Výzkum provedený autory Asbeck et al. (2019) ukázal, že nadmořská výška může ovlivňovat konkrétně některé typy TreMs (například kořenové dutiny), avšak neovlivňuje všechna mikrostanoviště obecně.

Významnější byla negativní korelace s počtem stromů na hektar. Nižší hustota počtu stromů může ukazovat na stromy větších dimenzí, které často nesou větší množství TreMs (Winter & Möller, 2008; Michel & Winter, 2009; Larrieu & Cabanettes, 2012). Se změnou počtu stromů se mění také světelné podmínky, což může být důležitým faktorem pro některá mikrostanoviště (Larrieu et al., 2014), jako jsou například epikormické výhonky. Protože jsem předpokládala, že vliv průměrných ročních srážek a teploty bude podobný jako vliv nadmořské výšky, překvapilo mě, že byly hodnoty jejich korelačního koeficientu tak nízké. Zdá se, že nadmořská výška ovlivňuje charakteristiku mikrostanovišť nejen s ohledem na změny klimatických podmínek, ale vliv mohou mít též další ekologické mechanismy, například změny v dřevinné skladbě a podloží či extrémnější podmínky.

### 6.2 Hodnocení mikrostanovišť podle druhu dřeviny

Výsledky byly zaměřeny zejména na čtyři hlavní druhy dřevin – buk, dub, borovice a smrk. Počet mikrostanovišť se výrazně nelišil mezi jednotlivými druhy dřevin. Rozdíl v počtu TreMs nebyl ani mezi listnatými a jehličnatými druhy, čímž se výsledky liší od studie Asbeck et al. (2020), kde jehličnaté dřeviny nesly více mikrostanovišť, a naopak listnaté

disponovaly vyšší diverzitou TreMs. V našem případě se dá tento vliv vysledovat jen u borovice, která nesla podobný počet mikrostanovišť jako ostatní hlavní dřeviny, avšak s menším počtem typů TreMs.

Data potvrdila, že hlavní vliv má dřevina na typy mikrostanovišť nikoliv na jejich počet. Toto zjištění je v souladu s předchozími studiemi, které ukazují, že počet TreMs je spíše spojen s výčetní tloušťkou stromů (Winter & Möller, 2008; Michel & Winter, 2009; Larrieu & Cabanettes, 2012) či se způsobem hospodaření (Asbeck et al., 2019 a 2020).

Nejčastějším typem TreMs u dubu a buku byly mrtvé větve, zatímco u jehličnanů se taková akumulace většinou nevyskytovala, což je pravděpodobně způsobeno delšími produkčními cykly těchto listnatých druhů (Paillet et al., 2019; Asbeck et al., 2020). Zvýšený počet tohoto mikrostanoviště může být ovlivněn jak přirozenými příčinami, jako jsou konkurence o světlo, stárnutí, počasí či napadení škůdci, tak i výchovnými pěstebními zásahy.

Na všech hlavních druzích dřevin byla hojně zastoupena mikrostanoviště spojená s poškozením kůry. V hospodářských lesích mohou být tato poškození, respektive mikrostanoviště, způsobena mimo jiné i neopatrnou manipulací s technikou používanou při těžbě a výchovných zásazích, jak uvádějí také Larrieu et al. (2012) a Johann a Schaich (2016).

Na borovici lesní bylo zaznamenáno nejvyšší množství jmelí, což svědčí o možné atraktivitě této dřeviny pro tento parazitický organismus. Uvedený jev byl zejména patrný na jedné konkrétní ploše (plocha č. 2828), což naznačuje, že vysoký výskyt tohoto mikrostanoviště mohl být zapříčiněn specifickým druhem jmelí, který preferuje borovice. Výskyt TreMs jmelí bude zřejmě vždy silně ovlivněn druhem dřeviny (Larrieu et al., 2018), neboť každý druh jmelí se specializuje na jiné hostitelské druhy dřeviny. Tato specializace tedy bude důležitým faktorem, který může mít významný dopad na výskyt a rozšíření jmelí v lesním prostředí.

Vyšší výskyt exsudátů u smrku než u ostatních dřevin si vysvětlují větší náchylností této dřeviny k napadení patogeny a škůdci, a to zejména v nižších polohách, kde je tato dřevina nepůvodní nebo na zalesněné zemědělské půdě. V takovýchto podmínkách je smrk méně stabilní a častěji napadený, což vyvolává spuštění obraných mechanismů ve formě častějších výronů pryskyřice. Vyšší výskyt exudátů společně s vyšším výskytem kořenových dutin u smrku potvrzuje i Asbeck et al. (2019).

Většina dostupných výzkumů potvrzuje korelaci mezi rostoucím počtem TreMs a rostoucí výčetní tloušťkou stromů (Winter & Möller, 2008; Michel & Winter, 2009; Larrieu & Cabanettes, 2012). V mém případě jsem však nezaznamenala tak vysokou a

jednoznačnou korelaci. Tento fakt lze pravděpodobně vysvětlit tím, že maximální dosažená průměrná tloušťka stromů na ploše činila 48 cm a průměrná tloušťka všech stromů byla 29 cm. Naopak u výše zmíněných studií byla průměrná tloušťka stromů okolo 50 cm, přičemž tyto studie zahrnovaly i jedince s DBH přesahující 100 cm. Právě tyto velké stromy jsou klíčovými nositeli TreMs a biodiverzity (Larrieu & Cabanettes, 2012). Z toho vyplývá, že v našich hospodářských lesích je nedostatek stromů velkých dimenzí. Navrhuji proto ponechávat v porostech více výrazně tlustších jedinců s DBH nad 50 cm, a to ve formě menších skupinek, jak doporučují i Larrieu a Cabanettes (2012), jejichž studie ukazuje, že těžba stromů s DBH nad 50 cm snižuje počet mikrostanovišť až o 48 % na hektar.

Při vyhodnocení vhodnosti dřeviny na ploše a jejího vlivu na TreMs jsem zjistila, že většina dřevin byla použita vhodně. U velkého procenta dřevin však byla vhodnost diskutabilní a záleželo by na konkrétnějších podmínkách daného prostředí (Viewegh, 2003), které jsem nemohla z poskytnutých dat posoudit. Smrk jako naše nejčastější hospodářská dřevina (MZ, 2023) byla zastoupena společně s bukem na největším procentu ploch, ale na rozdíl od buku i na úkor vhodnosti pro dané stanoviště. To se projevuje i na zdravotním stavu dřeviny a tvorbě TreMs, hlavně výronů pryskyřice, které indikují poškození a špatnou kondici stromů.

### **6.3 Hodnocení typů stromových mikrostanovišť**

Celkově bylo zaznamenáno nejvíce typů TreMs – ztráta nebo poškození kůry a mrtvé větve. Tyto typy mikrostanovišť podporují biodiverzitu zejména hmyzu (*Coleoptera*, *Diptera* a *Hymenoptera*) a bezobratlých (př. *Acari*) (Larrieu et al., 2018; Basile et al., 2020), kterým poskytují potravu v podobě lýka a bělového i jádrového dřeva. Na tyto druhy hmyzu jsou dále navázáni jejich predátoři zejména ptáci (Paillet et al., 2018), kteří také využívají mrtvých větví, především těch v korunách, ke stavění hnízd.

Dalšími častými mikrostanovišti byly kořenové dutiny, hmyzí požerky a výron pryskyřice. Vysoké počty těchto TreMs souvisí hlavně s velkým výskytem smrku, na který byla tato mikrostanoviště vázána především (Asbeck et al., 2019). Hmyzí požerky neindikují pouze přítomnost hmyzu, ale naznačují opět i zdroje potravy pro jejich predátory (Paillet et al., 2018; Basile et al., 2020).

Vyšší výskyt kořenových dutin by mohl zvýšit počty netopýrů, kteří toto stanoviště využívají jako svůj úkryt (Boonman, 2000, Basile et al., 2020). K zjištění, zda opravdu počty kořenových dutin ovlivňují počty netopýrů v hospodářských lesích ČR, je ale potřeba další, konkrétněji zaměřený výzkum.

Výrony pryskyřice ukazují zejména na poškození stromu, ale pro některé organismy představují důležitý zdroj potravy. Jako příklad lze uvést datlíka tříprstého (*Picoides tridactylus*), který je u nás dokonce ohroženým druhem (Lorenc, 2008).

Výsledky ukázaly, že nejméně čtené TreMs ve zkoumaném prostředí byly dutiny a hniloby, hnízda a mikropůda, saproxylické houby a skupina TreMs přímo odhalující jádrové dřevo.

Nedostatek dutin a hnilobných dutin může být způsoben několika faktory. Z předchozích studií (Larrieu & Cabanettes, 2012) vyplývá, že více dutin poskytují stojící mrtvé stromy, které na mnou zkoumaných plochách byly ve velmi malých počtech. Přesto nepředpokládám, že by jejich počty byly v hospodářských lesích nějak významné, s ohledem na jejich ekonomickou nerentabilitu. Také ptáci, kteří jsou často tvůrci dutin, preferují spíše velké stromy, které poskytují stabilnější mikroklima (Remm & Löhmus, 2011). Ty, jak ukazují výsledky, byly na výzkumných plochách méně časté. Nedostatek dutin a hnilobných dutin má negativní vliv na netopýry (Boonman, 2000), epifyty, lišejníky a mechorosty (Basile et al., 2020) a ptáky (Paillet, et al. 2018).

Ze zjištění nízkého počtu plodnic saproxylických hub nelze vyvozovat, že by v hospodářských lesích vůbec nebyly. Tyto houby jsou v prostředí přítomny, avšak ne vždy již byly vytvořeny plodnice.

Co se týče nedostatku hnízd, byl pro mě tento výsledek překvapivý, protože bylo zjištěno dost mrtvých větví v korunách stromů, což by mohlo naznačovat dostatečný zdroj materiálu pro stavbu hnízd. Při sledování ze země je však snadné přehlédnout hnízda malých druhů v korunách dospělých dřevin a hnízda velkých druhů, jako jsou např. krkavcovití, je v hospodářských lesích obecně méně.

Nedostatek mikropůdy je kritický zejména pro některé řády bezobratlých, jako jsou *Diptera*, *Collembola* a *Acari*, ale také pro mechorosty a houby (Larrieu et al., 2018).

Stejně tak absence volně přístupného jádrového dřeva může být problém pro širokou škálu živočichů, včetně druhů *Coleoptera*, *Diptera*, *Aranea*, *Gastropoda*, dále také pro ptactvo, netopýry, houby a lišejníky (Larrieu et al., 2018). Tento nedostatek může mít dlouhodobé dopady na biodiverzitu a stabilitu lesních ekosystémů (Paillet et al., 2018).

V rámci hodnocení vlivu stanovištních podmínek na jednotlivé typy TreMs byly zjištěny významné korelace, zejména korelace počtů dutin tvořených kořeny a epikormických výhonků vztahující se ke všem třem zkoumaným faktorům (nadmořská výška, průměrná roční teplota a srážky).



Kořenové dutiny již byly spojeny s nadmořskou výškou i v předchozích studiích (Asbeck et al., 2019). Přesné mechanismy tohoto vlivu však zůstávají nejasné. Jednou možností může být přizpůsobení kořenového systému prudkým svahům (Asbeck et al., 2019) nebo extrémnějším podmínkám, jako je silný vítr a nadměrné sněžení. Tyto faktory mohou vést k tvorbě větších a silnějších kořenových systémů jako reakce na potřebu větší stability a podpory stromu, a to může následně podporovat vznik dutin.

Epikormické výhonky byly stanovištními podmínkami ovlivněny ještě více než kořenové dutiny. Korelace dokazují, že je toto mikrostanoviště silně závislé jak na vyšších teplotách, tak i na nižších srážkách, které souvisí se změnou nadmořské výšky. Dalším faktorem může být konkurence o zdroj světla či reakce na jiný stresový faktor např. škůdce.

## 7 Závěr

Cílem této bakalářské práce bylo vyhodnotit data z 59 trvalých výzkumných ploch VÚLHM z hlediska výskytu stromových mikrostanovišť v hospodářských lesích České republiky. Hodnocen byl vliv základních stanovištních podmínek, charakteristik porostu a dřeviny, a to především její druh, vhodnost dřeviny pro dané stanoviště a stáří, respektive tloušťka.

Ze zpracovaných dat vyplývá, že nadmořská výška měla vliv hlavně na některé konkrétní typy mikrostanovišť (zejména dutiny v kořenech a epikormické výhonky), ale neměla velký vliv na procento stromů nesoucích mikrostanovitě. To samé se prokázalo i u vlivu množství průměrných ročních srážek a průměrné roční teploty.

Procenta stromů s mikrostanovišti negativně korelovala s hustotou porostu (počtem stromů na hektar).

Počet mikrostanovišť u hlavních druhů dřevin, buku, dubu, borovice a smrku, se významně nelišil. Druh dřeviny měl vliv hlavně na typ TreMs.

U všech dřevin byl zaznamenán velký výskyt mikrostanovišť související s poškozením kůry (kapsy, kryty z kůry, ztráta kůry). Listnaté dřeviny byly významným zdrojem mrtvých větví, jehličnany mají jako časté TreMs hmyzí pozerky. Dutiny v kořenech a výrony pryskyřice dominovaly především na smrku.

Vhodnost umístění dřeviny na ploše hrála roli zejména u smrku, který se vyskytoval mimo své přirozené prostředí nejčastěji. Tito nevhodně umístění jedinci vykazovali větší poškození, a tudíž i více procent stromů s mikrostanovišti.

Vliv stáří dřeviny, respektive tloušťky, nebyl tak významný, což bylo zřejmě způsobeno nedostatkem výrazně větších dřevin (>50 cm).

V nízkém počtu byly mikrostanoviště dutiny, hnízda a mikropůda, hniloby a mikrostanoviště přímo odhalující jádrové dřevo, což je problematické zejména pro bezobratlé, ptáky a netopýry.

Závěrem je třeba si uvědomit, že primárním úkolem hospodářských lesů je sice produkce dřevní hmoty a mikrostanoviště jsou zde považována za defekty a je snaha je minimalizovat, avšak nesmíme zapomínat, že biodiverzita je klíčovým prvkem pro stabilitu ekosystému. Z tohoto důvodu si myslím, že je vhodné zvýšit počet větších stromů (>50 cm) v hospodářských porostech a ponechat je ve formě menších skupinek. Tyto stromy by měly být ponechány svému přirozenému vývoji a mohou být vybrány z již poškozených jedinců, kteří by nebyly ekonomicky příliš výnosní a obětovat tak malé procento stromů pro zachování biodiverzity a

udržitelnost lesních ekosystémů v dlouhodobém horizontu. Dále je v hospodářských porostech důležitá smíšená dřevinná skladba, která kombinuje jehličnany s listnáči, neboť takový les má potenciál poskytnout největší diverzitu nejenom TreMs. Při výběru dřevin je ale klíčové brát v úvahu také vhodnost stanoviště pro daný druh dřeviny.

## 8 Literatura

Allard A., Keskitalo E. Carina H., Brown A. (2023). *Monitoring Biodiversity: Combining Environmental and Social Data*. Routledge; 2023. Accessed March 31, 2024. <https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=nlebk&AN=3571029&lang=cs&site=eds-live>

AOPK ČR. (2024). *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2024*. (cit. 1. 3. 2024), 2024, dostupné z <https://www.nature.cz/o-nas>

Asbeck, T., Pyttel, P., Frey, J., & Bauhus, J. (2019). Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management*, 432, 400-408. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.043>

Asbeck, T., Basile, M., Stitt, J., Bauhus, J., Storch, I., & Vierling, K. T. (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: Structure and Function*, 34(6), 1453-1466. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-02017-3>

Bače, R., & Svoboda, M. (2016). *Management mrtvého dřeva v hospodářských lesích: certifikovaná metodika*. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, vvi., (cit. 12. 2. 2024), dostupné z: ([http://home.czu.cz/storage/74451\\_bace\\_mmd\\_2014.pdf](http://home.czu.cz/storage/74451_bace_mmd_2014.pdf))

Basile, M., Asbeck, T., Jonker, M., Knuff, A. K., Bauhus, J., Braunisch, V., Mikusiński, G., & Storch, I. (2020). What do tree-related microhabitats tell us about the abundance of forest-dwelling bats, birds, and insects? *Journal of Environmental Management*, 264. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110401>

Bauhus, J., Puettmann, K., & Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology*, 258(4), 525-537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>

Bieling, C. (2004). Non-industrial private-forest owners: possibilities for increasing adoption of close-to-nature forest management. *European Journal of Forest Research*, 123, 293-303. [10.1007/s10342-004-0042-6](https://doi.org/10.1007/s10342-004-0042-6)

Boonman, M. (2000). Roost selection by noctules (*Nyctalus noctula*) and Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Journal of Zoology*, 251(3), 385-389. <https://doi.org/10.1017/S0952836900007123>

Burrascano, S., Chianucci, F., Trentanovi, G., Kepfer-rojas, S., Sitzia, T., Tinya, F., Doerfler, I., Paillet, Y., Nagel, T. A., Mitic, B., Morillas, L., Munzi, S., Van der Sluis, T., Alterio, E., Balducci, L., de Andrade, R. B., Bouget, C., Giordani, P., Lachat, T., et al. (2023). Where are we now with European forest multi-taxon biodiversity and where can we head to? *Biological Conservation*, 284(284), 13. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110176>

Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., & Paillet, Y. (2013). 2.1 Habitat trees: key elements for forest biodiversity. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity, 84. <https://hal.inrae.fr/hal-02599082>

Calix, M., Alexander, K., Soldati, F., (2018). European Red List of Saproxylic Beetles Evaluation of the conservation status of saproxylic insects in the Habitat Directive (Natura2000 Site of Community Importance IT6030052) View project Systematic study on Asian Tenebrionidae View project

Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>

ČGS a (Česká geologická služba), 2023, Půdní mapa 1:50 000, (cit. 28. 1. 2024) dostupné z <https://mapy.geology.cz/pudy/>

ČGS b (Česká geologická služba), 2023, Geologická mapa 1:50 000, (cit. 28. 1. 2024) dostupné z <https://mapy.geology.cz/geo/>

ČHMÚ a, 2023, Mapa: Průměrný roční úhrn srážek za období 1991-2020, (cit. 28. 1. 2024), dostupné z [https://www.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/ok/charakteristiky\\_klimatu/img/SRA\\_normal9120.gif](https://www.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/ok/charakteristiky_klimatu/img/SRA_normal9120.gif)

ČHMÚ b, 2023, Mapa: Průměrná roční teplota vzduchu za období 1991-2020, (cit. 28. 1. 2024), dostupné z [https://www.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/ok/charakteristiky\\_klimatu/img/T\\_normal9120.gif](https://www.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/ok/charakteristiky_klimatu/img/T_normal9120.gif)

Dostálék, J., Frantík, T. Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodivers Conserv* 17, 1439–1454 (2008). <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9352-1>

European Commission. (2020). EU biodiversity strategy for 2030: Bringing nature back into our lives. Communication for the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, 25.

FSC, (2013). National Forest Stewardship Standard for Czech Republic. FSC-STD-CZE-03-2013.

GOOGLE, (2023). plochy\_VULHM. Jakub Málek. Online. Google Maps. Dostupné z: [https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=1MOe0NVjs4H9k2nrigSEr7\\_qITy92ydlH&ll=49.70350554824361%2C15.461644605000025&z=8](https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=1MOe0NVjs4H9k2nrigSEr7_qITy92ydlH&ll=49.70350554824361%2C15.461644605000025&z=8)

Hruška, F. (2021). Rozšíření a početnost sýce rousného (*Aegolius funereus*), holuba doupňáka (*Columba oenas*) a datla černého (*Dryocopus martius*) v lesním komplexu Javořice v letech 2016–2018. *Příroda*, 42, 11. <https://www.priroda.nature.cz/index.php/priroda/article/view/26/82>

Chiarucci, A., Bacaro, G., & Scheiner, S. M. (2011). Old and new challenges in using species diversity for assessing biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1576), 2426–2437. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0065>

Jankovský, L., Beránek, J., Lička, D., & Tomšovský, M. (2006) Analýza postupů ponechávání dřeva k zetlení z hlediska vlivu na biologickou rozmanitost. In (p. 11). [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/ostatni\\_dokumenty\\_zvlaste\\_chranena\\_uzemi/\\$FILE/OZCHP-Tlejici\\_%20drevo\\_v\\_lesich\\_-\\_vliv\\_na\\_biodivezitu-20200106.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/ostatni_dokumenty_zvlaste_chranena_uzemi/$FILE/OZCHP-Tlejici_%20drevo_v_lesich_-_vliv_na_biodivezitu-20200106.pdf)

Johann, F., & Schaich, H. (2016). Land ownership affects diversity and abundance of tree microhabitats in deciduous temperate forests. *Forest Ecology*, 380, 70-81. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.037>

Jonášová, M., & Prach, K. (2004). Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak. *Ecological Engineering*, 23, 15-27. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.06.010>

Jonsson, B. G., Ekström, M., Esseen, P., Anders, Grafström, A., Ståhl, G., & Westerlund, B. (2016). Dead wood availability in managed Swedish forests – Policy outcomes and implications for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 376, 174-182. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.017>

Kaufmann, S., Hauck, M., & Leuschner, C. (2018). Effects of natural forest dynamics on vascular plant, bryophyte, and lichen diversity in primeval *Fagus sylvatica* forests and comparison with production forests. *Journal of Ecology*, 106(6), 2421-2434. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12981>

Klimeš, L. (1995). Small-Scale Distribution of Species Richness in a Grassland (Bílé Karpaty Mts., Czech Republic). *Folia Geobotanica*, 30(4), 499-510. <https://www.jstor.org/stable/4181397>

Kolář, F., Matějů, J., Lučanová, M., Chlumská, Z., Černá, K., Prach, J., Baláž, V., & Falteisek, L. (2012). Ochrana přírody z pohledu biologa. Dokořán.

Kõrkjas, M., Remm, L., Lõhmus, P., & Lõhmus, A. (2023). From tree-related microhabitats to ecosystem management: A tree-scale investigation in productive forests in Estonia. *Journal of Environmental Management*, 343(343), 9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118245>

Kozák, D., Mikoláš, M., Svitok, M., Bače, R., Paillet, Y., Larrieu, L., Nagel, T. A., Begovič, K., Čada, V., Diku, A., Frankovič, M., Janda, P., Kameniar, O., Keren, S., Kjučukov, P., Lábusová, J., Langbehn, T., Málek, J., Mikac, S., et al. (2018). Profile of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology*, 429, 363-374. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.021>

Kraus D., Krumm F. (Eds) (2013) Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, Bonn

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), 773-786. 10.1007/s10342-011-0551-z

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<sup>1</sup>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, 1433-1445. <https://doi-org.infozdroje.czu.cz/10.1139/x2012-077>

Larrieu L., Cabanettes A., Brin A. et al (2014) Tree microhabitats at the stand scale in montane beech-fir forests: practical information for taxa conservation in forestry. *Eur J For Res* 133:355–367. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0767-1>

Larrieu, L., Cabanettes, A., Gouix, N., Burnel, L., Bouget, C., & Deconchat, M. (2017). Development over time of the tree-related microhabitat profile: the case of lowland beech-oak coppice-with-standards set-aside stands in France. *European Journal of Forest Research*, 136(1), 37-49. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-1006-3>

Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Büttler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A. K., Regnery, B., & Vandekerkhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194-207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>



Larrieu, L., Cabanettes, A., Courbaud, B., Goulard, M., Heintz, W., Kozák, D., Kraus, D., Lachat, T., Ladet, S., Müller, J., Paillet, Y., Schuck, A., Stillhard, J., & Svoboda, M. (2021). Co-occurrence patterns of tree-related microhabitats: A method to simplify routine monitoring. *Ecological Indicators*, 127, 10. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107757>

Lorenc, T. Datlík tříprstý, 2008(6), 1. <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/fotografie-z-obalky/datlik-triprsty/>

McGill, B. J., & Magurran, A. E. (2011). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment* / edited by Anne E. Magurran and Brian J. McGill (2nd ed.). Oxford University Press.

Meier, A. R., Saunders, M. R., & Michler, C. H. (2012). Epicormic buds in trees: a review of bud establishment, development and dormancy release. *TREE PHYSIOLOGY*, 32(5), 565-584. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps040>

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, USA. *For Ecol Manag* 257:1453–1464

Müller, J., & Büttler, R. (2010), A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *Eur J Forest Res* 129, 981–992. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>

Müller, J., Wende, B., Strobl, C., Eugster, M., Gallenberger, I., Floren, A., Steffan-dewenter, I., Linsenmair, K. E., Weisser, W. W., & Gossner, M. M. (2015). Forest management and regional tree composition drive the host preference of saproxylic beetle communities. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 753. <https://doi-org.infozdroje.czu.cz/10.1111/1365-2664.12421>

MZ, ČR (2023). Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2022. Ministerstvo Zemědělství, Praha. dostupné z: <https://eagri.cz/public/portal/-a30268---rWtfkQZD/zprava-o-stavu-lesa-a-lesniho-hospodarstvi-ceske-republiky-v-roce-2022-strucna-verze>

MŽP, ČR. (2016). Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016–2025. © Ministerstvo životního prostředí, 2016. 136 p., dostupné z: [https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/4A46CA81084E521FC1258050002DAE0C/\\$file/SOBR\\_CR\\_2016-2025.pdf](https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/4A46CA81084E521FC1258050002DAE0C/$file/SOBR_CR_2016-2025.pdf)

Neuhäuslová-Novotná, Z. (1998). Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky: textová část. Academia.

Paillet, Y., Archaux, F., Gosselin, F., Guilbert, E., Boulanger, V., Debaive, N., Gilg, O., & Fuhr, M. (2017). Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology*, 389, 176-186. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.014>

Paillet Y., Archaux F., du Puy S. et al (2018) The indicator side of tree microhabitats: a multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *J Appl Ecol* 55:2147–2159. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13181>

Paillet, Y., Archaux, F., Guilbert, E., Debaive, N., Cateau, E., & Gilg, O. (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). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216500>

Parviainen, J., Bücking, W., Vandekerkhove, K., Schuck, A., & Päivinen, R. (2000). Strict forest reserves in Europe: efforts to enhance biodiversity and research on forests left for free development in Europe (EU-COST-Action E4). *Forestry*, 73(2), 107-118. [10.1093/forestry/73.2.107](https://doi.org/10.1093/forestry/73.2.107)

PEFC, (2010). PEFC INTERNATIONAL STANDARD: Requirements for certification schemes. Program of endorsement of forest certification. 1003:2010. PEFC Council, Geneva, Switzerland.

Primack, R. B., Kindlmann, P., & Jersáková, J. (2011). Úvod do biologie ochrany přírody: Vol. Vyd. 1. Portal.

Puletti, N., Canullo, R., Mattioli, W., Gawryś, R., Corona, P., & Czerepko, J. (2019). A dataset of forest volume deadwood estimates for Europe. *Annals of Forest Science: Official journal of the Institut National de la Recherche Agronomique (INRA)*, 76(3). <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0832-0>

Remm, J., & Lõhmus, A. (2011). Tree cavities in forests—the broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 262(4), 579-585. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.028>

Rotheray, G. E., Hancock, G., Hewitt, S., Horsfield, D., Macgowan, I., Robertson, D., & Watt, K. (2001). The Biodiversity and Conservation of Saproxylic Diptera In Scotland. *Journal of Insect Conservation*, 5(2), 77-85. <https://doi.org/10.1023/a:1011329722100>

Secretariat of the Convention on Biological Diversity. (2000). *Cartagena Protocol on Biosafety to the Convention on Biological Diversity: text and annexes*. Secretariat of the Convention of Biological Diversity.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity. (2011). *Nagoya Protocol on access to genetic resources and the fair and equitable sharing of benefits arising from their utilization to the convention on biological diversity: text and annex*. UN.

Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, 27(3), 379-423. doi: 10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x.

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688-688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>

Spiecker, H. (2003). Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe—temperate zone. *Journal of Environmental Management*, 67(1), 55-65. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00188-3)

Stokland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.G., (2012). *Biodiversity in dead wood, Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139025843>

Strange, N., Ermgassen, S. zu, Marshall, E., Bull, J. W., & Jacobsen, J. B. (2024). Why it matters how biodiversity is measured in environmental valuation studies compared to conservation science. *Biological Conservation*, 292(292). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110546>

Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T. O., Dormann, C. F., Ewers, R. M., Fründ, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Laurance, W., ... Westphal, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87(3), 661-685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>

ÚHÚL, 2023, Typologická mapa, dostupné z <https://geoportal.uhul.cz/mapy/MapyOprl.html>

UN, I. (1992). Convention on biological diversity. Treaty Collection.

Viewegh, J. (2003). Klasifikace lesních rostlinných společenstev:(se zaměřením na Typologický systém ÚHÚL). Česká zemědělská univerzita.

Winter, S., & Möller, G. C. (2008). Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, 255(3-4), 1251-1261. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.029>

Zk. č. 114/1992 Sb. Zákon České národní rady o ochraně přírody a krajiny (1992).

## **9 Seznam použitých zkratek a symbolů**

ÚHÚL – Ústav pro hospodářskou úpravu lesů

VÚLHM – Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti

TreMs – Tree-related microhabitats, stromová mikrostanoviště

DBH – Diameter at Breast Height, výčetní tloušťka

ČR – Česká republika

EU – Evropská unie