

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra pěstování lesů



Česká zemědělská
univerzita v Praze

**Struktura porostů a výskyt stromových
mikrohabitátů v Národní přírodní rezervaci
Voděradské bučiny**

Diplomová práce

Autor: Bc. Ondřej Panocha

Vedoucí práce: doc. Ing. Lukáš Bílek, Ph.D.

2021

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Ondřej Panocha

Lesní inženýrství

Lesní inženýrství

Název práce

Struktura porostů a výskyt stromových mikrohabitátů v Národní přírodní rezervaci Voděradské bučiny

Název anglicky

Forest Stands Structure and Occurrence of Tree Microhabitats in National Nature Reserve Voděradské Bučiny

Cíle práce

Cílem práce je na síti trvalých výzkumných ploch na území národní přírodní rezervace Voděradské bučiny, které reprezentují odlišný managementový přístup v minulosti, vyhodnotit porostní strukturu a výskyt stromových mikrohabitátů.

Metodika

1. Studium odborné literatury, získání detailního přehledu prostřednictvím publikovaných informací k danému tématu (termín srpen 2020)
2. Identifikace trvalých výzkumných ploch (TVP) v terénu, obnova značení (termín srpen 2020)
3. Zpracování dat z předchozích měření (termín září 2020)
4. Doplnění časové řady porostních inventarizací na TVP (termín listopad 2020)
5. Inventarizace výskytu stromových mikrohabitátů na jednotlivých TVP (termín prosinec 2020)
6. Statistické zpracování dat (termín leden 2021)
7. Formulování výsledků výzkumu (termín březen 2021)

Doporučený rozsah práce

minimálně 50 normovaných stran textu bez příloh

Klíčová slova

Buk lesní, biodiverzita, ochrana přírody, samovolný vývoj, lesní těžba

Doporučené zdroje informací

- Bílek L., Remeš J., Zahradník D. 2011. Managed vs. Unmanaged – Structure of Beech Forest Stands (*Fagus sylvatica* L.) after 50 Years of Development, Central Bohemia. *Forest Systems* 20(1):122-138.
- Jahed, R.R., Kavousi, M.R., Farashiani, M.E. et al. 2020. A comparison of the formation rates and composition of tree-related microhabitats in beech-dominated primeval carpathian and hyrcanian forests. *Forests* 11(2),144.
- Kozák D., Mikoláš M., Svitok M. et al. 2018. Profile of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 429:363–374.
- Larrieu L., Cabanettes A., Delarue A. 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research* 131(3):773-786
- Poleno Z., Vacek S. et al. 2009. Pěstování lesů III. – Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce. 1012 s.
- Vuidot A., Paillet Y., Archaux F., Gosselin F. 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144(1):441-450.
- Winter S., Möller G.C. 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255(3-4):1251-1261.
-

Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FLD

Vedoucí práce

doc. Ing. Lukáš Bílek, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra pěstování lesů

Elektronicky schváleno dne 7. 7. 2020

doc. Ing. Lukáš Bílek, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 18. 10. 2020

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 25. 02. 2021

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma **Struktura porostů a výskyt stromových mikrohabitatů v Národní přírodní rezervaci Voděradské bučiny** vypracoval samostatně pod vedením doc. Ing. Lukáše Bílka, 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 19.4.2021

Podpis autora

Rád bych poděkoval doc. Ing. Lukášovi Bílkovi, Ph.D. za vstřícnost, podporu a motivaci při zpracovávání práce. Dále bych rád poděkoval kolegům Bc. Tereze Humlové a Ing. Václavu Zumrovi za pomoc při sběru dat v terénu a také své rodině za velikou podporu při studiu.

Abstrakt

Buk lesní (*Fagus sylvatica* L.) je naší nejvýznamnější lesní listnatou dřevinou, která bude hrát významnou roli při zvyšování odolnosti lesních porostů při změnách klimatu. Zastoupení tohoto druhu v našich lesích neustále narůstá, proto je třeba hledat způsoby, jak zvyšovat strukturální diverzitu, biologickou rozmanitost, pestrost a odolnost bukových porostů. Ideálním referenčním objektem pro pozorování vývoje a změn struktury bukových porostů je v rámci České republiky Národní přírodní rezervace Voděradské bučiny, nacházející se jihovýchodně od Prahy. Na několika trvalých zkusných plochách zde od roku 1980 probíhá periodické měření dat, na které tato práce navazuje s cílem zachytit a popsat změny struktury a charakteru těchto porostů. Na 7 trvalých zkusných plochách o velikosti 1 ha, které se lišily různou délkou samovolného vývoje (s.v.) (na TZP č. 1-5 trval 20 let, na TZP č. 6 a 7 trval 70 let), byly zaznamenány základní dendrometrické charakteristiky všech jedinců s výčetní tloušťkou ≥ 8 cm. Dále byla zaznamenána data o stojícím i ležícím mrtvém dřevě, také o stromových mikrohabitatech (Mh). Průměrný počet jedinců na plochách 70 let s.v. byl vlivem přirozené obnovy 2× větší, stejně jako hodnoty zápoje v porovnání s plochami 20 let s.v. Plochy 70 let s.v. byly i druhově bohatší, v průběhu sledovaného období však podíl buku na úkor ostatních dřevin narůstal. Plochy se prokazatelně lišily svou strukturou, tloušťkové rozdělení ploch 20 let s.v. připomínalo rozdělení hospodářských lesů v porovnání s plochami 70 let s.v., jejichž rozložení tlouštěk se podobalo přírodním lesům. Mrtvého dřeva bylo na všech plochách méně v porovnání s průměrnými hodnotami uváděnými v literatuře pro přirozené bukové porosty Evropy, více ho však bylo na plochách 70 let s.v. Byla potvrzena závislost počtu druhů Mh i celkového počtu Mh na výčetní tloušťce, a to na obou typech ploch. Průměrný počet Mh/strom se mezi typy ploch významně lišil (Wilcoxonův test, $U = 7593,5$; $p = 0,04$), na plochách 20 let s.v. byl 1,72 (min. 0, max. 5) a na plochách 70 let s.v. 2,24 (min. 1, max. 9). Plochy 70 let s.v. byly všeobecně strukturně i biologicky bohatší. I nadále je třeba v inventarizacích na tomto území pokračovat a průběžně pozorovat změny, které by pomohly porozumět zákonitostem samovolného vývoje přírodě blízkých bukových porostů v těchto podmínkách.

Klíčová slova: buk lesní, biodiverzita, ochrana přírody, samovolný vývoj, lesní těžba

Abstrakt

European beech (*Fagus sylvatica* L.) is our most important forest broadleaved species, which will play a significant role in a resistance increase of forest stands during the climate change. Since a representation of this species in our forests is constantly growing, it is necessary to search for methods how to increase a structural and biological diversity, variety and resistance of beech forest stands. An ideal reference study area for a beech stands structural change and progression observation in the Czech Republic is located south-east of Prague in the National Nature Reserve Beechwood of Voděrady. Since 1980, data from several permanent research plots have been collected here. The present study builds on this ongoing research with an aim to capture and describe a change in structure and characteristics of these stands. Basic dendrometrical data were measured for each individual with a breast height ≥ 8 cm located on seven 1-ha permanent research plots (PRP) varying in length of a spontaneous forest development (s.d.) - 20 years on PRP 1-5 and 70 years on PRP 6 and 7. Further data collection comprised of fallen dead wood (logs), standing dead wood (snags) and tree related microhabitats (Mh). An average number of individual stands and canopy values on plots with 70 years of s.d. was due to the natural regeneration twice bigger in comparison to the plots with 20 years of s.d. Wider species richness was recorded on plots with 70 years of s.d., however during the reporting period beech share increased lowering numbers of other species. The plots demonstrably differed in structure; diameter distribution of plots with 20 years of s.d. resembled a distribution of managed stands. In comparison, diameter distribution in plots with 70 years of s.d. was much closer to primary forests. According to the resources on primary beech-dominated forest of Europe, the quantity of dead wood was smaller than average, however a bigger amount was recorded on plots with 70 years of s.d. On both types of plots, the number of Mhs and its variety depended on a breast height. An average number of Mh per tree significantly differed on each type of plot (Wilcoxon test, $U = 7593,5$; $p = 0,04$). On plots with 20 years of s.d. was 1,72 (min. 0, max. 5) and on plots with 70 years of s.d. 2,24 (min. 1, max. 9). In general, plots with 70 years of s.d. were structurally and biologically richer. To be able to better understand laws of spontaneous development of close to nature beech stands in these conditions, it is important to continue collecting data on the changes of this area also in the future.

Key words: European beech, biodiversity, nature conservation, spontaneous development, forest harvesting

Obsah

1. Úvod.....	13
2. Cíle práce	14
3. Charakteristika buku lesního – <i>Fagus sylvatica</i> L.....	15
3.1 Taxonomické zařazení a popis druhu.....	15
3.2 Hospodářský význam dřeviny.....	16
3.3 Ekologické nároky	17
4. Charakter a vývoj přirozených bukových porostů.....	19
4.1 Ekologické charakteristiky přirozených lesů	19
4.2 Přirozený vývoj bukových lesů v ČR.....	21
4.3 Buk lesní a klimatická změna	22
5. Struktura přirozených bukových lesů	24
5.1 Druhová struktura.....	24
5.2 Tloušťková struktura	24
5.3 Výšková struktura	25
5.4 Zásoba a hustota.....	26
5.5 Horizontální a vertikální struktura	26
5.6 Porostní mezery.....	27
5.7 Srovnání přírodních a hospodářských lesů	28
5.8 Mrtvé dřevo.....	29
5.9 Mikrohabitaty.....	33
6. Charakteristika zájmového území.....	38
6.1 Národní přírodní rezervace Voděradské bučiny	38
6.2 Geologické a pedologické poměry.....	39
6.3 Klimatické poměry.....	40
6.4 Fauna	40

6.5 Flora	42
6.5.1 Acidofilní bučiny <i>Luzulo – Fagetum</i>	44
6.5.2 Květnaté bučiny <i>Dentario enneaphylli – Fagetum</i>	45
6.5.3 Hercynské dubohabřiny <i>Galio – Carpinetum</i>	46
6.5.4 Vlhké acidofilní doubravy <i>Genisto germanicae – Quercion</i>	47
6.5.5 Údolní jasanovo–olšové luhy <i>Alnion incanae</i>	48
6.5.6 Suché acidofilní doubravy <i>Genisto germanicae – Quercion</i>	49
6.5.7 Suťové lesy <i>Tilio – Acerion</i>	49
7. Historie lesů a lesního hospodaření	51
7.1 Historický vývoj celého území.....	51
7.2 Vývoj lesů v lokalitách s trvalými zkusnými plochami v NPR	53
7.2.1 Sekce 5. Malovaný buk (55,07 ha) – TZP 6 a 7.....	54
7.2.2 Sekce 8. Černý blato (73,55 ha) – TZP 3.....	54
7.2.3 Sekce 9. Shnilý mostky (60,67 ha) – TZP 1, 4 a 8.....	55
7.2.4 Sekce 10. Na Kobyle (81,74 ha) – TZP 2 a 5	55
8. Současné lesy NPR Voděradské bučiny	58
8.1 Základní údaje o současném stavu lesů	58
8.2 Management.....	60
8.3 Zonace	61
9. Metodika	63
9.1 Zkusné plochy a předchozí výzkumná činnost	63
9.2 Sběr dat.....	63
9.3 Zpracování dat.....	64
10. Výsledky	67
10.1 Porostní ukazatele	67
10.2 Druhová skladba.....	68
10.3 Tloušťková struktura.....	69

10.4 Výšková struktura	71
10.5 Mrtvé dřevo	75
10.6 Mikrohabitaty	78
11. Diskuze	81
12. Závěr	86
13. Seznam literatury a použitých zdrojů	89

Seznam obrázků, tabulek a grafů

Obr. 1. Označený jedinec na zkusné ploše (autor)	14
Obr. 2. Buk lesní (Il. Jiří Málek, pub. VLS ČR s.p.)	15
Obr. 3. Rozšíření buku lesního (Wühlisch 2008)	17
Obr. 4. Výskyt buku lesního v ČR (Pladias 2021).....	17
Obr. 5. Malý vývojový cyklus (6.LVS) (Vacek et al. 2007)	20
Obr. 6. Rozklad ležících kmenů buku (Vrška et al. 2018b).....	32
Obr. 7. Umístění NPR Voděradské bučiny (Cenia 2021).....	38
Obr. 8. Acidofilní bučiny v ČR (Chytrý et al. 2010)	44
Obr. 9. Květnaté bučiny v ČR (Chytrý et al. 2010)	46
Obr. 10. Hercynské dubohabřiny (Chytrý et al. 2010)	46
Obr. 11. Vlhké acidofilní doubravy v ČR (Chytrý et al. 2010)	47
Obr. 12. Údolní jasanovo–olšové luhy v ČR (Chytrý et al. 2010)	48
Obr. 13. Suché acidofilní doubravy v ČR (Chytrý et al. 2010)	49
Obr. 14. Suťové lesy ČR (Chytrý et al. 2010)	50
Obr. 15. Rozdělení jednotlivých sekcí v roce 1859 (Šrámek 1982) s lokalizací současných TZP	53
Obr. 16. Výřez z typologické mapy (AOPK 2011)	59
Obr. 17. Výřez z porostní mapy (AOPK 2011)	59
Obr. 18. Zonace NPR Voděradské bučiny (Bílek et al. 2013) s vyznačením TZP.....	62
Obr. 19. Prostorová struktura mrtvého dřeva	77
Obr. 20. Dutina po vylomení větve (autor).....	88
Obr. 21. Velká dutina v horní polovině kmene (autor).....	88

Obr. 22. Ležící mrtvé dřevo (autor)	88
Obr. 23. Mikrohabitatový strom s více druhy Mh (autor)	88
Tab. 1. Mrtvé dřevo v rezervacích ČR. Převzato a upraveno z (Christensen et al. 2005)	31
Tab. 2. Mrtvé dřevo v ČR. Převzato z (Zumr et Remeš 2020)	31
Tab. 3. Mrtvé dřevo v rezervacích a hospodářských lesích Evropy. Převzato z (Zumr et Remeš 2020)	32
Tab. 4. Definice, popis a obrázek jednotlivých typů mikrohabitatů. Upraveno dle (Winter et Möller 2008)	36
Tab. 5. Změna druhové skladby lesů NPR Voděradské bučiny. Upraveno dle (Bílek et al. 2013)	53
Tab. 6. Současná a přirozená druhová skladba (pro rok 2011) (AOPK 2011)	59
Tab. 7. Základní porostní ukazatele pro TZP č. 1-7	67
Tab. 8. Změna hlavních porostních ukazatelů v průběhu 40 (TZP 1-5) a 15 (TZP 6-7) let	67
Tab. 9. Zastoupení dřevin na jednotlivých TZP	68
Tab. 10. Změna druhové skladby v průběhu inventarizací	68
Tab. 11. Tloušťkové charakteristiky nejsilnějších jedinců	70
Tab. 12. Vývoj střední výšky h_g na jednotlivých TZP	72
Tab. 13. Průměrné hodnoty charakteristik stromů jednotlivých TZP	73
Tab. 14. Sumární přehled charakteristik mrtvého dřeva	75
Tab. 15. Změna zásoby mrtvého dřeva na jednotlivých TZP v průběhu 10 let	76
Tab. 16. Výskyt jednotlivých druhů Mh na jednotlivých TZP	78
Tab. 17. Sumární ukazatele Mh na jednotlivých TZP	78
Tab. 18. Srovnání sumárních ukazatelů Mh na rozdílných typech ploch	78
Graf 1. (1A–1H) Změna druhové skladby a zastoupení věkových stupňů v jednotlivých sekcích. Upraveno (Šrámek 1982)	57
Graf 2. Změna zásoby (TZP 1-5)	68
Graf 3. Změna počtu jedinců (TZP 1-5)	68
Graf 4. (4A–4E) Vývoj tloušťkové struktury TZP č. 1-5	69
Graf 5. (5A–5B) Vývoj tloušťkové struktury TZP č. 6 a 7	70

Graf 6. (6A–6G) Vztah výčetní tloušťky a výšky jedinců jednotlivých TZP.....	71
Graf 7. (7A–7B) Srovnání výškových křivek a křivek štihllostních koeficientů (BK) všech TZP	72
Graf 8. Štihllostní koeficient na jednotlivých TZP	73
Graf 9. Délka koruny na jednotlivých TZP	74
Graf 10. Korunová projekce na jednotlivých TZP	74
Graf 11. Vztah výčetní tloušťky a délky koruny všech jedinců	75
Graf 12. Vztah výčetní tloušťky a korunové projekce všech jedinců.....	75
Graf 13. Podíl mrtvého dřeva na celkové zásobě živých jedinců	76
Graf 14. Stupně rozkladu mrtvého dřeva na TZP č. 7	76
Graf 15. Podíl stupně rozkladu na celkové zásobě mrtvého dřeva.....	77
Graf 16. Rozdíl počtu Mh/strom na rozdílných typech ploch	79
Graf 17. (17A–17B) Závislost počtu Mh na výčetní tloušťce (20 a 70 let s.v.)	80
Graf 18. (18A–18B) Závislost počtu druhů Mh na výčetní tloušťce (20 a 70 let s.v.)...	80

1. Úvod

Lesní porosty na našem území jsou v současné době vystaveny mnohým nepříznivým vlivům, jako jsou například kůrovcová kalamita, narůstající sucho nebo častěji se vyskytující periody extrémních teplot v letním období související s klimatickou změnou. Z těchto i mnoha dalších důvodů je třeba hledat způsoby, jak zvyšovat odolnost lesních porostů, strukturální i biologickou rozmanitost a jejich pestrost.

S těmito změnami souvisí i změna druhové skladby našich lesů, která by v budoucnu měla mít vyšší zastoupení listnatých dřevin. Naší nejvýznamnější listnatou dřevinou, která bude v tomto ohledu hrát důležitou roli, je buk. Tento druh by u nás byl, za předpokladu absence lidského hospodaření, přirozeně zastoupen 40,2 %, jeho podíl se v ČR od roku 2000 zvýšil o 2,8 % na současných 8,8 % (MZe 2019). Podíl buku na celkovém druhovém složení našich lesů se bude velmi pravděpodobně i nadále zvyšovat. Proto je zapotřebí hledat vhodné způsoby, jak s tímto druhem v lesích při měnícím se klimatu vhodně hospodařit, ať už jako s hlavní dřevinou nebo jako příměsí. Ideálními referenčními objekty k tomuto účelu jsou přirozené bukové lesy. V ČR se však takovéto lesy nevyskytují, protože většina lesů na našem území byla vlivem antropogenní činnosti s různou intenzitou pozměněna. Většina nejzachovalejších přírodě blízkých bukových lesů je u nás proto součástí zvláště chráněných území. Tato zvláště chráněná území pokrývají 16,76 % plochy ČR, z nichž maloplošná jsou zastoupena pouze 1,46 % (AOPKČR 2021). Jedním z maloplošných zvláště chráněných území u nás je i Národní přírodní rezervace Voděradské bučiny nacházející se jihovýchodně od Prahy. Zde od roku 1980 na několika trvalých zkusných plochách probíhá periodické měření dat s cílem zachytit a popsat změny ve struktuře a vývoji těchto porostů. Tato kontinuálně měřená data jsou velmi cenným podkladem pro jejich následnou aplikaci ve formě určitých doporučení v hospodářských lesích, a to například formou přírodě blízkého hospodaření. O tomto tématu však stále není dostatek potřebných informací a je potřeba se mu nadále dostatečně věnovat a data aktualizovat.

Tato práce navazuje na řadu předchozích měření trvalých zkusných ploch, kterou doplňuje o aktuální data. Současně zkoumá vliv struktury porostů na výskyt stromových mikrohabitatů.

2. Cíle práce

Cílem této práce je popis a vyhodnocení struktury porostů nacházejících se v síti trvalých výzkumných ploch na území národní přírodní rezervace Voděradské bučiny. Tyto porosty lze rozdělit do dvou kategorií reprezentujících odlišný managementový přístup v minulosti. Dílčím cílem je jejich porovnání, vyhodnocení struktury mrtvého dřeva a výskytu stromových mikrohabitatů v nich.



Obr. 1. Označený jedinec na zkušné ploše (autor)

3. Charakteristika buku lesního – *Fagus sylvatica* L.

3.1 Taxonomické zařazení a popis druhu

Buk lesní (*Fagus sylvatica* L.) patří do čeledi bukovitých – *Fagaceae*, mezi opadavé, jednodomé dřeviny statného vzrůstu. Buk dosahuje výšky 35–45 m (Úradníček et al. 2001), má rovný, válcovitý, průběžný kmen s hladkou šedou, na vápencovém podloží až šedobílou, stříbřitou borkou a větvemi svírajícími s kmenem ostrý úhel (Hieke 1978). Solitérní jedinci mají korunu kulovitou, stromy v zapojených porostech naopak metlovitou. Průměr kmene buku může dosahovat až 1,5 metru (Slávik 2004) a největší jedinci mohou dorůstat do objemu 25–30 m³. Maximální věk, kterého se buk dožívá, je 200–400 let. Kořenový systém této dřeviny je srdčitý, větvený, s velkým množstvím mohutných bočních kořenů směřujících do všech stran, což mu zaručuje velmi dobrou stabilitu (Musil et Möllerová 2005).

Větve buku jsou rozlišené v brachyblasty a dlouhé prýty, letorosty jsou červenohnědé, nejprve bělavě pýřité, později lysé. Pupeny buku jsou až 2 cm dlouhé, ostře zašpičatělé, větvenovité, odstávající, skořicově hnědé, dvouřadě střídavé a šupiny jsou bělavě pýřité (Slávik 2004, Větvička 2003). Umístění listů na letorostech je střídavé (*Obr. 2.*). Listy buku mají 5–10 mm krátký pýřitý řapík, jsou celistvé, eliptické až vejčitě eliptické, dlouhé 5–10 cm a široké 3–7 cm s 5–9 páry postranních žilek. Jsou celokrajné až mělce zubaté, na vrcholu zašpičatělé a u báze zaokrouhlené, z lícni stany lesklé a lysé, z rubu bělavě pýřité, v paždí žilek a na okrajích listů dlouze pýřité. Palisty jsou úzce kopinaté a



Obr. 2. Buk lesní (Il. Jiří Málek, pub. VLS ČR s.p.)

lesklé (Koblížek 1990). Listy v zástínu mají tenkou čepel a jsou rozložené, naopak osluněné listy jsou pevné, u okrajů mají zdviženou čepel. Na podzim se listy postupně zbarvují do žluta a následně do červena a tmavohněda (Úradníček et al. 2001). Samčí květy vyrůstají z paždí listů v dlouze stopkatých nících svazečcích, samičí květy rostou po dvojicích v červenavých číškách, z venku porostlých dlouhými chloupky, které následně tvoří dřevnaté výrůstky (Hieke 1978).

Plodem tohoto druhu jsou trojboké nažky (bukvice) 1–2 cm dlouhé, uzavřené po páru v dřevnaté číšce, která se otevírá čtyřmi chlopněmi (Koblížek 1990). Semenné roky buku mají víceleté nepravidelné intervaly, a to od 5 do 10 let (Slávik 2004). U volně rostoucích jedinců se fyziologická zralost dostavuje v rozmezí 20.–40. roku, u jedinců v zápoji až později, mezi 50.–80. rokem (Koblížek 1990, Větvíčka 2003). Plody jsou jedlé, proto je vyhledává a roznáší velké množství zvířat. Mladší stromky zvěř velmi často ráda okusuje (Úradníček et al. 2001).

3.2 Hospodářský význam dřeviny

Buk je naší hospodářsky nejvýznamnější listnatou dřevinou (Musil et Möllerová 2005). Dřevo buku je roztroušeně pórovité, bez rozlišení jádrového a bělového dřeva, má narůžovělou barvu a dobře viditelné dřevné paprsky na všech řezech. Dřevo je tvrdé, těžké, pevné a pružné, ale také málo trvanlivé (Zeidler et Borůvka 2016). Cenné sortimenty lze získat pouze z hladké části kmene, zbytek je využit jako palivo nebo k výrobě celulózy (Úradníček et al. 2001). Buk je hojně využíván v nábytkářství a kvůli své plasticitě pak obzvláště k výrobě ohýbaného nábytku. Dobře se impregnuje, proto je využíván na výrobu železničních pražců. Dále se z tohoto dřeva vyrábí dýhy, parkety, hračky, dřevěné uhlí či destilační produkty (Koblížek 1990). Dřevo buku je za určitých okolností náchylné k tvorbě nepravého jádra. Největší vliv na jeho tvorbu mají věk stromu, půdní substrát, intenzita výchovy, hospodářský způsob, bonita a technologické procesy spojené s hospodařením v lesích. Vhodným opatřením pro jeho omezení je: pěstování této dřeviny na bohatých půdách, kratší doba obmýtí, využití výběrného hospodářského způsobu, méně intenzivní výchova či ošetření mechanicky poškozených míst kmene (Suchomel et Gejdoš 2010).

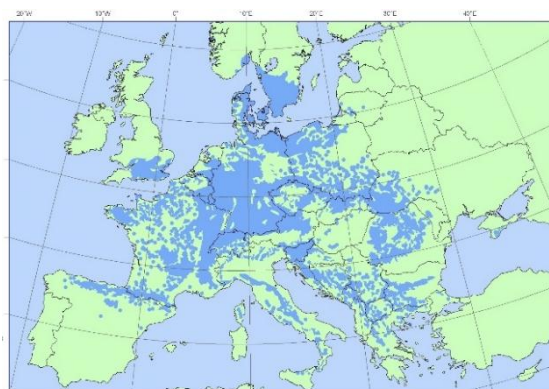
Buk je v rámci habitatu velmi variabilním druhem dřeviny, proměnlivý je především ve tvaru a velikosti listů. Má mnoho kultivarů využívaných především v zahradnictví, například: *Aspleniifolia* s laločnatými listy, *Atropunicea* s tmavočerveně zbarvenými listy, *Pendula* s převislými větvemi či *Rohanii* s vínově zbarvenými laločnatými listy a

Zlatia s vejčitými žlutavě zelenými listy (Koblížek 1990). Jako mladý stromek je buk často využíván jako živý plot, protože jeho pomalý růst nevyžaduje náročnou údržbu (Vermeulen 1998).

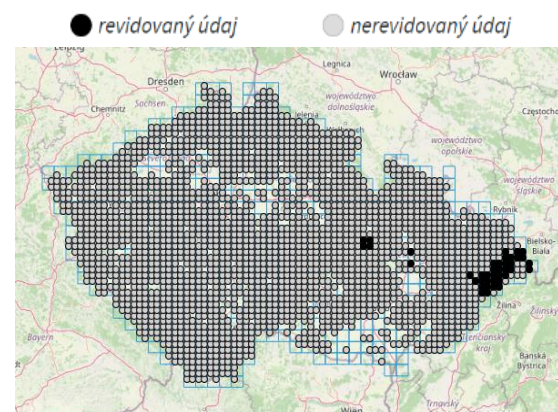
3.3 Ekologické nároky

Buk je druhem oceánického a suboceánického klimatu (Koblížek 1990) s hlavním areálem výskytu v Evropě (Obr. 3.). Jeho areál se rozkládá od západu, vede přes střední Evropu až k jihovýchodní části kontinentu (Úradníček et al. 2001, Větvička 2003, Wühlisch 2008). Tento druh vyžaduje dostatečný roční úhrn srážek v rozmezí 800–1000 mm a minimálně 5 měsíců vegetační sezóny (Koblížek 1990). Nároky buku na vlhkost půdy jsou průměrné. Výškové optimum buku se pohybuje od 400 do 800 m n.m., kde často vytváří nesmíšené porosty, u spodní hranice tvoří směs s dubem a u horní hranice se smrkem a jedlí (Úradníček et al. 2001). Z hlediska lesních vegetačních stupňů je dominantní dřevinou 4. lesního vegetačního stupně (bukový), kde je současně i jeho produkční optimum. Vyskytuje se přirozeně od 2.–7. LVS, v každém stupni se však s ohledem na provenienci a konkrétní habitus mění jeho vitalita (Poleno et al. 2009). Na území ČR tak lze buk nalézt takřka ve všech středohořích a horských oblastech hercynské i karpatské části našeho území (Obr. 4.) a jeho zastoupení činí 8,8 % (MZe 2019).

V oblasti svého optima je buk téměř indiferentní ke geologickému podkladu. Neroste v bažinách či rašeliništích, a kromě chudých písčitých půd a nepropustných jílovitých substrátů roste na většině druhů hornin (Úradníček et al. 2001). Nejvhodnější stanoviště pro tento druh jsou čerstvě vlhké, dobře provzdušněné, na živiny bohaté humózní půdy, obzvláště příznivé jsou pak půdy bohaté na vápník (Koblížek 1990). Na živných stanovištích prokořeňuje pouze svrchní vrstvy půdy. Mimo své optimum nároky buku na



Obr. 3. Rozšíření buku lesního (Wühlisch 2008)



Obr. 4. Výskyt buku lesního v ČR (Pladias 2021)

půdu výrazně narůstají. Svým opadem výrazně zlepšuje půdní podmínky stanoviště (Úradníček et al. 2001).

Buk snáší silný zástin (Úradníček et al. 2001), po tisu červeném (*Taxus baccata* L.) a jedli bělokoré (*Abies alba* Mill.) je naší třetí nejtolerantnější dřevinou vůči zástinu (Leugnerová 2007), z tohoto důvodu je schopný vytlačit ostatní druhy dřevin a vytvářet tak i několikaetážové čisté bučiny. Buk je velmi citlivý na pozdní mrazy (Úradníček et al. 2001) a účastní se ektomorfní mykorrhizy s významným množstvím hub, jako jsou například ryzec bukový (*Lactarius fluens* Boud. 1899), šťavnatka drvopleňová (*Hygrophorus cossus* (Sowerby) Fr. 1838) a různé druhy holubinek (Koblížek 1990) nebo hřib kovář (*Neoboletus luridiformis* (Rostk.) Gelardi, Simonini & Vizzini), hřib dubový (*Boletus reticulatus* Schaeff. 1774), bedla vysoká (*Macrolepiota procera* (Scop.) Singer 1948) a suchohřib žlutomasý (*Xerocomellus chrysenteron* (Bull.) Šutara) (Leugnerová 2007).

Buk je diagnostickým taxonem svazů *Fagion sylvaticae*, *Sorbo – Fagion sylvaticae* a *Luzulo – Fagion sylvaticae*. Druh je dominantní v mnoha asociacích, například *Carici pilosae – Carpinetum betuli*, *Galio odorati – Fagetum sylvaticae*, *Mercuriali perennis – Fagetum sylvaticae*, *Carici pilosae – Fagetum sylvaticae* (Pladias 2014). Přirozeně se v našich lesích vyskytuje kromě kategorií L – lužní, T – chudé, R – rašelinné podmáčené, ve všech ostatních edafických kategoriích (Plíva 1987).

Z Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg 1988) lze odvodit, že buk je sciofyt, tedy rostlina stinných míst. Z hlediska teplotních preferencí lze buk označit za intermediární druh, tedy jako indikátor mírného tepla vyskytující se v submontánně – temperátních oblastech. Buk je i indikátorem čerstvých, průměrně vlhkých půd. Ve vztahu k půdní reakci je buk generalista, tedy roste většinou na mírně kyselých až neutrálních půdách, nevadí mu však ani půdy kyselé či bazické (Pladias 2014). V závislosti na půdní reakci se liší jeho vztah s půdními mikroorganismy. Na kyselých půdách převažuje výskyt hub, zatímco na eutrofních až alkalických převažují bakterie (Samec et al. 2011). Buk se vyskytuje v místech na živiny mírně bohatých, méně na bohatých či chudých půdách, v tomto ohledu je opět generalista. Je glykofyt, tedy rostlina citlivá k zasolení. Jeho životní strategií je forma C, tedy kompetitor (Pladias 2014), což v rámci jeho postavení v porostech s jinými dřevinami znamená, že konkurenčně slabší druhy může potlačit.

4. Charakter a vývoj přirozených bukových porostů

4.1 Ekologické charakteristiky přirozených lesů

Z hlediska přirozeného vývoje můžeme rozlišit lesy na lesy původní – pralesy, lesy přírodní a lesy přírodě blízké. Rozdíl mezi jednotlivými skupinami se určuje na základě míry přímého či nepřímého ovlivnění těchto lesů člověkem při jejich vzniku a vývoji.

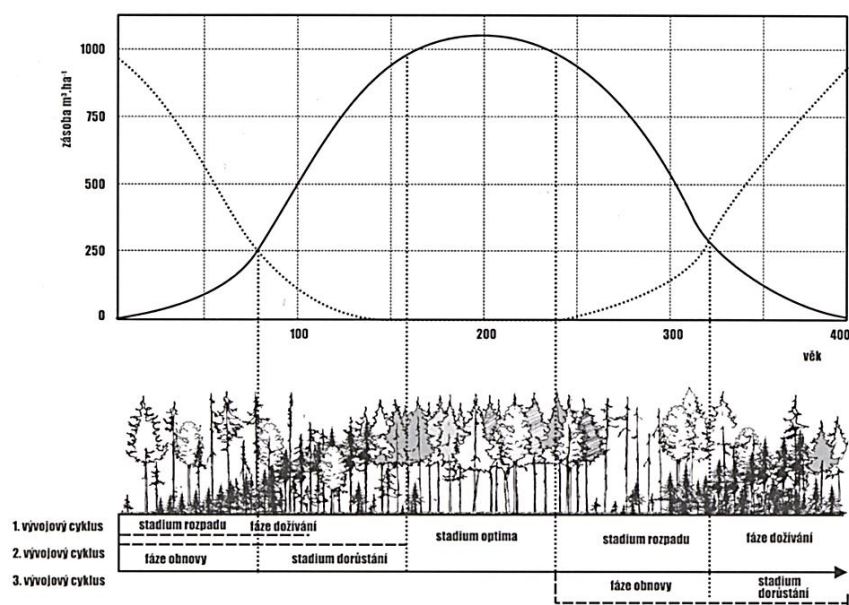
Prales nebo také les původní je člověkem takřka neovlivněný ekosystém s prostorovou strukturou, dynamikou a dřevinnou skladbou odpovídající poměrům potenciální přirozené vegetace, kdy všechna vývojová stádia životního cyklu pralesa byla ovlivněna člověkem v minimální míře, či nebyla ovlivněna vůbec (Vrška et al. 2018a). Mezi základní znaky původních lesů lze zařadit: přítomnost starých stromů dominantního druhu, velkou variabilitu velikostí a prostorového uspořádání stromů, akumulaci většího množství odumřelých stromů a jejich stojících i ležících částí, jejich variabilitu stupně rozkladu, vícevrstevnou vertikální strukturu a prostorově diferencovanou horizontální strukturu s výskytem mezer (MŽP 2018). Takovéto porosty jsou velmi cenné, protože tohoto charakteru lesů nelze dosáhnout v řádu desítek ani stovek let při ponechání jiného typu lesa samovolnému vývoji. Přirozené lesy v ČR tvoří 1,15% celkové plochy lesů (Vrška et al. 2018a). Předpokládá se, že vysoká strukturální heterogenita pralesů má pozitivní vliv na různé vlastnosti a funkce tohoto ekosystému, například na jeho biodiverzitu, odolnost a adaptabilitu. V tomto ohledu by pralesy s bohatou strukturou mohly být příkladem (referenčními lesy) pro lesy hospodářské (Stiers et al. 2018).

Les přírodní vznikl převážně přirozenou cestou, kontinuita jeho vývoje byla však v minulosti částečně ovlivněna lidskou činností (toulavá seč, pastva, umělá obnova). Druhovú skladbu a strukturu převážně odpovídají poměrům stanoviště, místy se mohou odchylovat. Vývoj těchto lesů je dlouhodobě určován hlavně přírodními silami (MŽP 2018).

Přírodě blízký les vznikl pod vlivem člověka, má však víceméně přirozenou druhovou skladbu. Prostorová struktura tohoto lesa je jednodušší než u lesů přirozených. Po delší bezzásahové periodě lze najít pozůstatky hospodaření člověka dodnes. Tento typ lesa má biologickou rozmanitost celého ekosystému, je vitální, dobře plní produkční, ekologickou i enviromentální funkci lesa (Vacek et al. 2007, Adam et al. 2017). S tím souvisí i samotné přírodě blízké hospodaření v lesích, kde se v maximální míře klade důraz na utváření lesa

samotnou přírodou, k dosažení a udržení ekologicky stálých lesních ekosystémů (Poleno 1994). Mezi hlavní prvky tohoto velmi flexibilního způsobu hospodaření s celou řadou pojetí a přístupů patří: tvorba stabilních porostů se stanovištně vhodnými dřevinami, důraz na ekosystémové pojetí lesa, diverzifikování struktury porostů (druhové složení, prostorová, tloušťková, výšková struktura), maximální využití přírodních sil a procesů (autoredukce) a přirozené obnovy, omezení vstupu dodatkové energie do lesních ekosystémů (Vacek et Podrázský 2006, Vacek et al. 2016).

K popisu cyklických změn přírodních lesů jsou hojně využívány modely vývojových cyklů lesa. V ČR je hojně využíváno rozdělení na velký a malý vývojový cyklus (Korpel 1995). Velký vývojový cyklus probíhá obecně na větší ploše v řádu hektarů. Je typický iniciací sekundární sukcese, po které často následuje hojná přirozená obnova. Probíhá v průběhu desetiletí po větším zásahu do porostů. Malý vývojový cyklus probíhá v rámci dlouhého časového horizontu (staletí), permanentně ve stadiu klimaxu, zejména na malých plochách v měřítku jednotek stromů – desítek arů. Malý vývojový cyklus (Obr. 5.) je tvořen 3 základními vývojovými fázemi: dorůstání, optima a rozpadu, které se od sebe strukturálními vlastnostmi odlišují a po dobu celého cyklu se prolínají (Vacek et al. 2016). Ve stádiu optima porosty dosahují maxima svých zásob, výškový přírůst jedinců stagnuje a objemový přírůst klesá, počet stromů na jednotku plochy je malý a porosty ztrácí vrstevnatou strukturu. Na konci stádia optima začínají nejstarší stromy postupně odumírat a následuje stádium rozpadu. To je typické rychlým klesáním zásoby porostu a



Obr. 5. Malý vývojový cyklus (6.LVS) (Vacek et al. 2007)

jejím nepravidelným rozmístěním. Dochází k rozvolňování a prosvětlování mateřského porostu, čímž se mění podmínky mikrostanoviště (světlo, srážky). Na vhodné podmínky reaguje přirozená obnova a nastává stádium dorůstání. To je typické vysokým zastoupením stromů střední a spodní vrstvy (obnovy), výrazným vertikálním zápojemem a malou mortalitou stromů horní vrstvy (Poleno et al. 2007).

V rámci maloplošného vývoje přírodního lesa lze dle velikosti, periodicity výskytu a závažnosti rozlišit ještě koncepty „gap“, „kohort“ a „patch“ dynamiky, z nichž je v podmínkách ČR v rámci přírodních bukových porostů nejvíce využívaná právě „gap“ dynamika (dynamika porostních mezer). Porostní mezery jsou přirozeně iniciovány tzv. přírodními disturbancemi (rušivými událostmi), kvůli kterým dochází k rozvolnění zápoje mateřského porostu v malém měřítku (odumření jedince hlavní stromové vrstvy). Tyto maloplošné mezery v porostu jsou základním stavebním prvkem textury a struktury přírodních lesů (Vacek et al. 2016).

Dalším způsobem, jak popsat dynamiku přírodních lesů, je konceptuální model, který rozeznává jednotlivé fáze a stádia vývoje bukových porostů metodou využívající systém umělých neuronových sítí. Tato metoda se snaží minimalizovat chyby vyvolané subjektivním přiřazováním jednotlivých fází na základě výše popsaných modelů (Král et al 2010a).

Model vývojového cyklu primárních bukových lesů v Evropě a jeho principy byl zpochybněn výstupy studie autorů Zenner et al. (2020). Autoři na základě rozdílu věku sousedících stromů v porostu studovali, jestli je jejich věk stejný, nebo jej lze rozdělit do 2 různých věkových kategorií, což by naznačovalo 1 či 2 etáže v minulosti. Věkové rozdíly mezi sousedními stromy byly vzácně menší než 25 let, většinou však byly větší než 50 let. Autoři zde nepozorovali typický strukturní charakter přirozených bukových lesů označovaných v klasických modelech. Autoři tedy vyzývají k dalším časoprostorovým analýzám věku stromů i v jiných územích, které by tuto teorii neplatnosti konceptu doposud využívaných modelů potvrdili.

4.2 Přirozený vývoj bukových lesů v ČR

Přírodní a přírodě blízké porosty buku mají u nás krátce trvající malý vývojový cyklus (220–260 let), což souvisí i s délkou života buku. Pro naše podmínky je typické, že ve stádiu rozpadu stromy trpí troudnatcem kopytovitým (*Fomes Fomentarius* (L.) Fr. 1849) a následně odumírají. Odumírání buku bývá v rozsahu jednotlivých stromů či malých

skupin. Již při rozloze 30 ha jsou jednotlivá stádia malého vývojového cyklu plošně vyrovnaná (Vacek 2003). Tyto porosty mají většinou 2 až 3 vrstvy a jsou různověké. Zásoba acidofilního typu horských bučin se pohybuje od 320 do 560 m³/ha a květnaté bučiny mají zásobu 540–940 m³/ha. Buk je rovněž součástí přírodních lesů smíšených s jedlí a smrkem, takzvané hercynské směsi (Vacek et al. 2016).

4.3 Buk lesní a klimatická změna

Existují rozdílné pohledy týkající se citlivosti buku na klimatické změny. Některé zdroje tvrdí, že jeho reakce na suché a teplé letní epizody dlouhodobě sníží jeho výškový přírůst. Jiné studie naopak popisují jeho necitlivost ke změnám klimatu a jeho vysoký potenciál regenerace po období stresu. Studie vlivu klimatické změny na bukové porosty z prostředí Německa (Dulamsuren et al. 2017) prokázala, že v nízkých nadmořských výškách (110–300 m n.m.) byl přírůst buku velmi omezen nízkými úhrny srážek v dubnu a květnu a vyššími teplotami. Stromy zde měly podstatně sníženou vitalitu. Výškový přírůst v těchto nízkých polohách se od roku 1980 neustále snižuje. Nicméně ve vyšších nadmořských výškách (1230 m n.m.) je trend opačný a stromy zde mají ze změny klimatických podmínek i částečný profit (Dulamsuren et al. 2017). Tento závěr potvrzuje i výzkum prováděný na Slovensku (Lukasová et al. 2020). Zde opět rostoucí teploty ve středních a vyšších polohách bukových porostů pozitivně ovlivňovaly jeho růst, a to za předpokladu dostatečných srážek. Sucho způsobené nižšími úhrny srážek a vyšší evapotranspirací v tomto případě urychlovalo stárnutí listů (Lukasová et al. 2020). Snížený přísun vláhy má velmi negativní vliv na konkurenceschopnost této dřeviny (Scharnweber et al. 2011). Snížení konkurenceschopnosti buku vlivem sucha může být často i kritickým faktorem ohrožujícím celé lesní porosty (Bilela et al. 2012). Dostupnost vody převážně v období raného léta (červen–červenec) má významný vliv na jeho celkový růst (Scharnweber et al. 2011) a ačkoliv je růstová variabilita buku nízká, největší vliv klimatických faktorů na jeho přírůst byl zaznamenán v období od června do října (Vacek et al. 2019a). Sucho také ovlivňuje tloušťkový přírůst buku v určitých částech kmene. Rais et al. (2021) uvádí, že tloušťkový přírůst kmene je vyšší spíše v horních částech kmene (těsně pod korunou), než ve spodních partiích. Z tohoto zjištění můžeme usuzovat, že klimatické změny mohou pozitivně ovlivňovat sbíhavost bukových kmenů.

Vlivem klimatické změny se areál výskytu buku bude rozšiřovat směrem na sever, naopak stanoviště jeho výskytu na jihu budou postupně zanikat. Změny velikosti lokálních populací v těžišti svého areálu budou mít pouze malý vliv na genetickou variabilitu buku.

Tyto populace si zachovávají či ještě zvětší svou velikost. Malé populace na okrajích areálu výskytu buku se díky genetické variabilitě adaptují na nové podmínky, a to dokonce během 2–3 generací. Tato adaptace může vést ke genotypově i fenotypově strukturovaným populacím skrze celý areál výskytu tohoto druhu, záleží ovšem i na způsobech lesního hospodaření (Kramer et al. 2010). Změna klimatických podmínek má vliv i na výkyvy a případné narušení fenologických fází stromů. Tento vývoj nejvíce ovlivňují genetické (vnitřní) faktory rostliny, nemalý význam mají však i vnější faktory, teplota vzduchu, teplota půdy, radiace, půdní podmínky a srážky. Výsledky Slavíkové (2011) poukazují na časnější začátek vegetační sezóny a její prodlužování až do pozdního podzimu na úkor vegetačního klidu. Tento jev může mít za následek zhoršení zdravotního stavu lesních porostů v důsledku jejich oslabení či poškození mrazem (Slavíková et al. 2011). Dle Rose et al. (2009) je provenience východního okraje přirozeného výskytu buku i přes svůj pomalejší růst odolnější ke změnám klimatu. Toto zjištění lze zdůvodnit vyšší hmotností bukvic, zajišťující lepší předpoklad přežití prvního roku semenáčku, dále i většího množství biomasy v podílu kořenů k nadzemní části rostliny (Rose et al. 2009).

Brang et al. (2014) popisují 6 zásad, jak zvýšit adaptační schopnosti porostů. Hlavním obecně doporučovaným principem k vyrovnání se s klimatickou změnou je přírodě blízké hospodaření v lesích. Mezi zmiňované zásady patří: zvýšení druhové bohatosti porostů, zvýšení rozmanitosti struktury, udržení a zvýšení genetické variability druhu, zvýšení odolnosti jednotlivých stromů proti biotickým a abiotickým škodlivým činitelům, rekonstrukce vysoce ohrožených porostů a udržení porostní zásoby na nízkých hodnotách. Aplikace těchto zásad má nejvíce pozitivních výsledků ve skupinovitě výběrném způsobu hospodaření v porovnání se způsobem podrobným a jednotlivě výběrným (Brang et al. 2014). Jiní autoři (Vacek et al. 2019b) také kladou důraz na podporu diverzifikace struktury a zajištění druhové rozmanitosti při zvyšování odolnosti lesů vůči klimatickým změnám. Tito autoři dále poukazují na větší odolnost buku v nadmořských výškách 640–810 m n.m. v porovnání se smrkem (Vacek et al. 2019b). V rámci vnášení dalších druhů dřevin do porostů, jakožto ochranných prvků chudých jednodruhových především horských bukových lesů, se zdá být ideálním adeptem jedle bělokorá, díky svému hlubokému kořenovému systému (Bonn et al. 2020).

5. Struktura přirozených bukových lesů

5.1 Druhová struktura

Druhová skladba přirozených bukových lesů je do určité míry ovlivněna ekologickými vlastnostmi a růstovou strategií buku, především pak jeho mimořádně vysokou konkurenceschopností. Při vhodných podmínkách je buk schopen ostatní druhy omezit až vytlačit a velkoplošně tak ovládnout přírodní lesy (Poleno et al. 2007). Bez velkoplošných disturbancí, které by restrukturalizovaly celé porosty či jejich větší části se tak buk stává jediným dominantním druhem v tomto typu lesa. Fakt, že jedinci přirozené obnovy buku dorůstají v naprostém zastínění mateřského porostu běžně až do 4 cm výčetní tloušťky, je pro buk velkou konkurenční výhodou v rámci obsazování daného území na úkor ostatních dřevin (Janík et al. 2016). Přirozená obnova buku je také schopná kolonizovat i území vzdálená od mateřských porostů (Janík et al. 2018). V nižších polohách se bukové porosty postupně mísí s dubem, ve vyšších polohách pak s jedlí a smrkem (Poleno et al. 2009). Přirozený podíl jedle v ČR však za poslední staletí razantně klesl (Šebková et al. 2011) například v boubínském pralese z 20 % v roce 1851 na 2–3 % v roce 2010. Naopak trend rostoucího zastoupení buku na úkor smrku a jedle v našich lesích potvrzuje také studie Janíka et al. (2016) či záznamy státní správy lesů (MZe 2019). Hájek et al. (2020) tvrdí, že suťové bučiny jsou druhově i strukturně bohatší než květnaté bučiny.

5.2 Tloušťková struktura

Tloušťková struktura přírodních lesů je obecně do veliké míry ovlivněna zastoupením různých vývojových stádií a fází lesa, závisí také na konkrétních bioklimatických a disturbančních procesech (Kráal et al. 2010b). V bohatě strukturovaných přírodních lesích má tloušťková struktura často rozdělení s křivkou tvaru reverzního J, na rozdíl od lesů hospodářských s normálním rozdělením. Dalším používaným rozdělením tlouštěk přírodě blízkých lesů je otočená esovitá křivka, úzce spjata s křivkou procesu mortality ve tvaru U (Vacek et al. 2016). Bianchi et al. (2011) poukazují na vysokou variabilitu rozložení tlouštěk stromů v jednotlivých částech porostů severních Apenin, způsobenou nejspíš heterogenitou lokality a disturbancemi v minulosti. V oblasti Karpat vysokou variabilitu tlouštěk stromů jednotlivých ploch potvrzují i Kucbel et al. (2012), v průběhu času však byla relativně stálá. Ve stejné oblasti pozorovali Trotsiuk et al. (2012) bimodální

rozdělení výčetních tloušťek s jejich nejvyšším zastoupením okolo 8 cm a druhým vrcholem na úrovni 56 cm.

Typickým prvkem bukových pralesů a pralesovitých lesů jsou jedinci velkých, někdy až obrovských rozměrů, jejichž výčetní tloušťka bývá větší než 80 cm. Četnost výskytu těchto stromů byla zkoumána například v přirozených lesích Belgie (Vandekerkhove et al. 2018). Hustota těchto nadprůměrných jedinců zde za posledních 25 let stoupla z 31,5 na 34,3 ks/ha s průměrnou výčetní tloušťkou 98,9 cm, přičemž u největšího jedince dosahovala tloušťka 159 cm. Prostorové rozdělení těchto jedinců bylo většinou náhodné. Stromy starší 240 let stále vykazovaly průměrný roční tloušťkový přírůst 4,75 mm/rok a nízkou mortalitu (0,89 % za rok). Zmínění autoři přiznávají, že takovéto výsledky jsou způsobené velmi dobrými podmínkami tohoto území (srážky, půda) (Vandekerkhove et al. 2018). Na jiných lokalitách v rámci Evropy se výskyt jedinců větších dimenzí pohybuje mezi 5 a 20 stromy/ha s průměrnou tloušťkou 85–90 cm, maximálně 100–130 cm. Průměrně nižší dimenze největších tloušťek pozoroval i Vacek et al. (2014) v okolí Broumova, kde největší naměřená tloušťka buku této studie byla 102 cm.

Mnoho autorů se zabývalo tloušťkovým přírůstem buku a faktory, které jej ovlivňují. Remeš et al. (2015) neprokázali vliv přírodní disturbance na tloušťkový přírůst u dominantních stromů, ale naopak pozitivní reakci na zásah vykazovaly jen stromy kodominantní. Vliv tloušťkového přírůstu na následnou úmrtnost jednotlivých stromů popsali Gillner et al. (2013) ve tvrzení, že mortalitu jedinců lze spolehlivě předpovědět s 20letým předstihem na základě přírůstu relativní kruhové základny. U stromů, jejichž přírůst kruhové základny byl menší než 0,95 cm²/rok, bylo zjištěno mnohem větší riziko odumření, než je tomu v případě rychleji rostoucích jedinců.

5.3 Výšková struktura

Výšková struktura je dalším důležitým ukazatelem porostní struktury. Kvůli větší obtížnosti jejího stanovení je v porovnání s ostatními porostními ukazateli někdy upozaďována. Buk dosahuje v optimálních podmínkách výšky až 40 metrů. Výška jednotlivých stromů vždy závisí na přírodních podmínkách, ale také na výškovém gradientu (Vacek et al. 2016). Výška jedinců však může výjimečně přesáhnout i 50 metrů, například na Slovensku (lokalita Havešová), kde nejvyšší jedinec dosahoval 56 m (Drössler et Lüpke 2007). V podmínkách Itálie byla jedna z největších zaznamenaných výšek buku pouze 45 m (Piovesan et al. 2005). Stejnou výšku uvádí také Trotsiuk et al. (2012) z Karpat, průměrná výška stromů zde byla 39 m.

5.4 Zásoba a hustota

Hustota porostů a jejich zásoba je v různých částech areálu rozšíření buku velmi variabilní. Například hustota porostů v ukrajinské části Karpat se pohybuje mezi 270–590 jedinci/ha se zásobou 525–1237 m³/ha (Trotsiuk et al. 2012). Oblast slovenských Karpat byla zkoumána Kucbelem et al. (2012), zde dlouhodobá průměrná hustota porostů kolísá mezi 226–401 stromy/ha a průměrná zásoba porostů pak mezi 452–744 m³/ha. Hustota porostů byla velice variabilní s průměrnou relativní odchylkou 9–17 %, zatímco změna výčetní kruhové základny a zásoby porostů nepřesahovaly rozdíl 10 % (Kucbel et al. 2012). Evropským průměrem v rámci nižších horských poloh je dlouhodobě zásoba 700–800 m³/ha (Vrška et al. 2018a). Velkou variabilitu zásoby porostů v rámci jedné lokality pozorovali také Král et al. (2010b), zásoba se pohybovala mezi 474–1049 m³. Šebková et al. (2011) v Boubínském pralese zjistili, že počet živých stromů se mezi roky 1961–2010 neustále snižoval, jejich průměrný objem však rostl. V lokalitě Broumovských stěn se počet jedinců pohyboval mezi 188–656/ha a jejich průměrný objem byl 553,4 m³/ha (Vacek et al. 2014). Šumichrast et al. (2020) zaznamenali za poslední desetiletí značný růst zásoby, kruhové základny i relativní hustoty porostů Badínského pralesa na Slovensku s kulminací hodnot těchto charakteristik v roce 2018. Autoři se proto domnívají, že důvodem tohoto jevu je zjevně absence disturbancí v nedávné době a také možné zlepšení růstových podmínek v této lokalitě vlivem klimatické změny (Šumichrast et al. 2020).

5.5 Horizontální a vertikální struktura

Velmi důležitými a vypovídajícími ukazateli dynamiky přírodních lesů jsou horizontální a vertikální struktura. Typickou prostorovou (horizontální) strukturou přírodních bukových lesů je struktura náhodná. Pravidelná struktura se v porostech vyskytuje jen velmi zřídka. Shlukovitá struktura jedinců se vyskytuje většinou na místech mezer v porostu, vzniklých odumřením starších jedinců, což vytváří příhodné podmínky pro růst nové generace. Shlukovitá struktura buku se také vyskytuje na místech více ovlivněných vodou (Šebková et al. 2011) nebo na místech extrémních (Vacek et al. 2014). Skokové změny ve struktuře prostorového uspořádání bukových porostů působí především jen velkoplošné rušivé události (Šebková et al. 2011). Vliv výškového gradientu na strukturu porostů sledovali například Vacek et al. (2015a), kteří uvádí, že v průběhu 30letého sledování se horizontální struktura bukových porostů zkoumaného území výrazně nemění. Struktura porostů v nížinných květnatých bučinách byla většinou pravidelná až

náhodná, v horských acidofilních typech pak náhodná a u horní hranice lesa byla struktura fragmentů bukových porostů skupinkovitá. Jedinci přirozené obnovy na všech plochách byli agregováni a souše se vyskytovaly náhodně. Zmínění autoři zjistili, že prostorová struktura je závislá na nadmořské výšce, ale také na hustotě živých stromů v porostech (Vacek et al. 2015a). Vysoká strukturální diferenciacce v malém měřítku (4 ary) je do velké míry ovlivněna právě jediným strukturně nejvíce komplexním jedincem s variabilní a velkou korunou. Vysoká heterogenita těchto stromů je zásadní pro strukturální složitost celých porostů (Seidel et al. 2019).

Strukturu přirozené obnovy a zmlazení analyzovali Janík et al. (2016), kteří tvrdí, že zvyšování četnosti hloučkovitého rozmístění stromů s tloušťkou nad 10 cm koreluje se zmlazením buku na místech, kde zanikly staré stromy. Naopak pokles shlukování na některých plochách je způsoben vnitrodruhovou konkurencí. Analýza prostorového rozdělení jedinců o tloušťce 1–9 cm poukazovala na trend jejich rostoucího shlukování, a to až do vzdálenosti 5 m od mateřského stromu. Obnova o výčetní tloušťce do 4 cm vykazovala mezi ostatními jedinci stejného druhu pozitivní prostorovou korelaci, která se u jedinců 7–9 cm měnila v negativní. Hloučkovitou strukturu jedinců přirozené obnovy konstatoval i Vacek et al. (2014). Obecně se dá říci, že mladší stromy řízené spontánním vývojem se shlukují a se stárnutím stromů se les stává více homogenním (Bílek et al. 2011).

5.6 Porostní mezery

Mezery v porostech hrají důležitou roli v ekologii lesa, pomáhají zachovat biodiverzitu i pedodiverzitu, mají vliv na cykly živin a udržují heterogenní strukturu lesních porostů. Velikost mezer způsobuje změny intenzity světla dopadajícího na povrch půdy, změny vlhkosti půdy a také biologických vlastností půdy ovlivňujících přirozenou obnovu různých druhů dřevin. Stín snášejší druhy kolonizují i menší mezery, na rozdíl od světlomilných dřevin vyžadujících mezery větší (Muscolo et al. 2014). Růstová dynamika přírodních bukových porostů je řízena režimem disturbancí, především vichřic a bouří o různých intenzitách (Frankovič et al. 2021). Převládají častěji a pravidelně se opakující maloplošná narušení porostů, zatímco poškození porostů většího rozsahu se objevuje jen málokdy. A dokonce i rozvrácení lesa většího rozsahu vede častěji k maloplošným mezerám po celém území porostů než k velkoplošným poškozením. Mezery menšího rozsahu zlepšují podmínky růstu potlačeným jedincům a semenáčkům. Dynamika maloplošných poruch je ovlivněna zejména velkým množstvím stromů ve stádiu

rozpadu hlavního stromového patra. Tento vývoj vede ke strukturálně nerovnoměrnému, rozmanitému lesu (Trotsiuk et al. 2012). Při absenci mezer v zápoji je vertikální struktura porostů jednodušší, většinou jen s jednou etáží hlavního stromového patra. Víceetážové porosty jsou výsledkem mezer v korunovém zápoji umožňující osídlit i vrstvu zmlazení. Není-li daná mezera dostatečně velká, umožňuje opětovně vytvořit plný zápoj a struktura porostu se příliš nemění. Pokud jsou mezery větší, spodní etáž postupně doroste horní a porost opět směřuje k jednoetážové podobě (Bianchi et al. 2011). Například většina mezer v porostech slovenských Karpat nebyla větší než 100 m², mezer větších 500 m² bylo jen velmi málo. Ve zkoumaném období se podíl mezer v porostech snížil z 13,6 % na 8,2 %, snížila se i průměrná velikost mezery z 261 na 96 m², což naznačuje změnu intenzity disturbancí v posledních dekádách (Feldmann et al. 2015). Jiná studie mezer v porostech Karpat uvádí 98 % mezer velikosti menších než 200 m² a pouze 1 % plošného podílu mezer v porostech (Hobi et al. 2015).

Král et al. (2014) uvádí, že se prostorová variabilita porostních charakteristik výrazně liší v závislosti na použitém měřítku. Jiná studie poukazuje, že výzkumná plocha o velikosti 1 ha není z hlediska reprezentativnosti zcela objektivní. Vhodná velikost zkusných ploch v přírodních bukových porostech byla z výsledků studie Krále et al. (2010a) stanovena na 0,01–0,09 ha.

5.7 Srovnání přírodních a hospodářských lesů

S ohledem na fakt, že se v Evropě vyskytuje jen velmi málo bukových pralesů, mnozí autoři často srovnávají strukturu lesů přírodních či přírodě blízkých s lesy hospodářskými. Výsledky rozdílného managementu popisuje Bílek et al. (2011) v podmínkách ČR, přičemž rozdělení tlouštěk jedinců hospodářských porostů má normální rozdělení s minimem jedinců velkých rozměrů. U ploch ponechaných samovolnému vývoji byl zaznamenán trend posunu tloušťkového rozdělení od normálního rozdělení k rozdělení tvaru reverzního J, stromy střední a spodní etáže se vyskytovaly shlukovitě s náhodným rozmístěním. Stromy větší než 20 m měly po celé oblasti náhodné až pravidelné rozložení. Stromy s výčetní tloušťkou větší než 80 cm (obři) měly také náhodné rozdělení v ploše, s mírnou tendencí k pravidelnosti. Stromy s výškou mezi 10 a 20 m měly tendence se shlukovat a stromy do 10 metrů výšky měly spíš náhodné rozdělení. Rozdíl ve struktuře mezi hospodářskými lesy a lesy bez managementu byl velmi dobře patrný, struktura těchto porostů byla zajisté bohatší než u lesů hospodářských. Největší rozdíl mezi hospodářskými porosty a samovolně se

vyvíjejícími lesy byl v množství stojícího a ležícího mrtvého dřeva, které na hospodářských plochách nepřesahovalo 1 % zásoby živých stromů oproti cca 10 % na pralesovitých plochách.

Výsledky studie struktury spodní etáže bukových bezzásahových a hospodářských porostů (Podlaski 2019) z Polska ukazují, že strukturní uspořádání jedinců v těchto dvou typech se liší jen minimálně a uspořádání jedinců je obvykle náhodné, minoritně i shlukovité. Podobné uspořádání jedinců obnovy v obou typech lesa ukazuje, že dlouhodobá aplikace podrostního způsobu hospodaření, stejně jako přirozená obnova a autoregulační principy přírodního lesa, vedou k podobné struktuře spodní etáže (Podlaski 2019). Jednotlivé typy porostů studovali také Stiers et al. (2018), kdy nejvíce složitou strukturu dle předpokladů identifikovali v lesích primárních. Pozorovali však rozdíl mezi strukturou hospodářských lesů a lesů historicky hospodářských v současnosti bezzásahových. Strukturní heterogenita byla vyšší u lesů hospodářských v porovnání s bezzásahovými. Vyšší hodnoty strukturální rozmanitosti hospodářských lesů byly zřejmě způsobeny narůstající obnovou, která v jednovrstvých porostech ponechaných samovolnému vývoji ve stádiu optima chyběla. Významné rozdíly byly zaznamenány i v zastoupení jednotlivých věkových tříd. Z těchto výsledků vyplývá, že při vhodném managementu napodobujícím přirozené disturbance lze zvýšit strukturální složitost bukových porostů ještě před jejich ponecháním samovolnému vývoji (Stiers et al. 2018).

5.8 Mrtvé dřevo

Výskyt mrtvého dřeva v lesích představuje nejvíce viditelný rozdíl mezi lesy hospodářskými a lesy pralesovitých struktur (Vrška et al. 2018b). Biodiverzita lesů je úzce spjata s přítomností mrtvého dřeva a přítomností stromů s mikrohabitaty v nich (Larrieu et al. 2012). Dřevo v určitém stupni rozkladu představuje zdroj živin pro rostliny (bazické kationty), ale současně i zdroj uhlíku a dusíku uvolňujícího se do ovzduší i půdy (Vrška et al. 2018b). Mrtvé dřevo je z hlediska chemického složení extrémním prostředím, protože poměr C/N se zde pohybuje mezi 65–250, což je mnohonásobně více než u extrémních půd s hodnotou okolo 30. Mrtvé dřevo tedy v kontextu chemismu v lesích mnohdy poskytuje horší podmínky pro růst rostlin než prostý surový humus (C/N > 27). V chladných exponovaných podmínkách (horské lesy) však mrtvé dřevo tvoří mnohdy výhodnější substrát pro obnovu, než je tomu v průměrných podmínkách nižších oblastí. Nejvíce ležícího mrtvého dřeva v ČR bylo zaznamenáno na stanovištích s moderovou formou humusu v bukových (58 %) a smrkových (80 %) porostech.

Nejmenší podíl byl pozorován na stanovištích s mullovou formou humusu (Samec et al. 2011). Ležící mrtvé dřevo také pozitivně působí na lesní porosty z hlediska akumulace biologického materiálu, který přispívá k retenci vody ve svazích. Samotné kmeny také akumulují velké množství vody, která následně napomáhá k samotnému rozkladu dřevní hmoty houbami a bakteriemi a v letních měsících porosty ochlazuje (Vrška et al. 2018b). Christensen et al. (2005) porovnávali změny parametrů mrtvého dřeva bukových lesů v rezervacích pokrývajících takřka celý přirozený areál výskytu buku. Průměrná zásoba mrtvého dřeva zde byla 130 m³/ha, Vrška et al. (2018b) odhadují tuto hodnotu na 150 m³/ha. Jednotlivé plochy se v rámci různých částí Evropy mezi sebou v tomto parametru výrazně lišily, od téměř nulového podílu mrtvého dřeva až k 550 m³/ha. Objem mrtvého dřeva velmi závisel na době, která uplynula od založení rezervace, a na objemu živých stromů. Více mrtvého dřeva se nacházelo v porostech horských poloh, spíše než v nížinách a středních polohách, v rezervacích s delším trváním a v lokalitách s vyšším objemem živých jedinců. Ležící mrtvé dřevo se na celkovém objemu mrtvého dřeva podílelo více než mrtvé dřevo nastojato. Stojícího mrtvého dřeva bylo dvakrát více v horských oblastech (45 %) v porovnání se středními polohami a nížinami (25 %) (Christensen et al. 2005). Jiná studie (Kucbel et al. 2012) popisuje změny struktury pralesů severovýchodních Karpat. Tito autoři kvantifikovali dlouhodobě průměrný podíl mrtvého dřeva v lesích na 17–51 % s průměrnou relativní změnou zásoby 7–42%. V tomto případě dlouhodobá průměrná zásoba kolísala mezi 91–341 m³/ha. Zásoba mrtvého dřeva závisí právě na intenzitě a rozsahu narušení lesních porostů v určitém území a nadmořské výšce, o tomto faktu svědčí i větší kolísání hodnot zásoby mrtvého dřeva v nížinách a středních polohách v porovnání s horskými oblastmi (Christensen et al. 2005).

Dle Kučery et al. (2016) je v ČR průměrná zásoba tlejícího dřeva 12,5 m³/ha; z čehož průměr stojících odumřelých stromů je 5,6 m³/ha a ležících 6,9 m³/ha. Vacek et al. (2015b) zjistili, že v bezzásahových porostech Krkonoš s dominancí buku se celková zásoba mrtvého dřeva pohybovala od 27 do 241 m³/ha. Průměrná zásoba ležícího odumřelého dřeva byla 144,75 m³/ha, stojícího 15 m³/ha. Podíl smrku v iniciační fázi rozpadu (1.) byl výrazně vyšší než v případě buku, v terminálním (4.) stupni rozpadu tomu bylo přesně naopak. V počátku pozorování mělo mrtvé dřevo náhodné prostorové uspořádání, později bylo jeho rozmístění spíše agregované (Vacek et al. 2015b). Výsledky Šebkové et al. (2011) z Boubínského pralesa ukazují, že podíl mrtvého dřeva byl po dobu 160 let monitorování stabilní, s odchylkou 5 %. Podíl mrtvého dřeva stoupal a prostorové

uspořádání mrtvého dřeva se vždy lišilo od struktury živých jedinců (Šebková et al. 2011). Rozložení mrtvého dřeva mělo v boubínských lesích shlukovitou strukturu, což představuje dlouhodobou dynamiku maloplošných disturbancí v tomto typu lesa (Vrška et al. 2018b). Porovnání výskytu mrtvého dřeva na území rezervací naší republiky shrnuje *Tab. 1.*, stav mrtvého dřeva z jednotlivých inventarizací v ČR shrnuje *Tab. 2.*

Tab. 1. Mrtvé dřevo v rezervacích ČR. Převzato a upraveno z (Christensen et al. 2005)

Název rezervace	Plocha rezervace (ha)	Založení rezervace	Rok pořízení záznamu	Živé stromy	Souše - stojící mrtvé dřevo	Ležící mrtvé dřevo	Mrtvé dřevo celkem	Mrtvé dřevo / živé stromy (%)
Boubín	47	1858	1996	772	74	185	258	30
Milešice	10	1948	1996	567	52	101	153	24
Mionší	171	1933	1994	590	63	108	172	26
Polom	19	1955	1995	593	49	104	152	23
Razula	24	1933	1995	592	89	199	287	35
Salajka	22	1956	1994	473	89	159	248	47
Stožec	53	1989	1974	663	-	-	63	9
V klučí	25	1953	2000	681	54	169	223	30
Žákova hora	38	1933	1995	580	33	114	147	23
Žořín	98	1838	1975	666	54	87	141	19

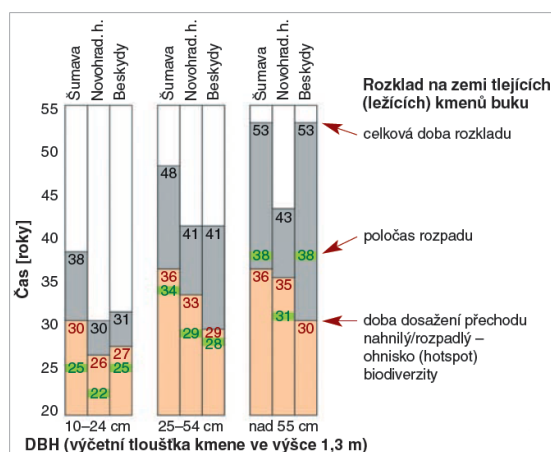
Tab. 2. Mrtvé dřevo v ČR. Převzato z (Zumr et Remeš 2020)

Inventarizace Czechterra II	Nadmořská výška m n.m.		
	≤ 400	401 – 700	≥ 700
Stojící			
Čerstvé souše	0,4	0,6	0,6
Staré souše	3,3	2,5	10,2
Ležící			
Čerstvé a lehce rozložené	3,2	3,3	7,7
Středně a silně rozložené	0,5	0,9	5
Celkem m³/ha	7,4	7,3	23,5
Národní inventarizace lesů 1,2			
	Kategorie lesů		
Ležící	HL	LZU	OL
Níl 1	5,5	9	18,4
Níl 2	6,7	13,8	28,8

Bače et Svoboda (2012) ve své metodice popisují parametry mrtvého dřeva ve vztahu k výskytu saproxylických taxonů. Mezi hlavní parametry patří stupeň rozkladu (stupnice 0–3), pozice mrtvého dřeva (stojící, ležící), tloušťka (10–20 cm, nad 20 cm), oslunění (světlo, polostín, stín) a druh dřeviny (jehličnatá, listnatá). Hlavním faktorem, který má vliv na celkový čas potřebný k celkovému rozkladu kmene nebo jeho části, je tloušťka kmene nebo jeho části. Tento vztah shrnuje *Obr. 6.* Nejdůležitějším prvkem pro uchování biologické diverzity jsou kmeny s tloušťkou 50 cm a více. Neplatí zde pravidlo, že čím

je v lese větší vlhkost, tím rychleji se dřevo rozkládá. Optimální hmotnostní vlhkost dřeva k rozkladu je 70 % (Vrška et al. 2018b). Proto, aby se na území vyskytovalo co největší množství organismů vázaných na rozkládající se dřevo, nestačí jen velké množství mrtvého dřeva, ale je zapotřebí i mrtvé dřevo různých druhů a dimenzí, stejně jako zajištění dlouhodobé kontinuity jeho výskytu (Christensen et al. 2005).

Mnoho autorů porovnává výskyt mrtvého dřeva v přírodních lesích a lesích hospodářských. Bílek et al. (2011) uvádí, že množství stojícího a ležícího mrtvého dřeva na hospodářských plochách nepřesahuje 1 % objemu živých jedinců, na rozdíl od cca 10 % v pralesovitých plochách. Larrieu et al. (2012) předchozí zjištění potvrzují, tedy že celková zásoba mrtvého dřeva byla v hospodářských lesích nižší než v lesích bezzásahových. Lábusová et al. (2019) uvádí, že následky předchozího hospodaření jsou patrné z nedostatku mrtvého dřeva v porostech krátkou dobu ponechaných samovolnému vývoji. Rozdíl mezi mrtvým dřevem v rezervacích a hospodářských lesích Evropy shrnuje *Tab. 3*.



Obr. 6. Rozklad ležících kmenů buku (Vrška et al. 2018b)

Tab. 3. Mrtvé dřevo v rezervacích a hospodářských lesích Evropy. Převzato z (Zumr et Remeš 2020)

	Země	Zásoba mrtvého dřeva (m ³ /ha)
Rezervace	Rakousko	109
	Bosna a hercegovina	327
	Evropa 1;2	100 - 220; 136
	Slovensko	105 - 160
	Česká republika 1;2	170 - 242; 48
Hospodářské lesy	Německo 1;2	19,3; 18,9
	Česká republika 1;2	9,8; 9,1
	Evropa	10
	Švédsko	6,1
	Finsko	14

Vítková et al. (2018) shrnuli praktické postupy a zásady zacházení s mrtvým dřevem v hospodářských lesích tak, aby pomocí zvýšené heterogenity mrtvého dřeva byla zvýšena současně i biodiverzita porostů. Především je důležité zachovat stromy s již existujícími mikrostanovišti či zachování osluněných jedinců nebo skupin stromů větších rozměrů až do jejich fáze rozpadu. Takovéto stromy následně podporují vyšší počet saproxylických druhů vázaných na mrtvé dřevo v lesích. Nevýhodou ponechávání mrtvého dřeva v porostech může být ušlý zisk z prodeje dříví, bezpečnostní rizika jako

jsou například souše v těsné blízkosti cest, nutnost využívat speciálně vyškolený personál a speciální techniku při manipulaci se stojícím mrtvým dřívím (Vítková et al. 2018).

Možností integrace dřevoprodukčních a ekologických požadavků v jedlobukových horských lesích je rozčlenění porostů na dvě prolínající se součásti, přičemž v jedné lze intenzivně hospodařit s obmýtím 80–150 let a ve druhé by se mělo hospodařit přírodě blízkým způsobem s respektováním přirozeného cyklu lesa a dožití jednotlivých stromů (Larrieu et al. 2012).

5.9 Mikrohabitaty

Mikrohabitaty vázané na stromy jsou důležitým prvkem v rámci zachování biologické rozmanitosti lesních ekosystémů (Kozák et al. 2018). Stromové mikrohabitaty (dále jen Mh) jako například dendrotelmy – dutiny kmenů či pařezů naplněné periodicky či neustále dešťovou vodou (Záruba 2004), dutiny ve kmeni, korní poškození (spála), praskliny či plodnice dřevorozkladných hub a mnohé další, jsou nezbytné pro podporu biodiverzity v lesích. Jsou využívány zejména jako substrát pro mechorosty a houby, místa k hnízdění, rozmnožování a hledání potravy ptáků, netopýřů, obratlovců i bezobratlých (Courbaud et al. 2017). Zachování biologické rozmanitosti je jedním z hlavních cílů přírodě blízkého hospodaření v lesích (Vacek et Podrázský 2006), proto lze přítomnost a hojnost Mh v porostech vhodně využít jako indikátor hodnocení efektivity hospodářských opatření v přírodě blízkém hospodaření lesů (Parisi et al. 2016). Také Winter et Möller (2008) doporučují využít Mh, konkrétně jejich průměrné počty, jakožto spolehlivý monitorovací nástroj založený na pozorování struktury lesa v ochraně přírody.

Vliv na počet a samotný výskyt Mh má především druh dřeviny. Buk a dub hostí všeobecně více Mh než jehličnaté dřeviny, některé typy Mh se však častěji vyskytují na smrku a jedli. Nejvíce Mh pozorovali Vuidot et al. (2011) na dubu. Asbeck et al. 2019 zjistili, že skupiny stromů s Mh v homogenních jehličnatých horských lesích mají největší početnost Mh v porovnání se smíšenými lesy smrku a jedle a smíšenými lesy jehličnanů s listnáči, kde je početnost Mh nejmenší. Ve smíšených lesích jehličnanů a listnáčů je největší diverzita Mh. Tito autoři uvádí, že na základě různých charakteristik lesů, jako je například typ smíšení lesa, hospodaření v něm, nadmořská výška a průměrná střední výčetní tloušťka, lze předpovědět výskyt některých Mh v různých porostech. U 11 z 64 pozorovaných typů Mh byla s těmito charakteristikami prokázána závislost (Asbeck et al. 2019).

Kozák et al. (2018) tvrdí, že hustotu a rozmanitost Mh významně zvyšuje druhová bohatost, stejně jako zastoupení souší v porostech. Na souších se vyskytuje dvakrát více Mh, než je tomu na živých stromech (Vuidot et al. 2011). Dle Wintera et al. (2015) s výskytem jednoho či více Mh souvisí výčetní tloušťka, vitalita stromu, větevnatost a preventivní (epikormické) větve. Se zvyšující se průměrnou hodnotou výčetní tloušťky navíc stoupá také hojnost a diverzita Mh (Asbeck et al. 2019). Dle Larrieu et al. (2012) se podíl stromů s Mh dramaticky zvýší při obvodu kmene nad 225 cm u buku a nad 215 u jedle. Výčetní tloušťka stromu měla také vliv na alfa diverzitu (průměrný počet stromových Mh v rámci jednoho stromu) a gama diverzitu Mh (celkový počet typů stromových Mh na zkusné ploše) a hustotu některých typů Mh. Celkově však tloušťka stromu neovlivňuje celkovou hustotu Mh, což je v rozporu s tvrzením předchozích autorů (Kozák et al. 2018). Winter et Möller (2008) nalézají silnou lineární korelaci mezi počtem Mh a výčetní tloušťkou Mh stromů pouze v přírodních porostech, nikoli však v hospodářských či krátkodobě bezzásahových.

Studie Courbaud et al. (2017) z oblasti francouzských Pyrenejí měla na základě ročního tloušťkového přírůstu za cíl předpovědět míru tvorby Mh na úrovni jednotlivých stromů, i na úrovni porostů. Ve zkoumaných porostech byla individuální pravděpodobnost tvorby Mh u jedinců buku 0,95 %/rok. Průměrná předpokládaná míra tvorby Mh na úrovni porostů se pohybovala mezi 0,82–1,28 stromových Mh/ha/rok. Předpokládaná míra tvorby nových Mh stromů se pohybovala mezi hodnotami 0,5 až 0,9 jedinců/ha/rok. Winter et al. (2015) dále uvádí, že pravděpodobnost vytvoření Mh narůstá u buku o 3 % při zvýšení jeho tloušťky o 1 cm.

Ve stejné oblasti Larrieu et Cabanettes (2012) studovali výskyt Mh v jedlobukových porostech. Četnost dutin a dendrotelmů byla významně vyšší na živém buku než na jedli. Četnost trhlin a saproxylických hub byla významně vyšší na souších v porovnání s živými jedinci. Na 70 % živých jedinců buku a 18 % jedle se vyskytoval 1 nebo více Mh. Prahové hodnoty výčetní tloušťky, při kterých se významně měnila pravděpodobnost výskytu Mh, byly stanoveny na 42, 60, 73 a 89 cm pro buk a > 90 cm pro jedli.




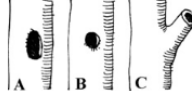









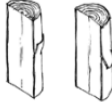





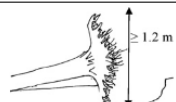
Jahed et al. (2020) studovali rozdíly ve výskytu a struktuře Mh buku lesního a buku východního v jejich přirozených porostech v oblasti ukrajinských Karpat a íránských Hyrkánských hor. Buk východní měl průměrně větší výčetní tloušťku a v porostech se vyskytovalo dvakrát více stromových Mh/ha než v porostech buku lesního. Průměrná hojnost Mh/strom byla podobná u obou druhů, výskyt jednotlivých typů se však lišil.

Trouchnivější díry, kořenové dutiny a mrtvá koruna se častěji vyskytovaly u buku východního, zatímco poškození kůry, odkryté jádrové dřevo či nádory a rakovina se vyskytovaly více u buku lesního. Odhady dynamiky založené na výčetní tloušťce ukázaly rychlejší kumulativní nárůst Mh u buku východního s kulminací při 70–80 cm výčetní tloušťky. U buku lesního byl nárůst Mh kontinuální.

Velká pozornost mnohých autorů je zaměřena na porovnání charakteristik Mh v porostech přírodních, hospodářských nebo v porostech ponechaných krátkou dobu samovolnému vývoji. Kozák et al. (2018) zjistili, že hustota stromů s výskytem Mh je větší v primárních lesích než v lesích hospodářských. Vyšší rozmanitost i počet Mh v dlouhodobě neřízených porostech potvrzuje i Winter et Möller (2008). Uvádějí, že se průměrně v těchto lesích vyskytuje 250 Mh/ha s téměř 7 typy z celkových 20 definovaných (snadno pozorovatelné a jednoduše reprodukovatelné) Tab. 4. Čtrnáct jednotlivých typů Mh se signifikantně častěji vyskytuje v přirozených porostech, stejně jako stromy s více typy (až 7) Mh v rámci jedince. Pouze krátkodobě neobhospodařované porosty vykazují jasnou korelaci mezi nabídkou biotopů s Mh a ohroženými saproxylickými brouky. Počet těchto brouků byl vysoký v přírodních porostech, naopak nízký byl v lesích hospodářských, bez známek korelace s počtem Mh (Winter et Möller 2008). Hlavní faktory ovlivňující biologickou rozmanitost saproxylických brouků jsou oslunění a uzavřenost zápoje porostu ovlivňující teplotu v porostech. Dále pak mrtvé dřevo se zastoupením všech rozměrů (Zumr et Remeš 2020).

Průměrná hustota porostů ve studii Kozáka et al. (2018) byla 277,8 stromů s Mh/ha. Vuidot et al. (2011) došli k závěru, že v měřítku porostů bezzásahové lesy obsahovaly více stromů s pravděpodobností výskytu Mh (stromy velkých dimenzí a souše). V měřítku jednotlivých stromů však podoba hospodářských lesů na výskyt Mh neměla vliv, záleželo převážně na výskytu velkých stromů a souší. Autoři tak došli k závěru, že výskyt Mh sice není rovnoměrně rozdělen mezi hospodářskými a přírodními lesy, ale dva stejné stromy s podobnými vlastnostmi rostoucí v podobných podmínkách mají stejný počet a stejnou pravděpodobnost výskytu Mh bez ohledu na způsob hospodaření. Tyto výsledky jsou v rozporu s předešlými studiemi autorů Winter et Möller (2008), což může být způsobeno jiným způsobem hospodaření v Německu a Francii. Larrieu et al. (2012) se také kloní spíše k názoru, že diverzita Mh je v hospodářských lesích nižší než v lesích bezzásahových, ale celkový počet Mh/ha se mezi těmito lesy významně neliší. Výsledky zmíněných autorů ukazují, že dutiny byly nejčastějším nalezeným Mh a trhliny

Tab. 4. Definice, popis a obrázek jednotlivých typů mikrohabitátů. Upraveno dle (Winter et Möller 2008)

Typ Mikrohabitatu a jeho popis	Obrázek	Typ Mikrohabitatu a jeho popis	Obrázek
Živý strom s plodnicemi <i>Fomes fomentarius</i> (L. ex Fr.) Fr. (Troudnatce kopytovitého)		Rozštípaný kmen: výsledkem rozštípnání je řada štěpín (minimálně 5) o délce > 50 cm.	
Živý strom s plodnicemi <i>Fomitopsis pinicola</i> (Swartz ex Fr.) Karst. (Troudnatce pásovaného)		Dutiny s otvorem > 5 cm: A) vstup do dutiny <i>Dryocopus martius</i> (Datla černého); B) vstup do dutiny <i>Picus viridis</i> (Žlutý zelený); C) vstup do dutiny ve větvi kmene.	
Jiné houbové patogeny: živé stromy s plodnicemi jako například <i>Pleurotus ostreatus</i> (Jacq. ex Fr.) Kummer (Hlíva ústříčná) či <i>Inonotus obliquus</i> (Bolton: Fries) Pilát) (Rezavec šikmý)		Řada dutin: nejméně 3 dutiny ve kmeni způsobené datlovými ptáky s maximální vzdáleností 2 m mezi dvěma vstupy do dutiny. Tyto struktury jsou důležitým výchozím bodem k rozvoji hlubokých, dlouhotrvajících dutin ve kmeni.	
< 50% poškozené koruny: významná ztráta částí koruny. Jedna, nebo více hlavních korunových větví jsou odumřelé. Zbývající živá koruna je ≥ 50% původní koruny.		Hluboké dutiny ve kmeni: trubicovité dutiny bez, nebo jen s malým množstvím plísně, jejichž vývoj může trvat desítky let.	
≥ 50% poškozené koruny: několik hlavních korunových větví odumřelých. Zbývající živá koruna je < 50% původní koruny.		Dutiny s plísní o objemu minimálně 8000 cm ³ : plíseň rozkládá zbytky dročičho se dřeva, které jsou také kolonizovány houbami, smíchanými s pozůstatky hmyzu, ptáků a ptačích hnízd.	
Zlomená vidlice: odlomení jedné z větví tvořící vidlici. Odlomení má závažné důsledky vedoucí k poškození kmene.		Kapsy vytvořené plísní: prostor mezi uvolněnou borkou a bělovým dřevem s minimálním rozsahem 5 × 5 × 2 cm.	
Odlomný kmen: koruna úplně chybí. Pod zlomem zůstaly jen malé živé větve. Tento mikrohabitat se může vyvinout v náhradní korunu.		Kapsy v kůře: stejná struktura, jako předchozí typ, pouze bez výskytu plísně.	
Náhradní či sekundární koruna: po ztrátě původní koruny se u stromu se ulomeným kmenem vyvine sekundární koruna. Hlavní část kmene je již odumřelá a probíhají zde procesy rozkladu.		Rakovina: nepravidelné bujení nádorových buněk na kmeni nebo na větvích, způsobené houbami, viry či bakteriemi pronikajícími pod kůru. Káhus nemůže ránu zacelit, protože patogen kolonizuje i tento typ tkáně.	
Jizva po blesku: prasklina způsobená bleskem, která je nejméně 3 m dlouhá, zasahující do (bělového - živého) dřeva.		Poranění kůry: místa, kde byla kůra poškozena (přirozeně či uměle při kácení) a kůra zde zcela chybí. Minimální rozměr tohoto místa je 5 × 5 cm. Tyto místa jsou snadno kolonizovány houbami, později hmyzem a strom tak velmi rychle ztrácí svou vitalitu.	
Prasklina: trhlinka do bělového dřeva > 50cm dlouhá podélně s kmenem, nejméně 2 cm hluboká.		Vyvrácený kmen i s kořeny: minimální výška kořenového valu ve svislé poloze je 1,2 m.	

naopak nejméně častým, dendrotelmy a poškození kůry se vyskytovaly spíše v hospodářských lesích. Buk v porovnání s jedlí vytvářel mnohem více Mh (zejména dutiny, dendrotelmy a poškození kůry). Winter et al. (2015) dále tvrdí, že doba, která uplynula od posledního hospodářského zásahu v již nevhodných lesích, nepředurčuje výskyt Mh na úrovni stromů, ale na úrovni zkušných ploch. Lze tedy říci, že s postupným stárnutím porostů od dovršení stádia optima roste množství a rozmanitost Mh. Bezzásahové porosty zde vykazují významnější pozitivní korelaci se skupinami Mh v porovnání s hospodářskými lesy, z čehož lze usuzovat, že přítomnost jedné skupiny Mh na stromu je spojena s přítomností dalších skupin Mh.

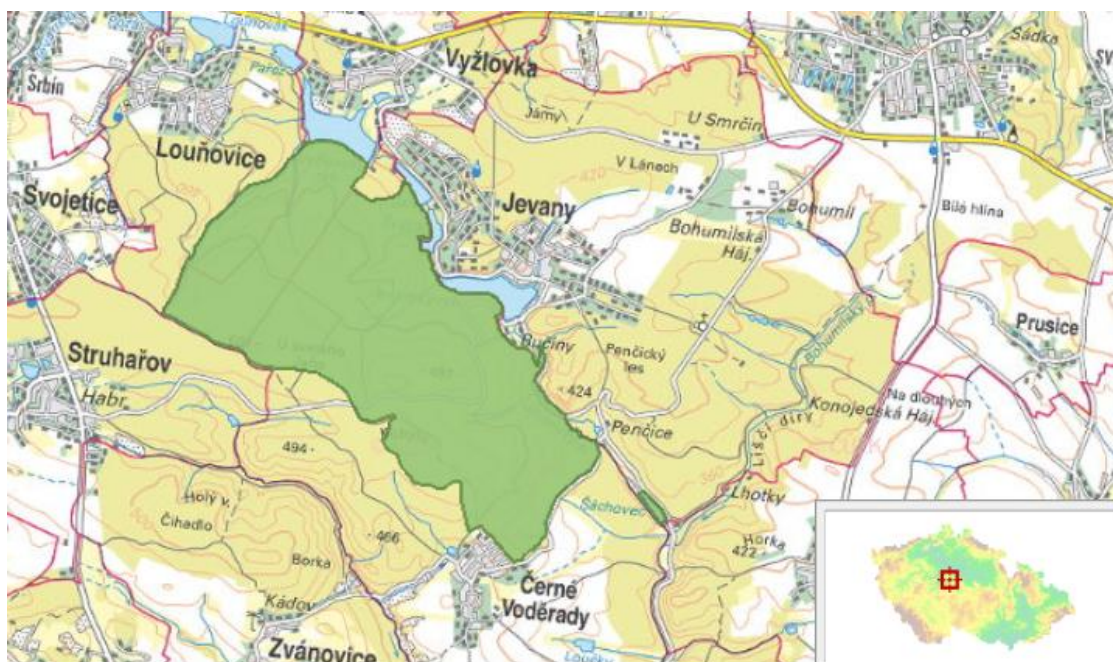
Leidinger et al. (2020) poukazují na to, že v přírodních lesích je více druhů ptáků, také netopýři jsou zde v porovnání s lesy hospodářskými aktivnější. Celkový podíl rostlin a brouků, stejně jako počet jejich druhů, je však v hospodářských lesích vyšší. Jednotlivé druhy rostlin, hub, brouků a ptáků jsou rozdílné v hospodářském lese a v lese přírodním. Území lesů ponechaných samovolnému vývoji by kvůli vyšší dostupnosti světla pro více druhů mělo obsahovat i porosty v rané a pozdní fázi přirozeného vývoje.

Pro zvýšení podílu mrtvého dřeva a stromů s Mh v hospodářských lesích se doporučuje v porostech ponechat 10–20 % stromů dožít, dokud přirozeně neodumřou a nezačnou se rozpadat (Larrieu et al. 2012). V zájmu zachování biodiverzity hospodářských lesů je žádané v těchto lesích zachovávat i prvky lesů přírodních, jako jsou stromoví veteráni a souše (Vuidot et al. 2011). Opatření pro podporu Mh v hospodářských lesích se liší v závislosti na druhu dřeviny a zvoleném měřítku (Winter et al. 2015).

6. Charakteristika zájmového území

6.1 Národní přírodní rezervace Voděradské bučiny

Voděradské bučiny jsou jednou ze tří národních přírodních rezervací nacházejících se ve středočeském kraji. Toto maloplošné chráněné území se nachází jihovýchodně od Prahy a katastrálně se rozděluje na 4 části spadající do okresů Kolín a Praha – východ (*Obr. 7.*). Většina rezervace se nachází v okrese Kolín, přičemž největším dílem zasahuje do katastrálního území Černých Voděrad, dále do Vyžlovky, Louňovic a nejmenší částí pokrývá území Jevan (Ložek et al. 2005). Celková výměra Voděradských bučin byla při založení rezervace 658,03 ha, to se však kvůli rozdílnému rozdělení lesa v minulosti změnilo na současných 682,76 ha, z čehož je 677,07 ha lesních pozemků (AOPK 2011). Území protáhlého lichoběžníkového tvaru směřující od severozápadu k jihovýchodu se rozkládá především na pravém (minoritně i na levém) břehu Jevanského potoka, kde je součástí větších lesních komplexů. Nejnižším místem je Jevanský potok (345 m n.m.) a nejvyšším vrchol Kobyla (501 m n.m.) (Ložek et al. 2005). Terén většiny území je svažité směřující k severovýchodu až jihovýchodu NPR (Knížetová et al. 1987). Rezervace Voděradské bučiny byla vyhlášena výnosem ministerstva kultury č.13600/55 v roce 1955, kdy však nesla název Státní přírodní rezervace. Až v roce 1992 byla přejmenována na národní přírodní rezervaci (AOPK 2011). Hlavním předmětem ochrany jsou staré (z



Obr. 7. Umístění NPR Voděradské bučiny (Cenia 2021)

hlediska konzervativního hospodaření) přírodě blízké bukové, někde i smíšené, komplexy nepřerušovaných porostů. Dále se zde chrání geomorfologické periglaciální jevy z poslední doby ledové, jako jsou například balvanové proudy, pseudokary a polygonální půdy (Knížetová et al. 1987, Ložek et al. 2005, AOPKČR 2021).

6.2 Geologické a pedologické poměry

NPR Voděradské bučiny se nachází v Mnichovské pahorkatině a tvoří součást Jevanské plošiny. Obsahuje návrší s méně výrazným hřebenem a pahorky mezi údolími Jevanského a Zvánovického potoka. Pahorky severovýchodních svahů nad Jevanským potokem jsou strmé a členité, oproti tomu jihozápadní svahy nad Zvánovickým potokem jsou mírnější. Přejít mezi povodími obou potoků vede přibližně po jihozápadní hranici rezervace. Členitost obou částí zajišťují údolí přítoků řek. (Šrámek 1981, AOPK 2011).

Většina území geologicky náleží do severní části středočeského plutonu. Podloží většiny rezervace je tvořeno porfyrickou říčanskou žulou s vyrostlicemi ortoklasu v základní hrubo – středně zrnité šedé hmotě (AOPK 2011). Často se zde vyskytují i četné pásy kyselých aplitických žul střední až jemné zrnitosti bez vyrostlic. Ve východní části se zřídka uplatňují červené pískovce a jílovce spodního permu blanické brázdy. Především v jihozápadní části se kromě spraší a sprašových hlín vyskytují též chlastolitické břidlice metamorfovaného zvánovického ostrova (Ložek et al. 2005). Spraše jsou také na svazích údolí. V centrální, východní až jihovýchodní části v pahorcích a na návrších ze spraší a sprašových hlín vystupuje žula. Aluviální sedimenty se velmi zřídka vyskytují v potočních nivách (AOPK 2011). Specifikem tohoto místa je také řada periglaciálních jevů, jako například: pseudokary, balvanové proudy nebo polygonální půdy (DVGL 1998, Ložek et al. 2005).

Půdy jsou zde nejčastěji hnědé oligotrofní až mezotrofní kambizemě, někdy jsou oglejené, pseudoglejové až podzolované či ilimerizované (Knížetová et al. 1987, UHUL 2021), na výchozech a vyvýšeninách žul přecházejí do oligotrofních rankerů (Ložek et al. 2005). Zřídka se zde vyskytují půdy hlinité s příměsí odvápněné spraše. Zdejší půdy se vyznačují nízkým obsahem humusu a různou hloubku a zrnitostí vzhledem k reliéfu a podkladu. Půdní reakce holorganických horizontů se pohybuje mezi hodnotami 4,0 až 4,9 a nasycenost sorpčního komplexu organických horizontů bázemi mezi 22,1 až 65,3 % (Remeš et Bílek 2014). Protože se zde ve velké míře vyskytují čisté bukové porosty, dochází v nich k akumulaci organických horizontů a hromadění surového humusu. Tyto vrstvy jsou kvůli struktuře porostů, suššímu klimatu a mikroklimatu a také kvůli

voskovému povlaku bukových listů uléhavé a neprostupné. Jejich rozklad tak probíhá za anaerobních podmínek a přispívá k podzolizaci a následnému nástupu degradace půd (AOPK 2011).

6.3 Klimatické poměry

Území NPR Voděradských bučin spadá do přírodní lesní oblasti 10 – Středočeská pahorkatina. Průměrný roční úhrn srážek je zde přibližně 650 mm, ve vegetační době pak 415 mm, průměrná roční teplota činí zhruba 8 °C. Členitost terénu zde výrazně ovlivňuje makroklimatické podmínky a tvoří zde mezoklimatické divergence (Remeš et Bílek 2014). Starší zdroje (Čvančara et Samek 1959) uvádějí průměrný úhrn srážek mezi 620 a 660 mm s jejich minimem v zimních měsících a maximem naopak v létě, přičemž více než dvě třetiny množství srážek zde registrovali od dubna do září. Výjimkou nejsou ani suché roky s poloviční srážkovou bilancí normálu. Dále uvádějí průměrnou roční teplotu 7,5 °C a délku vegetačního období s teplotami nad 10 °C 164 dnů. Průměrná roční teplota v těchto podmínkách za posledních 60 let vzrostla přibližně o 0,5 °C. Zmínění autoři také informují o tom, že na tomto území převládá západní a severozápadní směr větru, zřídka kdy se vyskytne i jižní a severní.

6.4 Fauna

V této lokalitě byla pravidelně nalezena řada druhů vázaných na zachovalé listnaté a smíšené lesy středních poloh. Vyskytují se zde také podhorské druhy či teplomilné druhy světlých doubrav. 30 druhů brouků nacházejících se na tomto území patří do Červeného seznamu ohrožených druhů. Lokalita NPR Voděradské bučiny je bohatá na edafon (AOPK 2011). Jsou zde zastoupeny druhy, z jejichž výskytu lze usoudit, že zdejší bučiny pravděpodobně byly nejzápadnějším segmentem migračního proudu buku táhnoucího se od východu z Karpat. Vyskytují se zde například krytenky, mnohonožky, roztoči s nově popsaným druhem pancířníka z rodu *Oppiella*, chvostoskoci se zde popsaným novým druhem (*Mesaphorura jevanica* Rusek, 1996) a další zoogeograficky zajímavé druhy a glaciální relikty. Složení společenstva hlístic mecho–lišejníkových polštářů připomíná stanoviště v Arktidě s podobným složením druhů. Jde například o druhy (*Teratocephalus litrellus*), (*Ektaphelenchus stammeri*), (*Panagrolaimus spondyli* Körner, 1954) a (*Malenchus exiguus* Andrassy 1980 Massey 1969). Protože se zde vyskytují tundrové, alpské a hercynské druhy, lze z toho odvodit, že původní edafon odráží vývoj celého území od doby ledové. Měkkýše zde zastupují citlivé lesní druhy: sklovatka rudá (*Daudebardia rufa* Draparnaud, 1805), vrkoč (*Vertigo substriata* Jeffreys, 1833) a

v rybnících pak vzácný plž (*Segmentina nitida* O. F. Müller, 1774). V potocích lze najít chrostíka (*Synagapetus moselyi* Ulmer, 1938). Z lesních motýlů, jejichž množství je zde značné, se zde vyskytuje martináček bukový (*Agria tau* Linnaeus, 1758), batolec duhový (*Apatura iris* Linnaeus, 1758), srpokřídlecovití motýli (*Drepana curvatula* Borkhausen, 1790), (*Sabra harpagula* Esper, 1786), hřbetozubci (*Drymonia querna* Denis & Schiffermüller, 1775), (*Ptilodontella cucullina* Denis & Schiffermüller, 1775), (*Odontosia carmelita* Esper, 1799) a přástevníkovití (*Lithosia quadra* Linnaeus, 1758), (*Parasemia plantaginis* Linnaeus, 1758), (*Callimorpha dominula* Linnaeus, 1758) (Ložek et al. 2005).

Vyskytuje se zde velké množství významných druhů brouků, některé druhy jsou navíc velmi vzácné (AOPK 2011). Mezi zdejší faunou můžeme nalézt xylofágní brouky, například roháčky (*Systemocerus caraboides* Mulsant & Rey, 1863) či (*Sinodendron cylindricum* Linnaeus, 1758), asi 40 druhů tesaříků včetně vzácného druhu (*Nothorhina punctata* Fabricius, 1798). Vyskytuje se zde také evropsky významný druh (*Cucujus cinnaberinus* Scopoli, 1763), vázaný na dostatek mrtvého dřeva větších dimenzí v určitém stádiu rozpadu. Z reliktních druhů fytofágů se zde objevují mandelinkovití (*Phyllotreta tetrastigma* Comolli, 1837), (*P. christinae* Heikertinger, 1941), (*Hermeophaga mercurialis* Fabricius, 1792). Dalším významným druhem je zde (*Dissoleucas niveirostris* Fabricius, 1798) z čeledi *Anthribidae*. Rovněž se na území NPR setkáme s několika zástupci Nosatcovitých, zejména s (*Apion pallipes* Kirby, 1808), (*Rhinomias forticornis* Boheman, 1843), (*Tropiphorus elevatus* Herbst, 1795), (*Trachodes hispidus* Linnaeus, 1758), (*Rutidosoma fallax* Otto, 1897), (*Rhynchaenus fagi* Linnaeus, 1758). Bezkrídlí (*Acalles camelus* Fabricius, 1792) a (*Echinodera hypokrita* Boheman, 1837) jsou zde dalším důkazem nepřerušeno přírodního vývoje zdejších lesů. Zástupcem střevlíkovitých je zde (*Pterostichus burmeisteri* Heer, 1838), z hmatavcovitých jsou to druhy jako (*Bryaxis puncticollis* Denny, 1825) a (*Plectophloeus fischeria* Aubé, 1833), z pestrokrovečnickovitých (*Opilo mollis* Linnaeus, 1758) (Ložek et al. 2005). Lze zde nalézt i druhy z čeledi *Melandryidae* a *Eucnemidae*, což značí zachovalost zdejší přírodní struktury lesů, většina z těchto druhů se však nachází na červeném seznamu ohrožených druhů. Ve fragmentech světlých doubrav a v dubohabřinách, jakožto pozůstatcích pařezin, se vyskytuje (*Grammoptera abdominalis* Stephens, 1831), (*Agrilus olivicolor* Kiesenwetter, 1857), (*Anisoxya fuscula* Illiger, 1798), (*Anisarthron barbipes* Schrank, 1781), (*Anoplodera sexguttata* Fabricius, 1775),

(*Drapetes mordelloides* Host, 1789) či (*Ropalopus femoratus* Linnaeus, 1758) (AOPK 2011).

V oblasti NPR se lze setkat s celou řadou obojživelníků. Jedná se o mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra* Linnaeus, 1758) a rosničku zelenou (*Hyla arborea* Linnaeus, 1758), dále o čolka obecného (*Lissotriton vulgaris* Linnaeus, 1758) a horského (*Ichthyosaura alpestris* Laurenti, 1768) a skokana hnědého (*Rana temporaria* Linnaeus, 1758). V Jevanském potoce a jeho přítocích lze nalézt ohrožené a chráněné druhy jako je mihule potoční (*Lampetra planeri* Bloch, 1784), střevle potoční (*Phoxinus phoxinus* Linnaeus, 1758) či hybridní populace sekavců (*Cobitis elongatoides* × *taenia* Bacescu & Maier, 1969) (Ložek et al. 2005).

Ve Voděradských bučinách z ptáků hnízdí holub doupňák (*Columba oenas* Linnaeus, 1758) využívající dutiny vytesané datlem černým (*Dryocopus martius* Linnaeus, 1758), Čáp černý (*Ciconia nigra* Linnaeus, 1758), lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis* Temminck, 1815), l. malý (*F. parva* Bechstein, 1792), budníček lesní (*Phylloscopus sibilatrix* Bechstein, 1793), včelojed lesní (*Pernis apivorus* Linnaeus, 1758) a jestřáb lesní (*Accipiter gentilis* Linnaeus, 1758) (AOPK 2011).

Vyskytují se zde běžné druhy savců: rejsek obecný (*Sorex araneus* Linnaeus, 1758), r. malý (*S. minutus* Linnaeus, 1758), myšice lesní (*Apodemus flavicollis* Melchior, 1834), norník rudý (*Clethrionomys glareolus* Schreber, 1780), veverka obecná (*Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758), kuna lesní (*Martes martes* Linnaeus, 1758), liška obecná (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758), prase divoké (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758), srnec obecný (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) a muflon evropský (*Ovis orientalis musimon* Pallas, 1811) (Ložek et al. 2005, vlastní pozorování).

6.5 Flora

Rezervaci ve velké míře pokrývají staré komplexy porostů bučin či smíšených lesů, které jsou zde hlavním předmětem ochrany (Ložek et al. 2005). Převládají zde společenstva acidofilních bučin asociace *Luzulo – Fagetum* Meusel 1937 (bikové bučiny) 37,4 %, dále jsou zde zastoupeny společenstva asociace *Dentario enneaphylli – Fagetum* Oberdorfer ex W. et A. Matuszkiewicz 1960 (květnaté bučiny) 5,6 %. Přejdem mezi acidofilními bučinami a doubravami jsou zde společenstva Hercynských dubohabřin asociace *Galio–Carpinetum* Oberdorfer 1957 4,4 %. V severozápadní části NPR se na plošině s prameništi vyskytují vlhké acidofilní doubravy, svaz *Genisto germanicae–Quercion*

Neuhäusl et Neuhäuslová-Novotná 1967 2,1 %. Ve vlhkých oblastech v blízkosti potoků a v úzkých zaříznutých údolích se vyskytují společenstva přípotočních olšin *Alnion incanae* Pawłowski et al. 1928 dvou typů, člověkem méně ovlivněné 2,2 % či více ovlivněné lidskou činností se zachovalým stromovým patrem 1,5 %. V severní i jižní části NPR se nachází izolované porosty suchých acidofilních doubrav svazu *Genisto germanicae-Quercion* Neuhäusl et Neuhäuslová – Novotná 1967 1,4 %. Na lokalitách s členitějším terénem jsou zde místy i suťové lesy svazu *Tilio – Acerion* Klika 1955 (roklínové javořiny) 0,2 %. Ve východní části rezervace byly původní porosty jedlobučin, vázané na bohatší půdy, velkou mírou nahrazeny kulturními smrčínami (AOPK 2011, Chytrý 2013).

Lokálně se zde objevují stanoviště s výskytem montánních či submontánních druhů, jako jsou čarovník alpský (*Circaea alpina* L.), třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa* (Chaix) J. F. Gmelin), kostřava lesní (*Festuca altissima* All), rozrazil horský (*Veronica Montana* L.) nebo devětsil bílý (*Petasites albus* (L.) Gaertn.) (Ložek et al. 2005). Na zbylých 46 % plochy rezervace jsou biotopy přírodního charakteru zastoupeny jen velmi malým množstvím. Převládají biotopy člověkem velmi ovlivněné či zcela uměle vytvořené (AOPK 2011).

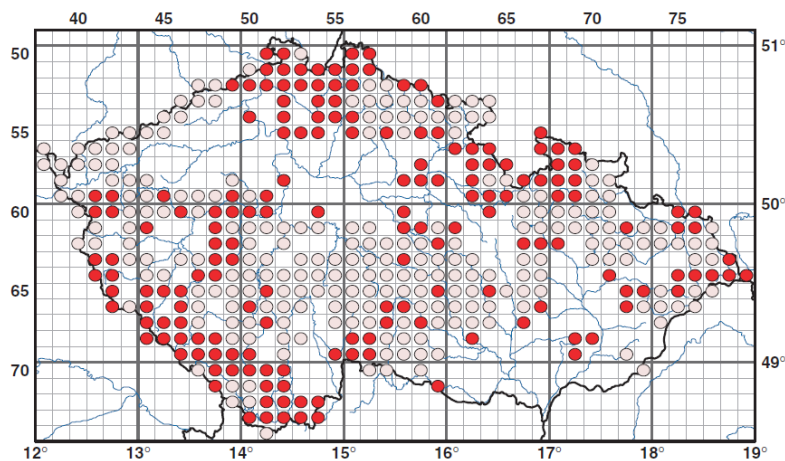
Část území o rozloze 317,4 ha, nacházející se celou svojí plochou uvnitř NPR je současně evropsky významnou lokalitou: CZ 210027 Voděradské bučiny, která byla stanovena nařízením vlády č. 123/2005 Sb. a v roce 2009 novelizována. Předmětem ochrany v tomto kontextu jsou oligotrofní až mezotrofní stojaté vody nížinného až subalpínského stupně, kontinentální a alpínské oblasti a oblasti horských poloh, s třídami *Littorelletea uniflorae* Br.-Bl. et Tüxen ex Westhoff et al. 1946 nebo *Isoëto-Nanojuncetea* Br.-Bl. et Tüxen ex Br.-Bl. et al. 1952 a jejich vegetací. Dalším předmětem ochrany přírody v této kategorii jsou zde také bučiny asociace *Luzulo-Fagetum* a *Asperulo-Fagetum* (AOPK 2011).

Z hlediska mykologie je území NPR velmi významné, ačkoliv kvůli poměrně menšímu množství odumřelého dřeva je výskyt především dřevožijných hub nízký. V minulosti se zde vyskytovala velmi vzácná houba parohovka žertovná (*Elaphocephala iocularis* Pouzar) nebo druhy vázané na jedli: bondarceвка horská (*Bondarzewia mesenterica* (Schaeff.) Kreisel) a lesklokorka jehličnanová (*Ganoderma carnosum* Pat.). Z lupenatých druhů s plodnicemi rostoucími ze země zde lze najít lišku Friesovu (*Cantharellus friesii* Quéf. 1872), čepičatku bledou (*Galerina pallida* (Pilát) Horak & Moser) zde popsána jako (*Velomyccena palliola*), dále límcovku šupinatou *Stropharia squamosa* (Pers.) Bridge

& Spooner), velmi vzácnou helmovku Pearsonovou (*Mycena pearsoniana* Dennis ex Singer), vzácnou šupinovku Jahnovu (*Pholiota jahni* Tjall.-Beuk. & Bas 1986), závojenku naběhlou (*Entoloma lampropus* (Fr.) Hesler), helmovku dvojjvonnou (*Mycena diosma* Krieglst. & Shvöbel) či holubinku hnědofialovou (*Russula brunneoviolacea* Crawshay) (Ložek et al. 2005).

6.5.1 Acidofilní bučiny *Luzulo – Fagetum*

Lesy typu acidofilních bučin jsou nejrozšířenějším biotopem NPR. Tyto lesy jsou čistě bukové či smíšené, vždy však s dominancí buku, příměs mohou tvořit další druhy listnáčů: javor klen (*Acer pseudoplatanus* L.), dub zimní i dub letní (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), (*Q. robur* L.), lípa srdčitá (*Tilia cordata* Mill.) či habr obecný (*Carpinus betulus* L.). Příměs jehličnatých druhů dřevin zde tvoří nejčastěji jedle bělokorá a smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karsten). Vyskytuje-li se zde keřové patro, jde především o zmlazení dřevin stromového patra, mnohdy však keřové patro zcela chybí. Podobný charakter má i bylinné patro, jehož absence je také velmi častá. Bylinné patro je většinou druhově chudé a skládá se z běžných acidofilních druhů jako jsou: bika bělavá (*Luzula luzuloides* (Lam.) Dandy et Wilmott), metlička křivolaká (*Avenella flexuosa* (L.) Drejer), jestřábník zední (*Hieracium murorum* L.), třtina rákosovitá (*Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth), a brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus* L.). Vyskytují se zde také druhy vysloveně vázané na bučiny: bukovník kaprad'ovitý (*Gymnocarpium dryopteris* (L.) Newman), kokořík přeslenitý (*Polygonatum verticillatum* (L.) All.) a věsenka nachová (*Prenanthes purpurea* L.). Pokryvnost bylinného patra zde obecně nepřesahuje 50 %. Acidofilní bučiny lze nalézt v lokalitách od mírných až strmějších svahů s chudou půdou na kyselých horninách Obr. 8. V místech s bohatším podložím se nachází na

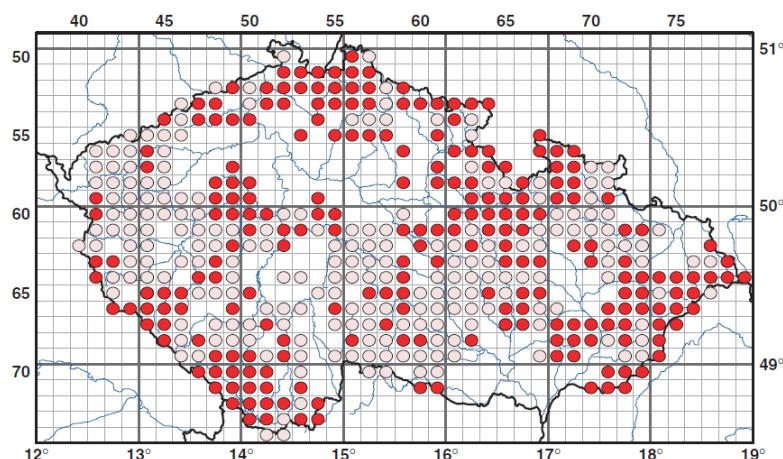


Obr. 8. Acidofilní bučiny v ČR (Chytrý et al. 2010)

exponovaných svazích, rovněž i na živiny ochuzených hřebenech. Koloběh živin zde probíhá velmi pomalu, stejně jako mineralizace opadu (AOPK 2011, Chytrý et al. 2010).

6.5.2 Květnaté bučiny *Dentario enneaphylli* – *Fagetum*

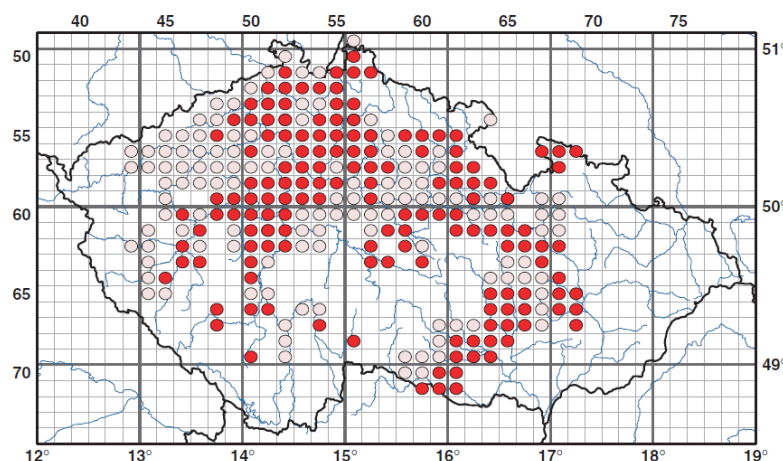
Zastoupení dřevinných druhů květnatých bučin je velmi podobné zastoupení dřevin v acidofilních bučinách. Navíc se zde jako příměs vyskytuje také javor mléč (*Acer platanoides* L.), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior* L.), lípa velkolistá (*Tilia platyphyllos* Scop.) a jilm horský (*Ulmus glabra* Huds.). Keřové patro květnatých bučin je však druhově bohatší, kromě zmlazujících se dřevin horní etáže zde roste například i líska obecná (*Corylus avellana* L.), zimolez černý a zimolez obecný (*Lonicera nigra* L.), (*L. xylosteum* L.), bez červený (*Sambucus racemosa* L.), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* L.), vzácně i lýkovec jedovatý (*Daphne mezereum* L.). V bylinném patře je mnohem více druhů než v acidofilních bučinách, je složené převážně z mezofilních druhů listnatých lesů. Jeho pokryvnost se pohybuje mezi 30–60 %, může být i menší. Klasické druhy vyskytující se v těchto lesích jsou kyčelnice devítelistá (*Dentaria enneaphyllos* L.), kyčelnice cibulkonosná (*D. bulbifera* L.), svízel vonný (*Galium odoratum* (L.) Scop.), pšeničko rozkladité (*Milium effusum* L.), bukovník kaprad'ovitý (*Gymnocarpium dryopteris* L.), bažanka vytrvalá (*Mercurialis perennis* L.), žindava evropská (*Sanicula europaea* L.), na vlhčích místech samorostlík klasnatý (*Actaea spicata* L.), sveřep benekenův (*Bromus benekenii* Lange (Trimen)), ostřice chlupatá (*Carex pilosa* Scop.), kaprad' samec (*Dryopteris filix-mas* (L.) Schott), kostřava lesní, pitulník žlutý (*Galeobdolon luteum* Huds.), ječmenka evropská (*Hordelymus europaeus* (L.) Harz), strdivka jednokvětá (*Melica uniflora* Retz.), vraní oko čtyřlisté (*Paris quadrifolia* L.), kokořík přeslenitý (*Polygonatum verticillatum* (L.) All.), věsenka nachová, krtičník hlíznatý (*Scrophularia nodosa* L.), starček fuchsův (*Senecio ovatus* G. Gaertn., B. Mey. et Scherb.) a violka lesní (*Viola reichenbachiana* Bor.). Na padlých kmenech a kamenech rostou často mechorosty. Květnaté bučiny se vyskytují na eutrofních půdách, většinou na kambizemích. Na minerálně chudých půdách či na vápencích se vyskytují jen v místech s hlubší půdou. V nižších a středních polohách obsazují chladnější rokle a severní svahy (Obr. 9.). Humus v těchto lesích rychle mineralizuje. Přirozeně se zde vyskytuje jedle, v současnosti je však její podíl velmi malý (AOPK 2011, Chytrý et al. 2010).



Obr. 9. Květnaté bučiny v ČR (Chytrý et al. 2010)

6.5.3 Hercynské dubohabřiny *Galio – Carpinetum*

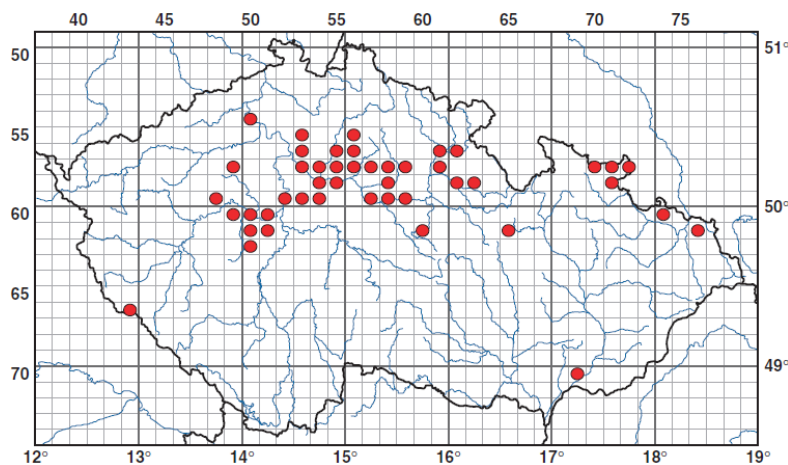
Hlavními druhy dřevin rostoucí v hercynských dubohabřinách jsou především habr obecný, dub zimní a dub letní, příměs je tvořena obvykle lípou srdčitou. V keřovém patře se vyskytuje zmlazení druhů stromového patra spolu s dalšími druhy, jako jsou: svída krvavá (*Cornus sanguinea* L.), líska obecná a zimolez obecný. V bylinném patře se vyskytují hlavně hájové druhy rostlin: sasanka hajní (*Anemone nemorosa* L.), jestřábník zední, hrachor jarní (*Lathyrus vernus* (L.) Bernh), strdivka nicí (*Melica nutans* L.), lipnice hajní (*Poa nemoralis* L.), plicník lékařský (*Pulmonaria officinalis* L.) a vratič chocholičnatý (*Tanacetum corymbosum* (L.) Sch. Bip.). Charakteristickým druhem těchto lesů je jaterník podléška (*Hepatica nobilis* Schreb.). Mechové patro se vyskytuje pouze ojediněle. Hercynské dubohabřiny obsazují teplé oblasti s živnými hlubokými půdami, dále plošiny či svahy (Obr. 10.) s podložím tvořeným z různých hornin. Hercynské dubohabřiny v lokalitě NPR tvoří určitý přechod k acidofilním bučinám a acidofilním doubravám (AOPK 2011, Chytrý et al. 2010).



Obr. 10. Hercynské dubohabřiny (Chytrý et al. 2010)

6.5.4 Vlhké acidofilní doubravy *Genisto germanicae* – *Quercion*

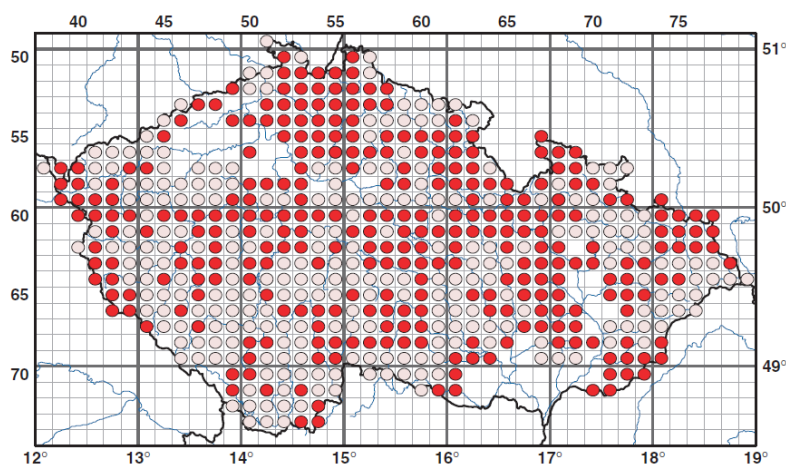
Dominantním druhem vlhkých acidofilních doubrav je dub letní, v NPR i olše lepkavá (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). Jednotlivě se zde může vyskytovat i bříza bělokora (*Betula pendula* Roth), borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.), dub zimní a další dřeviny typické pro severoevropské boreální lesy, například: bříza pýřitá (*Betula pubescens* Ehrh.), topol osika (*Populus tremula* L.), jeřáb ptačí či smrk ztepilý. Dominantním druhem keřového patra je krušina olšová (*Frangula alnus* Mill.). Hlavními druhy bylinného patra jsou ostřice třeslicovitá (*Carex brizoides* L.) a bezkolonec rákosovitý (*Molinia arundinacea* Schrank). Vyskytují se zde také druhy vlhkých kyselých půd, jako jsou vrbina obecná (*Lysimachia vulgaris* L.) či mochna nátržník (*Potentilla erecta* (L.) Raeusch.). Mechové patro je zde také přítomno. Vlhké acidofilní doubravy se objevují v pahorkatinách i nížinách, dále na mělkých terénních sníženinách, plošinách či v mělkých úžlabinách bez odtoku, kde se často tvoří kyselý surový humus (Obr. 11.). Půdním typem těchto lesů bývá silně kyselý, střídavě vlhký ve spodu zhutnělý pseudoglej, nebo pseudooglejená kambizem. Srážková voda zde často stagnuje a vytváří zamokření, v létě však silně vysychá (AOPK 2011, Chytrý et al. 2010).



Obr. 11. Vlhké acidofilní doubravy v ČR (Chytrý et al. 2010)

6.5.5 Údolní jasanovo–olšové luhy *Alnion incanae*

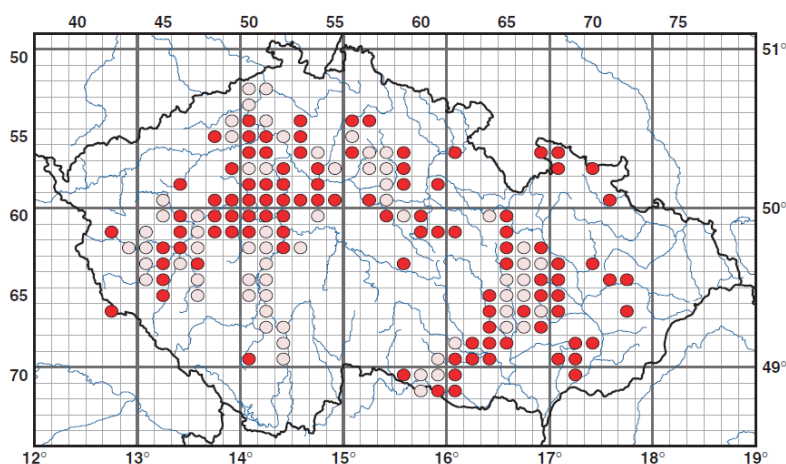
Údolní jasanovo – olšové luhy mohou vytvářet až 4 horizontální patra, kde dominuje olše lepkavá či jasan ztepilý. Příměs je obvykle tvořena dalšími listnatými druhy dřevin, jako jsou například javor mléč a javor klen, střemcha obecná (*Prunus padus* L.), v nížinách dub letní či lípa srdčitá. Jehličnatou příměs na dočasně zbahnělých půdách tvoří smrk ztepilý. V druhově bohatém keřovém patře obvykle s vysokou hustotou se kromě zmlazujících dřevin objevují vrba jíva (*Salix caprea* L.), ve vyšších polohách bez červený. V nížinách těchto luhů se vyskytují svída krvavá, brslen evropský (*Euonymus europaea* L.), srstka angrešt (*Ribes uva-crispa* L.) či bez černý (*Sambucus nigra* L.). Bylinné patro údolních jasanovo–olšových luhů je tvořeno vlhkomilnými druhy: vrbina hajní (*Lysimachia nemorum* L.), mokřýš střídavolistý (*Chrysosplenium alternifolium* L.), v letních měsících převládá krabilice chlupatá (*Chaerophyllum hirsutum* L.) či kostřava obrovská (*Festuca gigantea* (L.) Vill.). V podmáčených lokalitách a prameništích se objevuje ostřice řídkoklasá (*Carex remota* L.), která často lokálně pokrývá celé bylinné patro. Dalšími vyskytujícími se druhy jsou zde řeřišnice hořká (*Cardamine amara* L.), ptačinec hajní (*Stellaria nemorum* L.), netýkavka nedůtklivá (*Impatiens noli-tangere* L.). V nížinách těchto luhů se nepravidelně a ve fragmentech může objevit jarní aspekt s orsejem jarním (*Ficaria verna* Huds.) či sasankou hajní. Ve minoritně zastoupeném mechovém patře lze nalézt bezvlásku vlnkatou (*Atrichum undulatum* Hedw.), měřík příbuzný nebo čeřitý (*Plagiomnium affine* (Blandow) T. J. Kop), (*P. undulatum* (Hedw.) T. J. Kop). Údolní jasanovo–olšové luhy se vyskytují na březích potoků zaříznutých údolí, ve svahových lesních prameništích s hranicí podzemní vody těsně pod povrchem, nebo dočasně vystupující nad zem (Obr. 12.). Typické půdy těchto luhů jsou vlhké až mokré, živinami dostatečně zásobené, dočasně zbahnělé gleje (AOPK 2011, Chytrý et al. 2010).



Obr. 12. Údolní jasanovo–olšové luhy v ČR (Chytrý et al. 2010)

6.5.6 Suché acidofilní doubravy *Genisto germanicae* – *Quercion*

Suché acidofilní doubravy jsou druhovou skladbou stromového i keřového patra velice podobné vlhkým acidofilním doubravám, místy je přimíšen také buk či habr. V bylinném patře se majoritně vyskytují traviny: metlička křivolaká, kostřava ovčí, bika bělavá, bika chlupatá (*Luzula pilosa* (L.) Willd.) a lipnice hajní. Vyskytují se zde i typické oligotrofní druhy bylin, například vřes obecný (*Calluna vulgaris* (L.) Hull.) či brusnice borůvka. V suchých acidofilních doubravách jsou často zastoupeny acidofilní mechy: dvouhrotec chvostnatý (*Dicranum scoparium* Hedw.), travník schreberův (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.) a ploník ztenčený (*Polytrichum formosum* (Hedw.) G. L. Sm.) Tento typ lesa se vyskytuje na chudých substrátech, vysychavých, středně hlubokých až mělkých půdách. Standardně tyto doubravy pokrývají oligotrofní nebo rankerové kambizemě (AOPK 2011, Chytrý et al. 2010). Výskyt suchých acidofilních doubrav zachycuje Obr. 13.

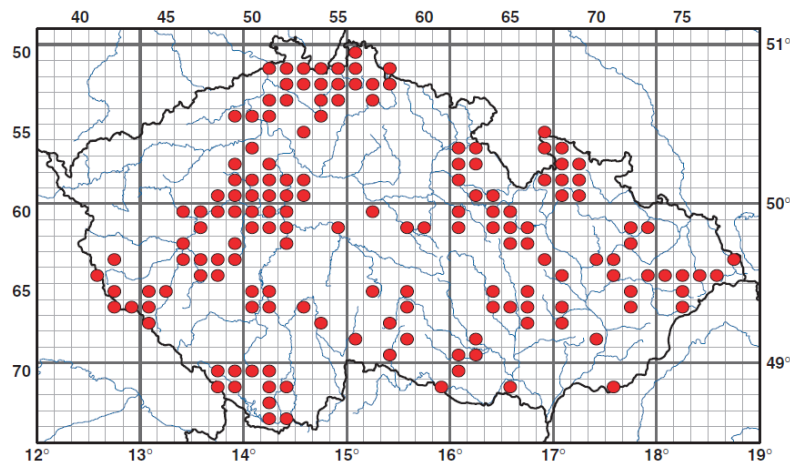


Obr. 13. Suché acidofilní doubravy v ČR (Chytrý et al. 2010)

6.5.7 Suťové lesy *Tilio* – *Acerion*

Suťové lesy jsou druhově bohaté, vyskytují se zde hojně javor mléč i javor klen, jasan ztepilý, lípa srdčitá či lípa velkolistá, jilm horský, příměs může tvořit borovice lesní, vzácně i tis červený. V nížinách je v suťových lesích hojný habr, naopak v podhůří buk. V bohatém keřovém patře se vyskytuje líska obecná, srstka angrešt či oba druhy bezu. Bylinné patro je tvořeno především nitrofilními druhy, typickými spíše pro sousedící biotopy (bučiny, dubohabřiny či údolní jasanovo – olšové luhy). Mezi druhy vyskytující se v suťových lesích lze zařadit udatnu lesní (*Aruncus vulgaris* Rafin), česnáček lékařský

(*Alliaria petiolata* (M. Bieb.) Cavara et Grande), kakost smrdutý (*Geranium robertianum* L.), kopřivu dvoudomou (*Urtica dioica* L.), pitulník žlutý, samorostlík klasnatý, netýkavku nedůtklivou, či hluchavku skvrnitou (*Lamium maculatum* L.) a ptačinec hajní. Mechové patro suťových lesů pokrývá především balvany či balvanité sutě. Suťové lesy se vyskytují ve strmých svazích či roklich (Obr. 14.), jejich podloží tvoří silikáty nebo vápence. Půdy suťových lesů jsou hluboké, vlhké, velmi skeletovité a bohaté na živiny, opad zde velmi dobře mineralizuje (AOPK 2011, Chytrý et al. 2010).



Obr. 14. Suťové lesy ČR (Chytrý et al. 2010)

7. Historie lesů a lesního hospodaření

7.1 Historický vývoj celého území

Na území NPR Voděradské bučiny se lesy vyskytovaly již v daleké historii, až na drobné výjimky lesní porosty rezervaci pokrývají dodnes. O jejich stavu, druhové skladbě a rozloze však do 17. století existuje jen málo písemných dokladů (Šrámek 1983b). Jisté však je, že vlivem postupného osidlování okolního území se jejich struktura a charakteristiky značně měnily. Do doby prvního středověkého osídlení byly místní lesy narušeny člověkem jen výjimečně. S rozmachem středověkého osidlování narůstala i potřeba stavebního a palivového dříví, lesy tohoto území se tak začaly postupně odlesňovat. Masivní odlesňování trvalo až do 15. století, kdy byly již založeny všechny okolní osady. Celé území rezervace bylo od roku 1542 do současnosti pod jednou lesní správou (Šrámek 1983a). Záznamy z roku 1562 zmiňují „černé lesy“, tedy lesy s hlavním zastoupením jedle. Tyto prameny popisují rovněž podrobnější složení druhové skladby dřevin zdejších lesů. Nejčastějšími jehličnatými dřevinami zde byly jedle, smrk a borovice, listnaté dřeviny reprezentoval buk, dub zimní, habr, bříza, olše lepkavá, javor klen, jilm horský, osika, lípa srdčitá, jeřáb, líska a sporadicky i jasan. V tomto kontextu je dále uváděno, že stavebního i palivového dřeva je v lesích dostatek (Šrámek 1983b). Kromě okolí obce Vyžlovka se na území NPR historicky neprováděla lesní pastva dobytka, neprobíhala zde ani těžba důlního dříví. Mírně zvýšená potřeba stavebního dříví k budování zámku, pivovaru a cihelny v Kostelci byla mezi roky 1560–1620. V období poloviny 17. století byl stav zdejších lesů velmi negativně ovlivněn 30letou válkou, nejvíce utrpěly lesy v okolí obcí. Do počátků 18. století zde nebyla přílišná potřeba stavebního či palivového dříví a lesy se postupně dostaly do stabilního stavu. V této době zde byl využíván pouze toulavý způsob těžby, zaměřený především na bukové dříví, obnova lesa zde probíhala pouze přirozeně. Tím docházelo k částečnému prosvětlování lesů, což mělo velmi kladný vliv pro růst jedle, která tím byla neúmyslně podporována a jejíž zastoupení na tomto území bylo okolo poloviny 18. století 33 %. Od druhé poloviny 18. století se v některých lokalitách Voděradských bučin začalo intenzivněji hospodařit, byly zde využívány clonné seče a výstavkový způsob hospodaření se záměrnou podporou buku na úkor jedle. Tento způsob hospodaření, ale i záměrné snižování zastoupení podílu jedle, kvůli špatné prodejnosti jejího dřeva, vedlo k postupnému snižování jejího podílu v lesích (Šrámek 1983a). Dalším důvodem snížení zastoupení jedle v lesích byla větrná

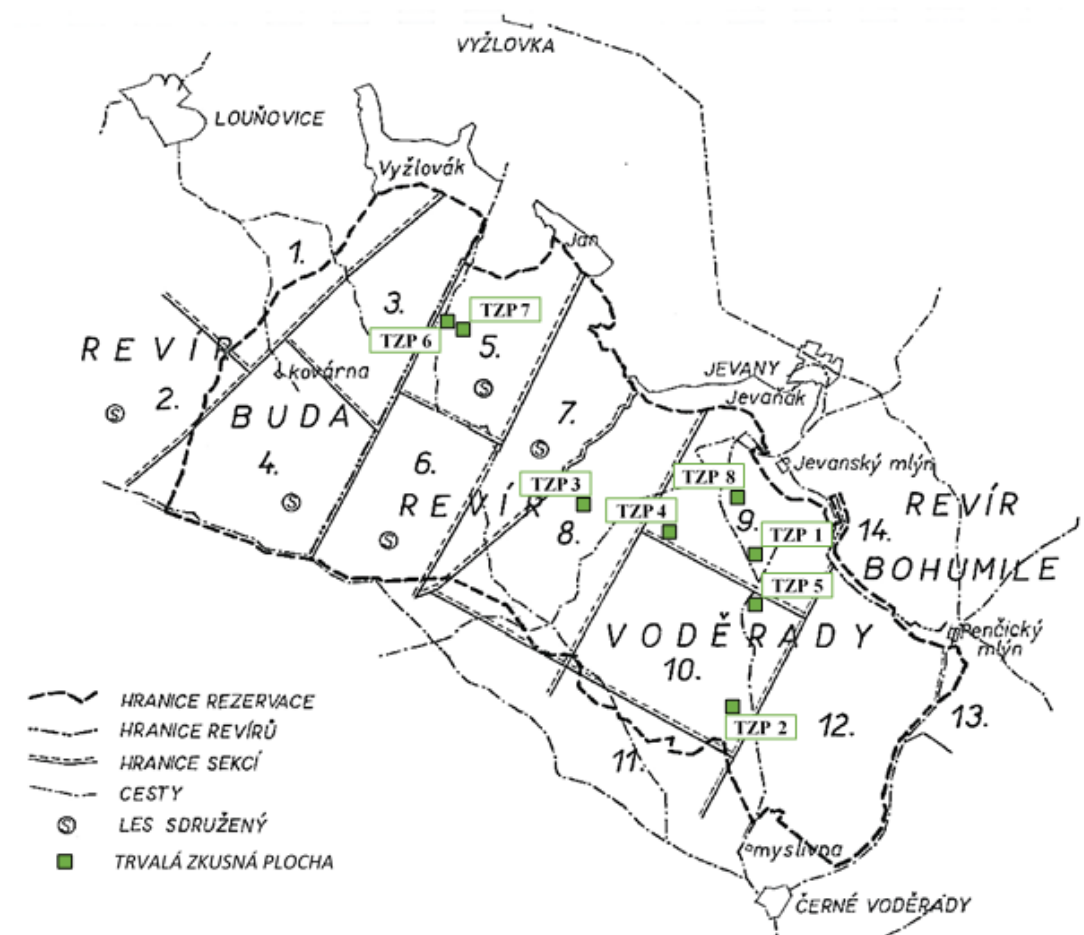
kalamita v letech 1735–1737, která nejvíce poškodila právě jedli. V důsledku těchto faktorů, současně i vlivem intenzivnějšího hospodaření s rychlejším obnovním postupem se měnilo i zastoupení druhů dřevin, čímž vzrostl podíl buku, dubu, habru, borovice. Koncem 18. století zde byl uměle vysazován i modřín. První holosečný zásah většího rozsahu na tomto území byl proveden počátkem 19. století. K obnově lesa po tomto zásahu byla využita pařezová výmladnost, také zde byla poprvé použita i umělá obnova sítí žaludů. Za účelem zalesnění se v této době využíval dub, borovice či bříza, později však především smrk. Z důvodu velmi špatného stavu lesů v první polovině 19. století se začala aplikovat různá opatření pro jeho zlepšení. Tato opatření spočívala v zalesňování rozsáhlých holin, omezení těžeb dříví pouze na množství, které současně v lesích přirostlo, v okolí měst měly být pěstovány především druhy poskytující dostatek palivového dříví. Mezi roky 1810–1850 bylo v území rezervace vytěženo a následně obnoveno 76 % její plochy. Pouze 3,5 % z celkové plochy byla pokryta vysokokmennými lesy staršími 70 let, lesy sdružené pokrývaly 38 % plochy. V druhé polovině 19. století podíl jedle klesl k pouhým 4,5 %. V průběhu 19. století byly lesy nízké i sdružené postupně převáděny na lesy vysokokmenné s využitím umělé obnovy především smrku (Šrámek 1983b). Ve druhé polovině 19. století se celkový podíl těžeb v lesích snížil. Na počátku 20. století se již využívala clonná obnova s úzkými pásy holosečí, k zalesnění se již nevyužíval pouze smrk, snahou tehdejších lesních hospodářů bylo vytvářet lesy smíšené. Plochy po mniškové kalamitě z dvacátých let 20. století byly obnoveny směsí smrku, borovice a modřínu s příměsí břízy. V roce 1935 byla správa lesů svěřena vysoké škole zemědělské v Praze (dnes ČZU, Školní lesní podnik Kostelec nad Černými lesy). Od té doby zde již nebyly využívány holosečné zásahy, namísto toho byly využívány výhradně clonné seče a přirozená obnova (Šrámek 1983a). Využívání výmladkového hospodaření bylo zcela ukončeno v roce 1945, v roce 1952 již byly všechny lesy na území rezervace evidovány jako vysokokmenné (Šrámek 1982). V roce 1955 byla rezervace na základě rozdílného managementu rozdělena na 2 úrovně ochrany. Prvním typem byla rezervace úplná, kde zásahy směřovaly pouze k likvidaci vývrátů a poškozených stromů či souší v blízkosti lesních cest. Druhým typem byla rezervace řízená, přičemž účelem hospodářských zásahů bylo zlepšení struktury porostů, s důrazem na zachování přirozeného smíšení lesa a na přiblížení se přirozené druhové skladbě. Toto rozdělení bylo v roce 1971 upraveno pouze na jeden typ řízené rezervace s různou intenzitou hospodaření (Bílek et al. 2013). Změnu druhové skladby zachycuje *Tab. 5*.

Tab. 5. Změna druhové skladby lesů NPR Voděradské bučiny. Upraveno dle (Bílek et al. 2013)

Rok	Smrk	Jedle	Borovice	Dub	Buk	Habr	Ostatní
	Zastoupení v %						
1650	6,0	44,0	2,0	6,0	33,0	4,0	5,0
1735–1780	6,0	33,0	5,0	6,0	39,0	9,0	2,0
1859	13,5	4,5	0,3	3,0	46,1	26,3	6,3
1936	33,8	1,6	3,0	9,2	35,5	7,3	9,6
1961	30,9	1,8	2,5	10,5	38,3	6,6	9,4
1991	34,0	0,9	2,2	8,6	42,4	4,3	7,6
2011	30,1	1,0	2,0	7,6	48,8	3,4	7,1

7.2 Vývoj lesů v lokalitách s trvalými zkusnými plochami v NPR

Změnu a vývoj druhové skladby jednotlivých sekcí (revírů) území (Obr. 15.) lze spolehlivě a kontinuálně popisovat až od roku 1777. Do této doby totiž neexistují ucelené písemnosti či mapy zabývající se touto problematikou.



Obr. 15. Rozdělení jednotlivých sekcí v roce 1859 (Šrámek 1982) s lokalizací současných TZP

7.2.1 Sekce 5. Malovaný buk (55,07 ha) – TZP 6 a 7

V mapě z období roku 1777 polovinu této sekce pokrývaly porostliny (les nízký či sdružený) a druhou část jehličnatý les generativního původu. V roce 1800 byly v celé této sekci evidovány lesy sdružené, ve stejné době se ve východní části o velikosti 32 ha provedly první holosečné zásahy s ponecháním dubových, bukových a jedlových výstavek. Po těchto událostech se zde vyskytovaly následující dřeviny: habr, buk, javor, dub, lípa, osika, jilm, olše a bříza. Zbytek sekce byl vytěžen stejným způsobem, pouze však o deset let později. Z roku 1839 je v hospodářských evidencích zaznamenán porost složený z břízy, habru, javoru, buku a jívy. Další holosečný zásah o rozsahu 25 ha byl realizován v roce 1855 v severovýchodní části sekce. V tomto případě se obnova týkala břízy, jedle, buku, habru, olše a smrku. V roce 1890 se na stejném území nacházel porost břízy a habru v poměru 4:1. V této části se ponechávaly výstavky o hustotě 15 ks/ha, celkem 305 buků, 66 dubů a 14 javorů. Zbylá část sekce byla obnovena obdobným způsobem v roce 1863, zde bylo však ponecháno více výstavek (22 ks/ha). O 30 let později jich zde bylo evidováno 626 ks, z toho 537 buků, 75 dubů a 14 javorů. Na přelomu 19. a 20. století zde proběhly převody z tvaru lesa sdruženého na les vysoký. Obnovní proces byl zaměřen především na smrk, buk v této době téměř vymizel, byl zde pouze jednotlivě vtroušen. Po roce 1920 zde byl intenzivně snižován podíl břízy a habru, narozdíl od buku, který byl postupně uvolňován, současně byl i podporován v mladších porostech, jeho zastoupení se díky tomu opět zvýšilo. Další zásahy v této sekci jsou zaznamenány v letech 1953–1965, kdy byly pomocí kotlíků do lesa navraceny jedle, buk a dub. Sekce „Malovaný buk“ byla v 80. letech 20. století typická svou etážovou strukturou porostů, 14,89 ha představovaly předržené pařeziny a 3,8 ha staré výstavky buku, dubu a modřínu, v některých případech jejich staří dosahovalo téměř 200 let. Ze zbytků porostů starších 120 let se v roce 1971 na tomto území vyskytoval 0,34 ha modřínu, 0,08 ha dubu a 3,42 ha buku (Šrámek 1982). Vývoj druhové skladby a věkové struktury lesů této sekce mezi rokem 1849 do roku 1971 je znázorněn v souhrnné tabulce grafů na straně 57 (platí i pro další sekce kapitoly 7.2).

7.2.2 Sekce 8. Černý blato (73,55 ha) – TZP 3

Severní partie této sekce byla v roce 1777 pokryta ze 2/3 vzrostlými lesy s mírnou převahou lesů jehličnatých nad listnatými, zbytek sekce pokrývaly lesy nízké či sdružené. Střední část sekce byla v této době tvořena prořídlymi převážně jehličnatými lesy. Jižní část sekce (dnes součást rezervace) byla v roce 1740 postižena kalamitou, což bylo

příčinou proředění lesů evidovanou v roce 1777. Lesy této části byly v této době sdružené, výstavky byly tvořeny z 80 % jehličnatými druhy. O 30 let později byla obnovena severní část sekce, byly využity především listnaté dřeviny: buk, habr, dub či uměle dosazovaný javor. V roce 1839 se na 14 ha jižní části vyskytoval proředený 100 let starý porost, složený z buku, habru, minoritně i z jedle, dubu a javoru. Ve stejném roce v severní části sekce byla jedle zastoupena jen minimálně, z důvodu využití jejího dřeva blízkou pilou. Střední část byla obnovena clonnou sečí v roce 1820, byla zde zřejmě využita i delší obnovní doba, čemuž nasvědčovalo i majoritní zastoupení jedle v nárostu. Jižní část sekce o velikosti 18 ha byla opětovně obnovena v roce 1840, kdy bylo využito přirozené obnovy s vylepšením dalšími druhy: javorem, olší, smrkem, borovicí a jasanem. Mezi roky 1843–1849 byl nárost doplněn smrkem, bukem, jedlí a olší. Kvůli rychlým prosvětlovacím zásahům však podíl jedle v porostech opět klesl a její zbytky byly následně zdecimovány mniškovou kalamitou v roce 1922. Další zásahy v jižní části postupovaly velmi pomalu a maloplošně. V roce 1971 zde bylo 44 % porostů starších 120 let. Z celkové plochy sekce tvořily porosty starší 120 let 32 ha, z čehož bylo 30 ha zastoupeno bukem (Šrámek 1982).

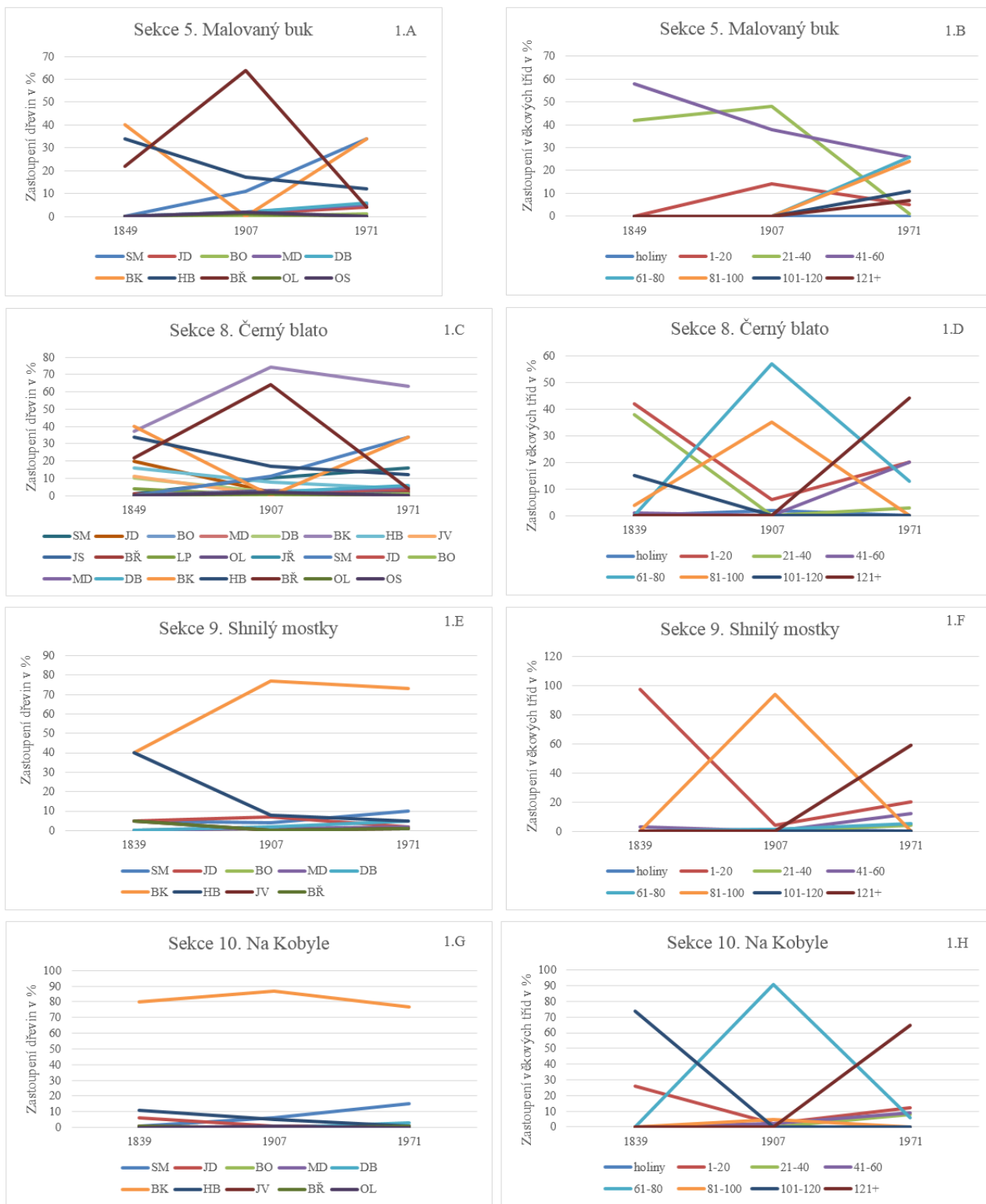
7.2.3 Sekce 9. Shnilý mostky (60,67 ha) – TZP 1, 4 a 8

V roce 1777 se v této sekci vyskytoval především vzrostlý les v severní polovině tvořený jehličnany, v jižní části les smíšený. Roku 1797 byl v severovýchodní části obnoven porost o ploše 2 ha, zbylá část sekce byla obnovena následně v roce 1827. V nárostu dominoval buk a habr, dále byly přimíšeny javor, bříza, jedle a smrk. Jedle z lesů tohoto území ubývala, podobně jako v předchozí sekci, kvůli pile v těsné blízkosti porostů, a dále také z důvodu častých polomů. Další drobné zásahy do porostů formou náseků byly v této sekci provedeny v roce 1902, do roku 1933 zde bylo pasečně obnoveno více než 6 ha lesa. Od roku 1950 zde byla využívána především přirozená obnova a do roku 1971 zde bylo obnoveno tímto způsobem asi 16 ha. V tomto roce se na území této sekce vyskytovalo 35 ha porostů starších 120 let, přičemž na 32 ha dominoval buk a na 1,5 ha převládal dub. Ostatní dřeviny se vyskytovaly pouze minoritně na ploše menší než 1 ha. Některé staré porosty této sekce jsou v evidenci popisovány jako nejlepší z celého území rezervace (Šrámek 1982).

7.2.4 Sekce 10. Na Kobyle (81,74 ha) – TZP 2 a 5

Lesní porosty od východní části sekce až k jejímu severovýchodnímu cípu byly v roce 1777 prořídle se smíšeným zastoupením druhů dřevin. Tento stav byl způsoben polomy

větru v letech 1735–1737. Zbývající část sekce dle evidovaných záznamů pokrývaly smíšené vysokokmenné lesy. V roce 1720 byla obnovena jihozápadní polovina této sekce, o 8 let později byla obnovena další čtvrtina sekce, navazující na jihozápadní polovinu směrem k severovýchodu. O 120 let později z porostů střední části zbývaly pouze bukové výstavky. V jižní čtvrtině byly výstavky buku i jedle v poměru 4:1, se zakmeněním 0,2. Mezi roky 1841–1842 byla upřednostňovaná přirozená obnova, následně uměle doplněna javorem, smrkem, borovicí a jasanem, v roce 1846 byla doplňována větším množstvím smrku. Severovýchodní čtvrtina sekce byla obnovena v roce 1831, s ponecháním jen velice malého množství výstavků. Nejvíce zastoupenými dřevinami po tomto zásahu byly buk, habr, příměs tvořil javor, bříza, jedle a smrk. V roce 1922 byl jižní okraj sekce postižen mniškovou kalamitou. Do roku 1933 zde bylo pomocí holosečí obnoveno 11,5 ha lesa. S využitím přirozené obnovy mezi roky 1928–1965 bylo obnoveno více než 14 ha. V této sekci bylo v roce 1971 nejvíce porostů starších 120 let v rámci celého území dnešní NPR, konkrétně necelých 53 ha, přičemž buk pokrýval 50 ha a dub pouze 2 ha (Šrámek 1982).



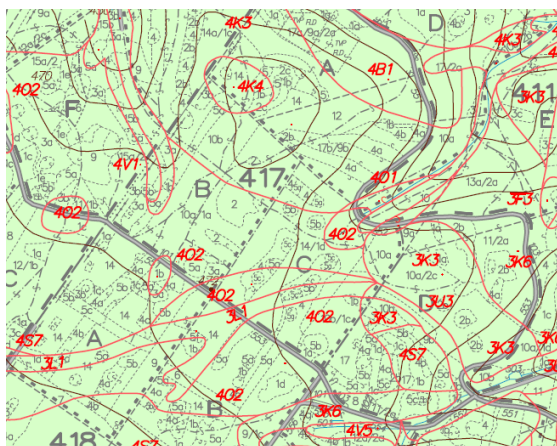
Graf 1. (1A–1H) Změna druhové skladby a zastoupení věkových stupňů v jednotlivých sekcích. Upraveno (Šrámek 1982)

8. Současné lesy NPR Voděradské bučiny

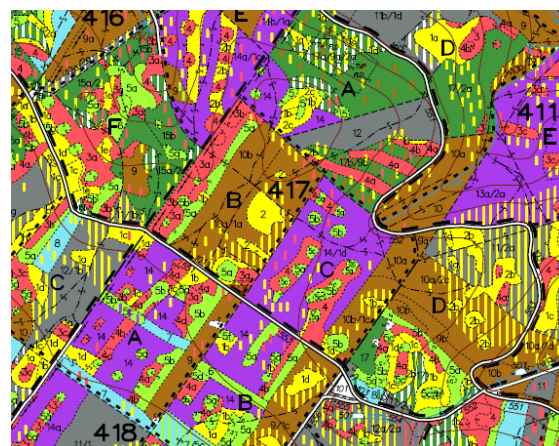
8.1 Základní údaje o současném stavu lesů

NPR se nachází na území Lesního hospodářského celku (LHC) ŠLP Kostelec nad Černými lesy, výměra Pozemků určených k plnění funkcí lesa (PUPFL) činí 677,07 ha. Všechny zdejší lesy jsou vedené jako Lesy zvláštního určení kategorií 31c (lesy na území NP a NPR) a 32d (lesy k lesnickému výzkumu a lesnické výuce), které se překrývají. Je zde zastoupeno 27 Souborů lesních typů (SLT), 14 z nich se na celkové ploše podílí méně než 1 % (Obr. 16.). Zastoupenými SLT jsou: 4K – Kyselé bučiny (31,86 %), 4S – Svěží bučiny (17,28 %), 3K – Kyselé dubové bučiny (15,84 %), 4O – Svěží dubové jedliny (9,03 %), 3S – Svěží dubové bučiny (3,81 %), 4V – Vlhké bučiny (3,49 %), 4B – Bohaté bučiny (3,47 %), 4P – Kyselé dubové jedliny (2,75 %), 3U – Javorové jaseniny (2,66 %), 4D – Obohacené bučiny (1,41 %), 3L – Jasanové olšiny (1,18 %), 3F – Svahové dubové bučiny (1,06 %) a 3N – Kamenité kyselé dubové bučiny (1,02 %). Minoritně se zde vyskytují stanoviště typů: 4N, 3V, 4F, 3P, 3M, 2I, 4A, 4Q, 3B, 4G, 3J, 3I, 1G a 2L. Dnešní podobu lesů zajisté velmi ovlivnily hospodářské zásahy v nedávné minulosti, které lze velmi dobře pozorovat na porostní mapě (Obr. 17.). Tyto zásahy postupně přecházely od velkoplošných k maloplošným formám. V mapách lze dobře identifikovat menší holoseče, náseky, kotlíky, odluky, rozluky a postup clonných sečí. Současná druhová skladba lesů rezervace je tedy výsledkem historického hospodaření, současné zastoupení jednotlivých druhů v % je popsáno v Tab. 6. Nejvíce zastoupenou listnatou dřevinou, pokrývající téměř polovinu celkové plochy NPR, je buk, dále již mnohem menší část území pokrývá dub zimní, následovaný habrem a olší. Z jehličnatých dřevin necelou třetinu území rezervace pokrývá smrk, dále je zde zastoupen modřín, borovice a necelým procentem jedle. Kromě těchto hlavních dřevin se zde jednotlivě až skupinovitě vyskytuje také douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), dub červený (*Quercus rubra* L.) a dub cer (*Quercus cerris* L.), jasan americký (*Fraxinus americana* L.), borovice vejmutovka (*Pinus strobus* L.), zerav obrovský (*Thuja plicata* Donn ex D. Don), cypřišek lawsonův (*Chamaecyparis lawsoniana* (A. Murray) Parl.) a liliovník tulipánokvětý (*Liriodendron tulipifera* L.). V porovnání s historickými údaji (kapitola 7.1) se zde vyskytuje již více lesů přibližujících se druhovou skladbou skladbě přirozené, věková a prostorová diferenciaci těchto porostů je však místy stále mírně zanedbaná. Tento stav lze pozorovat v některých porostních skupinách s rozpadajícími se přestárlými

stejnověkými bukovými porosty, které jsou diferencované pouze tloušťkově. Bukové porosty starší než 116 let lze považovat za geneticky původní a část porostů, zejména v oddělení 434 je dokonce i genovou základnou tohoto druhu. Mnoho porostů zde však naprosto neodpovídá přirozené druhové skladbě, toto tvrzení mimo jiné dokládají data z tabulky současné druhové skladby (Tab. 6.), především nízký podíl jedle a naopak vysoký podíl smrku (AOPK 2011).



Obr. 16. Výřez z typologické mapy (AOPK 2011)



Obr. 17. Výřez z porostní mapy (AOPK 2011)

Tab. 6. Současná a přirozená druhová skladba (pro rok 2011) (AOPK 2011)

Zkratka	Název dřeviny	Současné zastoupení (ha)	Současné zastoupení (%)	Přirozené zastoupení (ha)	Přirozené zastoupení (%)
Jehličnany					
JD	jedle bělokora	6,41	0,96	135,12	20
BO	borovice lesní	13,32	1,99	+	+
SM*	smrk ztepilý	201,00	30,08	49,09	7
MD	modřín evropský	31,04	4,64	-	-
DG	douglaska tisolistá	0,27	0,04	-	-
JX	ostatní jehličnany	+	+	-	-
Listnáče					
BK	buk lesní	326,05	48,77	352,01	53
DBZ*	dub zimní	50,54	7,56	-	-
DB*	dub letní	-	-	110,47	16
JV	javor mléč	3,74	0,56	3,75	1
KL	javor klen	+	+	3,38	1
LP	lípa srdčitá	0,21	0,03	8,01	1
JS	jasan ztepilý	1,94	0,29	6,69	1
OS	topol osika	0,08	0,01	+	+
JL	jilm habrolistý	+	+	+	+
HB	habr obecný	22,80	3,41	+	+
BR	bříza bělokora	4,16	0,62	+	+
OL	olše lepkavá	6,96	1,04	+	+
Celkem**		668,52	100 %	-----	-----

8.2 Management

Dle rozdílných cílů a způsobů ochrany tohoto území lze management uplatňovaný v NPR rozlišit na dva typy.

Přísný management (Management I)

Tento typ managementu je uplatňován ve starých, geograficky i geneticky původních porostech, které se postupně samovolně diferencují pomocí přirozené mortality a přirozeného zmlazení. Spočívá tak v ponechání porostů samovolnému vývoji. Kromě likvidace nebezpečných stromů poblíž turistických cest (do vzdálenosti průměrné výšky porostu) a zajištění průjezdnosti lesních cest, zde nejsou prováděny žádné zásahy. Veškerý materiál mrtvého dřeva je ponecháván v porostech. S ohledem na celistvost území s uplatněním tohoto managementu, jsou zde zahrnuty i porosty, kde je třeba druhovou skladbu a strukturu upravit. Právě v takových oblastech se hospodářsky zasahuje s úmyslem změny druhové skladby a struktury na přírodě blízkou podobu s cílem přiřadit časem tyto porosty k porostům ponechaným samovolnému vývoji (AOPK 2011).

Řízený přírodě blízký management (Management II)

Řízený přírodě blízký management je využíván na zbylé části NPR. Jeho principem je postupná obnova starých homogenních a jednodruhových bukových či dubových porostů, urychlování jejich prostorové diferenciace, vnášení ostatních dřevin přirozené druhové skladby do porostů a přeměna porostů s nepůvodní druhovou skladbou dřevin. Podstatou těchto opatření je vytvoření stanovištně odpovídajících, druhově pestrých, prostorově i věkově smíšených porostů, které se budou podobat lesům přirozeným. Jako nejvhodnější způsob takovýchto přeměn a rekonstrukcí se jeví clonná obnova s využitím maloplošných obnovních prvků, v rámci odlišných mikrostanovišť konkrétního porostu. Současně zde není vhodné uplatňovat schématické zásahy. K přeměně porostů s nepůvodním druhovým složením lze využít také násečný hospodářský způsob. Nahodilé těžby v těsné blízkosti turistických cest jsou prováděny pouze v případě bezprostředního ohrožení bezpečnosti. V listnatých porostech se padlé dříví ponechává na místě, dále se zde nechává 10 % hmoty po prořezávkách a 5 % hmoty po probírkách k zetlení. V mýtních porostech se pak ponechává 10 ks výstavek/ha na dožití. V jehličnatých porostech se ponechává 5 % hmoty po probírkách, pokud dřevo není napadeno podkorním hmyzem, dále neaktivní kůrovcové souše nastojato na dožití v počtu 3 ks/ha. Mechanizační

prostředky pro soustředování dříví se volí vždy adekvátně k příslušným klimatickým a stanovištním podmínkám. Vysloveně se zde doporučuje vyhýbat se jakémukoli poškození okolních porostů, stejně tak i půdní erozi a znehodnocení přirozeného zmlazení. Rovněž jsou zde zakázány meliorační či odvodňovací úpravy či další úpravy vodního režimu na území NPR (AOPK 2011).

8.3 Zonace

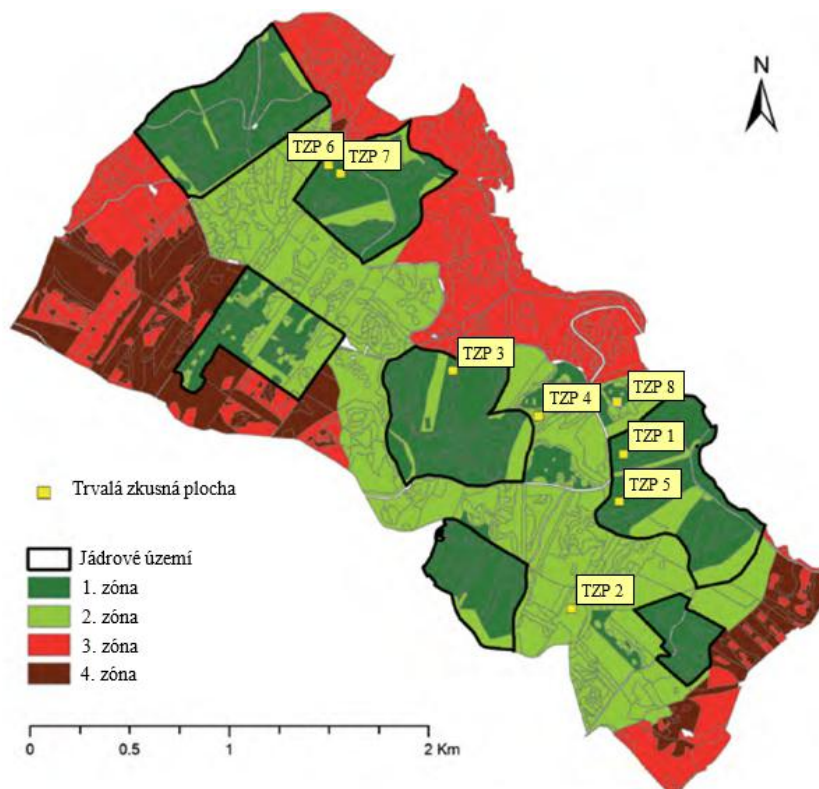
Území NPR je rozčleněno do 4 zón dle stavu porostů, cílů ochrany a nezbytného času k jejich naplnění. Kromě tohoto hlavního členění je v rezervaci vymezeno 7 jádrových území reprezentujících všechny typy zdejších lesních biotopů (*Obr. 18.*).

1. zóna – Tyto staré porosty odpovídají svou strukturou a dřevinnou skladbou porostům původním a jsou v jádrových územích ponechávány samovolnému vývoji. Vyskytují se zde i mladší porosty, ve kterých se mírnými zásahy upraví struktura, následně se také ponechají v bezzásahovém režimu. Uplatňuje se zde přísný management – management I (AOPK 2011).

2. zóna – Porosty v této zóně navazují na podobu předchozích porostů, mají požadovanou druhovou skladbu, ale nevhodnou strukturu. Postupnými zásahy se struktura pozmění tak, aby bylo možné porosty ponechat samovolnému vývoji a využít tak management I. Patří sem i porosty v jádrovém území vklíněné mezi porosty 1. zóny s nevhodnou druhovou skladbou se zastoupením smrku a geograficky nepůvodních dřevin. Zde je zapotřebí porosty co nejrychleji přeměnit. Od této zóny až do 4. zóny se využívá řízený přírodě blízký management – management II (AOPK 2011).

3. zóna – V této zóně se vyskytují porosty s nevhodnou nebo pozměněnou strukturou i druhovou skladbou s vysokým potenciálem jejich úspěšné přeměny. Zásahy zde vedou ke zvýšení biodiverzity porostů, tedy i možnosti vnášení dalších druhů původních dřevin. V této zóně je rovněž velká možnost skloubit zájem ochrany přírody s vědeckovýzkumnými a výukovými aktivitami FLD. Vyskytují se zde také fragmenty bývalých středních lesů (AOPK 2011).

4. zóna – Poslední zóna obsahuje především porosty se zcela pozměněnou druhovou skladbou, musí se mnohdy i holosečně zcela uměle obnovit. Tyto porosty by se měly následně, v delším časovém horizontu, zařadit do 3. zóny (AOPK 2011).



Obr. 18. Zonace NPR Voděradské bučiny (Bílek et al. 2013) s vyznačením TZP

9. Metodika

9.1 Zkusné plochy a předchozí výzkumná činnost

Na území NPR, jakožto výzkumném objektu Katedry pěstování lesů FLD, probíhá již dlouhou řadu let intenzivní výzkum zaměřený na hodnocení struktury, růstu, vývoje a obnovy lesních porostů a optimalizace prováděných hospodářských opatření ve vztahu k potřebným autoregulačním mechanismům přirozených lesů. První výzkumné plochy pro tyto účely vznikly krátce po vzniku rezervace (AOPK 2011).

Trvalých zkusných ploch (dále jen TZP) o velikosti 1 ha (čtvercového tvaru 100×100 m) je na území NPR v současnosti 8 (*Obr. 18.*). Na základě doby, která uplynula od posledního hospodářského zásahu (zaokrouhлено na celé desítky let), tyto plochy dělíme na plochy se samovolným vývojem trvajícím 20 let (dále jen 20 let s.v.) – TZP 1–5 a na plochy se samovolným vývojem trvajícím 70 let (dále jen 70 let s.v.) – TZP 6 a 7. Plochy č. 1–4 byly založeny v roce 1980, plocha č. 5 v roce 1981. Všechny tyto plochy měly při založení podobnou strukturu a byly umístěny v porostech obnovených clonnou sečí s různou intenzitou zásahu na jednotlivých plochách. Doba obmýtí dle plánu péče činila 130 let, obnovní doba 40 let. Inventarizace těchto ploch proběhla v letech 1980, 1997, 2002/2003, 2005/2007, 2009 a 2013. Věk porostů jednotlivých ploch se k roku 2020 pohybuje v rozmezí 177–209 let. Kolem roku 2000 zde byl proveden poslední hospodářský zásah, od té doby jsou všechny tyto plochy ponechány samovolnému vývoji. Plochy č. 6 a 7 (70 let s.v.) byly založeny v roce 2005 a věk jednotlivých etází k roku 2020 je 171/95/28 let. Tyto plochy byly inventarizovány v letech 2005 a 2009 (Bílek et al. 2013). Na všech výše zmíněných plochách byla zaznamenána přesná poloha jedinců pomocí technologie Field–Map (IFER – Monitoring and Mapping Solutions Ltd.), rovněž byly zjištěny základní dendrometrické údaje těchto jedinců.

9.2 Sběr dat

Terénní práce probíhaly od března do konce listopadu roku 2020. Byla zaznamenána data z TZP č. 1–7.

U každého jedince s výčetní tloušťkou nad registrační hranicí ≥ 8 cm, který se nacházel ve zkusné ploše, byla změřena jeho výčetní tloušťka. K měření tloušťky byla použita mechanická průměrka. Výčetní tloušťka každého jedince, byla zaznamenána 2× na se

sebe kolmým měřením (s přesností na mm). Další měřenou veličinou byla výška jedinců, která byla měřena pomocí výškoměru (transpondéru) Vertex III (Haglöf Sweden). Před samotným začátkem měření bylo vždy provedeno kontrolní měření přesnosti, případně také kalibrace přístroje. U každého stromu byla změřena jeho celková výška (s přesností na dm), dále i výška nasazení koruny (s přesností na dm). Tloušťka a výška byla zaznamenána stejným způsobem rovněž u odumřelých či poškozených jedinců (souše, torza, zlomy), zdravotní stav těchto jedinců byl v datech zaznamenán. Všechna data byla zapsána do připravených zápisníků, případně přímo do sešitů Ms Excelu.

Další dílčí součástí inventarizace bylo zaměření mrtvého dřeva na jednotlivých plochách. K tomuto účelu byla využita technologie Field – Map (dále jen FM). Před samotným zaměřením mrtvého dřeva viditelného z konkrétního bodu měření bylo vždy potřeba FM ustaničit. Staničení vždy proběhlo k nejbližším živým stromům (k poloze minimálně 3 jedinců) s jednoznačně čitelným číslem. Následně byla zaznamenávána poloha veškerého ležícího mrtvého dřeva s tloušťkou ≥ 10 cm, dále i stupeň jeho rozkladu. Současně s tímto měřením byly zaznamenány tloušťky počátků a konců jednotlivých sekcí (u celých ležících stromů), ze kterých FM automaticky generoval objemy těchto sekcí. Tento proces se opakoval na všech měřených TZP.

Dále byly zaznamenány stromové mikrohabitaty (dále jen Mh) na jednotlivých TZP. K přesné definici Mh byla využita metodika Wintera et Möllera (2008) (*Tab. 4.*). Celkově bylo zaznamenáváno 15 vybraných typů Mh, které byly identifikovány vizuálním způsobem (včetně využití dalekohledu) a následně zaznamenány do připravené tabulky.

9.3 Zpracování dat

Všechna data zaznamenaná v průběhu terénního šetření byla zpracována a upravena v programu Ms Excel (Microsoft Office 365 2019).

Data o celkové výšce, výšce nasazení koruny a tloušťce všech jedinců byla v rámci každé zkusné plochy nejprve upravena do stejného formátu.

Data z průběhu všech předchozích měření poskytnutá vedoucím práce, byla sjednocena do jednoho uceleného souboru (nový datový podklad). Tento soubor byl následně aktualizován o nově nasbíraná data z roku 2020 a sloužil jako podklad k vyhodnocení dílčích ukazatelů jednotlivých TZP. Pro jednotlivé TZP byly stanoveny následující porostní ukazatele: počet stromů (N/ha), kruhová základna (G - m²/ha), zásoba (V -

m^3/ha), střední tloušťka (d_g - cm), střední výška (h_g - m), horní výška ($h_{10\%}$ - m), zakmenění a zastoupení dřevin, počítané z kruhové základny (G - m^2/ha), z počtu jedinců na ploše (N) a ze zásoby (V - m^3/ha).

Dále byly sestrojeny výškové křivky (závislost výšky na tloušťkách jedinců) a grafy zachycující tloušťkovou strukturu jednotlivých ploch. K účelu průkazného porovnání výškových charakteristik všech TZP byla z důvodu přítomnosti vrstvy přirozené obnovy na některých plochách stanovena hranice horní etáže na výšku 25 m. Tloušťky stromů byly rozděleny do jednotlivých tloušťkových stupňů, ze kterých byly následně sestrojeny grafikony pro rok 2020. Kvůli zachycení změny v čase u TZP č. 1–5 také pro roky 1980/1981 a 2002/2003. Z důvodu odlišných let inventarizací na jednotlivých plochách byl sestrojen stejný grafikon pro TZP č. 6 a 7 ještě pro rok 2005. Objem jednotlivých stromů, ze kterého byla následně odvozena zásoba, byl vypočten dle objemových rovnic Petráše et Pajtíka (1991).

V programu Statistica 13.3.0 (TIBCO Statistica 13.3.0) byly dále analyzovány tyto parametry: délka koruny, korunová projekce a štíhlostní koeficient. Pomocí neparametrického dvouvýběrového Wilcoxonova testu byl testován rozdíl jednotlivých parametrů pro rozdílné typy ploch (20 i 70 let s.v.), dále byl testován rozdíl těchto parametrů mezi jednotlivými TZP neparametrickým Kruskal–Wallisovým testem. Pomocí lineární regrese byl následně analyzován vztah výčetní tloušťky vůči korunové projekci či délce koruny.

Data o objemu ležícího mrtvého dřeva z jednotlivých ploch byla vyexportována z FM a následně upravena v programu Ms Excel. Z těchto dat byla vytvořena sumární tabulka zásoby ležícího mrtvého dřeva na jednotlivých zkušných plochách. Údaje o stojícím mrtvém dřevě byly převzaty z nového datového podkladu. K výpočtu objemu těchto jedinců byl využit stejný postup jako u živých stromů.

Data o mikrohabitátech byla seskupena do souhrnné tabulky. Protože cílem bylo zmapovat stromové Mh, byla využita pouze data související se stojícími živými či mrtvými jedinci, nebyla použita data o Mh ležícího mrtvého dřeva. Pro každý strom s výskytem Mh byla přidána celková suma všech jeho Mh, ale také počet jednotlivých typů Mh, který se na stromu vyskytoval. Dále byla k těmto údajům přidána hodnota o tloušťce každého jedince. Tato data byla následně vyhodnocena v programu Statistica 13. Prvním analyzovaným jevem bylo zjišťování, zda se počet jednotlivých Mh/jedince liší

na plochách 20 let s.v. v porovnání s plochami 70 let s.v. Pro testování tohoto rozdílu byl z důvodu nesplnění požadavku normality dat pro použití Studentova t–testu (testováno pomocí Shapiro–Wilkova testu normality) proveden neparametrický dvouvýběrový Wilcoxonův test.

U nejčastěji se vyskytujících Mh (dutina po vylomení větve, ptačí dutina, přízemní dutina a zárost) bylo pomocí Fisherova exaktního testu posuzováno, zdali se počty těchto ukazatelů na jednotlivých typech ploch významně liší.

Dále byly pro tyto 2 rozdílné typy ploch vygenerovány sumární statistické ukazatele. Pro testování závislosti počtu Mh a počtu druhů Mh na výčetní tloušťce jedinců byla použita lineární regrese. Tato závislost byla zjišťována zvlášť pro typy ploch s rozdílnou délkou samovolného vývoje.

10. Výsledky

10.1 Porostní ukazatele

Inventarizací TZP č. 1–7 byla získána data o tloušťce, výšce a výšce nasazení koruny celkem pro 1219 živých jedinců. Porostní ukazatele pro jednotlivé TZP jsou shrnuty v *Tab. 7*. Nejvíce jedinců bylo zaznamenáno na TZP č. 6, nejméně naopak na TZP č. 4. Průměrný počet stromů/ha byl na plochách 20 let s.v. 127 jedinců/ha a na plochách 70 let s.v. 293 jedinců/ha. Porostní zásoba se pohybovala mezi 524,4 m³/ha a 884,1 m³/ha (průměrně 668 m³/ha). Největší porostní zásoba byla zaznamenána na TZP č. 6., naopak nejmenší na ploše č. 1. Největší kruhová základna byla zjištěna na TZP č. 2, nejmenší na TZP č. 1, hodnoty kruhové základny TZP č. 6 a 7 byly velmi podobné. Podobně jako zakmenění byl průměrný zápoj na plochách 70 let s.v. výrazně vyšší než na plochách 20 let s.v. S výjimkou TZP č. 2 se střední tloušťka, střední výška i horní výška ploch 20 let s.v. příliš nelišila. Velmi podobná situace byla pozorována také v případě TZP č. 6 a 7.

Tab. 7. Základní porostní ukazatele pro TZP č. 1-7

TZP	Rok založení TZP	Počet roků samovolného vývoje	Věk porostů (Roky)*	Živé stromy			Zakmenění **	Zápoj	Střední tloušťka d _g (cm)	Střední výška h _g (m)	Horní výška h _{10%} (m)
				N (jedinci)	V (m ³ /ha)	G (m ² /ha)					
1	1980	20	199	63	524,4	23,6	0,50	0,59	69,1	41,0	44,6
2	1980		177	286	689,1	43,7	1,18	0,94	44,0	30,8	33,6
3	1980		209	109	831,2	39,2	0,88	0,92	67,4	40,6	42,9
4	1980		204	78	639,6	27,4	0,61	0,60	66,4	41,6	44,3
5	1981		189	98	574,5	28,9	0,65	0,67	61,6	39,3	42,4
6	2005	70	171/95/28	318	884,1	35,6	2,90	1,29	37,0	24,2	39,9
7	2005		171/95/28	267	535,4	34,2	1,23	1,25	37,8	28,6	42,0

* údaj o věku porostů je převzat z LHP a vztahuje se k roku 2020

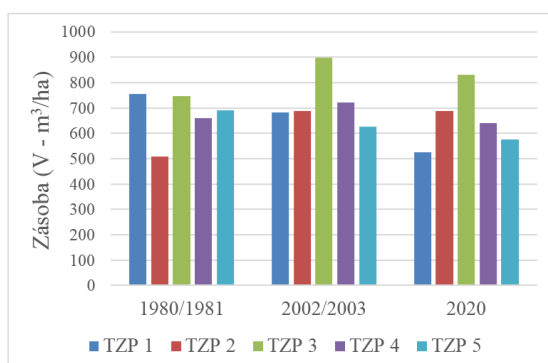
** zakmenění je větší než 1, protože postihuje více etáží

Postupný vývoj hlavních porostních ukazatelů v průřezu všech probíhajících inventarizací shrnuje *Tab. 8*. Změna počtu jedinců i zásoby na TZP č. 1–5 v průběhu 40 let pozorování je vyjádřena v *Grafu 2*. a 3. Téměř na všech plochách (vyjma TZP č. 6) se

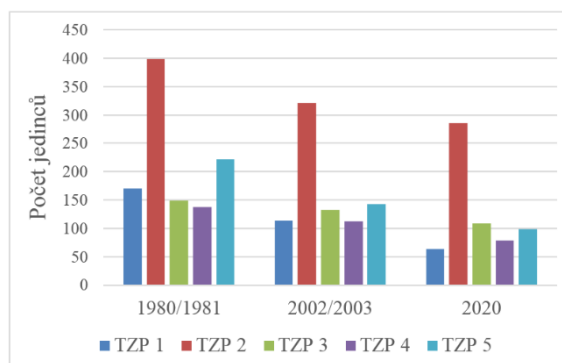
Tab. 8. Změna hlavních porostních ukazatelů v průběhu 40 (TZP 1-5) a 15 (TZP 6-7) let

TZP	1980/1981				2002/2003 (TZP 6,7 2005)				2020			
	N (jedinci)	V (m ³ /ha)	G (m ² /ha)	d _g (cm)	N (jedinci)	V (m ³ /ha)	G (m ² /ha)	d _g (cm)	N (jedinci)	V (m ³ /ha)	G (m ² /ha)	d _g (cm)
1	170	754,6	37,3	52,8	114	682,0	32,9	60,7	63	524,4	23,6	69,1
2	399	508,1	36,5	34,1	321	687,2	42,6	41,1	286	689,1	43,7	44,0
3	149	745,3	37,5	56,6	132	898,7	40,9	62,8	109	831,2	39,2	67,4
4	138	659,2	32,1	54,4	112	720,8	33,3	61,6	78	639,6	27,4	66,4
5	222	691,7	36,5	45,8	142	626,9	31,1	52,8	98	574,5	28,9	61,3
6					203	722,8	38,1	48,9	318	884,1	35,6	37,7
7					273	503,3	30,8	37,9	267	535,4	34,2	40,4

počet jedinců snižoval či stagnoval. Zásoba na plochách 70 let s.v. narůstala. Změna zásoby neměla po dobu pozorování na všech TZP stejný trend.



Graf 2. Změna zásoby (TZP 1-5)



Graf 3. Změna počtu jedinců (TZP 1-5)

10.2 Druhová skladba

Zastoupení jednotlivých druhů dřevin (dle N, V a G) je zaznamenáno v *Tab. 9*. Dominantní dřevinou na plochách č. 1–4 byl se 100% zastoupením buk. Na ploše č. 5 se vyskytovali 2 jedinci dubu, tvořící příměs jinak čistě bukovému porostu. Na TZP č. 6 byl z celkového počtu jedinců buk zastoupen 95 %, dále se na druhové skladbě této plochy podílel habr 2,8 % a modřín 1,3 %. Příměs na této ploše tvořila bříza. Poslední zkoumaná plocha TZP č. 7 byla druhově nejbohatší. Buk se na celkové druhové skladbě této plochy podílel 73,8 % počtu jedinců, habr 13,5 %, modřín i smrk 5,6 %, ostatní druhy dřevin (jedle, javor, bříza a lípa) zde tvořily pouze 1,5% příměs. Vývoj druhové skladby za posledních 40 let shrnuje *Tab. 10*. Na plochách 1–5 se zastoupení dřevin téměř nezměnilo,

Tab. 9. Zastoupení dřevin na jednotlivých TZP

TZP	Dřevina	Zastoupení jednotlivých dřevin v %		
		dle N (jedinci)	dle V (m³/ha)	dle G (m²/ha)
1	BK	100	100	100
2	BK	100	100	100
3	BK	100	100	100
4	BK	100	100	100
5	BK	98,0	99,0	98,8
	DB	2,0	1,0	1,2
6	BK	95,0	96,8	94,2
	HB	2,8	0,9	1,9
	MD	1,3	2,3	3,7
	Ost.	0,9	0,0	0,1
7	BK	73,8	66,4	64,6
	MD	5,6	13,3	13,3
	SM	5,6	10,4	10,4
	HB	13,5	7,5	8,9
	Ost.	1,5	2,3	2,7

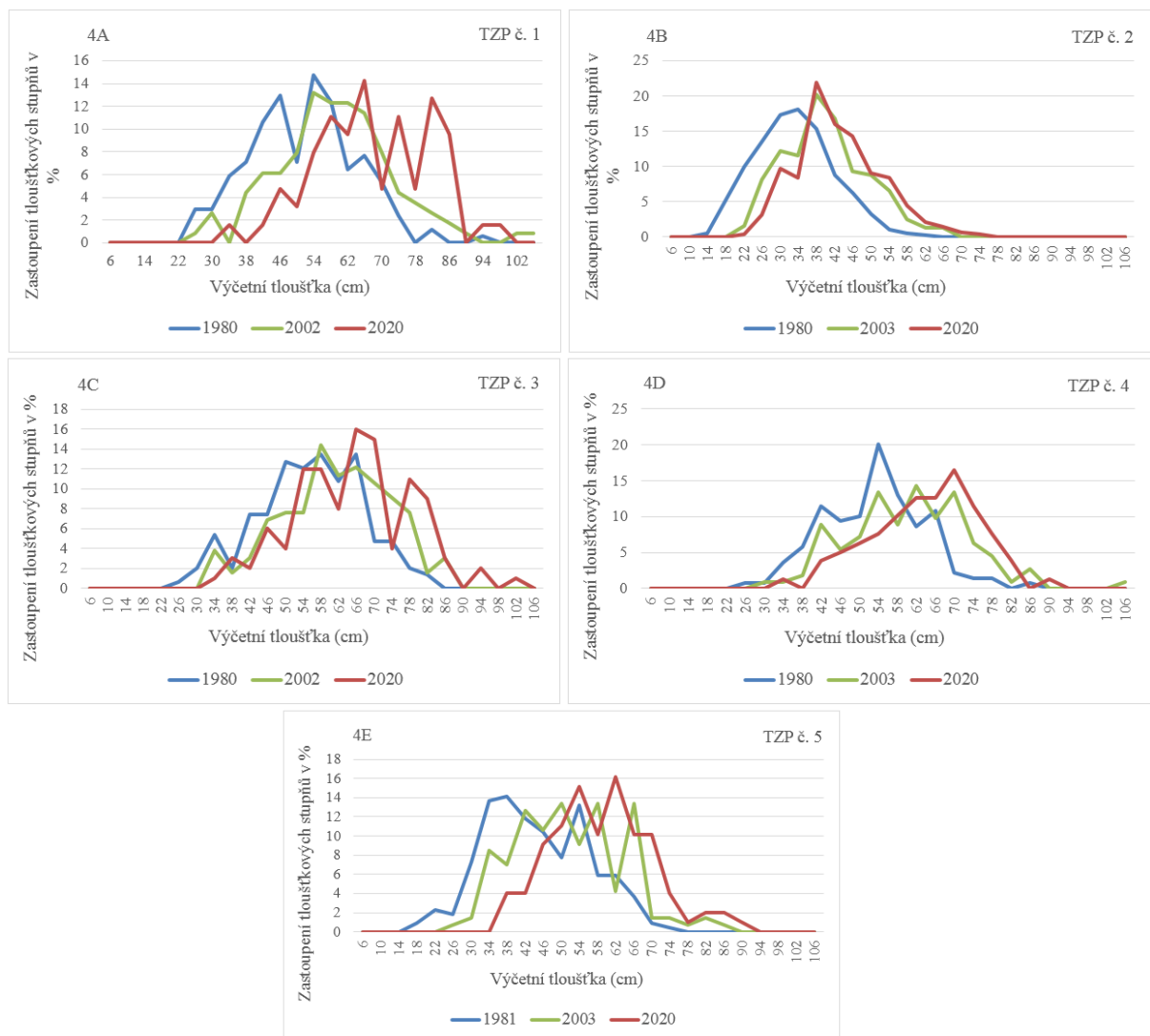
Tab. 10. Změna druhové skladby v průběhu inventarizací

TZP		1980/1981		2002/2003		2020	
		Zastoupení dřeviny v %					
		dle N (jedinci)	dle V (m³/ha)	dle N (jedinci)	dle V (m³/ha)	dle N (jedinci)	dle V (m³/ha)
1 - 4	BK	100					
5	BK	99,1	99,3	98,6	99,0	98,0	99,0
	DB	0,9	0,7	1,4	1,0	2,0	1,0
TZP		2005		2020			
6	BK	91,1	96,1	95,0	96,8		
	HB	5,4	0,9	2,8	0,9		
	MD	2,0	2,5	1,3	2,3		
	Ost.	1,5	0,4	0,9	0,0		
7	BK	71,1	67,7	73,8	66,4		
	MD	5,5	12,1	5,6	13,3		
	SM	6,2	9,5	5,6	10,4		
	HB	15,8	8,3	13,5	7,5		
	Ost.	1,5	2,3	1,5	2,3		

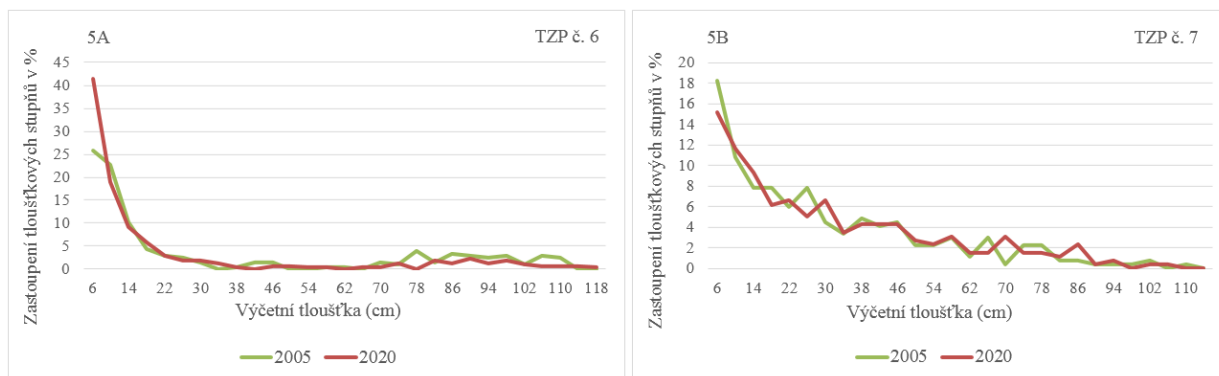
narozdíl od ploch 6 a 7. Zejména na ploše 6 je patrný zvýšený podíl buku v meziročním srovnání, a to především v zastoupení dřeviny počítané z počtu jedinců. Podíl ostatních dřevin se zde na úkor buku snížil.

10.3 Tloušťková struktura

Tloušťková struktura porostů TZP č. 1–5 byla velmi podobná (*Graf 4.*). Její tvar připomínal Gaussovu křivku normálního rozdělení typickou pro hospodářsky spravované stejnověké lesy. Na všech těchto plochách byl od roku 1980/1981 do současnosti velmi zřetelný posun četnosti tlouštěk směrem doprava, reprezentující stárnutí (narůstání výčetní tloušťky jedinců) těchto porostů. Porosty TZP č. 6 a 7 měly křivky zastoupení tlouštěk tvaru reverzního J (*Graf 5.*), s vysokým podílem menších tloušťkových stupňů reprezentujících přirozenou obnovu. Tvar křivky tlouštěk se za dobu pozorování výrazně nezměnil. Střední tloušťky a jejich rozdíly na jednotlivých plochách jsou patrné z *Tab.7.*



Graf 4. (4A–4E) Vývoj tloušťkové struktury TZP č. 1-5



Graf 5. (5A–5B) Vývoj tloušťkové struktury TZP č. 6 a 7

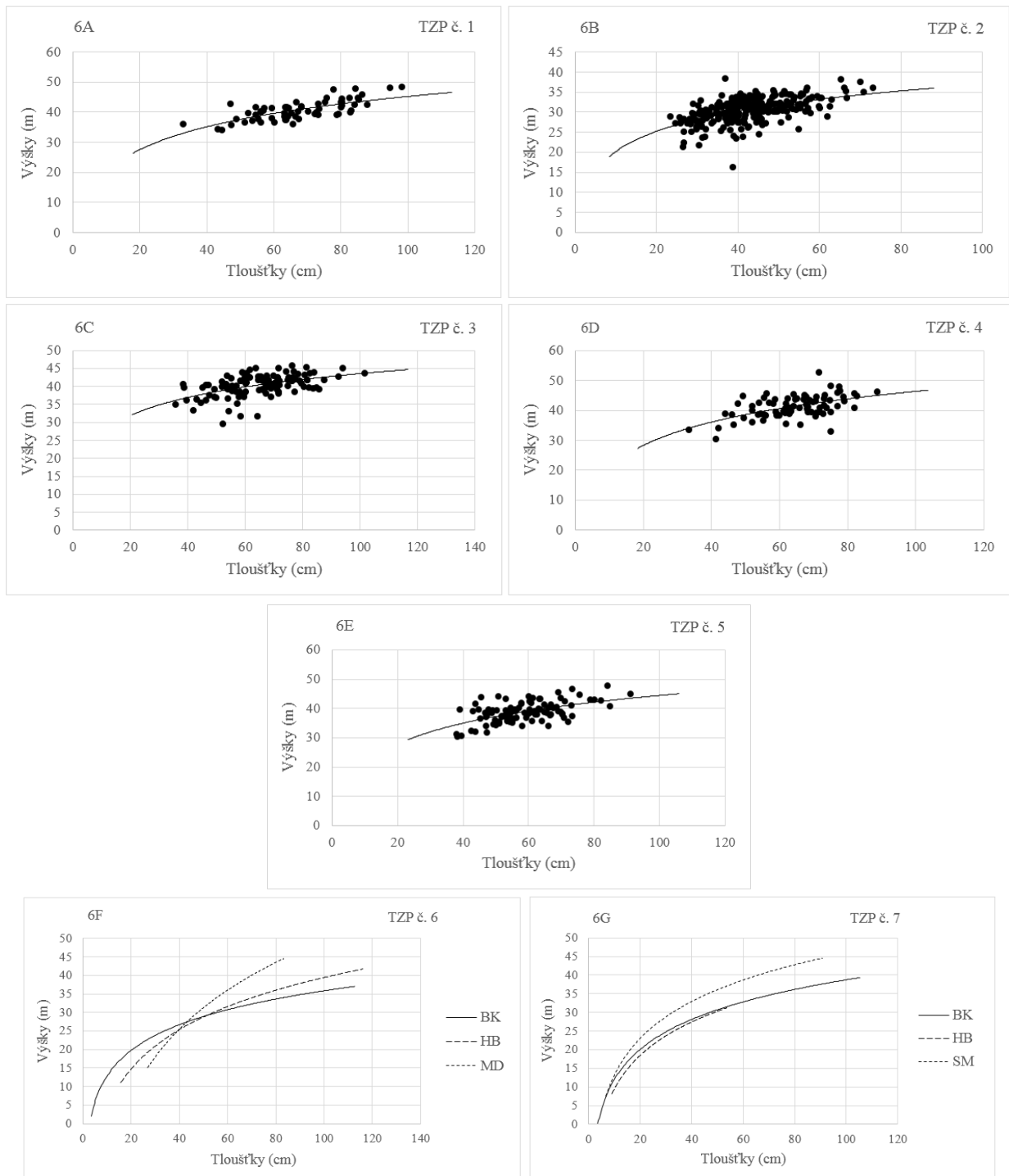
Jedinec s největší výčetní tloušťkou se nacházel na TZP č. 6, jeho výčetní tloušťka dosahovala 116,2 cm (Tab. 11.). Na plochách 70 let s.v. se nacházelo průměrně 3× více jedinců s výčetní tloušťkou ≥ 80 cm, i počet jedinců s tímto parametrem byl na tomto typu ploch vyšší v porovnání s plochami 20 let s.v. Průměrný počet těchto nadprůměrných jedinců byl na TZP č. 1–5 8 ks/ha a jejich průměrná tloušťka dosahovala 90,5 cm. Na TZP č. 6 a 7 takovýchto jedinců bylo 23,5 ks/ha a jejich průměrná tloušťka byla 112,2 cm. Průměry pro všechny plochy byly 12,4 ks/ha s průměrnou tloušťkou 96,7 cm.

Tab. 11. Tloušťkové charakteristiky nejsilnějších jedinců

TZP	Maximální tloušťka (cm)	Počet jedinců s tl. > 80 cm	Průměrný počet jedinců s tl. > 80 cm	Průměrná tl. jedinců s tl. > 80 cm (cm)
1	98,1	16	8	90,5
2	73,2	0		
3	101,6	15		
4	88,7	4	23,5	112,2
5	91,0	5		
6	116,2	37		
7	108,2	10		

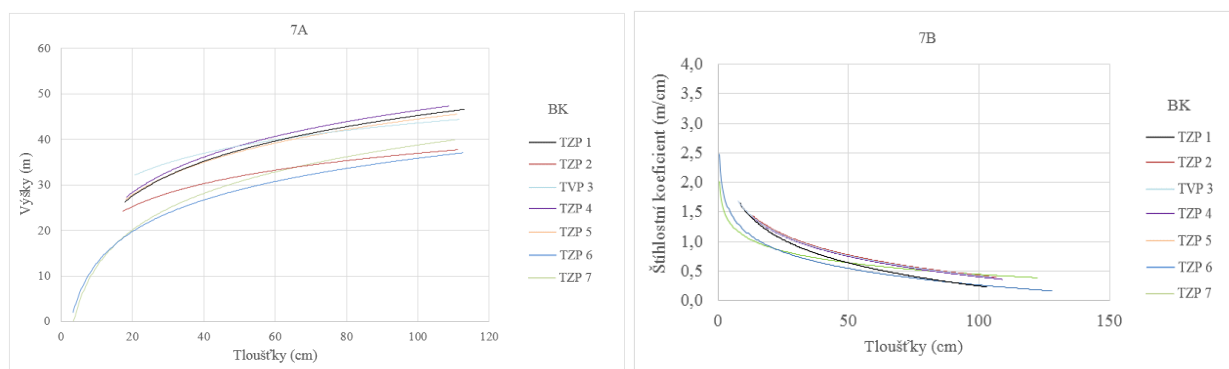
10.4 Výšková struktura

Výšková struktura TZP č. 1–5 zachycující vztah výčetní tloušťky a výšky jedinců, je pro buk vyjádřena výškovými křivkami (Graf 6. 6A–6E), u TZP č. 6 a 7 je vyjádřena i pro další dřeviny (Graf 6. 6F–6G). Celkově nejvyšší strom se nacházel na TZP č. 1. Byl to buk s výškou 48,3 m. Horní i střední výšky porostů jsou uvedené v Tab. 7., vývoj střední



Graf 6. (6A–6G) Vztah výčetní tloušťky a výšky jedinců jednotlivých TZP

výšky pak v *Tab. 12*. S výjimkou TZP č. 2 byly horní výšky porostů ostatních ploch velmi podobné. Ze srovnání výškových křivek všech TZP (*Graf 7.(7A)*) je patrné, že nejvyšší jedinci v poměru k tloušťce se vyskytovali na TZP č. 4, menší byly dále na TZP č. 3, 1 a 5. Z tohoto grafu je patrný určitý odstup výškových křivek ploch 20 let s.v. a 70 let s.v., pouze TZP č. 2 nelze přiřadit ani k jedné z těchto skupin. Porovnání křivek popisujících závislost výčetní tloušťky a štihlostního koeficientu pro všechny TZP je znázorněna v *Grafu 7.(7B)*. Vývoj střední výšky h_g v průběhu let lze pozorovat v *Tab. 12*. Průměrné hodnoty štihlostního koeficientu, délky koruny a korunové projekce pro všechny TZP znázorňuje *Tab. 13*. Nejvyšší štihlostní koeficient 1,11 byl na TZP č. 6, byla zde zahrnuta i spodní etáž. Při porovnání pouze horní etáže se nejštíhlejší stromy vyskytovaly na TZP č. 2. Průměrně nejdlejší koruny jedinců se vyskytovaly na TZP č. 1, těsně následované TZP č. 4 a 6. U TZP č. 6 byly zjištěny největší korunové projekce, opět jen při porovnání horních etáží.



Graf 7. (7A–7B) Srovnání výškových křivek a křivek štihlostních koeficientů (BK) všech TZP

Tab. 12. Vývoj střední výšky h_g na jednotlivých TZP

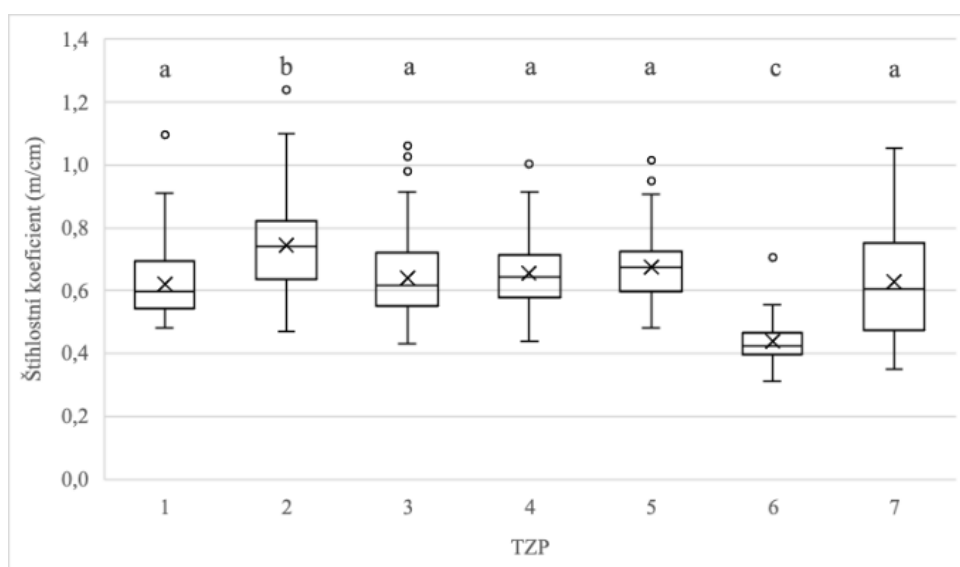
TZP	Střední výška h_g (m) 2020	Střední výška h_g (m) 2002/2003 (2005)	Střední výška h_g (m) 1980/1981
1	41,0	37,5	38,5
2	30,8	31,2	26,7
3	40,6	41,0	37,6
4	41,6	40,6	39,0
5	39,3	38,6	36,0
6	24,2	23,2	
7	28,6	23,9	

Tab. 13. Průměrné hodnoty charakteristik stromů jednotlivých TZP

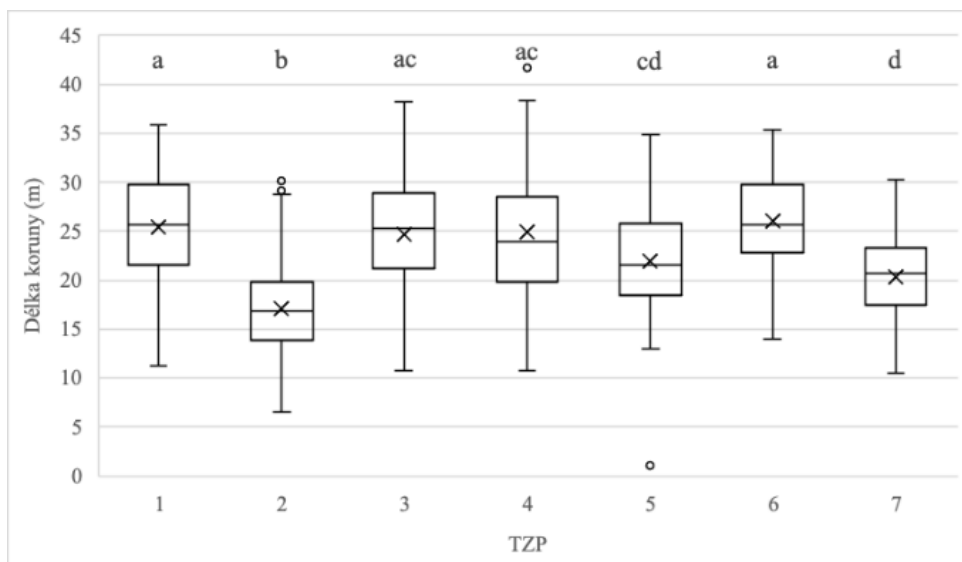
TZP	Štíhlostní koeficient (průměr) (m/cm)	Průměrná délka koruny (m)	Korunová projekce (průměr) (m ²)	
1	0,62	25,45	94,41	
2	0,74	16,84	32,87	
2 horní etáž	0,74	17,03	33,03	
3	0,64	24,61	84,67	
4	0,66	24,90	76,40	TZP 1 - 5
5	0,68	22,01	68,37	71,34
6	1,11	10,07	40,78	
6 horní etáž	0,46	24,69	186,31	
7	0,87	12,88	47,20	TZP 6 - 7
7 horní etáž	0,67	18,25	75,35	130,83

Štíhlostní koeficient, délka koruny i korunová projekce (Graf 8., 9. a 10.) se mezi jednotlivými TZP významně lišily ($p < 0,001$). Štíhlostní koeficient byl na TZP č. 2 signifikantně větší, naopak délka korun na této ploše byla významně menší než u ostatních ploch. Štíhlostní koeficient byl významně nejmenší u TZP č. 6., kde byly dále pozorovány nejvyšší hodnoty korunových projekcí v porovnání s ostatními plochami. Naopak jedinci s nejmenšími korunovými projekcemi se vyskytovaly na TZP č. 2.

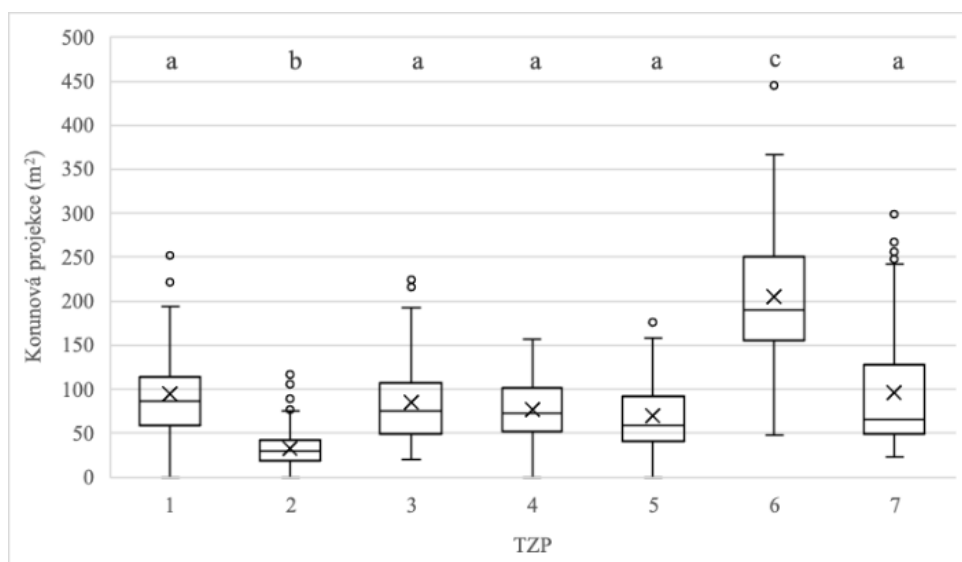
Při porovnání výše zmíněných parametrů mezi plochami 20 let s.v. a 70 let s.v. (Wilcoxonův test) se všechny parametry mezi těmito druhy TZP významně lišily. Konkrétně korunové projekce ($U = 12567,0$; $p < 0,001$), štíhlostní koeficient ($U = 19447,0$; $p < 0,001$) a délka koruny ($U = 25148,5$; $p = 0,003$).



Graf 8. Štíhlostní koeficient na jednotlivých TZP



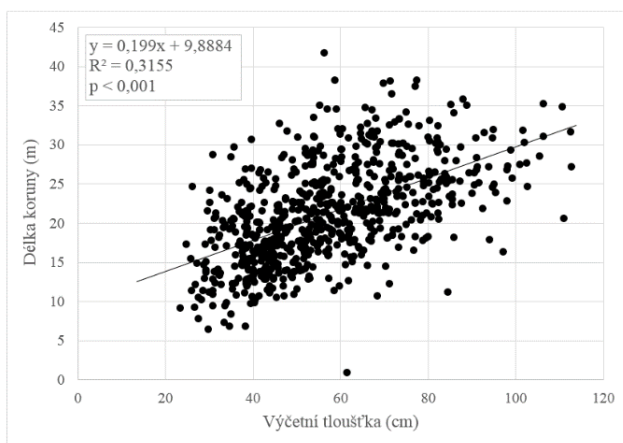
Graf 9. Délka koruny na jednotlivých TYP



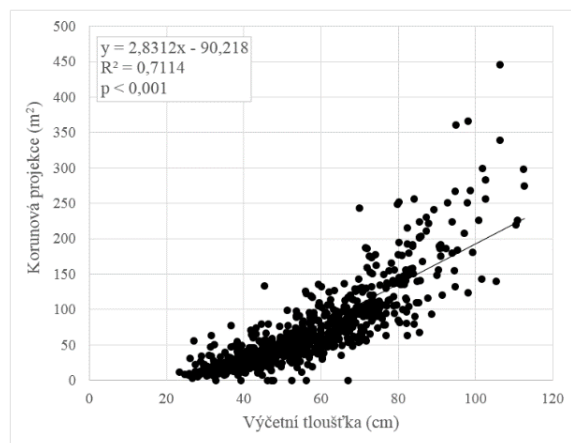
Graf 10. Korunová projekce na jednotlivých TYP

Korunová projekce byla statisticky významně vyšší v případě ploch 70 let s.v. (průměr = 141,29; směrodatná odchylka = 91,05) v porovnání s plochami 20 let s.v. (průměr = 59,36; směrodatná odchylka = 42,75). Štíhlostní koeficient byl statisticky významně vyšší u ploch 20 let s.v. (průměr = 0,69; směrodatná odchylka = 0,13), u ploch 70 let s.v. byla hodnota nižší (průměr = 0,55; směrodatná odchylka = 0,17). Hodnota délky koruny byla signifikantně vyšší u TYP 70 let s.v. (průměr = 22,67; směrodatná odchylka = 5,45) v porovnání s plochami 20 let s.v. (průměr = 20,96; směrodatná odchylka = 6,33).

Byl zjištěn vliv výčetní tloušťky stromu na délku jeho koruny (*Graf 11.*) (Lineární regrese, $R^2 = 0,3155$, $y = 0,199x + 9,8884$, $p < 0,001$), také byl prokázán významný vliv výčetní tloušťky na korunové projekce (*Graf 12.*) (Lineární regrese, $R^2 = 0,7114$, $y = 2,8312x - 90,218$, $p < 0,001$).



Graf 11. Vztah výčetní tloušťky a délky koruny všech jedinců



Graf 12. Vztah výčetní tloušťky a korunové projekce všech jedinců

10.5 Mrtvé dřevo

Největší množství mrtvého dřeva v podílu k živým jedincům se vyskytovalo na TZP č. 4 (*Tab. 14.*), následovala TZP č. 6, kde se vyskytovalo celkově nejvíc mrtvého dřeva. Průměrná zásoba pro všechny TZP byla $49,7 \text{ m}^3/\text{ha}$, u ploch 20 let s.v. průměr dosahoval $42,3 \text{ m}^3/\text{ha}$ a u ploch 70 let s.v. $68,3 \text{ m}^3/\text{ha}$. Nejméně mrtvého dřeva v poměru k živým jedincům, ale i celkově bylo na TZP č. 2. Nejvíce stojícího mrtvého dřeva v poměru k jeho celkovému množství bylo na TZP č. 2. Tento výsledek však není zcela relevantní, protože na této ploše bylo minimální množství ležícího mrtvého dřeva. Stojících mrtvých jedinců bylo nejvíce na ploše č. 7.

Tab. 14. Sumární přehled charakteristik mrtvého dřeva

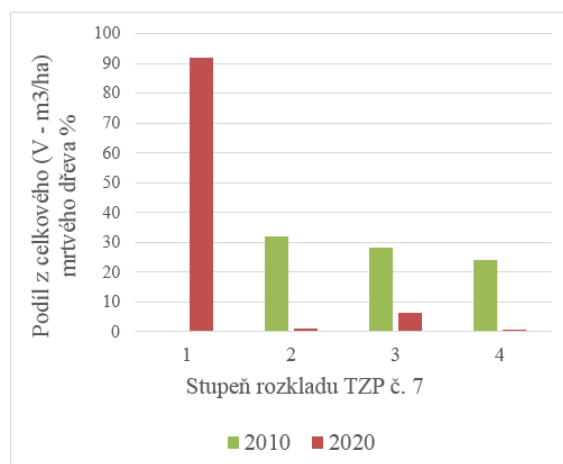
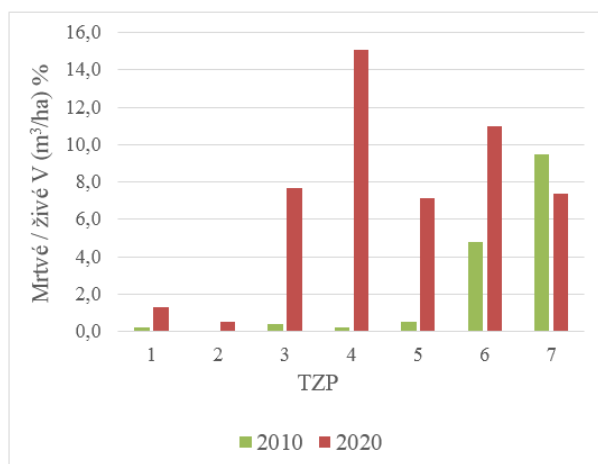
TZP	Zásoba mrtvého dřeva (V - m^3/ha)			Podíl (V - m^3/ha) mrtvé / živé %	Podíl (V - m^3/ha) mrtvého dřeva celkem (%)		N (jedinci) stojící
	Stojící	Ležící	Celkem		Stojící	Ležící	
1	0,00	6,75	6,75	1,3	0,0	100,0	0
2	0,97	2,42	3,39	0,5	28,6	71,4	2
3	13,40	50,46	63,86	7,7	21,0	79,0	5
4	14,96	81,38	96,33	15,1	15,5	84,5	5
5	2,78	38,15	40,92	7,1	6,8	93,2	2
6	14,07	83,20	97,27	11,0	14,5	85,5	6
7	4,35	35,02	39,37	7,4	11,1	88,9	7

Změnu zásoby mrtvého dřeva v průběhu posledních 10 let shrnuje *Tab. 15*. Ze zmíněné tabulky je patrné, že kromě plochy č. 7, kde se objem stojícího mrtvého dřeva podstatně snížil, se na ostatních plochách tento objem zvýšil nebo stagnoval. Velmi patrný rozdíl lze pozorovat u ležícího mrtvého dřeva, jehož podíl se na všech plochách za sledované období podstatně zvýšil. Změnu podílu mrtvého dřeva k celkové zásobě živých jedinců na jednotlivých plochách zobrazuje *Graf 13*. Tento podíl, kromě TZP č. 7, opět na všech plochách vzrostl. Změnu stupně rozkladu ve sledovaném období bylo možné pozorovat pouze na TZP č. 7 (*Graf 14.*). Z tohoto grafu je patrný nárůst mrtvého dřeva v iniciální fázi rozpadu, naopak snížení zásoby mrtvého dřeva v pokročilejších stupních rozpadu. Podíl jednotlivých stupňů rozkladu ležícího mrtvého dřeva na jednotlivých TZP shrnuje *Graf 15*. Kromě TZP č. 2 byl na všech plochách patrný významný nárůst čerstvého mrtvého dřeva.

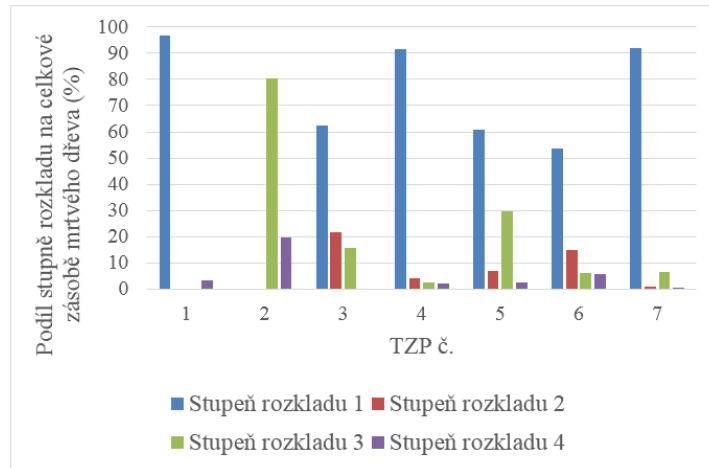
Tab. 15. Změna zásoby mrtvého dřeva na jednotlivých TZP v průběhu 10 let

		(V - m ³ /ha)						
TZP		1	2	3	4	5	6	7
2010*	Stojící	1,0	0,0	3,3	1,6	3,0	12,2	46,2
	Ležící	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,5	1,8
	Celkem	1,0	0,0	3,3	1,6	3,0	33,7	48,0
	Mrtvé/živé V (m ³ /ha) %	0,2	0,0	0,4	0,2	0,5	4,8	9,5
2020	Stojící	0,0	1,0	13,4	15,0	2,8	14,1	4,4
	Ležící	6,7	2,4	50,5	81,4	38,1	83,2	35,0
	Celkem	6,7	3,4	63,9	96,3	40,9	97,3	39,4
	Mrtvé/živé V (m ³ /ha) %	1,3	0,5	7,7	15,1	7,1	11,0	7,4

*data z tohoto roku převzata z (Bílek et al. 2011)

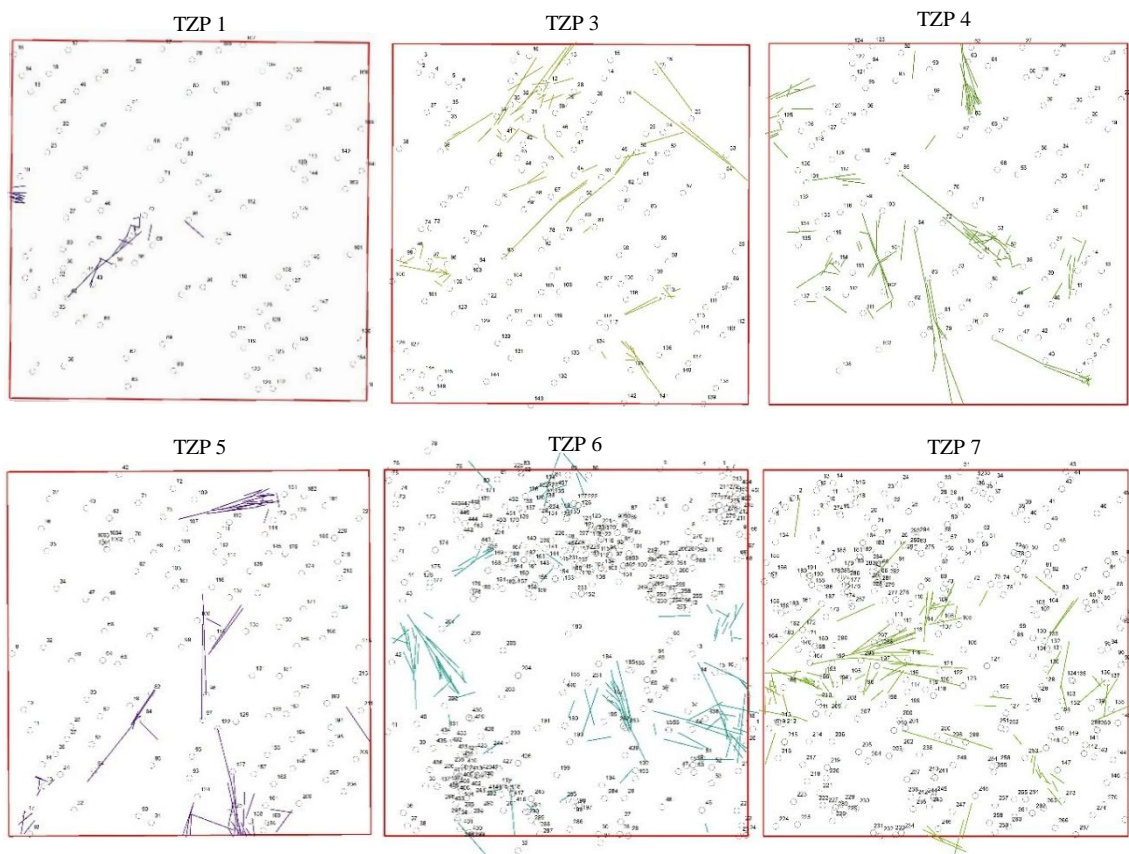


Graf 13. Podíl mrtvého dřeva na celkové zásobě živých jedinců Graf 14. Stupně rozkladu mrtvého dřeva na TZP č. 7



Graf 15. Podíl stupně rozkladu na celkové zásobě mrtvého dřeva

Prostorové uspořádání ležícího mrtvého dřeva na jednotlivých TZP bylo náhodné (Obr. 19.). Ležící mrtvé dřevo iniciálních stupňů rozpadu bylo tvořeno celými stromy nebo odlomenými částmi korun akumulovaných v liniích. Ležící mrtvé dřevo v pokročilém stádiu rozpadu se vyskytovalo náhodně a bylo reprezentováno jednotlivými částmi tlejících kmenů a tlustších větví.



Obr. 19. Prostorová struktura mrtvého dřeva

10.6 Mikrohabitaty

Celkový výskyt jednotlivých stromových mikrohabitatů (Mh) na jednotlivých TZP zobrazuje *Tab. 16*. Průměrný počet Mh/plochu byl na plochách 20 let s.v. 90 Mh/ha, na plochách 70 let s.v. byl velmi podobný, konkrétně 83 Mh/ha. Nejčastěji se vyskytujícím druhem Mh byla dutina vzniklá vylomením větve, a to na obou typech ploch. Dalším hojně se vyskytujícím druhem na plochách 20 let s.v. Mh byl zárost, dále zásušek (poškození kůry), v menší míře mrtvá koruna < 50 %, ptačí dutina, mrtvá koruna > 50 % a nakonec přízemní dutina. Ostatní druhy Mh byly zastoupeny jen v malém množství. Plochy 70 let s.v. poskytovaly množství přízemních dutin, zárostů a pahýlů delších než 2 m, méně pak ptačí dutiny i velké dutiny v horní polovině kmene. Sumární statistické ukazatele pro jednotlivé TZP zobrazuje *Tab. 17.*, pro rozdílné typy ploch jsou shrnuty v *Tab. 18*.

Tab. 16. Výskyt jednotlivých druhů Mh na jednotlivých TZP

TVP	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M8	M9	M10	M11	M12	M12a	M12b	M12c	M13	M13a	M13b	M13c	M14	M15
	Dutina po vylomení větve	Ptačí dutina	Přízemní dutina	Velká dutina v horní 1/2 kmene	Zásušek (bark loss 5×5 cm)	Zárost	Mrtvá koruna		Rakovina	Mrázová trhlina	Plodnice živé F.P.	Plodnice F.P. stupeň rozkladu			Plodnice živé F.F.	Plodnice F.F. stupeň rozkladu			Houby jiné	Pahýl +2m
							< 50 %	> 50 %				1	2	3		1	2	3		
1	25	3	3	0	10	24	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
2	18	5	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	82	3	11	2	15	35	16	7	2	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
4	21	9	0	0	10	28	10	10	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	44	4	3	0	9	9	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
6	54	10	6	8	0	10	2	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	5	10
7	11	6	10	4	0	7	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6

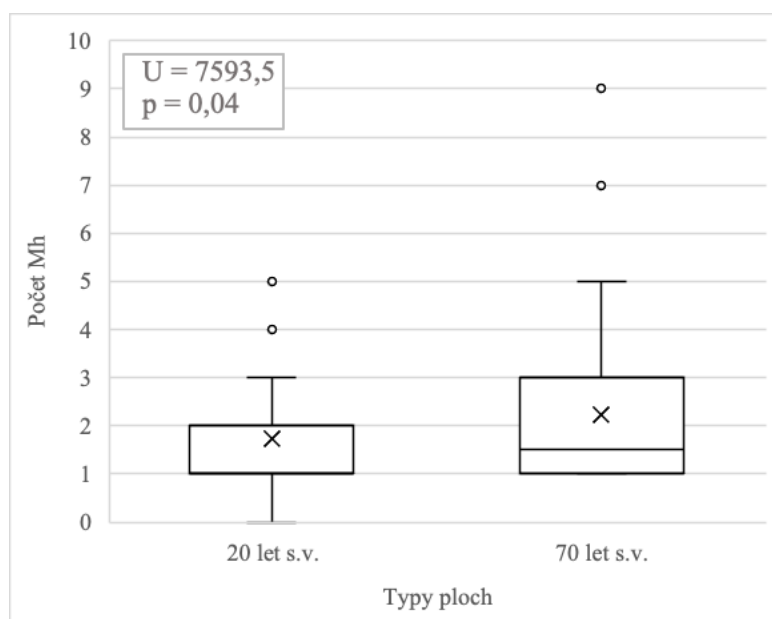
Tab. 17. Sumární ukazatele Mh na jednotlivých TZP

TZP	Počet stromů s Mh	Celkový počet	Průměrný počet Mh/1 Mh strom	Medián	Minimum	Maximum	Směrodatná odchylka
1	44	71	1,61	1	0	5	0,99
2	22	28	1,27	1	1	3	0,55
3	87	177	2,03	2	0	5	1,19
4	53	91	1,72	1	0	4	1,08
5	49	72	1,47	1	0	5	1,04
6	39	109	2,79	3	1	9	1,85
7	31	48	1,55	1	1	5	1,03

Tab. 18. Srovnání sumárních ukazatelů Mh na rozdílných typech ploch

	Počet stromů s Mh	Celkový počet Mh	Průměrný počet Mh/1 Mh strom	Medián	Modus	Minimum	Maximum	Dolní kvartil	Horní kvartil	Směrodatná odchylka
Plochy 20 let s.v.	225	439	1,72	1	1	0	5	1	2	1,09
Plochy 70 let s.v.	70	157	2,24	1,5	1	1	9	1	3	1,65

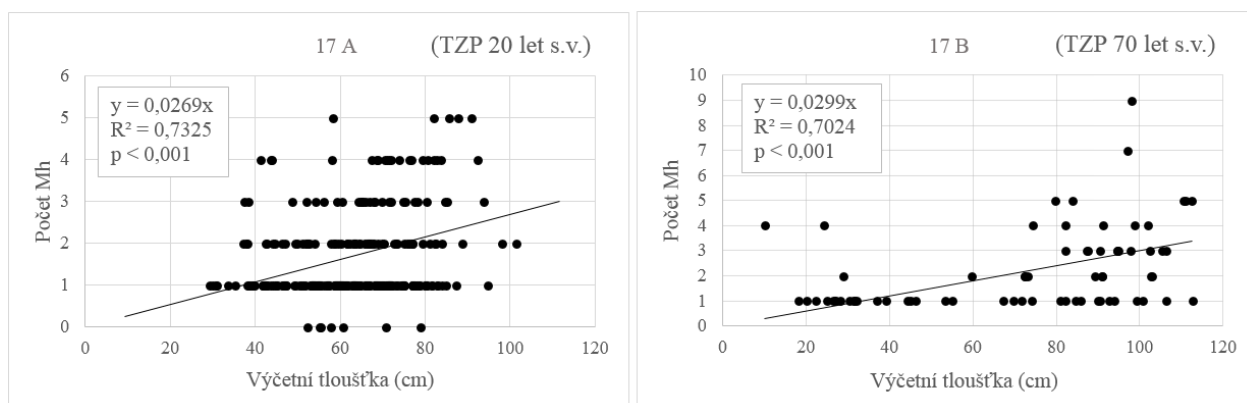
Byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi počty mikrohabitátů na jeden strom (*Graf 16.*) na plochách 20 let s.v. v porovnání s plochami 70 let s.v., kde byl počet Mh vyšší (Wilcoxonův test, $U = 7593,5$; $p = 0,04$). Průměrný počet Mh/strom byl na plochách 70 let s.v. 2,24 (minimum 1, maximum 9), na plochách 20 let s.v. 1,72 (minimum 0, maximum 5).



Graf 16. Rozdíl počtu Mh/strom na rozdílných typech ploch

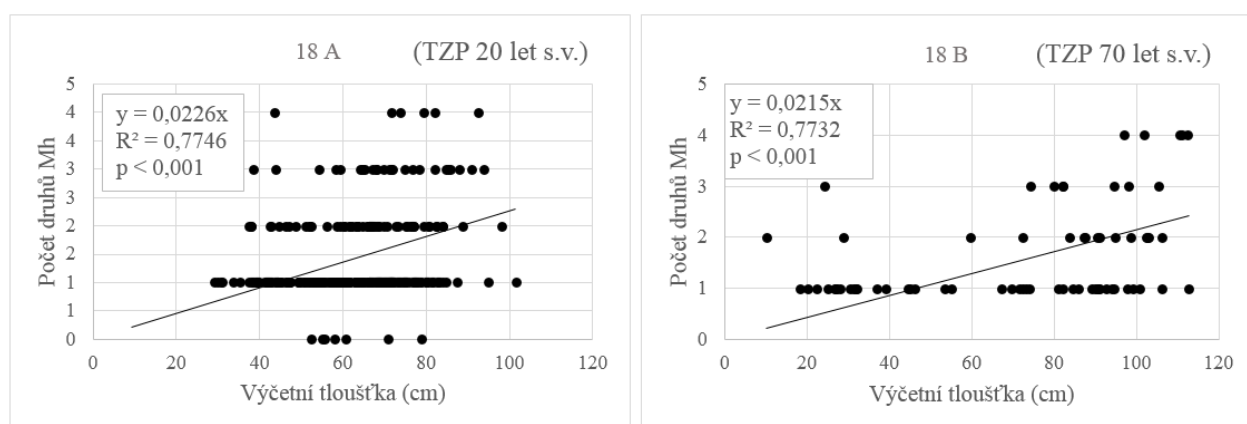
U nejčastěji se vyskytujícího Mh, dutiny po vylomení větve, nebyla potvrzena hypotéza, že by se výskyt tohoto Mh na jednotlivých typech ploch signifikantně lišil (Fisherův exaktní test, $p = 0,59$; poměr 48,57 : 52,55) U všech ostatních Mh se jejich výskyty na rozdílných typech ploch signifikantně lišily. Ptačí dutiny se signifikantně více vyskytovaly na plochách 70 let s.v. (Fisherův exaktní test, $p = 0,01$; poměr 5,88 : 15,71), na tomto typu ploch se také významně častěji vyskytovaly přízemní dutiny (Fisherův exaktní test, $p = 0,001$; poměr 7,84 : 22,86). Zárostů bylo naopak signifikantně více na plochách 20 let s.v. (Fisherův exaktní test, $p = 0,04$; poměr 24,29 : 37,25).

Byl zjištěn významný vliv výčetní tloušťky stromu na celkový počet Mh (Graf 17. (17A a 17B)). Tloušťka jedinců ovlivňovala výskyt Mh jak na plochách 20 let s.v. (TZP č. 1–5) (Lineární regrese, $R^2 = 0,7325$, $y = 0,0269x$, $p < 0,001$), tak i na plochách 70 let s.v. (TZP 6 a 7) (Lineární regrese, $R^2 = 0,7024$, $y = 0,0299x$, $p < 0,001$).



Graf 17. (17A–17B) Závislost počtu Mh na výčetní tloušťce (20 a 70 let s.v.)

Výčetní tloušťka měla významný vliv také na počet druhů Mh na jednotlivých stromech (Graf 18. (18A a 18B)), a to opět jak na plochách 20 let s.v. (Lineární regrese, $R^2 = 0,7746$, $y = 0,0226x$, $p < 0,001$), tak na plochách 70 let s.v. (Lineární regrese, $R^2 = 0,7732$, $y = 0,0215x$, $p < 0,001$).



Graf 18. (18A–18B) Závislost počtu druhů Mh na výčetní tloušťce (20 a 70 let s.v.)

11. Diskuze

Počty živých jedinců na jednotlivých TZP se podstatně lišily. U ploch č. 1–5 byla důvodem diferenciací pravděpodobně intenzita posledního hospodářského zásahu. Celkově více jedinců na plochách č. 6 a 7 způsobovalo především narůstání jedinců přirozené obnovy. Průměrné počty jedinců pro oba typy ploch byly v porovnání s hodnotami porostů přirozených bukových lesů v oblasti Karpat (Trotsiuk et al. 2012, Kucbel et al. 2012) výrazně nižší. Při srovnání s hodnotami bukových porostů ČR (Vacek et al. 2014) (188–656/ha) se počty jedinců pohybovaly na spodní hranici počtu jedinců/ha z této studie. Ve srovnání s pracemi ostatních autorů na podobné téma lze konstatovat, že všeobecně nižší počty jedinců v této práci mohou souviset s vývojovou fází, ve které se porosty v TZP nachází (optimum–rozpad), ale také s tím, že lesy byly v nedávné době ještě hospodářské, nebo také s rozdílnou registrační hranicí jedinců jednotlivých studií. Z postupného snižování počtu jedinců na TZP č. 1–5 bylo možné identifikovat postupný maloplošný rozpad těchto porostů. Nicméně u TZP č. 6 a 7 byl trend u počtu jedinců narůstající, což jistě souviselo s dorůstáním přirozené obnovy nad registrační hranici.

Zásoba jednotlivých TZP se víceméně shodovala s evropským průměrem tohoto typu lesa, 700–800 m³/ha (Vrška et al. 2018a), průměrně se však pohybovala na spodní hranici tohoto průměru. Některé plochy však vykazovaly zásobu i menší. Tyto výsledky opět souvisí s nižším počtem stromů větších dimenzí. V porovnání s prací Vacka et al. (2014) která popisuje lokalitu Broumovských stěn, byla průměrná zásoba všech TZP cca o 100 m³/ha vyšší. V porovnání s obdobnými porosty rezervací ČR (Christensen et al. 2005) byla průměrná zásoba všech TZP cca o 50 m³/ha vyšší. Ve srovnání porostní zásoby v průběhu let inventarizace změna tohoto ukazatele na TZP č. 1–5 nevykazovala obdobný trend, což bylo zřejmě způsobeno různou intenzitou rozpadu porostů těchto TZP v kombinaci s objemovým přírůstem jedinců. Na TZP č. 6 a 7 zásoba narůstala. Nejvíce zásoby v průběhu měření přibylo na TZP č. 6, tento jev souvisel s největším nárůstem množství jedinců přirozené obnovy ze všech sledovaných ploch, pravděpodobně i v kombinaci s vyšším objemovým přírůstem jedinců horní etáže. Změna kruhové základny porostů jednotlivých TZP odrážela tuto dynamiku přírůstu a degradace jedinců na plochách.

Zakmenění na TZP č. 2 dosahovalo hodnoty více než 1, což bylo způsobeno nejspíš vysokou hustotou jedinců větších rozměrů na této ploše a zřejmě i méně intenzivními

hospodářskými zásahy v minulosti. Větší hodnoty zakmenění i zápoje na TZP č. 6 a 7 byly způsobeny přítomností spodní etáže na těchto plochách.

Téměř 100 % zastoupení buku na plochách č. 1–5 bylo způsobeno předchozím způsobem hospodaření, ale také krátkou dobou, které zde uplynula od posledního hospodářského zásahu, což dokládá i minimální změna druhové skladby za posledních 40 let. Vliv na tuto skutečnost může mít i vysoká konkurenceschopnost buku při procesu přirozené obnovy porostů na těchto plochách, kterou popisují Poleno et al. (2007). Na druhově bohatších plochách č. 6 a 7 při výpočtu zastoupení dřeviny dle počtu jedinců (N) podíl buku stoupl o několik %, při výpočtu zastoupení druhu ze zásoby dřevin (V) však změna byla jen v rámci desetin %. Tento výsledek byl způsoben nárůstem velkého počtu jedinců slabších dimensí dorostlých do registrační hranice, což se promítlo do procentuálního zastoupení dle počtu, neovlivnilo to však již výpočet zastoupení dle zásoby (V). Podíl ostatních dřevin se vlivem přirozené obnovy především snížil nebo stagnoval.

Rozdíl mezi plochami 20 let s.v. a 70 let s. v. v tloušťkové struktuře byl při pohledu na křivky zastoupení tlouštěk zřejmý. Zatímco plochy 20 let s.v. měly rozdělení tlouštěk víceméně tvaru normálního rozdělení, podobaly se v tomto parametru spíš hospodářským lesům, plochy 70 let s.v. již směřovaly ke strukturně bohatším přírodním lesům. Tento výsledek zcela potvrzuje rozdílnost tloušťkové struktury lesů hospodářských a přírodních, která je popisována Vackem et al. (2016). Zjevný rozdíl mezi typy ploch bylo možné pozorovat také při srovnání středních tlouštěk, přičemž porosty ploch 70 let s.v. měly průměrnou střední tloušťku cca poloviční v porovnání s porosty ploch 20 let s.v. TZP č. 2 se lišila od zbytku ploch tohoto typu, a to z důvodu nižšího věku a s tím souvisejícími porostními parametry. Minimální rozdíl tloušťkové struktury u ploch 70 let s.v. v porovnání s plochami 20 let s.v. byl způsoben rozdílnou délkou pozorovaného období. Vliv na tloušťkovou strukturu jednotlivých TZP měla jistě délka období od posledního hospodářského zásahu, možná však i výchozí stav, ve kterém byly porosty ponechány samovolnému vývoji. Podstatný vliv na tloušťkovou strukturu i ostatní ukazatele měla registrační hranice (8 cm), od které byly jedinci evidováni. Kromě TZP č. 2 se přirozená obnova s výčetní tloušťkou < 8 cm vyskytovala na všech ostatních plochách a je jisté, že při další inventarizaci tyto jedinci ovlivní celkové výsledky téměř všech studovaných parametrů.

Při srovnání parametrů nejsilnějších jedinců s výsledky Vandekerkhove et al. (2018) z belgických přirozených bučin byla hustota těchto nadprůměrných jedinců/ha na všech

TZP zhruba dvojnásobně nižší, průměrná výčetní tloušťka těchto jedinců však byla v průměru menší pouze o 2 cm (96,7 vs 98,9). V rámci evropského průměru (5–20 jedinců/ha) průměrný počet těchto jedinců na všech TZP dosahoval střední hodnoty, jejich průměrná tloušťka byla spíše nadprůměrná.

Rozdělení křivek reprezentujících výškovou strukturu jednotlivých TZP do dvou skupin (kromě TZP č. 2), tedy ploch 20 let s.v. a 70 let s.v., bylo způsobeno pravděpodobně historickými hospodářskými zásahy, které odstraňovaly podúrovňové jedince na plochách 20 let s.v. Nižší posunutá výšková křivka TZP č. 2, v porovnání s ostatními plochami tohoto typu, byla způsobena jistě mladším věkem jedinců, možná i horšími stanovištními podmínkami této plochy (mělké kamenité půdy). Nejvyšší naměřená výška v této práci 48,3 m nebyla z hlediska střední Evropy extrémním maximem tohoto druhu (Slovensko 56 m) (Drössler et Lüpke 2007). Oproti tomu lokality jižní Evropy (Piovesan et al. 2005) či Karpat (Trotsiuk et al. 2012) s výškovou hranicí okolo 45 m maximální hodnoty výšek na TZP přesahovaly o několik metrů. Střední výška porostů TZP 1–5 (kromě TZP č. 2, z výše uvedených důvodů) byla průměrně vyšší než průměrná hodnota z Karpatských porostů (Trotsiuk et al. 2012). Tento jev však nejspíš odrážel nepřítomnost přirozené obnovy či dalších podúrovňových vrstev na těchto plochách. Přirozená obnova se projevovala snížením střední výšky u TZP č. 6 a 7. Vývoj střední výšky na většině ploch 20 let s.v. byl ovlivněn výškovým růstem ovlivněným hospodářskými zásahy aplikovanými na přelomu tisíciletí, ale také postupným rozpadem těchto porostů. Hodnoty štíhlostního koeficientu na žádné ploše průměrně nepřesáhly kritické hodnoty pro buk 1,8 – 2,2 (Korpeľ et al. 1991), přirozená obnova na TZP č. 6 a 7 hodnotu štíhlostního koeficientu zvyšovala. Štíhlostní koeficient byl významně vyšší na plochách 20 let s.v., zajisté z důvodu předchozích hospodářských opatření spojených s klasickým způsobem pěstování bukových lesů. Nejmenší délky korun na TZP č. 2 byly způsobeny nejspíš velikou hustotou těchto porostů udržující vysoké hodnoty zápoje, tudíž i konkurence mezi jedinci při růstu. Délky koruny nebyly statisticky prokazatelně nejdelší na žádné konkrétní ploše. Při porovnání typů ploch však měly jedinci na TZP č. 6 a 7 signifikantně delší koruny nejspíš proto, že v rámci růstu měli více prostoru než jedinci na TZP 1–5 let s.v. Vyšší hodnoty korunových projekcí indikující rozložitost koruny na plochách 70 let s.v., extrémně pak na TZP č. 6, byly způsobené jistě rozvolněnou horizontální strukturou horní korunové etáže. Díky tomu jedinci buku mohli využít své vrozené vlastnosti růstové plasticity a reagovat na uvolnění nového prostoru zvýšeným

růstem korun. Silná závislost mezi výčetní tloušťkou a korunovou projekcí byla pravděpodobně způsobena tím, že při rozrůstání korun do šířky se zvětšuje fotoaktivní plocha listů jednotlivých stromů, což je přímo úměrné zvyšující se výčetní tloušťce těchto jedinců.

Průměrná zásoba mrtvého dřeva v rámci všech ploch byla v porovnání s průměrem Evropských rezervací (Christensen et al. 2005) méně než poloviční, v porovnání s dalšími studii (Vrška et al. 2018b) byla dokonce třetinová. Na plochách 70 s.v. zásoba mrtvého dřeva byla průměrně vyšší, nejspíš vlivem delší doby samovolného vývoje, což koresponduje s výsledky autorů Christensen et al. (2005). Výsledky této práce dále potvrzují, že ležící mrtvé dřevo se na celkovém objemu mrtvého dřeva v bukových pralesích podílelo mnohem více, než stojící mrtvé dřevo. Poměr mrtvého dřeva k celkové zásobě porostů byl ve srovnání s Kucbelem et al. (2012) takřka mizivý, pouze na TZP č. 4 a 6 dosahovaly jeho spodní hranice popisované tímto autorem. Z těchto porovnaní jasně plyne, že mrtvého dřeva bylo na všech TZP nedostatek v porovnání s přirozenými bučinami Evropy. V porovnání s průměrnými hodnotami lokalit ČR (Kučera et al. 2016) byly výsledné hodnoty této práce někde i mnohonásobně vyšší. Při porovnání s horskými porosty s dominancí buku v ČR (Vacek et al. 2015b) byly průměrné zásoby ležícího i stojícího mrtvého dřeva opět mnohem nižší, a to na všech jednotlivých plochách. Při srovnání dat s časovým rozestupem 10 let ze stejných ploch (Bílek et al. 2011) se podíl mrtvého dřeva na plochách 20 let s.v. velmi zvýšil z 1 % k objemu živých jedinců na 6,3 %, u druhého typu ploch se tento podíl příliš nezměnil. Zajisté to souvisí s postupným rozpadem porostů na plochách 20 let s.v., ale i s kontinuitou mrtvého dřeva na druhém typu ploch.

Z hlediska počtu Mh nebyl přímo potvrzen údaj Vuidot et al. (2011), že by se na souších vyskytovalo 2x více Mh. Na plochách č. 3,4 a 6 s vyšším zastoupením stojícího mrtvého dřeva však bylo průměrně více Mh než na ostatních plochách. Ani tvrzení stejných autorů, že druhová bohatost významně zvyšuje počet Mh, nebylo potvrzeno. Pro pozorování tohoto parametru by bylo zapotřebí zřejmě většího souboru dat. Potvrzená závislost počtu jednotlivých Mh i jejich druhů na výčetní tloušťce korespondovala s výsledky ostatních autorů (Winter et al. 2015, Asbeck et al. 2019, Larrieu et al. 2012). Tato závislost byla potvrzena i na plochách 20 let s.v. (s charakterem hospodářských lesů), což není ve shodě s údaji Wintera et Möllera (2008), kteří závislost našli pouze u lesů přírodních, nikoliv však hospodářských či krátce bezzásahových. Tento výsledek souhlasí i s údaji studie

Vuidot et al. (2011), že způsob hospodaření nemá na výskyt Mh takový vliv, jako má výskyt jedinců silnějších dimensí. Možné však je, že porosty již po 20 letech ztratily v tomto ohledu charakter hospodářských lesů nebo se nacházely v příhodné růstové fázi pro samovolný vývoj. Dále byly potvrzeny výsledky autorů Wintera et Möllera (2008) a Kozáka et al. (2018), tedy, že se v porostech ploch 70 let s.v. vyskytovalo signifikantně více Mh než na druhém typu ploch. Tento fakt jistě souvisel i s hojnějším výskytem stromů větších dimensí na plochách 70 let s.v., možná také s většími hodnotami korunových projekcí na těchto plochách.

12. Závěr

Struktura porostů i jejich dílčích parametrů jednotlivých trvalých zkusných ploch v Národní přírodní rezervaci Voděradské bučiny byla úzce spjata s délkou období samovolného vývoje, která uplynula od posledního hospodářského zásahu, stejně jako s výchozím stavem, ve kterém se porosty nacházely. Na plochách 70 let s.v. (TZP č. 6 a 7) se vlivem dorůstající přirozené obnovy vyskytovalo průměrně 2× více jedinců, současně i zápoj zde dosahoval dvojnásobných hodnot. Plochy 70 let s.v. byly druhově bohatší, na rozdíl od čistě bukových ploch 20 let s.v. Na plochách 70 let s.v. se však podíl buku na úkor ostatních dřevin zvyšoval. Zatímco tloušťková struktura ploch 20 let s.v. byla stále podobná struktuře hospodářských lesů, tloušťková struktura ploch 70 let s.v. se v průběhu let příliš neměnila a měla křivku reverzního J, typickou pro přírodní porosty. Také jedinců s výčetní tloušťkou ≥ 80 cm bylo na plochách 70 let s.v. průměrně 3× více. Štíhlostní koeficient byl signifikantně vyšší u ploch 20 let s.v. Délky korun i korunové projekce byly významně vyšší na plochách 70 let s.v. U všech jedinců byla dále pozorována silná korelace mezi výčetní tloušťkou a korunovou projekcí. Mrtvého dřeva bylo na všech plochách v porovnání průměrnými hodnotami uváděnými v literatuře pro přirozené bukové porosty Evropy nedostatek, více mrtvého dřeva bylo na plochách 70 let s.v. V průběhu sledovaného období zásoba mrtvého dřeva na většině ploch narůstala. V porostech ploch 70 let s.v. bylo statisticky prokazatelně více stromových mikrohabitatů (Mh) než na druhém typu ploch. Na TZP č. 3,4 a 6 bylo v průměru více Mh, což mělo souvislost s vyšším zastoupením stojícího mrtvého dřeva v porovnání s ostatními plochami. Vliv výčetní tloušťky na počet Mh i na počet druhů Mh byl prokázán na obou typech ploch, klíčovým faktorem pro tvorbu Mh byla výčetní tloušťka, způsob předchozího hospodaření zde neměl významný vliv. Nejčastějším Mh byly dutiny po vylomení větve vyskytující se bez významných rozdílů na obou typech ploch. Na plochách 20 let s.v. se vyskytovalo signifikantně více zárostů, na druhém typu ploch byly hojnější ptačí a přízemní dutiny. Celkově byly porosty ploch 70 let s.v. strukturně i biologicky bohatší než porosty ploch 20 let s.v.

Z výsledků této práce lze odvodit pěstební doporučení a opatření, která by bylo možné aplikovat v lesních porostech podobného typu rostoucích v obdobných růstových podmínkách formou přírodě blízkého hospodaření. Mezi takováto opatření podporující diverzifikovanou strukturu, druhovou bohatost a biologickou rozmanitost bukových

porostů patří hospodaření napodobující maloplošné disturbance. Tím vznikne dostatečný prostor pro přirozenou obnovu i mohutnění korun zbylých jedinců. Pro podporu bohatší druhové skladby je potřeba aktivně vnášet do porostů stanovištně odpovídající druhy dřevin tvořící příměs. Bez podpory se podíl ostatních druhů bude dle výsledků této práce spíše snižovat. Dalším důležitým opatřením je ponechání dostatečného množství jedinců (minimálně okolo 10 jedinců/ha) s výčetní tloušťkou > 80 cm až do úplného rozpadu. Pro podporu stabilních jedinců v porostech je třeba udržovat hustotu porostů na nižších hodnotách, se zastoupením více etází a maloplošně mezernaté struktury, v porovnání se standartními hospodářskými bučinami. Důležitým opatřením pro podporu biodiverzity bučin je nezbytné ponechání většího množství mrtvého dřeva, a to jak stojícího, na které se váže větší množství Mh, tak ležícího z důvodů cirkulace různých biologických procesů v porostech. Výše popsaná opatření pak budou mít vliv i na hojnější výskyt Mh v těchto porostech. Všechna tato opatření však budou mít vliv i na finanční stránku lesního hospodaření, tedy i na zisky z výroby dříví, které budou při tomto způsobu hospodaření zajisté nižší. Proto je nutné přemýšlet i o změně systému lesního hospodářství v ČR, který by finančně podporoval i nedřevoprodukční funkce lesa a který by určitým způsobem tento finanční deficit vlastníkům lesa nahradil. Dlouhodobý monitoring vývoje lesů je velmi důležitým prostředkem pro porozumění přirozeným procesům lesních společenstev, a ačkoliv se jím již řada autorů zabývala, stále toho nevíme dostatek. Z těchto důvodů je důležité navázat na tyto studie a v budoucnu se tímto tématem dále zabývat.



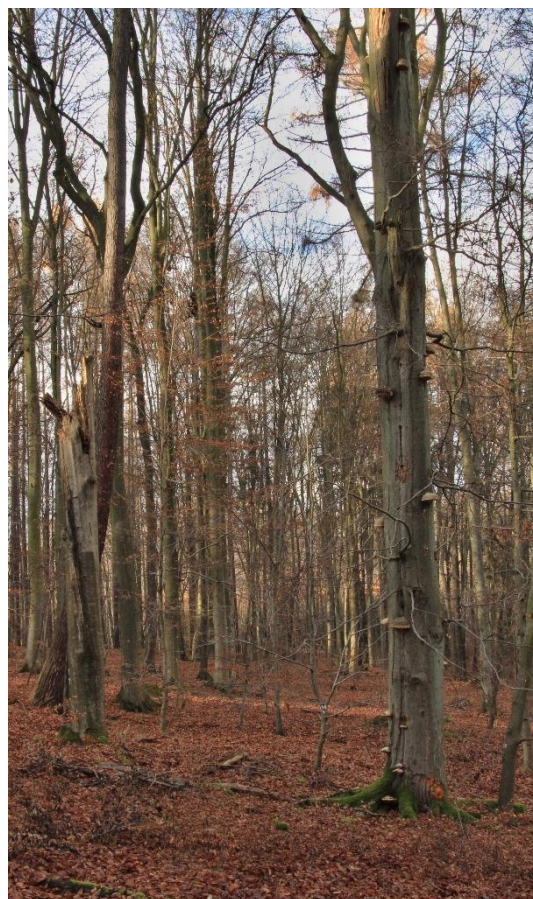
Obr. 20. Dutina po vylomení větve (autor)



Obr. 21. Velká dutina v horní polovině kmene (autor)



Obr. 22. Ležící mrtvé dřevo (autor)



Obr. 23. Mikrohabitatový strom s více druhy Mh (autor)

13. Seznam literatury a použitých zdrojů

Vědecké publikace:

AOPK 2011: Plán péče o NPR Voděradské bučiny na období 2011–2020, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Asbeck, T., Pyttel, P., Frey, J., Bauhus, J. 2019: Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management*, 432. str. 400–408.

Bače, R., et Svoboda, M. 2012: Hodnocení aspektů managementu mrtvého dřeva v hospodářských lesích a předběžný návrh doporučení. Zpráva k projektu. Česká zemědělská univerzita v Praze.

Bilela, S., Dounavi, A., Fussi, B., Konnert, M., Holst, J., Mayer, H., Rennenberg, H., Simon, J. 2012: Natural regeneration of *Fagus sylvatica* L. adapts with maturation to warmer and drier microclimatic conditions. *Forest Ecology and Management*, 275, str. 60–67.

Bílek L., Remeš J., Zahradník D. 2011: Managed vs. Unmanaged – Structure of Beech Forest Stands (*Fagus sylvatica* L.) after 50 Years of Development, Central Bohemia. *Forest Systems* 20(1). str. 122–138.

Bílek, L., Peña, J.F., Remeš, J. 2013: National Nature Reserve Voděradské bučiny – 30 years of forestry research. *Folia Forestalia Bohemica*, 86 str.

Bonn, B., Kreuzwieser, J., Magh, R. K., Rennenberg, H., Schindler, D., Sperlich, D., Trautman, R., Yousefpour, R., Grote, R. 2020: Expected Impacts of Mixing European Beech with Silver Fir on Regional Air Quality and Radiation Balance. *Climate*, 8(10), 105.

Brang, P., Spathelf, P., Larsen, J. B., Bauhus, J., Boncčina, A., Chauvin, C., Svoboda, M. 2014: Suitability of close to nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 87(4), str. 492–503.

Courbaud, B., Pupin, C., Letort, A., Cabanettes, A., Larrieu, L. 2017: Modelling the probability of microhabitat formation on trees using cross-sectional data. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(10). str. 1347–1359.

- Čvančara, R., et Samek, V. 1959: Rezervace Voděradské bučiny. Vlastivědný sborník Českobrodská, 2. str. 9–16.
- Drössler, L., Lüpke, B. V. 2007: Bestandesstruktur, Verjüngung und Standortfaktoren in zwei Buchenurwald Reservaten der Slowakei. Allgemeine Forstund Jagdzeitung, 178. str. 121–135.
- Dulamsuren, C., Hauck, M., Kopp, G., Ruff, M., Leuschner, C. 2017: European beech responds to climate change with growth decline at lower, and growth increase at higher elevations in the center of its distribution range (SW Germany). *Trees*, 31(2), str. 673–686.
- Ellenberg, H., H. 1988: Vegetation ecology of central Europe. Cambridge University Press.
- Feldmann, E., Droessler, L., Hauck, M., Kuchel, S., Pichler, V., Leuschner, C. 2018: Canopy gap dynamics and tree understory release in a virgin beech forest, Slovakian Carpathians. *Forest Ecology and Management*, 415. str. 38–46.
- Hájek, V., Vacek, Z., Vacek, S., Bílek, L., Prausová, R., Linda, R., Bulušek, D., Králíček, I. 2020: Changes in diversity of protected scree and herb-rich beech forest ecosystems over 55 years. *Central European Forestry Journal*, 66(4), str. 202–217.
- Hieke, K. 1978: Praktická dendrologie 1. Státní zemědělské nakladatelství.
- Hobi, M. L., Ginzler, C., Commarmot, B., Bugmann, H. 2015: Gap pattern of the largest primeval beech forest of Europe revealed by remote sensing. *Ecosphere*, 6(5). str. 1–15.
- Chytrý, M. (ed) 2013: Vegetace České republiky 4. Lesní a křovinná vegetace. Academia, Praha.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V., Lustyk, P. (eds) 2010: Katalog biotopů České republiky. Ed. 2. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Jahed, R. R., Kavousi, M. R., Farashiani, M. E., Sagheb-Talebi, K., Babanezhad, M., Courbaud, B., Wirtz, R., Müller, J., Larrieu, L. 2020: A Comparison of the Formation Rates and Composition of Tree-Related Microhabitats in Beech-Dominated Primeval Carpathian and Hyrcanian Forests. *Forests*, 11(2), 144.

- Janík, D., Král, K., Adam, D., Hort, L., Šamonil, P., Unar, P., Vrška, T., McMahon, S. 2016: Tree spatial patterns of *Fagus sylvatica* expansion over 37 years. *Forest Ecology and Management*, 375. str. 134–145.
- Janík, D., Král, K., Adam, D., Hort, L., Šamonil, P., Unar, P., Vrška, T. 2018: Rok českých pralesů II. – Časoprostorová dynamika a kompetice dřevin. *Živa*, 2/2018. str. 79–83.
- Knížetová, L., Pecina, P., Pivničková, M. 1987: Prověrka maloplošných chráněných území a jejich návrhů ve Středočeském kraji v letech 1982–85. *Bohemia centralis* 16. str. 7–262.
- Koblížek, J. 1990: *Fagus* L.– buk. In: Hejný, S., Slavík, B., Hrouda, L., Skalický, V. (eds), *Květena České republiky 2*: 17–20.
- Korpeľ, Š., Peňáz, J., Saniga, M., Tesař, V. 1991: Pestovanie lesa. *Príroda*.
- Korpeľ, Š. 1995: *Die Urwälder der Westkarpaten*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 310 str.
- Kozák, D., Mikoláš, M., Svitok, M., Bače, R., Paillet, Y., Larrieu, L., Svoboda, M. et al. 2018: Profile of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 429. str. 363–374.
- Král, K., Janík, D., Vrška, T., Adam, D., Hort, L., Unar, P., Šamonil, P. 2010a: Local variability of stand structural features in beech dominated natural forests of Central Europe: implications for sampling. *Forest Ecology and Management*, 260(12), str. 2196–2203.
- Král, K., Vrška, T., Hort, L., Adam, D., Šamonil, P. 2010b: Developmental phases in a temperate natural spruce–fir–beech forest: determination by a supervised classification method. *European Journal of Forest Research*, 129(3), str. 339–351.
- Král, K., Valtera, M., Janík, D., Šamonil, P., Vrška, T. 2014: Spatial variability of general stand characteristics in central European beech-dominated natural stands – effects of scale. *Forest Ecology and Management*, 328. str. 353–364.
- Kramer, K., Degen, B., Buschbom, J., Hickler, T., Thuiller, W., Sykes, M. T., de Winter, W. 2010: Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management*, 259(11), str. 2213–2222.

- Larrieu, L., Cabanettes, A., Delarue, A. 2012: Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech–fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research*, 131(3). str. 773–786.
- Larrieu, L., et Cabanettes, A. 2012: Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8). str. 1433–1445.
- Leidinger, J., Weisser, W. W., Kienlein, S., Blaschke, M., Jung, K., Kozak, J., Seibold, S. et al. 2020: Formerly managed forest reserves complement integrative management for biodiversity conservation in temperate European forests. *Biological Conservation*, 242, 108437.
- Ložek, V., Kubíková, J., Špryňar, P. 2005: Střední Čechy. In: Mackovčín, P. et Sedláček, M. (eds): *Chráněná území ČR, Svazek XIII. AOPK ČR. Praha a EkoCentrum Brno.* 904 str.
- Lukasová, V., Vido, J., Škvareninová, J., Bičárová, S., Hlavatá, H., Boršányi, P., Škvarenina, J. 2020: Autumn Phenological Response of European Beech to Summer Drought and Heat. *Water*, 12(9), 2610.
- Muscolo, A., Bagnato, S., Sidari, M., Mercurio, R. 2014: A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research*, 25(4). str. 725–736.
- Musil, I., et Möllerová, J. 2005: *Lesnická dendrologie. Česká zemědělská univerzita.*
- MZe 2020: *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky, stav k roku 2019. Ministerstvo zemědělství v nakladatelství Lesnická práce. Praha.*
- Parisi, F., Lombardi, F., Sciarretta, A., Tognetti, R., Campanaro, A., Marchetti, M., Trematerra, P. 2016: Spatial patterns of saproxylic beetles in a relic silver fir forest (Central Italy), relationships with forest structure and biodiversity indicators. *Forest Ecology and Management*, 381. str. 217–234.
- Petráš, R., et Pajtík, J. 1991: *Sústava československých rastových tabuliek, Lesnícky časopis*, 1/1991.
- Piovesan, G., Di Filippo, A., Alessandrini, A., Biondi, F., Schirone, B. 2005: Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth *Fagus* forest in the Apennines. *Journal of Vegetation Science*, 16(1). str. 13–28.

- Plíva, K. 1987: Typologický klasifikační systém ÚHÚL. Brandýs nad Labem.
- Podlaski, R. (2019). Models of the fine-scale spatial distributions of trees in managed and unmanaged forest patches with *Abies alba* Mill. and *Fagus sylvatica* L. *Forest Ecology and Management*, 439. str. 1–8.
- Poleno, Z. 1994: Ekologicky orientované pěstování lesů (II). *Lesnictví* 40. 1/2. str. 65–72.
- Poleno, Z., Vacek, S., Podrázský, V. et al. 2007: Pěstování lesů I. – Ekologické základy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, *Lesnická práce*. 316 s.
- Poleno, Z., Vacek, S., Podrázský, V. et al. 2009: Pěstování lesů III. – Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, *Lesnická práce*. 1012 s.
- Rose, L., Leuschner, C., Köckemann, B., Buschmann, H. 2009: Are marginal beech (*Fagus sylvatica* L.) provenances a source for drought tolerant ecotypes? *European Journal of Forest Research*, 128(4), str. 335–343.
- Samec, P., Zeman, M., Rychtecká, P., Kučera, A., Marosz, K. 2011: Tlející dřevo v biologické melioraci lesních půd. *Lesnická práce*. Kostelec nad Černými lesy, 90(4). str. 23–25.
- Seidel, D., Ehbrecht, M., Annighöfer, P., Ammer, C. 2019: From tree to stand-level structural complexity – Which properties make a forest stand complex? *Agricultural and Forest Meteorology*, 278, 107699.
- Scharnweber, T., Manthey, M., Criegee, C., Bauwe, A., Schröder, C., Wilmking, M. 2011: Drought matters – Declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north-eastern Germany. *Forest Ecology and Management*, 262(6), str. 947–961.
- Slávik, M. 2004: *Lesnická dendrologie*. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Slovíková, K., Bednářová, E., Truparová, S. 2011: Sledování fenologických fází u buku lesního (*Fagus sylvatica* L.) a modřínu opadavého (*Larix decidua* Mill.) v měnicích se klimatických podmínkách. In: Salaš, P. (ed) *Rostliny v podmínkách měnicího se klimatu. Úroda, vědecká příloha*. Lednice. str. 556–568.

- Stiers, M., Willim, K., Seidel, D., Ehbrecht, M., Kabal, M., Ammer, C., Annighöfer, P. 2018: A quantitative comparison of the structural complexity of managed, lately unmanaged and primary European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Forest Ecology and Management*, 430. str. 357–365.
- Suchomel, J., et Gejdoš, M. 2010: Vplyv vybraných faktorov na výskyt nepravého jadra v drevine buk lesný (*Fagus sylvatica*). *Acta facultatis xylologiae Zvolen: vedecký časopis Drevárskej fakulty*, 52(1), str. 5–13.
- Šebková, B., Šamonil, P., Janík, D., Adam, D., Král, K., Vrška, T., Hort, L., Unar, P. 2011: Spatial and volume patterns of an unmanaged submontane mixed forest in Central Europe: 160 years of spontaneous dynamics. *Forest Ecology and Management*, 262(5). str. 873–885.
- Šrámek, O. 1982: Vývoj lesů na území státní přírodní rezervace Voděradské bučiny. VŠZ Praha, ŠLP Kostelec nad Černými lesy. rukopis, nepublikováno. 31 str.
- Šrámek, O. 1983a: SPR Voděradské bučiny – I. Část. Působení člověka a škodlivých přírodních činitelů na vývoj lesa. *Památky a příroda*, 8: 166–171.
- Šrámek, O. 1983b: SPR Voděradské bučiny – II. Část. Vývoj lesů. *Památky a příroda*, 8: 241–248.
- Šumichrast, L., Vencurik, J., Pittner, J., Kucbel, S. 2020: The long-term dynamics of the old-growth structure in the National Nature Reserve Badínský prales. *Journal of Forest Science*, 66(12). str. 501–510.
- Vacek, S. 2003: Minimum area of forest left to spontaneous development in protected areas. *Journal of forest science*, 49(8), str. 349–358.
- Vacek, S., et Podrázský, V. 2006: Přírodě blízké lesní hospodářství v podmínkách střední Evropy. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a environmentální, katedra pěstování lesů. 74 s.
- Vacek, S., Simon, J., Remeš, J. 2007: Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. *Lesnická práce*.
- Vacek, S., Vacek, Z., Podrázský, V., Bílek, L., Bulušek, D., Štefančík, I., Remeš, J., Štícha, V. Ambrož, R. 2014: Structural Diversity of Autochthonous Beech Forests in Broumovské Stěny National Nature Reserve. *Austrian Journal of Forest Science*, 131(4). str. 191–214.

- Vacek, Z., Vacek, S., Bílek, L., Remeš, J., Štefančík, I. 2015a: Changes in horizontal structure of natural beech forests on an altitudinal gradient in the Sudetes. *Dendrobiology*, 73. str. 33–45.
- Vacek, S., Vacek, Z., Bílek, L., Hejčmanová, P., Štícha, V., Remeš, J. 2015b: The dynamics and structure of dead wood in natural spruce–beech forest stand – a 40 year case study in the Krkonoše National Park. *Dendrobiology*, 73.
- Vacek, S., Vacek, Z., Remeš, J., Bílek, L., Baláš, M., Podrázský, V., Štefančík, I. 2016: Dynamika a management přírodních a přírodě blízkých lesů. Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, katedra pěstování lesů.
- Vacek, S., Prokúpková, A., Vacek, Z., Bulušek, D., Šimůnek, V., Králíček, I., Prausová, R., Hájek, V. 2019a: Growth response of mixed beech forests to climate change, various management and game pressure in Central Europe. *Journal of Forest Science*, 65(9), str. 331–345.
- Vacek, Z., Vacek, S., Slanař, J., Bílek, L., Bulušek, D., Štefančík, I., Králíček, I., Vančura, K. 2019b: Adaption of Norway spruce and European beech forests under climate change: from resistance to close to nature silviculture. *Central European Forestry Journal*, 65(2), str.129–144.
- Vermeulen, N. 1998: Encyklopedie stromů a keřů. Rebo Productions, Praha. str. 38.
- Větvička, V. 2003: Evropské stromy. Aventinum, Vyd. 3.
- Vrška, T., Adam, D., Hort, L., Janík, D., Král, K., Šamonil, P., Unar, P. 2018a: Rok českých pralesů I. – Přirozené lesy v krajinném kontextu. *Živa*, 1/2018. str. 21–25.
- Vrška, T., Přívětivý, T., Hort, L., Adam, D., Janík, D., Unar, P., Šamonil, P., Táborská, M., Král, K. 2018b: Rok českých pralesů III. – Skrytý svět tlejícího dřeva. *Živa*, 3/2018.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., Gosselin, F. 2011: Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, 144(1), str. 441–450.
- Winter, S., et Möller, G. C. 2008: Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, 255(3–4). str. 1251–1261.

Winter, S., Höfler, J., Michel, A. K., Böck, A., Ankerst, D. P. 2015: Association of tree and plot characteristics with microhabitat formation in European beech and Douglas–fir forests. *European Journal of Forest Research*, 134(2), str. 335–347.

Von Wühlisch, G. 2008: European beech – *Fagus sylvatica*: Technical guidelines for genetic conservation and use. Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries, Institute for Forest Genetics, Germany.

Záruba, P. 2004: Dendrotelmy – zvláštní biotop vodního hmyzu. *Živa*, 5/2004, str. 221.

Zeidler, A., et Borůvka, V. 2016: Stavba a vlastnosti dřeva hospodářsky významných dřevin – podklady pro cvičení. Česká zemědělská univerzita.

Zenner, E. K., Peck, J. E., Trotsiuk, V. 2020: Multi–aged micro–neighborhood patches challenge the forest cycle model in primeval European beech. *iForest–Biogeosciences and Forestry*, 13(3), str. 209–214.

Zumr, V., et Remeš, J. 2020: Saproxyličtí brouci jako indikátor biodiverzity lesů a vliv lesnického managementu na jejich rozhodující životní atributy. *Zprávy lesnického výzkumu*, 65(4). str. 242–257.

Odborné metodiky:

Adam, M. D., Hort, L., Janík, D., Král, K., Šamonil, P., Unar, P. 2017: Metodika stanovení přirozenosti lesů v ČR. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Brno. 34 str.

Remeš, J., et Bílek, L. 2014: Obnova a strukturalizace přírodě blízkých porostů ve středních polohách: certifikovaná metodika. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. Lesnický průvodce.

Internetové zdroje:

AOPKČR 2021: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky: Chráněná území. 2021. [Ochranaprirody.cz](https://www.ochranaprirody.cz) [online]. cit. 14. 2. 2021. Dostupné z WWW: <https://www.ochranaprirody.cz>.

CENIA 2021: česká informační agentura životního prostředí. Národní geoportál INSPIRE. Geportal.gov.cz. [online] cit. 2. 3. 2021. Dostupné z WWW: <http://geoportal.gov.cz>.

DVLG 1998: Databáze významných geologických lokalit: 2492. 1998. Lokality.geology.cz [online]. Praha: Česká geologická služba, cit. 2. 3. 2021. Dostupné z WWW: <http://lokality.geology.cz/2492>.

Kučera, T. 2005: Červená kniha biotopů České republiky. Usbe.cas.cz. [online] cit. 27. 2. 2021, Dostupné z WWW: <http://www.usbe.cas.cz/cervenakniha>.

Leugnerová, G. 2007: *Fagus sylvatica* L. – buk lesní. Botany.cz. [online] cit. 27. 2. 2021, Dostupné z WWW: <https://botany.cz/cs/fagus-sylvatica/>.

Pladius 2021: Databáze české flóry a vegetace. Pladius.cz. [online] cit 27. 2. 2021, Dostupné z WWW: <https://pladius.cz/>.

UHUL 2021: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem. Uhul.cz [online] cit. 21. 3.2021, Dostupné z WWW: <http://uhul.cz>.

Legislativní dokumenty:

MŽP 2018: Česko. Ministerstvo životního prostředí. Vyhláška č. 45/2018 Sb. ze dne 15. března 2018 o plánech péče, zásadách péče a podkladech k vyhlášení, evidenci a označování chráněných území. In Sbíрка zákonů České republiky. 2018, částka 24, s 602–640. Dostupné z WWW: <https://www.mzp.cz/>.