

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa

**Ponechávání biotopových stromů ve vybrané  
části lesních porostů CHKO Brdy**

Autor: Bc. Jakub Mácha

Vedoucí práce: Ing. Radek Bače, Ph.D.

**Praha 2018**

**Česká zemědělská univerzita v Praze  
Fakulta lesnická a dřevařská**



**ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE**

Autor práce: Bc. Jakub Mácha  
Studijní program: Lesní inženýrství  
Obor: Lesní inženýrství

Vedoucí práce: Ing. Radek Bače, Ph.D.  
Garantující pracoviště: Katedra ekologie lesa  
Jazyk práce: Čeština

Název práce: **Ponechávání biotopových stromů ve vybraných lesních porostech CHKO Brdy**

Název anglicky: **Retention of habitat trees in selected forest stands of Brdy PLA**

Cíle práce: Cílem práce bude zjistit, jak závisí výskyt biotopových stromů na různých faktorech prostředí ve vybraných lesních porostech CHKO Brdy a navrhnout lesnická opatření směřující k zachování a podpoře strukturně bohatých porostů s výskytem biotopových stromů.

Metodika: 1. Shrnutí dosavadních poznatků o významu biotopových stromů nejen v hospodářských porostech a metodách jejich mapování.  
2. Mapování biotopových stromů (stromy s DBH > 70 cm a větší objekty mrtvého dřeva) a jejich prostředí ve vybrané části lesních porostů CHKO Brdy o rozloze přibližně 10 km<sup>2</sup>.  
3. Shrnutí a porovnání charakteristických vlastností mapovaných stromů a jak spolu tyto vlastnosti souvisí.  
4. Návrh doporučujících opatření pro lesnický management vybraného území pro případnou podporu výskytu strukturně bohatých porostů a biotopových stromů.

Doporučený rozsah práce: 40 – 50 stran textu bez příloh

Klíčová slova: Struktura porostu; Brdy; Biotopové stromy; Lesní hospodářství; Péče o strukturální rozmanitost

Doporučené zdroje informací:

1. Bauhus, J., Puetmann, K., Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 525-537.
2. Keeton, W. S. (2006). Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management*, 235(1), 129-142.
3. Lindenmayer, D.B., Laurance, W.F., Franklin, J.F., Likens, G.E., Banks, S.C., Blanchard, W., Gibbons, P., Ikin, K., Blair, D., McBurney, L., Manning, A.D., Stein, J.A.R. (2014) New policies for old trees: averting a global crisis in a keystone ecological structure. *Conservation Letters* 7(1), 61-69.
4. Lindenmayer D.B., Laurance, W.F. (2012). A history of hubris – cautionary lessons in ecologically sustainable forest management. *Biological Conservation* 151(1), 11-16.
5. Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Botkin, D.B. (1999). Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14(4), 941-950.
6. McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., & Bauhus, J. (2005). Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*, 218(1), 1-24.
7. McGee, G. G., Leopold, D. J., & Nyland, R. D. (1999). Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests. *Ecological Applications*, 9(4), 1316-1329.
8. Pătru-Stupariu, I., Angelstam, P., Elbakidze, M., Huzui, A., & Andersson, K. (2013). Using forest history and spatial patterns to identify potential high conservation value forests in Romania. *Biodiversity and conservation*, 22(9), 2023-2039.
9. Whitman, A.A., Hagan, J.M. (2007). An index to identify late-successional forest in temperate and boreal zones. *Forest Ecology and Management* 246, 144-154.
10. Zenner, E. K. (2000). Do residual trees increase structural complexity in Pacific Northwest coniferous forests?. *Ecological Applications*, 10(3), 800-810.

Předběžný termín  
obhajoby: 2017/18 LS - FLD

Konzultant: RNDr. Jeňýk Hofmeister, Ph.D.

## Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Ponechávání biotopových stromů ve vybraných lesních porostech CHKO Brdy vypracoval samostatně pod vedením Ing. Radka Bače, Ph.D. a použil jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů. Jsem si vědom, že zveřejněním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Praze, dne 1. 3. 2018

Podpis autora

.....

Jakub Mácha

## Poděkování

Za cenné rady, připomínky a vstřícný přístup k vedení diplomové práce bych chtěl poděkovat především vedoucímu práce, Ing. Radkovi Bačemu Ph.D, rovněž konzultantovi této práce RNDr. Jeňýkovi Hofmeisterovi Ph.D, který mě na téma této práce přivedl a poskytl mi potřebné konzultace a rady. Dále bych chtěl poděkovat také RNDr. Janu Hoškovi za zapůjčení technických pomůcek pro práci v terénu. Velký dík patří také mé přítelkyni, Mgr. Markétě Fořtové a celé mé rodině za jejich podporu při psaní této diplomové práce.

## Abstrakt

Tato práce přináší výsledky z oblasti lesních porostů centrálních Brd, kde byl prostřednictvím dvouletého terénního šetření zjišťován stav a počet biotopových stromů, s pozitivním vlivem na biodiverzitu lesů na ploše 10 km<sup>2</sup> (1000 ha). Z tohoto území v Brdech doposud nemáme žádné představy o výskytu biotopových stromů a proto bylo toto území vybráno. Brdy představují v současnosti nejmladší CHKO v ČR, s převahou smrkových monokultur, ve kterých se starých stromů obecně příliš nevyskytuje, neboť pro intenzivní lesní hospodářství nejsou tyto stromy hospodářsky zajímavé. Dalším důvodem pro výběr území byl rozsah lesních porostů, který je v kontextu středních Čech unikátní a díky dostatečné vzdálenosti od okrajů lesa lze výskyt biotopových stromů předpokládat. Z těchto důvodů se zdá být území Brd pro toto zkoumání vhodné. Bylo zjištěno celkem 125 stromů (tj. 0,125 ks/1 ha) s výčetní tl. >70 cm. Nejčastěji nalezenou dřevinou byl buk (0,084 ks/ha), smrk (0,023 ks/ha) a jedle (0,011 ks/ha). Na většině sledovaných stromů bylo nalezeno min. jedno a max. šest mikrostanovišť, což potvrdilo shodné zjištění z jiných bukových porostů v Evropě. Pomocí statistické analýzy dat byly zjištěny nejvyšší předpoklady pro tvorbu ekologicky hodnotných mikrostanovišť u dřevin buk, dub, částečně u jedle. Dle zjištěných výsledků se v Brdech stále vyskytují struktury biotopových stromů, které jsou ale do značné míry navzájem izolované. Nedostatečná se zdá být jejich ochrana a jako nevhodný je holosečný hospodářský způsob, díky kterému tyto ekologicky hodnotné porosty v následujících letech pravděpodobně zaniknou nebo budou ještě více prostorově omezeny. Pro podporu biotopových stromů v Brdech bude nutné přijmout alespoň základní těžební a pěstební opatření, zejména ponechávání biotopových stromů na dožití, přesunutí porostů s výskytem biotopových stromů do zóny ochrany 1. a 2. Zvýšit zastoupení jedle, buku a změnit hospodářský způsob v porostech se stářím > 140 let. Tyto kroky pomohou vybudovat segmenty významné ekologické sítě v brdských lesích a výrazně přispějí k ekologické stabilitě zdejších porostů.

## Klíčová slova

Struktura porostu; Brdy; Biotopové stromy; Lesní hospodářství; Rozmanitost

# Abstract

The thesis brings the data from the central part of Brdy forest, where during two years field research we have collected the data about condition and quantity of biotopical trees in the area of 10 km<sup>2</sup>. These trees have a positive influence on the biodiversity of the forest. We do not have any data about biotopical trees in this area, and that is why this particular area was selected. Nowadays, Brdy forest is considered the newest protected landscape area in Czech Republic, with the prevalence of spruce trees, which is not a usual habitat for old biotopical trees. For the intensive forest management old trees are not very intriguing. Another reason why we have chosen this area was the extent of forest vegetation, which is completely unique for central Bohemia. Thanks to the distance from forest edge, we could expect old trees to be present. For all these reasons mentioned above Brdy forest seemed to be appropriate place for the field study.

All together we have monitored 125 trees (0.125 pc/1ha) with more than 70 cm in width. The most common type of tree found here was beech tree (0.084 pc/ha) followed by spruce (0.023 pc/ha) and fir (0.011 pc/ha). On most monitored trees we could find minimally one and maximally 6 micro-stands. This is in agreement with other findings in beech forests around Europe.

With the help of statistical analysis of the collected data, the highest assumptions for ecological valuable stands and micro-stands were evaluated. According to the elaborated results we can still see biotopical tree structures in Brdy forest, which are isolated to the extent. We are lacking their protection. By broad clearances of forest grounds we are ensuring the extinction of the biotopical trees or at least broader isolation. For the future support we will have to adopt at least basic extraction prohibitions, mainly restrict the felling of old biotopical trees, moving the trees to zone with 1<sup>st</sup> and 2<sup>nd</sup> degree protection and increase the beech and fir growth, to change the economic management in forests older than 140 years. These steps will help to build significant ecological networks in Brdy forests and will contribute to ecological stability.

## Key words

Forest structure; Brdy; Habitat trees; Forestry; Diversity



## Obsah

1	ÚVOD .....	0
1.1	Cíle práce.....	1
2	Literární přehled.....	2
2.1	Základní funkce lesů v chráněných územích.....	2
2.2	Mapování biotopových stromů.....	4
2.3	Význam biotopových stromů pro biodiverzitu.....	8
2.4	Úbytek biotopových stromů a jejich ohrožení.....	13
2.5	Podpora přírodě blízkých porostů v hospodářských lesích .....	16
3	Charakteristika prostředí zkoumané oblasti .....	19
3.1	Přírodní podmínky v CHKO Brdy .....	19
3.1.1	Režim ochrany .....	20
3.1.2	Historie lesnického hospodaření v Brdech a vývoj vegetace.....	22
3.2	Zájmové území .....	24
3.2.1	Pedologie a geomorfologie .....	26
3.2.2	Klimatické podmínky.....	26
3.3	Lesní vegetační stupně (LVS) v zájmové oblasti .....	27
3.3.1	Diverzita souborů lesních typů (SLT).....	27
4	Metodika .....	30
4.1	Získání potřebných dat a informací.....	30
4.2	Specifikace sledovaných hodnot a atributů .....	31
5	Výsledky .....	41
5.1	Nalezené objekty .....	41
5.2	Věková struktura měřených objektů.....	43

5.3	Mapové podklady s výskytem nalezených objektů .....	44
5.4	Lokalizační vazba měřených objektů .....	50
5.5	Klasifikace prostorového kontextu.....	51
5.6	Závislost výskytu mikrostanovišť na tloušťce živých stromů.....	52
5.7	Výskyt mrtvého dřeva a mrtvých stojících stromů .....	57
5.8	Výskyt mechorostů a lišejníků .....	57
5.8.1	Výskyt mechorostů a lišejníků na mrtvých stromech a dřevě.....	59
5.9	Vitalita živých stromů .....	59
5.10	Oslunění kmene .....	60
6	Diskuse .....	61
6.1	Zjištěné počty nalezených objektů, dřevin a jejich struktura .....	61
6.2	Prostorové vazby a uspořádání stromů.....	62
6.2.1	Prostorový kontext a oslunění kmenů .....	63
6.3	Nalezená mikrostanoviště.....	64
6.3.1	Mechorosty a lišejníky .....	65
6.4	Vitalita stromů .....	65
6.5	Ponechávání biotopových stromů .....	66
7	Závěr a doporučení.....	68
8	Přílohy .....	74
8.1	Přirozené a současné zastoupení dřevin v CHKO Brdy .....	74
8.2	Denzita starých stromů ve Švédsku.....	75
8.3	Nalezená mikrostanoviště.....	76
8.4	Ekosystémové funkce starých stromů v prostředí .....	81
9	Seznam literatury a použitých zdrojů.....	82
9.1	Seznam příloh.....	89

## **Seznam použitých zkratk a symbolů**

*GPS: Global positioning system*

*LHP: Lesní hospodářský plán*

*PLO: Přírodní lesní oblast*

*LVS: Lesní vegetační stupeň*

*PUPFL: Pozemek určený k plnění funkcí lesa*

*CHKO: Chráněná krajinná oblast*

*AOPK: Agentura ochrany přírody a krajiny*

*VLS, s. p.: Vojenské lesy a statky, státní podnik*

*ÚHUL: Ústav pro hospodářskou úpravu lesa*

*OPRL: Oblastní plán rozvoje lesů*

*SLT: Soubor lesního typu*

*PS: Porostní skupina*

## **Seznam tabulek, obrázků a grafů**

### **Seznam tabulek**

*Tab. 1. Plochy certifikace lesů*

*Tab. 2. Tabulka typů objektů (včetně použitých kódů)*

*Tab. 3. Klasifikace prostorového kontextu (včetně zvolených symbolů)*

*Tab. 4. Klasifikace lokalizační vazby objektů (včetně používaných symbolů)*

*Tab. 5. Klasifikace vitality živých stromů*

*Tab. 6. Příčiny snížené vitality živých stromů s odhadovanou vitalitou*

*Tab. 7. Klasifikace stáří mortality mrtvého dřeva*

*Tab. 8. Odhad oslunění kmene (včetně použitých kódů)*

*Tab. 9. Kvalitativní kódy výskytu mikrostanovišť*

*Tab. 10. Kvantitativní kód výskytu mikrostanovišť*

*Tab. 11. celkový počet nalezených typů mikrostanovišť*

### **Seznam obrázků**

*Obr. 1. Významné typy mikrostanovišť biotopových stromů*

*Obr. 2. Staré stromy nabízejí rozmanité podmínky pro přežívání bioty*

*Obr. 3. Příklad lokalit kde dochází k rychlému úbytku biotopových stromů*

*Obr. 4. Koncepční model, který pomocí zlomových bodů v diagramu znázorňuje narušení přirozených procesů vývoje a stárnutí stromů*

*Obr. 5. Celé území CHKO Brdy, bíle označené území reprezentuje zkoumanou oblast o rozloze 10 km<sup>2</sup>*

*Obr. 6. Přehledová mapa části území CHKO Brdy, červeně vymezený polygon reprezentuje zkoumanou oblast o rozloze 10 km<sup>2</sup>*

*Obr. 7. Porostní mapa nalezených objektů – živé stromy*

*Obr. 8. Porostní mapa nalezených objektů – mrtvé stromy*

*Obr. 9. Porostní mapa nalezených objektů – pařezy*

*Obr. 10. Porostní mapa nalezených objektů – mrtvé dřevo*

*Obr. 11. Návrh některých lokalit na přesun do 1. a 2. zóny ochrany*

### **Seznam grafů**

*Diagram 1. Podíl zastoupení jednotlivých dřevin v CHKO Brdy (%)*

*Diagram 2. Rozsah nadmořské výšky*

*Histogram 3. početnosti jednotlivých druhů živých stromů na 1ha.*

*Histogram 4. početnosti nalezených pařezů, mrtvých stromů a mrtvého dřeva*

*Graf 5. Minimální a maximální rozsah výčetní tloušťky všech dřevin*

*Histogram 6. Věková struktura zjištěných objektů dle LHP*

*Diagram 7. Lokalizační vazba objektů v závislosti na prostředí*

*Diagram 8. Klasifikace prostorového kontextu*

*Graf 9. Počet typů mikrostanovišť v závislosti na výčetní tloušťce*

*Graf 10. Závislost výskytu mikrostanovišť na výšce a tloušťce*

*Histogram 11. Histogram četnosti stromů podle počtu mikrostanovišť  
a stromů na celkové ploše 10 km<sup>2</sup>*

*Graf 12. Histogram četnosti mikrostanovišť pro konkrétní rody stromů*

*Sloupcový graf 13. Pravděpodobnost výskytu-tvorby mikrostanovišť v závislosti na  
druhu dřeviny*

*Diagram 14. Pokryvnost mechů a lišejníků pro povrch živých stromů*

*Sloupcový graf 15. Stupně vitality živých stromů*

*Diagram 16. Výsledky kvantitativního odhadu oslunění kmene živých stromů*

# 1 ÚVOD

Současné intenzivní využívání krajiny a lesů je zaměřeno na získávání co nejvyšších výstupů (hodnot) za současně minimální péče o toto prostředí. Pokud tato péče probíhá je dodávána převážně s důrazem na co největší automatizaci pěstebních zásahů. Tato situace je na straně jedné reprezentována intenzivně využívanými lesy, které jsou pro přežívání druhů jiných než cíleně pěstovaných mimořádně nepříznivé. Na straně druhé pak různými druhy chráněných území (např. rezervacemi), kde se uplatňuje režim bezzásahovosti, případně se zasahuje podle plánu péče. Pomyslné nůžky mezi těmito dvěma póly se stále více rozevírají a utváří tak velmi obtížně propojitelnou propast. Řešení této situace zcela jistě není pouze na straně lesnické, nebo pouze na straně striktní ochrany přírody. Podpora biodiverzity by ale rozhodně měla být v zájmu obou stran, i veřejnosti, jelikož se v ní odráží kvalita lidského života. Studie, které se věnují této problematice, nám říkají, že nejdůležitějším faktorem pro zachování biodiverzity je podpora strukturální rozmanitosti a mozaikovitosti krajiny s četnými fragmenty starých stromů, mokřadů, litorálních porostů a biokoridorů. Problémem je naopak izolovanost těchto území, s níž se v současnosti celosvětově potýkáme. Kombinace takto pestré krajiny, ale i lesů, může zvyšovat biodiverzitu nejen na regionální úrovni a to vše za předpokladu, že je zemědělsky a lesnicky využívána. Důležitým krokem je bezodkladné řešení této situace na mezinárodní a národní úrovni, ale jistě i u jednotlivců, kteří s krajinou hospodaří, neboť významní vlastníci půdy mají na tento efekt zásadní vliv. Rovnovážným stavem by mělo být využívání lesů způsobem, který podporuje jejich ekologickou stabilitu, zachovává biodiverzitu, neztrácí svou produktivitu, vitalitu, regenerační schopnost a především schopnost lesních porostů plnit v současnosti i budoucnosti tolik požadované ekonomické, ekologické a společenské funkce.

Motivem pro psaní této práce byla aktuálnost tématu a upozornění na krátkozraké a dlouhodobě nesprávné postupy v některých oblastech intenzivně obhospodařovaných lesních porostů.

## **1.1 Cíle práce**

Cílem této práce je shrnout dosavadní poznatky o významu zachování starých (tzv. biotopových) stromů v hospodářských lesních porostech a jejich mapování, zjistit denzitu biotopových stromů a jejich další vlastnosti v modelovém území vybrané části lesních porostů CHKO Brdy a popsat za jakých podmínek a kde se biotopové stromy (určitých vlastností) vyskytují. Na základě těchto výsledků pak navrhnout doporučení pro lesnický management vybraného území, která by přispěla k ochraně lesní biodiverzity potenciálně vázané na biotopové stromy či jejich odumřelé části.

## 2 Literární přehled

### 2.1 Základní funkce lesů v chráněných územích

Základním pravidlem v péči o biodiverzitu lesů by mělo být trvale udržitelné a přírodě blízké lesní hospodaření (Liendenmayer a kol. 2006). Ochrana biodiverzity lesů je důležitým předmětem ochrany přírody a měla by být nezbytnou součástí moderního lesního hospodářství (Aanderaa a kol. 1996). Díky tomu se dostala ochrana biodiverzity do několika mezinárodních dohod upravujících lesní hospodářství (Remeš, Bílek 2014), např. můžeme zmínit *Convention on Biological Diversity* (CBD - významná mezinárodní úmluva v oblasti životního prostředí a zemědělství). Na úrovni EU se do lesnictví a ochrany biodiverzity promítá koncepce „The EU biodiversity strategy to 2020“ (Akční plán EU pro lesnictví), dále „*Natura 2000 and Forests: Challenges and Opportunities*“ (hospodaření v lesích patřících do soustavy Natura 2000) a v případě ČR Národní lesnický program II., *Zásady lesnické politiky* z 21. 11. 2012.

Převážná část programů pro podporu a zachování biodiverzity lesů je zaměřena na tvorbu chráněných území, tzv. rezervací (Remeš, Bílek 2014). Rezervace umožňují plánování strategie a postupů pro co možná nejefektivnější uchování biodiverzity lesů, je ale nutné zmínit, že rezervace jako takové (zvláště chráněná území) k zaručené ochraně a podpoře biodiverzity lesů nestačí (Lindenmayer, Franklin 2002). Podle Lindenmayera a Franklina (2002) jsou ve vztahu k zachování biodiverzity nejdůležitější velkoplošně chráněná území a je třeba je rozlišovat od maloplošně chráněných území, které obklopují porosty, jejichž hlavním cílem je produkce dříví (Gustaffson a kol. 1999). Jeden z hlavních důvodů proč by měly vznikat a existovat velkoplošně chráněná území, mezi které můžeme zařadit právě i CHKO Brdy je, že tato území mohou sloužit jako ukázky vzorových ekosystémů, přírodě blízkého lesního hospodářství, bioty a krajiny, přičemž mohou v omezené míře reprezentovat přirozeně probíhající procesy v tomto prostředí (Lindenmayer, Franklin 2002). Tyto území poskytují vhodné prostředí pro přežívání ohrožených organismů, optimální podmínky zde naleznou



i ty organismy, které jsou citlivé na některé lidské zásahy v krajině. Velkoplošně chráněná území nám umožňují vyhodnocovat dopady antropogenní činnosti a hledat tak možnou rovnováhu mezi ochranou přírody a lesním hospodařením (Franklin 2002).

Přínosy maloplošně chráněných území mohou být podstatné právě pro ochranu jiných typů stanovišť a druhů, které se ve velkoplošně chráněných území nevyskytují, nebo jsou v těchto území jen velmi málo zastoupeny. Zajišťují ochranu vodních a vodou ovlivněných stanovišť. V neposlední řadě zajišťují ochranu nebo poskytují záchytné místo pro biotu migrující kulturní krajinou (Lindenmayer 2002). Z pohledu úrovně biodiverzity platí pravidlo: čím je vyšší rozmanitost stanovišť, tím je větší biodiverzita. Což platí jak pro přirozeně rozdílné typy stanovišť v krajině i v lese, tak pro dynamické změny způsobené hospodařením v krajině a v lesích (Remeš, Bílek 2014). Podle autorů Lindenmayera a Franklina (2002) je pro ochranu biodiverzity nutné dodržet základní opatření strategie dlouhodobého plánování v lesních ekosystémech a podpořit maximální zachování a udržení propojenosti krajiny, což zahrnuje pečlivé plánování revitalizací krajiny, infrastruktury a samotného způsobu hospodaření v lesích. Důležitým prvkem je rovněž udržení heterogenity krajiny v podobě biokoridorů, litorálních porostů a ponechané vegetace na odtěžených plochách. Opatření ochrany biodiverzity mohou zahrnovat také prodloužení doby obmýtí, využití přirozených disturbancí, vhodné prostorové a časové umístění těžebních ploch (Lindenmayer, Franklin 2002). Důležité opatření, které je pro přírodě blízké lesní hospodářství nezbytné, autoři popisují jako udržení rozmanité porostní struktury, dodržení druhové pestrosti a rozmanitosti i při obnově porostů. Důležitým prvkem je maloplošné hospodaření s důrazem na ponechání stromů s dutinami, (v současném hospodaření není vůbec běžné vyloučení stromů s dutinami z mýtných těžeb), nebo stromů pro biodiverzitu jinak hodnotných (Lindenmayer, Franklin 2002). Jako zajímavý způsob podpory přírodních procesů v přírodě blízkých lesních ekosystémech můžeme považovat podporu antropické disturbance (požár, destrukce porostu) jako managementového opatření, což je autory vysvětlováno jako inspirace v přirozených disturbancích a procesech. Je

nutno říci, že v tomto případě je zapotřebí použití individuálního modelu v závislosti na místních klimatických podmínkách a podmínkách prostředí.

## **2.2 Mapování biotopových stromů**

Biotopové stromy můžeme chápat jako stromy staré, s vysokým významem pro biodiverzitu lesů a můžeme je označit jako důležité organismy a ekologické struktury v lesích (Lindenmayer a kol. 2012). Biotopové stromy představují většinou velké a stárnoucí stromy (živé, odumírající, včetně mrtvého dřeva) s množstvím specifických habitatů, které mohou podporovat biologickou rozmanitost v zalesněné krajině střední a severní Evropy (Lindenmayer a kol. 2012). Habitus starých stromů reflektuje dlouhodobý vývoj stromu jako jedince v daném prostředí a jeho změny, jejichž výsledkem mohou být např. vyduté kmeny a mohutné koruny (Franklin 2002). Struktury starých lesů představují staré porosty - stromy, ve kterých se v důsledku jejich stáří vyvinuly specifické habitaty a mikroklima, které je odlišuje od mladých porostů (Nordén, Appelquist 2001). Druhové bohatství v lesích je podmíněno výskytem tzv. struktur starých lesů (Nordén, Appelquist 2001) více v kapitole 2. 3., význam biotopových stromů pro biodiverzitu. Tyto struktury sehrávají také několik důležitých rolí od ukládání velkého množství uhlíku, až po poskytování klíčových stanovišť pro faunu a floru. Některé tyto role nemohou být nahrazeny žádným jiným organismem (Lindenmayer 2009). Zachovalé struktury biotopových stromů s větší intenzitou výskytu mohou být lovecké obory, parky, světlé lesy, pastviny a stromořadí – staré aleje (Horák a kol 2014). Lánská a Žehuňská obora patří mezi nejvýznamnější útočiště bioty světlých lesů, jejich historie sahá do středověku. Obory byly vždy před těžbou dříví chráněny (Čížek a kol. 2016). V lesním prostředí jsou významné struktury starých lesů zastoupeny převážně v chráněných územích. Doposud zjištěné informace o mapování struktur starých lesů a biotopových stromů v hospodářských porostech naznačují, že informací o mapování je zatím k dispozici velmi málo. O strukturách starých lesů, na rozsáhlém území lesních porostů se standardním lesním hospodařením, bez ohledu na skutečnost, zda je vlastníkem stát nebo právnické a soukromé osoby,

toho nevíme mnoho (Hofmeister a kol. 2014). Dle národní inventarizace lesů, tvoří podíl stromů s výčetní tloušťkou větší jak 79 cm v průměru 0,1% všech stromů silnějších než 7 cm ve všech lesních porostech v ČR a to včetně chráněných území ([www.uhul.cz](http://www.uhul.cz)) Výsledky národní inventarizace lesů, založené na relativně malých inventarizačních plochách, mohou být vzhledem k prostorově a nepravidelně rozloženým strukturám biotopových stromů nepřesné a lze tedy shrnout, že nemáme žádné kvantitativní informace o strukturách biotopových stromů v hospodářských lesích (Hofmeister a kol. 2014). Inventarizace, která se ve vybraných segmentech brdských lesních porostů uskutečnila, potvrdila předpoklad absence výskytu mrtvého dřeva větších rozměrů. Pozitivním výsledkem byl výskyt živých stromů velkých dimenzí, který je neobvyklý pro situaci hospodářských lesů. Studie ukázala, že druhová i prostorová struktura starých porostů je sice hospodařením velmi zjednodušena, ale i tak lze říci, že se zde fragmenty biotopových stromů stále nachází. V početnosti převládá buk, ve výčetní tloušťce jedle, smrk a okrajově jsou zastoupeny jilm horský, javor klen, mléč a jasan. (Hofmeister a kol. 2014).

Významné mapování biotopových stromů v rámci ČR se uskutečnilo na Břeclavsku od Pálavy, až po soutok řeky Moravy a Dyje. Tato oblast je cenná z mnoha hledisek, mezi které patří lesnictví, myslivost, krajinářství a ochrana přírody (Čížek, Hauck 2008). Studie ukázala, že toto území můžeme hodnotit jako nejdůležitější lesní komplex pro zachování biologické rozmanitosti ČR. Vyskytuje se zde rozmanitá biota, která je v České republice ojedinělá. Tyto organismy jsou často existenčně vázány na staré biotopové stromy, které v lužních lesích jihomoravského Podyjí jsou v počtech na jiných místech nevídaných (Čížek, Hauck 2008). Inventarizace starých stromů v oboře Soutok se uskutečnila v roce 2006 pod vedením AOPK a Entomologického ústavu AV ČR. Jednalo se o pravděpodobně nejrozsáhlejší výzkum tohoto typu, který se v ČR v posledních letech uskutečnil. Byla zmapována celá oblast EVL Soutok v Podyjí, kde jsou tyto stromy nejpočetnější. Cílovou skupinou stromů byly stromy solitérní, nebo stromy rostoucí v malých skupinách, s průměrem kmene alespoň 40 cm. V lesních porostech pak stromy výrazně starší než okolní porost a s četností mikrostanovišť, jejichž habitus prozrazoval, že se jedná o pozůstatky starého a řídkého pastevního

lesa. Celkem bylo inventarizováno 607 stromů. Dřevina s největším zastoupením byl dub, který převládal ve většině velikostních kategorií. Nejpočetněji zastoupené duby byly v kategorii průměru kmene od 120 do 160 cm. Z celkového počtu dubů, kterých bylo 412, je většina (54%) po smrti, 8% dubů odumírá, 25% jedinců je s výrazně sníženou vitalitou a pouze 14 % dubů je v relativně dobrém zdravotním stavu. Inventarizace biotopových stromů v oboře Soutok bohužel ukázala, že budoucnost bioty s vazbou na tyto stromy je velmi nejistá. Mnoho vhodných stromů v příštích desetiletích uhynie a mladé stromy, které by tyto klíčové staré stromy mohly nahradit, prakticky neexistují. Klinerová a kol. (2012) mapovali staré porosty v Polabí a Doupovských horách, přičemž studie byla zaměřena na diverzitu cévnatých rostlin v těchto porostech a následně porovnána s diverzitou cévnatých rostlin v porostech mladých. Dle autorů bylo zjištěno, že ve starých porostech Polabí díky nízké půdní reakci, omezenému přísunu živin a silnému korunovému zápoji, je ve starých porostech výskyt cévnatých rostlin výrazně omezen oproti porostům mladším s malým korunovým zápojem.

Vliv mrtvého dřeva na biodiverzitu v norských boreálních lesích zkoumal (Sverdrup-Theygeson a Lindenmayer 2003). Předmětem zkoumání byly padlé kmeny s odhadem stáří 200 – 300 let ponechané samovolnému vývoji. Jako klíčový parametr pozitivního vlivu na biodiverzitu se ukázalo stáří mrtvých kmenů, resp. jejich stádium rozkladu a množství těchto kmenů v porostu.

(Irmeler a kol. 2010) mapoval porosty v severním Německu ve vztahu k diverzitě saproxylického hmyzu. V lesních porostech (> 130 let) byla zjištěna, v porovnání s porosty mladšími (< 130 let), výrazně vyšší diverzita tohoto hmyzu. U některých druhů se jevila důležitost velikosti porostu.

V ČR zatím nemáme k dispozici kompletní data o lesích a místech, kde se biotopové stromy a mrtvé dřevo z pohledu podpory biodiverzity nachází. Rámcovou představu nám ale může poskytnout webová adresa ([www.pralesy.cz](http://www.pralesy.cz)) kde je možné získat informace o přírodě blízkých lesích v chráněných územích v rámci ČR. Zajímavým projektem je program „Nová bezzásahová území“, který začal v roce 2002 a je formulován ve smlouvě o spolupráci mezi LČR s. p. a

AOPK ČR, při vymezení bezzásahových území v lesích a zajištění jejich monitoringu.

Metodický postup tohoto výzkumu sestává ze dvou částí – sběr dat na inventarizační síti trvalých kruhových ploch o výměře 500 m<sup>2</sup> na jádrovém území o výměře 1 ha, kde je polohově zaměřena kompletní stromová situace. Kombinací těchto dvou typů dat můžeme získat jak informace o lokalitě jako celku, tak studovat prostorovou dynamiku lesa na jádrovém území. Zatím co tato metodika se uplatňuje především v chráněných územích a přírodě blízkých lesích, lze se domnívat, že by za určitých okolností mohla být použita i pro porosty hospodářské.

Obdobou českého webu pralesy.cz je např. ve Švédsku tzv. „stromový portál“ ([www.artdatabanken.se](http://www.artdatabanken.se)), což je akční program pro zvláště chráněné stromy v kulturní krajině, a je místem pro shromažďování informací o biologicky nebo historicky cenných stromech a snaží se zvýšit a vizualizovat znalosti o těchto stromech u laické veřejnosti. Shromažďuje informace o stromech biologicky hodnotných a to zejména starých dubů a borovic z důvodu jejich četnosti. Švédský stromový portál v úvodu uvádí informaci o tom, že Švédsko má překvapivě velký podíl v rámci evropského množství starých stromů, hlavně dubu a v severní části Švédska pak velmi starých borovic. Informace, které jsou na tomto webu dostupné, mohou vypovídat o tom, že část vědecké, ale i laické veřejnosti ve Švédsku si uvědomuje důležitost starých stromů. Jako základní moto web uvádí tyto informace: „Máme mezinárodní odpovědnost chránit tyto stromy, aby mohly být i nadále využívány ptáky, lišejníky, houbami a zůstaly zachovány pro další generace“. Zvláštností tohoto systému je fakt, že po registraci, mohou data ukládat lidé z řad veřejnosti. Mohou tak dávat podněty pro ochranu dosud neznámých a neprozkoumaných stromů. Aby bylo zajištěno, že se jedná o korektní informace, jsou data před zveřejněním přezkoumána odbornými pracovníky stromového portálu, kteří si vyhrazují právo na změnu a přezkoumání zadaných dat. V přílohách této práce jsou pomocí histogramů zobrazeny počty stromů a diferenciace tloušťkových stupňů dle jednotlivých taxonů (BK; BO; DB), které uvádí a eviduje švédský stromový portál na ochranu starých stromů.

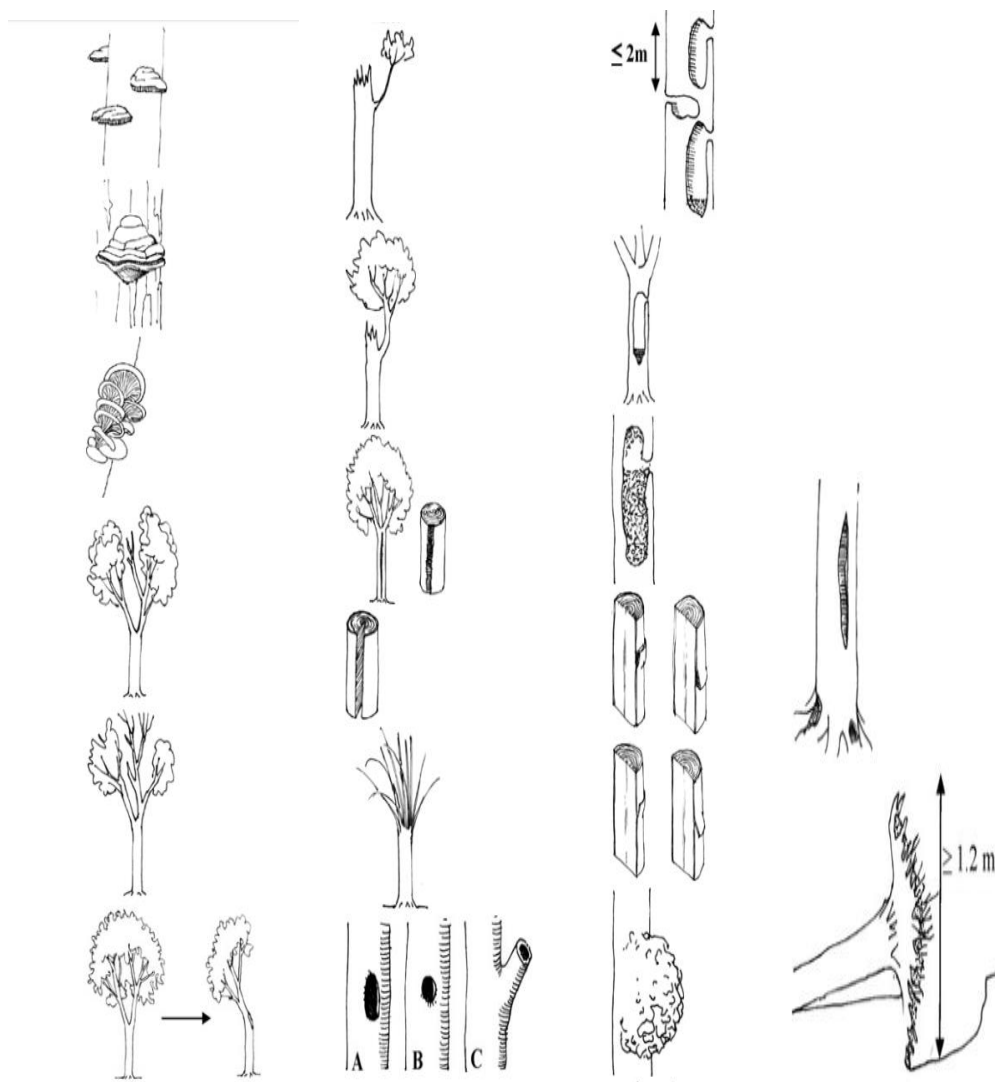
### 2.3 Význam biotopových stromů pro biodiverzitu

Biotopové stromy plní klíčové ekologické role a staly se důležitou součástí kulturní identity mnoha lidí a národů po celém světě (Dafni 2006). Mají ekologickou i kulturní hodnotu (Thauitsa 2008). Hostí mnohé druhy se specifickými nároky na stanoviště typické pro staré stromy (Nordén, Appelqvist 2001). Poskytují příležitosti k hnízdění většiny ptáků, které nemohou být v žádných ekosystémech plně nahrazeny hnízdními budkami (Lindenmayer 2009). Podporují výskyt lišejníků, mechů, dřevokazných hub, brouků (Pilskog 2016, Lindenmayer 2003), epifyty rostoucích cévnatých rostlin (Ranius 2002). V některých částech světa i netopýrů (Hartel a kol. 2014). Vhodné podmínky pro přežívání těchto organismů poskytují stromy se sníženou vitalitou, zlomenou korunou nebo kmenovou dutinou, což je obvykle způsobeno působením dřevokazných hub a hmyzu (Jonsell a kol. 1998, Franklin a kol. 2002). Tyto organismy jsou zvláště náchylné vůči disturbancím a stresovým podmínkám, jejich výskyt může narušit a ovlivnit i malé narušení kontinuity porostu v podobě pronikajícího světla, nebo snížené vlhkosti (Gauslaa, Solhaug 1996). Procesy dekompozice stromu jsou ideální podmínky pro tvorbu mikrostanovišť (Winter a kol. 2005). Hlavním indikátorem starých bukových porostů v Evropě může být houba Troudnatec kopytovitý (*Fomes fomentarius*), (Müller-Using, Bartsch 2003). Jedná se o bílou hnilobu dřeva, která rozkládá polysacharid (celulózu), infekce má za následek rozložení kmene do 3 – 6 let (Winter a kol. 2005). Dalším indikátorem může být troudnatec pásovaný (*Fomitopsis pinicola*). Jedná se o tzv. hnědou hnilobu dřeva, pomocí enzymů štěpí celulózu a lignin, infikovaný strom podléhá rychlé dekompozici. Známé jsou rovněž pozitivní vztahy mezi těmito houbami, ptáky a brouky (Belmain a kol. 2002), (Johansson a kol. 2006). Přínosy, které pro brouky a ptáky představují rozpadající se houby, popisuje (Jonsell a kol. 1998, Jackson 2004). Hluboké praskliny starých stromů jsou využity netopýry pro hnízdění (Grindal 1999, Psyllakis, Brigham 2006). Dutiny ve větvích využívají ptáci (Carlson a kol. 1998). Počet stromových dutin koreluje

s početností ptáků v lesích, počet dutin tak může fungovat jako ukazatel diverzity ptactva (Mikusinski a kol. 2001). Dutiny obecně patří mezi nejcennější mikrostanoviště, jelikož hluboké dutiny vytváří mikroklima vhodné pro mnoho organismů (Moöler 2005). Autoři Dietz a Frank (1994) zmiňují dutinu 140 let starého buku, ve které našli cca 900 netopýrů. Dutiny jsou nepostradatelné také pro rozmnožování páchníka hnědého (*Osmoderma eremita*) a dalších druhů brouků (Ranius 2002). Tvorba dutin je přímo závislá na věku dřevin a může trvat velmi dlouho, více jak 100 let u douglasky tisolisté (*Pseudotsuga menziesii*), (Franklin 2002), až 200 let u dubu letního (*Quercus robur*), (Ranius a kol. 2009). Podkorní kapsy starých stromů jsou bohaté na živiny, představují úkryt pro mnoho brouků a pavouků (Moöller 2005). Podkorní kapsy jsou využívány také nočním hmyzem, např. Podkornice obecná (*Aradus betulae*) která se živí houbou *Fomes fomentarius* využívá podkorní kapsy jako úkryt před denním světlem (Grindal 1999). Cenným stanovištěm mohou být tree water holes tzv. dendrotelmy (dutiny kmenů nebo pařezů naplněné dešťovou vodou), nebo zdvojený kmen, tzv. dvoják či polykormon (růstová forma rostlin s několika oddělenými nadzemními částmi, které ale ve skutečnosti vyrůstají z jediného podzemního systému).

Studie, kterou prováděla Winter a kol. (2007) v Německu, hodnotí a definuje výčet mikrostanovišť, které jsou typické pro přírodě blízké bukové lesy a hodnotí jejich význam pro výskyt ohrožených organismů. Ve studii bylo posouzeno 571 buků v porostech, do kterých je hospodářsky zasahováno a porovnáno s tzv. referenčními porosty buku, ve kterých se hospodářsky nezasahuje. Představují tak ideální podmínky pro rozvoj mikrostanovišť. Více než (80%) stromů v hospodářském porostu mělo pouze jedno mikrostanoviště, zbylých 20 % mělo maximálně pět mikrostanovišť na jeden strom. V referenčních porostech byl výskyt jednoho až sedmi mikrostanovišť na každém stromu a celkově 250 mikrostanovišť na 1 ha. V hospodářském porostu dosahoval počet mikrostanovišť na 1 ha. necelou polovinu. V referenčních porostech byly navíc nalezeny plodnice hub *F. fomentarius*, dále u (< 50%) stromů zlomy větví, korunové zlomy, sekundární koruny, štěpy, hluboké kmenové dutiny, dutiny ve větvích, zlomy kmene, dendrotelmy a podkorní kapsy. Stromy infikované houbou *F. pinicola* byly v obou porostech jen sporadicky. Nejčastěji zastoupeným

mikrostanovištěm v obou porovnávaných porostech byla chybějící kůra. Výrazně vyšší procento zastoupení mikrostanovišť bylo zaznamenáno u referenčních porostů (Winter a kol. 2007).

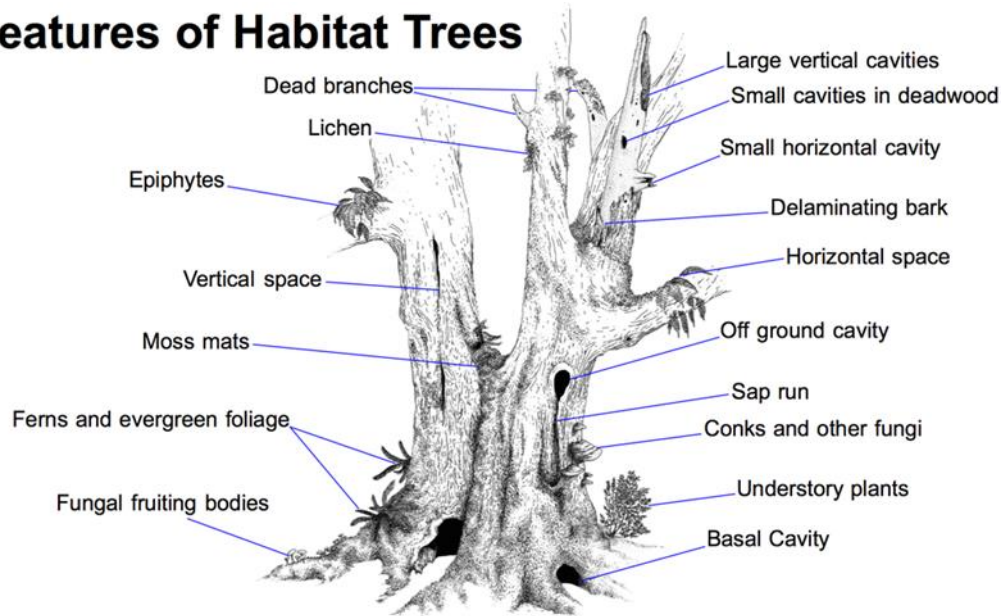


**Obrázek 1.** Významné typy mikrostanovišť biotopových stromů.

Zdroj: S. Winter, G.C. Moöller / *Forest Ecology and Management* 255 (2008)



## Features of Habitat Trees



**Obrázek 2.** Staré stromy nabízejí rozmanité podmínky pro přežívání bioty. Zdroj: <http://www.arboriculture.international/environmental/> (2017).

Biotopové stromy s velkým objemem jsou v porovnání s méně objemnými stromy větším přínosem pro biodiverzitu, jelikož stromy méně objemné nenabízí některá mikrostanoviště, typická pro velké a staré stromy, kterými může být hluboce rozpraskaná kůra, jíž je zapotřebí pro uchycení a přežívání mechů (Thor a kol. 2010, Lindenmayer a kol. 2009, Bače 2016). Především u buku je stáří stromu důležité, jelikož mladé stromy mají hladkou kůru, která neumožní vhodné podmínky pro uchycení těchto organismů (Winter a kol. 2008). Autoři Silva a kol. (2010) uvádějí, že v některých ekosystémech biotopové stromy nemusí být vysoké, ani nemusí dosahovat příliš velké výčetní tloušťky, ale i tak zastávají důležité ekologické role. Lze se domnívat, že toto tvrzení je do značné míry závislé na typu biomu a druhu stromu. Vzhledem k tomu, že v určitých biotopech stromy s DBH > 50 cm zcela chybí, mohou klíčové ekologické role nahrazovat stromy menších dimenzí s hrubší kůrou.

Autoři (Lindenmayer a kol. 2009, Bače 2016, Thor a kol. 2010, Čížek, Hauck 2008, Kraus, Krumm 2013) zdůrazňují důležitost objemu biotopových stromů, potažmo mrtvého dřeva a ukládají větší ekologický přínos právě stromům

objemným a to z důvodu větší stability vlhkosti, teploty a delší době, po kterou plní funkci mikrostanoviště. V případě mrtvého dřeva je proces dekompozice a tím pádem i délky doby kdy může sloužit jako mikrostanoviště ovlivňován, zejména vlhkostí, teplotou, poměrem O<sub>2</sub> a CO<sub>2</sub> v prostředí, způsobem odumření a druhem dřeviny (Bače 2016). Dřevina s nejdélší dobou dekompozice je dub, rychlejší dobu rozpadu má smrk, borovice a nejrychlejší rozpad ze jmenovaných dřevin má buk (Bače 2016). Čím déle umožníme velkému a starému stromu umírat a rozpadat se, tím více může hostit saproxylických organismů (Ranius a kol. 1997).

Mezi významné hostitele biotopových stromů patří i saproxylický hmyz (páchníci, zlatohlávci, roháči, tesařici). Saproxylické organismy (saproxylobionti) jsou druhy, které jsou v některé části svého vývoje závislé na mrtvém (odumřelém) a tlejícím dřevě v různém stupni rozkladu nebo na jiných saproxylických organismech. Nejvýznamnějším faktorem ovlivňující výskyt saproxylických organismů je druh dřeviny, převážná většina rodů stromů má své monofágní druhy bezobratlých, ale také dřevokazných hub (Bače 2016).

Červený seznam ohrožených druhů České republiky (Farkač J., Král J., & Škorpík M. 2005) zmiňuje krasce *Eurythyrea quercus*, *Anthaxia deaurata*, *Anthaxia hackeri*, *Anthaxia tuerki* a zařazuje tyto bezobratlé do kategorie kriticky ohrožených druhů. Jako nejohroženějšího zástupce naší fauny můžeme označit krasce *Eurythyrea quercus* jehož larvy se vyvíjejí v osluněném mrtvém dubovém dřevě bez kůry (Čížek 2014, Hauck 2008). Dalším zástupcem těchto bezobratlých je páchník hnědý (*Osmoderma eremita*), který žije v dutinách starých dubů a tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*) rovněž žijící ve starých dubech na hranici mrtvého a živého dřeva. Oba tyto druhy potřebují živé osluněné stromy (Ranius a kol. 1997). Výskyt těchto druhů je vázán převážně na staré mohutné stromy, dokáží osidlovat i stromy menší, ale v těch se vylíhne zpravidla jen několik jedinců brouků, které nezajišťují dlouhodobé přežití populace (Hauck 2008).

## 2.4 Úbytek biotopových stromů a jejich ohrožení

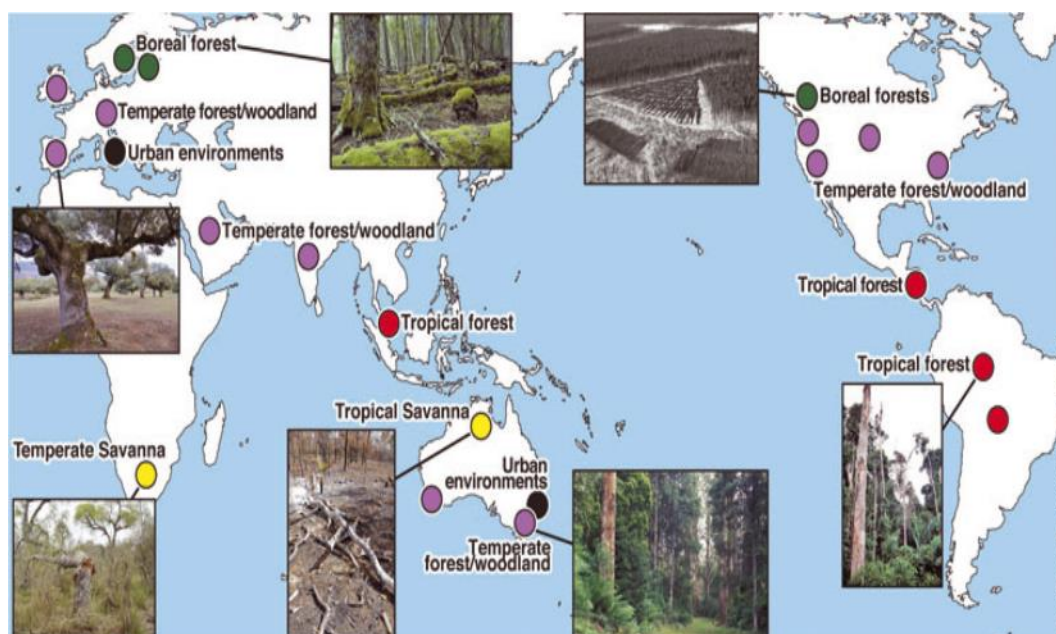
Někteří autoři (Lindenmayer a kol. 2012, Linder, Ostlund 1998, Maron, Fitzsimons 2007, Čížek, Hauck 2008, Driscoll a kol. 2000, Allen a kol. 2010), zabývající se ohrožením biotopových stromů se shodují, že v celosvětovém měřítku jsou biotopové stromy velmi ohrožené organismy. Jsou náchylné k vyhynutí a reprezentují tak ekosystémové ohrožení. Lindenmayer a kol. (2013) prezentují ve své studii obavy o populaci biotopových a starých stromů, která prokazatelně trpí úbytkem v různých ekosystémech planety. Případy rozšířené mortality biotopových stromů jsou také detailně monitorovány autory (Van Mantgem a kol. 2009, Allen a kol. 2010). Biotopové a velké staré stromy jsou často záměrně odstraňovány při těžbě dříví (Linder, Ostlund 1998), (Gibbons a kol. 2010, Franklin 2012), nebo jsou těženy (Maron 2007), jako palivové dříví kvůli velkému objemu dřevní hmoty (Driscoll a kol. 2000). Významný úbytek biotopových stromů zapříčinilo zintenzivnění zemědělské činnosti a používání chemických postřiků (Maron, Fitzsimons 2007). Socio-ekonomické změny v České republice a doba zemědělské kolektivizace (přeměna soukromého zemědělství na společné) v Československu od roku 1948, způsobila rozsáhlé ničení starých alejí, cest, sadů, úvozů a přirozeně se vyskytujících hodnotných biotopů (Miklín a kol. 2016). Za příčinou úbytku biotopových stromů v lesích stojí také moderní lesní hospodářství, které v 19. a 20. století převedlo extenzivně obhospodařované řídké pastevní lesy na pravidelné lesní celky, s alespoň částečně změněnou druhovou skladbou a hustým zápojem porostu (Miklín a kol. 2016). Pasečný hospodářský způsob, který převažuje v hospodářských lesích, je pro udržení biotopových stromů nevhodný (Hofmeister a kol. 2014). Hlavním problémem nedostatku biotopových stromů v evropských hospodářských lesích je přerušování vývojového cyklu lesa ve fázi jeho ekonomické zralosti. Předčasná těžba znemožní biologický vývoj a přirozené stárnutí lesa (Kraus, Krumm 2013). Za dobu ekonomické zralosti bychom v České republice mohli považovat věk porostu 114 let, tento věk představuje průměrnou dobu obmýtí (UHUL). Další častou příčinou úbytku mohou být zvláště v současnosti, klimatické extrémy a sucho (Allen a kol. 2010, Nepstad a kol. 2007). V některých ekosystémech mohou

být stromy v důsledku klimatických změn citlivé na choroby a napadeny dřevokazným hmyzem (Palik a kol. 2011). Úbytek starých stromů se týká i městské zeleně, popisují ho autoři (Carpaneto a kol. 2010), jelikož v urbanizovaném prostředí hrozí přímé nebezpečí při odlomení větví nebo zřícení stromu a tak jsou stromy preventivně odstraňovány. Ohrožení saproxylického hmyzu v okolí Říma uvádí ve své studii (Carpaneto a kol. 2010), došlo k němu v důsledku vykácení vhodných stromů pro přežívání tohoto hmyzu. V některých ekosystémech mohou být příčinou úbytku lesní požáry a řízené vypalování lesů, za účelem odstranění lesní půdy a zřízení plantáží zemědělské půdy (Lindenmayer a kol. 2012, Linder 1998). Některé požáry mohou zničit celé kohorty (soubor jedinců stejnověkové struktury populace), čímž je způsobena ztráta mladých a středně starých stromů (William 1999). Rychlý úbytek biotopových stromů bude mít negativní dopad na ekosystémové procesy a persistenci druhů, závislých právě na těchto stromech (Lindenmayer 2013) a na zvyšující se koncentrace uhlíku v ovzduší (Laurence 1997).

Gibbons a kol. (2010) prezentují tzv. dočasné vyhynutí starých stromů, což je doba mezi úhynem nebo ztrátou starých stromů a jejich obnovou. Doba dočasného vyhynutí může být 50 – 300 let, do jisté míry je tato doba závislá na druhu stromu, délce růstu a reprodukci. Pokud s dočasným vyhynutím starých stromů vyhyne i biota, která jejich semena přenáší, může být populace starých stromů odsouzena k zániku. Jak je to již dnes zdokumentováno v tropických pralesích (Janzen 1986).

Kompletní úbytek stromů s průměrem kmene větším jak 50 cm pozorujeme v lesích švédské tajgy a to i přes to, že výskyt v těchto lesích byl odhadován na 38 – 77 stromů na 1 ha. plochy ještě před sto lety (Linder a kol. 1998). V severských lesích s výskytem douglasky tisolisté, kde probíhá pravidelná těžba, je hustota stromů s průměrem vyšším než 63,5 cm menší než 1% ze zbývajících nevytěžených lesů (Wilhere 2003). Dle studie uvedené v předešlém textu je nevyhnutelný rapidní úbytek starých stromů, zejména dubů a jilmů i v Podyjí na Břeclavsku. Hrozí tak zásadní ochuzení biologické rozmanitosti naší země (Čížek, Hauck 2008). Rovněž (Hofmeister a kol. 2014) v příštích desetiletích předpokládá

pokles početnosti starých porostů v Brdech, který může vést k jejich úplné likvidaci v důsledku nevhodného hospodářského způsobu. Autorka (Winter a kol. 2005) upozorňuje na ohrožení stanovišť přirozeného výskytu bukových lesů v Evropě. Jako nejvíce ohrožené považují (Bohn, Weber 2000) bukové lesy, které jsou ovlivněny nížinou Atlantiku a potenciálně rozšířené ze severní Francie, tzn. jih Velké Británie, na severu Německa, Dánska a Švýcarska, Polska a jižního Švédska. V Evropě existuje 600 až 700 000 ha bukových lesů, což představuje maximálně 10 % původního rozšíření buku. Velká část těchto lesů je v Německu (Winter a kol. 2005).



**Obrázek 3.** Příklad lokalit kde dochází k rychlému úbytku biotopových stromů. Týká se všech kontinentů (zdroj: D. Lindenmayer, [www.fabinet.up.ac.za](http://www.fabinet.up.ac.za)).

## 2.5 Podpora přírodě blízkých porostů v hospodářských lesích

Většina světových lesů je využívána k mnoha účelům, které mají často protichůdné cíle, nejčastěji je ve vzájemném střetu intenzivní lesní hospodářství zaměřené na produkci dříví a ochrana biologické rozmanitosti lesů (Gustafsson a kol. 2012). Tyto konflikty často vedou k zařazení lesů do kategorií pouze hospodářských, nebo pouze rezervací (Freer-Smith, Carnus 2008). Intenzivní hospodaření v lesích způsobilo zjednodušení struktury lesních porostů (Puettmann a kol. 2009). Má tak velmi blízko k modelu průmyslového zemědělství, pro které je zjednodušení charakteristické (Smith a kol. 1997). Na základě kompromisu mezi trvale udržitelným lesním hospodářstvím a ochranou přírody, funguje přístup přírodě blízkého lesnického hospodaření tzv. „retention forestry“. Tento přístup můžeme definovat jako hospodaření založené na dlouhodobém zachování struktur a organismů při těžbě, jako jsou živé i mrtvé stromy a malé plochy strukturně bohatého lesa, jehož kontinuita bude podporovat ekologické funkce a biologickou rozmanitost (Gustafsson a kol. 2012). Tento přístup se v posledních 25 letech objevuje jako varianta multifunkčního lesního hospodářství (Gustafsson a kol. 2012). (Franklin a kol. 2002) zdůrazňují, že lesnické přístupy by měly být více přizpůsobeny přírodním procesům. Většina světových lesů by měla i v budoucnu poskytovat mimoprodukční i produkční funkce lesa na vyvážené úrovni (Thompson a kol. 2011), včetně biotopů potřebných pro lesní organismy (Lindenmayer, Franklin 2002). Většina soukromých a veřejných majitelů lesů bude muset řídit lesní hospodářství tak, aby poskytovalo ekosystémové a sociální služby v souladu s ekonomickými aspekty lesního hospodářství (Gustafsson a kol. 2012).

Přístup retention forestry se prakticky začal využívat v 80. letech minulého století na severu USA a v Kanadě pod názvem „new forestry“. Postupem času se tento přístup osvědčil, našel oporu v legislativě ve státech Kalifornie, Oregon, Washington a Britské Kolumbii, odkud se rozšířil na východ USA a do zbytku

Kanady (Gustafsson a kol. 2012). V Evropě se přístup jako první uplatnil v boreálních lesích Švédska, Finska a Norska, přičemž je dnes uplatňován ve všech lesích. Dále ho přijaly pobaltské státy a před 10 lety Německo, kde je uplatňován na 50 % lesní půdy (Gustafsson a kol. 2012).

Sjednocujícím rysem přístupu retention forestry je, že během těžby jsou důležité objekty a organismy záměrně neporušeny a ponechány na místě (Franklin a kol 1997). Ponechání biologicky hodnotných struktur lesa má za následek posílení ekosystémových služeb a přijetí těžby jako přirozené součásti lesního hospodářství laickou veřejností (McDermott a kol. 2010), dále pak zlepšení estetiky vytěžených porostů (Shelby a kol 2005), zlepšení přirozené obnovy porostu pod clonou ponechaných dřevin (Bauhus a kol. 2009), zachování propojenosti krajiny (Kouki a kol. 2001). Podle Gustafsson a kol. (2010) je důležité ponechat jako minimum 5 – 10 % z celkového těžného objemu dříví pro dosažení požadovaných cílů je ale dobré ponečovat porostů značně více, přičemž je nutné dodržet vhodné prostorové uspořádání ponechaných struktur, aby se usnadnilo rozptýlení organismů. V tomto rozsahu ponechané struktury lesa podpoří půdní organismy a mykorhizní houby (Martikain a kol. 2006), mohou snížit účinky klimatických jevů (Outerbridge, Trofimow 2009). Přednost v ponechání by měly dostat staré a velké stromy, mrtvé stromy, stromy s dutinami a prvky, které se obecně vyvíjí dlouhou dobu a proto jsou v intenzivně řízených lesích vzácné, jelikož stromy v hospodářských lesích jsou poměrně mladé, když dosáhnou optimální produkční hodnoty a jsou vytěženy (Rosensvald, Lohmus 2008), (Gustafsson a kol. 2010). Ponechané stromy tak poskytují pomyslný „záchranný člun“ pro mnoho organismů (Chan-McLeod, Moy 2007).

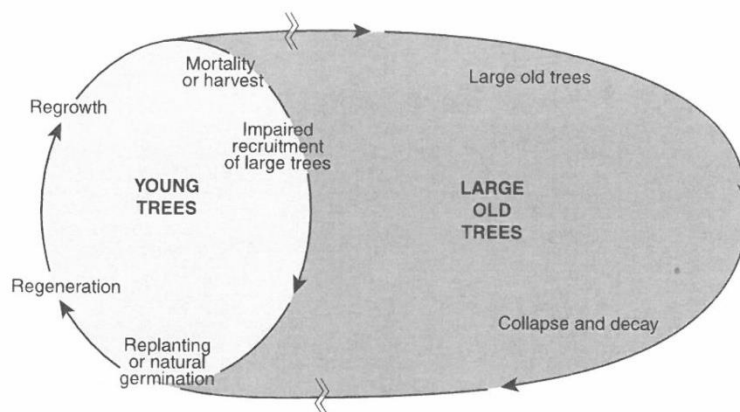
Udržitelné lesní hospodářství retention forestry podporuje politické nástroje, kterými může být certifikace lesů třetí stranou (McDermott a kol. 2010). Normy pro certifikaci lesů používají retention forestry jako hodnotící kritérium udržitelnosti. Jako příklad certifikace lesů můžeme uvést Radu lesního hospodářství FSC (Forest stewardship council) a Radu certifikace lesů systémem PEFC (Programme for the Endorsement of Forest Certification schemes), (Gustafsson a kol. 2010). Certifikace FSC je obzvláště důležitá pro podporu

lesního hospodářství v tropických lesích, jelikož více než 80% tropických lesů je spravováno soukromými subjekty (Sheil a kol. 2010). V některých státech Kanady nebo v Norsku je retention forestry zakotveno v lesnické legislativě, vlastníci lesů v těchto zemích však nemají možnost čerpat dotace jako náhradu za ušlý zisk, který jim způsobí ponechání části těžného porostu. Odlišná situace je ve Finsku a Německu, kde vlastníci lesů mají možnost žádat kompenzaci ušlého zisku od státu (Auld a kol. 2008). Poměr plochy certifikace lesů FSC/PEFC v České republice a ve světě udává tabulka 1.

Tab. 1. Plochy certifikace lesů

Území certifikace	PEFC	FSC
Svět	249 mil. ha	174 mil. ha
Česká republika	1 826 356 ha	50 184 ha

Zdroj: *Certifikační systémy v lesnictví*, Ing. Andrea Pondělíčková, LDF MENDELU Brno, (2013).



Obrázek 4. Konceptní model, který pomocí zlomových bodů v diagramu znázorňuje narušení přirozených procesů vývoje a stárnutí stromů. Většina mladých stromů je v hospodářských lesích vytěžena ve fázi ekonomické zralosti porostu. Zdroj: David Lindenmayer, Fenner School of Environment and Society, Australian.



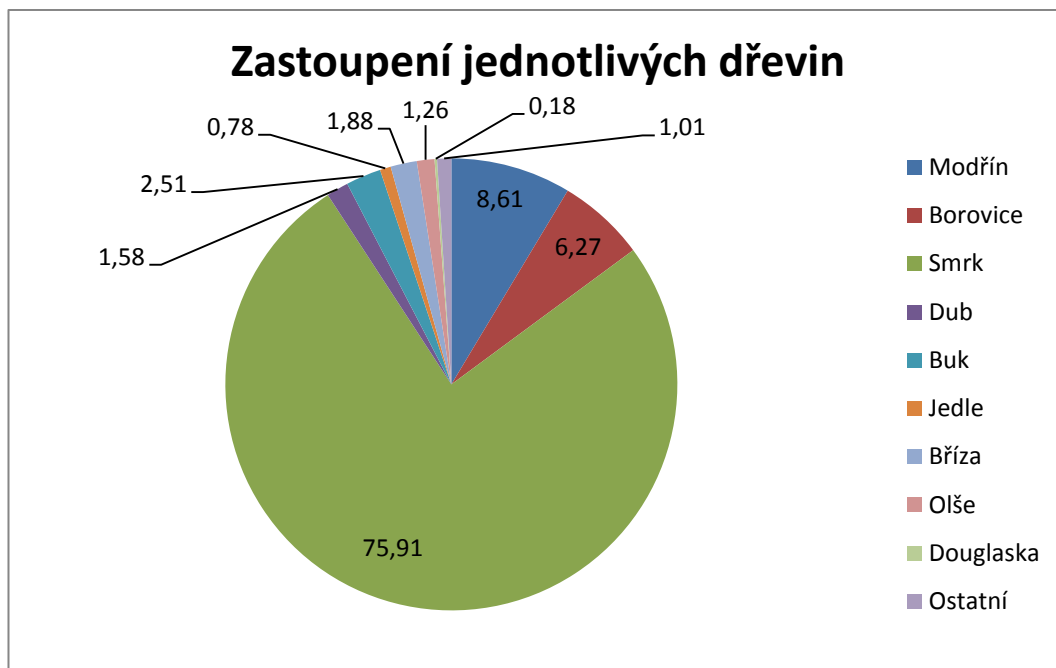
### 3 Charakteristika prostředí zkoumané oblasti

#### 3.1 Přírodní podmínky v CHKO Brdy

Brdský masiv někteří geologové a přírodovědci označují jako „hory uprostřed Čech“ (Cílek a kol. 2016). V současné době jsou Brdy nejmladší chráněnou krajinnou oblastí (CHKO) v České Republice, CHKO byla vyhlášena 1. 1. 2016 nařízením vlády č. 292/2015 Sb., o CHKO Brdy, po téměř 90. letém působení armády ČR. V roce 1929 zde byla zřízena dělostřelecká střelnice a prostor o rozloze cca 26 000 ha uzavřen veřejnosti. Tato skutečnost byla příčinou vzniku některých ekologicky hodnotných stanovišť, kterými je převážně bezlesí. Jinak je tomu v případě stanovišť lesních. Hodnotné lesní porosty, které se na území vyskytovaly, byly z velké části vytěženy, nebo stále těženy jsou a to i za existence CHKO Brdy. Dnešní CHKO zaujímá 345 km<sup>2</sup> s lesnatostí cca 86 %, jak zmiňují Oblastní plány rozvoje lesů (OPRL). Můžeme tak Brdy považovat za jedny z nejrozsáhlejších lesních porostů ve vnitrozemí. Největší část lesů je vlastněna státem, zbytek lesů, a to zejména v jižní části území, je vlastněn církví. Lesnický v Brdech hospodaří VLS s. p. Organizační strukturou jsou, lesní správa (LS) Obecnice, Strašice, Mirošov, Nouzov a Správa služeb Mirošov.

Převažujícím lesním vegetačním stupněm (dále jen LVS) je 4. LVS. Rozpětí nadmořské výšky je 350 – 865 (m. n. m.) Roční těžba dříví činí 170 – 190 tis. m<sup>3</sup>, z toho harvesterová těžba převažuje s 60 – 70 % nad těžbou motomanuální. Podíl nahodilých těžeb za posledních patnáct let je cca 15 %. Roční odstřel spárkaté zvěře se pohybuje okolo 1 000 ks. V zastoupení jednotlivých dřevin na území CHKO Brdy převládají jehličnaté dřeviny, dominuje smrk ztepilý (*Picea abies* [L.] Karst), dále jen smrk, se zastoupením 75,91 %, modřín opadavý (*Larix decidua* Mill.), dále jen modřín s celkovým zastoupením 8,61 %, borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.), dále jen borovice, se zastoupením 1,88 %, buk lesní (*Fagus sylvatica* L.), dále jen buk, se zastoupením 2,51 %, dub zimní (*Quercus petraea*

Matuschka), dále jen dub, jedle bělokorá (*Abies alba* Mill.), dále jen jedle, olše lepkavá (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn), dále jen olše, douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii* Mirb.), dále jen douglaska se zastoupením 0,18 %, ostatní dřeviny tvoří zastoupení 1,01 %. Grafické zobrazení zastoupení současné dřevinné skladby v Brdech je možné vidět v následujícím grafu 1.



**Diagram 1.** Podíl zastoupení jednotlivých dřevin v CHKO Brdy (%).

(Zdroj: VLS s. p., data k roku 2015).

### 3.1.1 Režim ochrany

V současné době je územní ochrana celého území CHKO Brdy zajištěna ochrannými podmínkami § 26 zákona a nařízením vlády, kterým bylo CHKO vyhlášeno. Dále jsou vyhláškou MŽP vymezeny ochranné zóny I., II., III., IV., které by měly umožnit rozdílný způsob ochrany s ohledem na jeho přírodní hodnotu. Podle MŽP by mělo být lesnické hospodaření prováděno v celém území podle zón ochrany tak, aby se zachoval a zlepšoval jejich přírodní stav, a byly zachovány a podporovány optimální ekologické funkce v daném území (Dorňák,

Zelenka 2015). Toto „zlepšování přírodního stavu“ však pro případ biotopových stromů neplatí, jelikož mnohé fragmenty starých porostů a biotopové stromy nejsou v zonaci zohledněny. Biotopové stromy, které se v porostu vyskytují jen jednotlivě, často nepodléhají žádné ochraně a poměrně intenzivně vlivem těžby mizí. Cílená těžba biotopových stromů je evidentní v celé modelové oblasti a není v souladu se zájmy ochrany přírody a ochrany biodiverzity lesů obecně.

Území ochrany v I. zóně zaujímá pouze 1,5 % celkového území a byly do něj zařazeny nejzachovalejší části lesních porostů s přírodě blízkou druhovou skladbou, odpovídající stanovištním podmínkám s bohatou a diferencovanou strukturou růstu a odpovídajícím stářím porostu. Režim ochrany ve II. zóně zaujímá 11,6% území, jsou zde zahrnuty porosty s pestrou druhovou skladbou, vyšším podílem stanovištně původních dřevin a částečně fragmentovanou věkovou a prostorovou strukturou. Tato zóna je charakteristická výskytem buku lesního, jedle bělokoré, na prameništích a podmáčených stanovištích pak olše lepkavé. Na klimaticky podmíněných lokalitách a v inverzních údolích se můžeme setkat s výskytem zonálních smrčín. Území II. zóny zahrnuje také geomorfologické lokality, kde je částečně zastoupena přírodě blízká druhová skladba dřevin.

V zóně ochrany přírody I. a II. je lesnické hospodaření omezeno pouze v zákazu používání intenzivních technologií hospodaření, které by mohly zapříčinit negativní ekologické změny a snížit biologickou rozmanitost. Dále v zákazu šíření geograficky nepůvodních druhů. Lze se domnívat, že tato skutečnost však nepředstavuje pro lesnické hospodaření v Brdech výrazné omezení.

Zóna ochrany III. má největší rozlohu v rámci území a to 84,4 % jedná se o kulturní a hospodářské porosty se zastoupením nejčastěji smrku ztepilého nebo borovice lesní a modřínu opadavého. Zřídka jsou pak zastoupeny vtroušené dřeviny jilm horský (*Ulmus glabra* Hudson), dále jen jilm, javor horský (*Acer pseudoplatanus* L.), dále jen javor a bříza bělokorá (*Betula pendula* Roth), dále jen bříza. V souvislosti s touto zónou je stanovena bližší ochranná podmínka vztahující se na lesnické hospodaření a činnosti, které by mohly negativně ovlivnit vodní režim podzemních i povrchových vod. Pro tento případ je nutné žádat

souhlas orgánu ochrany přírody. zóna ochrany IV. s rozlohou 2,5% odpovídá dřevinné skladbě zóny ochrany III.

### **3.1.2 Historie lesnického hospodaření v Brdech a vývoj vegetace**

Lesy v České republice byly během posledního tisíce let pod stále narůstajícím vlivem lidské činnosti. Díky tomu se ve střední Evropě nenacházejí původní antropogenně neovlivněné lesní ekosystémy. Zůstaly tu pouze zbytky starých polopřirozených lesů, které vytváří malé, mnohdy atypické ostrůvky na nepřístupných či velmi chudých stanovištích. Často je k dispozici jen málo informací o jejich věkové struktuře, strukturální heterogenitě a prostorové textuře (Rozas 2006).

Při pohledu na recentní skladbu brdských lesů je zřejmé, že se jedná především o rozsáhlé smrkové hospodářství, až na výjimky. Brdy pokrývají souvislé lesní porosty, jejichž druhová skladba byla nepochybně ovlivňována již od středověku. Výrazné pozměnění druhové skladby lesů přineslo 17. a především 18. a 19. století, kdy si nástup moderního lesního hospodářství vyžádal rozkvět hutního průmyslu na Podbrdsku. V důsledku toho bylo prosazeno hospodaření s jehličnatými dřevinami, zejména smrkem (Fišer a kol. 2015). Lze se domnívat, že smrk byl dominantně rozšířen především díky svému rychlému růstu, pro který se užívalo 100 leté obmýetí (Nožička 1957) a také kvůli snadnější obnově např. oproti jedli. Dalšími důvody pak mohlo být snadnější pilařské zpracování smrku a jeho vlastnosti oproti listnatým dřevinám.

Specifikem přirozené skladby brdských lesů byl, a dodnes je, výskyt dubu zimního až do nejvyšších poloh okolo 800 m. n. m., a hojný výskyt jedle bělokoré (Fišer a kol. 2015). Podle údajů, které uvádí Agentura ochrany přírody a krajiny, dále jen AOPK, v původních porostech převažoval buk lesní a jedle bělokorá, hojný byl také dub zimní. V okolí exponovaných stanovišť se vyskytovala borovice lesní a na podmáčených stanovištích a ve vyšších polohách pak smrk ztepilý. V historických popisech jednotlivých panství a velkostatků hospodařících v Brdech v 17. a 18. století je jedle uváděna jako nejrozšířenější dřevina. S jedlí

jako s hlavní dřevinou se setkáváme též v tzv. separačním popisu z roku 1830 zejména v řadě mýtných a přestárlých porostů rožmitálských revírů Roželov, Štěrbina, Huť, Nepomuk a Vranovice (Tlapák 1984). Z popisu těchto porostů je zřejmé, že se jednalo o staleté stromy, které bychom z našeho pohledu a přístupu mohly označit jako stromy biotopové.

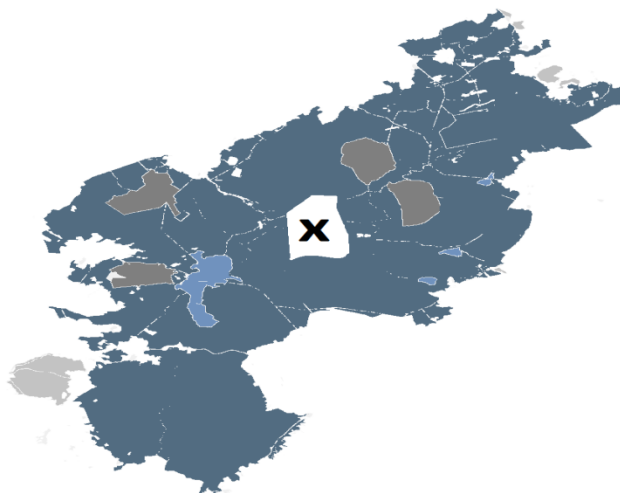
Zemský zeměměřič J. A. Kolbe, který v roce 1756 vypracoval na hořovickém panství první hospodářskou úpravu lesů, odhadl v těchto lesích zásobu dříví a uvádí, že zdejší lesy byly z poloviny tvořené jehličnany, a to převážně jedlí, následoval pak dub s vtroušenými dřevinami, dále smrk a borovice (Nožička 1957). Jako nejpřesnější informaci o původním složení brdských lesů lze dle mého názoru považovat antrakologickou analýzu uhlíků z brdských milířů vzniklých v letech 1425 – 1813, kterou provedl (Bobek 2008). Autor dělí data do deseti typů, přičemž každý tento typ reprezentuje nejčastěji zastoupený druh dřevin v konkrétní lokalitě, např.: *Fagus-abies-picea* typ; *Salix*-typ; *Betula*-typ; *Abies*-typ; *Abies-pinus* typ; *Carpinus*-typ; *Picea*-typ; *Quercus-pinus*-typ; *Quercus*-typ; *Fagus*-typ. Vzorky z této analýzy prozrazují exaktní informace i o méně významných dřevinách, které v historických záznamech a hospodářských knihách nebyly zaznamenány, nebo se nedochovaly. Jsou to dřeviny, suťových lesů, měkkého a tvrdého luhu, např. javor, habr, jasan, lípa, vrba, bříza, olše.

Obecně lze říci, že pro druhové složení lesů je důležitým faktorem způsob obnovy lesa. V počátcích obnovy porostů se uplatňovala síje, polaření a až později obnova umělá. Polaření bychom dnešní terminologií mohli nazvat jako agrolesnictví, které umožňovalo pěstování brambor nebo obilovin na pasekách a ředinách a byl tak v prvních 2 - 3 letech potlačen růst buřeně (Samek 1961). Umělá obnova se používá od poloviny 18. století a je zmiňována již v lesních řádech z roku 1754. Postupný přechod od snadnější síje k umělé obnově nastal v druhé polovině 19. století (Nožička 1957). Lesní řády z roku 1756 doporučují pro snadnější obnovu ponechávat výstavky těch nejlepších stromů k přirozené obnově. Shrnutím těchto informací lze říci, že do druhé pol. 18. Století byla druhová skladba ovlivňována, ale nedocházelo k přímé přeměně lesních společenstev, záleželo tak na ekologických vlastnostech a možnostech

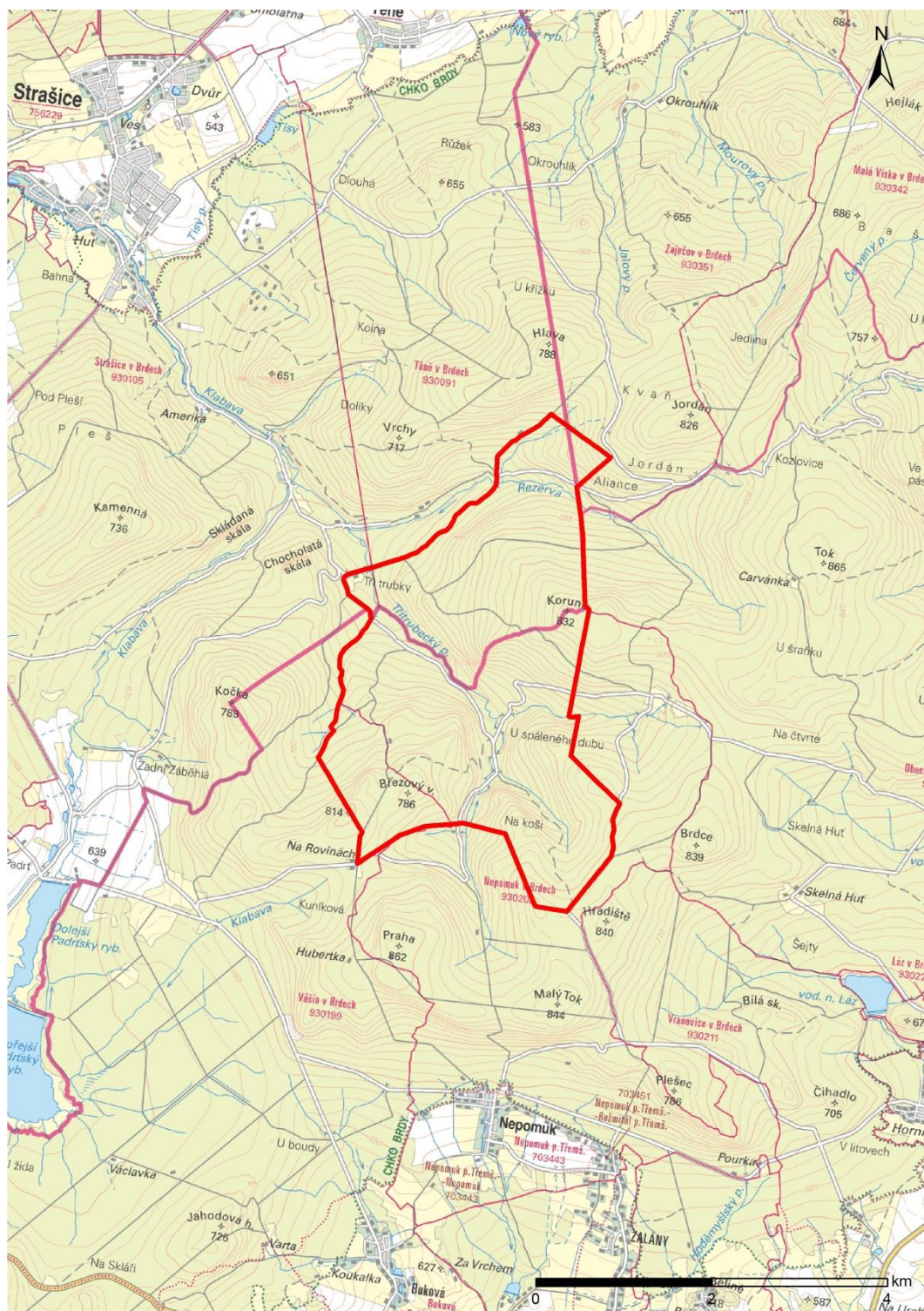
konkrétních dřevin, které se dokázali uplatnit v přirozené obnově. Od druhé pol. 19. století už se jednalo o cílenou přeměnu druhové skladby a moderní lesní hospodářství.

### 3.2 Zájmové území

Vybrané území se nachází v centrální části Brdského masivu, přírodní lesní oblast, dále jen PLO 7. Brdská vrchovina. Celé zkoumané území o ploše 1000 ha (10 km<sup>2</sup>) je charakteristické morfologicky členitým terénem a je vymezeno vrcholem Praha (862 m. n. m.) na jihu, na východě vrcholem Koruna (831 m. n. m.), na severu vrcholem Hlava (788 m. n. m.) a na západní straně vrcholem Kočka (789 m. n. m.). Údolím, které utváří výše zmíněné vrcholy, protékají dvě z hlediska vodního režimu Brd významné vodoteče, a sice Třítrubecký potok a Rezerva. Společně s řekou Klabavou, která tyto vodní toky dále sjednocuje, tvoří povodí řeky Berounky. Území bylo vymezeno v roce 2016, přibližně uprostřed CHKO Brdy, na základě dohody se společností Ekologické služby s.r.o., která mapování biotopových stromů započala v jiných částech Brd v roce 2014. Důvodem pro tyto práce byl rozsah lesních porostů, který je ve Středních Čechách unikátní a absence informací o přítomnosti biotopových stromů v tomto prostoru, pro který je od 1. 1. 2016 stanoven statut velkoplošně chráněného území CHKO.



Obrázek 5. Celé území CHKO Brdy, bíle označené území reprezentuje zkoumanou oblast o rozloze 10 km<sup>2</sup>. Zdroj: Ekologické služby s.r.o.



Obrázek 6. Přehledová mapa části území CHKO Brdy, červeně vymezený polygon reprezentuje zkoumanou oblast o rozloze 10 km<sup>2</sup>.

Zdroj: www.cuzk.cz (2017)

### **3.2.1 Pedologie a geomorfologie**

Na geologické stavbě území se účastní několik hornin různého stáří. Převažující postavení zaujímá brdské kambrium, které nalezneme na ploše cca 2/3 území CHKO Brdy. V rámci kambria převažují horniny bohatým podílem křemene, slepence a pískovce. Zhodnocením vztahu mezi horninami brdského podloží a rostlinami z hlediska živin a podmínek, které jim horniny poskytují, tak pravděpodobně nejchudší podmínky poskytují slepence a pískovce dále pak břidlice, které jsou ale zastoupené jen okrajově. Obecně lze říci, že území, ve kterém se zkoumaná oblast nachází, patří do nejchudších oligotrofních stanovišť a do značné míry se liší od jihozápadní části Brd, kde je složení bazických hornin odlišné a nápadně se projevuje na skladbě rostlinstva, jelikož reprezentuje jiné edafické podmínky.

Pedologie je podmíněna geologickým substrátem, který je reprezentován vysokým podílem svahových sutí. V příznivých terénech dochází k nahromadění jemnozrnných složek a utváří se tak oligotrofní půdy, převážně kambizem dystrická, na bohatších podkladech pak kambizem s neutrální reakcí PH. Na podmáčených stanovištích se můžeme setkat s oglejenými půdami, případně s humusovými podzoly, které mají tendenci k rašelinění.

### **3.2.2 Klimatické podmínky**

Brdy představují nejchladnější místo v rámci Středních Čech, to je pravděpodobně dáno svou nadmořskou výškou a mírou zalesnění. Souhrnné údaje o teplotách a atmosférických srážkách udává (Cílek a kol. 2005), což je průměrná roční teplota nejvyšších poloh Středních Brd 5,0 – 5,5 °C a roční průměrný úhrn srážek 750 – 800 mm. Z hlediska klimatického členění patří do oblasti chladné, podoblast CH7 s průměrnou teplotou v měsíci lednu -3 až -4 °C a v červenci 15 až 16 °C s průměrně 120 – 130 srážkovými dny. Úhrn srážek ve vegetačním období je 500 – 600 mm, v mimovegetačním období pak 350 – 400 mm. Z pohledu

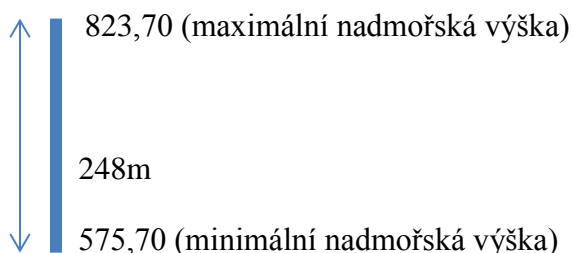


fytogeografického členění řadíme Brdy do oreofytika, tedy do extrazonální oblasti horské květeny (Domin 1926), případně do mezofytika, přičemž dochází k mísení těchto dvou pásem a uplatňuje se zde tzv. vegetační zvrát a pronikání teplejšího klimatu do vyšších poloh.

### 3.3 Lesní vegetační stupně (LVS) v zájmové oblasti

LVS vyjadřuje rozdílnost bioty v závislosti na změně klimatu, nadmořské výšce a na expozici. Může být určitým ukazatelem pestrosti a druhové rozmanitosti lesních společenstev. V zájmové oblasti se vyskytují tři LVS a to, 4. Bukový, 5. Jedlobukový a 6. Smrkojedlobukový. LVS 5. Jedlobukový má s 80 % plochy největší zastoupení.

Nadmořská výška u všech nalezených a zaměřených objektů se pohybovala v rozmezí 575,70 – 823,70 m. n. m.



*Diagram 2. Rozsah nadmořské výšky*

#### 3.3.1 Diverzita souborů lesních typů (SLT)

Místa s výskytem měřených objektů jsou charakteristické následujícími SLT (dle typologického systému UHUL)

##### **4K1 - kyselá bučina**

Rozšíření: na zvlněných plošinách, svazích a hřebenech ve vyšší pahorkatině a vrchovině (plošně je dosud nevystižený přechod mezi 3K a 5K)

Půda: středně hluboká, čerstvě vlhká, typu KM<sup>0</sup>-d, někdy oglejená.

Lesní typ: (1) metlicový (*Deschampsia flexuosa*)

### **5K1; 5K3; 5K5 - kyselá jedlová bučina**

Rozšíření: nejrozšířenější soubor lesních typů v hercynské oblasti; vyskytuje se na zvlněných plošinách, svazích i plochých hřebenech ve vrchovinách a nižších polohách horských oblastí (450 - 650 m n. m.).

Půda: středně hluboká, čerstvě vlhká, často štěrkovitá, typu KM<sup>0</sup>-d.

Lesní typy: (1) metlicový (*Deschampsia flexuosa*)

(3) bikový s věsenkou nachovou (*L.luzuloides* + *Prenanthes purpurea*)

(5) mechový (*musci*) - chudé podloží

### **5S1 - svěží jedlová bučina**

Rozšíření: v horních částech i na bázích svahů, většinou svěží úpadliny, příp. úžlabiny; různá podloží v obvodu chudších hornin; oblast vrchovin a nižších horských poloh.

Půda: hluboká, čerstvě vlhká, dobře provzdušněná, typu KMm - KM<sup>b</sup>, chudší typy KM<sup>0</sup>.

Lesní typ: (1) šťavelový (*Oxalis acetosella*)

### **5N2 - kamenitá kyselá jedlová bučina**

Rozšíření: ve vrchovinách a nižších horských polohách; kamenité a balvanité svahy, vrcholy a kamenité terasy; na různém podloží.

Půda: středně hluboká, čerstvě vlhká, propustná, typu KM<sup>oe</sup> až RN.

Lesní typ: (2) se třtinou rákosovitou (*Calamagrostis arundinacea*)

### **5P1 - kyselá jedlina**

Rozšíření: vrchoviny a předhůří; zvlněné plošiny a spodní části mírných svahů; krystalinikum s překryvy sprašových a svahových hlín.

Půda: (písčito) hlinitá, vespod jílovitohlinitá, vlhkostně vyrovnanější typu PG (spíše PGt, který je méně vysychavý).

Lesní typ: (1) s bikou chlupatou (*Luzula pilosa*); má varietu s bezkolencem (*Molinia arundinacea*)

### **6K1 - kyselá smrková bučina**

Rozšíření: na chudším podloží vrchovin a nižších horských stupňů od 650 (na pískovci od 500) do 900 m n. m. nacházíme ji na různých svazích

(údolních i vrcholových), na méně zvlněných plošinách nebo hřbetech a v údolních dnech (inverze); pískovcové oblasti.

Půda: čerstvě vlhká, středně hluboká, typu KP s přechody do PZa.

Lesní typ: (1) metlicový (*Deschampsia flexuosa*) - variety: vrcholová a s borovicí

### **6M3 - chudá smrková bučina**

Rozšíření: převážně ve vrchovinách a nižších horských polohách; na plošinách, hřebenech i svazích; živinově chudá podloží.

Půda: středně hluboká, většinou písčítá a hlinitopísčítá, často i kamenitá, typu KMd, PZm až PZ<sub>h</sub> (např. kvarcit v Krušných horách).

Lesní typ: (3) s borovicí, někdy též brusinkový (*Pinus sylvestris*, resp. *Rhodococcus vitis-idaea*)

### **6N4 - kamenitá kyselá smrková bučina**

Rozšíření: ve vrchovinách a v horských polohách; kamenité a balvanité svahy a hřebeny.

Půda: středně hluboká, čerstvě vlhká, propustná, typu RN, KM<sup>o</sup>-d, popř. KPo.

Lesní typ: (4) šťavelový (*Oxalis acetosella*)

### **6P2 - kyselá smrková jedlina**

Lesní typ: (2) metlicový (*Avenella flexuosa*)

Rozšíření: převážně ve vrchovinách (Českomoravská, Brdská, Lužická, Karlovarská); zvlněné plošiny a mírné svahy a terasy; většinou chudší podloží a překryvy hlín.

Půda: střídavě zamokřovaná, ale vlhkostně vyrovnanější, hlinitá, vyjímečně i kamenitá, typu PKt, příp. PGo, vyjímečně FMg, FMm.

### **6O1 - svěží smrková jedlina**

Rozšíření: vrchoviny (v inverzních polohách i níže); báze svahů a plošiny; překryvy hlín na různém podloží.

Půda: hluboká, vespod jílovitá, střídavě vlhká (vlhkostně vyrovnanější), typu PGt - KMg.

Lesní typ: (1) šťavelový (*Oxalis acetosella*); má variantu se třtinou rákosovitou (*Calamagrostis arundinacea*) a skeletovou, která je přechodem o ochrannému lesu.

## 4 Metodika

### 4.1 Získání potřebných dat a informací

Pro zahájení terénního šetření bylo důležité získání mapových a datových informací z lesního hospodářského plánu (LHP) od lesnický hospodařícího subjektu na tomto území. Pro získání souhlasu s přístupem k těmto informacím bylo nutné oslovit VLS s. p., který na základě písemně odůvodněné žádosti udělil souhlas s vydáním žádaných dat LHP prostřednictvím Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů (UHUL). Se souhlasem získaným od VLS s. p. byl osloven UHUL, oddělení mapových a datových informací, a prostřednictvím jejich žádosti s přiloženým souhlasem VLS s. p. a přehledovou mapou, která vymezovala dané území, byly mapy a data vydány. Za tuto službu bylo UHUL zapláceno 1 000 Kč. Veškerá komunikace probíhala výhradně emailem a telefonicky, včetně zaslání mapových a datových informací ve formátu SHP a XML.

Pro vjezd automobilem do CHKO Brdy bylo vyžádáno povolení k vjezdu motorových vozidel, toto povolení bylo vydáno na RZ vozidla s platností 1 rok a následně o 1 rok prodlouženo.

Praktická část spočívala v terénním měření, které se uskutečnilo v létě roku 2016 a 2017. Celkový časový rozsah práce v terénu byl, cca 110 h. Území bylo prohledáno formou pochůzky jednou osobou, v náročném a členitém terénu byla pochůzka realizována ve dvou členné skupině tak, aby byla zabezpečena optimální praktická proveditelnost samotného měření a relevantní zaznamenávání datových informací o nalezených objektech. V případě dvoučlenné skupiny byla jedna osoba vedoucí a určovala výsledky měření. Druhá osoba zaznamenávala výsledky a parametry vyhodnocené osobou vedoucí. V případě prohledávání terénu pouze jednou osobou byly všechny úkony (posuzování, vyhodnocení, zapisování) prováděny touto osobou. Každému nalezenému objektu bylo přiděleno unikátní identifikační číslo, jeho poloha zaznamenána prostřednictvím GPS

a vyhotoven soubor kvalitativních a kvantitativních atributů zaznamenaných do papírového protokolu. Prozkoumaná oblast byla zakreslována do pracovní mapy a Orientace v terénu byla prováděna podle mapových podkladů. Pro přehlednost byla vybrána přehledová mapa v měřítku 1 : 50 000, a jednotlivé porosty byly vybírány podle mapy vytvořené v GIS, přičemž tato mapa vycházela z dat LHP. V mapě byla uvedena věková struktura jednotlivých porostů a porostních skupin na vybraném území o rozloze cca 10 Km<sup>2</sup>. Tato mapa byla vytištěna na formát A3 a z důvodu odolnosti proti povětrnostním podmínkám zalaminována.

## **4.2 Specifikace sledovaných hodnot a atributů**

Na celé ploše vymezeného území byly vyhledány následující objekty:

- živé stromy o výčetní tloušťce (1,3m) > 70 cm
- mrtvé stojící stromy o výčetní tloušťce (1,3m) > 70 cm
- mrtvé ležící stromy či jejich části o tloušťce > 50 cm a délce > 2 m
- pařezy o průměru > 90 cm v rovině řezu

U všech nalezených a výše zmíněných objektů byla zaměřena poloha zaměřovačem GPS a pořízen popis pro následující typy habitatů:

Pro jednotlivé sledované objekty byl zaznamenán soubor parametrů specifikující ekologickou hodnotu sledovaných objektů:

### **Živé stromy o tloušťce > 70 cm:**

- souřadnice zaměřené GPS,
- druh dřeviny,
- výčetní tloušťka,

- úhel sklonu kmene,
- výška stromu,
- výška nasazení živé koruny,
- vitalita, vývoj koruny,
- výskyt specifických mikrostanovišť,
- úplnost struktury koruny stromu,
- prostorový kontext stojícího stromu,
- lokalizační vazba,
- odhad oslunění (relativní světelný požitek) stromu.

**mrtvé stojící stromy o tloušťce > 70 cm:**

- souřadnice zaměřené GPS,
- druh dřeviny,
- výčetní tloušťka,
- výška stromu,
- výskyt specifických mikrostanovišť,
- prostorový kontext stojícího stromu,
- přítomnost kůry,
- odhadnuté stáří mortality,
- stadium rozkladu,
- lokalizační vazba

**mrtvé ležící stromy či jejich části o tloušťce > 50 cm a délce > 2 m:**

- souřadnice zaměřené GPS,
- druh,
- výčetní tloušťka na silnějším konci,
- výskyt specifických mikrostanovišť,
- přítomnost kůry,
- odhadnuté stáří mortality,
- stadium a architektura rozkladu,

**- pařezy o tloušťce > 90 cm v rovině řezu**

- souřadnice zaměřené GPS,
- druh,
- tloušťka pařezu v rovině řezu,
- odhadnuté stáří mortality,

Výsledky terénního šetření byly zpracovány do přehledných tabulek dle jednotlivých typů objektů a map.

**Typy objektů** byly členěny do čtyř základních kategorií podle specifikace této metodiky a dále podrobněji dle tabulky 2.

**Tab. 2.** Tabulka typů objektů (včetně použitých kódů)

<b>živý strom o tloušťce &gt; 70 cm</b>	
ŽS	živý strom stojící (vč. pahýlů >1,3 m)
ŽP	živý strom stojící polykormon (včetně dvojáků)
ŽV	živý strom - vývrát či polovývrát, úhel 0-80°, patrný výzdvih kořenového koláče (vč. pahýlů >1,3 m)
<b>mrtvý stojící strom o tl. &gt; 70 cm</b>	
MS	mrtvý strom stojící (vč. pahýlů >1,3 m)
MV	mrtvý strom - vývrát či polovývrát, úhel 0-80°, patrný výzdvih kořenového koláče (vč. pahýlů >1,3 m)
<b>mrtvý ležící strom či jeho část o tl. &gt; 50 cm a délce &gt; 2 m</b>	
MZ	mrtvý strom ležící – zlom (neobsahuje kořen)
MR	mrtvý strom ležící – řez (neobsahuje kořen)
<b>pařezy o tl. &gt; 90 cm v rovině řezu</b>	
PR	pařez v původní poloze vzniklý řezem (skácením) pod výčetní výškou 1,3 m
PZ	pařez vzniklý zlomem stromu pod výčetní výškou 1,3 m v původní poloze
PV	pařez vyvrácený s dělicí rovinou v podobě řezu či zlomu, délka kmene nepřesahuje 1,3m
PX	pařez, kde vzhledem ke stadiu rozkladu nelze identifikovat podrobnosti specifikující předchozí kategorie

**Druh dřeviny** je uveden standardními lesnickými zkratkami (číselník ÚHUL).

**Prostorový kontext stojícího objektu** byl zaznamenán dle kritérií uvedených v tab. 3 a ve výsledcích značen symboly zde uvedenými.



**Tab. 3.** Klasifikace prostorového kontextu (včetně zvolených symbolů)

S	soliterní objekt obklopený dlouhodobě bezlesím územím (louky, skalní sutě apod.),
A	strom v alejích
V	výstavek, kdy větší část koruny je nad úrovní korun stávajícího lesa
P	strom z větší části v úrovni porostu kompaktního či různě fragmentovaného
X	průseky, hranice prostorových hospodářských jednotek

**Lokalizační vazba** objektů byla zaznamenána v případě, že výskyt objektu byl prostorově vázán na určité specifické prostředí dle tabulky 4.

**Tab. 4.** Klasifikace lokalizační vazby objektů (včetně používaných symbolů)

Lesní cesty	
C1	zpevněná vozovka, min. šířka 3 m, celoroční provoz
C2	vozovka nezpevněná, min. šířka 2,5 m, alespoň sezonní provoz
C3	povrch obvykle nezpevněný, sjízdná pro traktory a obvykle pro terénní vozidla (vzdálenosti do cca 10 m)
V	břehy vodních toků a nádrží, M – výskyt je vázán na trvale zamokřené území
S	výjimečně skeletovitá skalnatá apod. stanoviště
O	jiné člověkem vytvořené objekty
L	bez zřetelné vazby

**Úhel sklonu kmene** byl uváděn jako největší úhel změřený příložným sklonoměrem pro živé stromy při odchylce  $> 10^\circ$  od svislice (tzn. při úhlu  $80^\circ$  a menším).

**Výčetní tloušťka / tloušťka mrtvého ležícího objektu na silnějším i slabším konci / tloušťka pařezu v rovině řezu:**

V případech stojících a nakloněných kmenů do úhlu 45°, kde bylo možné bez problémů určit polohu standardní výčetní výšky, bylo provedeno měření tloušťky v cm (průměr ze dvou měření ve vzájemně kolmých směrech s přesností na 1,00 cm) průměrkou Haglof ve výčetní tloušťce 130 cm. U objektů mrtvého dříví s vyšším stupněm rozkladu a nepravidelným průřezem byl uveden průměr pomyslného kruhu o stejné ploše.

**Výška živých stromů** byla zjišťována výškoměrem NIKON Forest s přesností 1,0 m.

**Vitalita, vývoj koruny živých stromů** byla klasifikována číselným kódem či kódem kombinujícím číslo a písmeno dle stupnic uvedených v tab. 5 a 6 (upravená klasifikace IUFRO).

**Tab. 5.** Klasifikace vitality živých stromů

1	velmi vitální (nadprůměrně), bujně rostoucí jedinec, plně vyvinutá koruna
2	normálně se vyvíjející, průměrně vitální jedinec, koruna může být potlačena
3	slabě vyvinutý a/nebo podprůměrně vitální jedinec, koruna může být silně potlačena
4	odumírající jedinec

**Tab. 6.** Příčiny snížené vitality živých stromů s odhadovanou vitalitou ve stupni 3 nebo 4

A	vzájemná fyzická konkurence stromů (v rámci vlastního patra vč. souvisejícího zástínu)
C	zástin korunami dřevin vyššího patra (není vertikální překryv korun posuzovaných a ovlivňujících dřevin)
D	výrazně nepříznivé podmínky substrátu (skelet, sucho, vlhko, případně související limitace živinami)
E	napadení hmyzem

F	Okus
G	Loupání
H	poškození těžbou a přibližováním dřeva
I	komplexní symptomy starých dřevin
J	jiné – specifikovat v poznámce, mohou to být poškození uvedená dále

**Délka ležícího mrtvého stromu** byla měřena pásmem či laserovým dálkoměrem (s asistencí dalšího člena skupiny) s přesností 0,1 m.

**Výška pařezu** byla měřena výsuvným metrem s přesností 0,01 m.

**Přítomnost kůry na mrtvém dřevě** byla odhadována jako procento povrchu popisované struktury pokryté kůrou.

**Stáří mortality mrtvých stromů** bylo odhadováno dle tabulky 7.

Tab. 7. Klasifikace stáří mortality mrtvého dřeva (stupně 1 až 4)

1	dřevina odumřelá v sezóně pozorování či předcházejícím roce
2	dřevina odumřelá před 3 až 5 lety
3	dřevina odumřelá před 6 – 10 lety
4	dřevina odumřelá před více než 10 lety

Pro objekty ležícího mrtvého dřeva byl odhadován **kontakt s půdou** vyjadřující jaká část délky kmene či větve je v přímém kontaktu s půdou (v %). Za kontakt s půdou se nepokládá styk prostřednictvím vlastního kořene.

**Výskyt specifických stanovišť a plodnic tvrdých hub** byl pro živé a mrtvé stojící stromy klasifikován kódem sestávajícím z kvalitativního kódu mikrostanoviště (viz tab. 9) a kvantitativního kódu jeho výskytu (viz tab. 10).

**Výskyt mechorostů a lišejníků byl pro živé stromy** určován odděleně pro 3 povrchy: a) kořenové náběhy (výška 0 až 0,5 m),

b) kmen (ve výšce 0,5 až 2 m)

c) kmen a větve nad 2 m výšky.

**Výskyt mechorostů a lišejníků na mrtvém dřevě** byl uváděn ve vztahu k povrchu celého objektu. Pokryvnost mechorostů a lišejníků byla odhadována dle stupňů Braun-Blanquetovy stupnice.

**Korunový zápoj** byl odhadován v % v olistěném stavu v prostoru do vzdálenosti několika (tří) nejbližších korun od popisovaného objektu (bodu, linie).

**Oslunění kmene** Odhad světelné propustnosti překážky (koruny jehličnatých a listnatých stromů) a následného oslunění kmene byl u opadavých dřevin vztahován k olistěnému stavu a odhadován na základě kódů v tabulce 8.

**Tab. 8.** Odhad oslunění kmene (včetně použitých kódů)

1	Plně osluněný kmen (bez překážek v oslunění)
2	Více jak 1/2 osluněného kmene (bez výrazných překážek)
3	Více jak 1/3 osluněného kmene (částečné přímé překážky)
4	Zastíněný kmen bez oslunění (přímé překážky)

**Tab. 9.** Kvalitativní kódy výskytu mikrostanovišť

Kód	Popis	Živé stromy	Mrtvé stojící stromy
A	výrazný náklon kmene (> 45°)	x	
B	výrazný ohyb kmene	x	
C	vícečetný kmen (rozvětvený nad úrovní výčetní výšky do výšky 7 m)	x	
D	příčný zlom kmene	x	X
E	podélné roztržení kmene	x	
F	velké rány na kmeni zasahující do dřeva, nezhojené a částečně zhojené	x	
G	větší plochy chybějící kůry na kmeni	x	X
H	trhlina v kůře (bez chybějící kůry) v délce alespoň 1 m	x	
I	podkorní kapsy (prostor mezi oddělenou kůrou je min. 5 cm široký a 2 cm hluboký)	x	X
J	zlomy větví 1. řádu u listnatých dřevin - čerstvé	x	
K	zlomy větví 1. řádu u listnatých dřevin - vyschlé	x	
L	Vstupy do dutin velké (průměr alespoň v jednom směru větší než 5 cm) v kmeni a větvích 1. řádu	x	X
M	Vstupy do dutin malé (potenciální hnízdo, průměr do 5 cm) v kmeni a větvích 1. řádu	x	X
N	dutiny v kmeni s minimálním obsahem troudu cca 8 l	x	X

O	dendrotelmy	x	X
P	nádorovité apod. výrůstky na kůře o ploše alespoň 2 dm <sup>2</sup>	x	
Q	silný výtok pryskyřice alespoň 1 m dlouhý	x	
R	kořenící větve	x	
S	výskyt epifyticky rostoucích cévnatých rostlin (vč. kapradin) ve výšce >2 m nad zemí	x	X
T	částečný vývrat kořenového koláče	x	X
U	plodnice troudnatce kopytovitého <i>Fomes fomentarius</i>	x	X
V	plodnice troudnatce pásovaného <i>Fomitopsis pinicola</i>	x	X
W	tvrdé plodnice jiných dřevokazných hub (>5cm nebo shluky >10 cm)	x	X

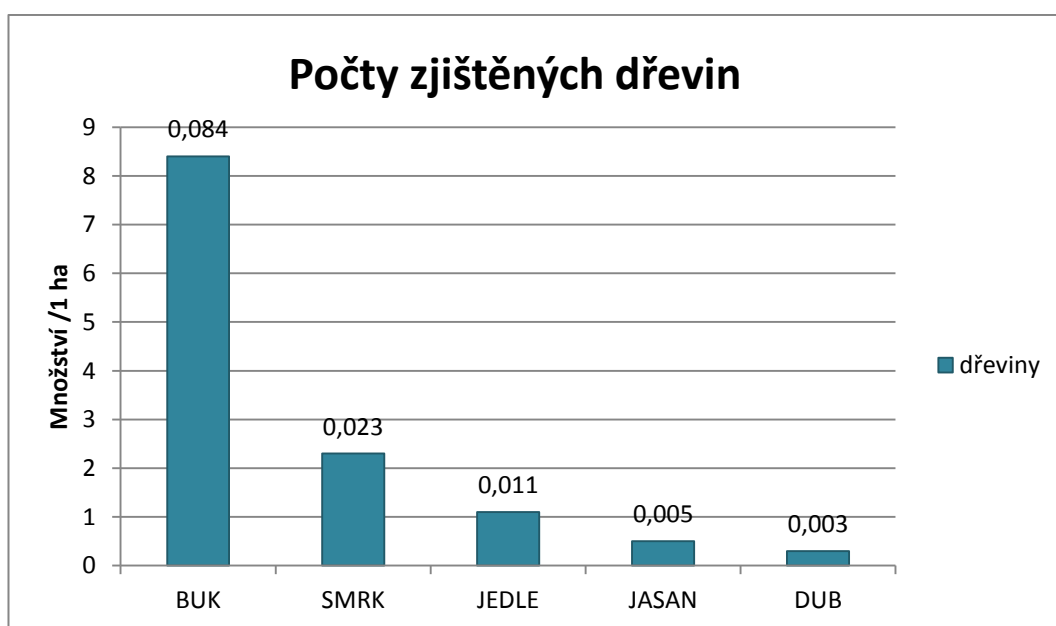
**Tab. 10.** Kvantitativní kód výskytu mikrostanovišť

0	žádný výskyt
1	jednotlivý výskyt (1-3), v případě mikrostanovišť E,F a G do 0,3m <sup>2</sup>
2	vícečetný výskyt (4-10), v případě mikrostanovišť E,F a G do 0,3 – 1m <sup>2</sup>
3	mnohačetný výskyt (>10), v případě mikrostanovišť E,F a G > 1 m <sup>2</sup>

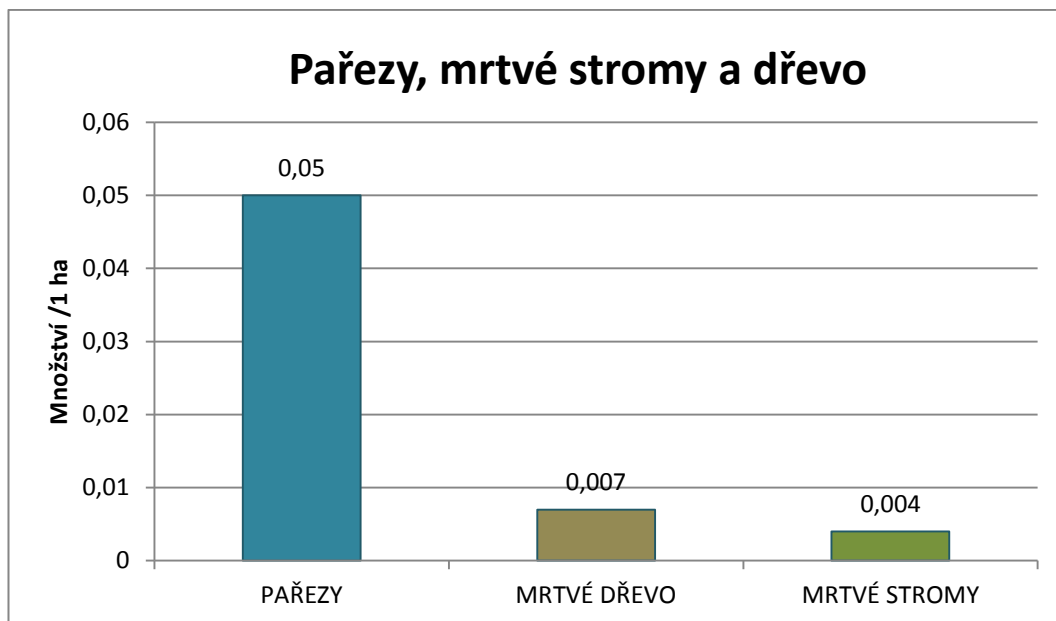
## 5 Výsledky

### 5.1 Nalezené objekty

V průběhu terénního šetření bylo nalezeno celkem 185 objektů (ŽS,MS,MD,P). Živých stromů s výčetní tloušťkou > 70 cm bylo nalezeno celkem 125, mrtvé stromy s výčetní tloušťkou > 70 cm byly nalezeny 4. Objekty mrtvého dřeva v délce > 2 m v počtu 7 ks a pařezy s průměrem > 90 cm na úrovni řezu byly nalezeny v počtu 50 ks. V početnosti převažuje buk, následuje smrk, jedle, jasan a dub. Mezi živými stromy bylo celkem 84 buků, 23 stromů smrku, 11 stromů jedle, 5 stromů jasanu a 3 duby. Srovnání početnosti jednotlivých druhů dřevin na 1 ha plochy znázorňuje následující graf 4.

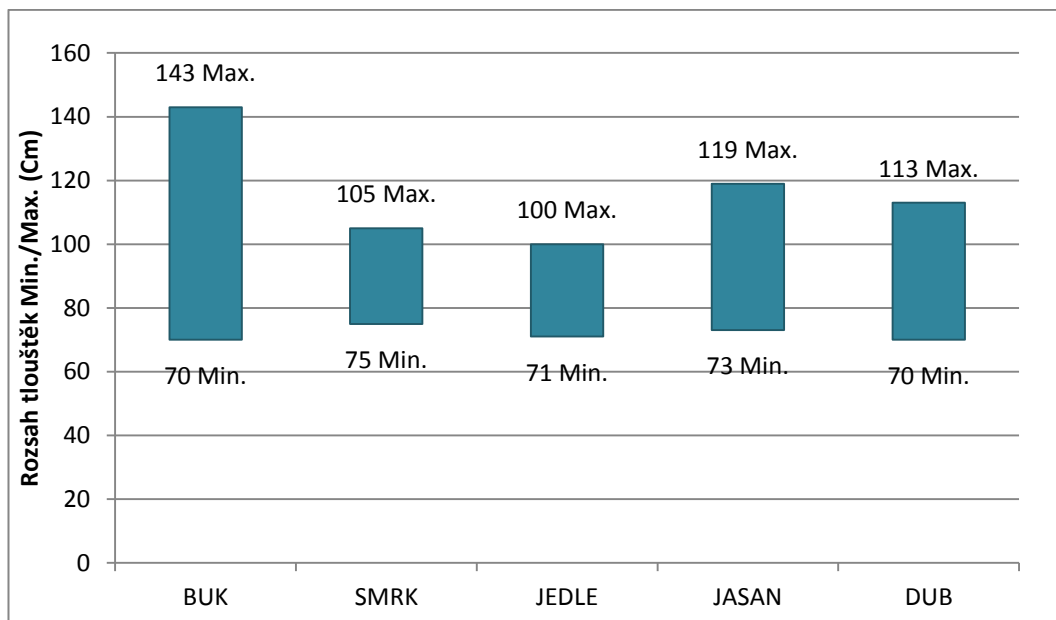


*Histogram 3. početnosti jednotlivých druhů živých stromů na 1ha.*



*Histogram 4. početnosti nalezených pařezů, mrtvých stromů a mrtvého dřeva na 1ha.*

Maximální výčetní tloušťka 143 cm byla naměřena u buku. Výčetní tloušťka neobjemnějšího jasanu byla 119 cm, u smrku 105 cm, u jedle 100 cm a u dubu 113 cm. Rozsah maximálních a minimálních výčetních tloušťek pro každou dřevinu je znázorněn ve sloupcovém grafu 5.

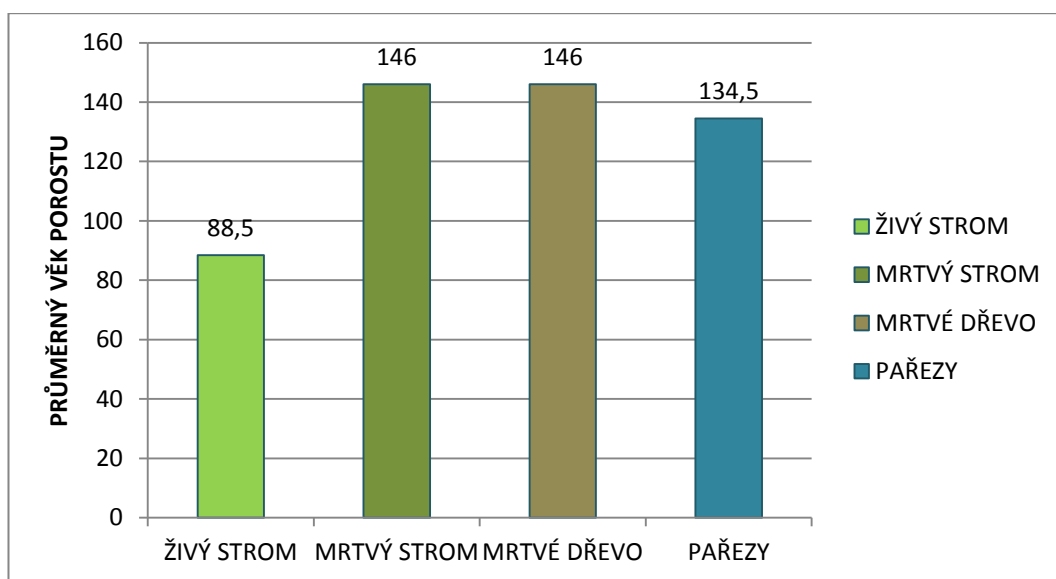


*Graf 5. Minimální a maximální rozsah výčetní tloušťky všech dřevin dle jednotlivých druhů (cm).*



## 5.2 Věková struktura měřených objektů

Věk porostních skupin, dále jen (PS) ve kterých se zjištěné objekty vyskytovali, byl zjišťován k roku 2017 a data byly čerpány z LHP. Data o věkové struktuře (průměrný věk) PS ve vztahu k jednotlivým objektům uvádí histogram 6. V případě živých stromů je průměrný věk PS s výskytem stromů s tl. >70 cm výrazně nižší než průměrný věk PS s výskytem pařezů, mrtvých stromů a mrtvého dřeva.



**Histogram 6.** Věková struktura zjištěných objektů dle LHP (průměrný věk porostu v roce 2017).

Příčinou je zjištění živých stromů s tl. >70 cm v PS s nízkým věkem v platném LHP. Nejmladší PS, ve které byl živý strom nalezen, byla 5 let a nejstarší PS byla 146 let. Měřené stromy v některých případech nalezeny často jako výstavky (celkem 15 stromů), tvořily hranice prostorových hospodářských jednotek, případně byly nalezeny na průseku (celkem 48 stromů). V případě výskytu výstavku, se pravděpodobně jednalo o pozůstatek porostu, který byl smýcen před několika lety, tyto PS byly ve věku 5 – 15 let a jednalo se již o obnovený, nebo zajištěný porost. Ze zjištěných poměrů je zřejmé, že v době tvorby dvou současných LHP (2009, 2012) byly porosty s nynějšími výstavky ještě nesmýceny.

### 5.3 Mapové podklady s výskytem nalezených objektů

V porostních mapách (mapa 7,8,9,10) jsou pomocí černých bodů zobrazeny jednotlivé nalezené objekty. Jedná se o porostní mapu, ve které jsou věkové stupně po 20 letech odlišeny barevně. Věk je určen podle nejstarší etáže. Z mapy 7 (živé stromy) je zřejmé, že prostorová distribuce starých porostů není kontinuální, pokud je zaznamenán výskyt >10 stromů, jedná se o shluky koncentrované na malém území. Jednotlivé výskyty objektů tvoří výstavky, hranice prostorových a hospodářských jednotek, případně stromy s vazbou na infrastrukturu nebo jiná člověkem vytvořená stanoviště.

V mapě jsou některé věkové stupně 141 – 160 let (tmavě zelená) a 121 – 140 let (fialová) s absencí výskytu živých stromů o tloušťce > 70 cm. Bylo zjištěno, že příčinou může být smýcení části porostu v několika předešlých letech, či se stromy s výčetní tl. > 70 cm se v těchto porostech nevyskytují, neboť bonita stanoviště není pro růst stromů příliš příznivá. Tento případ se projevuje zejména v jižní a jihozápadní části zkoumané oblasti.

Výjimkou nejsou případy, výskytu stromů s nepravidelnou distribucí (převážně buk) v úrovni nebo pod úrovní fragmentovaného korunového patra, kdy je zaznamenán výskyt >10 stromů o výčetní tl. >70 cm ve věkovém stupni 61 – 80 let (světle modrá), což je z mapových podkladů patrné. Tyto objekty LHP nezohledňuje.

V případě mrtvého dřeva (mapa 10) > 2m a mrtvých stojících stromů s tl. >70cm, kterých bylo nalezeno celkem 11, se věk v PS neliší, ve všech 11 případech se jednalo o porost, který byl v LHP evidován ve stáří 146 let.

Pro nalezené pařezy (mapa 9) s průměrem v rovině řezu > 90cm bylo zjištěno, že celkem 50 objektů se nachází v porostních skupinách s věkem v rozmezí 146 – 186 let. Jednalo se tedy o starší porosty a v případě věku 186 let o nejstarší porosty v LHP zájmového území. Nalezené pařezy byly v recentních porostech i v porostech smýcených a obnovených před několika lety. V případě recentních porostů byla struktura výskytu pařezin nekontinuální, jednalo se o jednotlivé nálezy způsobené pravděpodobně nahodilou těžbou poškozených nebo

odumřelých stromů. Opačná situace byla zaznamenána u pařezů v porostech smýcených v uplynulých 5 letech (již za současné platnosti aktuálního LHP), kde byl vícečetný a kontinuální výskyt, což je možné přisuzovat holosečnému hospodářskému způsobu, který je uplatňován na celém zkoumaném území. Často se jednalo o pařezy jedle, která již nebyla ve struktuře >10 stromů o tl. >70 cm nalezena vůbec.

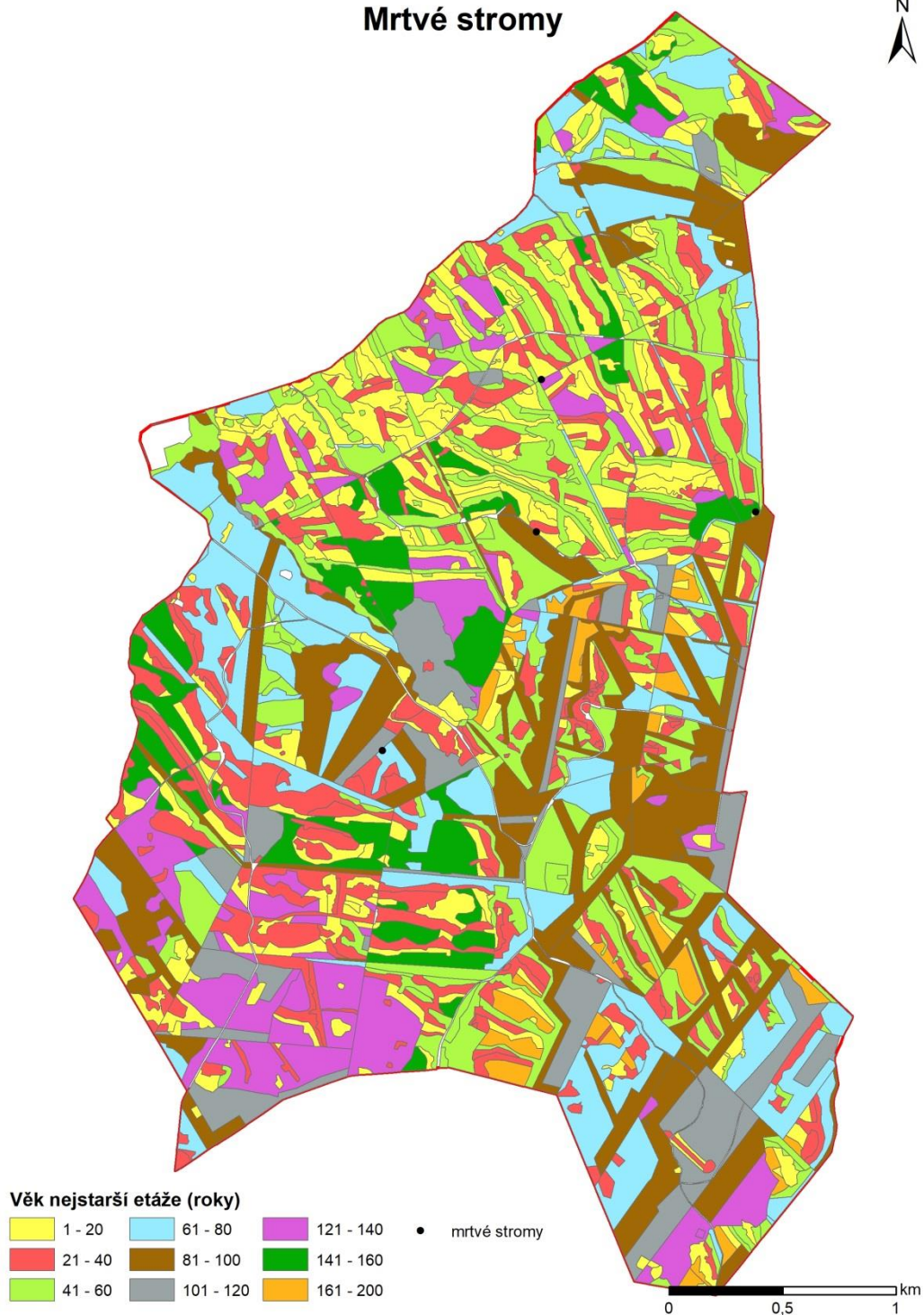
## Živé stromy



*Obrázek 7. Porostní mapa nalezených objektů*

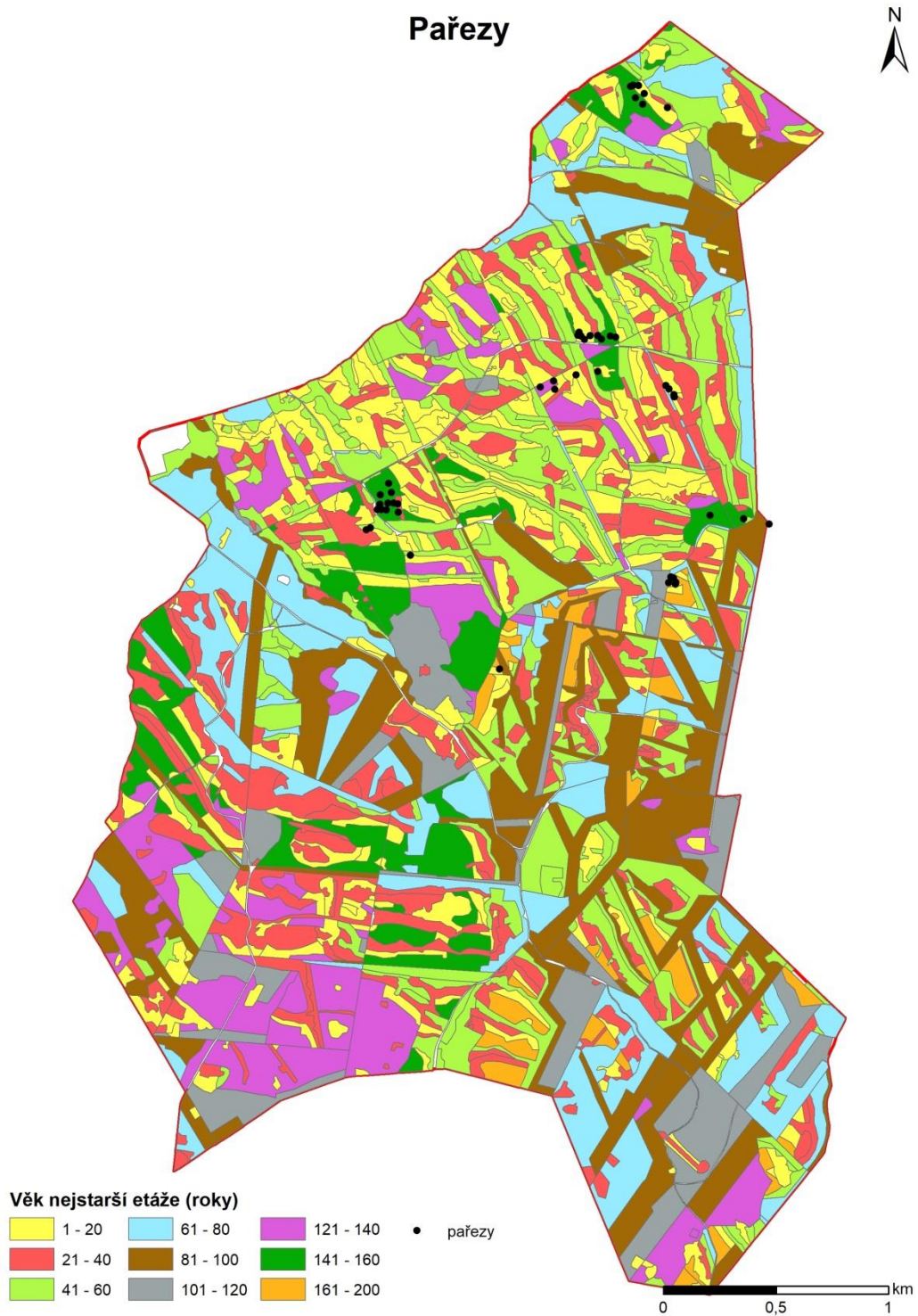
*Zdroj dat: LHP, VLS s. p. (2017)*

## Mrtvé stromy



*Obrázek 8. Porostní mapa nalezených objektů*

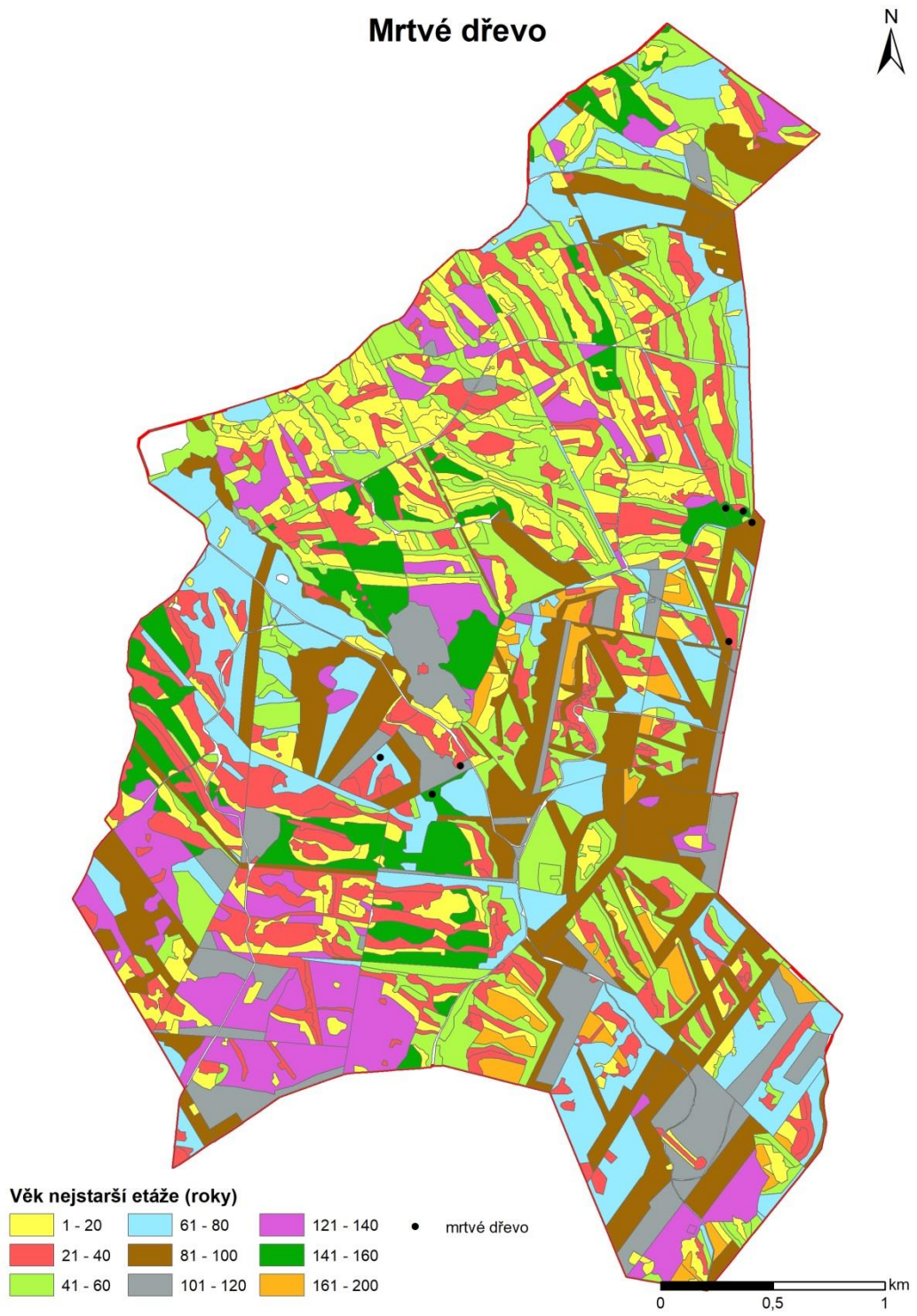
*Zdroj dat: LHP, VLS s. p. (2017)*



**Obrázek 9.** Porostní mapa nalezených objektů

Zdroj dat: LHP, VLS s. p. (2017)

## Mrtvé dřevo



*Obrázek 10. Porostní mapa nalezených objektů*

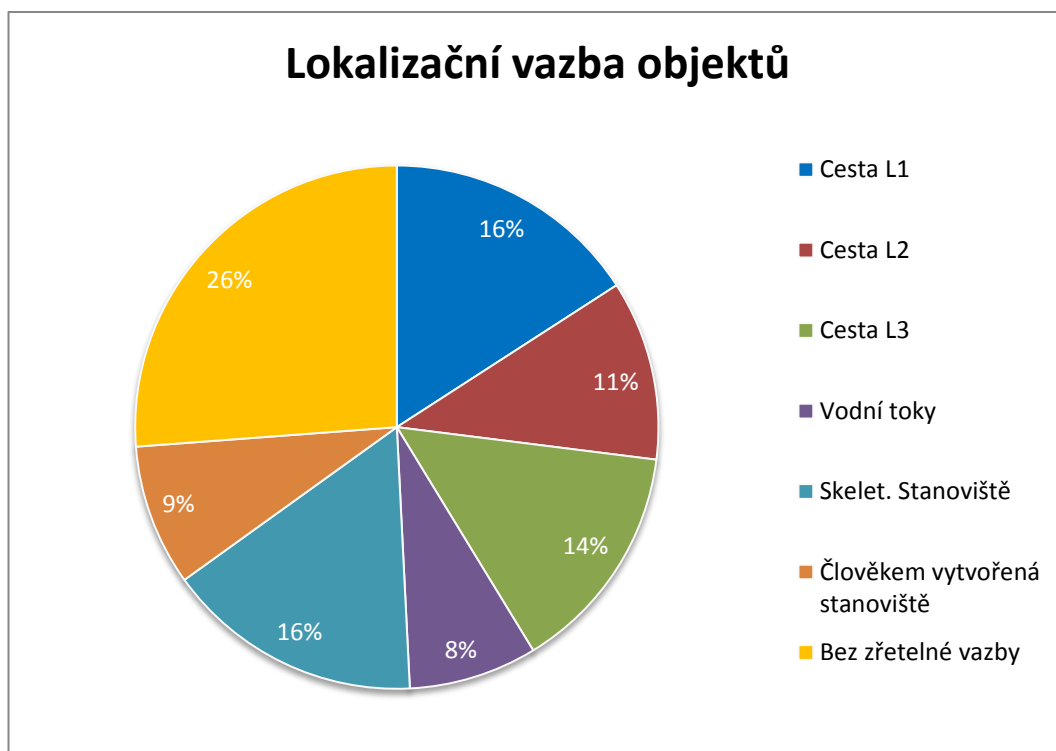
*Zdroj dat: LHP, VLS s. p. (2017)*

## 5.4 Lokalizační vazba měřených objektů

Lokalizační vazba byla sledována u všech živých stromů. Vyjadřuje vazbu mezi zjištěnými stromy s tl., > 70 cm a konkrétními stanovišti v prostředí antropogenního nebo přirozeného původu (infrastruktura, vodoteče, člověkem vytvořené stanoviště, apod.).

Výskyt stromů >70 cm v blízkosti zpevněné vozovky s minimální šířkou 3m a celoroční sjízdností (L1) byl zaznamenán ve 20 případech, (16 %). V blízkosti nezpevněné vozovky o šířce 2,5 m se sezónním provozem (L2) byl zaznamenán ve 14 případech, (11%). V blízkosti přibližovací linky sjízdné pro traktory a terénní vozidla (L3) bylo zaznamenáno 18 objektů (14 %).

Vazbu na vodní toky mělo 10 stromů (8%), vazba na skeletovité a skalnaté stanoviště byla zjištěna u 20 stromů (16 %), vazba na jiné člověkem vytvořené objekty byla zjištěna v 11 případech (9 %) a 33 stromů (26 %) bylo bez zjištěné zřetelné vazby na zmiňované typy prostředí. Procentuální znázornění objektů s vazbou na určitý typ stanoviště je uvedeno v diagramu 7.



**Diagram 7.** Lokalizační vazba objektů v závislosti na prostředí (vyjádřeno v %).



Pravděpodobnost výskytu biotopových stromů v závislosti na některém ze sledovaných stanovišť (infrastruktura L1, L2, L3, vodní toky, antropog. a skeletovitá stanoviště) byla provedena pomocí univerzálního testu dobré shody s multinomickým rozdělením. Testování proběhlo na hladině  $\alpha=0.05$  a byla zjištěna nulová hypotéza, tzn., že stanoviště nemá vliv na výskyt stromů.

*Hladina testu..... $\alpha=0.05$*

$$X = \sum_{i=1}^6 \frac{(Y - \frac{125}{7})^2}{\frac{125}{7}}, Y = \{20, 14, 18, 10, 19, 10, 33\} =$$

$$= \frac{1}{125 \cdot 7} \times [(140 - 125)^2 + (98 - 125)^2 + (126 - 125)^2 + 2 \times (70 - 125)^2 + (133 - 125)^2 + (231 - 125)^2] =$$

$$= \frac{523}{25} = 20,92$$

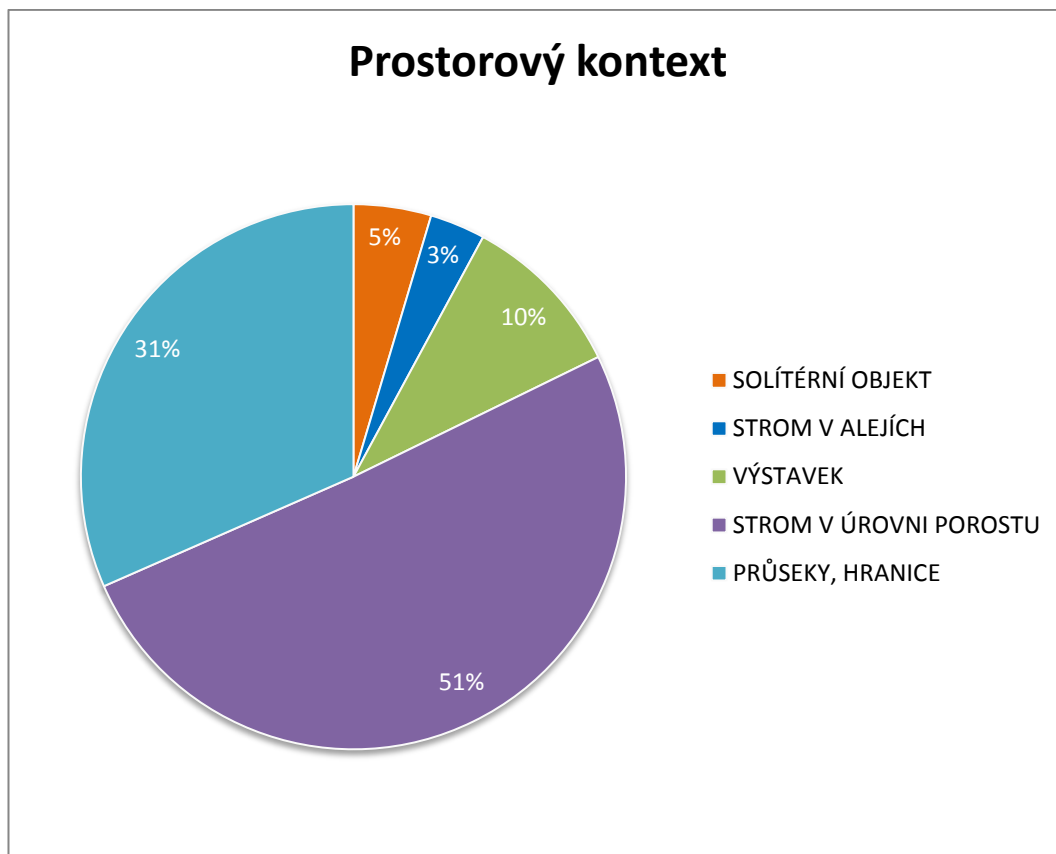
*Hodnota rozdělení  $\chi_5^2(0.95) = 11,070$*

$$\rightarrow X \geq \chi_5^2(0.95) \rightarrow \underline{20,92 \geq 11,070}$$

*$\rightarrow$  zamítáme nulovou hypotézu na hladině testu 0.05  $\rightarrow$  prostředí má vliv na výskyt stromů*

## 5.5 Klasifikace prostorového kontextu

Na základě výsledků terénního šetření jsou objekty rozděleny do pěti prostorových kontextů, které byly procentuálně vyjádřeny v diagramu 8. Nejčastěji zastoupeným prostorovým kontextem (51 %) je ve výsledcích měření strom, z větší části v úrovni porostu kompaktního, či různě fragmentovaného. Stromy na průsecích a hranicích prostorových hospodářských jednotek zaujímají (31 %) z celkového počtu stromů. Výstavky, kdy větší část korun je nad úrovní korun stávajícího lesa zaujímají (10 %), solitérní objekty obklopené dlouhodobě bezlesím, louky, sutě, apod. (5 %) a stromy v alejích (3 %).

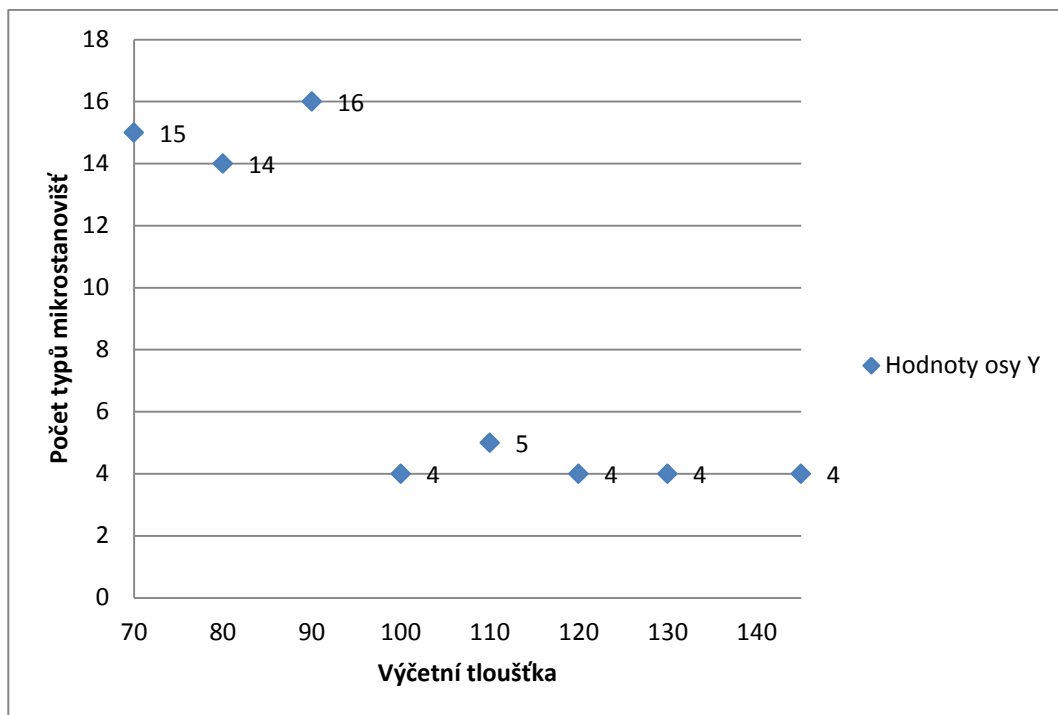


*Diagram 8. Klasifikace prostorového kontextu (vyjádřeno v %).*

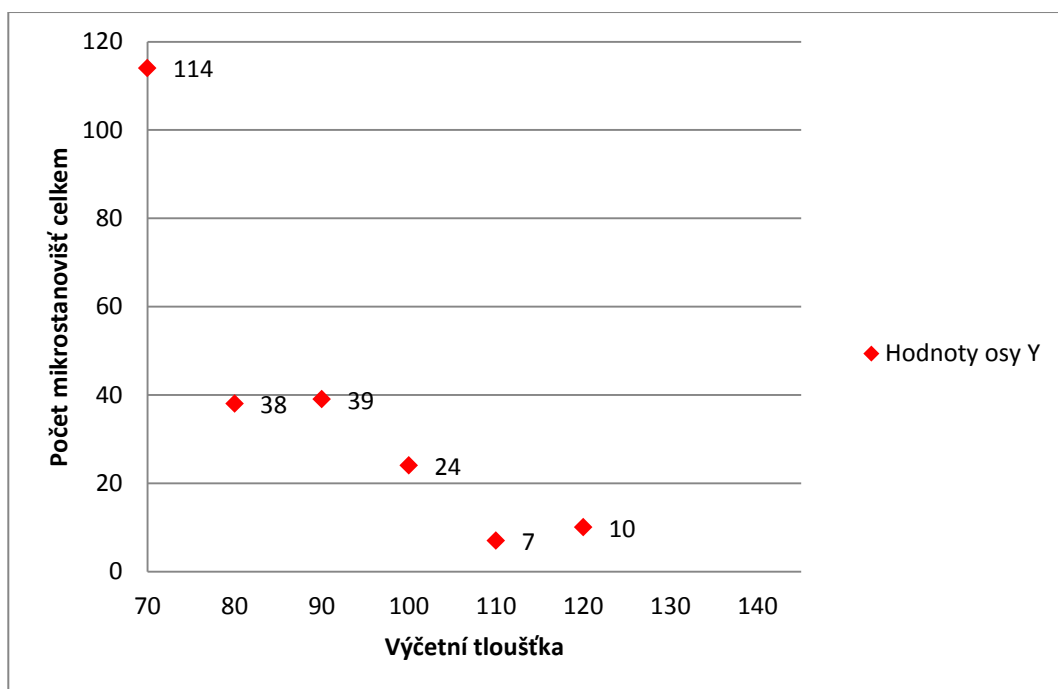
## 5.6 Závislost výskytu mikrostanovišť na tloušťce živých stromů

Bodový graf 9 znázorňuje Počet různých typů mikrostanovišť v tloušťkových stupních měřených živých stromů. Tloušťkové skupiny jsou zobrazeny na ose X, stupňovány a zobrazeny po 10 cm. Na ose Y je zobrazena denzita typů všech zjištěných mikrostanovišť v uvedeném tloušťkovém stupni (osa X). Tzn., že např. v tl. stupni 70 – 80 cm bylo nalezeno celkem 15 různých typů mikrostanovišť.

Bodový graf 10 uvádí celkový počet všech nalezených mikrostanovišť v tl. skupinách. Tl. skupiny jsou zobrazeny na ose X, stupňovány a zobrazeny po 10 cm. Na ose Y je počet mikrostanovišť celkem za všechny druhy dřevin. Z grafu je patrný nejvyšší počet mikrostanovišť (114) v tl. stupni 70 – 80 cm.



**Graf 9.** Počet typů mikrostanovišť v závislosti na výčetní tloušťce

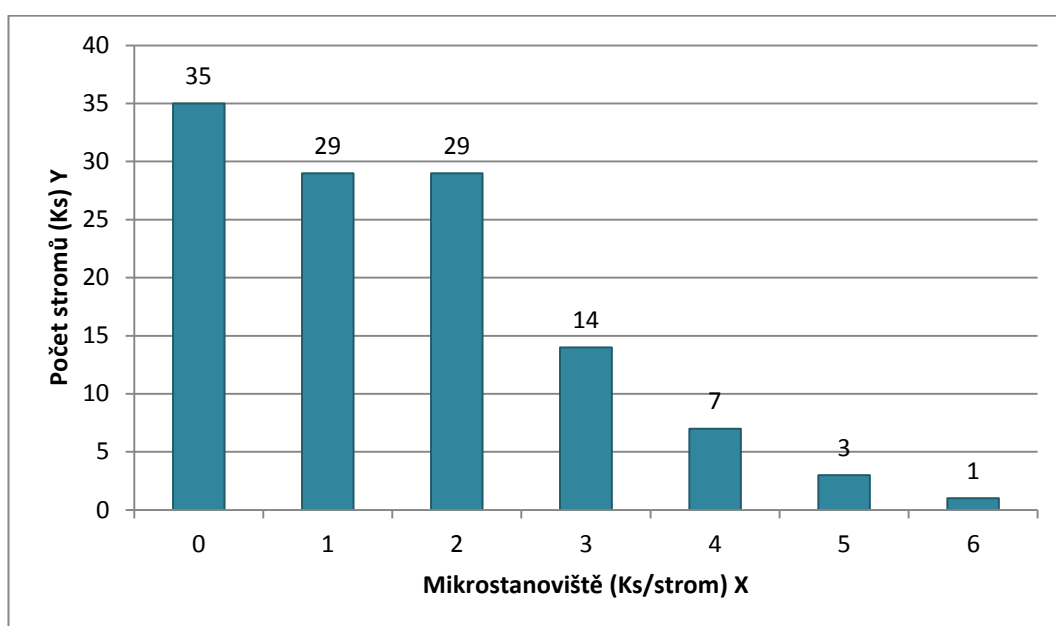


**Graf 10.** Celkový počet všech mikrostanovišť v tl. skupinách

Dle výsledků bylo zjištěno, že pokud strom dosahuje výčetní tl. > 70 cm, jeho povrch může být dostatečně heterogenní, aby nesl > 5 mikrostanovišť.

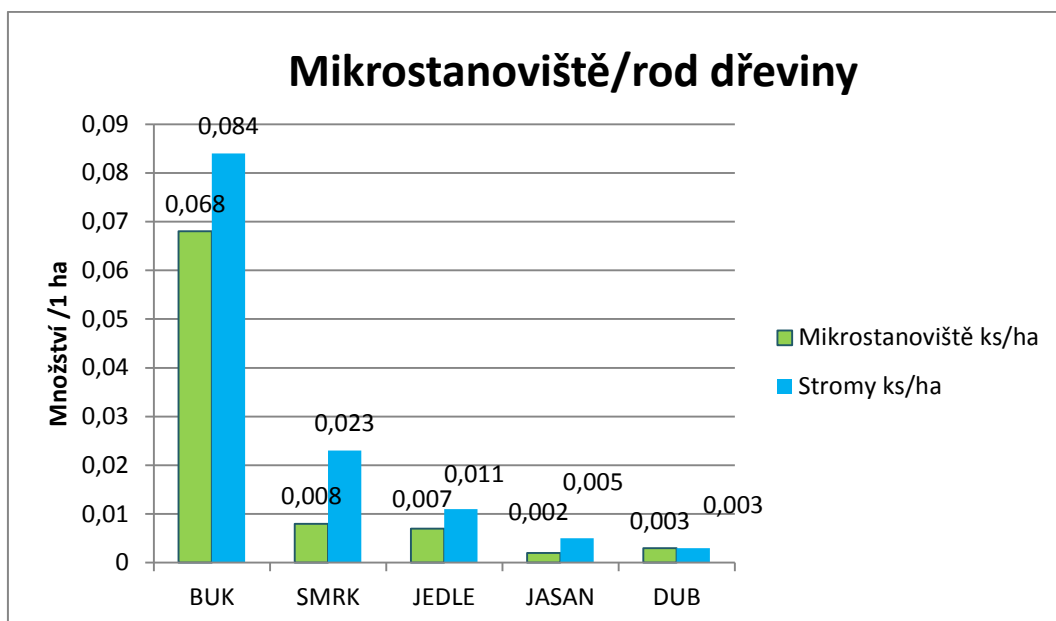
Obecně lze říci, že nemusí být pravidlem rozdíl z hlediska pozitivního vlivu na biodiverzitu u stromu, s výčetní tl. >70 cm a stromu s výčetní tl. >100 cm.

V histogramu 10 jsou zobrazeny počty mikrostanovišť v rozsahu (0 – 6) zobrazeno na ose X, ke kterému je přiřazen počet stromů na ose Y.



*Histogram 11. Histogram četnosti stromů podle počtu mikrostanovišť  
a stromů na celkové ploše 10 km<sup>2</sup>*

Dále je sloupcový graf 11, který udává počet konkrétních nalezených rodů dřevin a ke každé dřevině přiřazuje četnost výskytu mikrostanovišť na 1 ha plochy. Znamená to tedy, že četnost buku je 0,084 a z toho 0,068 stromu mělo více jak jedno mikrostanoviště/1ha plochy. V přepočtu na celkovou zkoumanou plochu 1000 ha je to 84 stromů buku celkem a z toho 68 stromů s více jak jedním mikrostanovištěm. U ostatních dřevin je četnost vyjádřena stejným způsobem. Nejvíce mikrostanovišť nese buk, je ale zároveň nejvíce zastoupenou dřevinou.

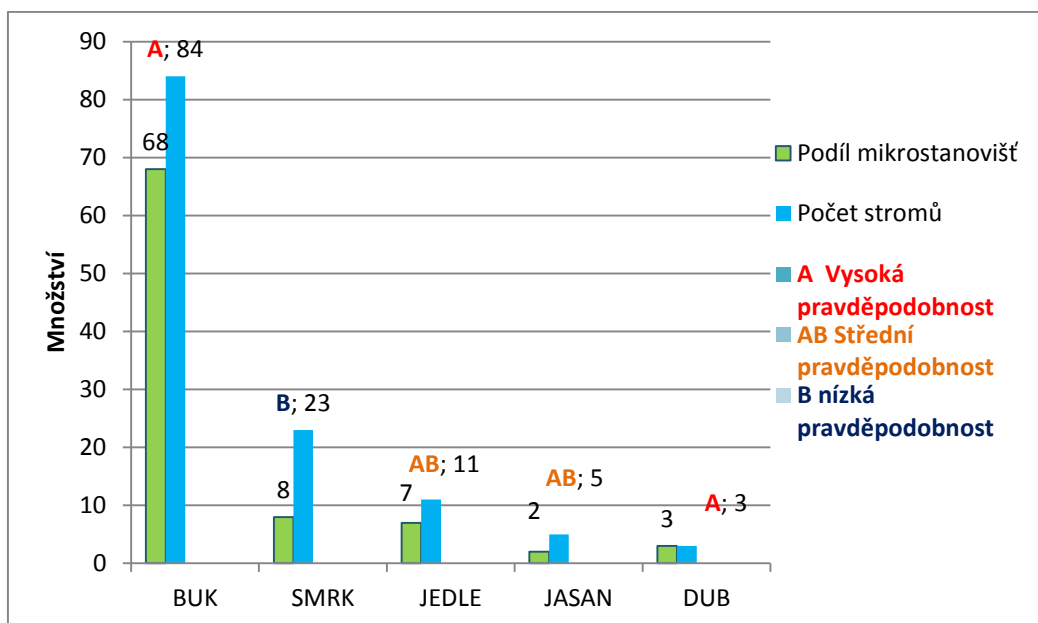


*Graf 12. Histogram četnosti mikrostanovišť pro konkrétní rody stromů, na ploše 1 ha*

Pro zjištění pravděpodobnosti tvorby mikrostanovišť v závislosti na rodu stromu bylo provedeno statistické testování neparametrickým Kruskal-Wallisovým testem v programu R software na hladině významnosti  $p < 0,05$ . V testu byl porovnán podíl druhů dřevin s přítomností mikrostanovišť. Pomocí testování bylo statisticky prokázáno, že výskyt mikrostanovišť na buku a dubu je vyšší než na smrku.

<b>Kruskal-Wallis test's</b>		
Ties or no Ties		
Value: 18.21005		
degrees of freedom: 4		
Pvalue chisq : 0.001122729		
dat1\$druh, means of the ranks		
dat1.mikrostanoviste r		
BK	71,72727	88
DB	86,5	3
JD	62,86364	11
JS	47,5	5
SM	44,1087	23
t-Student:		
1.979124		
<b>Alpha: 0.05</b>		
Minimum difference changes for each comparison		
Means with the same letter are not significantly different		
<u>Groups, Treatments and mean of the ranks</u>		
<b>A</b>	<b>DB</b>	<b>86,5</b>
<b>A</b>	<b>BK</b>	<b>71,72727</b>
<b>AB</b>	<b>JD</b>	<b>62,86364</b>
<b>AB</b>	<b>JS</b>	<b>47,5</b>
<b>B</b>	<b>SM</b>	<b>44,1087</b>

Pravděpodobnost tvorby mikrostanovišť byla statisticky prokázána u buku a dubu (A), střední pravděpodobnost byla prokázána u jedle a jasanu (AB) a nízká pravděpodobnost tvorby mikrostanovišť byla prokázána u smrku (B). Rozdělení pravděpodobnosti výskytu a tvorby mikrostanovišť dle znaků (A, AB, B) podle výsledků statistického testování je spolu s celkovým počtem dřevin a podílem dřevin s více jak jedním mikrostanovištěm zobrazen ve sloupcovém grafu 12.



*Sloupcový graf 13. Pravděpodobnost výskytu-tvorby mikrostanovišť v závislosti na druhu dřeviny*

## 5.7 Výskyt mrtvého dřeva a mrtvých stojících stromů

Výskyt mrtvého dřeva a mrtvých stromů v zájmové oblasti nebyl významný, jeho počty v obou případech dosahovaly < 10 ks na 1000 ha. Bylo nalezeno 7 objektů mrtvého dřeva s průměrnou délkou 3,5 m. Kontakt s půdou byl zaznamenán ve všech případech. Výčetní tl. na silnějším konci byla v rozsahu 50 – 60 cm. Přítomnost kůry byla zaznamenána ve 4 případech. Průměrné stáří mortality bylo odhadnuto na 8 let.

Mrtvé stromy stojící byly nalezeny 4, výčetní tloušťka byla v rozsahu 70 – 74 cm a průměrná výška 15 m. Odhadnuté stáří mortality bylo >3 roky.

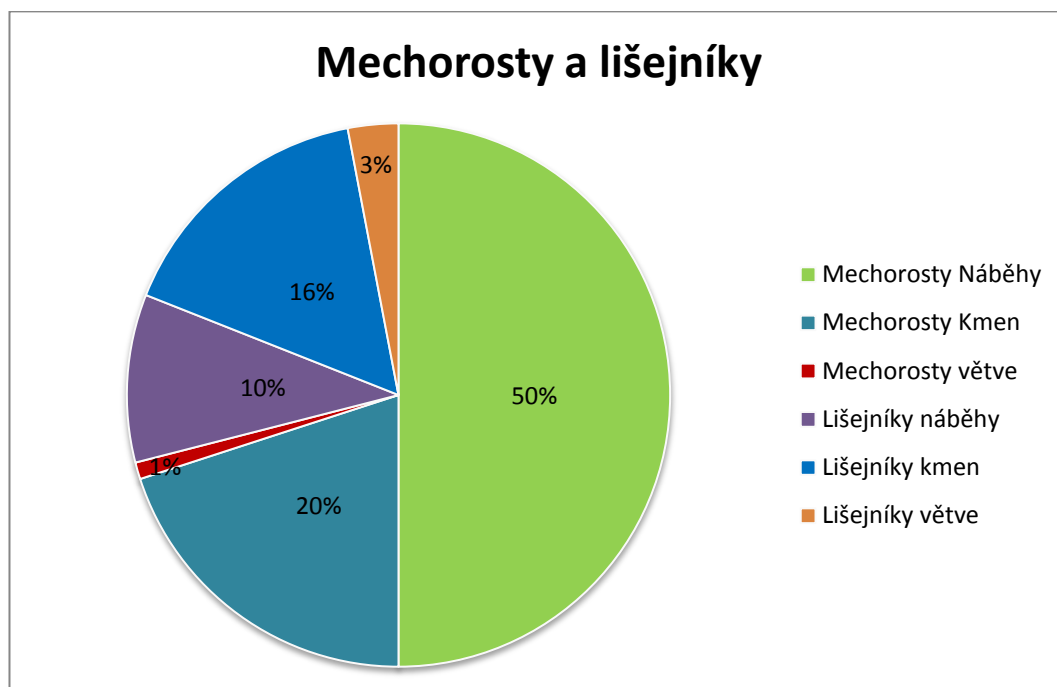
## 5.8 Výskyt mechorostů a lišejníků

Výsledky měření pokryvnosti mechů, lišejníků a kůry na jednotlivých stromech jsou zobrazeny v diagramu, který vyjadřuje pokryvnost povrchu mechy

a lišejníky na konkrétní části stromu, vyjádřeno v procentech. Nejčastěji vyskytujícím se lišejníkem byl *Lepraria inciana*, *Chaenotheca ferruginea*, *Coenogonium pineti*, *Lecanora conizaeoides*, vzácněji na smrku *Cladonia norvegica*, *Cladonia arbuscula*. Vyskytovalo se zde i několik dalších lišejníků, které nebyly od nás recentně uváděny: *Cliostomum griffithii*, *Coenogonium luteum*, *Chaenotheca hispidula* a *Usnea intermedia*.

Výskyt mechorostů byl reprezentován převážně těmito druhy: *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum commune*, *Ptilidium ciliare*, *Cetraria islandica*.

Dále je zobrazen diagram 14, ve kterém je vyjádřena pokryvnost jednotlivých částí stromu mechorosty a lišejníky. Pokud je uvedeno např. u náběhů 50 % pokryvnost mechy, znamená to, že polovina nalezených stromů měla kořenové náběhy pokryté mechorosty. V případě lišejníků na kmeni to znamená, že pokrytý kmen lišejníky mělo 16 % stromů. Mechorosty na větvích byly zaznamenány pouze v 1 % případů z celkového počtu sledovaných stromů. Stejným způsobem jsou zobrazeny i ostatní části stromu.



**Diagram. 14.** Pokryvnost mechů a lišejníků pro povrch všech živých stromů (%)

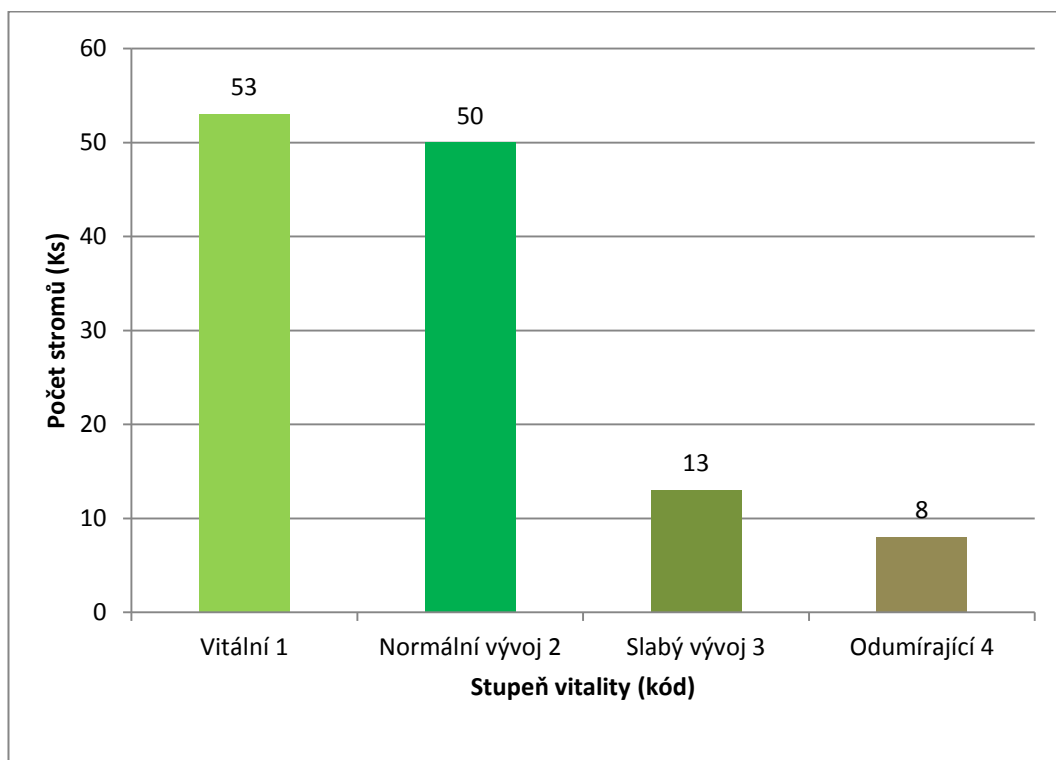


### 5.8.1 Výskyt mechorostů a lišejníků na mrtvých stromech a dřevě

Měřením pokryvnosti mechu a lišejníků na objektech mrtvého ležícího dřeva a mrtvých stojících stromech bylo zjištěno, že všechny mrtvé stromy mají 100 % pokryté kořenové náběhy mechem a kmen pokrytý mechem na 60 % povrchu. Mrtvé ležící dřevo mělo povrch pokrytý 70 % mechy a 30 % lišejníky. Mechy a lišejníky v případě odumřelého ležícího dřeva pokrývali 100 % povrchu. Nejčastější byl výskyt lišejníků a mechu druhově shodný s živými stromy (kapitola 5.8).

### 5.9 Vitalita živých stromů

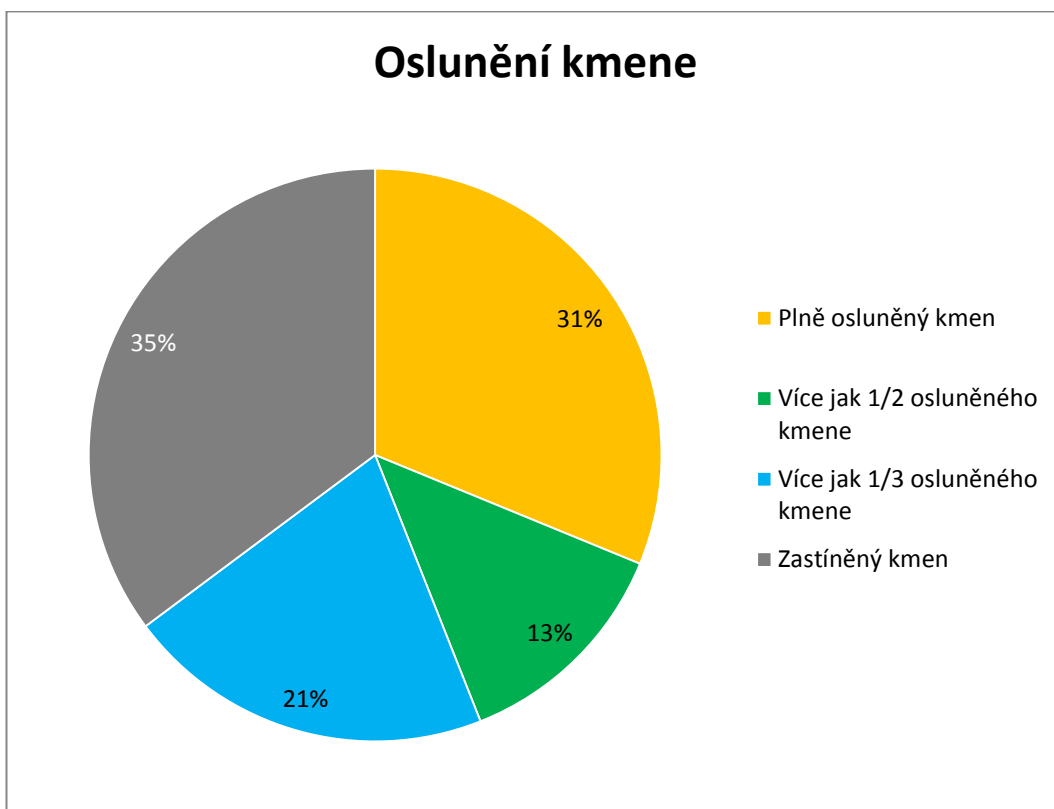
Histogram vitality zobrazuje celkem čtyři stupně vitality. Příčiny snížené vitality živých stromů s odhadovanou vitalitou ve stupni 3 nebo 4 byly nejčastěji komplexní symptomy starých dřevin, napadení hmyzem, vzájemná fyzická konkurence jiných stromů, ve dvou případech poškození úderem blesku a v jednom případě poškození těžbou.



*Sloupcový graf 15. Stupně vitality živých stromů*

## 5.10 Oslunění kmene

Oslunění kmene stromů přímé, nebo jen částečné může mít pozitivní vliv na vývoj některých organismů na kmeni, případně v podkorních kapsách kmene. V této souvislosti byl zkoumán dopad přímého osvětlení, případně částečného osvětlení s překážkami. Výsledky kvantitativního odhadu oslunění kmene živých stromů v procentech jsou vyjádřeny diagramem 16.



*Diagram 16. Výsledky kvantitativního odhadu oslunění kmene živých stromů*

## 6 Diskuse

### 6.1 Zjištěné počty nalezených objektů, dřevin a jejich struktura

Ačkoli jsou Brdy významně ovlivněny monokulturním smrkovým hospodářstvím a struktura porostů je v důsledku několikasetletého intenzivního hospodářství výrazně zjednodušena, zjištěné počty sledovaných dřevin naznačují, že se zde ještě stále struktury starých lesních porostů vyskytují. Situace počtu starých stromů není uspokojivá, nemůžeme ji ale zároveň považovat ani za kritickou. Podobné zjištění z jiné oblasti Brd uvádí (Hofmeister a kol. 2014). Potvrzuje stromy velkých dimenzí, v jiných hospodářských lesích nevídané, zejména rozměry jedle. Nejčastěji evidujeme buky, smrky a následně jedle. Výjimečně jsou zastoupeny jasan a duby. V případě početnosti jedle, která je autochtonní dřevinou, je situace výrazně neuspokojivá, jelikož její celkové zastoupení v recentních porostech (0,8%) je velmi nízké. Dle zjištěných výsledků je biotopových stromů jedle pouze 0,011 na 1 ha plochy. Dle informací, které uvádí (Tlapák 1984) je zastoupena jedle o cca 40 % méně oproti dřevinné skladbě před přeměnou na smrkové hospodářství. Právě do této doby byla jedle dle Tlapáka (1984) ve výrazné převaze nad bukem. Neuspokojivá je rovněž situace výskytu mrtvých stromů a mrtvého dřeva, jehož denzita byla 0,011 objektů na 1 ha plochy. Předpoklad nízké četnosti mrtvého dřeva v Brdech potvrzuje i (Hofmeister a kol. 2014). Mrtvé dřevo v lesích je přitom základním atributem pro péči o biodiverzitu lesů (Bače 2016, Remeš, Bílek 2014, Lindenmayer 2012, Thor a kol. 2010, Kraus, Krumm 2013). Nalezené pařezy s průměrem v rovině řezu >90 cm tvořily denzitu 0,05 ks na 1 ha plochy (celkem 50 ks). Častým případem byla kontinuální a vícečetná struktura pařezů, která vypovídá o uplatňování holosečného hospodářského způsobu i ve starých porostních strukturách. V tloušťkové struktuře živých stromů dominuje buk, což lze vzhledem k jeho nejvyššímu zastoupení oproti jiným sledovaným stromům předpokládat (naměřené maximum výčetní tl. 143 cm), jako druhý je jasan (119 cm), třetí dub (113 cm), čtvrtý smrk (105 cm) a jedle až jako pátá s výčet. tl. 100 cm. Oproti

tomu (Hofmeister a kol. 2014) uvádí jedli jako tloušťkově nejvýznamnější dřevinu, která se vymyká celorepublikovým průměrům. Tyto jedle byly zjištěny v jiné části Brd. Skutečná věková struktura zjištěných objektů je do značné míry rozdílná oproti věkové struktuře v LHP, respektive v lesnických mapách. Výskyt stromů s výčetní tl. >70 cm je často v řádu jednotek kusů a tak na něj LHP nebere zřetel. Není tak žádnou výjimkou, když nalezneme jednotlivé stromy (často výstavky) velkých tloušťek v porostu s věkem v LHP např. 10 let. Pokud souhlasí věk v LHP s věkem porostu skutečným, jedná se zpravidla o rozsáhlejší porosty, které při tvorbě LHP byly zohledněny nebo, do nich v průběhu platnosti LHP nebylo hospodářsky zasaženo.

## **6.2 Prostorové vazby a uspořádání stromů**

Pomocí lokalizační vazby bylo možné zjistit, v jaké denzitě se staré porosty vyskytují v souvislosti s některými biotechnickými úpravami, případně v souvislosti s infrastrukturou nebo hranicemi hospodářských jednotek. Ukázalo se, že staré stromy s vazbou na výše uvedené objekty jsou alespoň částečně ušetřeny před těžbou, neboť mohou vyjadřovat určitý milník, případně mít kulturně historický význam, díky kterému se stromům daří přežívat. V souvislosti s kulturně historickou identitou popisuje staré stromy také Dafni (2006).

Stromy nalezené v blízkosti lesních cest patřily k těm nejsilnějším a jednalo se převážně o buky. Nejsilnější a nejvyšší smrky byly nalezeny většinou v blízkosti vodotečí, což je možné přisuzovat optimálním růstovým podmínkám na dané lokalitě, podobné zjištění nastalo i u jedle. Stromy u kterých nebyla lokalizační vazba zřetelná, jsou v prostoru převážně jako jedinci a jejich koruna byla součástí úrovně porostu. Můžeme se domnívat, že se jednalo o historicky ponechané výstavky. Při zjišťování vazby na výjimečně skeletovité, skalnaté a podobně nepříznivé stanoviště, kde by byla těžba vzhledem k morfoloogicky nevhodným podmínkám komplikovaná, se přímá vazba na tyto typy stanovišť neprokázala, jelikož staré bukové porosty byly nalezeny i na velmi přístupných stanovištích. Nemůžeme tedy hovořit o tom, že by staré porosty byly izolované

pouze na místech, kde je z technologických důvodů nebylo možné vytěžit. Rovněž statistická analýza provedená za účelem zjištění vlivu stanoviště na výskyt biotopových stromů prokázala nulovou hypotézu – stanoviště nemá vliv na výskyt stromů. Densita živých stromů byla soustředěna převážně v severní, severozápadní a středové části areálu, posunem k jihu ubývá četnosti i pravidelnosti výskytu starých porostů. Tato souvislost může být dána mírně příznivějšími stanovištními podmínkami v severní části území, jelikož jižní část území je více exponovaná a tvoří ji úpatí a severní strana druhého nejvyššího brdského vrcholu Praha (862 m. n. m.).

### **6.2.1 Prostorový kontext a oslunění kmenů**

Prostorové uspořádání stojících biotopových stromů v porostu bylo z větší části v úrovni stávajícího porostu a bez zřetelné vazby na prostorové hranice jednotlivých prostorových jednotek (51%) stromů. V těchto případech většinou nebylo zaznamenáno oslunění více než 1/3 kmene. Koruna stromu byla částečně potlačena zapojeným porostem. Vazbu na průseky a prostorové hranice lesních hospodářských jednotek, u nichž lze předpokládat, že se může jednat o hraniční a orientační body mělo 31% stromů. Tyto stromy byly zároveň dobře osluněné, min 1/2 osluněného kmene. Pro oslunění kmene platí přímá úměra mezi osluněním a tvorbou mikrohabitatů. Čížek a kol. (2008) zmiňuje, že většina citlivějších organismů nedokáže přežít v zapojených hospodářských lesích. Musí být zajištěno oslunění kmenů, které je podmínkou pro výskyt mnoha hmyzích druhů. Lze předpokládat, že stromy na hranicích prostorových jednotek a průsecích jsou jako útočiště bioty nepostradatelné a mají tedy maximální prioritu pro ponechání v porostu. Výstavky byly zastoupeny v 10 %, převážně plně oslunění a vitální jedinci, ponechané pro semennou obnovu porostu. Stromy v alejích (3%) byly nalezeny v souvislosti s lidským osídlením v prostoru dnes již zaniklé hájovny Tři Trubky. Jednalo se o jasany. Zbýlých 5 % stromů bylo zaznamenáno jako soliterně stojící objekty, obklopené dlouhodobě bezlesím s více než 1/2 kmene osluněnou.

### 6.3 Nalezená mikrostanoviště

Mikrostanoviště byla posuzována na každém zkoumaném stromu a to s různou úspěšností. Reference z jiných bukových hospodářských porostů v severním Německu, kde mikrostanoviště mapovala Winter a kol. (2007) nám říkají, že většina biotopových stromů v hospodářských lesích měla jedno až pět mikrostanovišť na jednom stromu, přičemž nejčastěji se vyskytovalo 1-3 mikrostanoviště. Nými zjištěné výsledky potvrzují počty z německých hospodářských lesů a v jednom případě dokonce o jedno mikrostanoviště převyšují, jelikož v námi mapovaných porostech bylo nalezeno jedno až šest mikrostanovišť na jednom stromu. Celkem 35 stromů nemělo mikrostanoviště žádné, jedno až dvě mikrostanoviště mělo 29 stromů, 3 mikrostanoviště 14 stromů, 4 mikrostanoviště sedm stromů, 5 mikrostanovišť tři stromy a 6 mikrostanovišť strom jeden. Buk se projevil jako dřevina s pozitivním vlivem na biodiverzitu lesů, je ale nutné aby porosty dosahovaly výčetní tl. > 70 cm, jelikož u mladých stromů je kůra zpravidla hladká a strom neposkytuje dostatek možností pro tvorbu konkrétních habitatů (Franklin 2002). Pravděpodobnost tvorby mikrostanovišť v závislosti na rodu stromu byla zjišťována pomocí statistického testování, přičemž bylo zjištěno, že nejvhodnějším rodem stromu pro tvorbu mikrostanovišť je buk a dub. Jedli zařadilo testování na druhé místo v pořadí. Smrk disponuje nejnižší pravděpodobností. Můžeme tedy říci, že statistické testování potvrdilo tvrzení jiných autorů (Čížek, Hauck 2008, Franklin 2002, Nordén, Appelqvist 2001, Kraus, Krumm 2013, Winter a kol. 2005).

Počty konkrétních mikrostanovišť nalezených na všech dřevinách zobrazuje tabulka 12.

Tab. 12. celkový počet nalezených typů mikrostanovišť

Popis mikrostanoviště	Počet celkem	Popis mikrostanoviště	Počet celkem
Podkorní kapsy	27	Vývrat	14
Chybějící kůra	10	Příčný zlom kmene	4
Trhlina v kůře	25	Podél. Roztržení kmene	6
Vstupy do dutin	26	Zlomy větví 1. řádu	19
Dendrotelmy	26	Rány zasahující do dřeva	6
Nádorovité výrůstky	17	Plodnice hub	23
Epifyty	33	Hnízda ptáků	1

### 6.3.1 Mechorosty a lišejníky

Výskyt mechů a lišejníků byl zaznamenán na téměř každém stromu. Méně vitální stromy nesoucí známky odumírání, poškození, snížené vitality nebo se jednalo o mrtvé dřevo, disponovaly velkým množstvím těchto organismů. U vitálních jedinců byl zaznamenán výskyt nejčastěji na kořenových náběžích a částečně na kmeni. V případě stromů s hrubší rozpraskanou kůrou pokrývaly mechorosty kmenovou část i do výšky několika metrů. Můžeme konstatovat stejné zjištění vztahu výskytu lišejníků a mechorostů mezi stářím stromu a hrubou kůrou na kmeni, které popisuje např. (Pilskog 2016, Lindenmayer 2003). Hojnost nalezených lišejníků na biotopových stromech je také v souladu se zjištěním lichenologických výzkumů, které v Brdech prováděl např. (Domin 1926, Bayerová 1996, Malíček 2013).

### 6.4 Vitalita stromů

Zdravotní stav biotopových stromů je důležitým faktorem, který může ovlivňovat jejich budoucnost. Na některých mapovaných lokalitách v ČR, konkrétně v Podyjí, byl prokázán špatný zdravotní stav stromů u většiny populace všech starých stromů a minimální počet dřevin v dobrém zdravotním stavu, které by v budoucnu mohli nahradit stromy odumírající (Čížek a kol. 2008). V takovýchto případech může dojít k tzv. dočasnému vyhynutí, které popisuje (Gibbons a kol. 2010) což je doba mezi úhynem nebo ztrátou starých stromů a

jejich náhradou porostem dorůstajícím. Tato situace se ale poněkud odlišuje od oblasti Brd, jelikož v oblasti Podyjí se jedná částečně o I. zónu národního parku, kde těžba neprobíhá. V Brdech probíhá těžba kontinuálně minimálně od 18. století (Nožička 1957, Bobek 2008, Tlapák 1984), porostům tak není umožněno zestárnout až do fáze rozpadu, která je pro biodiverzitu nejvhodnější. Toto zjištění potvrzuje ryze ekonomicky orientované lesní hospodářství, kdy smýcení probíhá ve fázi ekonomické zralosti porostu (v ČR průměrně 114 let). V případě modelové oblasti v Brdech je nízký počet biotopových stromů s nízkou vitalitou (13 podprůměrně vitálních, 8 odumírajících) způsoben pravděpodobně intenzivním odstraňováním stromů se sníženou vitalitou a stromů uhynulých. Při provádění mýtných těžeb je velmi pravděpodobné, že na vitalitu jedinců není brán ohled, jelikož holosečné hospodaření podporu biodiverzity nezohledňuje na žádné úrovni. Nezohledňuje ani poškození půdy a vodního režimu vlivem přehřívání zcela obnažené půdy na holinách, v průběhu letních teplotních extrémů v posledních letech. Tato skutečnost je tedy v rozporu s podporou biodiverzity lesů, respektive i s adaptací lesního hospodářství na klimatické změny.

## **6.5 Ponechávání biotopových stromů**

Podle MŽP by mělo být lesnické hospodaření prováděno v celém území podle zón ochrany tak, aby se zachoval a zlepšoval jejich přírodní stav a byly zachovány a podporovány optimální ekologické funkce v daném území (Dorňák, Zelenka 2015). Na základě denzity zjištěných biotopových stromů v modelové oblasti je nutné podotknout, že všechny nalezené struktury starých porostů v celé modelové oblasti jsou zařazeny do zóny ochrany III, dalo by se tedy říci, že celá modelová oblast má nejnižší prioritu ochrany v CHKO (vyjma zóny IV, jejíž rozloha je zanedbatelná). Dorňák a Zelenka, MŽP (2015) dále uvádí „Zóna ochrany III. má největší rozlohu v rámci území, a to 84,4 %. Jedná se o kulturní a hospodářské porosty se zastoupením nejčastěji smrku ztepilého nebo borovice lesní a modřínu opadavého, zřídka jsou pak zastoupeny vtroušené dřeviny“.



Praktické prozkoumání terénu nám ale ukázalo, že ve skutečnosti jsou poměry ve III. zóně CHKO Brdy mnohem rozmanitější. Jsou zde významné porosty a zbytky biotopových stromů, které současná zonace opomíjí a mohly by být bez obav zařazeny do I. zóny ochrany CHKO. V současné době nejsou biotopové stromy ve III. zóně žádným způsobem chráněny a zkušenosti z terénu potvrdily obavy z jejich úbytku vlivem těžby. V průběhu dvou let byla opakovaně zjištěna mytná těžba (holoseč) ve starých a pro biodiverzitu hodnotných bukových porostech (průměr pařezu >100 cm). V současné době nic nebrání těžbě těchto porostů a pokud nedojde k velmi rychlé úpravě zonace i na místa současného výskytu biotopových stromů, je pravděpodobné, že tyto staré stromy zaniknou. CHKO Brdy by tak byla omezena pouze na již dříve známá stávající maloplošně chráněná území (rezervace) a bezlesí, jejichž existence je s CHKO Brdy zdůrazňována nejvíce. Můžeme konstatovat, že po vyhlášení CHKO se „zlepšování přírodního stavu“ v případě biotopových stromů nedaří. Cílená těžba biotopových stromů je evidentní v celé modelové oblasti a je zcela v rozporu se zájmy ochrany přírody a ochrany biodiverzity lesů obecně. Zvyšování podílu mrtvého a odumírajícího dřeva jako opatření související s vyhlášením CHKO zatím také naplněno nebylo, vzhledem k velmi nízkému počtu těchto nalezených fragmentů.

## 7 Závěr a doporučení

Vznik CHKO Brdy v roce 2016 zvýšil povědomí o významnosti brdských lesů. Ačkoli je CHKO v mnoha ohledech zajímavá a výjimečná, v oblasti lesního hospodářství to platí méně. Recentní skladba porostů je zásadně změněna a zjednodušena. Až na několik výjimečných lokalit převažují smrkové monokultury podprůměrné a průměrné kvality. Ačkoli se potvrdil předpoklad výskytu starých porostů biotopových stromů, snaha o jejich zachování či dokonce podporu je za současné situace minimální, jelikož v průběhu dvou let byla zaznamenána významná těžba i v měřených referenčních porostech pro tuto práci. Struktury starých biotopových stromů mají nezastupitelnou roli v jinak výhradně smrkových monokulturách. Jejich počty nejsou nijak vysoké, ale i tak na základě doložených výsledků můžeme předpokládat významný pozitivní vliv na biodiverzitu nejen brdských lesů. Případnou ztrátou biotopových stromů v budoucnosti dojde k výraznému ochuzení lesního genofondu brdských lesů a roztrhání segmentů ekologických sítí, které tyto porosty vytváří. Téměř zanedbatelný výskyt mrtvého dřeva a mrtvých stromů v lesích je způsoben pouze jednostranně ekonomicky orientovaným lesním hospodářstvím, ve kterém se neuplatňují zásady přírodě blízkého lesního hospodářství, které by umožňovalo pěstování ekologicky stabilních porostů, s pozitivním vlivem na biodiverzitu i v tak půdně a klimaticky nepříznivé oblasti (Plán péče CHKO Brdy 2016-2025), jako jsou Brdy. Plán péče o CHKO Brdy uvádí jako jednu z priorit postupnou přeměnu některých porostů na přírodě blízkou skladbu zdejších lesů, což se v určité omezené míře daří. Je však velmi brzy na hodnocení úspěšnosti této změny, vzhledem ke krátké existenci tohoto opatření. Důležité je zmínit, že pro podporu a zlepšení biodiverzity lesů samotná změna druhové skladby nestačí a je nutné ji doplnit opatřeními, dlouhodobě sledující podporu biodiverzity, ale zároveň zachovat produkční funkci lesů. O tom, že se tato varianta v praxi uplatnila, nás můžou přesvědčit výsledky z hospodářského přístupu „retention forestry“ v USA, Kanadě a jiných evropských zemí.

Problém, proč se tyto a podobné jiné přístupy nepodařilo dostat přes českoněmeckou hranici, je pravděpodobně na úrovni politické nevole. Současný lesní zákon č. 289/1995 Sb., neposkytuje žádnou podporu pro uplatňování nových metod a přístupů v lesnictví, proto by bylo vhodné se zamyslet nad tím, zda je v roce 2018 téměř 25 let starý lesní zákon dostačující i pro plnění jiných cílů, než jen trvale udržitelného pěstování dříví. V případě státních podniků hospodařících s veřejným prostorem, by mělo být přírodě blízké lesní hospodářství a ekologická stabilita samozřejmostí.

Požadavky na prostorové uspořádání struktur starých porostů jsou, pravidelná prostorová kontinuita a dostatečné množství těchto fragmentů (Winter 2007, Gustaffson a kol. 1999, Franklin 2002). Pro naplnění těchto cílů v Brdech doporučuji následující opatření:

### **1. Fáze postupu v následujících deseti letech:**

- Zastavení těžby všech stromů s výčetní tl. >70 cm a ponechání těchto stromů na dožití. Ponechané stromy by umožnily přežívání bioty s vazbou na toto prostředí a zajistily by přirozený koloběh živin.
- Dočasné pozastavení těžby stromů o výčetní tl. > 60 cm v případě dřevin buk, dub. Těmto ponechaným stromům by mělo být umožněno zestárnout v příštích 50 letech a nahradit tak starší postupně odumírající jedince.
- Úplné zastavení těžby veškerých stromů jedle vzhledem k jejímu deficitu ve vztahu k přirozené skladbě, která činí 32,9 %. Současné zastoupení jedle je 0,8 % . Toto opatření by mělo být platné min. po dobu 20 let.
- Ponechávání těžebních zbytků v porostu
- Zvýšení podílu lesních lanovek a koní na soustředování dříví min. na 40 %. Morfologie terénu v Brdech je ideální pro uplatnění lesních lanovek. Použití těchto zařízení v podobných terénech je nejenom ekonomické, ale především šetrné k půdě, eliminuje vodní erozi a utužování půd oproti například UKT, SLKT, VT.

### **Pěstební opatření:**

- Zvýšení zastoupení jedle až na přirozenou skladbu cca 33%. Pokud není možná přirozená obnova, mělo by být využito obnovy umělé, za předpokladu mechanické ochrany sazenic.

Ve starších porostech je jedle zastoupena jen výjimečně a její přirozená obnova je tak problematická. V celé oblasti významná přirozená obnova jedle nebyla zaznamenána. Další příčina obtížné přirozené obnovy může být poškozování semenáčků okusem a prakticky minimální podíl clonných sečí (tam kde nějaké jedle jsou).

- Snížení zastoupení smrku ze současných 77% na cca 30 % a zajištění kvalitnější produkce smrkového dříví na stanovištích pro smrk odpovídajících. Především odstranit všechny smrkové porosty, u kterých se projevují známky lability.
- Zvýšení zastoupení buku až na 20 % a částečně se přiblížit přirozené skladbě, která je cca (31%).
- Maximální využití clonných sečí při obnově porostu, clonné seče jsou pro obnovu stinných dřevin optimální. V případě buku by se obnova díky jeho zastoupení v recentních porostech (3,6%) mohla dařit lépe než u jedle. Clonná seč poskytuje ochranu semenáčkům, které nejsou vystaveny klimatickým vlivům (slunce mráz) tak, jako na holoseči a částečné zastínění snižuje rozvoj buřeně.
- V případě problematické obnovy více využívat přípravné dřeviny, které v průběhu svého růstu poskytnou optimální mikroklimatické podmínky pro dřeviny hlavní.
- Preference ponechávaných stromů především na místech, kde se biotopové stromy již vyskytují. Návrh porostních skupin vhodných k ponechávání biotopových stromů je zaznamenán v obr. 11. (mapa). Tento mapový podklad může sloužit jako případný návrh na přesun některých porostních skupin do I. nebo II. zóny ochrany CHKO Brdy. V mapě je vybráno a vyznačeno několik porostů s výskytem biotopových stromů a navrženým

přesunem do I. zóny. Přesun do II. Zóny je navržen v několika starých porostech, které vykazují vhodné předpoklady pro ponechávání některých stromů.



Obr. 11. Návrh některých lokalit na přesun do 1. a 2. zóny ochrany. Zdroj dat: LHP, VLS s. p. (2017), upraveno: Jakub Mácha

## 2. Fáze postupu (dlouhodobá)

- Postupná přeměna holosečného hospodářského způsobu na tzv. pomístně skupinovitě clonný hospodářský způsob (Poleno, Vacek a kol. 2009), který vychází z pasečného lesa a z přírodu sledujícího lesního hospodářství. Těžba je praktikována výběrným principem, zejména zásadním odklonem od holých sečí a následně i od skupinových a maloplošných obnovních postupů, až po těžbu jednotlivých stromů výběrným způsobem. Tento způsob by měl umožnit posuzování a ponechávání biotopových stromů v porostu v dostatečném množství až do fáze rozpadu a mohl by poskytovat ekosystémové funkce po celou dobu existence porostu v porostních skupinách s věkem > 140 let. Výběrné hospodaření je pro chráněná území s přírodě blízkým lesním hospodářstvím, bohatou druhovou a věkovou skladbou porostu důležité a jeho potřebu zdůrazňují např. autoři (Remeš, Bílek 2014), (Winter 2007), (Simon a kol. 2010).

Navržené postupy by měly dosáhnout následujících cílů:

- Vytvořit přírodu sledující lesní porosty s fragmenty biotopových stromů a podporou pozitivního vlivu na biodiverzitu lesů se všemi ekosystémovými službami, jejichž význam se ve veřejném mínění celosvětově stále zvyšuje.
- Vytvořit smíšený porost s převážně druhově přirozenou skladbou lesních porostů Brd a podporou všech přimíšených dřevin s trvale nerovnoměrně rozpojeným zápojem a vertikální strukturou porostu.
- Vytvořit stabilní porosty vůči biotickým a abiotickým činitelům včetně lepší adaptace na klimatickou změnu
- Vytvoření lesních porostů se schopností přirozené obnovy s autoredukci počtu jedinců (ekonomický efekt v důsledku odbourání většiny výchovných zásahů a s nimi spojených nákladů).

- Vytvoření dlouhodobě produkčních cyklů v lesích, ekologicky i ekonomicky přínosné využití přírodních procesů, které u výběrného principu hospodaření výrazně převažují nad holosečným.
- Zastoupení tlustých a hodnotných stromů v porostech, kde zásoba dříví dlouhodobě výrazně neklesá a osciluje okolo určité hladiny.
- Prostorově uspořádané struktury biotopových stromů ponechané již na místech kde se biotopové stromy nyní vyskytují, pomohou posílit ekologický efekt území jako celku a vytvoří tak pravidelný prostorový aspekt výskytu biotopových stromů.
- Přesunout lokality se zvýšeným výskytem biotopových stromů do první a druhé zóny ochrany CHKO Brdy.

## 8 Přílohy

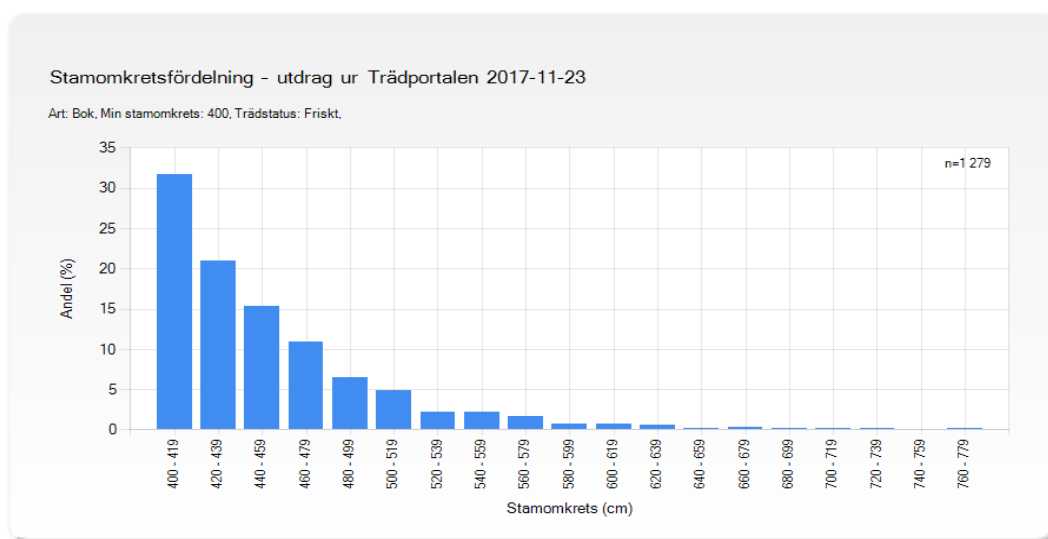
### 8.1 Přirozené a současné zastoupení dřevin v CHKO Brdy

Dřevina	Zastoupení v přirozené skladbě	Zastoupení v současné skladbě
%		%
<b>SM</b>	<b>16,3</b>	<b>76,5</b>
BO	5,8	5,0
<b>JD</b>	<b>32,9</b>	<b>0,8</b>
MD	---	7,1
ostatní jehličnaté	---	0,3
<b>BK</b>	<b>31,6</b>	<b>3,6</b>
<b>DB</b>	<b>5,9</b>	<b>1,2</b>
JV, KL	0,5	0,4
JS	0,4	0,3
LP	1,6	0,0
HB	0,2	0,1
<b>BR</b>	<b>3,1</b>	<b>1,7</b>
OL	0,9	1,5
OS	0,4	0,1
Ostatní listnaté	0,4	0,1
Holina	neuvažována	1,2

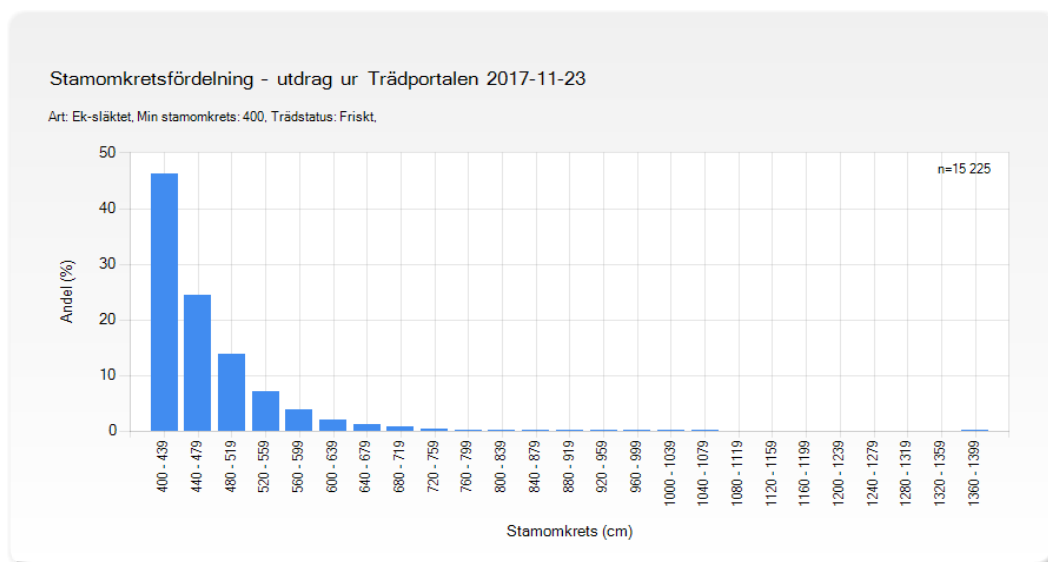
*Zdroj: Plán péče, CHKO Brdy (AOPK)*



## 8.2 Denzita starých stromů ve Švédsku

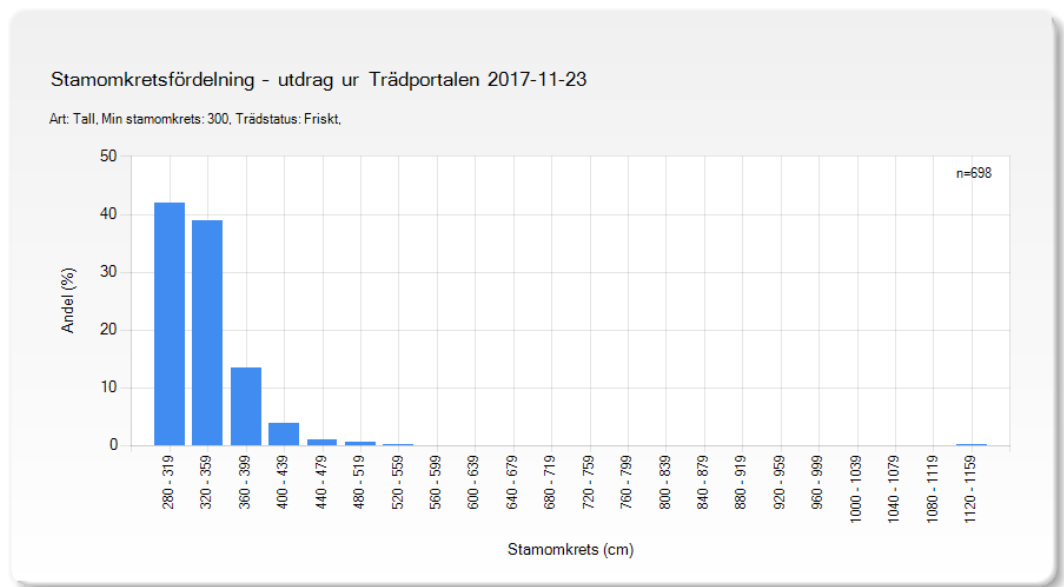


Obvod kmene a počet stromů buku lesního (*Fagus sylvatica*) ve Švédsku. (Obvod stupňován po 20 cm, celkový počet 1 279 stromů s obvodem kmene > 400 cm). Zdroj: <http://www.tradportalen.se>



Obvod a počet stromů Dub zimní, letní (*Quercus petraea*, *Quercus robur*) ve Švédsku. (Obvod stupňován po 40 cm, celkový počet 15 225 stromů s obvodem kmene > 400 cm)

Zdroj: <http://www.tradportalen.se> (2017)



*Obvod kmene a počet stromů borovice lesní (Pinus sylvestris) ve Švédsku. (Obvod stupňován po 40 cm, celkový počet 698 stromů s obvodem kmene > 300 cm). Zdroj: <http://www.tradportalen.se> (2017)*

### 8.3 Nalezená mikrostanoviště

*Kvantitativní výskyt mikrostanovišť pro typy objektů (ŽS, MS, MD, P)*

Popis	Živé stromy	Mrtvé stromy/ dřevo	Pařezy
výrazný náklon kmene (> 45°)	X	X	X
výrazný ohyb kmene	3	X	X
vícečetný kmen (rozvětvený nad úrovní výčetní výšky do výšky 7 m)	8	X	X
příčný zlom kmene	4	1	X
podélné roztržení kmene	6	1	X

velké rány na kmeni zasahující do dřeva, nezhojené a částečně zhojené	6	X	X
větší plochy chybějící kůry na kmeni	6	4	X
trhlina v kůře (bez chybějící kůry) v délce alespoň 1 m	25	X	X
podkorní kapsy (prostor mezi oddělenou kůrou je min. 5 cm široký a 2 cm hluboký)	14	2	11
zlomy větví 1. řádu u listnatých dřevin - čerstvé	4	X	X
zlomy větví 1. řádu u listnatých dřevin - vyschlé	15	X	X
Vstupy do dutin velké (průměr alespoň v jednom směru větší než 5 cm) v kmeni a větvích 1. řádu	3	1	X
Vstupy do dutin malé (potenciální hnízdo, průměr do 5 cm) v kmeni a větvích 1. řádu	15	2	X
dutiny v kmeni s minimálním obsahem troudu cca 8 l	4	1	X
dendrotelmy	19	X	7
nádorovité apod. výrůstky na kůře o ploše alespoň 2 dm <sup>2</sup>	13	X	4
silný výtok pryskyřice alespoň 1 m dlouhý	2	X	X
kořenící větve	X	X	X
výskyt epifyticky rostoucích cévnatých rostlin (vč. kapradin) ve výšce >2 m nad zemí	29	4	X
částečný vývrat kořenového koláče	7	1	6

plodnice troudatce kopytovitého Fomes fomentarius	11	3	0
plodnice troudatce pásovaného Fomitopsis pinicola	2	1	8
tvrdé plodnice jiných dřevokazných hub (>5cm nebo shluky >10 cm)	10	3	4

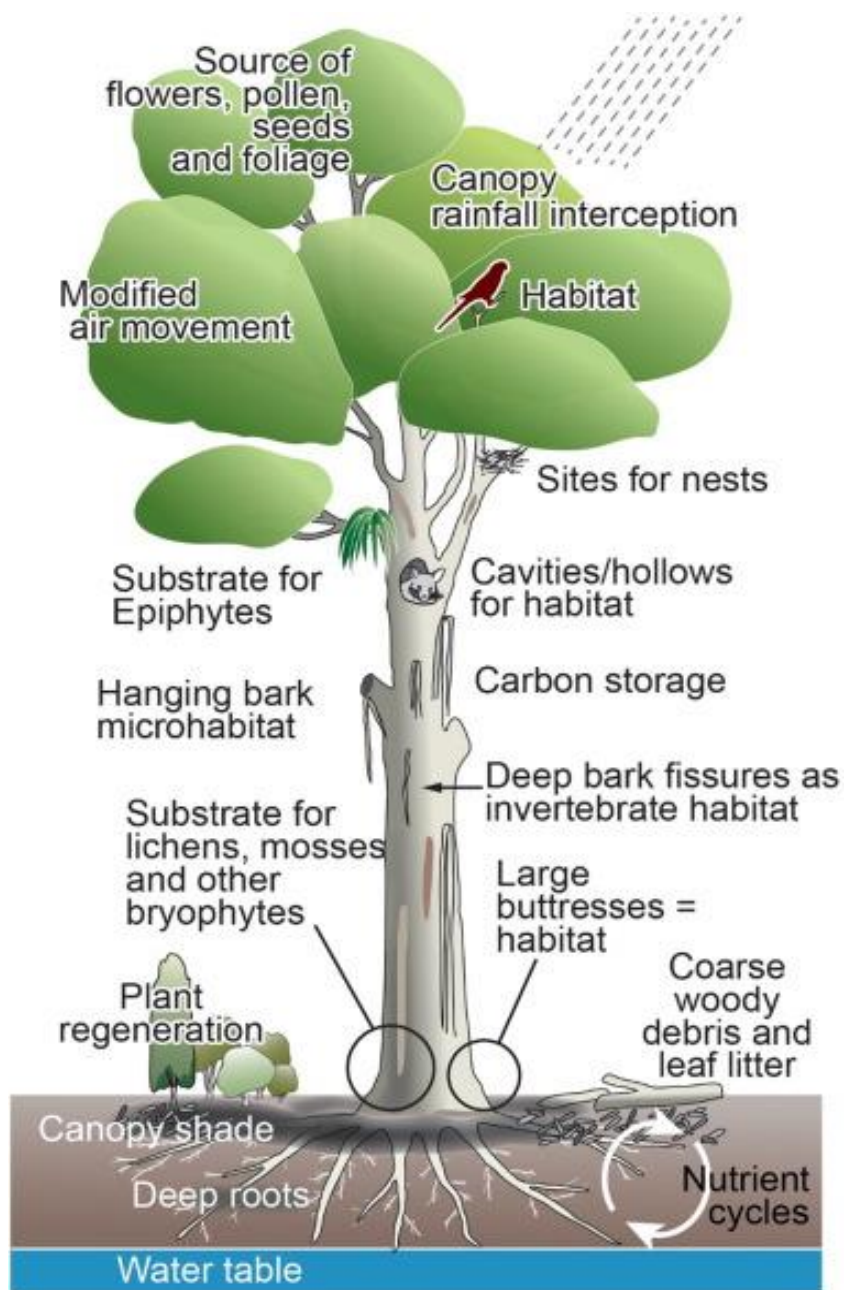
*Tab. 19. Druh mikrostanoviště a jejich množství pro konkrétní rody stromů*

Popis	BK	SM	JD	JS	DB
výrazný náklon kmene (> 45°)	x	x	x	x	x
výrazný ohyb kmene	2	1	X	x	x
vícečetný kmen (rozvětvený nad úrovní výčetní výšky do výšky 7 m)	5	1	2	X	x
Popis	BK	SM	JD	JS	DB
příčný zlom kmene	4	x	x	x	x
podélné roztržení kmene	4	x	x	1	1
velké rány na kmeni zasahující do dřeva, nezhojené a částečně zhojené	4	x	2	x	x
větší plochy chybějící kůry na kmeni	6	x	x	x	x
trhlina v kůře (bez chybějící kůry) v délce	24	1	x	x	x

alespoň 1 m					
podkorní kapsy (prostor mezi oddělenou kůrou je min. 5 cm široký a 2 cm hluboký)	6	x	1	1	1
zlomy větví 1. řádu u listnatých dřevin - čerstvé	1	2	x	x	1
zlomy větví 1. řádu u listnatých dřevin - vyschlé	12	X	x	2	1
Vstupy do dutin velké (průměr alespoň v jednom směru větší než 5 cm) v kmeni a větvích 1. řádu	2	1	x	x	x
Vstupy do dutin malé (potenciální hnízdo, průměr do 5 cm) v kmeni a větvích 1. řádu	13	1	x	x	1
<b>Popis</b>	<b>BK</b>	<b>SM</b>	<b>JD</b>	<b>JS</b>	<b>DB</b>
dutiny v kmeni s minimálním obsahem troudu cca 8 l	2	1	1	x	x
dendrotelmy	17	2	x	x	x
nádorovité apod. výrůstky na kůře o ploše alespoň 2 dm <sup>2</sup>	11	1	1	x	x
silný výtok pryskyřice alespoň 1 m dlouhý	X	1	1	x	x
kořenící větve	x	x	x	x	x
výskyt epifyticky	25	1	1	x	1

rostoucích cévnatých rostlin (vč. kapradin) ve výšce >2 m nad zemí					
částečný vývrat kořenového koláče	5	1	1	x	x
plodnice troudnatce kopytovitého (Fomes fomentarius)	11	x	x	x	x
plodnice troudnatce pásovaného (Fomitopsis pinicola)	2	x	x	x	x
tvrdé plodnice jiných dřevokazných hub (>5cm nebo shluky >10 cm)	6	1	3	x	x

## 8.4 Ekosystémové funkce starých stromů v prostředí



*Zdroj: Conserving large old trees as small natural features (David B.Lindenmayer).*

## 9 Seznam literatury a použitých zdrojů

- Altman, J.; Doležal, J.; Čížek, L. (2016). Big Trees Estimation: A new method based on a partial incremental core tested on the example of veteran oak trees. *Ecology and forest management*, 380, 82 - 89. doi: 10.1016 / j.foreco.2016.08.033
- Aanderaa R.; Rolstad J.; Sognen S.M. 1996: Biological Diversity in Forests. Norges Skogeierforbund og A/S Landbruksforlaget, Oslo, Norway
- Aino Hämäläinen; Mika Hujo; Osmo Heikkala; Kaisa Junninen; Jari Kouki; Retention tree characteristics have major influence on the post-harvest tree mortality and availability of coarse woody debris in clear-cut areas, In *Forest Ecology and Management*, Volume 369, 2016, Pages 66-73, ISSN 0378-1127,
- Akira S. Mori; Ryo Kitagawa; Retention forestry as a major paradigm for safeguarding forest biodiversity in productive landscapes: A global meta-analysis, In *Biological Conservation*, Volume 175, 2014, Pages 65-73, ISSN 0006-3207
- Auld G, Gulbrandsen LH, McDermott CL. Certification schemes and the impact on forests and forestry. *Annual Review of Environment and Resources*, 2008, 33: 187–211.
- Bauhus J.; Van Der Meer P.; Kanninen M.; *Ecosystems Goods and Services from Plantation Forests*, Earthscan, London UK, Washington DC, USA, 2010, 276 p. ISBN: 978-1-84971-168-5
- Bauhus J.; Puettmann K, Messier C.; *Silviculture for old-growth attributes*. *Forest Ecology and Management*, 2009, 258: 525–537.
- Bače, R.; Svoboda, M.; *Management mrtvého dřeva v hospodářských lesích, Dead Wood Management in Production Forests, Dead wood management, saproxylic diversity, habitat trees, sun-exposed large dimensions*, 2015, GK Lesnictví, A - Uplatněná certifikovaná metodika, *Management mrtvého dřeva*, 68998/2015-MZE-16222/M119, podpora trvale udržitelného lesního hospodaření, Ministerstvo zemědělství Těšnov 17 110 00 Praha 1, 21.12.2015,
- Belmain, S.R., Simmonds, M.S.J., Blaney, W.M., 2002. Influence of odor from wood-decaying fungi on host selection behavior of deathwatch beetle, *Xestobium rufovillosum*. *J. Chem. Ecol.* 28, 741–754
- Bohn, U., Weber, H., 2000. *Karte der natürlichen Vegetation Europas*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Carpaneto, G.M.; Mazziotta, A.; Coletti, G.; Luiselli, L.; &



Audisio, P.; Conflict between insect conservation and public safety: the case study of a saproxylic beetle (*Osmoderma eremita*) in urban parks. *J. Insect Conserv.* 2010, 14, 555-565.

Cílek V. a kol. (2005): Střední Brdy. -Ministerstvo zemědělství ČR, Ministerstvo životního prostředí ČR, ČSOP Příbram a Kancelář pro otázky ochrany přírody a krajiny Příbram, 377 s.

Cílek V.;Mudra P.;Sůvová Z. a kol. (2010): Střední Brdy – Hory uprostřed Čech, Dokořán, ISBN 978-80-7363-720-0, 183 s.

Čížek, L.; Hauck, D. ( 2008 ). Extinční dluh v našich lesích: Fauna starých stromů na Břeclavsku [Vyhořelý dluh v našich lesích: Fauna starých stromů na Břeclavsku].

Carlson, A.; Sandstrom, U.; Olsson, K.; 1998. Availability and use of natural tree holes by cavity nesting birds in a Swedish deciduous forest. *Ardea* 86, 109–119.

Dietz, M.; Frank, R.; 1994. Beobachtungen zum Überwinterungsverhalten des Großen Abendseglers (*Nyctalus noctula*) im Philosophenwald in Gießen (Hessen). Cited in Meschede, A., Heller, K.G., 2000. Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 66, Bundesamt für Naturschutz.

Domin K. (1926): Studie o vegetace Brd a povšechné úvahy o dějinách lesních společenstev a o vztazích lesa k podnebí a půdě. Sborn. Přírod., ed. Čes. Akad., Praha Tř. 2: 1-290s.

David B. Lindenmayer, Conserving large old trees as small natural features, *Biological Conservation*, Volume 211, Part B, 2017, Pages 51-59, ISSN 0006-3207

Dafni, A.; On the typology and the worship status of sacred trees with a special reference to the Middle East. *J.Ethnobiol. Ethnomed.* 2006, 2, 26.

Farkač, J., Král, D., Škorpík, M. ed. (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. List of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 s.

Franklin, A. B.; Noon, B. R.; George, T. L.; What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology*, 2002, 25: 20-29 p.

Freer-Smith P.; Carnus JM.; The sustainable management and protection of forests: Analysis of the current position globally. 2008, *AMBIO* 37: 254–262.

Gauslla, Y.; Solhaug, K. A.; Differences in the susceptibility to light stress between epiphytic lichens of ancient and young boreal forest stands. *Functional Ecology*, 10, 1996, 344-354.

Gibbons, P.; McElhinny, C.; & Lindenmayer, D.B.; What strategies are effective for perpetuating structures provided by old trees in harvested forests? A case study on trees with hollows in south-eastern Australia. *Forest Ecol. Manage.* 2010, 260, 975-982.

Gustafsson L.; Kouki J.; Sverdrup-Thygeson A.; Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: A review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2010, 25: 295–308.

Grindal, S.D., 1999. Habitat use by bats, *Myotis* spp., in western Newfoundland. *Can. Field Nat.* 113, 258–263.

Horák, J.; Vodka, S.; Kout, J.; Halda, JP.; Bogusch, P.; Pech, P. (2014). Biodiv  
erzita nejvíce mrtvých organismů závislých na dřevu v termofilních  
temperovaných dubových lesech prospívá rozmanitosti otevřených krajinných  
struktur. *Ekologie lesa a management*, 315, 80 – 85s.

Horák, J.; Rébl, K. (2009): Inventarizační průzkum saproxylických brouků  
(Coleoptera) na území Lánské obory. *Sruby, Lesák, o.s.*, 24 s.

Chan-McLeod ACA.; Moy A.; Evaluating residual tree patches as  
Stepping stones and short-term refugia for red-legged frogs. *Journal of Wildlife  
Management*, 2007, 71: 1836–1844.

Irmeler, U.; Arp, H.; N, R.; Species richness of saproxylic beetles in woodlands is  
affected by dispersion ability of species, age and stand size. *Journal of Insect  
Conservation*, 2010, 14: 227-235.

Janzen, D.H. The future of tropical biology. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 1986, 17, 305-  
324.

Jonsell, M.; Weslien, J.; & Ehnstrom, B.; Substrate requirements of red-listed  
saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity & Conservation*, 1998, 7(6),  
749-764.

Johansson, T., Olsson, J., Hjalten, J., Jonsson, B.G., Ericson, L., 2006. Beetle  
attraction to sporocarps and wood infected with mycelia of decay fungi in old-  
growth spruce forests of northern Sweden. *Forest Ecol. Manage.* 237, 335–341.

Klinerová, T.; Drhovská, L.; Hédl, R.; Vojta, J. (2011): Starobylé a novodobé  
lesy: které jsou vhodnější pro výskyt pravých lesních druhů? Abstrakt posteru. In  
Doktorandské inspirace v botanice II. Sborník příspěvků. Praha, Konference  
České botanické společnosti. 60 s.

Kouki J.; Löfman S.; Martikainen P.; Rouvinen S.; Uotila A.; 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2001, 16 (suppl. 3): P. 27–37.

Kraus D.; Krumm F.; Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, 2013, 284 p. ISBN: 978-952-5980-07-3

Lena Gustafsson; Susan C. Baker; Jürgen Bauhus; William J. Beese; Angus Brodie; Jari Kouki; David B. Lindenmayer; Asko Löhmus; Guillermo Martínez Pastur; Christian Messier; Mark Neyland; Brian Palik; Anne Sverdrup-Thygeson; W. Jan A. Volney; Adrian Wayne; Jerry F. Franklin; Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective, *BioScience*, Volume 62, Issue 7, 1 July 2012, Pages 633–645,

Linder, P.; Jonsson, P.; Niklasson, M.; Tree mortality after prescribed burning in an Old-growth Scots Pine forest in northern Sweden. *Silva Fennica*, 1998, 32, 339-349.

Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Botkin, D.B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conserv. Biol.* 14, 941–950.

Lindenmayer D.B.; Franklin J.F.; *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, 2002, Washington 351 p.

Lindenmayer D.B.; Franklin J.F.; Fischer J.; 2006: General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131: 433-445.

Lindenmayer D.B.; Laurance, W.F.; A history of hubris – cautionary lessons in ecologically sustainable forest management. *Biological Conservation* 151(1), 2012, 11-16.

Lindenmayer, D.B.; Margules, C.R.; Botkin, D.B; Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14(4), 1999, 941-950.

Miklín, J.; Čížek, L.; Eradication of the European Biodiversity Center: Open forest stands, veteran trees and mature forests are subject to intensification, sequencing and entry into the UNESCO Biosphere Reserve. 2014, *Nature Conservation Magazine*, 22, 35p.

Mikusinski, G., Gromadzki, M., Chylarecki, P., 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conserv. Biol.* 15, 208–217.

Míchal I.; Petříček V. et al. 1999: Péče o chráněná území. II. Lesní společenstva. Praha.

Michal, I. (1999): Ponechávání odumřelého dřeva z hlediska péče o biologickou rozmanitost. In: VRŠKA, T. eds. (1999): Význam funkce odumřelého dřeva v lesních porostech. Správa Národního parku Podyjí, 120 s. ISBN 80-238-4739-2.

Martikainen P.; Kouki J.; Heikkala O.; The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera:Carabidae) in boreal pine dominated forests. *Ecography*, 2006, 29: 659–670.

McDermott CL.; Cashore B.; Kanowski PJ.; Global environmental policy in the forestry sector: international comparison. Earthscan. 2010.

Moöller, G., 2005. Habitatstrukturen holzbewohnender Insekten und Pilze (Habitat structures of saproxylic beetles and fungi). *LO<sup>+</sup> BF-Mitteilungen* 3, 30–35.

Müller-Using, M.; Bartsch, N.; 2003. Dynamics of woody debris in a beech stand (*Fagus sylvatica* L.) in Solling. Input, causes, and decomposition of woody debris. *Allg. Forst Jagdztg* 174, 122–130

Nordén, B.; Appelqvist, T.; Conceptual problems of Ecological Continuity and its bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 10, 2001, 779-791.

Outerbridge RA, Trofymow JA. Forest management and maintenance of ectomycorrhizae: A case study of green tree retention in southcoastal British Columbia. *BC Journal of Ecosystems and Management*, 2009,10: 59–80.

Palik, B.J.; Ostry, M.E.; Venette, R.C.; Abdela, E.;  
Fraxinus nigra (black ash) dieback in Minnesota: regional variation and potential contributing factors. *Forest Ecol. Manage.*, 2011, 261, 128-135p.

Puettmann KJ.; Coates KD.; Messier C.; A Critique of Silviculture: Managing for Complexity . Island Press, 2009.

Pilskog, Hanne Birkemoe; Tone Framstad; Erik Sverdrup-Thygeson; Anne. Effect of Habitat Size, Quality, and Isolation on Functional Groups of Beetles in Hollow Oaks. *Journal of insect science*, 2016.

Psyllakis, J.M., Brigham, R.M., 2006. Characteristics of diurnal roosts used by female *Myotis* bats in sub-boreal forests. *Forest Ecol. Manage.* 223, 93–102.

Ranius, T.; 2002. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biol. Conserv.* 103, 85–91.

- Ranius, T.; Jansson, N., 2002. A comparison of three methods to survey saproxylic beetles in hollow oaks. *Biodivers. Conserv.* 11, 1759–1771.
- Remeš J.; Bílek L.; 2014, *Obnova a strukturalizace přírodě blízkých porostů ve středních polohách, Certifikovaná metodika, Lesnický průvodce, VÚHLM Strnady*, ISBN 978-80-7417-089-8
- Rosenthal R.; Löhmus A.; For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management*, 2008, 255: 1–15.
- Samek, V.; Plíva, K. (1957): Rozšíření smrku a fytoocenologická charakteristika smíšených smrčin v Brdech. – *Věd. Pr. Výzk. Úst. Lesa a mysl.*, 1, Zbraslav.
- Sverdrup-Thygeson; Anne & Ørka; Hans & Gobakken; Terje & Næsset Erik; Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests?. *Forest Ecology and Management*. 369. 2016, 116-125.
- Tlapák Josef, (1984), K vývoji stavu lesů a druhové skladby dřevin na Rožmitálsku, Příbramsku a Březnicku do počátku druhé poloviny 19. století, *Vlastivědný sborník Podbrdská 27/1984, Okresní archiv a okresní muzeum Příbram*, 16-61, 217s.
- Thaiutsa, B.; Puangchit, L.; Kjelgren, R.; & Arunpraparut, W.; Urban green space, street tree and heritage target tree assessment in Bangkok, Thailand. *Urban Forest. Urban Greening*, 2008, 7, 219-229.
- Thompson ID.; Okabe K. Tylianakis; JM Kumar; P. Brockerhoff; EG. Schellhorn; NA. Parrotta; JA Nasi R; . 2011. Forest biodiversity and the delivery of ecosystem goods and services: Translating science into policy. *BioScience*. 2011. p. 972–981.
- The EU Biodiversity strategy to 2020; Publications Office of the European Union, 2011, Luxembourg, ISBN 978-92-79-20762-4
- Vacek, S.; Simon, J. Strategie managementu lesních území se zvláštním statutem ochrany. *Obecná část. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s. r. o.*, 2010. 568s. ISBN 978-80-87154-50-2. s. 586.
- Winter, S., 2005. Ermittlung von strukturellen Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von TieflandBuchenwäldern. PhD Thesis Technical University Dresden.
- Winter, S.; Flade, M.; Schumacher, H.; Kerstan, E.; Moöller, G.; 2005. The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest Snow Landsc. Res.* 79, 127–144.
- Williams, R.J., Cook, G.D., Gill, A.M. & Moore, P.H.R.

Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. *Aust. J. Ecol.* 1999, 24, 50-59.

Wilhere, G. Simulations of snag dynamics in an industrial Douglas-fir forest. *Forest Ecol. Manage.*, 2003, 174, 521-539.

#### **Webové stránky institucí:**

Přírodě blízké lesy a chráněná území v ČR. [online]. [cit. 2017-12-19] Dostupné z: <http://www.pralesy.cz>

Švédský stromový portál. [online]. [cit. 2017-12-19] Dostupné z: <http://www.artdatabanken.se>

Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem. [online]. [cit. 2017-12-20] Dostupné z: <http://www.uhul.cz>

#### **Tištěná periodika:**

Příhoda J.; Lukášová V.; Zrušením vojenského újezdu Brdy se pro VLS nic nezmění. *Lesnická Práce*. 4/2015, Ročník 94, s. 4-9.

Fišer; Moravec; Spilka; Pipek; CHKO Brdy. *Lesnická Práce*. 4/2015, Ročník 94, s. 13-15.

Pernegr V.; Armáda opustí lesy ve středních Brdech. *Lesnická Práce*. 4/2015, Ročník 94, s. 10-12.

Dorňák; Zelenka; Vyhlášení CHKO Brdy ve vztahu k lesnickému hospodaření. *Lesnická Práce*. 4/2015, Ročník 94, s. 16-17.

## **9.1 Seznam příloh**

- 8.1 Přírozené a současné zastoupení dřevin v CHKO Brdy
- 8.2 Početnost starých stromů ve Švédsku
- 8.3 Nalezená mikrostanoviště
- 8.4 Ekosystémové funkce starých stromů v prostředí