

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra pěstování lesů



Česká
zemědělská
univerzita
v Praze

**Vliv klimatických faktorů na vybrané lesní dřeviny se zřetelem na jejich
vitalitu, ekologickou stabilitu a produkci**

Disertační práce

Autor: Ing. Karel Vančura

Školitel: prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.

Praha

2021

Czech University of Life Sciences Prague
Faculty of Forestry and Wood Sciences
Department of Silviculture



**Influence of climatic factors on selected forest tree species with regard
to their vitality, ecological stability and production**

Ph.D. Thesis

Author: Ing. Karel Vančura

Supervisor: prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.

Prague

2021

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ DISERTAČNÍ PRÁCE

Ing. Karel Vančura

Lesní inženýrství
Pěstování lesa

Název práce

Vliv klimatických faktorů na vybrané lesní dřeviny se zřetelem na jejich vitalitu, ekologickou stabilitu a produkci

Název anglicky

Influence of climatic factors on selected forest tree species with regard to their vitality, ecological stability and production

Cíle práce

1. Získat poznatky o vlivu klimatických a imisních faktorů na vybrané lesní dřeviny se zřetelem na jejich vitalitu, ekologickou stabilitu a produkci v daných stanovištních a porostních poměrech v rámci probíhající globální klimatické změny.
2. Zhodnotit použití fenologických dat pro posouzení reakci vybraných dřevin v daných stanovištních a porostních poměrech v rámci probíhající globální klimatické změny.
3. Návrh pěstebních doporučení z hlediska volby dřevin v daných stanovištních a porostních poměrech v rámci probíhající globální klimatické změny.

Metodika

Vybrané trvale výzkumné plochy na území Středočeského kraje jsou nebo budou proměřeny pomocí technologie FieldMap, u jedinců stromového patra od 7 cm ve výčetní tloušťce bude změřena poloha, výčetní tloušťka, výška a nasazení zelené koruny a korunové projekce. Výčetní tloušťky budou měřeny průměrkou s přesností 1 mm, výšky stromů a výšky nasazení zelené koruny pomocí výškoměru TruPulse 200 B s přesností 0,1 m.

Následně budou z naměřených dendrometrických údajů vypočteny porostní charakteristiky: průměrná výčetní tloušťka, střední porostní výška, hektarová zásoba sdruženého porostu (Petráš, Pajtlík 1991), průměrný objem, štíhlostní kvocient, výtvarnice, hektarová výčetní kruhová základna, celkový běžný přírůst, celkový průměrný přírůst a celková objemová produkce. Simulace vývoje sledovaných porostů a vizualizace jejich struktury bude provedena pomocí růstového modelu Sibyla (FABRIKA 2005).

U 30 úrovnových stromů z jednotlivých vybraných dřevin na každé TVP budou ke konci roku 2016 a 2017 pomocí Presslerova nebo zezu odebrány vývrty ve výčetní výšce (130 cm) kolmo na osu kmene po svahu i proti svahu. Vývrty budou změřeny na letokruhovém analyzátoru. Letokruhové přírůstové série budou jednotlivě křížově datovány (odstranění chyb spojené s výskytem chybějících letokruhů; cf. Grissino-Mayer et al. 1996) s využitím statistických testů v programu PAST application (Knibbe 2007) a následně podrobeny vizuální kontrole podle práce Yamaguchi (1991). Letokruhové přírůstové série budou dále korelovány

s klimatickými (průměrné měsíční teploty, měsíční úhrny srážek), imisními (koncentrace SO₂, NO_x a O₃) a fenologickými daty vybraných indikačních druhů.

Získané výsledky budou zpracovány pomocí standardních matematicko-statistických metod za využití programů Statistica 12 a Canoco 5.



Doporučený rozsah práce

100 stran

Klíčová slova

struktura a vývoj porostů, klima, imise, klimatická změna, Střední Čechy, ustava

Doporučené zdroje informací

- Ceulemans R., Mousseau M. (1994): Effects of elevated atmospheric CO₂ on woody plants. *New Phytologist*, 127: 71: 425-446.
- Keyantash, J. A., and J. A. Dracup, 2004: An aggregate drought index: Assessing drought severity based on fluctuations in the hydrologic cycle and surface water storage. *Water Resour. Res.*, 40: W09304.
- Khan, S., H. F. Gabriel, and T. Rana, 2008: Standard precipitation index to track drought and assess impact of rainfall on watertables in irrigation areas. *Irrig. Drain. Syst.*, 22, 159-177.
- Knibbe B. (2007): PAST4: personal analysis system for tree-ring research, Version 4.2. SCiEM, Vienna.
- Vacek S., Hůnová I., Vacek Z., Hejmanová P., Podrázský V., Král J., Putalová T., Moser W. K. (2015): Effects of air pollution and climatic factors on Norway spruce forests in the Orlické hory Mts. (Czech Republic), 1979-2014. *European Journal of Forest Research*, 134: 1127-1142.
- Vetter M., Wirth Ch., Böttcher H. et al. (2005): Partitioning direct and indirect human-induced effects on carbon sequestration of managed coniferous forests using model simulations and forest inventories. *Global Change Biology*, 11: 810-827.
- Vicente-Serrano S. M., Beguería S., López-Moreno, J. I. A. (2010): Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Journal of Climate*, 23: 1696-1718.
- Wu, H., M. D. Svoboda, M. J. Hayes, D. A. Wilhite, Wen F. (2007): Appropriate application of the Standardized Precipitation Index in arid locations and dry seasons. *Int. J. Climatol.*, 27: 65-79.
- Yamaguchi D.K. 1991. A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 21: 414-416.

Předběžný termín

2019/20 ZS – FLD – SDZ

Vedoucí práce

prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.

Garantující pracoviště

Katedra pěstování lesů

Elektronicky schváleno dne 9. 12. 2019

prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 7. 2. 2020

doc. Ing. Jiří Remeš, Ph.D.

Předseda oborové rady

Elektronicky schváleno dne 30. 4. 2020

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 09. 02. 2022

"Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma Vliv klimatických faktorů na vybrané lesní dřeviny se zřetelem na jejich vitalitu, ekologickou stabilitu a produkci vypracoval samostatně s použitím uvedené literatury a na základě konzultací a doporučení školitele. Souhlasím se zveřejněním disertační práce dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby."

V Praze dne 20. 2. 2022

Podpis autora

Poděkování

Velmi děkuji školiteli prof. RNDr. Stanislavu Vackovi, DrSc. za pomoc a pochopení při zpracování a zhotovení této disertační práce. Děkuji také Ing. Zdeňku Vackovi Ph.D. a celé katedře Pěstování lesů za významnou pomoc při tvorbě vědeckých publikací. Důležitou oporou při tvorbě disertační práce také byla má rodina, která mě podporovala ve vědeckém bádání a studiu.

Abstrakt

Z lokality Doutnáč studie popisuje strukturální diverzitu a radiální růst habrových doubrav a vápnomilných bučin na šesti trvalých výzkumných plochách (v lese vysokém – TVP 1A a 1B, sdruženém – TVP 2A a 2B a nízkém – TVP 3A a 3B) o velikosti 0,25 ha na lokalitě Doutnáč v NPR Karlštejn (ČR) v letech 2002, 2008, 2014 a 2020. Cílem příspěvku bylo komplexně zhodnotit změny porostních charakteristik, a to struktury, vývoje, biodiverzity a radiálního růstu dřevin v těchto porostech v průběhu 18 let, kdy byly porosty ponechány samovolnému vývoji a vlivu globálních klimatických změn. Byla zhodnocena jejich struktura, vývoj a biodiverzita s využitím růstového simulátoru Sibyla. Radiální růst jednotlivých dřevin byl hodnocen na základě odběrů vývrtu a následných letokruhových analýz. Počet živých stromů s $d_{1,3} \geq 5$ cm se v r. 2002 pohyboval mezi 360–1992 ks.ha⁻¹ a následně do roku 2014 docházelo k jejich nárůstu na 368–2160 ks.ha⁻¹ (o 2–10,3 %) a následně do r. 2020 k poklesu na 348–1672 ks.ha⁻¹, (o 5,5–17,9 %). V lese vysokém (na TVP 1) v průběhu celého sledovaného období docházelo k nárůstu zásoby, v lese sdruženém (TVP 2) a nízkém (TVP 3) to bylo až do roku 2014 a následně pak docházelo k jejímu poklesu. Zásoba hroubí porostu v r. 2002 byla 140–481 m³.ha⁻¹ a za 18 let v průměru vzrostla o 28 %. Podobně tomu bylo i u celkového průměrného přírůstu. Horizontální struktura stromového patra byla v lese vysokém v průběhu sledovaných let mírně pravidelná a (v lese středním a nízkém) signifikantně agregovaná. Z hlediska porostní proměnlivosti (celkové diverzity) se v lese vysokém jedná o nerovnoměrnou výstavbu a v lese sdruženém a nízkém o porosty s mimořádně rozrůzněnou (bohatou) výstavbou. Objem odumřelého dřeva na počátku hodnocení v r. 2002 byl dosti nízký a pohyboval se od 1,7 do 16,2 m³.ha⁻¹, na konci sledovaného období v r. 2020 to bylo 18,3–35,4 m³.ha⁻¹. Průměrný radiální přírůst u buku, dubu a habru je mírně diferencovaný a mírně vyšší diferenciací byla pak u lípy, mléče a jasanu dle konkrétních stanovištních a porostních podmínek. Radiální růst studovaných dřevin též ovlivňovaly průměrné měsíční teploty zejména v červenci a v srpnu (převážně negativně) a měsíční úhrny srážek (převážně pozitivně).

Z lokality Medník jsou prezentovány výsledky studia vlivu environmentálních faktorů a managementu na strukturu a dynamiku lesních porostů v národní přírodní památce (NPP) Medník, která je součástí Středočeské pahorkatiny v České republice. Výzkum se uskutečnil v dospívajících porostech v habrové doubravě, v květnaté bučině a ve smrčině posázavského ekotypu smrku na osmi trvalých výzkumných plochách (TVP 1B, 1B a TVP 2A, 2B, 2C, 2D a 3A, 3B), každá o velikosti 0,25 ha s použitím technologie FieldMap. Typologické, půdní, fytoecologické i porostní charakteristiky v rámci 3 porostních typů (habrové doubravy,

květnaté bučiny a smrkového porostu) jsou srovnatelné. Z výsledků biometrických měření a z letokruhových analýz vyplývá, že se u habrových doubrav jedná o bohatě strukturované méně produktivní porosty, u květnatých bučin o bohatě strukturované produktivní porosty a u smrčin o značně produktivní porosty, avšak s nižší ekologickou stabilitou. K podstatným strukturálním změnám v dynamice vývoje studovaných porostů v letech 2000 až 2008 nedošlo. Počátek rozpadu porostů nastal v období 2008 až 2018. V průběhu sledovaného období byl zaznamenáván výskyt kandíku psího zubu, který byl nejčastější v květnatých bučinách, menší v habrových doubravách a minimální v sekundární smrčině, jelikož pro svůj růst a vývoj potřebuje v jarním období velkou světelnou intenzitu. Fenologie smrku na TVP 3A a 3B na lokalitě Medník byla studována v letech 2017 až 2019. Z výsledků fenologických pozorování vyplývá, že ve sledovaných letech k počátku prvního stupně rašení došlo ve 105 až 111 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se pohybovala od 6 do 9 dnů. K počátku druhého stupně rašení došlo ve 110 až 115 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se pohybovala od 11 do 13 dnů. K počátku třetího stupně rašení došlo ve 115 až 124 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se pohybovala od 15 do 19 dnů.

Klíčová slova

chráněná území, habrové doubravy, vápnomilné bučiny, smrčiny, struktura porostů, vývoj porostů, biodiverzita porostů, radiální růst, dendrochronologie, klimatická změna, fenologie

Abstract

The study presented describes the structural diversity and radial growth of hornbeam-oak woods and calciphile beechwoods on six permanent research plots (in high forest – PRP 1A and 1B, coppice-with-standards PRP 2A and 2B and low forest– PRP 3A and 3B) with a size of 0.25 ha at the Douthnac location in the Karlštejn National Nature Reserve (Czech Republic) in 2002, 2008, 2014 and 2020.

The aim of the paper was to comprehensively evaluate changes of the forest stands characteristics – namely of the structure, development, biodiversity and radial growth of tree-species in these stands over the course of 18 years, the stands were left to the spontaneous development and impact of global climate change for the period mentioned above.

The Sibyla growth simulator was used for evaluation of their structure, development and biodiversity. The radial growth of individual tree species was evaluated on the basis of increment cores sampling and subsequent annual rings analyses. The number of living trees with DBH ≥ 5 cm ranged from 360 to 992 per ha⁻¹ in 2002 and then increased to 368-2160 ha⁻¹ up to 2014 (by 2-10.3 %). Subsequently the decrease occurred on 348-1672 ha⁻¹ to 2020, (by 5.5-17.9 %).

There was an increase in stock in the high forest (PRP 1) during the whole reference period. This was happening in the coppice-with-standards forest (PRP 2) and low forest (PRP 3) until 2014 and subsequently its decline occurred. The stock of timber to the top of 7 cm o.b. was 140-481 m³.ha⁻¹ in 2020 and increased by an average of 28 % over 18 years. This was also the case with the total current increment. The horizontal structure of the tree layer was slightly regular in the high forest during the observed years and significantly aggregated in the middle and low forest.

There is an uneven stand structure in a high forest and stands with a coppice-with-standards forest and low forest produce extremely different (rich) stand structure in terms of stand variability (overall diversity).

The volume of dead wood was quite low at the beginning of the evaluation in 2002 and ranged from 1.7 to 16.2 m³.ha⁻¹, and it was 18.3-35.4 m³.ha⁻¹ at the end of the reference period in 2020. The average radial growth of beech, oak and hornbeam is slightly differentiated and slightly higher differentiation was then in the case of lime, Norway maple and ash according to specific habitat and growth conditions of the environment.

The radial growth of studied tree-species was also influenced by average monthly temperatures, especially in July and August (mostly negatively) and monthly rainfall totals (mostly

positively).

The study results of the management and environmental factors influence on the structure and dynamics of forest stands are presented in the case of the Medník locality, which is a part of the National Natural Monument (NPP) located in the Central Bohemian Hills of Czechia.

The research was carried out in adolescent European hornbeam and sessile oak stands, herb-rich European beech stands and the Sázava-river Norway spruce ecotype stands on eight permanent research plots (PRP 1B, 1B and PRP 2A, 2B, 2C, 2D and 3A, 3B), each in size of 0.25 ha using FieldMap technology.

The forest type, soil, phytocenology and stand characteristics of the following three forest stand types (oak-hornbeam forests, herb-rich beech forests and secondary spruce forest) are comparable.

The results of biometric measurements and ring analyses indicate that the hornbeam and sessile oak create richly structured less productive stands, the herb-rich beech forests create richly structured and productive stands while the spruce represents highly productive stands, but with lower ecological stability.

There were no substantial structural changes in the development dynamics of the studied stands between 2000 and 2008. The beginning of the stands breaking-up took place between 2008 and 2018. The highest occurrence of *Erythronium dens-canis* was in herb-rich European beech stands, lesser in hornbeam and oak stands and quite minimal it was in the secondary spruce stand as it needs a large light intensity for its growth and development in the Spring.

Spruce phenology was studied on PRP 3A and 3B of the Medník site between 2017 and 2019. The results of phenological observations indicate that the beginning of the first stage of sprouting occurred between 105 and 111 days from the beginning of the calendar year and its duration ranged from 6 to 9 days in the reference years.

The start of the second flushing stage took place between 110 and 115 days from the beginning of the calendar year and ranged from 11 to 13 days.

The beginning of the third stage of sprouting took place between 115 and 124 days from the calendar year beginning and ranged from 15 to 19 days.

Key words

protected areas, hornbeam-oak woods, calciphile beechwoods, spruce stands, stands structure, stands development, stands biodiversity, radial growth, dendrochronology, climate change, phenology

Obsah

1. Úvod	15
2. Cíl práce	16
3. Rozbor problematiky	17
3.1. Struktura a vývoj porostů	17
3.2. Nížinné lesy ponechané samovolnému vývoji	18
3.3. Vliv klimatických změn a imisí na lesní porosty	21
3.4. Klimatická změna a fenologická pozorování	23
3.5. Fenologické poměry v různých porostních typech a jejich vliv na výskyt <i>Erythronium dens-canis</i>	25
3.6. Management ve zvláště chráněných územích pod vlivem globálních klimatických změn.....	26
4. Materiál a metodika	27
4.1. Charakteristika zájmového území a trvalých výzkumných ploch.....	27
4.1.1. Lokalita Doutnáč.....	27
4.1.2. Lokalita Medník.....	28
4.2. Metodika terénního měření.....	31
4.2.1. Lokalita Doutnáč.....	31
4.2.2. Lokalita Medník.....	31
4.3. Zpracování dat.....	33
4.3.1 Lokalita Doutnáč.....	33
4.3.2 Lokalita Medník.....	35
5. Výsledky	37
5.1. Lokalita Doutnáč	37
5.1.1. Struktura a vývoj stromového patra	37
5.1.2. Biodiverzita stromového patra	43
5.1.3. Struktura a vývoj odumřelého dřeva	46
5.1.4. Radiální růst hlavních dřevin	47
5.1.5. Vliv imisí na radiální růst hlavních dřevin	53
5.2. Lokalita Medník.....	55
5.2.1. Struktura a vývoj stromového patra	55
5.2.2. Horizontální struktura stromového patra	63
5.2.3. Biodiverzita stromového patra	65
5.2.4. Radiální růst dřevin a vliv klimatu	67

5.2.5. Fenologické poměry v různých porostních typech a jejich vliv na výskyt <i>Erythronium dens-canis</i>	73
5.2.6. Fenologie smrku ztepilého	75
6. Diskuse.....	79
6.1. Lokalita Doutnáč	79
6.1.1. Struktura a vývoj stromového patra	79
6.1.2. Diverzita stromového patra	81
6.1.3. Struktura a vývoj odumřelého dřeva	83
6.1.4. Radiální růst hlavních dřevin	84
6.2. Lokalita Medník.....	85
6.2.1. Struktura a vývoj stromového patra	85
6.2.2. Horizontální struktura stromového patra	87
6.2.3. Biodiverzita stromového patra	88
6.2.4. Letokruhové analýzy.....	89
6.2.5. Fenologické poměry v různých porostních typech a jejich vliv na výskyt <i>Erythronium dens-canis</i>	91
6.2.6. Fenologie smrku ztepilého	92
7. Závěr	93
7.1 Lokalita Doutnáč	93
7.2. Lokalita Medník.....	94
7.3. Doporučení pro management pod vlivem klimatických změn	94
8. Literatura.....	98
9. Seznam zkratk.....	128
10. Přílohy	129

1. Úvod

Přírozený les jako původní biocenóza je vrcholem přírodního ekosystému, jehož složky se prostřednictvím látkové výměny velmi dlouhodobě vzájemně ovlivňují (Průša 1985). Je to typicky komplexní systém se všemi význačnými znaky (Gratzer et al. 2004). V oblasti Středočeské pahorkatiny představuje nejvyspělejší a nejsložitější klimaxový ekosystém, jaký zde může vzniknout a trvale se samovolně udržet (Vacek et al. 2018). Není však ukončením vývoje lesa, ale jeho trvalým pokračováním na základě vnitřních a vnějších znaků a vlivů, vyúsťujících do obecných zákonitostí (Korpel 1995).

Základem vývoje původních lesů je princip autoregulace (Veblen 1992). Z tohoto hlediska jsou vhodným modelovým objektem původní a přírodní lesy. Přírozená lesní společenstva mají totiž jako ucelený komplex živých organismů na nejvyšší hierarchické úrovni otevřených systémů výraznou tendenci k homeostázi (Mayer, Ott 1991, Vacek 2003). Ta poměrně pohotově reaguje na rušivé vlivy prostředí vytvořením specifické konstelace podmínek, znaků a složek, které jsou zárukou další existence původního či přírozeného lesa, kontinuálně navazujícího na současný stav a dosavadní vývoj ekosystémů (Paluch 2007, Šamonil, Vrška 2008, Vacek et al. 2017). V současnosti však dochází k ovlivňování lesních ekosystémů klimatickými změnami (Usbeck et al. 2010; Pretzsch et al. 2014; Gazol et al. 2015; Ponocná et al. 2018), přičemž je ještě celá řada nejasností, které souvisejí s působením těchto změn na lesní ekosystémy, ať již na regionální tak i na kontinentální úrovni. Což je způsobené především absencí dlouhodobých studií s použitím obdobných metodik (Peters et al. 2015; Bosela et al. 2016). Nicméně je patrné, že změny klimatu mají na lesní ekosystémy zvýšené nároky a představují hrozbu pro poskytování základních funkcí lesních ekosystémů (Schröter et al. 2005; Conte et al., 2018). Změny klimatu mají v krátkodobém měřítku velký vliv na funkce lesních ekosystémů (Anderegg et al. 2016) a zároveň na jejich dlouhodobou dynamiku (Millar and Stephenson 2015). Negativní vliv klimatických změn na lesní ekosystémy (Bréda et al. 2006; Hanewinkel et al. 2013) pak lze vnímat jako určitý směr, kterému se bude nutné přizpůsobit do budoucna (Beniston 2004; Kunz et al. 2018) a i když je klima uznáváno jako hlavní určující síla růstu, porosty a jednotlivé druhy stromů lze připravit tak, aby jednotlivé stromy reagovaly na klimatické změny výrazně různorodě (Galván et al. 2014).

2. Cíl práce

1. Získat poznatky o vlivu klimatických faktorů a imisí na vybrané lesní dřeviny se zřetelem na jejich vitalitu, ekologickou stabilitu a produkci v daných stanovištních a porostních poměrech v rámci probíhající globální klimatické změny.
2. Zhodnotit použití klimatických a fenologických dat pro posouzení reakce vybraných dřevin v daných stanovištních a porostních poměrech v rámci probíhající globální klimatické změny.
3. Návrh pěstebních doporučení z hlediska volby dřevin v daných stanovištních a porostních poměrech v rámci probíhající globální klimatické změny.

3. Rozbor problematiky

3.1. Struktura a vývoj porostů

Struktura lesních porostů je v současnosti ve stále větší míře, jak teoretické, tak i praktické, využívána pro porozumění zákonitostí managementu lesních ekosystémů (Burrascano et al. 2011). Analýzy prostorového uspořádání stromů v porostech, ať již horizontální (pravidelné, náhodné a agregované) či vertikální (zejména cenotické postavení a zápoj) totiž zlepšují naše poznatky o dynamických procesech na úrovni porostu (Vacek et al. 2015). Prostorová struktura vyjadřuje uspořádání jedinců v prostoru a zároveň odráží místní životní podmínky v okolí každého jedince, a tyto mikrostanovištní podmínky pak dále ovlivňují průběh dynamických přírodních procesů, jako jsou růst, mortalita a obnova lesních porostů a jednotlivých stromů (Courbaud et al. 2001).

Četné metody analýz prostorové struktury jsou popsány v řadě studií ekologie lesních ekosystémů (Goreaud 2000; Pommerening 2002; Goreaud, Péliissier 2003; Perry et al. 2006; Pommerening, Stoyan 2006; Vacek et al. 2014). Srovnávají lesní porosty a jejich porostní typy na základě analýzy jednotlivých druhů dřevin, stromových tříd, výčetní tloušťky či výšky s ohledem na jejich prostorovou strukturu (cf. Song et al. 2004), nebo sledují změny prostorové struktury v průběhu času ve vztahu k pěstebním zásahům či přirozeným procesům, jako je růst, regenerace a mortalita (Vacek, Lepš 1996; Ward et al. 1996; Goreaud 2000; Montes et al. 2004).

Vzájemné interakce struktury horního stromového patra a podrostu prezentuje studie (Paillet et al. 2010), která potvrzuje, že změna charakteristik horního stromového patra, především vlivem hospodaření v lesích má silný vliv na druhové bohatství několika taxonomických skupin. Nicméně reakce rostlinných druhů v podrostu bývá odlišná. Z toho důvodu pochopení účinku změny lesní struktury prostřednictvím lesního managementu na podrost má zásadní význam pro dosažení trvalé udržitelnosti (Burrascano et al. 2011).

Les nízký, respektive pařezina je jedním z nejstarších lesnických systémů, známý z mnoha zemí po celém světě (Fujimori 2001). Pařeziny byly obvykle používány jako zdroj dřeva až do druhé poloviny 19. století (Peterken 1993). Od té doby pařeziny prakticky vymizely (Kopecký et al. 2013), neboť postupná přeměna lesů nízkých na les sdružený či vysoký byla jedním z hlavních trendů v lesnictví, zejména ve střední a severozápadní Evropě (Matthews 1991; Peterken 1993), a to zejména kvůli poptávce po vyšší kvalitě dřeva (Hédl et al. 2010) a politice ochrany přírody, která považuje hospodářství nízkého lesa za nežádoucí (Szabó 2010). Na druhou stranu opuštění od tohoto způsobu hospodaření může vést ke snížení druhové

rozmanitosti (Spitzer et al. 2008), neboť se po opuštění tohoto hospodaření lesní struktura homogenizuje a světlo-náročné druhy mohou postupně z porostů vymizet (Kopecký et al. 2013). Tento trend dokazuje i práce Vanhellemont et al. (2014), která prokázala pokles zastoupení na světlo náročných dubů, a naopak zvýšení zastoupení javoru a lísky. Antropogenní dopady v různých intenzitách tak lze považovat za klíčové faktory struktury a druhového složení v regionech s dlouhodobou přítomností člověka (Dambrine et al. 2011).

V posledních desetiletích se však význam nízkého i sdruženého lesa zejména v oblasti ochrany přírody zvyšuje (Müllerová et al. 2015), a to pro jejich rychlý růst v mládí (Mason, MacDonald 2002), jako přirozeného prostředí pro reprodukci a život ptáků (Fuller 1992), drobných savců (Gurnell et al. 1992) a bezobratlých (Spitzer et al. 2008). V současnosti s rostoucím zájmem o biomasu jako alternativní zdroj energie může být les nízký perspektivní i v zemích střední a západní Evropy (Šplíchalová et al. 2012). I když zájem o lesy nízké či střední se zvyšuje, je stále značný nedostatek informací o vlivu tvarů lesa na jejich ekologické charakteristiky, vlastnosti růstu dřevin a jejich strukturu (Vacík et al. 2009; Matula et al. 2012).

Velmi málo poznatků existuje zejména o horizontální struktuře dřevin v porostech různých hospodářských tvarů lesa, tj. v lese nízkém, sdruženém a vysokém (Sumida et al. 2002). Nicméně lze obecně konstatovat, že porosty nízké na rozdíl od porostů vysokých jsou obvykle charakteristické mladším věkem a shlukovitým prostorovým uspořádáním stromů, které je zpravidla způsobeno více kmeny, které se vyvinuly z jednoho pařezu (Jancke et al. 2009). Ještě méně poznatků, než o uspořádání stromů v těchto porostech existuje o těžištích jejich korunových projekcí a jejich plasticitě (Sumida et al. 2002). Pretzsch, Schütze (2005) uvádějí, že plasticita koruny závisí na druhu stromů a na konkurenčním tlaku.

3.2. Nížinné lesy ponechané samovolnému vývoji

Nížinné lesy ponechané samovolnému vývoji mohou představovat důležitý zdroj informací pro pochopení přírodních procesů, které řídí sukcesní dynamiku, slouží částečně jako náhrada původních lesů, kterých je v Evropě velmi málo a nemohly tak být dostatečně studovány (Korpeľ, 1995; Petritan et al., 2012; Saniga et al., 2014; Vacek et al., 2019a). V nižších polohách střední Evropy se jedná především o smíšené listnaté lesy s dominancí různých druhů dubu, které se podle klimaxové teorie nacházejí v nejteplejších a nejsušších oblastech (cf. Bohn & Neuhausl, 2000) a jejich struktura a vývoj odráží dané mikroklimatické a edafické poměry (Janík et al., 2008). V těchto zpravidla hustě obydlených oblastech hraje po tisíciletí velkou roli intenzivní ovlivnění člověkem (Ádám et al., 2018). Zejména těžba palivového dřeva (Suchomel et al., 2012; Pyttel et al., 2013), pastva dobytka a hrabání steliva byly rutinní praxí v těchto

lesích v celé Evropě (Rackham, 2006; Bergmeier, 2008; Gimmi et al., 2008; Unrau et al., 2018). Též nížinné lesy v České republice byly v minulosti díky snadné dostupnosti intenzivně ovlivněny a žádné plošně větší původní nenarušené lesy se v těchto polohách nezachovaly (Průša, 1985; Vacek et al., 2019a).

Ačkoli jsou zachované nížinné lesy díky konkurenci zemědělství většinou malého plošného rozsahu, jsou často součástí chráněných území, kde již po několik desetiletí nebyl proveden žádný lidský zásah (Petritan et al., 2014). V současné době se zájem o ně zvětšuje (Rohner et al., 2012; Svátek & Matula 2015), zejména v rámci předpokládaných klimatických změn (Milad et al., 2011; Stojanović et al., 2017) a následně potencionálních změn vývoje, druhové skladby, prostorové struktury a procesů souvisejících s disturbancemi a mortalitou (Krejčí et al., 2013; Petritan et al., 2014).

Prostorová struktura porostu vyjadřuje uspořádání jedinců v prostoru, ale zároveň odráží mikrostanovištní podmínky v okolí každého jedince (Pretzsch, 2014; Vacek et al., 2017a), které pak dále ovlivňují průběh dynamických přírodních procesů, jako jsou růst, mortalita a obnova jednotlivých stromů i celých porostů (Gimmi et al., 2008; Burrascano et al., 2011; Vacek et al., 2013, 2015a; Králíček et al., 2017). Porostní prostorová struktura hraje klíčovou roli v interakci mezi druhy rostlinných společenstev (Dieckmann et al., 2001; Ligot et al., 2013; Vacek et al., 2015b, 2021a) a v jejich dynamice (Begon et al., 2006; Burrascano et al., 2011; Vacek & Hejman, 2012; Bulušek et al., 2016; Vacek et al., 2017b) a může také měnit druhovou produktivitu (Ngo Being et al., 2013). Např. studie Barbier et al. (2009) či Paillet et al. (2010) potvrzují, že změna charakteristik horního stromového patra vlivem hospodaření v lesích má silný vliv na biodiverzitu různých taxonomických skupin podrostu.

Struktura porostů byla historicky ovlivňována mnoha antropogenními i přírodními vlivy. K nižšímu zápoji doubrav přispívaly i požáry (Kalis et al., 2003; Rackham, 2006), a to nejen přírodní, ale i v posledních několika tisíci letech i uměle zakládané (Billamboz, 2001; Haneca et al., 2005). V historické době se projevil zejména výrazný vliv cíleného využívání člověkem. Teplomilné habrové doubravy ve střední Evropě byly dlouhodobě obhospodařovány tradičními způsoby obhospodařování nízkého lesa, které rovněž udržují rozvolněný zápoj porostu (cf. Bradshaw et al., 2003; Birks, 2005).

Od počátku 90. let 20. století, kdy získal boj proti snižování biodiverzity na významu, se zájem o smíšené lesy zvyšuje (Ngo Being, 2013; Suding et al., 2015). Smíšené porosty jsou v porovnání s jednodruhovými porosty daleko výhodnější z hlediska ekologické stability a postupujících globálních klimatických změn (Vacek et al., 2020). Například smíšení dřevin obecně snižuje škody působené hmyzem (Jactel & Brockerhoff, 2007), vede k lepšímu

využívání porostních zdrojů (Kelty, 2006) či má pozitivní dopad na poskytování ekosystémových služeb (Gamfeldt et al., 2013; Engel et al., 2021). Zvýšený zájem je také podmíněn změnami klimatu a tím, jak se budoucí ekosystémy těmto změnám přizpůsobí (Lenoir et al., 2008; Bruckman et al., 2011; Unrau et al., 2018). Lze předpokládat, že smíšení dřevin je faktorem, který snižuje důsledky budoucích klimatických změn na lesní ekosystémy (Ngo Being et al., 2013; Stimm et al., 2021). V lesnictví je totiž určujícím faktorem druh dřeviny, hustota a druhová rozmanitost porostů v daných stanovištních poměrech, a tyto faktory pak přímo ovlivňují dostupnost zdrojů pro přízemní vegetaci (Mölder et al., 2008; Burrascano et al., 2011). To vysvětluje, proč pestrost dřevin a jejich zastoupení jsou v lesních porostech využívány jako jeden z indikátorů biodiverzity v Evropě (Barbier et al., 2009; MCPFE, 2003).

Biodiverzita může být také značně ovlivněna typem lesa, protože hospodaření v lese nízkém za předpokladu velké heterogenity zdrojů umožňuje soužití druhů s rozdílnými životními strategiemi (druhy světlomilné a stín tolerantní), naproti tomu v lese vysokém tyto rostlinné druhy, které dávají přednost zejména otevřeným stanovištím, chybí (Fartmann et al., 2013; Müllerová et al., 2014; Šebek et al., 2015; Čížek et al., 2016; Vacek et al., 2019b). Opuštění od tradičních metod hospodaření v lesích tak má za následek postupné zvyšování zápoje dříve často otevřených lesů, a to v důsledku vede k taxonomickému ochuzení a homogenizaci lesních ekosystémů (Spitzer et al., 2008; Merckx et al., 2012; Hobi et al., 2015).

Způsoby obhospodařování lesních porostů mají velký dopad na lesní ekosystémy (Dieler et al., 2017), a to zejména v podmínkách globálních klimatických změn (Puhe & Ulrich, 2001; Thuiller et al., 2008; Allen et al., 2010). Nedostatek srážek a s tím související častější a výraznější sucho bude v průběhu globálních klimatických změn zvyšujícím se rizikem pro růst, ekologickou stabilitu a vitalitu lesních ekosystémů (Brázdil et al., 2009; Kolström et al., 2011), obzvláště na jižních hranicích rozšíření daného druhu (Greenwood et al., 2017; Alfaro-Sánchez et al., 2020). Na řadě míst je v současnosti jak výzkum, tak i pěstování lesů zaměřeno na přeměnu porostů stejnověkových nesmíšených na porosty různověké smíšené (Pretzsch & Schutze, 2016; Kolář et al., 2017; Slanař et al., 2017; Diaci et al., 2020). Samotný růst stromů pak může být smíšením porostů pozitivně ovlivněn (Chamagne et al., 2017; Jactel et al., 2018), ačkoliv to nemusí platit vždy (Metz et al., 2016; Vitali et al., 2017). Obdobně i klimatické změny nemusí mít na lesní porosty pouze negativní vliv, naopak mohou přispět i ke zvýšené produkci lesních porostů (Körner & Basier, 2010; Machar et al., 2017; Castagneri et al., 2018; Pretzsch et al., 2018).

3.3. Vliv klimatických změn a imisí na lesní porosty

K nejzávažnějším environmentálním problémům současnosti patří globální změny klimatu (Aitken et al. 2008). Lesy, jako jedna z rozhodujících složek životního prostředí jsou v přímém dosahu tohoto fenoménu (Ruiz-Benito et al. 2014). Probíhající změna klimatu je proces vyvolávající značnou heterogenitu, a to nejen v průběhu evoluční historie populace dřevin, ale i během života jednotlivých stromů (Gömöry et al. 2008). Dopady změny klimatu na živé organismy ukázaly posuny v rozsahu hranice druhů, druhové skladby ekosystémů a biologických jevů včetně fenologie druhů, což odpovídá očekávaným změnám na základě pozorovaného trendu globálního oteplování (cf. Root et al. 2003, Parmesan 2007).

Závažnost klimatických změn je v posledních letech na vzestupu a lesní hospodářství ve střední Evropě tak musí čelit mnoha bezprecedentním událostem (Nagel et al. 2017; Čater and Diaci 2017), přičemž v evropských lesích je růst stromů omezován zejména nízkými teplotami v severních oblastech a vyšších nadmořských výškách a nízkou dostupností vody a suchem v teplejších a níže položených regionech (Babst et al. 2013; Primicia et al. 2015). Některé z nejdůležitějších dřevin Evropy pak již prokázaly na změnu klimatu značnou citlivost. To platí zejména pro smrk ztepilý (*Picea abies* L.) a jeho velkou citlivost k suchu, kterým je už v současnosti značně ohrožen a do budoucna se předpokládají ještě výraznější negativní dopady (Hanewinkel et al. 2013; Zang et al. 2014). Sucho pak může mít velmi závažné dopady na rozsáhlé lesní ekosystémy, tak jak jsme to mohli pozorovat v letech 2017 a 2018 v České republice či na jiných místech Evropy. Závažné sucho může také vést k výrazným změnám ve struktuře a druhovém složení porostů (Fonti et al. 2006; Choat et al. 2012), změnám v kompetičních vztazích (Bittner et al. 2010), stabilitě lesních porostů (Lloret et al. 2012), sekvestraci uhlíku (Adams et al. 2009) a negativním ekonomickým dopadům na lesní hospodářství vůbec (Kunz et al. 2018). Na druhou stranu však pro jiné dřeviny např. pro dub je zvýšení teploty a snížení srážek předpokladem pro zvětšení areálu rozšíření (Urli et al. 2015), dokonce byl prokázán negativní vliv zvýšených srážek na přírůst dubu zimního (Rozas a García-González 2012). Navíc globální oteplování vede k dřívějšímu nástupu jara a růst dubu prokazatelně pozitivně koreluje s březnovou teplotou blízko jeho severní distribuční hranice (Matisons et al. 2013; Netsvetov et al. 2017). Vzhledem k tomu spolehlivé hodnocení produktivity lesních ekosystémů, včetně ovlivnění klimatickými změnami a jinými závažnými vlivy jako určujícími řídicími faktory, se stále častěji považuje za rozhodující pro plánování lesního hospodaření a zároveň jako prostředek ke zmírnění změn klimatu (Wamelink et al. 2009; Hanewinkel et al. 2013; Hlásny et al. 2017). Díky tomu rozhodování o způsobech diferencované péče ve zvláště chráněných územích (ZCHÚ) na ekologických základech, je pro

zajištění jejich ekologické stability a biodiverzity úkolem velmi složitým. Musí vždy vycházet z podrobného studia a zhodnocení konkrétních stanovištních a porostních poměrů, a to zejména struktury a vývoje porostů na modelových plochách přírodních a přírodě blízkých lesů (Vacek, Moucha et al. 2012). Navíc se strategické plánování lesnické politiky v rámci Evropy vždy musí spoléhat na objektivní vědecké poznatky s určitou nejistotou v rámci místní, regionální a také kontinentální úrovně (O'Connor et al. 2015).

Klima a imise patří mezi nejvýznamnější faktory vnějšího prostředí lesních ekosystémů, které ve Střední Evropě dlouhodobě ovlivňují jejich vývoj (ULRICH, MAYER, KHANNA 1980). Klimatický stres je představován souborem dílčích primárních stresorů: vodním stresem, teplotním stresem, stresem zářením a mechanickým stresem (TRANQUILLINI 1979). Vedle těchto stresorů má klimatický stres klíčový význam u imisního stresu, který je způsoben imisní zátěží a depozicí škodlivin a ve svém důsledku ovlivňuje kvalitu průsakové vody, látkový vnos, látkovou bilanci a chemický stav půdy (LOCHMAN, MAREŠ 1995, BOHÁČOVÁ et al. 2010). Změny klimatických faktorů v lesních porostech tak mohou ovlivnit četné procesy v lesních ekosystémech, tzn., že se podílejí na všech jejich vývojových procesech, a to jak na pozitivních (např. zvýšení přírůstu), tak na negativních procesech (všechny druhy poškození lesů, SPIECKER 1990, PAOLETTI et al. 2010). Naléhavou potřebu reagovat na mezery ve znalostech v interakcích mezi znečištěním ovzduší, klimatickými změnami a lesy v poslední době zdůraznili (SERENGIL et al. 2011, MATYSSEK et al. 2012). Přesná kvantifikace těchto parametrů je velmi důležitá pro posuzování dopadů imisních a klimatických stresů na lesní ekosystémy.

Při sledování chřadnutí či odumírání dřevin je většinou komplikované zpětně zjišťovat reakce stromů na jednotlivé stresory (ŠRÁMEK et al. 2008). Monitoring projevů chřadnutí je obvykle relativně krátkodobý s počátkem často až po prvních výraznějších příznacích a je tak schopen dát spíše obraz o mortalitních eventuálně iniciačních faktorech, než o faktorech predispozičních (VRIES et al. 2003). Pro interpretaci nespecifických projevů chřadnutí, kde lze důvodně očekávat synergické působení většího spektra faktorů, je vhodné kromě vlastní reakce dřeviny (defoliace apod.) sledovat její celkovou vitalitu, tj. schopnost přetrvávat při působení stresu (LARCHER 2001). Vhodným indikátorem vitality stromu pro delší časová období je radiální růst, v řadě případů (např. extrémní letní sucho) růst reaguje bezprostředně, zatímco například defoliace či další viditelné reakce jsou patrné až se zpožděním (ŽID, ČERMÁK 2008). Faktory prostředí ovlivňující fyziologické a růstové procesy stromů se trvale ukládají ve struktuře vytvářené biomasy a stromy stavbou svých letokruhů tedy stav prostředí v podstatě monitorují (FRITTS 1976). Díky letokruhovému analýze lze získat zpětně informace za dlouhá období a dát je do souvislostí s jednotlivými stresory (KROUPOVÁ 2002, PREUSLER, BASTRUP-

BIRK, BEUKER 2004, VACEK et al. 2015, VANČURA et al. 2022).

3.4. Klimatická změna a fenologická pozorování

S ohledem na postupující změny je nutno získat další podrobnější informace o růstových procesech důležitých lesních dřevin, jak stávajících, tak těch, které byly na daném stanovišti původní a v návaznosti na sledování mikroklimatu porostu přispět k vysvětlení ekofyziologických procesů (Bagar, Klimánek 1999, Menzel 2003). Nastíněná problematika je tak závažná, že je nutné ji dále studovat a řešit s využitím všech vědeckých oborů, přístupů, metod a poznatků (Kramer 1996, Forrester et al. 2013). Jedním z možných přístupů využitelných v tomto směru jsou metody lesnické fenologie, které studují závislost časového průběhu významných periodicky se opakujících životních projevů rostlin, tzv. fenologických fází, na komplexu podmínek vnějšího prostředí, především počasí. Fenologická pozorování tak umožňují proniknout do zákonitostí vývinu rostlin, které probíhají odlišně v různých klimatických oblastech. Vlivem změn klimatu se mohou nástupy fenologických fází posunout, a tak narušit další vývin rostlin (Schwartz 1999).

Fenologická pozorování lesních dřevin v poslední době nacházejí uplatnění v mnoha lesnických oborech jako je školkařství, pěstování lesa, šlechtění lesních dřevin a jejich ochrana (Paule 1992, Bednářová, Kučera 2002). Délka trvání některých fenofází (zejména období plného olistění), je důležitá nejen z hlediska celkového růstu a produkce lesních dřevin, ale může ovlivňovat např. i kvantitu a kvalitu podkorunových srážek (Priwitzer 2011). Taktéž změna délky a načasování jednotlivých fenofází ovlivní rozsah biotopů jednotlivých rostlinných druhů, které mohou mít podstatný vliv na ekosystémovou dynamiku celých porostů (Piao et al. 2008)

Podle zprávy IPCC (IPCC 2007) je fenologie považována za pravděpodobně nejjednodušší nástroj, kterým je možné dokazovat změny ve vývoji rostlin a živočichů v závislosti na vývoji klimatu, zejména díky vysoké citlivosti rostlin na teplotu (Polgar and Primack 2011). V současné době se fenologie přesunula do popředí zájmu a stala se nedílnou součástí vědních oborů, pomocí kterých je posuzována změna klimatu. Je to z části proto, že reakce fenologických projevů druhů, zvláště rostlin, na teplotu je velmi silná. A v porovnání s relativně stále ještě mírnou změnou klimatu, je fenologická změna zcela evidentní (Sparks et al. 2009, Olsson et al. 2013).

Fenologická pozorování jsou cenným zdrojem informací o délce trvání vegetačního období, o počátku a ukončení důležitých růstových a vývojových fází rostlin ve sledované

oblasti (Larcher 1995). Fenologické fáze u lesních dřevin jsou výrazně periodické, ale do značné míry jsou ovlivňovány vnějšími podmínkami především klimatem (Vitasse et al. 2014). V závislosti na změnách počasí v daných podnebných podmínkách lze podle změn fenologických fází hodnotit i tendence změn podnebí, což jsou velmi důležité poznatky pro volbu druhové skladby lesních porostů. Zejména pak vlivem oteplení může dojít i ke změnám ve vývoji lesních dřevin, které se mohou projevit změnami v nástupu a trvání fenologických fází (Sparks, Menzel 2002).

V posledních deseti letech došlo ve vědecké sféře k významnému zvýšení zájmu o fenologii, jako studia načasování jednotlivých životních cyklů organismů. To jako prokazatelný důsledek změn v začátku kvetení, vývoje listů atd. zaznamenaných v mnoha částech světa a interpretovaných v kontextu klimatických změn (Van Vliet et al. 2003, Hájková et al. 2012). Naproti tomu od r. 2010 byla většina fenologických pozorování prováděných v ČR národní hydrometeorologickou službou zrušena, a to z ekonomických důvodů. Zůstalo jen fenologické pozorování lesních dřevin.

V současné době je fenologie rostlin považována za klíčový indikátor biologických efektů změn klimatu (Sparks et al. 2009) a je proto snahou mnoha evropských zemí pokračovat v aktivním monitoringu fenofází rozličných druhů (Schleip et al. 2009). Mnoho studií zabývajících se nástupy fenofází totiž dokládá, že např. rašení pupenů, první květ, rozvoj listů, přilet ptáčích populací či termín prvního nakladeného vejce koreluje s klimatickými parametry (Menzel et al. 2001, 2006, Sparks, Menzel 2002, Menzel 2003, Schwartz et al. 2006, Steltzer, Post 2009, Hamunyela et al. 2013, Polgar et al. 2014).

S postupujícími klimatickými změnami nabývá fenologie stále více na významu. Není to jen věda popisná, ale jako součást klimatologie hledá poznání vzájemných vztahů mezi vývojem klimatu a fenologickými trendy projevů populací rostlin. Sledování fenologických fází a jejich hodnocení tak stále více slouží jako bioindikátor klimatických změn, a to včetně koncentrace CO₂ (Pokorný et al. 2010) jeho ukládání, hydrologické cykly či potravní interakce (Piao et al. 2008, Polgar et al. 2014).

Studie fenologických pozorování v souvislosti se zvýšenou vzdušnou koncentrací CO₂ prokázaly, že počátek rašení je buď zpožděn (Murray et al. 1994) nebo je naopak uspíšen (Repo et al. 1996). Výhodou časnějšího nástupu fáze rašení pupenů je především prodloužení růstové fáze letorostu a potenciální vzrůst produkce v boreálních lesích (Beuker 1994, 2000; Kapeller et al. 2012), na druhé straně se však zvyšuje riziko poškození vznikajícího letorostu jarními mrazy (Doi, Katano 2009). Ovlivnění fenologických fází zvýšenou koncentrací CO₂ sebou nese kromě morfologických změn i změny biochemické a fyziologické. Především se jedná o

vytvoření rozpustných cukrů, které mohou tak zmírnit negativní dopady globálních klimatických změn (Ögren et al. 1997). Nástup rašení pupenů ovlivňuje zásadním způsobem teplota (Linkosalo et al. 2006), sluneční radiace (Häkkinen 1999, Vitasse et al. 2014) a hnojení (Roberntz 1999), které ale častou působí synergicky se zvýšenou koncentrací CO₂.

Změny klimatu mohou postupovat i tak rychle, že lesní dřeviny nacházející se na jednom stanovišti několik desetiletí, nebudou schopné se tak rychle přizpůsobit nově vzniklé situaci (Šindelář 2005). Vlivem klimatu se mohou nástupy fenologických fází posunout do dřívějšího, nebo výrazně pozdějšího období, a tak narušit další vývin rostlin.

Analýzou a porovnáním jejich průběhu je možné získat informace o aktuálním stavu, ale i možném vývoji abiotických i biotických složek životního prostředí ve změněných klimatických podmínkách (Španik et al. 1999, Chmielewski, Rötzer 2001). Zejména pak zvýšení teploty doprovázené nedostatkem srážek by mohlo mít za následek změny v druhové skladbě, ale současně i snížení produkce a úživnosti biotopů (Klimo, Hager, Kulhavý /eds./ 2000). Nejmarkantněji se to projevuje zejména v porostech se smrkem ztepilým v nižších lesních vegetačních stupních či nadmořských výškách (Modrzyński, Ericsson 2002, Spiecker et al. 2004). Tyto kulturní porosty mají výrazně sníženou fyziologickou odolnost a především se jedná o porosty s nízkou genetickou variabilitou (Lstibůrek 2011).

3.5. Fenologické poměry v různých porostních typech a jejich vliv na výskyt

Erythronium dens-canis

Snad žádný druh z české květeny nepoutal takovou pozornost jako *Erythronium dens-canis* L. na vrchu Medníku v Dolním Posázaví (Hendrych 2004). Od r. 1870 této problematice bylo věnováno více než 100 novinových článků a cca 25 odborných prací. Nejhodnotnější z nich jsou práce Kaviny (1917), Pivničkové, Peciny (1980), Hendrycha (2004) a Sádla (2009). Tyto práce především diskutují o původnosti či nepůvodnosti kandíku psího zubu v české květeně a o podmínkách jeho existence a početnosti na lokalitě Medník.

Na Medníku roste kandík psí zub na několika mikrolokalitách, v minulosti opakovaně a dlouhodobě významně ovlivněných těžbou zlata, pařezinovým způsobem hospodaření, lesní pastvou i vorařstvím, což spíše podporuje variantu zavlečení. Na druhou stranu na Medníku rostou i jiné druhy rostlin, které jsou v okolí velmi vzácné, např. karpatský prvek ostřice chlupatá (*Carex pilosa*), což spíše podporuje variantu původnosti (Sádlo 2009).

Dosud se však nikdo nezabýval vlivem struktury, vývoje a biodiverzity stromového patra zde se vyskytujících základních porostních typů na početnost fertilních a sterilních jedinců

kandíku na výzkumných plochách v průběhu času.

3.6. Management ve zvláště chráněných územích pod vlivem globálních klimatických změn

Dlouhodobým cílem managementu v lesích zvláště chráněných území je jejich ponechání samovolnému vývoji na významné části jejich výměry (Götmark 2007, 2009; Králíček et al. 2017). Následně se zde mohou vytvářet porosty diverzifikovanější, které jsou považovány za odolnější (Pretzsch et al. 2013; Seidl et al. 2016) a mohou poskytovat pestrou řadu ekosystémových služeb (Schütz 2001; Gamfeldt et al. 2013; Mina et al. 2018). Různé druhové difference v toleranci ke stínu, korunové fenologii, struktuře zápoje, hloubce kořenového systému či různorodé rhizomorfní organismy mohou být spojeny se zvýšenou produktivitou těchto porostů (Brassard et al. 2006; Toïgo et al. 2015). Ve většině chráněných území se aplikuje specifický management zaměřený na hlavní motiv ochrany přírody (Vacek et al. 2012), kterým je v tomto případě udržení a posílení biodiverzity a ekologické stability porostů.

4. Materiál a metodika

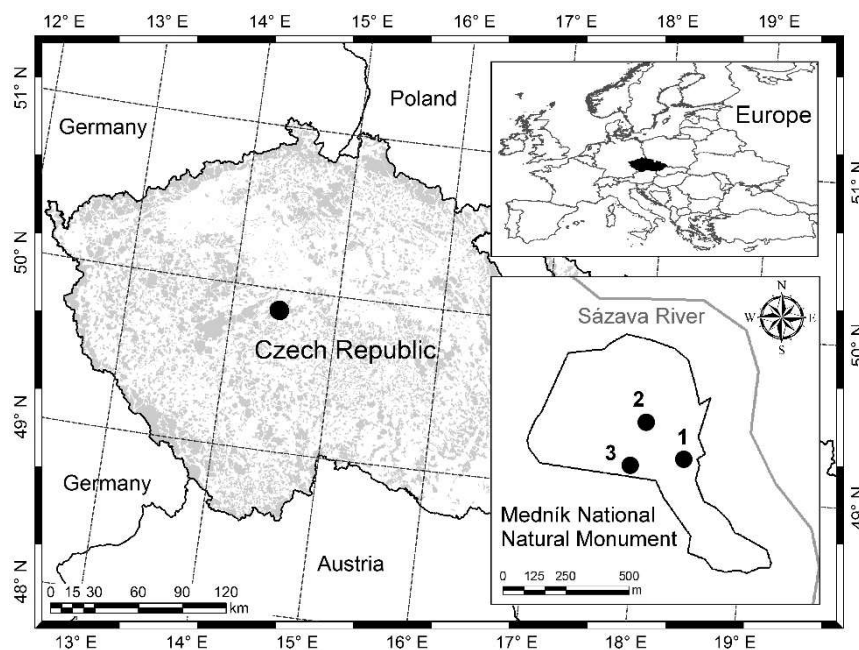
4.1. Charakteristika zájmového území a trvalých výzkumných ploch

4.1.1. Lokalita Doutnáč

Lesní komplex Doutnáč o výměře 67,64 ha leží v Karlštejnské vrchovině na území NPR Karlštejn v CHKO Český kras (Příl. 1 a 2). Jedná se o protáhlý hřbet ve směru S–J, kde vrchol leží v nadmořské výšce 433 m (Kubíková, 2007; Janík et al., 2008). Z klimatického hlediska Doutnáč náleží do mírně suché a mírně teplé oblasti s průměrnou roční teplotou 8–9°C a ročním úhrnem srážek okolo 564 mm (Tolasz et al., 2007). Geologické podloží tvoří převážně šedé až červené vápence. Z půd zde převažují rendziny (modální, melanické a suťové), hnědozemě (modální a karbonátové) a kambizemě (modální, vyluhované a luvické). Ojediněle se vyskytují litozemě a reliktní půdy terra fusca (Šamonil, 2007). Jedná se o skupinu doubrav v dubovém až dubobukovém lesním vegetačním stupni (Šamonil & Viewegh, 2005; Kubíková, 2007; Janík et al., 2008). V nižších polohách na jižním svahu rostou javořiny s javorem klenem a babykou (lesy svazu *Tilio-Acerion*). Ty přecházejí na většině jižního svahu, na západním i východním svahu a na temeni kopce v černýšové dubohabřiny (*Melampyro nemorosi-Carpinetum*) a směrem k severu se zvyšuje zastoupení buku a na severu dominují vápnomilné bučiny (*Cephalanthero-Fagetum*). Lesostep na jižním svahu lemuje šípáková doubrava (*Lathyro versicoloris-Quercetum pubescentis*) – (Průša, 1985; Knollová & Chytrý, 2004; Kubíková, 2007; Janík et al., 2008).

Jde o staré sídelní území, které bylo již od neolitu ovlivňováno člověkem (Novák & Tlapák, 1974). První písemné údaje o obhospodařování lesů v okolí hradu Karlštejn pochází z první poloviny 15. století (Černý, 1949). Lesy Doutnáče byly zhruba do poloviny 20. století obhospodařovány jako střední lesy s nízkým zastoupením výstavkového patra a s vysokou intenzitou těžby v pařezině, hrabáním steliva a pastvou dobytka. Toto intenzivní využívání zde skončilo před druhou světovou válkou (Průša, 1985). Po vyhlášení Národní přírodní rezervace Karlštejn v r. 1955 zde bylo lesnické hospodaření postupně utlumováno, se snahou dosáhnout přirozené prostorové, druhové a věkové skladby lesa (Ložek et al., 2005). Současné lesní porosty zde tvoří převážně přerostlé pařeziny, tj. nepravé kmenoviny s ojedinělými výstavky semenného původu, nejčastěji duby (Janík et al., 2008). Celý lesní komplex Doutnáče je od roku 2004 oficiálně ponechán samovolnému vývoji, avšak na studovaných lokalitách nebyly prováděny žádné hospodářské zásahy od r. 1995.

Lokalizace TVP 1–3 o velikosti 50×100 m na lokalitě Doutnách je uvedena na Obr. 1
interiér TVP je uveden v Příl. 3–5. Přehled základních údajů o TVP je uveden v Tab. 1.



Obr. 1: Lokalizace trvalých výzkumných ploch 1–3 na lokalitě Doutnách (ArcGIS Program Copyright 1995-2010 Esri).

Tabulka 1: Základní charakteristika trvalých výzkumných ploch (podle LHP 2010).

	Název TVP a GPS	Dřevina	Věk	Výška (m)	Výčetní tloušť. (cm)	Zásoba (m ³ .ha ⁻¹)	Nadm. výška (m)	Expo- zice	Sklon (°)	SLT
1A 1B	Doutnách 1 N 49° 57' 45" E 14° 09' 17"	<i>Fagus sylvatica</i>	89	27	32	167	412	NE	6	3W
		<i>Quercus petraea</i>		21	23	30				
		<i>Carpinus betulus</i>		16	16	18				
		<i>Tilia cordata</i>		23	26	29				
		<i>Betula pendula</i>		23	29	3				
		<i>Sorbus torminalis</i>		18	22	2				
2A 2B	Doutnách 2 N 49° 57' 32 " E 14° 09' 11 "	<i>Quercus petraea</i>	107	17	22	58	433	NE	2	2A
		<i>Tilia cordata</i>		17	21	57				
		<i>Carpinus betulus</i>		15	16	18				
		<i>Fagus sylvatica</i>		20	24	22				
		<i>Larix decidua</i>		21	29	15				
		<i>Betula pendula</i>		19	23	2				
3A 3B	Doutnách 3 N 49° 57' 23 " E 14° 09' 15 "	<i>Populus tremula</i>	86	23	27	3	415	SE	17	2W
		<i>Tilia cordata</i>		18	19	58				
		<i>Carpinus betulus</i>		16	15	42				
		<i>Quercus petraea</i>		17	19	37				
		<i>Acer platanoides</i>		18	18	5				
		<i>Fraxinus excelsior</i>		18	18	3				

Vysvětlivky: 3W – vápencová dubová bučina (*Querceto-Fagetum calcarium*), 2W – vápencová buková doubrava (*Fageto-Quercetum calcarium*), 2A – javorobiková doubrava (*Aceri-Fageto-Quercetum lapidosum*); věk – podle LHP.

4.1.2. Lokalita Medník

Národní přírodní památka (NPP) Medník se nachází v katastru obce Hradištko v okrese Praha západ. Pokrývá levý břeh kaňonu Sázavy přibližně uprostřed mezi Pikovicemi

a Lukami pod Medníkem, 500 m západně od kóty 416 (Velký Medník) na severních a severovýchodních svazích Malého Medníku v nadmořské výšce 220–398 m (Obr. 1; Příl 6). Motivem ochrany tohoto území od r. 1930 je udržení a rozšíření populace kandíku psího zubu (*Erythronium dens-canis*; druhu kriticky v ČR ohroženého, Holub et al. 1979, Holub, Procházka 2000) v jeho izolované nejsevernější lokalitě evropského rozšíření a dále zachování přirozených svahových lesů s výskytem řady chráněných a ohrožených druhů rostlin a živočichů na ploše 31,10 ha (včetně ochranného pásma NPP je to 43,67 ha). Území je spravováno LČR, s.p., LZ Konopiště.

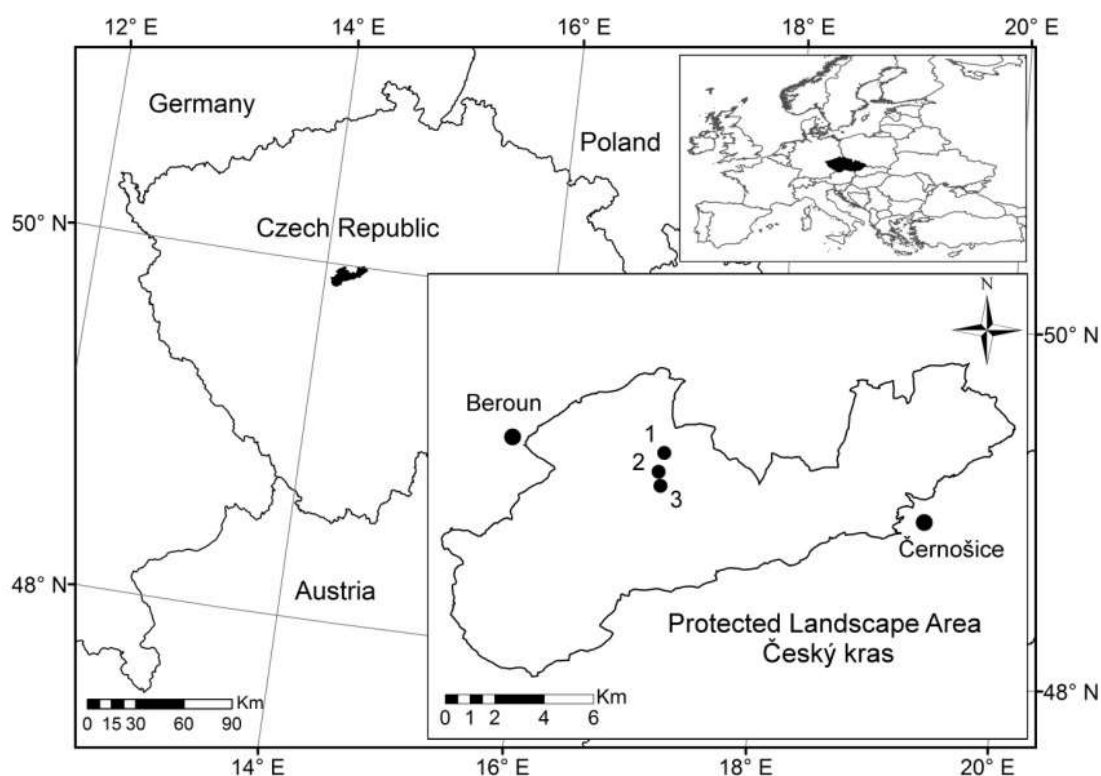
Průměrná roční teplota lokality činí 8–9 °C a roční úhrn srážek kolísá kolem 550–600 mm (Tolasz et al. 2007). Geologický podklad tvoří převážně metabazity a částečně se uplatňují granodiority. Převládajícím půdním typem jsou mezotrofní kambizemě a na prudkých svazích rankerové kambizemě až rankery.

V NPP dominují lipové dubohabřiny se zastoupením 63 %. Jedná se o pařezinou s dominantním *Carpinus betulus* s přimíšenou *Tilia platyphyllos* a *Quercus petraea* a s vtroušenými exempláři *Acer pseudoplatanus*, *A. platanooides*, *A. campestre*, *Fagus sylvatica*, *Ulmus scabra* a *Sorbus torminalis*. Jde o společenstva svazu *Carpinion* (Issler 1931) a rostlinné asociace *Melampyro nemorosi-Carpinetum* (Passarge 1962) a *Stellario-Tilietum* (Moravec 1964). Hojně zastoupené (30 %) jsou i květnaté bučiny s dominantním *Fagus sylvatica* a s přimíšeným *Carpinus betulus* v podúrovni. Řídce vtroušen je *Quercus petraea* a *Betula pendula*. Jedná se o společenstva podsvazu *Eu-Fagenion* (Oberdorfer 1957 em. Tx. 1960) a asociace *Dentario enneaphylli-Fagetum* (Oberdorfer ex W. et A. Matuszkiewicz 1960). Reliktní smrčiny posázavského ekotypu smrku ztepilého, svaz *Piceion abietis* (Pawłowski et al. 1928) s vtroušenou *Betula pendula* jsou zastoupeny 6 % a sukcesní porosty s dominantní *Betula pendula* 1 %. Výrazně dominují dospívající až dospělé porosty.

Zdejší lesy ztratily přírodní ráz nejpozději v mladší části pravěku, kdy už byly soustavně ovlivňovány lesní pastvou a těžbou dřeva a kdy zde také začala těžba zlata (Waldhauser 1988). Ta dosáhla vrcholu ve středověku, kdy na Medníku vznikly celé soustavy jam a odvalů. Úměrně tomu jistě ustupoval les, který si tehdy lze představit spíše jen jako mezernaté porosty, v nichž pokračovala pastva. Pravděpodobná je i změna skladby lesa ve prospěch rychle rostoucích druhů, například břízy (Nováček 2001). Lesní pastva zde byla doložena ještě v roce 1926 (Hendrych 2004). Pařeziny a nepravé kmenoviny vzniklé pozdější úpravou pařezin jsou v horních částech lesního komplexu Medníka dosud hlavní formou lesa. Místy tu vidíme i zakrslé, pařezově mnohokrát zmlazené buky, jinde zase křivé břízy, jejichž vzrůst ukazuje na někdejší lesní světliny (Sádlo 2009). To svědčí o značném prosvětlení lesa v minulosti. Navíc se v údolí

Sázavy staletí vorařilo, i dnešní zdánlivě nedotčené a nepřístupné lesy na strmých svazích podél řek byly v minulosti opakovaně vykáceny. Na úpatí Medníku bylo dokonce jedno z vazišť, tedy míst, kde se z vytěžených klád svazovaly vory (Hrejsemnou 2005).

Lokalizace TVP je na Obr. 2, interiér TVP je uveden v Příl. 7–9 a přehled základních údajů o TVP je uveden v Tab. 2.



Obr. 2: Lokalizace sérií TVP 1A až 3B v NPP Medník.

Tabulka 2: Základní charakteristiky trvalých výzkumných ploch (podle LHP 2014).

TV P	Nadm. výška (m)	Expo- zice	Sklon (°)	Svaz	Dřevina	Věk ¹	Výčet. tloušťka (cm)	Výška (m)	Zásoba (m ³ .ha ⁻¹)	
1A,1 B	Medník 1	300	SV	28	<i>Carpinion</i>	Cb, Tp, Qp, Ap, Apl, Ac, Fs, Ug	75	18,6	15,5	246
2A- 2D 2	Medník	330	S	5	<i>Fagion</i>	Fs, Cb, Qp, Bp	116	44,8	29,5	346
3A, 3B 3	Medník	380	SSV	8	<i>Piceion abietis</i>	Pa, Bp	98	37,7	31,9	458

Dřeviny: Cb – *Carpinus betulas*, Tp – *Tilia platyphyllos*, Qp – *Quercus petraea*, Ap – *Acer pseudoplatanus*, Apl – *Acer platanoides*, Ac – *Acer campestre*, Fs – *Fagus sylvatica*, Ug – *Ulmus scabra*, Bp – *Betula pendula* a Pa – *Picea abies*; 1 - průměrný věk stromového patra;

GPS: 1 - 49.8704725N, 14.4520417E, 2 - 49.8713714N, 14.4503036E, 3 - 49.8703203N, 14.4495311E



Obr. 3: *Erythronium dens-canis* v bučině v NPP na Medníku (foto: S. Vacek, K. Vančura).

4.2. Metodika terénního měření

4.2.1. Lokalita Doutnác

V r. 2002 byly zaměřeny 3 trvalé výzkumné plochy (TVP) o velikosti 100×50 m (0,50 ha), z nichž každá byla následně rozdělena na dvě dílčí plochy o velikosti 50×50 m (0,25 ha). Struktura stromového patra byla v r. 2002 zaměřena teodolitem a v r. 2008, 2014 a 2020 pak pomocí technologie FieldMap. Při obou měřeních stromového patra byla zaměřena: poloha (všech jedinců o výčetní tloušťce nad 4 cm), výčetní tloušťka (kovovou průměrkou s přesností na 1 mm), celková výška a výška nasazení zelené koruny (výškoměru laser Vertex s přesností na 0,5 m) a obvod koruny (minimálně ve 4 směrech na sebe kolmých). Následovalo rozdělení podle stromových tříd na horní etáž (stromy úrovně a nadúrovně) a dolní etáž (stromy podúrovně). U odumřelého dřeva (tloušťka ≥ 7 cm, délka ≥ 1 m) byla zjišťována pozice, dřevina, stupeň rozkladu (pětičlenná stupnice dle Spetich et al. (2002);

1 – nenarušený kmen rozkladem, 5 – konečná fáze rozpadu a objem dle metodiky Harmon et al. (1986).

Data pro analýzu růstových poměrů byla získána odběrem vývrtů ve výšce 1,3 m Presslerovým nebozezem z 30 živých úrovnových a nadúrovnových stromů hlavních dřevin na všech TVP.

4.2.2. Lokalita Medník

Pro stanovení struktury stromového patra lesních ekosystémů byly při zakládání osmi trvalých výzkumných ploch (TVP) o velikosti 50×50 m (0,25 ha) v r. 1998 použit teodolit a v r. 2008 a 2018 technologie FieldMap. Pomocí těchto sestav byla zaměřena poloha všech jedinců stromového patra a odumřelého dřeva. U stromového patra byly též změřeny výšky nasazení zelené koruny a obvod koruny, a to minimálně ve 4 směrech na sebe kolmých. Výčetní tloušťky stromového patra byly měřeny kovovou průměrkou s přesností na 1 mm a výšky stromů pomocí výškoměru laser Vertex s přesností na 0,1 m. Stromové patro bylo dle stromových tříd rozděleno na horní etáž (stromy úrovně a nadúrovně) a dolní etáž (stromy

podúrovňové).

U 30 úrovnových stromů u každé hlavní dřeviny na každé sérii TVP byly v r. 2017 pomoci Presslerova nebozazu odebrány vývrty ve výčetní výšce (130 cm) kolmo na osu kmene po svahu i proti svahu.

V rámci fenologických pozorování na jednotlivých 8 TVP (1A–3B) byly vždy z jara (od poloviny března do poloviny dubna) 1998, 2008 a 2018 spočítány zvlášť kvetoucí a sterilní jedinci kandíku psího zubu (*Erythronium dens-canis*) podle pozic jednotlivých stromů na dané výzkumné ploše.

Na TVP3A a 3B byla též sledována fenologie smrku ztepilého v letech 2017 až 2019 u všech úrovnových jedinců. Pozorování se konalo metodou přímého pozorování za pomoci binokulárního dalekohledu Swarovski 10×50. Fenologická pozorování se u všech jedinců na TVP konala vždy ve stejný den od začátku kalendářního roku. Fenologická fáze rašení byla určována podle aktuálního stavu, ve kterém se nacházela většina pupenů daného jedince. Na výzkumných plochách se podle fenologie rašení rozeznávaly čtyři stupně rašení, tj. jarních fenologických fází, které vycházejí z metodiky ČHMÚ (ČHMÚ 1997):

- 0 – všechny pupeny jsou uzavřené (v zimním stavu),
- 1 – rašení z 10 %,
- 2 – počátek olisťování z 10 %,
- 3 – plně rozvinutá listová plocha 100 % (Obr. 4).

Na TVP 3A a 3B bylo v letech 2017 až 2019 vždy klasifikováno 100 úrovnových stromů.

K získaným datům bylo přiřazeno pořadové číslo dne od počátku kalendářního roku.



Obr. 4: Stupně rašení smrku ztepilého dle metodiky ČHMÚ 1997: 0 – všechny pupeny jsou uzavřené (v zimním stavu), 1 – rašení z 10 %, 2 – počátek olisťování z 10 %, 3 – plně rozvinutá listová plocha 100 %.

4.3. Zpracování dat

4.3.1 Lokalita Doutnách

Základní struktura, diverzita a produkční vlastnosti stromového patra byly vypočítány pomocí růstového simulátoru SIBYLA 5.1. (Fabrika & Ďurský, 2005). Objem porostu byl vypočten podle Petráše & Pajtíka (1991). U všech jedinců stromového patra a stojícího odumřelého dřeva byla na jednotlivých plochách podrobně zhodnocena horizontální a vertikální strukturou. Pro výpočet charakteristik popisující horizontální uspořádání jedinců na ploše byl použit program PointPro 2.1. Test významnosti odchylek oproti hodnotám očekávaným pro náhodné uspořádání bodů byl proveden pomocí Monte Carlo simulací. Střední hodnoty *L*-funkce byly odhadnuty jako aritmetické průměry z *L*-funkcí spočítaných pro 1999 náhodně vygenerovaných bodových struktur. Ve výsledcích statisticky významné hodnoty (přesahující konfidenční interval) jsou označeny hvězdičkou. Na každé TVP byl vypočten relativní index hustoty porostu (SDI; Reineke, 1933), zápoj (CC; Crookston & Stage, 1999) a projekce koruny (CPA).

Maximální hodnota SDI byla odvozena z modelu výnosových tabulek (Halaj et al., 1987). Periodický roční přírůst (PAI) byl odvozen na dobu 5 let. Diverzita byla hodnocena druhovou bohatostí (Margalef, 1958), druhovou heterogenitou (Shannon, 1948), druhovou vyrovnaností (Pielou, 1975), Clark & Evans index (Clark & Evans, 1954), Arten-profile index (Pretzsch, 2006), průměrová a výšková diferenciacie (Füldner, 1995), korunová diferenciacie a celková porostní diverzita (Jaehne & Dohrenbusch, 1997; Tabulka 3).

Tabulka 3: Přehled indexů popisujících strukturu a biodiverzitu obnovy a stromového patra a jejich interpretace.

Kritérium	Index	Označení	Reference	Hodnocení
Vertikální struktura	Arten-profil index	A (Pri)	Pretzsch 2006	rozpětí 0-1; vyrovnaná vertikální struktura $A < 0.3$; výběrný les $A > 0.9$
Diferenciacie struktury	Tloušťková diferenciacie	TM _d (Fi)	Füldner 1995	rozpětí 0-1; nízká TM < 0.3 ; střední TM = 0.3-0.5; vysoká TM = 0.5-0.7; velmi vysoká diferenciacie TM > 0.7
	Výšková diferenciacie	TM _h (Fi)	Füldner 1995	
Horizontální struktura	Index nenáhodnosti	α (P&Mi)	PIELOU 1959; MOUNTFORD 1961	střední hodnota $\alpha = 1$; shlukovitost $\alpha > 1$; pravidelnost $\alpha < 1$
	Index shluku	A (H&Si)	HOPKINS, SKELLAM 1954	střední hodnota A = 0,5; shlukovitost $A > 0,5$; pravidelnost $A < 0,5$
	Agregační index	R (C&Ei)	CLARK, EVANS 1954	střední hodnota R = 1; shlukovitost $R < 1$; pravidelnost $R > 1$
Celková diverzita	Index porostní proměnlivosti	B (J&Di)	Jaehne, Dohrenbusch 1997	monotónní B < 4 ; nerovnoměrná B = 6-8; velmi bohatá struktura B > 9
Druhová diverzita	Druhová bohatost	D ₁ (Mai)	MARGALEF 1958	minimum D = 0, vyšší D = vyšší bohatost
		D ₂ (Mei)	MENHINICK 1964	
	Druhová heterogenita	H' (Si)	SHANNON 1948	rozpětí 0–1; minimum H' (λ) = 0, maximum H' = 1 – pro 10 dřevin (Hertley míra)
		λ (Sii)	SIMPSON 1949	
	Druhová vyrovnanost	E ₁ (Pii)	PIELOU 1975	rozpětí 0–1; minimum E = 0, maximum E = 1
		E ₂ (Hii)	HILL 1973	

Šířky letokruhů byly měřeny s přesností na 0,01 mm binolupou Olympus na měřicím stole LINTAB a zaznamenávány programem TsapWin (www.rinntech.com). Letokruhové přírůstové série byly jednotlivě křížově datovány (odstranění chyb spojené s výskytem chybějících, nebo mylně zaznamenaných letokruhů) s využitím statistických testů v programu CDendro a vizuální revize odhalených nesrovnalostí. Jestliže byl nalezen chybějící letokruh, byl na jeho místo vložen letokruh nulové hodnoty. Mylně zaznamenaný letokruh byl odstraněn a hodnota jeho přírůstu přičtena k letokruhu předcházejícímu. Jednotlivé křivky byly dále dvoukrokově detrendovány v programu R, v balíčku Dplr. Věkem podmíněný exponenciálně klesající růstový trend byl odstraněn v prvním kroku metodou ModNegExp, načež byla data detrendována metodou spline s časovým oknem 67 % stáří série (Cook & Kairiukstis, 1990). Z

takto detrendovaných letokruhových sérií byla vytvořena stanovištní chronologie jako robustní průměr.

Průměrné letokruhové série z TVP pak byly korelovány s klimatickými daty (měsíční srážky, teploty) z nedaleké stanice ČHMÚ Neumětely (322 m n. m.). Imisní data byla získána ze stanice ČHMÚ Praha-Libuš (50°0'27,72"sš, 14°26'48,12"vd; 302 m. n. m.). Pro modelování tloušťkového přírůstu v závislosti na klimatických charakteristikách byl použit software DendroClim (Biondi & Waikul, 2004). Data z hodnocení tloušťkového přírůstu ve vazbě ke klimatickým a imisním datům byla statisticky zpracována pomocí programu Statistical10 a Canoco5.

4.3.2 Lokalita Medník

U všech jedinců stromového patra byly na jednotlivých plochách zhodnoceny strukturální a růstové parametry, kvantita a kvalita produkce, horizontální a vertikální struktura a biodiverzita. Objem stromů byl kalkulovaný podle objemových rovnic publikovaných v práci Petráš, Pajčík (1991). Biometrie byla zhodnocena pomocí růstového simulátoru Sibyla (Fabrika, Ďurský 2005). Horizontální struktura porostů byla zhodnocena práce Clark, Evans (1954). Dále byla spočítána L - funkce (Ripley 1981) vyjadřující horizontální strukturu průběžně (modré čáry – náhodné rozdělení s 95% interval spolehlivosti, černá linie pod tímto intervalem – pravidelné rozmístění, černá linie nad tímto intervalem – shlukovité rozmístění). Též byla zhodnocena denzita stromového patra (taxační zápoj, biologický zápoj, zakmenění, index hustoty porostu) a jeho biomasa (Fabrika, Ďurský, 2005).

Letokruhové přírůstové série byly jednotlivě křížově datovány (odstranění chyb spojené s výskytem chybějících letokruhů) s využitím statistických testů v programu PAST application (Knibbe 2007) a následně podrobeny vizuální kontrole podle práce Yamaguchi (1991). Jestliže byl nalezen chybějící letokruh, byl na jeho místo vložen letokruh s šířkou 0.01 mm. Jednotlivé křivky z TVP byly dále standardně detrendovány a byla z nich vytvořena průměrná letokruhové série v programu ARSTAN. Použita byla třicetiletá spline řada (Grissino-Mayer et al. 1992). Analýza negativních významných let byla provedena dle Schweingruber (1990). Pro každý strom byl testován významný rok jako extrémně úzký letokruh, který nedosahuje 40 % z průměru přírůstů z předchozích 4 let. Výskyt negativního roku byl prokázán, pokud se tato silná redukce přírůstu vyskytla alespoň u 20 % stromů na ploše. Průměrné letokruhové série z TVP byly korelovány s klimatickými daty (srážky, teploty; 1931–2017 ze stanice ČHMÚ Neumětely, 322 m. n. m.). Pro modelování tloušťkového přírůstu v závislosti na klimatických charakteristikách byl použit software DendroClim (Biondi, Waikul 2004).

Lineární regrese byla použita k posouzení účinků parametrů, které nejvíce korelovaly

s abundancí *Erythronium dens-canis* na vybraných TVP. Pro všechny výpočty související s lineárními regresními analýzami byl použit software R (R Core Team 2017).

Vztahy mezi fenologických fázemi smrku a časem byly testovány v programu STATISTICA 13 (TIBCO). Data byla nejprve testována Shapiro-Wilkovým testem normality a poté Bartlettovým testem rozptylu. Při splnění obou požadavků byly rozdíly mezi zkoumanými parametry testovány analýzou rozptylu (ANOVA) a následně Tukeyho HSD testem. Pokud by nebyla splněna normalita a rozptyl dat, byly by zkoumané proměnné testovány neparametrickým Kruskal-Wallisovým testem.

5. Výsledky

5.1. Lokalita Doutnách

5.1.1. Struktura a vývoj stromového patra

Porostní charakteristiky jsou dle dílčích ploch uvedeny v Tab. 4. Počet živých stromů s DBH ≥ 5 cm se v r. 2002 pohyboval mezi 360–1992 ks.ha⁻¹ a následně do roku 2014 docházelo k jejich nárůstu na 368–2160 ks.ha⁻¹ (o 2–10,3 %) a následně do r. 2020 k poklesu na 348–1672 ks.ha⁻¹, (o 5,5–17,9 %). Nejnižší počet jedinců byl na TVP1 (v lese vysokém), střední na TVP 2 (v lese sdruženém) a nejvyšší na TVP 3 (v lese nízkém). Podobně tomu bylo i u následujících tří indexů (SDI, CPA a CC). Index hustoty porostu (SDI) se v r. 2002 pohyboval v rozmezí 0,54–0,78 a do r. 2014 docházelo k jeho nárůstu (0,61–0,97) a následně pak k mírnému poklesu (0,68–0,95) kromě TVP 1A a 1B, kde pokračoval mírný nárůst. Od roku 2002 též docházelo k nárůstu plochy korunové projekce, a to z 2,38–4,44 na 2,88–5,93v roce 2020. Podobně tomu bylo i u zápoje, kdy od r. 2002 též docházelo k nárůstu tohoto indexu z 0,91–0,97 na 0,94–0,99 v r. 2020.

Průměrná výška na TVP 1A byla v průběhu sledovaného období stabilní (kolem 27 m) a na TVP 1B pak docházelo k jejímu mírnému nárůstu (od 26,7–28,7 m). Na TVP 2A a 2B pak docházelo k jejímu poklesu (z 14,2 na 12,9 m a z 15,3 na 14,7 m). Podobně tomu bylo i na TVP 3A a 3B (z 11,6 na 11,1–11,2). Průměrná výška podobně jako i průměrná $d_{1,3}$ byly nejvyšší v lese vysokém, střední v lese sdruženém a nejnižší v lese nízkém. Na TVP 1 se $d_{1,3}$ z 32,0 a 33,1 v roce 2002 zvýšila na 37,5–37,8 cm v r. 2020. Podobně tomu bylo i na TVP2, kdy došlo k nárůstu $d_{1,3}$ z 17,4–20,7 cm na 20,4–22,6 cm a u TVP 3 u $d_{1,3}$ z 13,9–14,1 cm na 16,5–16,8 cm. Průměrný štíhlostní kvocient na TVP 1 v r. 2002 byl 82,8 a 83,4 a do r. 2020 docházelo k jejímu poklesu (na 71,8 a 76,5). Podobný trend byl i na TVP 2 a TVP 3. Na TVP 2 v r. 2002 byl štíhlostní kvocient 81,5 a 74,0) a v r. 2020 74,0 a 62,7 a na TVP 3 v r. 2002 byl 82,1 a 83,5 a v r. 2020 65,8 a 67,6.

Průměrná kruhová základna na TVP 1 v r. 2002 byla 31,0 a 34,4 m². ha⁻¹ a v r. 2020 dosáhla 39,0 a 43,8 m². ha⁻¹, na TVP 2 to v r 2002 bylo 27,0 a 28,6 m². ha⁻¹ a v r. 2020 32,8 a 34,2 m².ha⁻¹ a na TVP 3 to v r 2002 bylo 31,0 a 26,4 m².ha⁻¹ a v r. 2020 35,6 a 35,6 m².ha⁻¹. Ve všech případech tedy docházelo v průběhu sledovaného období k jejich nárůstu. Zásoba hroubí porostu na TVP 1 se v r. 2002 byla 431 a 481 m³.ha⁻¹ a v r. 2020 byla 549 a 630 m³.ha⁻¹. Na TVP 2 v r. 2002 byla 191 a 244 m³.ha⁻¹ a v r. 2020 byla 223 a 293 m³.ha⁻¹. Na TVP 3 v r. 2002 byla 165 a 140 m³.ha⁻¹ a v r. 2020 byla 227 a 192 m³.ha⁻¹. Zatímco v lese vysokém v průběhu celého sledovaného období docházelo k nárůstu zásoby, tak v lese sdruženém a nízkém až do roku 2014 také a následně pak docházelo k jejímu poklesu. Na TVP 1 kolem 95 % zásoby

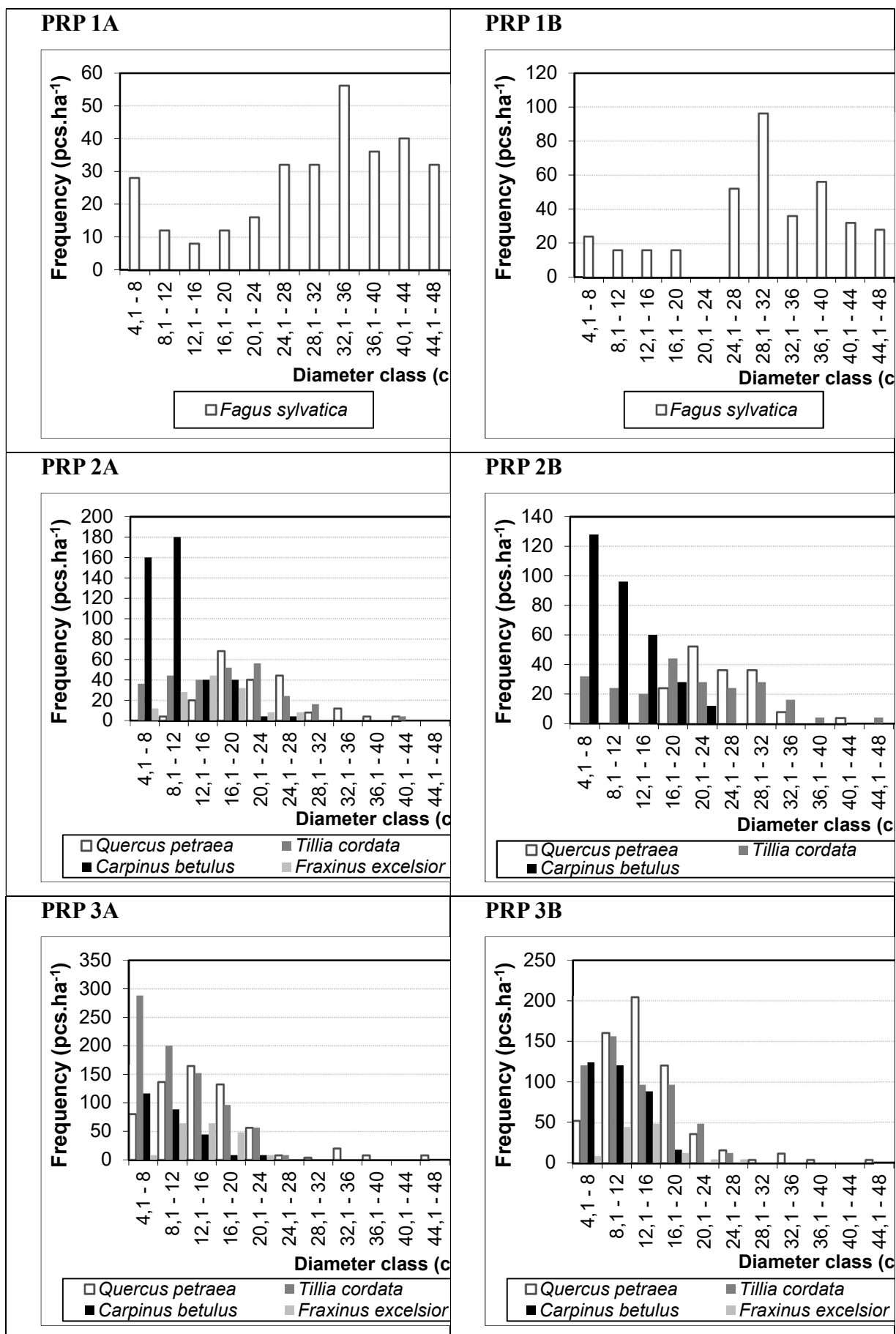
zaujímal dominantní buk lesní. Na TVP 2 produkčně nejvýraznější byly lípa srdčitá 29–31 % a dub zimní 26–30 %, o něco méně buk lesní 10–26 % a habr obecný 9–14 %. Na TVP 3 největší zásoby hroubí dosahovaly dub zimní 42–44 %, lípa srdčitá 34–37 % a méně pak habr obecný 8–12 %. Celkový průměrný přírůst v r. 2002 na TVP 1 byl 5,07 a 5,87 a v r. 2020 byl 5,55 a 6,36 m³.ha⁻¹.rok⁻¹, na TVP 2 v r. 2002 byl 2,22 a 2,84 a v r. 2020 byl 2,23 a 2,93 m³.ha⁻¹.rok⁻¹, na TVP 3 v r. 2002 byl 2,32 a 1,87 a v r. 2020 byl 2,55 a 2,16 m³.ha⁻¹.rok⁻¹. Zatímco v lese vysokém v průběhu celého sledovaného období docházelo ke zvyšování celkového průměrného přírůstu, tak v lese sdruženém a nízkém to bylo až do roku 2014 a následně pak docházelo k jeho poklesu.

Tabulka 4: Přehled porostních charakteristik TVP 1–3 diferencovaně podle dílčích ploch
v r. 2002, 2008, 2014 a 2020.

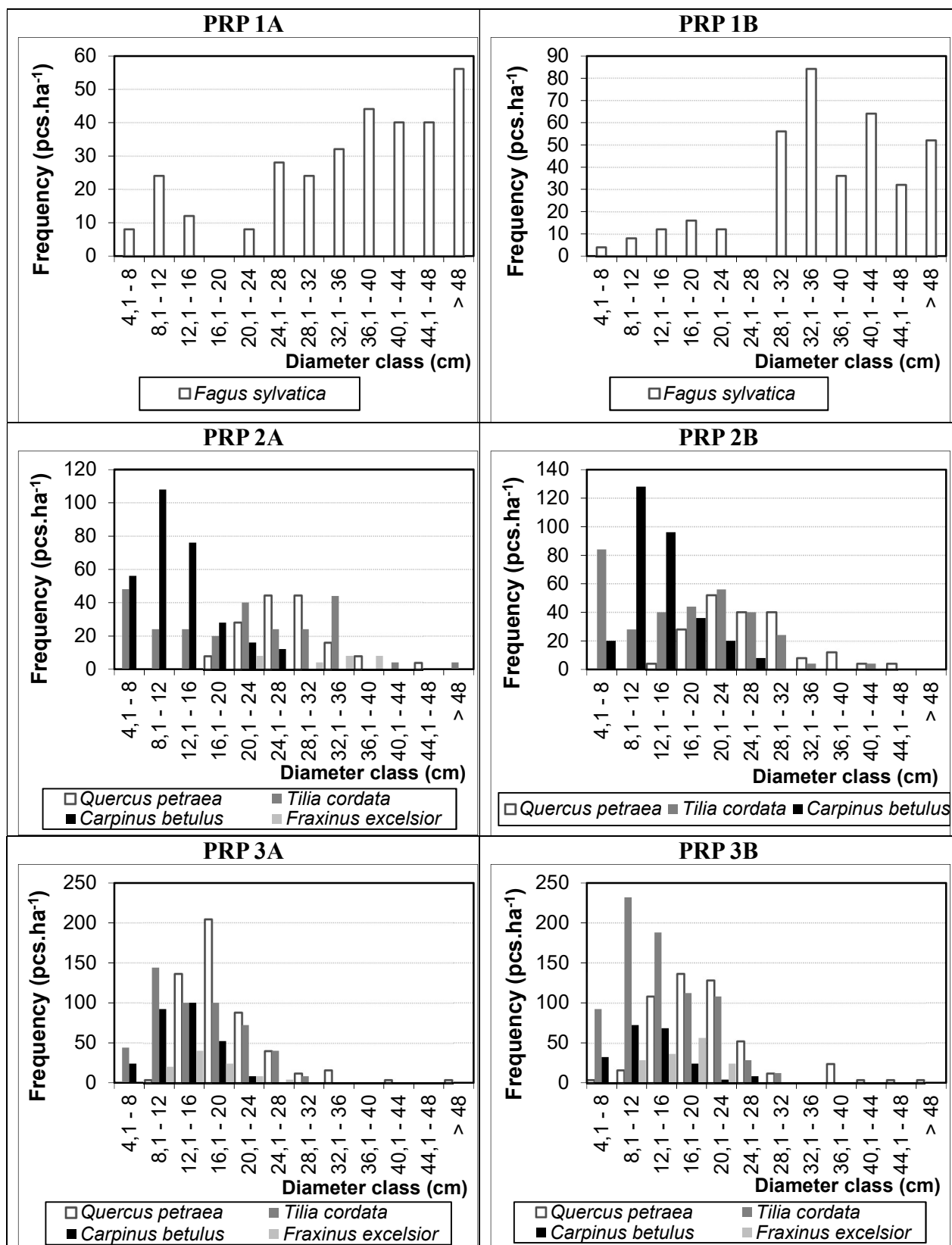
TVP	Rok	Věk	N	dbh _{1.3}	h	h ₉₅	f	BA	V	v	h/dbh	MAI	CPA	CC	SDI
1A	2002	85	360	33.1	27.4	32.2	0.507	31.0	431	1.20	82.8	5.07	2.38	0.91	0.54
	2008	91	363	34.1	27.6	32.2	0.510	33.2	472	1.30	80.9	5.19	2.61	0.92	0.57
	2014	96	368	35.5	27.9	33.2	0.517	36.5	525	1.43	78.5	5.47	2.95	0.95	0.61
	2020	99	348	37.8	27.1	36.3	0.518	39.0	549	1.58	71.8	5.55	2.88	0.94	0.64
1B	2002	82	428	32.0	26.7	33.0	0.523	34.4	481	1.12	83.4	5.87	2.72	0.93	0.60
	2008	88	433	33.0	26.8	33.4	0.519	37.0	528	1.21	81.2	6.00	2.99	0.94	0.64
	2014	94	440	34.4	27.0	34.0	0.517	40.9	590	1.34	78.5	6.28	3.39	0.97	0.70
	2020	99	396	37,5	28.7	66.8	0.502	43.8	630	1.59	76.5	6.36	3.37	0.97	0.72
2A	2002	86	1132	17.4	14.2	21.0	0.501	27.0	191	0.17	81.5	2.22	3.57	0.97	0.60
	2008	92	1174	17.9	14.2	22.6	0.511	29.5	211	0.18	79.3	2.29	4.08	0.97	0.65
	2014	97	1228	18.6	14.2	24.0	0.519	33.2	246	0.20	76.5	2.54	4.76	0.98	0.73
	2020	100	1008	20.4	12.9	20.7	0.524	32.8	223	0.22	63.3	2.23	4.41	0.99	0.69
2B	2002	86	848	20.7	15.3	23.0	0.558	28.6	244	0.29	74.0	2.84	3.02	0.95	0.58
	2008	92	880	21.0	15.2	23.4	0.580	30.5	267	0.30	72.3	2.90	3.39	0.96	0.62
	2014	97	936	21.5	15.1	24.0	0.594	34.1	305	0.33	70.2	3.14	3.91	0.97	0.69
	2020	100	852	22.6	14.7	24.1	0.605	34.2	293	0.34	62.7	2.93	4.10	0.98	0.68
3A	2002	71	1992	14.1	11.6	16.0	0.460	31.0	165	0.08	82.1	2.32	4.44	0.97	0.78
	2008	77	2072	14.7	11.6	16.4	0.472	35.2	187	0.09	78.9	2.43	5.01	0.97	0.86
	2014	81	2160	15.6	11.7	17.0	0.482	41.2	233	0.11	75.0	2.88	5.73	0.98	0.97
	2020	89	1860	16.8	11.1	17.9	0.499	35.6	227	0.12	65.8	2.55	5.93	0.99	0.95
3B	2002	71	1748	13.9	11.6	16.0	0.455	26.4	140	0.08	83.5	1.97	3.70	0.96	0.67
	2008	77	1816	14.6	11.6	16.5	0.467	30.4	162	0.09	79.5	2.10	4.21	0.96	0.75
	2014	81	1888	15.5	11.7	17.0	0.478	35.6	200	0.11	75.7	2.47	4.84	0.97	0.86
	2020	89	1672	16.5	11.2	17.9	0.482	35.6	192	0.11	67.6	2.16	5.93	0.99	0.83

Vysvětlivky: průměrný věk porostu (věk), N počet stromů na hektar, dbh_{1.3} výčetní tloušťka (cm), h průměrná výška (m), h₉₅ průměrná výška 95 % jedinců (m), f – výtvarnice, BA výčetní kruhová základna (m².ha⁻¹), V – zásoba porostu (m³.ha⁻¹), v – průměrný objem stromu (m³), h/dbh – štihllostní kvocient, zásoba porostu (m³.ha⁻¹), MAI – průměrný přírůst (m³.ha⁻¹), CPA – plocha korunových projekcí (ha), CC – zápoj, SDI – index hustoty porostu.

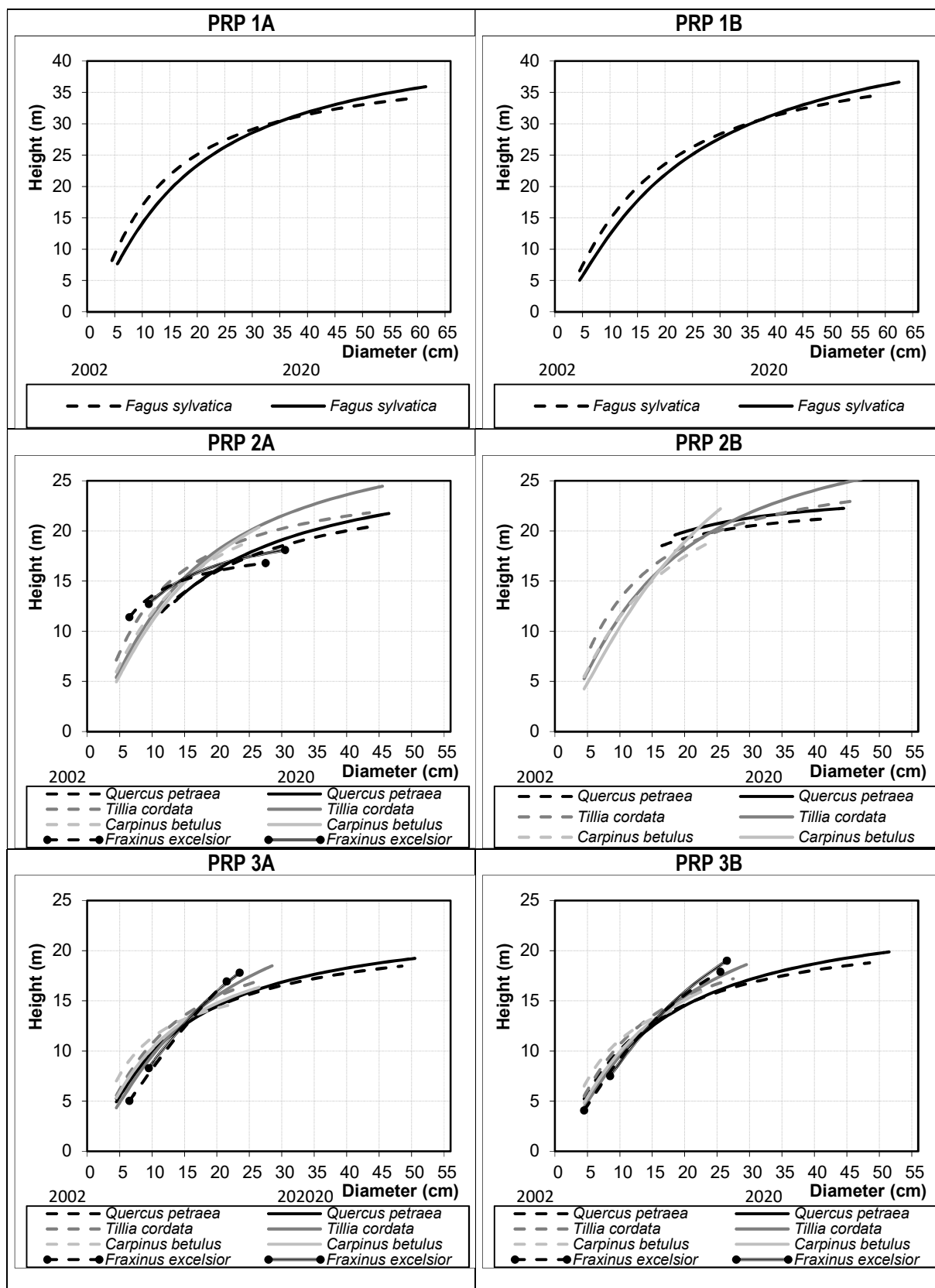
Tloušťkové četnosti stromového patra v r. 2002 a 2020 jsou znázorněny na Obr. 5 a Obr. 6. Na TVP 1A a 1B lze ve stromovém patře vylišit dvě etáže, v nichž v současnosti výrazně dominuje *Fagus sylvatica* (zastoupení 90 %), vtroušeny jsou *Tilia cordata*, *Carpinus betulus*, *Acer platanoides*, *Larix decidua* a *Picea abies*. Je zde patrný výraznější pokles početnosti v tloušťkové třídě kolem 20 cm, patrně ve stáří kolem 40 let, nicméně v posledním desetiletí postupně dochází ke zvyšování počtů jedinců spodního stromového patra v souvislosti s odumíráním některých jedinců stromového patra. Na TVP 2A a 2B kostru porostu tvoří dub a lípa nicméně nejhojnější zastoupení má *Carpinus betulus* (36 %), *Tilia cordata* (29 %) a *Quercus petrea* (16 %) a vtroušené jsou *Fraxinus excelsior*, *Fagus sylvatica*, *Larix decidua*, *Acer platanoides*, *Acer campestre*, *Sorbus torminalis*, *Robinia pseudoacacia* a *Cornus mas*, přičemž porost má celkově charakter jednotlivě až skupinovitě výběrné struktury. Skupinovitě výběrnou strukturu má též TVP 3, kde je kostru porostu tvoří lípa, habr a dub a nejhojněji je zastoupena právě *Tilia cordata* (33 %), *Quercus petrea* (29 %) a *Carpinus betulus* (17 %), vtroušeny jsou *Acer platanoides*, *Acer campestre*, *Fraxinus excelsior*, *Sorbus torminalis* a *Cornus mas*. V průběhu sledovaných let na všech dílčích plochách došlo ke zvýšení počtu jedinců v nejslabších tloušťkových třídách (na TVP 1 o 8–12, na TVP 2 o 88–96 a na TVP 3 o 140–168 ind. ha⁻¹). Vztah výčetní tloušťky k výšce stromů je u hlavních dřevin uveden na Obr. 7 (rok 2002 a 2020). Na první pohled je jasně patrný rozdíl mezi plochami s dominantním bukem, s o třetinu vyšší výškou porostu než v případě výrazněji smíšených dubovo-bukových ploch s daleko vyšším počtem jedinců na plochu. Průměrná porostní výška na jednotlivých dílčích TVP se v období 2002–2020 změnila relativně málo.



Obr. 5: Histogram tloušťkové struktury stromového patra na TVP Doutnáč diferencovaně podle hlavních dřevin v přepočtu na 1 ha v r. 2002.



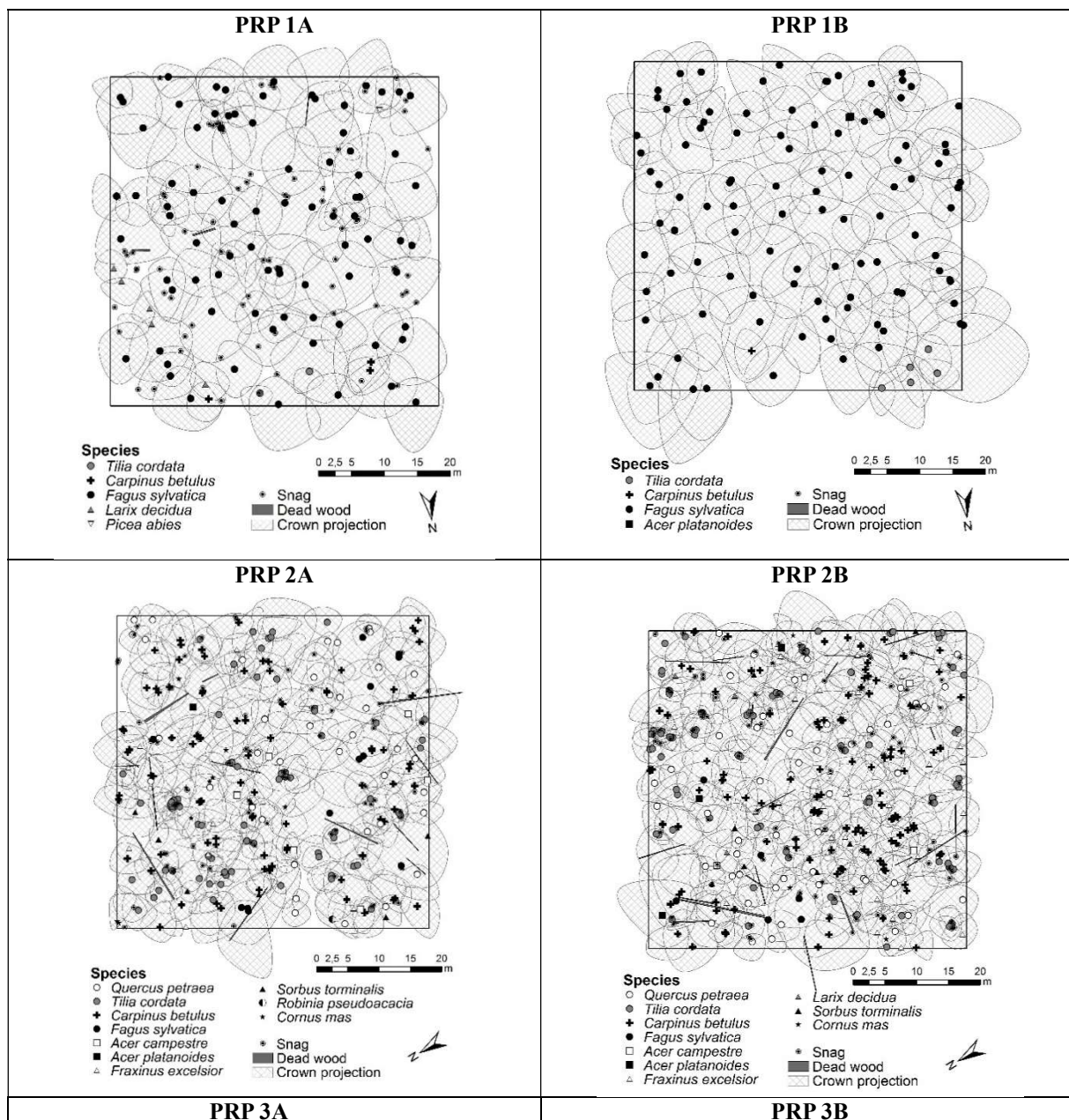
Obr. 6: Histogram tloušťkové struktury stromového patra na TVP Doutnáč diferencovaně podle hlavních dřevin v přepočtu na 1 ha v r. 2020.

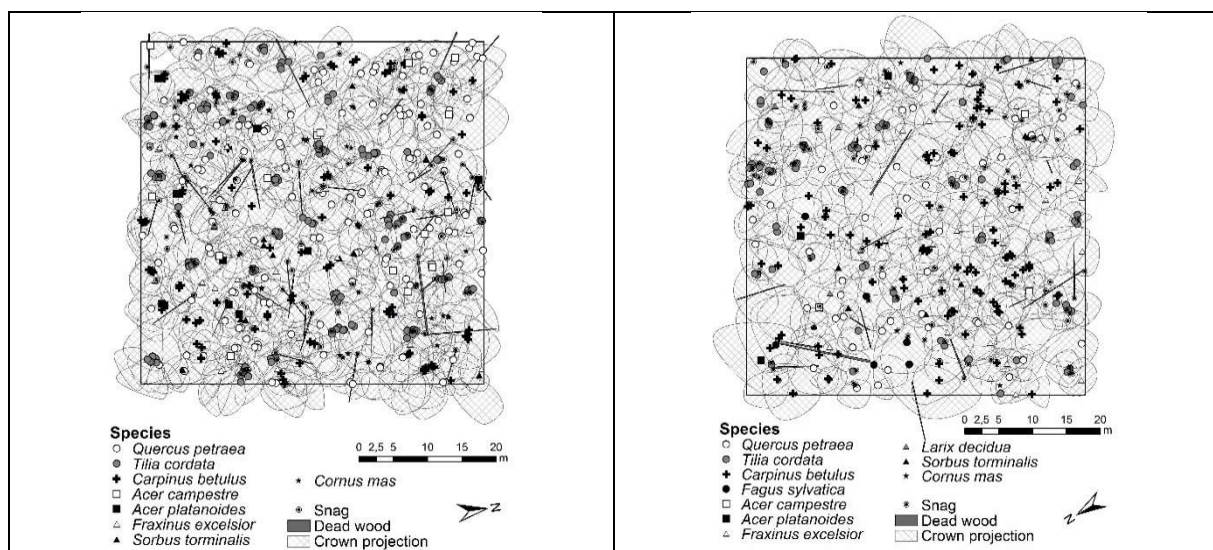


Obr. 7: Vztah výčetní tloušťky k výšce stromů je u hlavních dřevin na TVP 1A–3B v r. 2002 a 2020.

5.1.2. Biodiverzita stromového patra

Indexy charakterizující diverzitu stromového patra na TVP 1A–3B jsou uvedeny v Tab. 6. Horizontální struktura stromového patra dle Clark-Evansova indexu (Clark & Evans, 1954) je na TVP 1A a 1B (v lese vysokém) v průběhu sledovaných let mírně pravidelná a na TVP 2A a 2B (v lese středním) a na TVP 3A a 3B (v lese nízkém) je signifikantně agregovaná. Horizontální struktura TVP v r. 2020 je uvedena na Obr. 8.





Obr. 8: Horizontální struktura porostů na TVP 1A až 3B.

Druhová bohatost stromového patra hodnocená podle indexů relativní míry druhové diverzity (Margalef, 1958) byla v r. 2002 až 2020 TVP 1A a 1B střední (pouze na TVP 1B v r. 2020 nízká, jelikož došlo k odumření několika málo zastoupených stromů) a na TVP 2A–3B vysoká. Do r. 2020 na TVP 2A–3A docházelo k jejímu mírnému nárůstu. Na TVP 1A a 3B byla relativně stabilní a na TVP 1B došlo k jejímu výraznému poklesu v důsledku odumření několika málo zastoupených druhů stromů. Druhová různorodost stromového patra dle indexů entropie H' (Shannon, 1948) byla v letech 2002–2020 na TVP 1A a 1B nízká, na TVP 2A a 2B vysoká a na TVP 3A a 3B střední a ve všech případech v průběhu sledovaného období byla relativně stabilní. Druhová vyrovnanost stromového patra dle indexu z práce Pielou (1975) byla v letech 2002–2020 na TVP 1A a 1B značí nízkou, na TVP 2A a 2B vysokou a na TVP 3A a 3B střední biodiverzitu a ve všech případech v průběhu sledovaného období byla relativně stabilní.

Vertikální struktura byla v rámci TVP poměrně variabilní dle Arten-profil indexu ($A = 0.189–0.700$), pohybuje se od nízké (TVP 1A a 1B v r. 2002) až po střední v r. 2020 až po relativně značně rozrůzněnou vertikální diverzitu, jež je na TVP 2A–3B tvořena několika (3–4) etážemi. V průběhu sledovaných let se na všech plochách mírně zvětšovala kromě TVP 2A, kde byla stabilní a na TVP 3A došlo mezi léty 2014 a 2020 k jejímu výraznějšímu poklesu.

Füldnerův index výškové a tloušťkové diferenciace poukazuje na porosty s převážně střední strukturální diferenciací. Tloušťková diferenciace ke konci sledovaného období mírně klesala na TVP 1A, 1B, 2B a 3A a mírně narůstala ke konci sledovaného období na TVP 2A a 3B. U tloušťkové diferenciace v průběhu sledování v podstatě docházelo k jejímu nárůstu kromě TVP 1B, kde byl ke konci sledovaného období zaznamenán její pokles. Z hlediska porostní proměnlivosti (celkové diverzity) se na TVP 1A a 1B jedná o nerovnoměrnou výstavbu

(B = 6.545–6.742) a na TVP 2A–3A o porosty s mimořádně rozrůzněnou (bohatou) výstavbou (B = 9.228–10.623). Porostní proměnlivost se v průběhu sledovaných let mírně zvyšovala na všech TVP kromě TVP 1B, kde ke v druhé polovině sledovaného období docházelo k mírnému poklesu.

Tabulka 6: Indexy popisující diverzitu stromového patra porostu na TVP Doutnáč 1A–3B.

PRP	Year	R (CEi)	D (Mi)	H' (Si)	E (Pii)	A (Pri)	TM _d (Fi)	TM _h (Fi)	B (J&Di)
1A	2002	1.126	0.510	0.142	0.236	0.189	0.439	0.243	6.711
	2008	1.131	0.509	0.141	0.235	0.193	0.435	0.258	6.742
	2014	1.134	0.508	0.140	0.233	0.199	0.430	0.277	6.781
	2020	1.032	0.513	0.129	0.214	0.405	0.393	0.307	6.755
1B	2002	1.151*	0.495	0.068	0.113	0.228	0.409	0.265	6.545
	2008	1.141	0.494	0,069	0.116	0.235	0.398	0.268	6.734
	2014	1.127	0.493	0.072	0.120	0.246	0.383	0.273	6.729
	2020	1.068	0.167	0.052	0.173	0.483	0.300	0.241	6.548
2A	2002	0.974	1.138	0.757	0.793	0.697	0.374	0.256	10.467
	2008	0.938*	1.130	0.757	0.793	0.691	0.377	0.280	10.384
	2014	0.891*	1.125	0.758	0.794	0.683	0.383	0.309	10.310
	2020	0.885	1.334	0.720	0.720	0.683	0.437	0.359	10.623
2B	2002	0.949*	1.186	0.716	0.750	0.655	0.411	0.305	9.905
	2008	0.918*	1.176	0,717	0.751	0.656	0.415	0,327	10.186
	2014	0.893*	1.169	0.718	0.752	0.657	0.423	0.353	10.496
	2020	0.888	1.301	0.747	0.747	0.700	0.396	0,355	10.303
3A	2002	0.713*	0.790	0.572	0.677	0.669	0.330	0.239	9.389
	2008	0.714*	0.786	0.574	0.680	0,676	0.326	0.259	9.316
	2014	0.717*	0.781	0.578	0.684	0.686	0.321	0.282	9.228
	2020	0.752	0.943	0.599	0.663	0.439	0.302	0,277	9.582
3B	2002	0.728*	0.938	0.581	0.643	0.629	0.316	0.227	9.540
	2008	0.728*	0.934	0.585	0.647	0.640	0.315	0.247	9.469
	2014	0.727*	0.928	0.591	0.654	0.654	0.314	0.271	9.391
	2020	0.789	0.930	0.576	0.638	0.675	0.337	0.299	9.875

Vysvětlivky: R – Clark-Evans index, D – index druhové bohatosti, H' – index druhové heterogenity (entropie), E – index druhové vyrovnanosti, A – Arten-profil index, TM_d – index tloušťkové diferenciace, TM_h – index výškové diferenciace, B – index celkové diversity; *statisticky významný

5.1.3. Struktura a vývoj odumřelého dřeva

Objem odumřelého dřeva na počátku hodnocení v r. 2002 byl dosti nízký (Tab. 7) a pohyboval se od 1,7 do 16,2 m³.ha⁻¹, což tvoří 0,2–9,8 % zásoby porostu. Tento podíl byl nejnižší na TVP 1A a 1B (1,7–2,7 m³.ha⁻¹), což bylo 0,2–0,6 % zásoby porostu lesa vysokého. Nejvyšší množství odumřelého dřeva (9,9 a 16,2 m³.ha⁻¹) v r. 2002 bylo na TVP 3A a 3B, což bylo 7,1 a 9,8 % zásoby porostu. Na počátku sledování v r. 2002 o 22 % převažoval podíl odumřelého ležícího dřeva. Do roku 2014 podíl odumřelého dřeva jen mírně stoupal. K výraznému nárůstu odumřelého dřeva docházelo až mezi lety 2014 a 2020. V r. 2020 byl nejnižší podíl odumřelého dřeva vzhledem k zásobě porostu (4,0–4,1 %), tj. 22,5 a 25,3 m³.ha⁻¹. Celkově nejnižší podíl odumřelého dřeva v r. 2020 však byl na TVP 2B (18,3 m³.ha⁻¹), tj. 6,2 % zásoby porostu. Nejvyšší podíl odumřelého dřeva pak byl na TVP 3A a 3B (28,4–35,4 m³.ha⁻¹), tj. 12,9 a 15,6 % zásoby porostu. Na konci sledování v r. 2020 o 40 % převažoval podíl odumřelého stojícího dřeva.

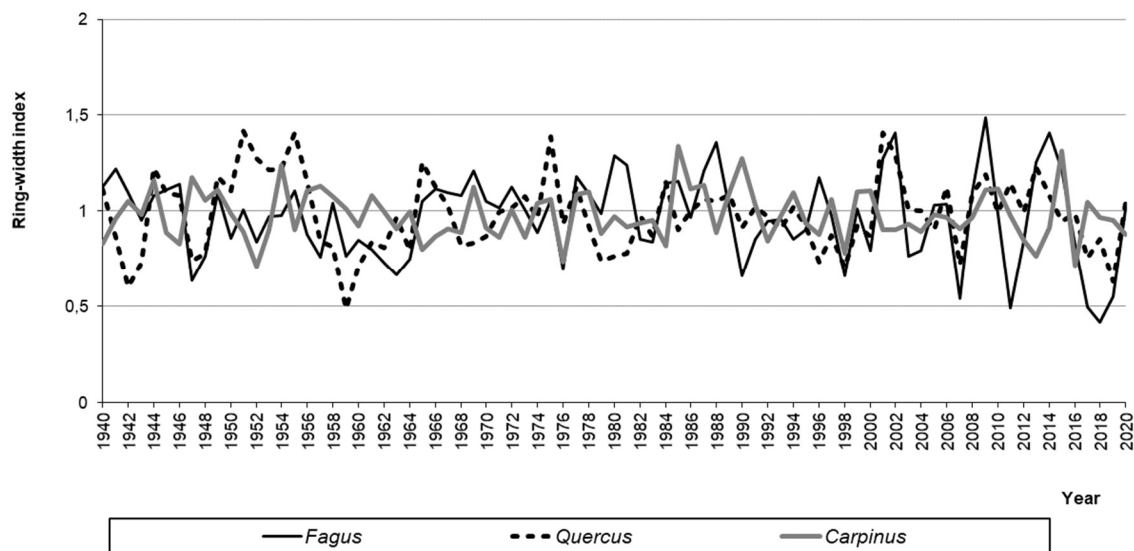
Z hlediska zastoupení dřevin ve stojícím odumřelém dřevě: dominuje dub zimní (43,4 %), méně je zastoupen smrk ztepilý (15,3 %), lípa srdčitá (13,4 %) a habr obecný (10,3 %), podíl ostatních dřevin je minimální. Z hlediska stupňů rozkladu u stojícího odumřelého dřeva byly nejvíce zastoupeny 1. a 2. stupeň (55,5 a 29,4 %), méně již 3. stupeň (17,6 %) a minimálně 4. stupeň (2,4 %). Z hlediska stupňů rozkladu u ležícího odumřelého dřeva byly nejvíce zastoupeny 3. a 2. stupeň (60,0 a 20,0 %), méně již 4. stupeň (10,9 %) a nejméně 4. stupeň (9,1 %). Horizontální struktura stojícího a ležícího odumřelého dřeva je vesměs náhodná, pouze pro lípu v r. 2014 a 2020 je shlukovitá.

Tabulka 7: Objem odumřelého dřeva stojícího, ležícího a celkem podle stupňů rozkladu na TVP 1–3.

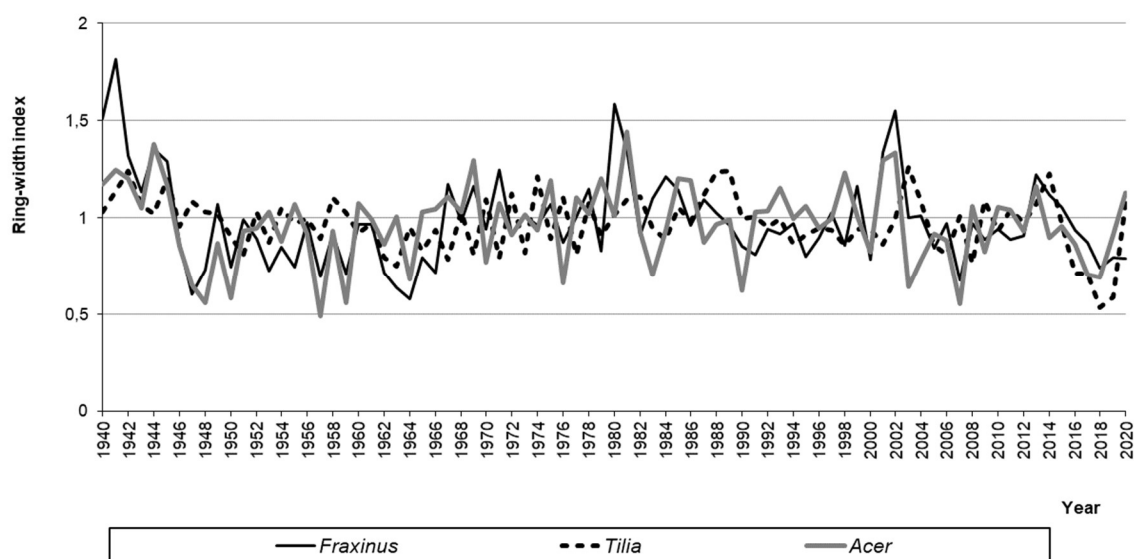
TVP	Rok	Odumřelé dřevo v m³.ha ⁻¹										ze zásoby porostu	
		Stojící (snags)					Ležící (logs)					celkem	
		stupně rozkladu											
		1.	2.	3.	4.	%	1.	2.	3.	4.	%		%
1A	2002	0,2	0,6	0	0	41	0,4	0,5	0	0	59	1,7	0,2
	2008	0,1	2,9	0	0	71	0,1	1,1	0	0	29	4,2	0,9
	2014	0,1	5,1	0	0	74	0	1,8	0	0	26	7,0	1,3
	2020	14,8	4,7	0,6	0	89	0,7	0,9	0,7	0,1	11	22,5	4,1
1B	2002	0,7	0,4	0	0	40	0	1,6	0	0	60	2,7	0,6
	2008	0,3	0,4	0	0	31	0	1,1	0,4	0	69	2,2	0,4
	2014	0	0,5	0	0	100	0	0	0	0	0	0,5	0,1
	2020	19,2	5,2	0,3	0	98	0,4	0,1	0	0	2	25,2	4,0
2A	2002	1,1	2,4	0,9	0	43	2,6	1,7	1,4	0,1	57	10,2	5,3
	2008	1,4	2,9	1,2	0	46	1,4	0,9	3,2	0,9	54	11,9	5,6
	2014	1,6	3,2	1,7	0	45	0,6	0,3	6,3	0,8	55	14,6	5,9
	2020	16,5	4,4	0,8	0,1	80	1,1	0,8	4,2	1,2	20	27,2	12,1
2B	2002	0,3	0,3	0,2	0	16	0	1,9	2,2	0	84	4,9	2,0
	2008	0,9	1,8	1,1	0	27	0,4	0,8	4,6	0,3	73	13,9	5,2
	2014	1,6	3,2	1,7	0	45	0,6	0,3	6,3	0,8	55	14,6	4,8
	2020	6,9	3,4	1,9	0,1	67	0,8	0,4	4,7	1,1	33	18,3	6,2
3A	2002	3,1	2,4	2,3	0,4	51	1,7	3,2	2,9	0,2	49	16,2	9,8
	2008	2,7	3,1	4,7	0,7	53	0,8	2,1	6,7	0,5	47	21,3	11,4
	2014	2,3	3,8	6,4	1,0	55	0	0,8	9,3	0,8	45	24,4	10,5
	2020	16,4	4,3	3,8	0,6	71	0,3	1,2	6,7	2,1	29	35,4	15,6
3B	2002	1,3	1,1	1,7	0,2	43	0,3	2,4	2,7	0,2	57	9,9	7,1
	2008	0,8	1,3	2,2	0,3	46	0,1	0,7	4,3	0,4	54	10,1	6,2
	2014	0,3	1,6	2,6	0,3	40	0	0	6,6	0,6	60	12,0	6,0
	2020	11,6	1,9	2,4	0,2	65	0,2	0,5	4,8	3,2	35	24,8	12,9

5.1.4. Radiální růst hlavních dřevin

Průměrný radiální přírůst v rámci lokality Doutnác v NPR Karlštejn je v letech 1940–2020 v průměru u buku, dubu a habru jen mírně diferencovaný a mírně vyšší diferenciaci je pak u lípy, mlče a jasanu dle konkrétních stanovištních a porostních podmínek prostředí (Obr. 9 a 10).



Obr. 9: Standardizovaná letokruhová chronologie pro *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* a *Carpinus betulus* na TVP 1–3.



Obr. 10: Standardizovaná letokruhová chronologie pro *Tilia cordata*, *Acer platanoides* a *Fraxinus excelsior* na TVP 1–3.

U buku lesního byl snížený přírůst v letech 1948–1990 způsoben převážně zvýšenou kompeticí, a to zejména na TVP 1A a 1B. Po provedených probírkách v r. 1948, 1962, 1976 a 1990 vždy došlo ke zvýšení radiálního růstu. V r. 2007 a 2011 byly výrazné růstové deprese způsobeny pozdním mrazem, v r. též i žírem obaleče dubového a v letech 2016–2019 suchem. U dubu zimního byl snížený přírůst v letech 1978–1981 způsoben převážně zvýšenou kompeticí, a to

zejména na TVP 2A, 2B, 3A, 3B. Po provedených probírkách v r. 1942, 1959, 1970 a 1981 vždy došlo ke zvýšení radiálního růstu. V letech 1995–2000 byly výrazné růstové deprese způsobeny tracheomykozou, v roce 2007 žírem obaleče dubového a v letech 2016–2019 suchem.

U habru obecného byl radiální růst ze všech sledovaných dřevin relativně nejvyrovnanější. K výchovným zásahům u habru na TVP 2A, 2B, 3A, 3B došlo v r. 1942 a 1961. Na TVP 1 v r. 2007 byl u habru výrazně snížený přírůst způsoben žírem obaleče dubové. U lípy srdčité byl snížený přírůst v letech 1938–1995 způsoben převážně zvýšenou kompeticí, a to na TVP 2A, 2B, 3A, 3B. Po provedených probírkách v r. 1938, 1962, 1979 a 1995 vždy došlo ke zvýšení radiálního růstu. V letech 2016–2019 byl snížený radiální růst způsoben suchem.

U javoru mléče byl snížený přírůst v letech 1934–1983 způsoben převážně zvýšenou kompeticí, a to na TVP 2A, 2B, 3A, 3B. Po provedených probírkách v r. 1934, 1947, 1959, 1970 a 1983 vždy došlo ke zvýšení radiálního růstu. V letech 1990 a 2004 byly růstové deprese způsobeny silným výskytem *Rhytisma acerinum*. V roce 2007 byl snížený radiální růst u javoru mléče způsoben žírem obaleče dubového a v letech 2016–2019 suchem.

U jasanu ztepilého byl snížený přírůst v letech 1934–1995 způsoben převážně zvýšenou kompeticí, a to na TVP 2A, 2B, 3A, 3B. Po provedených probírkách v r. 1934, 1947, 1964, 1979 a 1995 vždy došlo ke zvýšení radiálního růstu. V r. 2007 byly u jasanu ztepilého růstové deprese způsobeny pozdním mrazem.

Z uvedených dřevin byl největší vliv kompetice na radiální růst zjištěn u lípy srdčité, javoru mléče, habru obecného a nejmenší byl u buku lesního, dubu zimního a jasanu ztepilého.

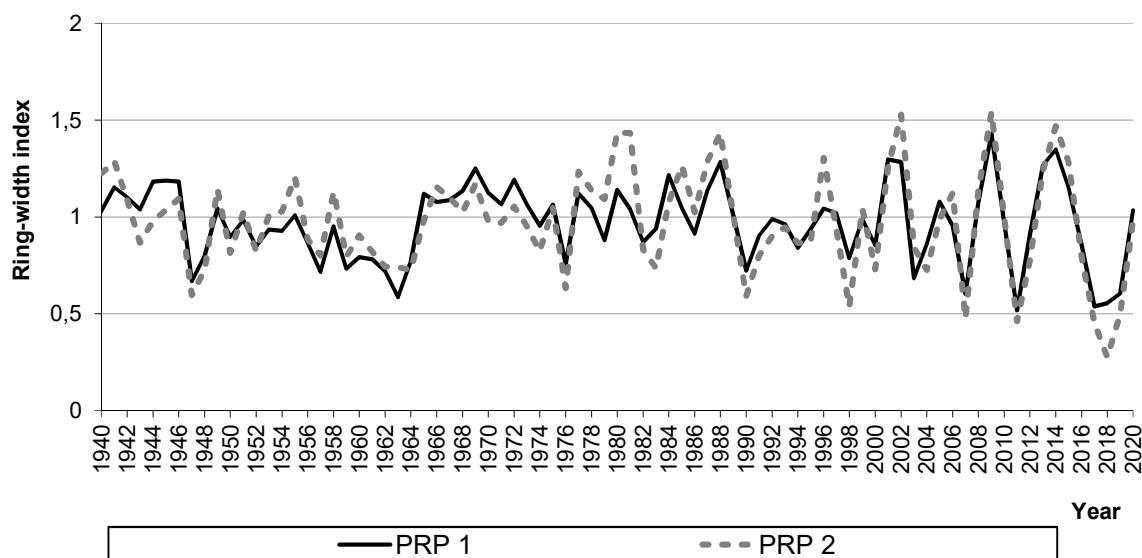
Radiální růst studovaných dřevin též ovlivňovaly průměrné měsíční teploty a měsíční úhrny srážek, a to zejména v červenci a v srpnu. Měsíční teploty v tomto období měly převážně signifikantně negativní vliv na radiální růst buku lesního, lípy srdčité, javoru mléče a jasanu ztepilého a signifikantně pozitivní na radiální růst dubu zimního a habru obecného. Měsíční úhrny srážek v tomto období měly převážně signifikantně pozitivní vliv na radiální růst buku lesního, dubu zimního, lípy srdčité, javoru mléče a jasanu ztepilého a signifikantně negativní u habru obecného. U modřínu opadavého a jeřábu břeku žádné tyto vztahy nebyly prokázány.

Průměrná šířka letokruhů buku lesního na TVP 1A a 1B dosahovala hodnot 1.8 mm (± 0.4 SD) a na TVP 2 1.7 mm (± 0.5 SD), u dubu zimního na TVP 2A a 2B 1.0 mm (± 0.4 SD) a na TVP 3A a 3B 0.9 mm (± 0.3 SD), u habru obecného na TVP 1 1.4 mm (± 0.6 SD), na TVP 2A a 2B 0.9 mm (± 0.5 SD) a na TVP 3A a 3B 1.1 mm (± 0.4 SD); u lípy srdčité to na TVP 2 a 3 bylo 1.2 mm (± 0.5 SD a ± 0.3 SD); u javoru mléče na TVP 2A a 2B 1.0 mm (± 0.5 SD) a na TVP 3A a 3B 0.9 mm (± 0.4 SD) a u jasanu ztepilého to na TVP 2A a 2B bylo 1.2 mm (± 0.3 SD) a

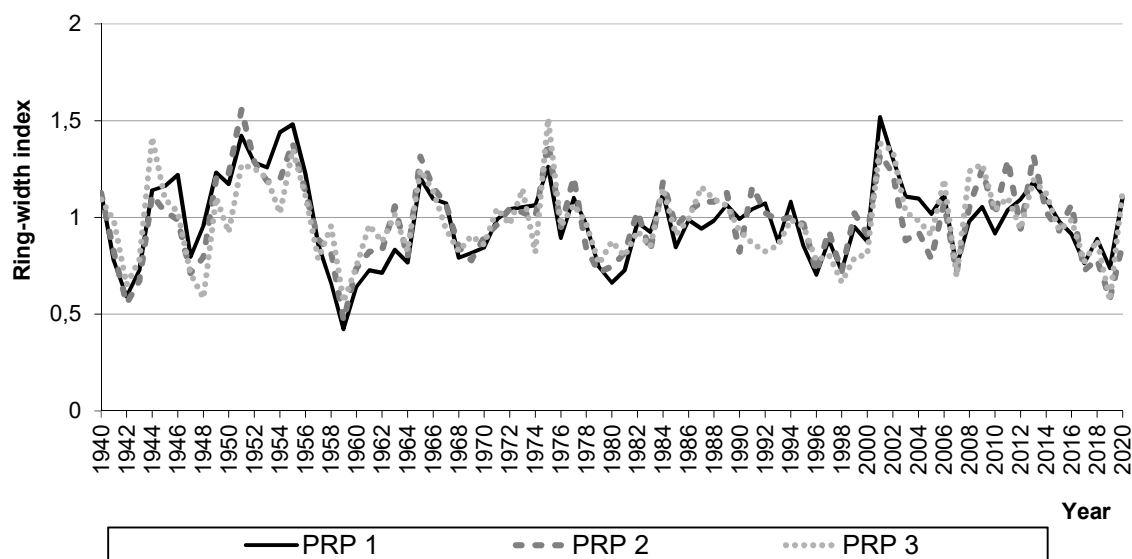
na TVP 3 0.7 mm (± 0.5 SD).

Z porovnání průměrných letokruhových křivek pro jednotlivé dřeviny na TVP je patrná jejich vysoká vzájemná shoda, jejich hodnoty t-testu nad 3.1 ukazují na spolehlivost synchronizace. Díky ní bylo možné sestavit standardizovanou průměrnou chronologii pro jednotlivé dřeviny na TVP na lokalitě Doutnáč v NPR Karlštejn.

Jednotlivé dřeviny rostoucí v úrovni či nadúrovni svým radiálním růstem reagují na biotické a abiotické podmínky růstu v lese vysokém, sdruženém a středním relativně stejně (např. Obr. 11 a 12). Absolutně je pak radiální růst hlavních studovaných dřevin v úrovni a v nadúrovni stejný v lese vysokém a sdruženém (jsou to vesměs stromy vzniklé generativní obnovou). Absolutně nejnižší jsou pak v dlouhodobém průměru v lese nízkém, i když v prvních 5–15 letech po pařezení je radiální růst výrazně vyšší (až 2,6 násobně) než v lese vysokém.



Obr. 11: Standardizovaná letokruhová chronologie pro *Fagus sylvatica* na TVP 1 a 2.



Obr. 12: Standardizovaná letokruhová chronologie pro *Quercus petraea* na TVP 1–3.

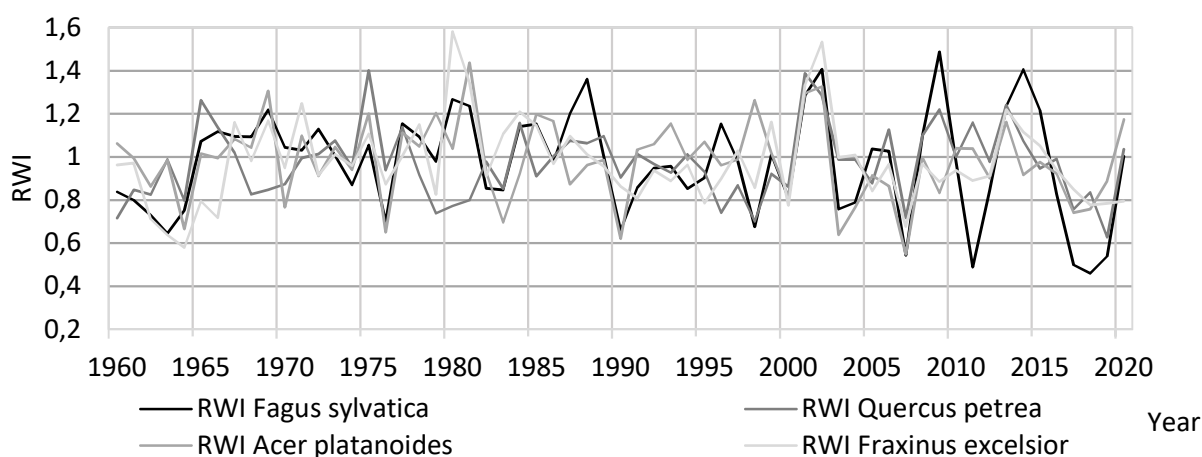
Celkový popis dendrochronologických ukazatelů z lokality Doutnách se nachází v Tab. 8. Z výsledků tabulky je patrné, že dřeviny buk lesní (1.98 mm) a modřín opadavý (1.98 mm) vykazují nejvyšší průměrný přírůst. Jeřáb (0.92 mm), jasan (1.00 mm) a javor babyka (0.72 mm) mají nejnižší průměrný radiální přírůst. Autokorelace AR1 ukazují, že všechny dřeviny mají hodnoty blízké od 0.45 do 0.66.

Výsledky EPS jsou signifikantní pouze u buku lesního (EPS=0.95), dubu zimního (EPS=0.96), javoru mléče (EPS=0.88) a jasanu ztepilého (EPS=0.94). Dřeviny, které mají vyšší EPS hodnoty, než 0.85 budou použity k porovnání s klimatickými údaji. Výsledky SNR jsou vyšší opět u dřevin, který vykazují signifikantní EPS. SNR je nejvyšší u dubu zimního (SNR=21.77) pak u buku lesního (SNR=20.68). Javor mléč (SNR=10.08) a jasan ztepilý (SNR=14.37) nevykazují, tak vysoké hodnoty, jako buk a dub. Standardizované letokruhové křivky buku lesního, dubu zimního, javoru mléče a jasanu ztepilého jsou uvedeny na Obr. 13.

Tabulka 8: Charakteristiky standardizované průměrné chronologie diferencované dle dřevin v letech 1960–2019: Std.: směrodatná odchylka; AR1: autokorelace prvního řádu; R-bar: meziřadová korelace; EPS: vyjádřený populační signál (významná čísla $EPS > 0,85$ jsou vyznačena tučně); SNR: odstup signálu od šumu.

Dřevina	Počet stromů	Průměr (mm)	Průměr min - max (mm)	Věk min - max	Std.	AR1	R-bar	EPS	SNR
<i>Fagus sylvatica</i>	30	1.98	1.27 - 3.33	53 - 107	0.87	0.61	0.42	0.95	20.68
<i>Quercus petrea</i>	37	1.13	0.77 - 1.94	57 - 171	0.53	0.61	0.35	0.96	21.77
<i>Carpinus betulus</i>	14	1.24	0.91 - 1.83	22 - 111	0.58	0.41	0.04	0.35	0.55
<i>Tilia cordata</i>	26	1.32	0.68 - 2.00	54 - 111	0.71	0.49	0.07	0.68	2.14
<i>Acer platanoides</i>	30	1.20	0.47 - 3.60	32 - 115	0.67	0.45	0.17	0.88	10.08
<i>Larix decidua</i>	5	1.98	1.24 - 2.97	89 - 98	1.27	0.66	0.30	0.68	2.13
<i>Sorbus torminalis</i>	2	0.92	0.70 - 1.15	65 - 88	0.44	0.53	0.19	0.07	0.08
<i>Fraxinus excelsior</i>	25	1.00	0.58 - 1.92	74 - 118	0.48	0.56	0.34	0.94	14.37

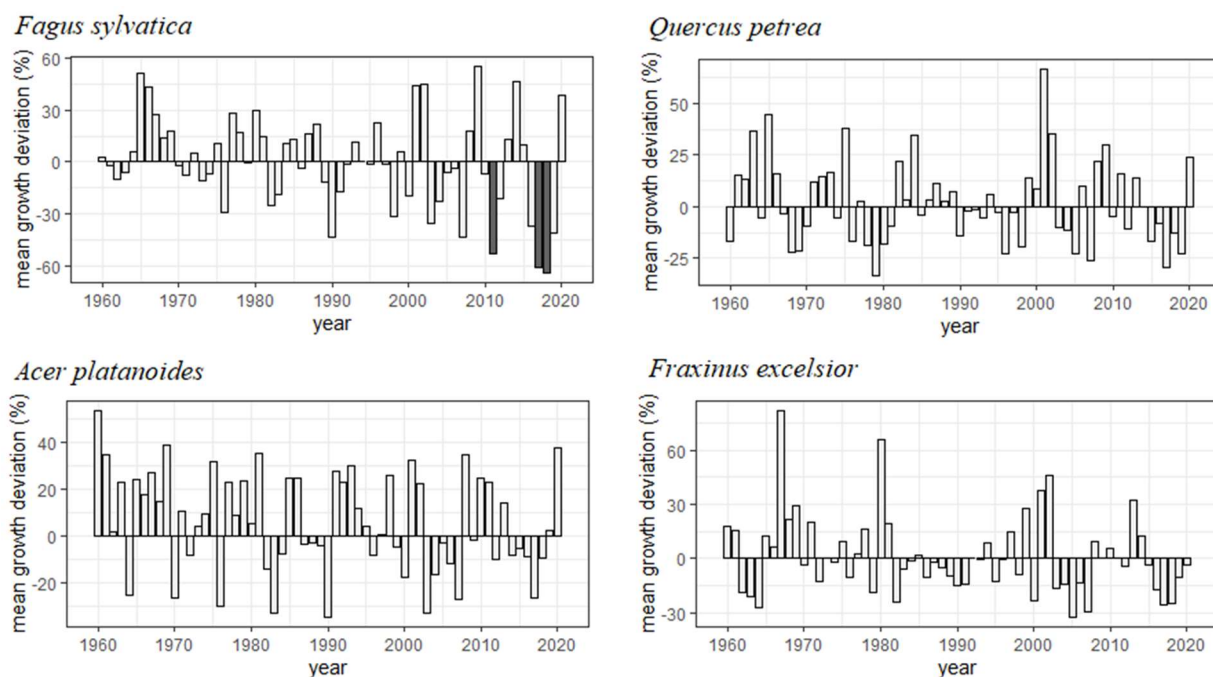
Vysvětlivky: Std – směrodatná odchylka, AR1 – autokorelace prvního řádu, R-bar – meziřadová korelace letokruhových křivek, EPS – vyjádřený populační signál, SNR – poměr signálu k šumu.



Obr. 13: Standardizované průměrné chronologie buku evropského, dubu zimního, javoru mléče a jasanu ztepilého; RWI: index šířky letokruhu.

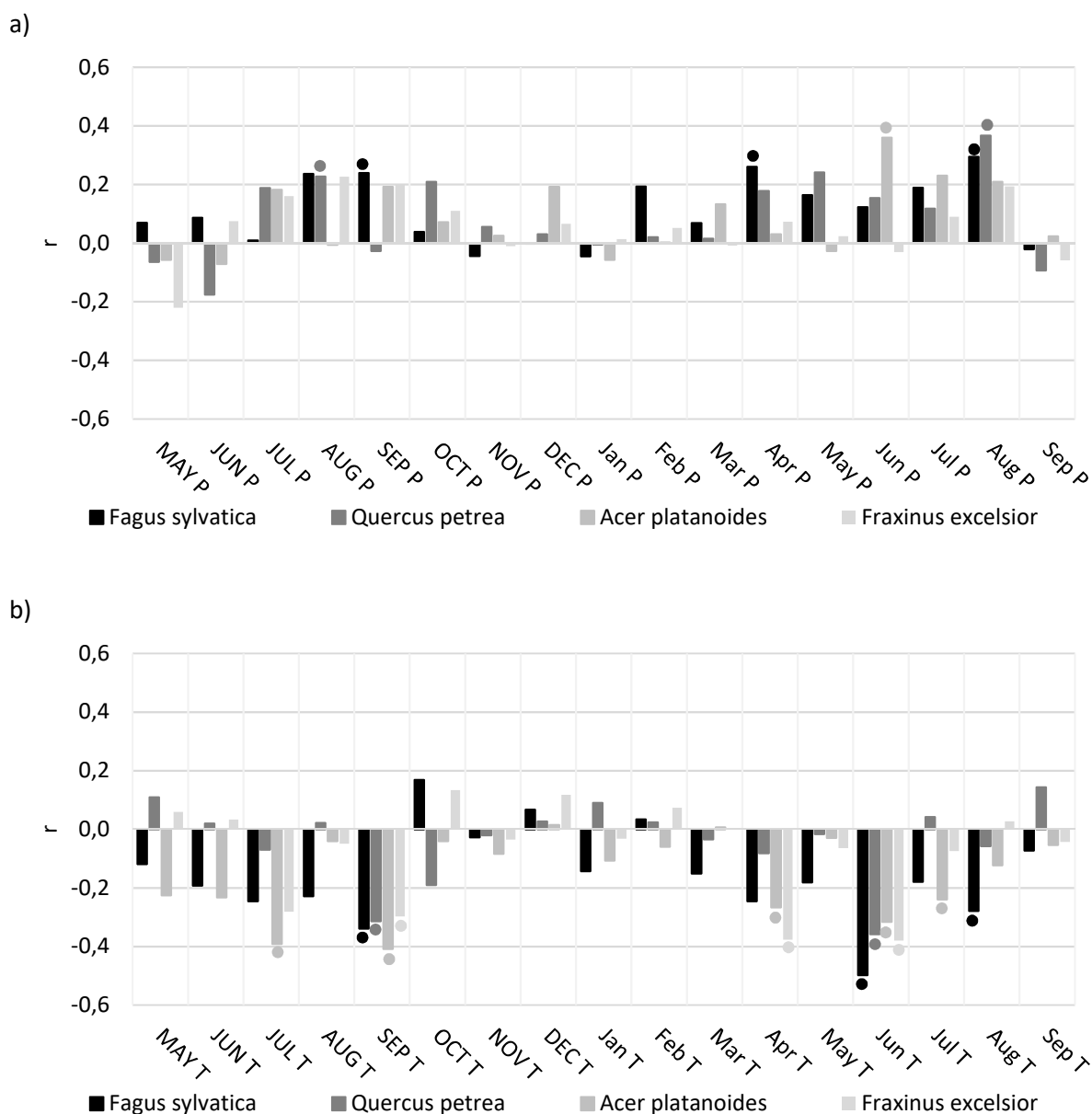
Negativní roky byly pozorovány pouze u buku ve druhé části sledovaného období, konkrétně v letech 2011, 2018 a 2019 (obr. 14). Rok 2018 byl historicky nejteplejším rokem ($10,5\text{ }^{\circ}\text{C}$, průměr $8,6\text{ }^{\circ}\text{C}$). Podobně extrémně teplé vegetační období charakterizovalo rok 2019, zejména červen ($21,5\text{ }^{\circ}\text{C}$, průměr $16,3\text{ }^{\circ}\text{C}$). Na druhé straně nebyly pozorovány žádné roky s pozitivními roky.

Nejnižší odchylka průměrného ročního přírůstu a výskyt významných let byly zjištěny u javoru.



Obr. 14: Významné roky (relativní změna růstu u buku lesního, dub zimního, javoru mléče a jasanu ztepilého; tmavě šedé sloupce – významné roky; světle šedé sloupce ostatní roky.

Měsíční klimatické charakteristiky (teploty a úhrn srážek) měly významný vliv ($p < 0,05$) na radiální růst studovaných čtyř dřevin (obr. 15). Radiální růst byl ovlivněn počasím především ve vegetačním období, zejména v červenci běžného roku. Hlavním faktorem ovlivňujícím růst byla teplota (13 statisticky významných měsíců) ve srovnání s nízkým vlivem srážek (7 měsíců). Obecně měly ve studované nížinné oblasti srážky pozitivní a teploty negativní vliv na tloušťkový přírůst. Podle dřevin byl ve vztahu ke klimatickým faktorům nejcitlivějším buk (7 měsíců), následovaný javorem, nejodolnější byl jasan (3 měsíce) a dub (4 měsíce) statisticky významné.



Obr. 15: Koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů s průměrnými měsíčními teplotami buku lesního, dubu zimního, javoru mléče a jasanu ztepilého s: a) měsíčními srážkami (P) a b) měsíční teplotou (T) z května předchozího roku (psáno pod grafem KAPITÁLKAMI) do září běžného roku jsou za období 1962–2019. Statisticky významné hodnoty ($\alpha = 0,05$) jsou označeny kulatým symbolem.

5.1.5. Vliv imisí na radiální růst hlavních dřevin

Vliv imisí na radiální růst hlavních dřevin v letech 1997 až 2020 byl studován na lokalitě Doutháč u dubu zimního (TVP 1–3), buku lesního (TVP 1 a 2), lípy malolisté (TVP 1–3), javoru mléče (TVP 1–3), habru obecného (TVP 1–3) a jasanu ztepilého (TVP 2 a 3). Z výsledku

uvedených v Tab. 9 vyplývá, že SO₂, jako jediná sloučenina, neměla signifikantní vliv ($p > 0,01$) na radiální růst zkoumaných dřevin. NO_x společně s CO měli signifikantně ($p < 0,01$) pozitivní vliv na růst buku lesního, lípy malolisté, javoru mléče a jasanu ztepilého. Nejvyšší pozitivní vliv NO_x byl zjištěn na radiální růst jasanu ztepilého, zatímco u CO se jednalo o javor mléč. Naopak tomu bylo u O₃, kdy vysoké koncentrace ozonu měly signifikantně negativní vliv na růst buku lesního, lípy malolisté a javoru mléče. Obecně lze konstatovat, že z hlediska vlivu imisí na radiální růst se ze zkoumaných dřevin jako nejvíce rezistentní jeví habr obecný a dub zimní, naopak nejvíce senzitivními dřevinami jsou javor mléč a lípa srdčitá.

Tabulka 9: Korelační matice popisující interakce mezi letokruhovým indexem (RWI) buku lesního (BK), dubu zimního (DBz), habru obecného (HB), lípy malolisté LPm, javoru mléče (ML), jasanu ztepilého (JS) a imisemi v ovzduší (SO₂, NO_x, CO, O₃) v letech 1997 až 2020; signifikantní hodnoty ($p < 0,01$) jsou označeny *.

RWI	BK	DBz	HB	LP	ML	JS
SO ₂	0,460	-0,039	-0,070	0,433	0,495	0,477
NO _x	0,678*	0,268	-0,127	0,705*	0,736*	0,739*
CO	0,641*	0,346	-0,019	0,689*	0,794*	0,593*
O ₃	-0,507*	-0,315	-0,144	-0,540*	-0,505*	-0,390

5.2. Lokalita Medník

5.2.1. Struktura a vývoj stromového patra

Základní porostní charakteristiky stromového patra na v habrových doubravách (TVP 1A–1B), květnatých bučinách (TVP 2A–2D) a sekundárních smrčinách (TVP 3A–3B) v letech 1998, 2008 a 2018 jsou uvedeny v Tab. 10.

Struktura a vývoj přírodě blízkých habrových doubrav

Počet živých stromů s $d_{1,3} \geq 4$ cm se v r. 2008 pohyboval mezi 1268–1512 ks.ha⁻¹ a nejvíce přitom bylo habru (71–80 %), lípy (11–12 %), dubu (7–13 %) a zbytek tvořily řídce vtroušené dřeviny (javor mléč, j. klen, j. babyka, buk lesní a jilm horský). V průběhu 20 let došlo k poklesu celkových počtů o 8,4–9,5 %, u habru o 8–10 %, u lípy o 8–9 % a u dubu o 10–17 %. Index hustoty porostu (SDI) v r. 1998 byl 0,60–0,68, za stejné období narostl o 13–16 % a jen mírně se přitom zvýšila plocha korunové projekce (o 2–3 %). Průměrná kruhová základna se v roce 1998 pohybovala mezi 26,1–29,0 m².ha⁻¹, čemuž odpovídá za 20 let nárůst o 19–22 %. Zásoba hroubí sdruženého porostu se v r. 1998 pohybovala mezi 171–178 m³.ha⁻¹, z toho u habru to bylo 50–61 %, u lípy 18–20 % a u dubu 17–31 %. V průběhu 20 let se celkově jedná o nárůst o 43–51 %, u habru o 51–58 %, u lípy o 32–59 % a u dubu o 20–29 %. Dynamiku změny zásoby

ukazuje přírůst; celkový běžný přírůst byl v r. 1998 4,1–4,8 m³.ha⁻¹.rok⁻¹, u habru to bylo 2,6–2,7 m³.ha⁻¹.rok⁻¹, u lípy 0,6–1,0 m³.ha⁻¹.rok⁻¹ a u dubu 0,4–1,0 m³.ha⁻¹.rok⁻¹. Za posledních 20 let to byl celkový nárůst o 12–15 %, u habru to bylo 22–23 %, u lípy 20–33 % a u dubu na TVP 1B byl nárůst o 25 % a na TVP 1A pokles o 10 %. Celkový průměrný přírůst v r. 1998 kolísal mezi 2,7–2,8 m³.ha⁻¹.rok⁻¹ a u habru to bylo 1,4–1,7 m³.ha⁻¹.rok⁻¹, u lípy 0,5 m³.ha⁻¹.rok⁻¹ a u dubu 0,5–0,9 m³.ha⁻¹.rok⁻¹. Celkově se za 20 let jednalo o nárůst 11–18 %, u buku o 3–6 % a u habru o 0–50 %. Z hlediska strukturálních parametrů mírně vyšších hodnot dosahovala TVP 1A ve srovnání s TVP 1B (Tab. 10).

Struktura a vývoj přírodě blízkých květnatých bučin

Počet živých stromů s $d_{1,3} \geq 4$ cm se v r. 2008 pohyboval mezi 144–172 ks.ha⁻¹ a nejvíce přitom bylo buku (38–88 %) a habru (12–52 %) a zbytek tvořily řídce vtroušené dřeviny (dub zimní a bříza bělokorá). V průběhu 20 let došlo k poklesu celkových počtu o 2,4–11,7 %, u buku o 6–22 %, u habru o 0–20 %. K největšímu poklesu přitom došlo na TVP 2A % a k nejmenšímu na TVP 2C. Index hustoty porostu (SDI) v r. 1998 byl 0,39–0,44 a v průběhu sledovaných let na TVP 2B–2D mírně narostl (o 2–15 %) a na TVP 2A mírně poklesl (o 5 %). Za stejné období se přitom na TVP 2A, 2B a 2D snížila crown projection area (o 5–10 %) a na TVP 2C se zvýšila (o 11 %). Průměrná kruhová základna se v r. 1998 pohybovala mezi 26,4–31,1 m².ha⁻¹, čemuž odpovídá za 20 let na TVP 2B–2D nárůst 2–18 % a na TVP 2A pokles o 1 %. Zásoba hroubí sdruženého porostu se v r. 1998 pohybovala mezi 419–545 m³.ha⁻¹, z toho u buku to bylo 79–97 % a habru 3–15 %. V průběhu 20 let celkově se jedná o nárůst o 4–24 %, u buku o 2–13 % a u habru o 0–74 %. Dynamiku změny zásoby ukazuje přírůst; celkový běžný přírůst byl v r. 1998 6,4–6,7 m³.ha⁻¹.rok⁻¹, u buku to bylo 4,1–6,2 m³.ha⁻¹.rok⁻¹ a u habru 0,4–1,9 m³.ha⁻¹.rok⁻¹. Za posledních 20let to byl celkový pokles o 5–14 %, u buku to bylo 9–23 % a naopak u habru to byl nárůst o 0–28 %. Celkový průměrný přírůst v r. 1998 kolísal mezi 4,0–5,1 m³.ha⁻¹.rok⁻¹, u buku to bylo 3,1–4,9 m³.ha⁻¹.rok⁻¹ a u habru 0,2–0,7 m³.ha⁻¹. Celkově se za 20 let jednalo o nárůst 3–12 %, u buku o 12–29 %, u habru o 20 % a u dubu k nárůstu ani k poklesu nedošlo. Z hlediska strukturálních parametrů nejvyšších hodnot dosahovala TVP 2A (Tab. 10).

Struktura a vývoj sekundárních smrčín

Počet živých stromů s $d_{1,3} \geq 4$ cm se v r. 2008 pohyboval mezi 476–484 ks.ha⁻¹ a nejvíce přitom bylo smrku (79–97 %) a zbytek tvořily řídce vtroušené dřeviny (borovice lesní, modřín evropský, dub zimní a bříza bělokorá). V průběhu 20 let došlo k poklesu celkových počtů o 2,6–6,6 %, u smrku to bylo 3–6 %. K největšímu poklesu přitom došlo na TVP 2A %. Index hustoty porostu (SDI) v r. 1998 byl 0,61–0,66 a v průběhu sledovaných let narostl o 23–28 %.

Za stejné období se přitom zvýšila crown projection area o 21–26 %. Průměrná kruhová základna se v r. 1998 pohybovala mezi 39,1–44,6 m².ha⁻¹, čemuž odpovídá za 20 let nárůst o 31–38 %. Zásoba hroubí sdruženého porostu se v r. 1998 pohybovala mezi 494–571 m³.ha⁻¹, z toho u smrku to bylo 83–97 %. V průběhu 20 let se celkově jedná o nárůst o 34–41 %, u smrku to bylo 35–44 %. Největší zásoba byla zaznamenána v r. 2018 na TVP 3A, a to 767 m³.ha⁻¹. Dynamiku změny zásoby ukazuje přírůst; celkový běžný přírůst byl v r. 1998 10,4–11,5 m³.ha⁻¹.rok⁻¹, u smrku to bylo 9,5–11,3 m³.ha⁻¹.rok⁻¹. Za posledních 20 let to byl na TVP 3A celkový pokles o 3 % (u smrku též 3 %) a na TVP 3B nárůst o 3 % (u smrku pokles o 1 %). Celkový průměrný přírůst v r. 1998 kolísal mezi 5,7–6,5 m³.ha⁻¹.rok⁻¹, u smrku to bylo 4,7–6,3 m³.ha⁻¹.rok⁻¹. Celkově se za 20 let jednalo o nárůst o 14–16 % a u smrku o 14–19 %. Z hlediska strukturálních parametrů mírně vyšších hodnot dosahovala TVP 3A ve srovnání s TVP 3B (Tab. 10).

Tabulka 10: Základní porostní charakteristiky trvalých výzkumných ploch (TVP) 1A-3B podle jednotlivých ploch v letech 1998, 2008 a 2018.

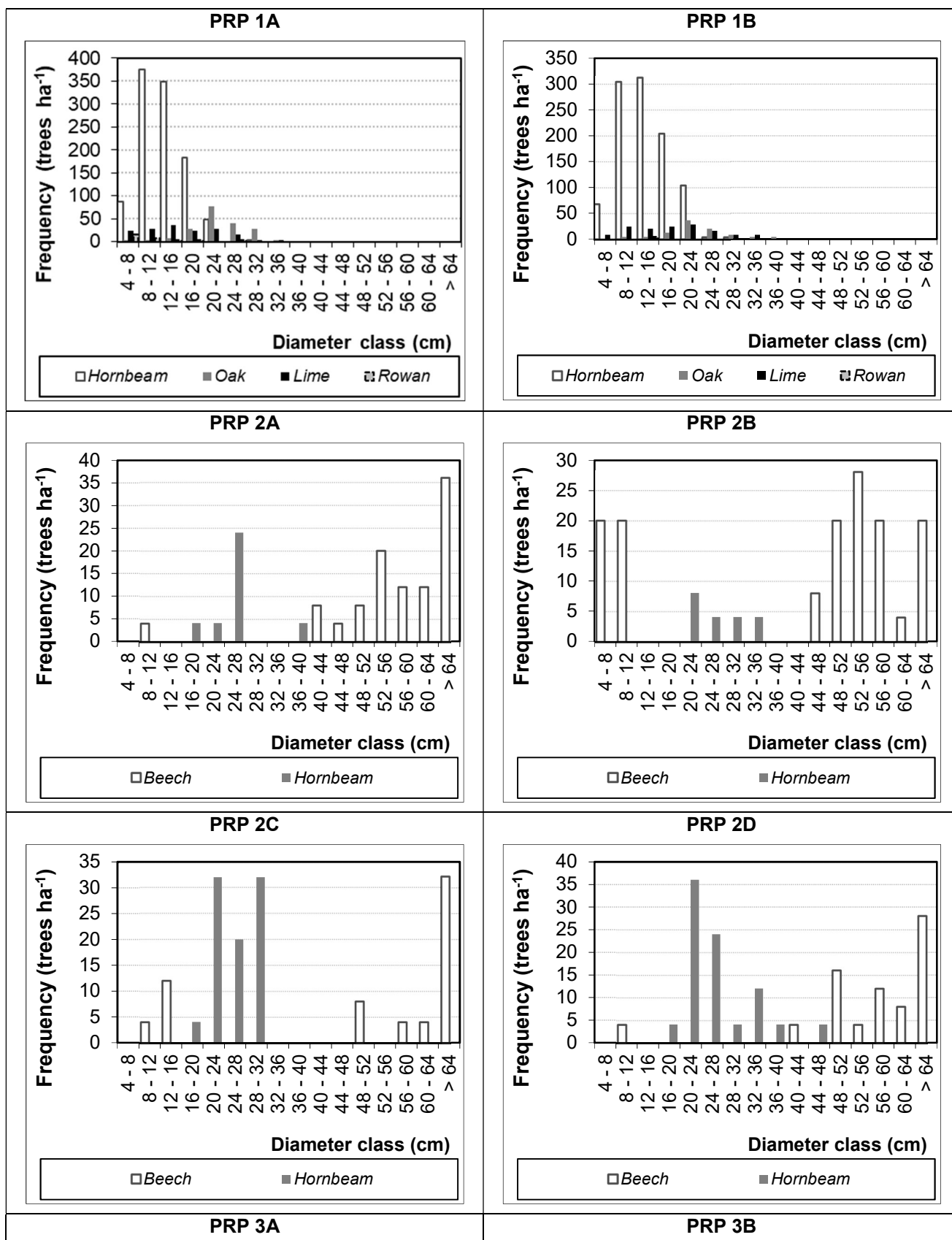
TVP	Rok	Věk	N	dbh _{1,3}	BA	h	V	v	PAI	MAI	CC	CPA	SDI
1A	1998	64	1512	15,6	29.0	13.74	178	0.118	4.8	2.78	99.4	5.14	0.68
	2008	74	1460	16.9	32.6	14.88	225	0.154	5.0	3.05	99.5	5.27	0.75
	2018	84	1364	18.2	35.4	15.74	268	0.197	5.4	3.31	99.5	5.28	0.79
1B	1998	64	1268	16.2	26.1	14.39	171	0.135	4.1	2.66	99.1	4.70	0.60
	2008	74	1252	17.2	29.2	15.32	210	0.168	4.3	2.84	99.2	4.86	0.66
	2018	84	1160	18.4	31.0	16.06	244	0.210	4.7	3.04	99.2	4.81	0.68
2A	1998	106	144	52.5	31.1	31.57	545	3.788	6.6	5.14	82.6	1.75	0.44
	2008	116	140	55.7	34.0	33.13	611	4.365	6.4	5.27	84.0	1.84	0.47
	2018	126	120	57.3	30.9	33.46	569	4.740	6.3	5.33	80.2	1.62	0.42
2B	1998	106	164	46.7	27.9	26.80	467	2.846	6.4	4.41	82.9	1.77	0.42
	2008	116	160	49.2	30.2	28.07	529	3.303	6.1	4.59	82.9	1.77	0.45
	2018	125	148	50.4	29.4	28.41	524	3.541	5.5	4.71	81.3	1.68	0.43
2C	1998	104	168	44.9	26.4	27.19	419	2.496	6.5	4.03	80.6	1.64	0.39
	2008	114	168	47.5	29.7	28.27	482	2.868	6.4	4.22	83.0	1.77	0.43
	2018	124	164	49.5	31.3	29.08	519	3.166	6.2	4.41	83.8	1.82	0.45
2D	1998	104	172	44.8	27.1	29.05	436	436	6.7	4.14	84.8	1.88	0.40
	2008	114	168	47.1	29.2	30.55	499	499	6.5	4.37	83.1	1.78	0.43
	2018	124	152	49.1	28.7	30.98	498	498	6.2	4.55	81.8	1.70	0.41
3A	1998	88	484	34.2	44.6	30.22	571	1.179	11.5	6.48	69.2	1.18	0.66
	2008	98	480	37.4	52.7	31.20	685	1.427	11.3	6.99	73.4	1.32	0.75
	2018	108	452	40.5	58.3	32.03	767	1.697	11.2	7.37	76.0	1.43	0.81
3B	1998	87	476	32.4	39.1	28.44	494	1.039	10.4	5.68	70.5	1.22	0.61
	2008	97	476	35.4	46.9	29.40	602	1.266	10.6	6.21	75.1	1.39	0.70
	2018	107	464	38.4	53.8	30.19	699	1.506	10.7	6.60	78.5	1.54	0.78

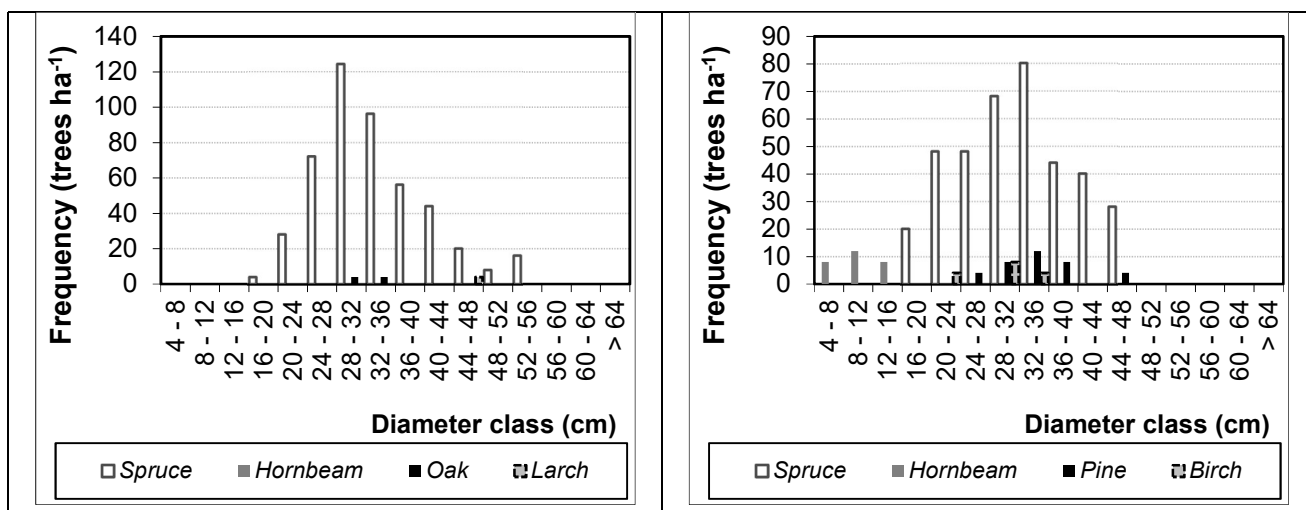
Poznámky: Age – průměrný věk stanoviště, N – počet jedinců na ha, dbh_{1,3} – průměrná výčetní tlouška (cm), BA – kruhová základna (m².ha⁻¹), h – střední výška (m), V – porostní zásoba (m³.ha⁻¹), v – průměrný objem stromu (m³), PAI – periodický roční přírůst; MAI – průměrný přírůst, CC – zápoj, CPA – plocha korunové projekce (ha), SDI – index hustoty porostu

Tloušťkové četnosti stromového patra na TVP 1A–3B v r. 1998 jsou znázorněny na Obr. 16 a v r. 2018 na Obr. 17. Na TVP 1A i 1B se v habrové doubravě s lípou malolistou, která je bývalou pařezinou, jedná o výrazné levostranné rozdělení, kde v horním stromovém patře dominuje dub zimní a lípa malolistá a ve spodním patře habr obecný, jeřáb ptačí i další vtroušené dřeviny (javor mléč, j. klen, j. babyka, buk lesní a jilm horský). Na TVP 1A je nejvíce zastoupena tloušťková třída 8–12 cm a na TVP 1B 12–16 cm (Obr. 16). V průběhu studovaných 20 let dochází k mírnému posunu do větších tloušťkových tříd, ale k nárůstu do nejnižší tloušťkové třídy v důsledku škod spárkatou zvěří nedochází (Obr. 17).

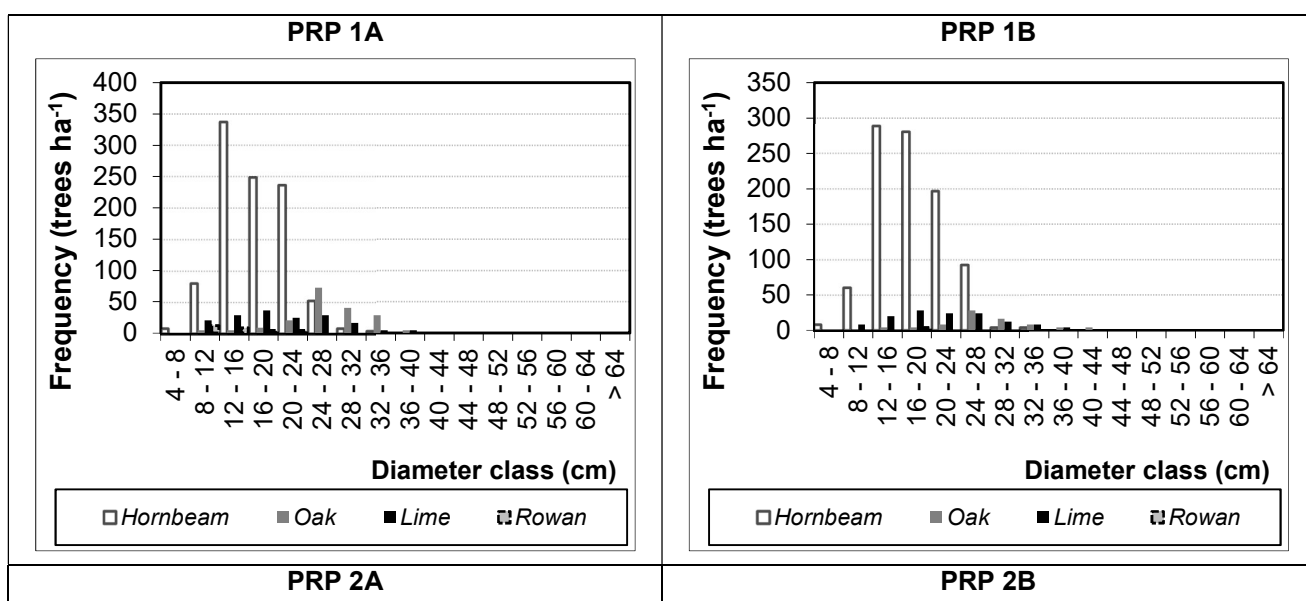
Na TVP 2B–2D se v květnaté bučině jedná o tloušťkové rozdělení víceméně písmene „u“ a na TVP 2A o rozdělení téměř pravostranné. V největších tloušťkových třídách a v horním stromovém patře dominuje buk lesní a v menších tloušťkových třídách a ve spodním stromovém patře je to habr obecný a řídce vtroušený dub zimní a bříza bělokorá. Na TVP 2A a 2C je nejvíce zastoupena tloušťková třída 64+ cm, na TVP 2B třída 52–56 cm a na TVP D třída 20–24 cm (Obr. 16). V průběhu studovaných 20 let dochází k mírnému posunu do větších tloušťkových tříd, ale i k nárůstu do nejnižší tloušťkové třídy, a to v důsledku odrůstání sporadického zmlazení buku, které je silně poškozováno spárkatou zvěří, což je nejvýraznější na TVP 2D (Obr. 17).

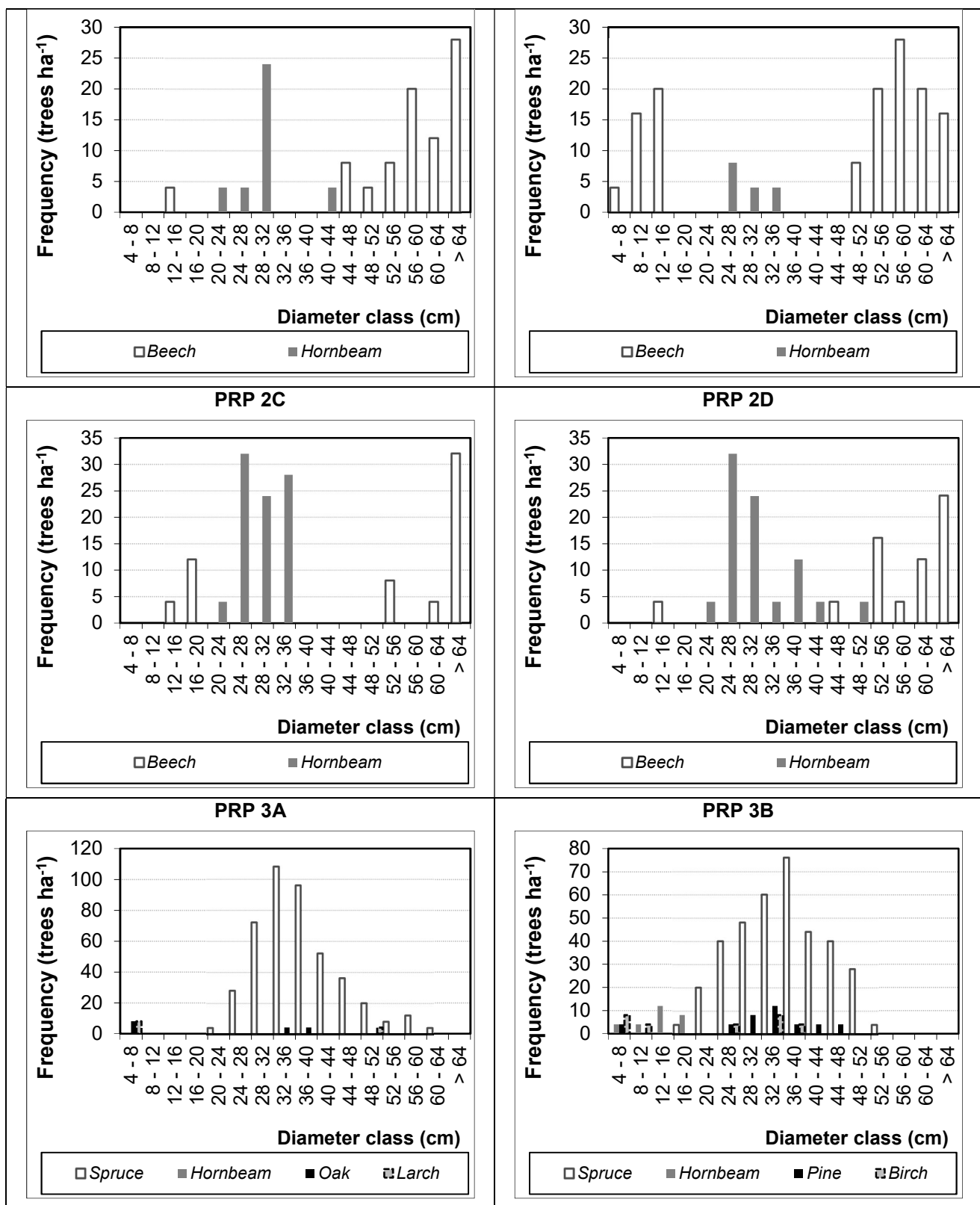
Na TVP 3A a 3B se v sekundární smrčině jedná o klasické Gaussovo rozdělení tloušťkových tříd. V největších tloušťkových třídách a v horním stromovém patře dominuje smrk ztepilý a ve spodním patře je vtroušen habr obecný, borovice lesní, dub zimní, modřín evropský a bříza bělokorá. Na TVP 3A je nejvíce zastoupena tloušťková třída 28–32 cm a na TVP 3B třída 32–36 cm (Obr. 16). V průběhu studovaných 20 let dochází k mírnému posunu do větších tloušťkových tříd, ale i k nárůstu do nejnižší tloušťkové třídy, a to v důsledku odrůstání sporadického zmlazení břízy bělokoré, která je nejméně ze všech dřevin poškozována spárkatou zvěří, což je nejvýraznější na TVP 3B (Obr. 17).





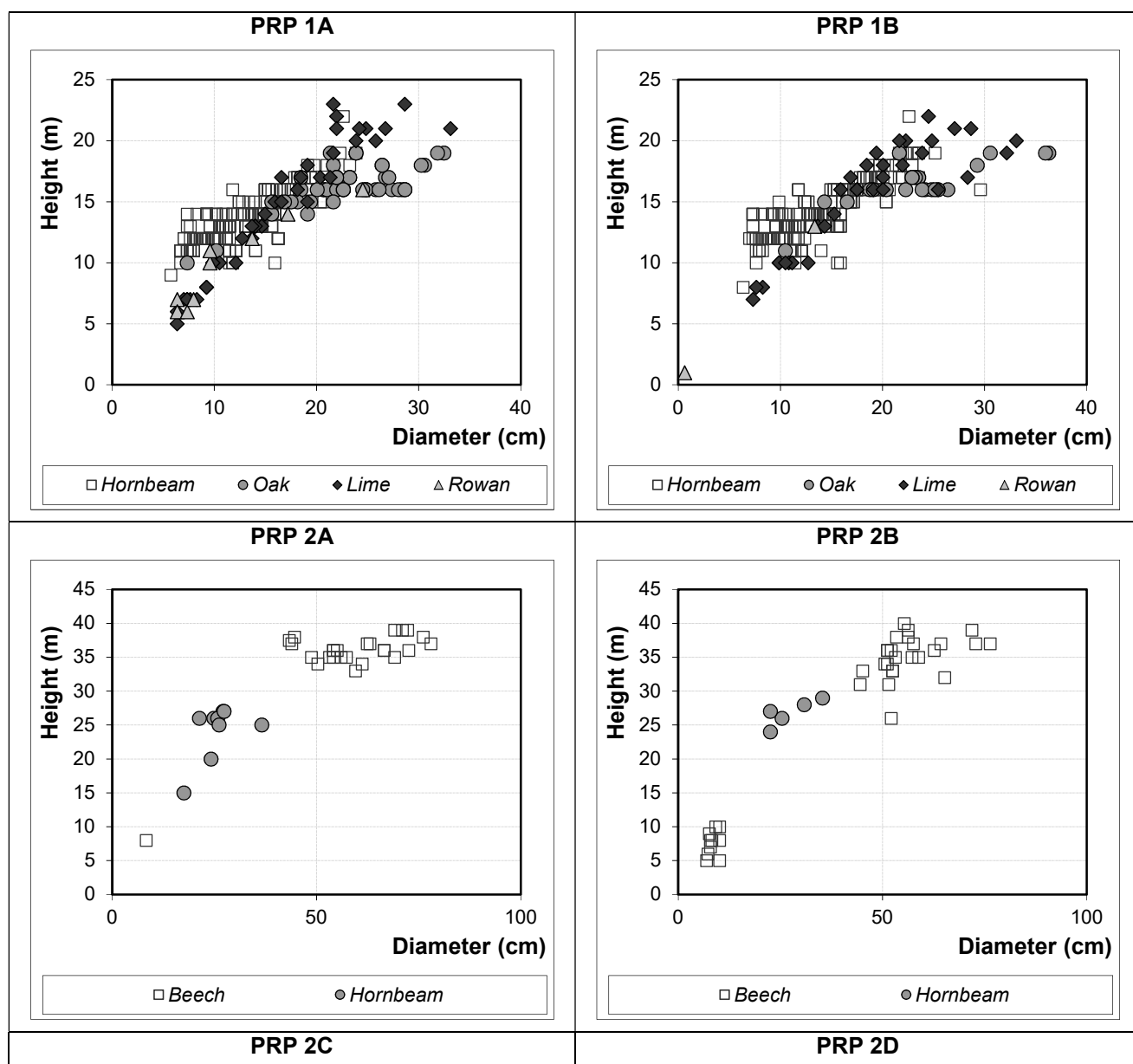
Obr. 16: Histogram tloušťkové struktury stromového patra na TVP 1A–3B diferencovaně podle převládajících dřevin v r. 1998.

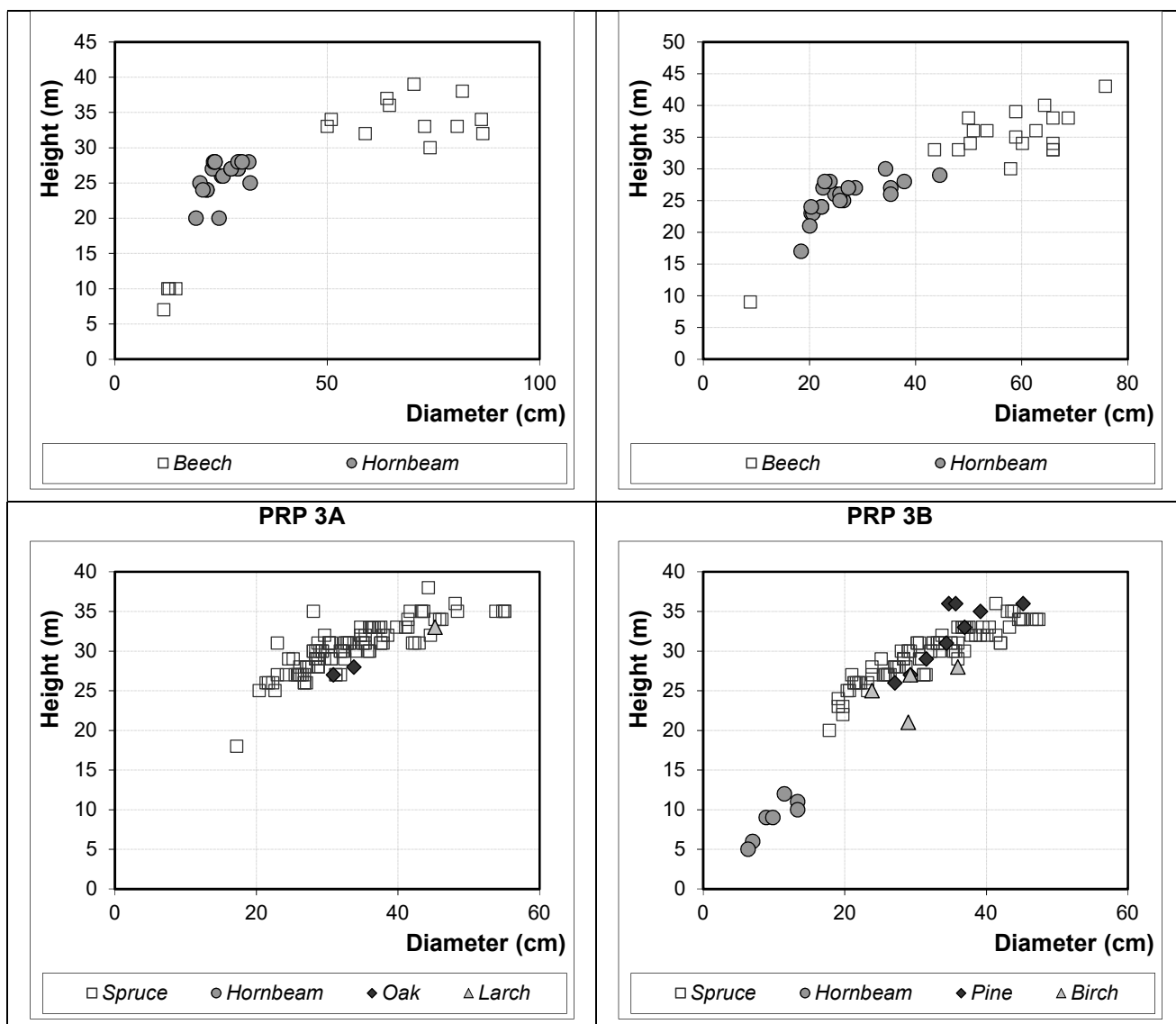




Obr. 17: Histogram tloušťkové struktury stromového patra na TVP 1A–3B diferencovaně podle převládajících dřevin v r. 2018.

Vztah výčetní tloušťky k výšce stromů je znázorněn na Obr. 18, z něhož je patrná diference porostů. Na první pohled je jasné zřejmý rozdíl mezi plochami v habrové doubravě, květnaté bučině a smrčíně. Nejvíce je růstový prostor využíván v habrové doubravě, kde se jedná o vertikální zápoj. Naproti tomu v květnaté bučině a smrčíně se u dominantních dřevin (smrku a buku) jedná o zápoj horizontální a pod nimi je řídké spodní patro též s víceméně horizontálním zápojem.





Obr. 18: Vztah výčetní tloušťky k výšce stromů na TVP 1A–3B v r. 1998.

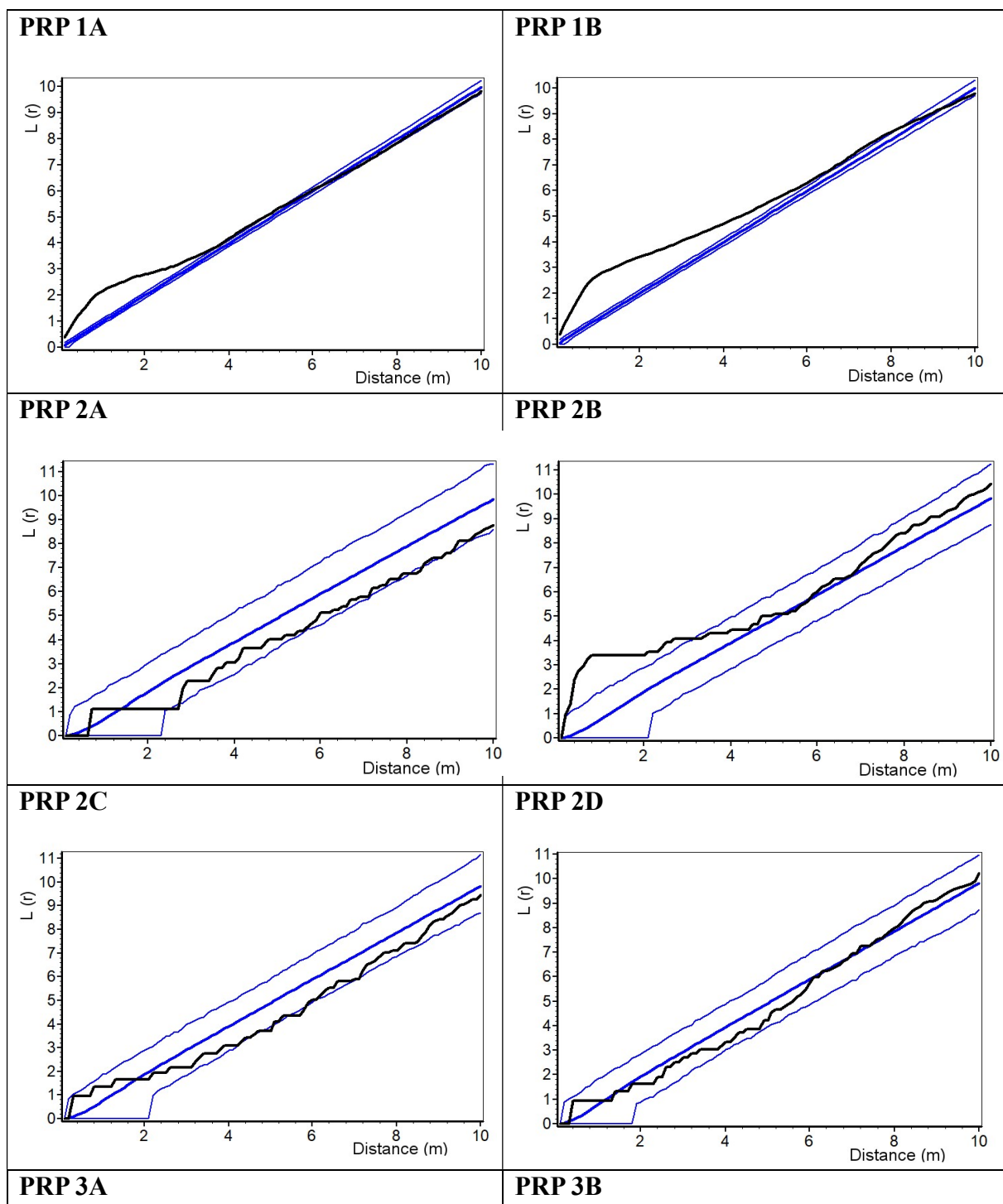
5.2.2. Horizontální struktura stromového patra

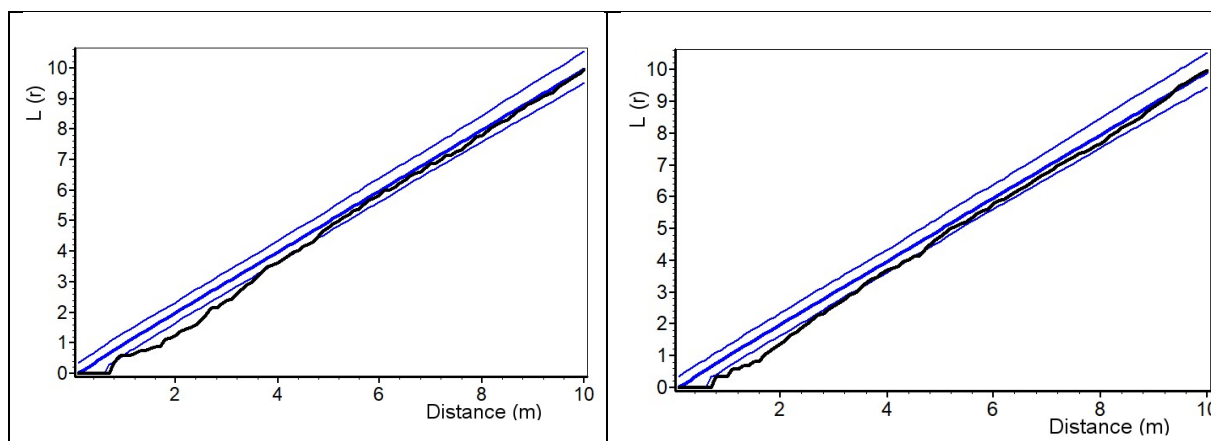
V habrových doubravách jsou všichni jedinci stromového patra podle Clark-Evansova indexu v průběhu sledování rozmístění mírně pravidelně (v r. 1998 $R = 1.382\text{--}1.490$, v r. 2008 $R = 1.350\text{--}1.503$, v r. 2018 $R = 1.330\text{--}1.462$). Převážně shlukovité uspořádání jedinců stromového patra na TVP 1A a 1B v r. 2018 podle jejich vzdálenosti (rozestupu) do 5–6,5 m vyplývá z Ripleyovy L -funkce, při větším rozestupu jsou pak stromy rozmístěny náhodně (Obr. 19).

V květnatých bučinách jsou podle Clark-Evansova indexu všichni jedinci stromového patra v průběhu sledování rozmístění velmi mírně pravidelně (v r. 1998 $R = 1.087\text{--}1.194$, v r. 2008 $R = 1.071\text{--}1.213$, v r. 2018 $R = 1.077\text{--}1.143$). Převážně náhodné uspořádání jedinců stromového patra na TVP 2A–2D v r. 2018 podle jejich vzdálenosti (rozestupu) pak vyplývá z Ripleyovy L -funkce, pouze na TVP 2B se do rozestupu 3 m jedná o shlukovité rozmístění

(Obr. 19).

V sekundárních smrčínách jsou všichni jedinci stromového patra podle Clark-Evansova indexu rozmístění mírně pravidelně (v r. 1998 $R = 1.148\text{--}1.225$, v r. 2008 $R = 1.148\text{--}1.217$, v r. 2018 $R = 1.136\text{--}1.200$). Převážně náhodné uspořádání jedinců stromového patra na TVP 3A–3B v r. 2018 podle jejich vzdálenosti (rozestupu) pak vyplývá z Ripleyovy L -funkce, pouze při rozestupu do 4 m na TVP 3A a do 3 m na TVP 3B jsou stromy rozmístěny pravidelně (Obr. 19).





Obr. 19: Horizontální struktura stromů na TVP (PRP) vyjádřená L -funkcí v roce 2018

5.2.3. Biodiverzita stromového patra

Biodiverzita stromového patra na TVP 1A–3B je uvedena v Tab. 11.

Biodiverzita přírodě blízkých habrových doubrav

V habrových doubravách jsou všichni jedinci stromového patra podle Clark-Evansova indexu v průběhu sledování rozmístění mírně pravidelně. Převážně shlukovité uspořádání jedinců stromového patra na TVP 1A a 1B v r. 2018 podle jejich vzdálenosti (rozestupu) do 5–6,5 m vyplývá z Ripleyovy L -funkce, při větším rozestupu jsou pak stromy rozmístěny náhodně (Obr. 19). Vertikální struktura je dle Arten profil indexu v průběhu sledovaného 20-ti letého období středně rozrůzněná. Tloušťková a výšková diference struktury podle práce Földner (1995) je malá. Korunová diference je převážně střední. Celková diverzita podle práce Jaehne, Dohrenbusch (1997) značí v průběhu sledovaného období různorodou strukturu.

Z hlediska druhové různorodosti dle entropie H' a podle druhové vyrovnanosti E se jedná o střední biodiverzitu.

Biodiverzita přírodě blízkých květnatých bučin

V květnatých bučinách jsou všichni jedinci stromového patra podle Clark-Evansova indexu v průběhu sledování rozmístění velmi mírně pravidelně. Převážně náhodné uspořádání jedinců stromového patra na TVP 2A–2D v r. 2018 podle jejich vzdálenosti (rozestupu) pak vyplývá z Ripleyovy L -funkce, pouze na TVP 2B se do rozestupu 3 m jedná o shlukovité rozmístění (Obr. 19). Vertikální struktura je dle Arten profil indexu v průběhu sledovaného 20letého období na TVP 2A–2B převážně málo rozrůzněná a na TVP 2C–2D středně rozrůzněná. Tloušťková diference struktury podle práce Földner (1995) je na TVP 2A a 2D malá a na TVP 2B a 2C střední. Výšková diference struktury je na TVP 2A, 2C a 2D malá a na TVP 2B střední. Korunová diference je převážně nízká. Celková diverzita podle práce Jaehne, Dohrenbusch

(1997) značí v průběhu sledovaného období na TVP 2A, 2B a 2D rovnoměrnou strukturu a na TVP 2C nerovnoměrnou výstavbu. Z hlediska druhové různorodosti dle entropie H' se na TVP 2A, 2B jedná o velmi malou diverzitu, na TVP 2D o malou a na TVP 2C o střední diverzitu. Podle druhové vyrovnanosti E se na TVP 2A, 2C a 2D jedná převážně o střední a na TVP 2B o malou biodiverzitu.

Biodiverzita sekundárních smrčín

V sekundárních smrčínách jsou všichni jedinci stromového patra podle Clark-Evansova indexu rozmístěni mírně pravidelně. Převážně náhodné uspořádání jedinců stromového patra na TVP 3A–3B v r. 2018 podle jejich vzdálenosti (rozestupu) pak vyplývá z Ripleyovy L -funkce (Obr. 19, pouze při rozestupu do 4 m na TVP 3A a do 3 m na TVP 3B jsou stromy rozmístěny pravidelně (Obr. 19). Vertikální struktura je dle Arten profil indexu v průběhu sledovaného 20letého období na TVP málo rozrůzněná a na TVP 3B středně rozrůzněná. Tloušťková diferenciace struktury podle práce Földner (1995) je malá. Výšková diferenciace struktury je na TVP 3A velmi malá a na TVP 3B malá. Korunová diferenciace je na TVP 3A nízká a na TVP 3B střední. Celková diverzita podle práce Jaehne, Dohrenbusch (1997) značí v průběhu sledovaného období na TVP 3A rovnoměrnou až monotonní strukturu a na TVP 3B nerovnoměrnou strukturu. Z hlediska druhové různorodosti dle entropie H' a podle druhové vyrovnanosti E se na TVP 3A jedná o velmi malou a na TVP 3B o malou biodiverzitu.

Tabulka 11:

Indexy popisující diverzitu stromových pater na TVP v letech 1998, 2008 a 2018.

TVP	Rok	R (C&Ei)	A (Pri)	B (J&Di)	TM_d (Fi)	TM_h (Fi)	K (J&Di)	H' (Si)	E (Pii)
1A	1998	1,382	0,494	8,559	0,336	0,209	1,791	0,473	0,524
	2008	1,350	0,496	8,401	0,350	0,208	1,803	0,476	0,527
	2018	1,330	0,504	8,425	0,364	0,222	1,808	0,477	0,528
1B	1998	1,490	0,510	8,700	0,296	0,178	2,150	0,415	0,491
	2008	1,503	0,522	8,720	0,307	0,182	2,156	0,416	0,492
	2018	1,462	0,514	8,677	0,318	0,195	2,16	0,408	0,483
2A	1998	1,120	0,142	5,277	0,364	0,222	1,364	0,101	0,336
	2008	1,152	0,147	4,998	0,344	0,198	1,289	0,106	0,352
	2018	1,118	0,177	4,905	0,383	0,209	1,223	0,126	0,419
2B	1998	1,194	0,395	5,778	0,465	0,446	1,735	0,078	0,259
	2008	1,213	0,295	5,740	0,480	0,414	1,688	0,082	0,272
	2018	1,136	0,303	5,610	0,455	0,390	1,612	0,072	0,239

2C	1998	1,166	0,391	6,870	0,423	0,287	1,159	0,377	0,484
	2008	1,166	0,402	6,731	0,423	0,271	1,055	0,393	0,505
	2018	1,143	0,424	6,731	0,430	0,264	1,005	0,419	0,538
2D	1998	1,087	0,581	6,307	0,300	0,173	1,490	0,248	0,520
	2008	1,071	0,527	5,771	0,296	0,153	1,240	0,265	0,555
	2018	1,077	0,533	5,701	0,323	0,167	1,187	0,292	0,612
3A	1998	1,225	0,315	5,115	0,209	0,091	0,786	0,072	0,120
	2008	1,217	0,344	3,938	0,220	0,087	0,559	0,060	0,126
	2018	1,200	0,335	3,341	0,221	0,079	0,529	0,058	0,122
3B	1998	1,148	0,402	6,790	0,274	0,187	1,358	0,305	0,392
	2008	1,148	0,394	6,558	0,288	0,178	1,274	0,290	0,373
	2018	1,136	0,391	6,414	0,304	0,172	1,221	0,283	0,364

Vysvětlivky: R – Clark-Evansův agregační index, A – Arten-profile index, B - index porostní diverzity, TM_d index tloušťkové diferenciaci, TM_h index výškové diferenciaci, K – index korunové diferenciaci, H' – index druhové heterogenity (entropie), E – index druhové vyrovnanosti

5.2.4. Radiální růst dřevin a vliv klimatu

Průměrný radiální přírůst je v rámci NPP Medník v letech 1960–2017 v habrových doubravách (u dubu, habru a lípy; Obr. 20, 22 a 24) poměrně značně diferencovaný a podobně je tomu i v květnatých bučinách (u buku; Obr. 26) a ve smrčinách (u smrku; Obr. 28).

Letokruhové analýzy z habrových doubrav

U dubu zimního byl snížený přírůst v letech 1968–1977 způsoben převážně tracheomýkózou. Po provedené probírce v r. 1977 a 2008 vždy došlo ke zvýšení radiálního růstu. V letech 1982–2000 byly výrazné růstové deprese způsobeny značnou kompeticí. Výrazný pokles radiálního růstu v letech 2016 a 2017 je dán dlouhodobým suchem (Obr. 20).

U habru obecného jako výrazně podúrovňové dřeviny byl radiální růst, na velmi hustých TVP charakteru přerostlé pařeziny, značně a dlouhodobě ovlivňován vysokou kompeticí. V r. 2011 došlo k výraznému poškození asimilačního aparátu pozdním mrazem. Výrazný pokles radiálního růstu v letech 2016 a 2017 je dán dlouhodobým suchem. Výchovné zásahy v porostu v r. 1977 a 2008 nebyly zaměřeny na uvolnění habru, a tak se na jeho radiálním růstu neprojeví (Obr. 22).

U lípy srdčité byl radiální růst nejvíce rozkolísaný ze všech studovaných dřevin. Po provedené probírce v r. 1977 a 2008 vždy došlo ke zvýšení radiálního růstu. Výrazný pokles radiálního

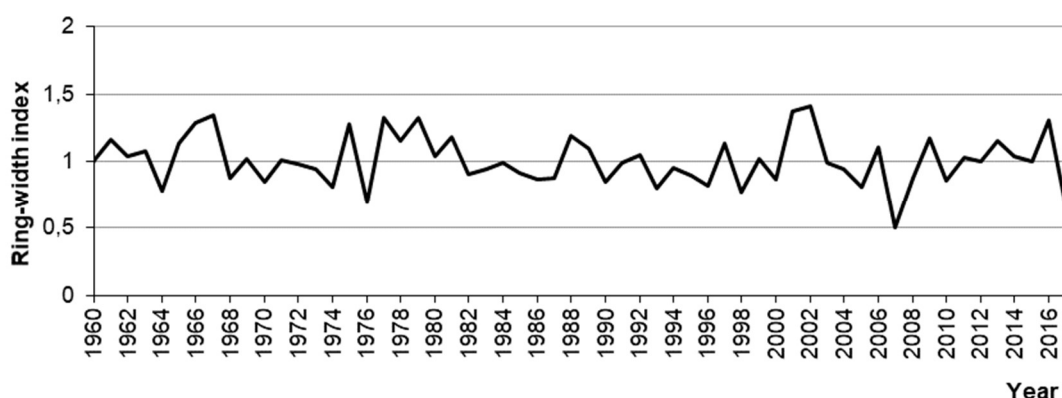
růstu v letech 2016 a 2017 je dán dlouhodobým suchem (Obr. 24).

Průměrná šířka letokruhů na TVP 1A a 1B dosahovala hodnot u dubu zimního 1.4 mm (± 0.4 SD), u habru oboecného 1.3 mm (± 0.6 SD) a u lípy srdčité 1.7 mm (± 0.6 SD). Z porovnání průměrných letokruhových křivek pro jednotlivé dřeviny na TVP 1A a 1B je patrná jejich vysoká vzájemná shoda, jejich hodnoty t-testu nad 3.2 ukazují na spolehlivost synchronizace.

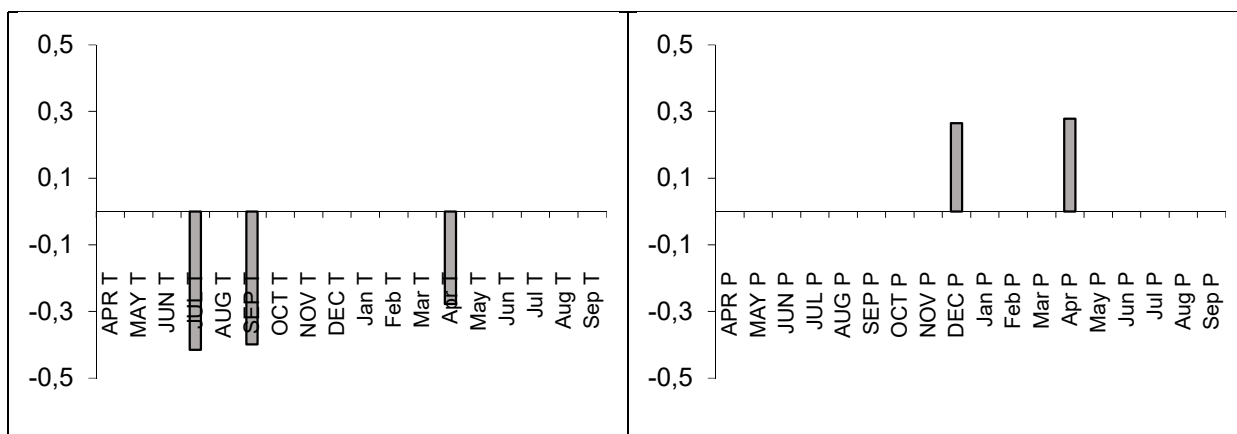
Korelace tloušťkového přírůstu s průměrnými měsíčními teplotami a srážkami ukazují na některé statisticky signifikantní hodnoty. Tloušťkový přírůst dubu v letech 1960–2017 vykazuje v NPP Medník záporné statisticky průkazné korelace s teplotou v červenci a v září předchozího roku a v dubnu aktuálního roku ($r = -0.42$, $r = -0.40$, $r = -0.29$). Dále byly zjištěny statisticky průkazné kladné korelace s úhrnem srážek v prosinci předcházejícího roku ($r = 0.27$) a v dubnu aktuálního roku ($r = 0.28$; Obr. 21). Negativně významným rokem s velmi nízkým radiálním přírůstem byl 2007.

Tloušťkový přírůst lípy v letech 1960–2017 vykazuje záporné statisticky průkazné korelace s teplotou v květnu, červenci, srpnu a září předcházejícího roku ($r = -0.29$, $r = -0.35$, $r = -0.24$, $r = -0.24$) a v lednu aktuálního roku ($r = -0.30$). Dále byly zjištěny statisticky průkazné kladné korelace s úhrnem srážek v prosinci předcházejícího roku ($r = 0.33$) a v červnu a v červenci aktuálního roku ($r = 0.33$, $r = 0.31$; Obr. 25). Negativně významné roky s velmi nízkým radiálním přírůstem byly: 1943, 1947, 1949, 1982, 1984, 1989, 1990, 2000, 2008, 2010 a 2017.

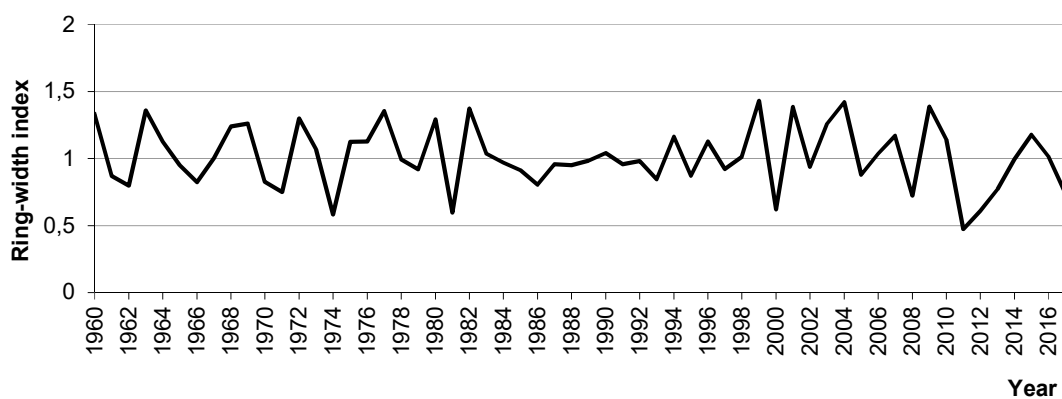
Tloušťkový přírůst habru v letech 1960–2017 vykazuje kladné statisticky průkazné korelace s teplotou v červenci aktuálního roku ($r = 0.26$). Dále byly zjištěny statisticky průkazné kladné korelace s úhrnem srážek v říjnu předcházejícího roku ($r = 0.27$; Obr. 22). Negativně významné roky s velmi nízkým radiálním přírůstem byly: 1915, 1974, 1981 2011.



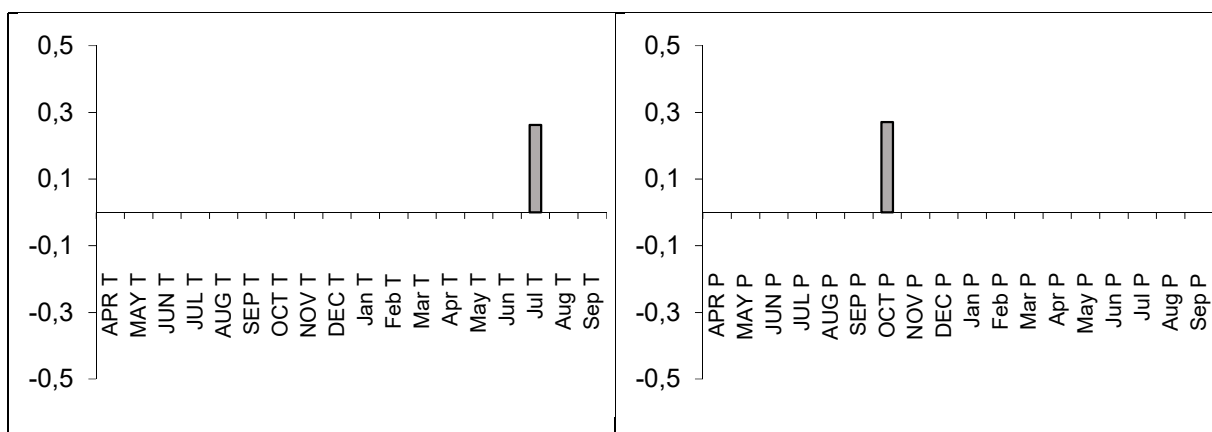
Obr. 20: Stanardizovaná průměrná stanovištní chronologie dubu na TVP 1.



Obr. 21: Koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů s měsíčními teplotami (vlevo) a srážkami (vpravo) od května předchozího roku (P) do září běžného roku za období 1960–2017 pro dub na TVP 1. Hodnoty jsou statisticky významné ($\alpha = 0,05$).

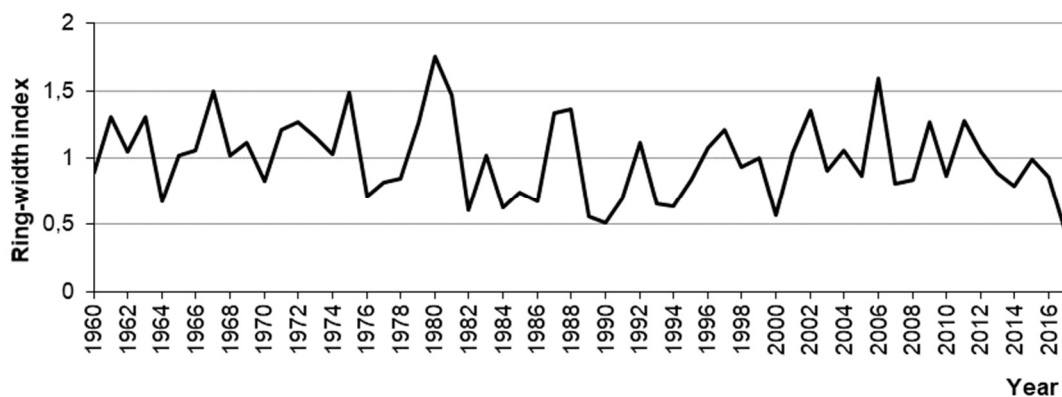


Obr. 22: Standardizované průměrné stanovištní letokruhové chronologie pro habr na TVP 1.

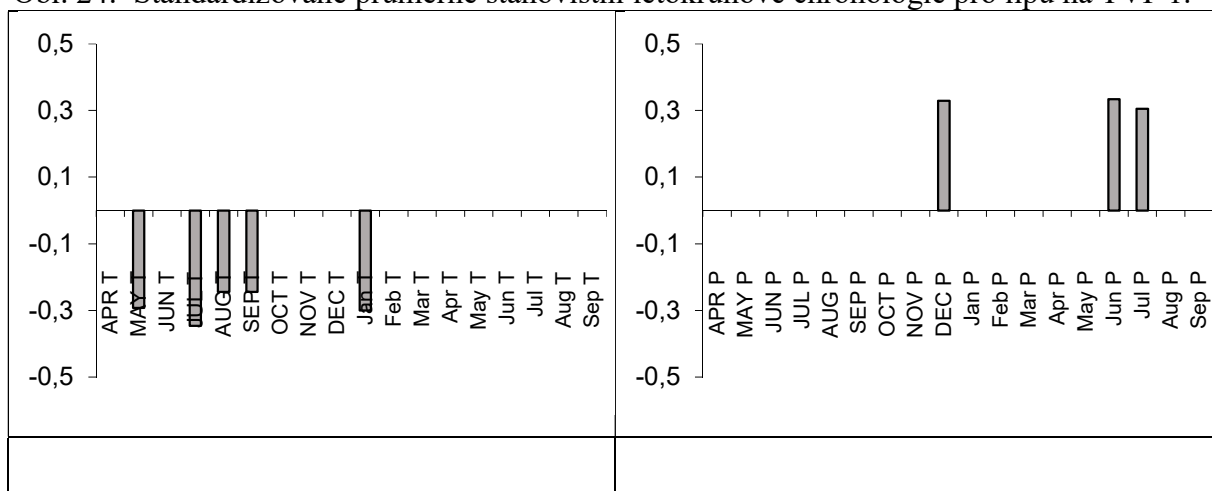


Obr. 23: Koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů s měsíčními teplotami

(vlevo) a srážkami (vpravo) od května předchozího roku (P) do září běžného roku za období 1960–2017 pro habr na TVP 1. Hodnoty jsou statisticky významné ($\alpha = 0,05$).



Obr. 24: Standardizované průměrné stanovištní letokruhové chronologie pro lípu na TVP 1.



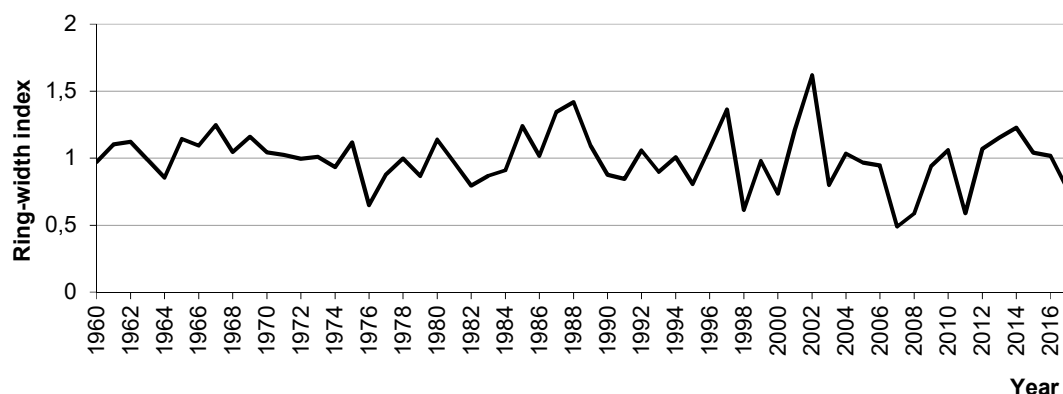
Obr. 25: Koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů s měsíčními teplotami (vlevo) a srážkami (vpravo) od května předchozího roku (P) do září běžného roku za období 1960–2017 pro lípu na TVP 1. Hodnoty jsou statisticky významné ($\alpha = 0,05$).

Letokruhové analýzy z květnatých bučin

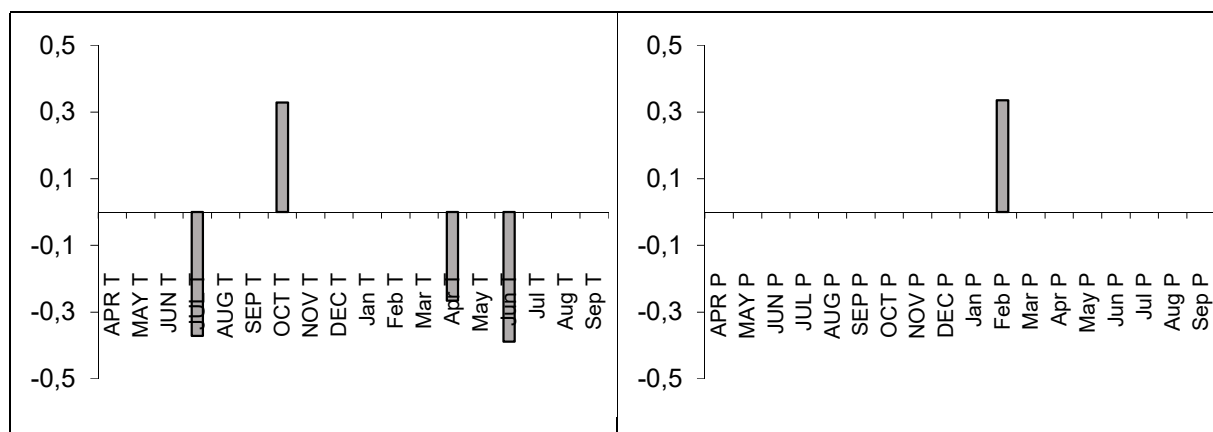
U buku lesního byla výrazná růstová deprese v r. 1998 způsobena silným výskytem červce bukového, v r. 2007 a 2011 pozdním mrazem a v r. 2017 dlouhotrvajícím suchem. Po provedených probírkách v r. 1982 a 1998 vždy došlo ke zvýšení radiálního růstu (Obr. 26).

Průměrná šířka letokruhů na TVP 2A–2D dosahovala hodnot u buku lesního 1.6 mm (± 0.5 SD). Z porovnání průměrných letokruhových křivek pro jednotlivé dřeviny na TVP 2A–2D je patrná jejich vysoká vzájemná shoda, jejich hodnoty t-testu nad 3.1 ukazují na spolehlivost synchronizace.

Korelace tloušťkového přírůstu buku s průměrnými měsíčními teplotami a srážkami ukazují na některé statisticky signifikantní hodnoty. Tloušťkový přírůst buku v letech 1960–2017 vykazuje v NPP Medník záporné statisticky průkazné korelace s teplotou v červenci ($r = -0.37$) a kladné v listopadu předcházejícího roku ($r = 0.33$) a záporné v dubnu a červnu aktuálního roku ($r = -0.27$, $r = -0.39$). Dále byly zjištěny statisticky průkazné kladné korelace s úhrnem srážek v únoru aktuálního roku ($r = 0.34$; Obr. 27). Negativně významné roky s velmi nízkým radiálním přírůstem byly: 1918, 1947, 1998, 2007, 2008.



Obr. 26: Standardizované průměrné stanovištní letokruhové chronologie pro buk na TVP 2.



Obr. 27: Koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů s měsíčními teplotami (vlevo) a srážkami (vpravo) od května předchozího roku (P) do září běžného roku za období 1960–2017 pro buk na TVP 2. Hodnoty jsou statisticky významné ($\alpha = 0,05$).

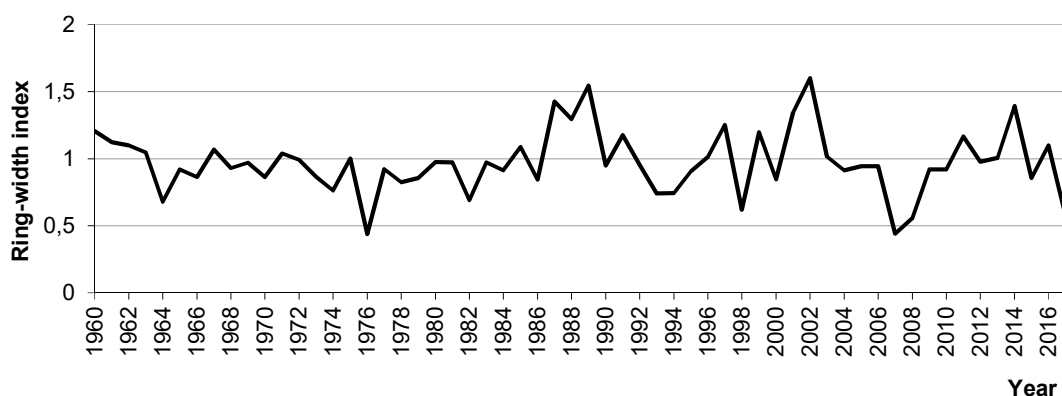
Letokruhové analýzy ze sekundárních smrčín

Po provedených probírkách v r. 1982 a 1993 vždy došlo u smrku ke zvýšení radiálního růstu. V r. 2007 při orkánu Kyrill došlo u smrku k silnému poškození korun, a to zejména vrcholovými

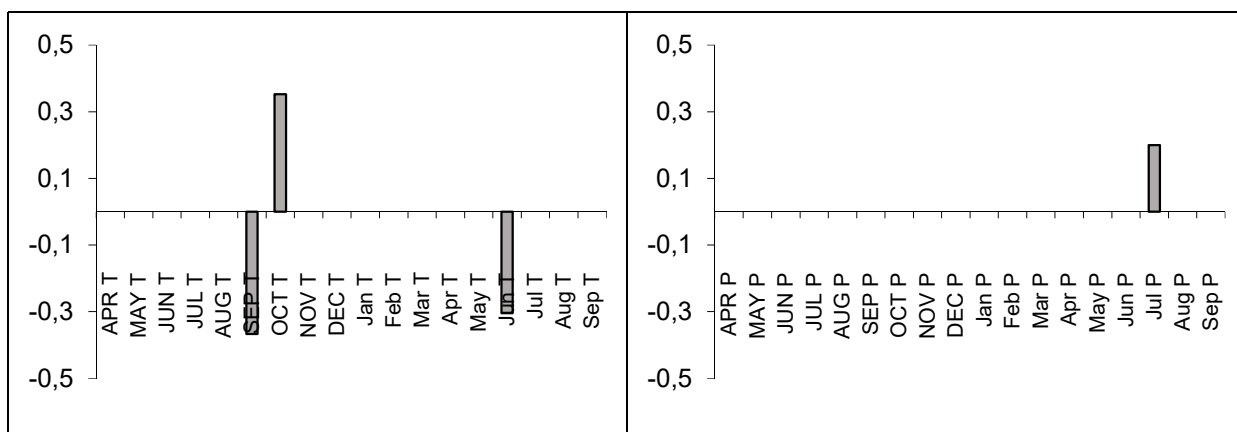
zlomy, což se projevilo na výrazně sníženém přírůstu v r. 2007 a 2008. U smrku byla výrazná růstová deprese v r. 2017 způsobena dlouhotrvajícím suchem (Obr. 28).

Průměrná šířka letokruhů na TVP 3A a 3B dosahovala hodnot u smrku ztepilého 1.6 mm (± 0.5 SD). Z porovnání průměrných letokruhových křivek pro jednotlivé dřeviny na TVP 3A a 3B je patrná jejich vysoká vzájemná shoda, jejich hodnoty t-testu nad 3.3 ukazují na spolehlivost synchronizace.

Korelace tloušťkového přírůstu smrku s průměrnými měsíčními teplotami a srážkami ukazují na některé statisticky signifikantní hodnoty. Tloušťkový přírůst smrku v letech 1960–2017 vykazuje v NPP Medník záporné statisticky průkazné korelace s teplotou v říjnu ($r = -0.37$) a kladné v listopadu předcházejícího roku ($r = 0.35$) a záporné v červnu aktuálního roku ($r = -0.30$). Dále byly zjištěny statisticky průkazné kladné korelace s úhrnem srážek v červenci aktuálního roku ($r = 0.34$; Obr. 29). Negativně významné roky s velmi nízkým radiálním přírůstem byly: 1976, 2000, 2005, 2007.



Obr. 28: Standardizované průměrné stanovištní letokruhové chronologie pro smrk na TVP 3.



Obr. 29: Koeficienty korelace regionální chronologie indexu letokruhů s měsíčními teplotami (vlevo) a srážkami (vpravo) od května předchozího roku (P) do září běžného roku za období 1960–2017 pro smrk na TVP 3. Hodnoty jsou statisticky významné ($\alpha = 0,05$).

5.2.5. Fenologické poměry v různých porostních typech a jejich vliv na výskyt *Erythronium dens-canis*

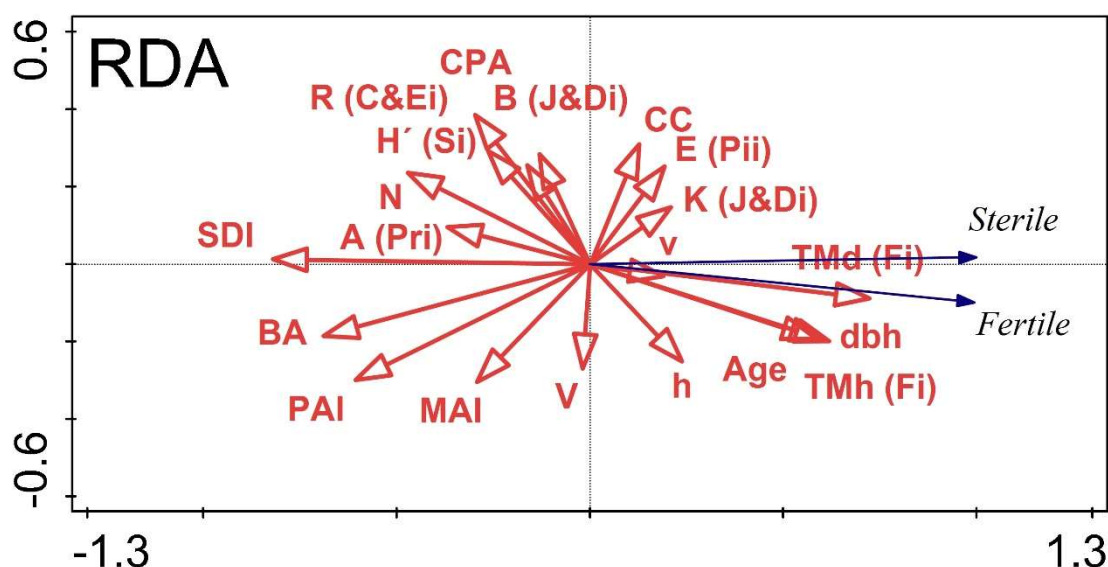
Výskyt *Erythronium dens-canis* v různých porostních typech (v habrové doubravě, květnaté bučině a sekundární smrčině) na studovaných TVP v NPP Medník je uveden v Tab. 12. Největší výskyt kandíku psiho zubu v průběhu sledovaného období byl zaznamenán v květnatých bučinách, podstatně menší v habrových doubravách a minimální v sekundární smrčině. V průběhu let 1998-2008 docházelo k mírnému poklesu, stagnaci či jen velmi malému nárůstu populace kandíku, a naopak v letech 2008-2018 k jejímu většímu nárůstu, a to zejména v květnatých bučinách. Podíl sterilních a fertlních jedinců byl celkově 2,5:1. Největší výskyt kandíku byl zaznamenán v porostních světlinách, kde byl též výrazně nižší podíl sterilních a fertlních jedinců (1,7:1).

Tabulka 12: Výskyt *Erythronium dens-canis* v různých porostních typech na studovaných TVP v NPP Medník.

TVP	Rok	Počet jedinců <i>Erythronium dens-canis</i>	
		sterilní	fertlní
1A	1998	104	37
	2008	126	48
	2018	132	58
1B	1998	146	49
	2008	168	51
	2018	185	73
2A	1998	372	158
	2008	383	150
	2018	453	185
2B	1998	331	148
	2008	345	136
	2018	387	163
2C	1998	223	91
	2008	229	83
	2018	271	107
2D	1998	244	108
	2008	255	89

	2018	287	123
3A	1998	12	2
	2008	14	3
	2018	18	5
	2018	18	5
3B	1998	4	1
	2008	5	2
	2018	7	4
	2018	7	4

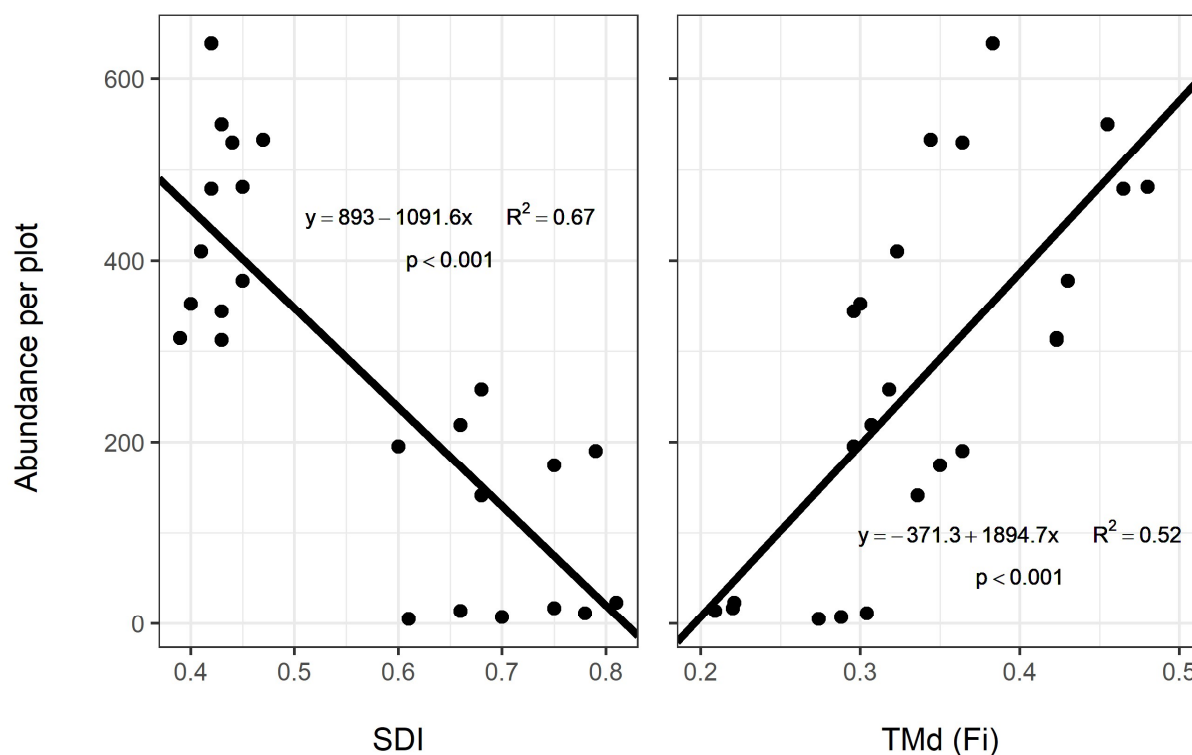
Chí-kvadrát test nezávislosti v početní tabulce (Tab. 12) ukázal nevýznamné výsledky (Chí-kvadrát = 13,52, df = 23, p-hodnota = 0,94). Tento výsledek je v souladu s výsledky RDA analýzy, kde nebyl pozorován žádný rozdíl v abundanci fertilních a sterilních jedinců ve vztahu k parametrům porostu, viz Obr. 30.



Obr. 30: Paprskový diagram pro provedenou RDA analýzu. Význam zobrazeného symbolu je vysvětlen v Tab. 8 a 10. Permutační test na všech osách ukázal významné výsledky (pseudo-F=232, p=0,004). První dvě osy vysvětlily 99,9 % variability. Analýza byla provedena v softwaru CANOCO 5 (Lepš & Šmilauer 2003).

Obecně je abundance *Erythronium dens-canis* vyšší ve starších diferencovaných porostech (byla pozorována pozitivní korelace s TMd, TMh, dbh, ha v). Naopak vysoká hustota porostu, která přirozeně souvisí s vyšším přírůstkem, bazální plochou a počtem stromů na pozemku, ovlivňuje velikost populace *Erythronium dens-canis* negativně. Lineární regrese (vztah abundance *Erythronium dens-canis* na TVP k nejvýznamnějším parametrům odhaleným RDA – SDI a TMd) potvrdila účinky parametrů, které nejvíce korelovaly s abundancí *Erythronium dens-canis* (obr. 31). Oba parametry se jeví jako významné indikátory výskytu *Erythronium*

dens-canis – abundance klesala s rostoucími hodnotami indexu hustoty porostu (SDI) a rostla s rostoucí průměrovou diferenciací (TMd).



Obr. 31: Vztah mezi abundancí (početností) *Erythronium dens-canis* na výzkumných plochách a nejvýznamnější parametry ovlivňující jeho početnost, zjišťovanou redundanční analýzou (obr 30); SDI – index hustoty porostu, TMd (Fi) – index diferenciacie průměru

5.2.6. Fenologie smrku ztepilého

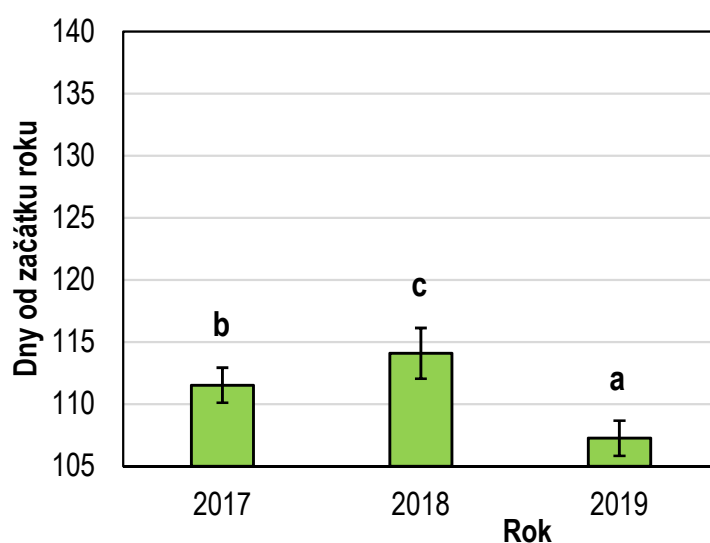
Výsledky sledování stupňů rašení smrku ztepilého na TVP 3A a 3B dle pozorování od začátku kalendářního roku v letech 2017 až 2019 jsou uvedeny v Tab. 13. Ve sledovaných letech k počátku prvního stupně rašení došlo ve 105 až 111 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se pohybovala od 6 do 9 dnů. K počátku druhého stupně rašení došlo ve 110 až 115 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se pohybovala od 11 do 13 dnů. K počátku třetího stupně rašení došlo ve 115 až 124 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se pohybovala od 15 do 19 dnů. Postup rašení smrku závisel především na teplotních poměrech daného roku a na míře osluněnosti či zastínění koruny. Rašení začalo nejdříve v roce 2019, jelikož v době rašení byl tento rok nejteplejší (9,6 °C) a zároveň byla nejvyšší průměrná teplota

vzduchu od počátku roku až do doby rašení (4,4 °C). V r. 2018 tyto hodnoty byly 9,6 °C a 3,9 °C a v r. 2017 to bylo 8,1 °C a 3,0 °C.

Tabulka 13: Stupně rašení dle dne pozorování od začátku kalendářního roku v letech 2017 až 2019.

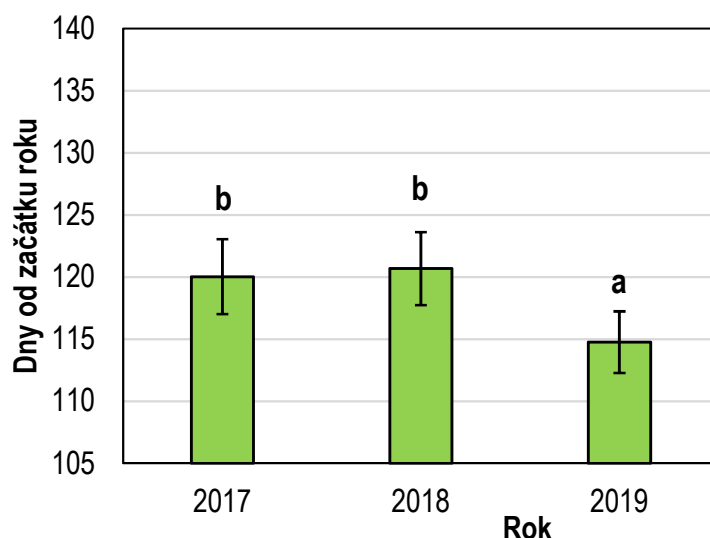
Dny od začátku roku	Rok							
	2017			2018			2019	
	Stupně rašení							
	1	2	3	1	2	3	1	2
105							12	
106							18	
107							29	
108							22	
109	6						11	
110	21						8	3
111	24			9				7
112	22			16				12
113	17			19				10
114	10			17				14
115		4		14				17
116		9		11	8			13
117		11		7	6			7
118		12		5	10			9
119		11	3	2	12			6
120		10	4		14			2
121		12	9		17			
122		8	14		9			
123		7	17		7			
124		6	11		5	6		
125		6	7		4	9		
126		4	8		4	7		
127			9		2	6		
128			4		2	5		
129			7			9		
130			4			7		
131			2			16		
132						11		
133			1			5		
134						6		
135						4		
136						2		
137						1		
138						3		
139								
140						2		
141								
142						1		

Z Obr. 32 vyplývá, že u fenologické fáze 1 (rašení z 10 %) byl zjištěn signifikantní ($F(2, 297) = + 437,45, p < 0,001$) rozdíl mezi roky. Signifikantně ($p < 0,05$) nejdříve došlo k rašení smrku v roce 2019 (114,1 den $\pm$ 2,0 SD), naopak signifikantně nejpozději v roce 2018 (107,3 den $\pm$ 1,4 SD). V roce 2017, který se signifikantně lišil od obou let, smrk v průměru rašil 111,5 den $\pm$ 1,4 SD.



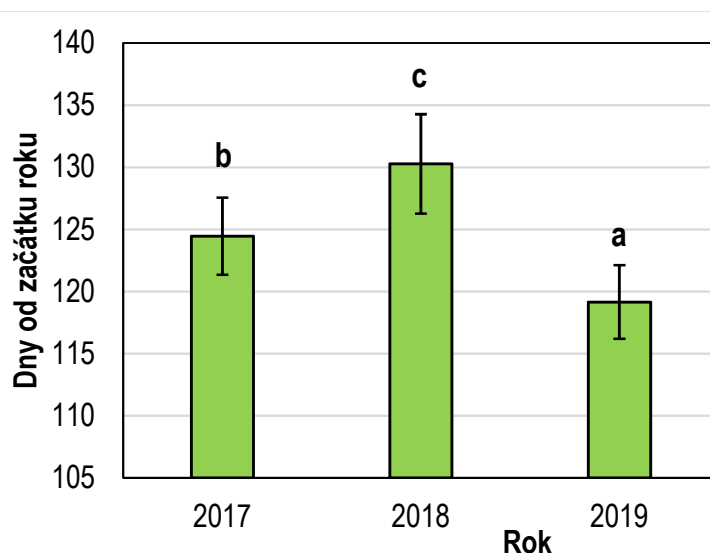
Obr. 32: Průměrný den od počátku roku u fenologické fáze 1 – rašení z 10 %, signifikantní ($p < 0,05$) rozdíly mezi roky jsou označeny rozdílnými písmeny (ANOVA, Tukeyho HSD test).

Signifikantní ($F_m(2, 297) = 132,92, p < 0,001$) rozdíl mezi lety byly zjištěny také u fenologické fáze 2 (počátek olistování z 10 %) - (Obr. 33). Signifikantně ($p < 0,05$) nejdříve došlo k olistování smrku v roce 2019 (114,8 den $\pm$ 2,5 SD). Naopak signifikantní rozdíl nebyl zjištěn mezi roky 2017 (120,0 den $\pm$ 3,0 SD) a 2018 (120,7 den $\pm$ 2,9 SD), kde došlo k olistování smrku později.



Obr. 33: Průměrný den od počátku roku u fenologické fáze 2 – počátek olistování z 10 %, signifikantní ($p < 0,05$) rozdíly mezi roky jsou označeny rozdílnými písmeny (ANOVA, Tukeyho HSD test).

Shodně, jako v předchozích dvou letech byl zjištěn signifikantní ($F(2, 297) = 268,89$, $p < 0,001$) rozdíl mezi lety u fenologické fáze 3 (plně rozvinutá listová plocha 100 %), přičemž byl zjištěn rozdíl mezi všemi roky (Obr. 34), tak jako v u fenologické fáze č. 1. Signifikantně ($p < 0,05$) nejdříve došlo opět k plnému rozvinutí listové plochy smrku v roce 2019 (119,2 den $\pm 3,0$ SD), naopak signifikantně nejpozději v roce 2018 (130,3 den $\pm 4,0$ SD). V roce 2017, který se signifikantně lišil od obou let, došlo k plnému rozvinutí listové plochy smrku 124,5 den $\pm 3,1$ SD.



Obr. 34: Průměrný den od počátku roku u fenologické fáze 3 – plně rozvinutá listová plocha 100 %, signifikantní ($p < 0,05$) rozdíly mezi roky jsou označeny rozdílnými písmeny (ANOVA, Tukeyho HSD test).

6. Diskuse

6.1. Lokalita Doutnáč

V Evropě byla v poslední době věnována pozornost smíšeným porostům dubu a buku jako významným hospodářským dřevinám (Van Calster et al., 2008; Paquette & Messier, 2011; Plue et al., 2013; Del Río et al., 2014; Vacek et al., 2019b; Šimůnek et al., 2021), ale i druhům významným v lesích přírodě blízkých (Petritan et al., 2012; Petritan et al., 2014; Aszalós et al., 2017; Ortmann-Ajkai et al., 2017; Vacek et al. 2019c). Tyto dřeviny se výskytem překrývají, a především dub je velmi cenný pro biologickou rozmanitost (Rohner et al., 2012; Barna & Bosela, 2015; Mölder et al., 2019), ačkoliv buk je přirozeně dominantní druh středních poloh (Modrý et al., 2004; Ellenberg & Leuschner, 2010; Králíček et al., 2017).

6.1.1. Struktura a vývoj stromového patra

Na všech TVP v letech 2002–2014 dochází k nárůstu počtu stromů, zásoby, průměrného přírůstu, plochy korunové projekce, zápoje a indexu hustoty stanoviště. Následně pak v letech 2014–2020 dochází k jejich poklesu v důsledku zvýšené mortality stromů. Jedná se o velmi variabilní a současně dospívající porosty s výrazným vliv původního způsobu hospodaření, který je patrný i po desítkách let. K největším strukturálním změnám přitom dochází v lese nízkém, což je doloženo v podobné situaci i na jiných lokalitách (Van Calster et al., 2008; Paillet et al., 2010; Petritan et al., 2012; Müllerová et al., 2015).

V letech 2002–2014 je výrazný zejména nárůst počtu stromů z 360–1992 na 368–2160 na ha, který ovlivnil další porostní charakteristiky. Zejména pak zápoj koruny, který byl na našich plochách nad 90 % je u průměrných lesních stanovišť obvykle v rozmezí 85–87 % (Paillet et al., 2010; Pretzsch, 2014) přičemž je obvykle vyšší u smíšených lesů. Nicméně v případě kombinace světlo a stínomilných dřevin je plocha korunové projekce i několikanásobně větší, než plocha porostu (Pretzsch, 2014). Stejně tak je tomu i v našem případě u crown projection area, která u lesa nízkého téměř dosahuje šestinásobku. Přitom dochází vlivem asymetrické kompetice ke změně tvaru (Grams & Andersen 2007; Bulušek et al., 2016; Štefančík, 2017) a zvýšení efektivity korun (Fichtner et al., 2013). Hustě zapojené porosty mají patrně sklon k adaptaci na efektivní poměr kmene a koruny, což vede ke zmenšení plochy koruny a zvýšení její efektivity (Bulušek et al., 2016). V letech 2014–2020 pak dochází k poklesu počtu jedinců stromového patra z 368–2160 na 348–1860 na ha, když největší byl v lese nízkém a nejmenší v lese vysokém. Počínající disturbance tak snižuje individuální rozdíly v růstovém potenciálu

a zvyšuje seberegulaci porostů (Fichtner et al., 2013).

Jednou z důležitých porostních charakteristik je i zásoba porostů, která byla nejvyšší na většině ploch v r. 2014 ($200\text{--}590\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$), kromě lesa vysokého, dle dosahovala maxima v r. 2020 ($549\text{--}630\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$), což opět ukazuje na značnou variabilitu ploch, podobně jako v práci Szymura et al. (2013). Při srovnání těchto výsledků s pracemi hodnotícími dubobukové přírodě blízké lesy Rumunska, kde průměrná zásoba je kolem $800\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ (Petritan et al., 2012), respektive $635\text{--}850\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ (Petritan et al., 2014) je v našem případě výrazně nižší zásoba. Naopak k podobným výsledkům jako v našem výzkumu docházejí v Polských lesích Szymura et al. (2013), kteří prezentují rozmezí zásob $65\text{--}370\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$. V našem případě je vysoká zásoba (až téměř dvojnásobně, oproti dalším sledovaným plochám) jednoznačně spojena s dominantním zastoupením buku lesního, a to až dvojnásobně oproti porostům s dominancí lípy nebo dubu. Současně, tento rozdíl je dán i celkovou nižší zásobou jednotlivých stromů, související i s minulým hospodařením, protože u těchto ploch se jedná o plochy převáděné v posledních 50 letech na les vysoký. Nicméně někteří autoři uvádějí, že takovýto převod a vliv původního hospodaření může trvat i více než 100 let (Ciancio et al., 2006; Paillet et al., 2010; Müllerová et al., 2015).

Buk byl na sledovaných plochách konkurenčně nejsilnější, což odpovídá jeho ekologickým charakteristikám (Del Río et al., 2014; Barna & Bosela, 2015) a měl dominantní postavení v produkci i v lese středním, kde byl v nižším zastoupení (kolem 3 % z celkového počtu) a přitom vytvářel 10–26 % zásoby. Stejně tak proporčně vyšší podíl na zásobě, než odpovídá počtu, má i dub zimní cca o 5–8 % a naopak o něco nižší zásobu, než odpovídá počtu, má lípa (cca o 5 %) a ještě výrazněji je tato disproporce vidět na habru (cca 8 %), který zde roste v podúrovni. Nejmenší zásoba je na plochách s relativně vysokým počtem jedinců na plochu s vyšším zastoupením lípy a dubu, přičemž se jedná o porosty, které mají charakter přestárlé pařeziny. Podobné zkušenosti s nižší zásobou porostu v pařezině, než v lese vysokém u smíšených listnatých porostů uvádí i Suchomel et al. (2012).

Průměrný roční přírůst odpovídá zásobě porostů a v r. 2002 se pohyboval mezi $1,97\text{--}5,87\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ a v r. 2020 to bylo $2,16\text{--}6,36\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$. V lese sdruženém a nízkém však byl nejvyšší v r. 2014. Tyto výsledky tedy ukazují na výraznější dynamiku změn po ponechání přirozenému vývoji u bývalých pařezin než u porostů převáděných na les vysoký. Ke stabilizaci zásoby by podle Bruckman et al. (2011) mělo dojít u lesa vysokého ve věku 70 let, nicméně u pařeziny může zásoba v tomto věku stále ještě narůstat, protože podíl kmene v biomase porostu je jiný u lesa vysokého a u pařeziny (Suchomel et al., 2012).

Z hlediska prostorové struktury porostů je u našich ploch jasně viditelný rozdíl mezi

plochami s dominantním bukem, s mírně pravidelným uspořádáním a o třetinu vyšší výškou porostu než v případě výrazněji smíšených habrových doubrav s daleko vyšším počtem jedinců na plochu. U těchto ploch, v minulosti obhospodařovaných jako pařezina a střední les je celková výška porostu navzájem podobná a jedná se o výrazněji diferencované porosty se shlukovitým uspořádáním. Na smíšených stanovištích dubu s bukem je struktura porostu obecně závislá na tom, který z druhů je dominantní (Dieler & Pretzsch, 2013).

Ve smíšených porostech profituje buk ze směsi s dubem a je schopný vytvořit větší koruny než v čistě bukových porostech (Dieler & Pretzsch, 2013). V kombinaci dubu a buku v přirozených porostech se dominantní buky a duby navzájem odpuzují, nicméně v celkové struktuře má buk tendenci růst spíše ve shlucích, zatímco dominantní duby v náhodném rozmístění. V horní etáži je přitom rozdělení spíše náhodné (Petritan et al., 2014), přičemž je patrná tendence zvyšující se shlukovitosti se snižujícími se etážemi, nebo vytváření skupinek světlomilných dřevin (Suchomel et al., 2012; Bulušek et al., 2016). Tento trend byl zaznamenán i ve studii Getzin et al. (2008). V podstatě platí i pro naši studii, protože ve spodním stromovém patře jsou na všech TVP jedinci rozmístěni shlukovitě. Obecně pak lze říct, že strukturální rozmanitost je vysoce důležitá v rámci celkové biodiverzity (Dieler et al., 2017).

6.1.2. Diverzita stromového patra

Z výsledků naší studie vyplývá, že v porostní diverzitě stromového patra na lokalitě Doutnách v průběhu sledovaného období 18 let došlo jen k malým změnám. Tento trend bude pravděpodobně způsoben zejména krátkou periodou výzkumu, při níž se výrazně neprojeví dynamika stromového patra, neboť jak uvádějí Kuchel et al. (2012), ani 40 let probíhající výzkum neumožní spolehlivé výsledky, které lze zevšeobecnit, protože obsáhne jen malou část cyklu vývoje lesa. Navíc, jak uvádí práce Dieler et al. (2017), znalosti o vlivu managementu na biodiverzitu obecně jsou často pouze dílčí, přičemž hlavní aspekty ještě nejsou plně pochopeny. Práce Biber et al. (2015) pak v souvislosti s tím uvádí, že vyšší biodiverzita na úrovni lesní krajiny není nevyhnutelně spojená s méně intenzivním hospodařením.

Druhová skladba v našem případě ukazuje, že ve smíšených porostech (dubohabřinách) s převahou dubu a lípy, které se navzájem doplňují, je biodiverzita největší. Z dlouhodobého hlediska v mladších třídách dub chybí, a naopak je výrazněji nahrazován habrem. Na TVP 3 jde celkově o porosty mladší a s vyšším zastoupením v nižších tloušťkových třídách, nicméně postupný trend náhrady staršího a dominantního dubu jinými dřevinami, zejména lípou a narůstajícím podílem habru, je zde rovněž patrný. Tento trend odpovídá situaci po opuštění

pařezení a následnému postupnému zvyšování zápoje porostu (Plue et al., 2013; Müllerová et al., 2015). Ke kterému může dojít jak zvyšováním zastoupení buku, tak i zvyšováním zastoupení habru, což může vést k výraznějšímu stínění půdy a vzniku méně vhodných podmínek pro bylinné patro a přirozenou obnovu (Plue et al., 2013; Vacek et al., 2017b). Práce Márialigeti et al. (2016) pak k bohatosti podúrovně jako nejdůležitější uvádí světelné podmínky a druhovou bohatost dřevin. Na sledovaných plochách docházelo k výše popsanému trendu již od 50. let (Průša, 1985).

Vzhledem k prokázané vysoké druhové diverzitě stromového patra na zkoumaných plochách s výjimkou PRP 1, kde je les v převodu s dominantním bukem lesním, který je pravděpodobně hlavním faktorem, který při srovnání s ostatními plochami prokazatelně limituje diverzitu, lze zároveň potvrdit hypotézu rozdílných změn diverzity ve vápnomilných bučinách a dubohabrových hájích. To je v souladu s prací Ngo Bieng et al. (2013), kde se uvádí, že jak vnitrodruhová, tak i mezidruhová konkurence mají zásadní vliv na dynamiku smíšených lesů, a i na jejich produktivitu. Zbylé dvě plochy (PRP 2 a 3) se v našem případě z hlediska porostní proměnlivosti vyznačují mimořádně rozrůzněnou (bohatou) výstavbou. Přitom vykazují podobnost s jinými studiemi, které prokázaly bohatost horních etáží (Barbier et al., 2008; Mölder et al., 2008; Vacek et al., 2019a).

Ztráta diverzity v listnatých lesích byla pozorována v řadě studií (Taverna et al., 2005; von Oheimb & Brunet, 2007; Rogers et al., 2008; Bartha et al., 2008; Keith et al., 2009; Hédli et al., 2010; Vacek et al., 2019a), v souvislosti s tím pak práce Hobi et al. (2015) uvádí, že i velká část přírodních lesů mírného pásma v Evropě by byla vlivem dominantního buku poměrně homogenních vlastností s nízkou biodiverzitou. V našem případě přitom mizí především druhy náročné na světlo. Pokles početnosti *Quercus pubescens* a *Sorbus torminalis* byl na Doutháči zaznamenán od 50. let 20. století a podobně tomu bylo i u světlomilných druhů bylinného patra (Průša, 1985), což následně ovlivňovalo celý porostní ekosystém, protože podrost má klíčovou roli ve fungování lesních ekosystémů (Gilliam, 2007; Ádám et al., 2018). V hodnocených letech 2002–2020 celkově převládá trend zvyšování celkové diverzity stromového patra, i když po r. 2014 dochází k jeho zmírnění, stagnaci až k mírnému poklesu v důsledku zvýšené mortality. Podobně jako na Doutháči tomu bylo i v různých vývojových stádiích těchto lesů v Milovicích (Hédli et al., 2010). Po upuštění od tradičního managementu byl tento trend klesající biodiverzity prokázán v doubravách v Dánsku (Strandberg et al., 2005) a v Nizozemí (Haveman & Schaminée, 2005).

6.1.3. Struktura a vývoj odumřelého dřeva

Jednu z klíčových rolí ve vývoji lesa hraje mortalita jednotlivých stromů, protože způsobuje změny v druhovém složení a strukturální diverzitě (Debeljak, 2006; Burrascano et al., 2008; Vacek et al., 2017b). Navíc se objem a hustota mrtvého dřeva považuje za užitečný strukturální ukazatel jak trvalé udržitelnosti a biologické rozmanitosti lesních ekosystémů (Bölöni et al., 2017), tak i přirozenosti (Bartha et al., 2006; Bauhus et al., 2009). Vzhledem k tomu jsme se také zaměřili i na objem odumřelého dřeva, který byl na zkoumaných TVP při srovnání s velmi vysokým průměrným objemem $240,7 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ v přírodě blízkých bukodubových lesích Rumunska (Petritan et al., 2014) a $135 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Petritan et al., 2012) výrazně nižší a nepřesáhnul hranici $35,4 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, v průměru to ve sledovaném období bylo $14,0 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Srovnatelné výsledky s námi prezentují Burrascano et al. (2008), kteří udávají $12,1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ z obhospodařovaných lesů a $45 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ z pralesů v Itálii.

Podíly stojícího a ležícího odumřelého dřeva na plochách jsou velmi variabilní. Zásoba stojícího odumřelého dřeva v průměru na plochách byla 55,7 %. Tento podíl je výrazně nejvyšší na plochách s dominancí buku ve stromovém patře (68:32), což odpovídá porostům ve fázi optima (Debeljak, 2006; Wirth et al., 2009). Vyrovnaný podíl stojícího odumřelého dřeva k ležícímu odpovídá tomu, že se jedná o porosty relativně mladé (ve věku kolem sta let) kde ještě hraje roli konkurence mezi jednotlivci a nedochází k rozpadu stromového patra v rámci přirozeného vývojového cyklu (Korpeľ, 1995; Vacek et al., 2015c). Vyšší množství odumřelého dřeva a současně nejvyšší podíly vzhledem k zásobě porostu jsou na plochách se shlukovitou strukturou a vyšší druhovou variabilitou a vzhledem k počtům patrně i vyšší konkurencí mezi jednotlivci.

V zásobě odumřelého dřeva dominuje dub zimní (43 %), což může být zdůvodněno zvyšováním zápoje porostu, méně je zastoupen smrk ztepilý (15,3 %), lípa srdčitá (13,4 %) a habr obecný (10,3 %), podíl ostatních dřevin je minimální. V ležícím odumřelém dřevě dominuje dub zimní, hojně je zastoupen habr obecný a buk lesní, méně již lípa srdčitá, podíl ostatních dřevin je minimální. Z hlediska stupňů rozkladu u stojícího odumřelého dřeva jsou nejvíce zastoupeny 1. a 2. stupeň (55,5 a 29,4 %) a u ležícího odumřelého dřeva 2. a 3. stupeň (60,0 a 20,0 %), což opět ukazuje na krátkou dobu od ponechání ploch přirozenému vývoji a na krátkou periodu možnosti vzniku vhodnějších podmínek pro tlení u kmenů na styku s půdou (Fridman & Walheim, 2000; Debeljak, 2006). Relativně nízký objem a chybějící vyšší stupně rozkladu odumřelého dřeva ukazují na prozatím málo pralesovitý charakter ploch. Objem odumřelého dřeva je totiž často označován jako jeden z komplexních strukturálních atributů, které jsou zvláště důležité pro pochopení dynamiky a struktury pralesů (Nilsson et al., 2002;

Wirth et al., 2009), navíc mrtvé dřevo poskytuje důležité stanoviště pro celou řadu organismů (Stokland et al., 2012).

Od doby ponechání přirozenému vývoji se objem odumřelého dřeva zvýšil pouze nepatrně, řádově o jednotlivé $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Změny v zastoupení dřevin se týkají dubu (+5 %), a smrku (+2 %), a snížení zastoupení u lípy (−3,2 %) a habru (−2 %). Horizontální struktura a rozmístění stojícího a ležícího odumřelého dřeva je vesměs náhodné, což odpovídá výsledkům i dalších autorů (Král et al., 2015; Vacek et al., 2015c; Králíček et al., 2017).

6.1.4. Radiální růst hlavních dřevin

Radiální růst jednotlivých dřevin na studované lokalitě byl u buku, dubu a habru diferencovan jen mírně, vyšší diferenciace pak byla u lípy, javoru mléče a jasanu. Nicméně celkově lze říci, že diferenciace radiálního přírůstu korelovala se stanovištními a porostními podmínkami, což je v souladu se závěry řady prací např. Čufar et al. (2014), Sohar et al. (2014), Ważny et al. (2014), Vacek et al. (2021a, 2021b).

Rovněž bylo prokázáno, že diferenciace radiálního přírůstu je snižována menší geografickou vzdáleností populací jednotlivých druhů dřevin (Haneca et al., 2009; Kolář et al., 2012). Radiální přírůst dřevin v lokalitě Doutnách byl také negativně ovlivněn úhrny srážek zejména v červenci a v srpnu. V souvislosti se srážkami pak práce Vacek et al. (2018) potvrzuje jejich pozitivní efekt na přírůst, na druhou stranu však pro přírůst javoru klenu, prezentuje převažující negativní vliv zimních srážek. Přebytek vlhkosti v půdě jako negativní faktor pro růst dubu ve vegetační sezóně pak uvádí práce Rozas & García-González (2012). Práce Alfaro-Sánchez et al. (2020) zase uvádí jako negativní vliv na růst dubu deficit vody v půdě od června do července současného roku a od září do října předchozího roku, a to bez ohledu na stromovou architekturu a postavení v porostu.

Klimatické a růstové podmínky jsou obecně považovány za hlavní faktory ovlivňující radiální přírůst (Schweingruber, 1996; Prokop et al., 2016; Šimůnek, 2020, 2021), přičemž výsledky práce Andersson et al. (2011) prokázaly, že srážky mají vyšší vliv na růst dubu než teplota. Ačkoliv v současnosti velice aktuální dopad klimatických změn na přírůst nemusí být vždy dobře pochopen, neboť je ovlivněn celou řadou různých faktorů, které hrají celou řadu rozdílných úloh (Urli et al., 2015). Navíc globální oteplování urychluje nástup jara a prodlužuje vegetační období (Menzel et al., 2006; Machar et al., 2017), což vede ke změnám ve vztazích růst – klima (Rozas et al., 2015; Netsvetov et al., 2017). V našem případě pak lze ještě uvést jako negativní vliv pro přírůst tracheomykózu u dubu a *Rhytisma acerinum* u javoru

mléče. Na radiální růst nejen dubu, ale i částečně habru a javoru klenu měl negativní vliv i žír *Tortrix viridana*. Též silné pozdní mrazy snižovaly radiální růst zejména u buku lesního, částečně i u javoru mléče a jasanu ztepilého. Podobně to dokládají např. Šimůnek et al. (2019). Všechny tyto negativní faktory prokazatelně způsobovaly růstové deprese. Stejně tak jako zvýšená kompetice, která se ovšem dala eliminovat výchovnými zásahy, které jsou rovněž jeden z klíčových faktorů ovlivňující růst (Scharnweber et al., 2011, 2013) spolu s přirozenými příčinami souvisejícími se stárnutím porostů a jednotlivých stromů (Rozas, 2005; Kim et al., 2017).

V Evropském měřítku byl od 70. let dvacátého století patrný zvýšený přírůst lesních ekosystémů, který byl často přičítán zvyšujícím se teplotám v kombinaci se zvýšenými depozicemi dusíku a zvyšujícím se obsahem CO₂ v atmosféře (De Vries et al. 2006; Bontemps et al. 2011). V ČR byl však během tohoto období přírůst porostů také výrazně limitován působením imisí (Hůnová et al. 2004; Putalová et al. 2019; Šimůnek et al. 2019; Vacek et al. 2019; Mikulénka et al. 2020). Z výsledků vlivu imisí na radiální růst hlavních dřevin na lokalitě Douthác v letech 1997 až 2020 vyplývá, že NO_x společně s CO měli signifikantně ($p < 0,01$) pozitivní vliv na růst buku lesního, lípy malolisté, javoru mléče a jasanu ztepilého. U O₃ vysoké koncentrace měli signifikantně negativní vliv na růst buku lesního, lípy malolisté a javoru mléče. SO₂ jako jediná sloučenina neměla signifikantní vliv ($p > 0,01$) na radiální růst zkoumaných dřevin, což lze odůvodnit již poměrně nízkými koncentracemi SO₂ od r. 1997 a navíc na půdách s vysokým obsahem bazí (Vančura et al. 2022).

6.2. Lokalita Medník

6.2.1. Struktura a vývoj stromového patra

V Evropě je v poslední době věnována pozornost smíšeným porostům dubu a buku, jako významným hospodářským dřevinám (Paquette, Messier 2011; Plue et al. 2013; Del Río et al. 2014), ale i druhům významným v lesích přírodě blízkých (Petritan et al. 2012; Petritan et al. 2014, Vacek et al. 2018). Tyto dřeviny se výskytem překrývají a především dub je velmi cenný pro biologickou rozmanitost (Rohner et al. 2012; Barna, Bosela 2015;) ačkoliv buk je přirozeně dominantní druh středních poloh (Modrý et al. 2004; Ellenberg, Leuschner 2010; Králíček et al. 2017). Tyto dřeviny by měly ve zvýšené míře nahradit převažující smrk ztepilý, který se často nachází na nevhodných stanovištích (Spiecker 1999, 2000).

V habrových doubravách počty stromů, pohybující se na počátku sledování mezi 1268–1512 jedinců na ha, ukazují na velmi variabilní porosty středního věku a výrazný vliv původního způsobu pasečného hospodaření, který je patrný i po desítkách let. V porostech, které byly

v minulosti využívány jako pařezina, dochází zejména k výraznějšímu zvyšování zápoje, což je doloženo v podobné situaci i na jiných lokalitách (Van Calster et al. 2008; Paillet et al. 2010; Müllerová et al. 2015). Současně stále ještě dochází i ke zvyšování indexu hustoty porostu (SDI, který za sledované období narostl o 13–16 %, což může postupně vést ke změně druhové skladby (Petritan et al. 2012). Podobně výrazně se na sledovaných plochách v průběhu 20 let zvýšila i průměrná kruhová základna, v průměru o 5,1–6,4 m².ha⁻¹. V průběhu vývoje dochází k mírnému poklesu jedinců ve stromovém patře, ke zvětšování jejich korun a současně i nárůst korunové projekce a zápoje. Je to trend prezentovaný na podobných stanovištích v jiných oblastech (Van Calster et al. 2008). Zápoj, který byl na našich plochách nad 99 % je u průměrných lesních stanovišť obvykle v rozmezí 85–87 % (Paillet et al. 2010; Pretzsch 2014), přičemž je obvykle vyšší u smíšených lesů. Jednou z důležitých porostních charakteristik je i zásoba porostů, která na počátku sledování byla 171–178 m³.ha⁻¹, a v průběhu 20letého vývoje došlo k jejímu nárůstu na 244–268 m³.ha⁻¹. K podobným výsledkům jako v našem výzkumu docházejí v Českém Krasu Vacek et al. (2018), kteří uvádějí 145–183 m³.ha⁻¹ a v Polských lesích Szymura et al. (2013), kteří prezentují rozmezí zásob 65–370 m³.ha⁻¹. Podobné zkušenosti s nižší zásobou porostu v pařezině uvádí i Suchomel et al. (2012). Současně je tento rozdíl v zásobě ovlivněn minulým hospodařením (pařezením) a vesměs se u těchto ploch jedná o převody na les vysoký v posledních 50 letech. Někteří autoři přitom uvádějí, že v těchto porostech vliv původního hospodaření může trvat i více než 100 let (Ciancio et al. 2006; Paillet et al. 2010; Müllerová et al. 2015).

V květnatých bučinách na TVP 2A–2D se počty stromů na počátku sledování pohybují mezi 144–178 ks na ha. Takto snížený počet stromů je dán specifikou této lokality zaměřenou na maximální početnost populace kandíku psího zubu *Erythronium dens-canis* v jeho izolované nejsevernější lokalitě evropského rozšíření (Hendrych 2004; Sádlo 2009). Kandík psí zub pro zdárný rozvoj potřebuje dostatek světla (Guitián et al. 2002). Ve srovnatelných stanovištních a porostních podmínkách Vacek et al. (2014) uvádějí 188–656 ks na ha. Buk je na této lokalitě konkurenčně nejsilnější, což odpovídá jeho ekologickým charakteristikám (Del Río et al. 2014; Barna, Bošela 2015, Bošela et al. 2016) a proto si udržuje dominantní postavení. Přitom ještě dochází i ke zvyšování indexu hustoty porostu (SDI), který zejména v letech 1998 až 2008 rostl a následně již převážně mírně klesá, kromě TVP 2C. Na úrovni jedinců a jejich fyziologických adaptací je u buku uváděno, že efektivita koruny výrazně stoupá se stoupající intraspecifickou kompeticí a klesá se stoupající intenzitou disturbance díky managementu (Fichtner et al. 2013). Tomuto trendu rámcově odpovídá vývoj kruhové základny, která celkově mírně poklesla na 28,7–31,3 m².ha⁻¹. Jen mírně vyšší výsledky ve východních Čechách (30,1–

44,8 m².ha⁻¹) uvádějí Vacek et al. (2014). Zásoba bukového porostu na TV 2A–2D, která na počátku sledování byla 419–545 m³.ha⁻¹ v průběhu 20letého vývoje mírně narostla na 498–569 m³.ha⁻¹. Obdobné výsledky ze srovnatelných stanovištních a porostních poměrů z východních Čech (491–601 m³.ha⁻¹) uvádějí Vacek et al. (2014).

V sekundárních smrčinách počty stromů, pohybující se na počátku sledování mezi 476–484 ks na ha během sledovaného období mírně poklesly. Zajímavé přitom je, že se snížil poměrně rovnoměrně podíl smrku, a i dalších přimíšených dřevin. I vzhledem k tomu, že porosty smrku ztepilého na mnoha místech v Evropě jsou aktuálně velmi ohrožené probíhajícími klimatickými změnami, zejména pak zvyšujícími se teplotami a s tím spojeným letním suchem (Lévesque et al. 2013; Zang et al. 2014), s čímž dále úzce souvisí kůrovcové kalamity (Hlásný, Turčáni 2013; Kolb et al. 2016), a také zvýšená citlivost k napadení různými dalšími druhy hmyzích a houbových patogenů (Marini et al. 2017; Mezei et al. 2017). Navíc zvyšující se teploty vytvářejí příznivější podmínky ve vyšších nadmořských výškách a zeměpisných šířkách, což vede k posunům druhů a zvýšenému riziku disturbancí v relativně nových oblastech (Battisti, Larsson 2015). Během sledovaného období navíc došlo jak k nárůstu zásob, tak i zápoje, přičemž nárůst zásob dosáhl za dvacet let až 41 %. Z výsledků je tedy patrné, že i přes všechny hrozby změn klimatu prozatím nebyly tyto smrkové porosty výrazněji ovlivněny, což bude pravděpodobně zapříčiněno zejména specifickým mikroklimatem a stále dobrou dostupností vody v daných lokalitách. Neboť podobné výsledky prezentuje i práce Vacek et al. (2010) či Kolář et al. (2015) z některých Krkonošských lokalit, které jsou však ve větších nadmořských výškách. Práce Hlásný et al. (2017) pak uvádí, že produkce smrku je ovlivněna v nižších polohách zejména srážkami v červnu a teplotou ve vyšších nadmořských výškách, což potvrzují i další práce (např. Rybníček et al. 2010 či Tremlet et al. 2012).

6.2.2. Horizontální struktura stromového patra

Co se týče prostorového uspořádání studovaných porostů tak v habrových doubravách je rozmístění poměrně variabilní od mírně pravidelného podle Clark-Evansova indexu, přes převážně shlukovité uspořádání do 5–6,5 m vyplývající z Ripleyovy *L*-funkce, až po náhodné při větším rozestupu. Mírně odlišné výsledky prezentuje práce Rozas (2003), která uvádí shlukovitou strukturu pro dubové porosty, přičemž toto uspořádání zdůvodňuje zejména mezerami v zápoji, které vznikají po odumření dominantních stromů a dále dochází k závěru, že přimíšený buk se může usadit i v malých mezerách či ve sníženém zápoji pod dubem a vytvářet tak převážně shlukovité uspořádání. Práce Vacek et al. (2018) pak prezentuje také poměrně heterogenní výsledky z dubových porostů, kdy pro vysoký les uvádí převážně

náhodné rozdělení a naopak pro les nízký pro něj charakteristické shlukovité uspořádání. Obdobné výsledky pak prezentuje i práce Jancke et al. (2009) či Petritan et al. (2014). I z dalších našich výsledků je patrná poměrně výrazná variabilita kdy v květnatých bučinách a sekundárních smrčínách bylo uspořádání podle Clark-Evansova indexu mírně pravidelné, podle Ripleyovy L -funkce pak uspořádání převážně náhodné, mimo TVP 2B do rozestupu 3 m, kde se jedná o shlukovité rozmístění a na TVP 3A a TVP 3B do rozestupu 4 m respektive 3 m, kde se jedná o pravidelné rozmístění. Obecně lze říci, že náhodné uspořádání stromů je charakteristické pro vysoký les ve stádiu optima a naopak slukovité pro porosty na extrémních stanovištích (Bulušek et al. 2016; Králíček et al. 2017) či pařeziny, tedy les nízký (Jancke et al. 2009). Práce Suchomel et al. (2012) v souvislosti s tím zdokumentovala patrnou zvyšující se shlukovitost se snižujícími se etážemi, k čemuž přispívá i soustředění skupinek přirozeného zmlazení do světlin (Getzin et al. 2008).

6.2.3. Biodiverzita stromového patra

Co se týče prostorového uspořádání studovaných porostů tak v habrových doubravách je rozmístění poměrně variabilní od mírně pravidelného, přes převážně shlukovité uspořádání až po náhodné. Mírně odlišné výsledky prezentuje práce Rozas (2003), která uvádí shlukovitou strukturu pro dubové porosty, přičemž toto uspořádání zdůvodňuje zejména mezerami v zápoji, které vznikají po odumření dominantních stromů a dále dochází k závěru, že přimíšený buk se může usadit i v malých mezerách či ve sníženém zápoji pod dubem a vytvářet tak převážně slukovité uspořádání. Práce Vacek et al. (2018) pak prezentuje také poměrně heterogenní výsledky z dubových porostů, kdy pro vysoký les uvádí převážně náhodné rozdělení a naopak pro les nízký pro něj charakteristické shlukovité uspořádání.

Vertikální struktura ve studovaných porostech jevila převážně střední rozrůzněnost, přičemž se na jednotlivých plochách příliš nelišila. Naopak celková diverzita porostů, která je silně ovlivněna podmínkami stanoviště (Vacek et al. 2015; Čater and Diaci 2017) pak byla výrazně diferencovaná, když v habrových doubravách měla různorodou strukturu, v květnatých bučinách rovnoměrnou až nerovnoměrnou strukturu a v sekundárních smrčínách se celková diverzita pohybovala od monotonní až po nerovnoměrnou. Tyto výsledky pak svědčí o značné pestrosti studovaných porostů, ať již kvůli mikrostanovišti, druhovému složení, věku či způsobu hospodaření v minulosti. V souvislosti s věkem bylo potvrzeno, že mladší vývojové fáze mají zpravidla větší diverzitu než starší (Spitzer et al. 2008) ačkoliv z našich výsledků se to nepotvrdilo.

6.2.4. Letokruhové analýzy

Obyčejně lze říci, že radiální přírůst stromů je ovlivněn převážně lokálními environmentálními faktory (Douda et al. 2009; Rodríguez-González et al. 2010), na druhou stranu v určitých podmínkách nemusí být vztah radiálního přírůstu a klimatu příliš silný (Linderholm and Leine 2004; Laganis et al. 2008) a vliv mají i faktory spojené s přirozenými příčinami souvisejícími se stárnutím porostů a jednotlivých stromů (Rozas 2005; Kim et al. 2017). V naší studii pak letokruhové analýzy z habrových doubrav vykázaly celou řadu faktorů, ať již klimatický či jiných, které utvářely přírůsty za poměrně dlouhé období 57 let. U dubu byly zaznamenány negativní vlivy zejména v působení tracheomykózy, zvýšené kompetice a v posledních letech pak dlouhodobým suchem, naopak pozitivní byla reakce na výchovný zásah. Růst habru byl dlouhodobě negativně ovlivněn kompeticí, jednou trpěl mrazem a v posledních letech podobně jako dub suchem, u lípy pak byl přírůst nejvíce heterogenní, přičemž v posledních letech také trpěla suchem. Dále byly potvrzeny pro výše zmíněné tři druhy stromů velmi variabilní korelace s průměrnými měsíčními srážkami a teplotou. Pro dub pak jako nejvýznamnější dřevinu těchto porostů byly statisticky signifikantní negativní korelace s teplotou v červenci a září předchozího roku a v dubnu aktuálního roku a statisticky průkazné kladné korelace s úhrnem srážek v prosinci předcházejícího roku a v dubnu aktuálního roku. Dopad klimatických změn na růst dubu je však komplexní a není ještě zcela pochopen, jelikož v různých částech jeho rozšíření primárně ovlivňují jeho růst různé faktory (Netsvetov et al. 2017). Naše výsledky tak nejsou úplně v souladu s výsledky práce Matisona et al. (2013), která prokázala pozitivní korelace růstu dubu s březnovou teplotou, na druhou stranu se jednalo o lokality u severní distribuční hranice dubu a lze tak tyto rozdílné závěry zdůvodnit. Ve střední Evropě je pro optimální radiální přírůst dubu vhodné chladnější a vlhčí počasí na začátku vegetačního období (Kern et al. 2013; Čufar et al. 2014). Navíc práce Etzold et al. (2019), která studovala vliv klimatu a stanovištní podmínek na růst lesů, zjistila, že rozdíly v přírůstu mohou být způsobeny celou řadou faktorů, které zároveň minimalizují vliv klimatu na přírůst, přičemž zejména se jedná o vliv disturbancí a různých patogenů, které snižují hustotu porostu a tím stimulují přírůst zbývajících stromů. Obdobně jako byl v naší práci stimulován přírůst výchovným zásahem. Práce Urli et al. (2015) pak k dubu a klimatickým změnám uvádí, že vhodná změna ve srážkách a zvýšení teploty může být hlavní hnací silou ve změně distribuce tohoto druhu.

Z květnatých bučin byly u buku zaznamenány růstové deprese způsobené výskytem červce bukového, pozdním mrazem a jako v předchozích případech výrazným suchem v posledních letech, přičemž pozitivně jako u dubu bylo reagováno na výchovný zásah, což je v souladu

s výsledky práce Scharnweber et al. (2013), která jako negativní faktor pro přírůst zmiňuje kompetici. Korelace tloušťkového přírůstu buku s průměrnými měsíčními teplotami a srážkami ukazují rovněž poměrně variabilní výsledky, když byly prokázány záporné statisticky průkazné korelace s teplotou v červenci a kladné v listopadu předcházejícího roku a záporné v dubnu a červnu aktuálního roku, dále byly v této práci zjištěny kladné korelace s úhrnem srážek v únoru aktuálního roku. Práce Králíček et al. (2017) v souvislosti s přírůstem buku navíc prokázala výrazně negativní ovlivnění růstu z důvodu korun poškozených námrazou. Práce Duchesne and Houle (2011) k tomu uvádí, že na srážkově citlivých místech v deštivých dnech a se sníženým dopadem slunečního záření dochází ke zvyšování radiálního přírůstu, zatímco relativně nízká vlhkost a silné sluneční záření radiální přírůst zmenšují.

Pro sekundární smrčiny bylo rovněž pro smrk potvrzeno zvýšení radiálního růstu po probírkách, dále byl zaznamenán negativní vliv poškození korun a jako u všech předchozích případů jednotlivých stromů negativní vliv sucha z posledních let, a to i přesto, že zdejší ekotyp Posázavského chlumního smrku si dobrou produkční úroveň udržuje do vysokého věku a k periodám letních přísušků je relativně málo citlivý. Výrazný negativní účinek sucha na radiální přírůst smrku potvrzují Bolte et al. (2010) a práce Králíček et al. (2017) uvádí z Orlických hor na základě dlouhodobého výzkumu pokles přírůstu smrku za posledních 50 let. Korelace tloušťkového přírůstu smrku s průměrnými měsíčními teplotami a srážkami ukazují statisticky průkazné záporné korelace s teplotou v říjnu, kladné v listopadu předcházejícího roku a záporné v červnu aktuálního roku, pozitivně se pak projevíly srážky v červenci aktuálního roku. Ve vyšších nadmořských výškách pak může být situace odlišná a naopak vliv teploty může být převážně pozitivní a zvýšené množství srážek negativní (Král et al. 2015). K obdobným výsledkům jako naše práce docházejí Mäkinen et al. (2001), kteří zjistili, že výrazné snížení přírůstu smrku bylo způsobeno negativní korelací letních teplot s růstem. Je tedy zřejmé, že účinek srážek převažuje zejména v nižších nadmořských výškách (Rybniček et al. 2010), zatímco efekt teploty se zvyšuje s rostoucí nadmořskou výškou, kde vliv srážek klesá (Andreassen et al. 2006; Hauck et al. 2012).

Ze současného pohledu je pak patrný zejména významný negativní vliv sucha z posledních let, což souvisí s klimatickými změnami, které jsou závažným aktuálním problémem, který řeší celá řada autorů v lesních ekosystémech Evropy (např. Usbeck et al. 2010; Frank et al. 2015; Čater and Diaci 2017; Bosela et al. 2018; Vitali et al. 2018). Poměrně překvapivé je pak negativní ovlivnění růstu dubu vlivem teploty a s ní spojeným suchem, neboť dub je nejen oproti smrku, ale i oproti buku k suchu výrazně odolný (Friedrichs et al. 2009; Zimmermann et

al. 2015; Kunz et al. 2018).

6.2.5. Fenologické poměry v různých porostních typech a jejich vliv na výskyt *Erythronium dens-canis*

Největší výskyt kandíku psího zubu v průběhu sledovaného období byl zaznamenán v květnatých bučinách, podstatně menší v habrových doubravách a minimální v sekundární smrčíně. Větší početnost *Erythronium dens-canis* byla zjištěna u starších a více diferencovaných porostů. Naproti tomu vysoká hustota porostů (SDI), která je přirozeně spojena s vyšším přírůstkem, výčetní kruhovou základnou a počtem stromů v porostu negativně ovlivňuje početnost populace *Erythronium dens-canis*.

Počty kandíku v chráněném území se u různých autorů a v různých obdobích značně liší od desítek až po tisíce kvetoucích jedinců či od řídkého až po plošný kobercový výskyt (např. Růžička 1927; Pivničková 1981, 1985; Vorel 1990a, 1990b; Hendrych 2004). Z těchto prací vyplývá, že početnost kandíku se v průběhu let snižovala. Odhad početnosti kandíku je pravděpodobně ovlivněn tím, že v silné vrstvě surového humusu, a to zejména v květnaté bučině, jsou zejména sterilní exempláře špatně a později patrné ve srovnání s kvetoucími, jelikož jsou převážně částečně překryty listím. Dále bez pozic jednotlivých stromů v území je problematické exaktně počty kandíku zjistit. Navíc se plocha chráněného území v průběhu let snižovala (Hendrych 2004). Tato lokalita je pro výskyt kandíku výjimečně příhodná. Je totiž velmi typickým příkladem stanovišť habrových doubrav a dokonce je to lokalita srovnatelná s prostředím, v jakém kandík roste v přirozených submediteránních doubravách svazu *Erythronio-Carpinion* (Sádlo 2009). Roste zde například *Carex pilosa*, *Hierochloë australis*, kdysi tu rostl i druh *Melica uniflora*, což podporuje názor o původnosti kandíku. Podle Hendrycha (2004) má *Erythronium dens-canis* totiž má dosti široký rozsah výskytu od humóznějších typů teplomilných doubrav přes habrové doubravy až po květnaté bučiny. Podle prací Hendrych (2004) a Ložek (2007) by kandík na Medníku mohl být reliktem z nějaké teplé předholocénní epochy, dokonce třeba z třetihor. Nyní se sice ukazuje, že některé teplomilné druhy oceaničtějšího klimatu přežily i v našich podmínkách studené a kontinentální výkyvy pleistocénu až do současnosti (Stewart, Lister 2001). Je však těžké vysvětlit, proč by kandík po takové době zůstal v současnosti osamocen na jediné lokalitě v ČR právě na Medníku a ne někde na jižní Moravě (Sádlo 2009). Podobně jako na Medníku je diskutován jeho výskyt Brzotínských skalách v Slovenském krasu, kde kandík roste ve společnosti dalšího vzácného, a snad rovněž reliktního druhu *Carex brevicollis*. Naproti tomu původnost kandíku u Muráně,

kde tento druh roste v lesním porostu běžné skladby i stanovištních podmínek, je od svého objevu v r. 1979 hodnocena daleko skeptičtěji (Kochjarová et al. 2004).

Kandík jako významný geofyt dosti snadno zplaňuje. Hendrych (2004) cituje výsadby a následné zplanění u blízkých Štěchovic, u jihočeského Milevska a na několika lokalitách v Rakousku a ve Švýcarsku. Příklad zplanění druhu v zámeckém parku v Letohradu publikoval Kaplan (2005). Kandík tam roste spolu s mnoha dalšími zplanělými jarními geofyty ve velmi početné populaci ve zcela antropogenním prostředí s běžným parkovým managementem. Zplaňování druhů běžných ve svazu *Erythronio-Carpinion* ostatně není v našich podmínkách vzácností. Četné příklady uvádějí Pyšek et al. (2002).

Pyšek et al. (2002) kandík považuje za zavlečený druh české květeny a uvádí ho v Katalogu nepůvodních druhů. Sádlo (2009) však konstatuje, že bez přímých důkazů nelze potvrdit, ani zcela zamítnout žádnou z hypotéz o přirozeném či antropogenní původu kandíku (*Erythronium dens-canis*) na mednické lokalitě. Je však třeba kandík psí zub na jeho lokalitě na Medníku i nadále chránit.

6.2.6. Fenologie smrku ztepilého

Fenologie má velký vliv na kondici a distribuci dřevin (Vitasse et al. 2014), a také na jejich roční přírůst, reprodukční úspěšnost a konkurenční schopnosti (Chuine 2010) a vzhledem k tomu, že fenologie rašení je ve velké míře závislá na růstu teplot a fotoperiody v jarním období (Polgar and Primack 2011), jsou výsledky týkající se fenologie rašení populací smrku ztepilého v souladu s tezí, že vysoká citlivost pupenů a listů na vývoj teplot dělá z rašení normální jev a adaptivní vlastnost, která zajistí maximální periodu délky růstu a zároveň minimalizuje nebezpečí poškození mrazem (Kramer et al. 2010), neboť na výzkumné ploše nebyl prokázán významný rozdíl v počátku fenologie rašení posázavského smrku ztepilého. Z prací Škvareninová (2011) a Hájková et. al. (2012) vyplývá, že nástup a průběh fenologických procesů je více závislý na klimatických poměrech daného stanoviště a roku než na nadmořské výšce. To je v tomto případě dáno především odlišností teplotních poměrů na jaře v době rašení smrku ve sledovaných letech 2017 až 2019, kdy byly stupně rašení mírně odlišné. Ve sledovaných letech k počátku prvního stupně rašení došlo ve 105 až 111 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se pohybovala od 6 do 9 dnů. K počátku druhého stupně rašení došlo ve 110 až 115 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se pohybovala od 11 do 13 dnů. K počátku třetího stupně rašení došlo ve 115 až 124 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se pohybovala od 15 do 19 dnů. Obecně se přitom vychází z premise, že nástupy a trvání fenologických fází jsou ovlivněny složitým komplexem vnějších i vnitřních

faktorů jakou jsou teplota vzduchu, teplota půdy, globální radiace, vlhkostní poměry, typ stanoviště spolu s vnitřními faktory, jako jsou genetické vlastnosti jedince.

7. Závěr

7.1 Lokalita Doutnáč

Současné porosty habrových doubrav a vápnomilných bučin na lokalitě Doutnáč, které byly dlouhodobě obhospodařovány jako lesy nízké (pařeziny), lesy střední (lesy výmladkového i semenného původu) a lesy vysoké, jsou stanovištěm, které charakterizují vývoj po výrazném omezení aktivního managementu od r. 1955 do 2004 a následný bezzásahový režim. Ačkoliv poslední hospodářský zásah na studovaných TVP byl v podstatě proveden již v r. 1995, tak tyto porosty začaly projevovat dílčí disturbanční dynamiku až po roce 2014, a to nejvíce v lese nízkém, kde podíl odumřelého dřeva dosáhl 12,9 až 15,6 % z celkové zásoby porostu. Struktura porostů, druhová, prostorová a celková diverzita stále ještě výrazně odráží původní způsob hospodaření a jeho výrazné omezení po r. 1955. Též odráží i snahu o změnu lesního hospodaření od nízkého lesa k lesu vysokému. Zejména lesy nízké a střední se z hlediska porostní proměnlivosti vyznačují mimořádně rozrůzněnou (bohatou) výstavbou. Jednotlivé dřeviny rostoucí v úrovni či nadúrovni svým radiálním růstem reagují na biotické a abiotické podmínky růstu v lese vysokém, sdruženém a středním relativně stejnorodě. Absolutně je pak radiální růst hlavních studovaných dřevin nejnižší v lese nízkém. V důsledku globálních klimatických změn, zejména pak častějšího sucha dochází k výraznému poklesu radiálního růstu v letech 2016–2019. Ovlivnění klimatickou změnou vyplývá i z měsíčních teplot v červenci a v srpnu, které měly převážně signifikantně negativní vliv na radiální růst buku lesního, dubu zimního, lípy srdčité, javoru mléče i jasanu ztepilého. Naopak měsíční úhrny srážek v tomto období měly převážně signifikantně pozitivní vliv na radiální růst buku lesního, dubu zimního, lípy srdčité, javoru mléče a jasanu ztepilého.

Vliv imisí na radiální růst hlavních dřevin v letech 1997 až 2020 byl studován na lokalitě Doutnáč. Z výsledků vlivu imisí na radiální růst hlavních dřevin na lokalitě Doutnáč v letech 1997 až 2020 vyplývá, že NO_x společně s CO měli signifikantně ($p < 0,01$) pozitivní vliv na růst buku lesního, lípy malolisté, javoru mléče a jasanu ztepilého. U O₃ vysoké koncentrace měli signifikantně negativní vliv na růst buku lesního, lípy malolisté a javoru mléče. SO₂ jako jediná sloučenina neměla signifikantní vliv ($p > 0,01$) na radiální růst zkoumaných dřevin.

7.2. Lokalita Medník

Porosty habrových doubrav, květnatých bučin a sekundárních smrčín v NPP Medník byly od r. 1930 specificky obhospodařovány pro udržení a rozšíření populace kandíku psího zubu (*Erythronium dens-canis*), tj. druhu chráněného a kriticky ohroženého v ČR. Habrové doubravy byly dlouhodobě obhospodařovány jako les nízký (pařezina) a v květnatých bučinách a sekundárních smrčínách byly do středního věku prováděny velmi silné výchovné zásahy pro snížení zápoje a likvidace spodní etáže. V bučinách a smrčínách již nyní tyto zásahy nejsou potřeba, jelikož porosty přešly ze stadia optima do počátečního stadia rozpadu. Přírozená obnova se v těchto porostech téměř nevyskytuje, jelikož je decimována spárkatou zvěří. Výjimku tvoří zmlazení břízy bělokoré, která není okusem zvěře totálně likvidována. Z hlediska podpory populace kandíku psího zubu je to ideální stav, ale z hlediska pokračujícího rozpadu porostů to bude časem velký problém zejména v bučinách a smrčínách. Struktura porostů a druhová diverzita stále ještě odrážejí původní způsob hospodaření, a to zejména v habrové doubravě, která má charakter stadia dorůstání se značnou strukturální diferenciací a biodiverzitou. V důsledku dostatečného počtu pařezových výmladků v těchto porostech není třeba v nejbližších desetiletích řešit obnovu. Naproti tomu v květnatých bučinách a sekundárních smrčínách bude nezbytné nejpozději v průběhu 20 let zahájit proces jejich postupné řízené přírozené obnovy, a to zejména v malých oplocenkách. Je to velmi důležité nejen pro záchranu autochtonních bukových porostů, ale i pro záchranu lokální populace Posázavského smrku. Obě populace těchto dřevin jsou dobře adaptovány na místní stanovištní poměry a mají dobrou produkční úroveň do vysokého věku. Zdejší ekotyp Posázavského chlumního ekotypu smrku je na rozdíl od alochtonních smrkových populací relativně málo citlivý k periodám letních přísušků, ačkoliv výrazná sucha v minulých letech již ovlivnila i tento ekotyp. Dlouhodobě aplikovaný management značně ovlivňuje biodiverzitu porostů, která je největší v habrových doubravách a nejmenší ve smrčíně. Změny v biodiverzitě habrových doubrav, květnatých bučin a sekundárních smrčín v NPP Medník mají více možných příčin. Za hlavní příčinu považujeme specifika lesního hospodaření zaměřené na podporu populace kandíku psího zubu. Z letokruhových analýz pak vyplývá řada environmentálních faktorů, které determinují radiální růst. U dubu zimního se výrazně projevil vliv tracheomykóz, u buku lesního vliv červce bukového a pozdních mrazů, u smrku poškození větrem, námrazou a suchem. Snížené množství srážek a zvýšená teplota se po roce 2015 víceméně projevují sníženým přírůstkem u všech studovaných dřevin, zejména v letech 2016 a 2017.

Z výsledků fenologických pozorování vyplývá, že ve sledovaných letech k počátku prvního stupně rašení došlo ve 105 až 111 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se

pohybovala od 6 do 9 dnů. K počátku druhého stupně rašení došlo ve 110 až 115 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se pohybovala od 11 do 13 dnů. K počátku třetího stupně rašení došlo ve 115 až 124 dnech od počátku kalendářního roku a jeho délka se pohybovala od 15 do 19 dnů.

7.3. Doporučení pro management pod vlivem klimatických změn

V celkovém závěru lze konstatovat, že klimatická změna, zejména pak oteplování a extrémní nepravidelnost srážek se významně dotýká lesního hospodářství a ochrany přírody, jelikož stále častěji jsou mnohé lesní porosty poškozovány suchem. Klimatickou změnou jsou ovlivňovány růstové podmínky porostů i jednotlivých dřevin. Nejvýrazněji se to projevuje ve smrkovém porostu na Medníku, méně již bučinách na Medníku a Doutnáči a nejméně se to patrně ve habrových doubrav s příměsí celé řady dalších dřevin, a to jak na Medníku, tak i na Doutnáči. V případě smrkových porostů ekotypu posázavského smrku na Medníku je třeba tyto porosty přeměnit na smíšené porosty s bukem lesním, jedlí bělokorou, javorem klenem, lípou srdčitou a případně jen s vtroušeným smrkem ztepilým (do 10 %). V poslední době se z pěstebního hlediska prosazuje tvorba smíšených porostů složených minimálně ze třech základních dřevin.

To, jaký bude výsledný dopad klimatické změny na lesy, je tedy do značné míry v rukou lesního hospodáře. Proto je nutné o lesní ekosystémy pečovat diferencovaným způsobem, a to především směřujícím k posilování druhové, prostorové, věkové a genetické diverzity, jelikož takovéto porosty mají výrazně vyšší ekologickou stabilitu než stejnorodé, stejnověké monokultury s malou genetickou variabilitou. Z tohoto hlediska se jedná především o tvorbu smíšených porostů úměrně daným stanovištním poměrům diferencovaně dle souborů lesních typů.

Odpovědné pěstování lesů musí usilovat o dosažení uvedených zásad druhové, prostorové, věkové a genetické diferenciace, které směřují k trvalé udržitelnosti. S rostoucím zájmem o biomasu jako alternativní zdroj energie může být v dohledné době perspektivní les sdružený i nízký. Jde přitom nejen o biomasu, ale i o plnění ekologických funkcí lesa, a to zejména klimatickoochranných. Současně se zájem o ně zvětšuje, zejména s ohledem na předpokládané klimatické změny a možné změny vývoje včetně druhové skladby porostů. Výsledky ukazují na výraznější dynamiku změn po ponechání přirozenému vývoji u bývalých pařezin než u porostů převáděných na les vysoký. I ve věku 70 let může zásoba u pařeziny stále ještě narůstat. Do tlaku na zvýšenou produkci lesních porostů se může promítnout i energetická krize, která započala v roce 2021, předcházela jí zvýšená poptávka po dřevu a produktech ze

dřeva v době pandemie C-19 a tento tlak může ještě umocnit i nová geopolitická situace, komplikující Evropě přístup k ropě a plynu.

Studie z Doutnáče poskytuje významné důkazy a příklady toho, jak odlišně obhospodařované lesní ekosystémy změnily svou sukcesní dynamiku poté, co byly od roku 2004 vyhrazeny pro přirozenou sukcesí bez lidských zásahů. Jednotlivé dřeviny na studované lokalitě z hlediska radiálního růstu vykazovaly vyšší diferenciaci u buku a lípy než u dubu, jasanu a javoru klenu s podstatně nižší variabilitou růstu. Klimatická citlivost buku byla navíc potvrzena nejvíce zvýšeným výskytem negativních ukazatelových let za posledních 10 let při probíhající klimatické změně. Za posledních 20 let se radiální přírůstek zvýšil o 7,0 % u dubu, zatímco u všech ostatních studovaných dřevin se snížil, zejména u buku (-37,9 %). Z toho vyplývá, že zejména pak buk zimní je zde velmi perspektivní dřevina. Podobně se to její i u jasanu ztepilého a javoru klenu. Naproti tomu je zde buk lesní zranitelnější suchem a vysokými teplotami než dub zimní, jasan ztepilý a javor klen. Tato diferenciaci radiálního růstu však úzce koreluje se stanovištěm a podmínkami v porostu lesa vysokého středního a nízkého a jejich směsí. Radiální růst dřevin na lokalitě Doutnáč byl negativně ovlivněn teplotou a pozitivně srážkami zejména od července do srpna. Cyklicky nejvýraznějším faktorem ovlivňujícím radiální růst všech dřevin je teplota vzduchu.

Pro krajinnou mozaiku je doporučováno použití různých pěstebních systémů pro habrové doubravy a vápnité bučiny: za současných klimatických podmínek lesnictví s výmladkovým porostem s normami a zálohou přimíchaných dřevin pro podporu diverzity a rychlejší dynamiky lesa a naopak vysoký lesní systém pro nejvyšší produkční potenciál.

Výsledky shromážděné a vyhodnocené v rámci tohoto výzkumu nám pomohou lépe porozumět přírodním procesům ve studovaných lesních porostech. Přináší cenné poznatky pro budoucí lesní hospodářskou praxi s ohledem na změnu klimatu a její dopad na lesy. Limitujícím faktorem radiálního růstu byl nedostatek srážek a vysoká teplota ve vegetačním období z hlediska klimatu.

Porosty habrových doubrav, květnatých bučin a sekundárních smrčín v NPP Medník byly od r. 1930 specificky obhospodařovány pro udržení a rozšíření populace kandíku psího zubu (*Erythronium dens-canis*), tj. druhu chráněného a kriticky ohroženého v ČR. Habrové doubravy byly dlouhodobě obhospodařovány jako les nízký (pařezina) a v květnatých bučinách a sekundárních smrčínách byly do středního věku prováděny velmi silné výchovné zásahy pro snížení zápoje a likvidace spodní etáže. V bučinách a smrčínách již nyní tyto zásahy nejsou potřeba, jelikož porosty přešly ze stadia optima do počátečního stadia rozpadu. Přirozená obnova se v těchto porostech téměř nevyskytuje, jelikož je decimována spárkatou zvěří.

Výjimku tvoří zmlazení břízy bělokoré, která není okusem zvěře totálně likvidována. Z hlediska podpory populace kandíku psího zubu je to ideální stav, ale z hlediska pokračujícího rozpadu porostů to bude časem velký problém, a to zejména v bučinách a smrčinách, kde přirozenou obnovu likviduje spárkatá zvěř. Proto bude nezbytné přirozenou obnovu ochránit proti zvěři dříve, než dojde k rozpadu těchto porostů. Pokud by byla přirozená obnova dostatečně ochráněna, tak by se v květnatých bučinách, kromě buku lesního zvýšil i podíl habru obecného a pravděpodobně i lípy velkolisté. Do porostů smrku ztepilého by se pak šířil i buk lesní. I když je dosud zdejší populace posázavského ekotypu smrku ztepilého relativně tolerantní na postupující klimatické změny, tak by bylo vhodné v těchto porostech zvýšit podíl buku lesního a javoru kleny, tak aby podíl těchto dřevin dosáhl minimálně 50 %, což by přispělo nejen ke zvýšení ekologické stability a biodiverzity těchto porostů, ale i prospělo by to k šíření populace kandíku psího zubu.

Z letokruhových analýz pak vyplývá řada environmentálních faktorů, které determinují radiální růst. V souvislosti s klimatickými podmínkami největší zranitelnost dle letokruhových analýz vykazovala lípa velkolistá ve srovnání zejména s dosud značně tolerantním dubem zimním, bukem lesním i habrem obecným. Také lokální populace posázavského smrku ztepilého dosud prokazuje relativně dobrou adaptabilitu na klimatické extrémy. Snížené množství srážek a zvýšená teplota se od roku 2015 víceméně projevují sníženým přírůstkem u všech studovaných dřevin.

Z hlediska prosperity populace kandíku psího zubu je zde nutné udržovat snížený zápoj, který by měl pohybovat v rozmezí 65 až 75 % s hojným zastoupením listnáčů, zejména pak buku lesního.

V důsledku globálních klimatických změn a zejména pak zvýšené teploty vzduchu a půdy dochází časnějšímu nástupu fenologických fází posázavského ekotypu smrku ztepilého, což může zvýšit pravděpodobnost ataku hmyzích škůdců, a to zejména lýkožrouta smrkového. Z těchto důvodů je zde hygienicko-sanitárním opatřením potřeba věnovat zvýšenou pozornost tak, aby se zde populace posázavského smrku udržela ve směsi s bukem, javorem klenem, jedlí bělokorou apod.

Dlouhodobým cílem managementu v lesích zvláště chráněných území je jejich ponechání samovolnému vývoji na významné části jejich výměry. Jinde je, jako v případě sledovaných území, samozřejmě hlavním motivem ochrany udržení a posílení biologické rozmanitosti a ekologické stability porostů. Chráněná území jsou nedílnou součástí naší krajiny. Samy nemohou být pro ochranu přírody dostatečné, ale představují základní prvky, na kterých lze založit obecnou strategii ochrany přírody celého regionu. Proto musí být při jejich

managementu přistupováno k těmto výjimečným enklávám biologické rozmanitosti systematicky - tzn. využíváním nejen LHP, ale i plánů péče o dané území. Management chráněných území přírody se stává realizací provozního plánování pro tyto specifické typy lesů, které jsou od lesů hospodářských odlišné.

8. Literatura

- ÁDÁM R., ÓDOR P., BIDLÓ A., SOMAY L. & BÖLÖNE J. (2018): The effect of light, soil pH and stand heterogeneity on understorey species composition of dry oak forests in the North Hungarian Mountains. *Community Ecology* 19: 259–271.
- ADAMS H. D., GUARDIOLA-CLARAMONTE M., BARRON-GAFFORD G. A., VILLEGAS J. C., BRESHEARS D. D., ZOU C. B., TROCH P. A., HUXMANN T. E., (2009): Temperature sensitivity of drought induced tree mortality portends increased regional die-off under global-change-type drought. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 106, 7063–7066.
- AITKEN, S. N., YEAMAN, S., HOLLIDAY, J. A., WANG, T., CURTIS-MCLANE, S. (2008): Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications*, 1:95–111.
- ALFARO-SÁNCHEZ R., VALDÉS-CORRECHER E., ESPELTA J. M., HAMPE A. & BERT D. (2020): How do social status and tree architecture influence radial growth, wood density and drought response in spontaneously established oak forests? *Annals of Forest Science* 77: 49.
- ALLEN C.D., MACALADY A.K., CHENCHOUNI H., BACHELET D., MCDOWELL N., VENNETIER M., KITZBERGER T., RIGLING A., BRESHEARS D. D., HOGG E. H. (TED), GONZALEZ P., FENSHAM R., ZHANG Z., CASTRO J., DEMIDOVA N., LIM J.-H., ALLARD G., RUNNING S. W., SEMERCI A. & COBB N. (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660–684.
- ANDEREBB W. R. L., MARTINEZ-VILALTA J., CAILLERET M., CAMARERO J. J., EWERS B. E., GALBRAITH D., GESSLER A., GROTE R., HUANG C., LEVICK S. R., POWELL T. L., ROWLAND L., SÁNCHEZ-SALGUERO R., TROTSIUK V. (2016): When a tree dies in the forest: scaling climate-driven tree mortality to ecosystem water and carbon fluxes. *Ecosystems* 19, 1133–1147.
- ANDERSSON M., MILBERG P. & BERGMAN K.-O. (2011): Low pre-death growth rates of oak (*Quercus robur* L.) - Is oak death a long-term process induced by dry years? *Annals of Forest*

Science 68: 159–168.

- ANDREASSEN K., SOLBERG S., TVEITO O. E. & LYSTAD S. L. (2006): Regional differences in climatic responses of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) growth in Norway. *Forest Ecology and Management* 222: 211–221.
- ASZÁLÓS R., HORVÁTH F., MAZSA K., ÓDOR P., LENGYEL A., KOVÁCS G. & BÖLÖNI J. (2017): First signs of old-growth structure and composition of an oak forest after four decades of abandonment. *Biologia* 72: 1264–1274.
- BABST F., POULTER B., TROUET V., TAN K., NEUWIRTH B., WILSON R., CARRER M., GRABNER M., TEGEL W., LEVANIČ T., PANAYOTOV M., URBINATI C., BOURIAUD O., CIAIS P., FRANK D. (2013): Site- and site-specific responses of forest growth to climate across the European continent. *Global Ecol. Biogeogr.* 22: 706–717.
- BAGAR, R., KLOKÁNEK, M. (1999): Vyhodnocení fenologického pozorování z lokality Hrušovany u Brna. *Acta Universitatis et siliviculturae Mendeliane Brunensis* 47/3: 45–56.
- BARBIER S., CHEVALIER R., LOUSSOT P., BERGÉS L. & GOSSELIN F. (2009): Improving biodiversity indicators of sustainable forest management: Tree genus abundance rather than tree genus richness and dominance for understory vegetation in French lowland oak hornbeam forests. *Forest Ecology and Management* 258: 176–186.
- BARBIER S., GOSSELIN F. & BALANDIER P. (2008): Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved - a critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 254: 1–15.
- BARNA M. & BOSELA M. (2015): Tree species diversity change in natural regeneration of a beech forest under different management. *Forest Ecology and Management* 342: 93–102.
- BARTHA D., ÓDOR P., HORVÁTH T., TÍMÁR G., KENDERES K., STANDOVÁR T., BÖLÖNI J., SZMORAD F., BODONCZI L. & ASZÁLÓS R. (2006): Relationship of tree stand heterogeneity and forest naturalness. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 2: 7–22.
- BARTHA S., MEROLLI A., CAMPETELLA G. & CANULLO R. (2008): Changes of vascular plant diversity along a chronosequence of beech coppice stands, central Apennines, Italy. *Plant Biosystems* 142: 572–583.
- BATTISTI A., LARSSON S., (2015): Climate change and insect pest distribution range. pp. 1–15 In: Bjorkman, C., Niemela, P. (Eds.), *Climate change and insect pests*. CABI, Wallingford.
- BAUHAUS J., PUETTEMANN K. & MESSIER C. (2009): Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258: 525–537.
- BEDNÁŘOVÁ, E., KUČERA, J. (2002): Phenological observation of two spruce stands (*Picea abies* /L./ Karst.) of different age in the years 1991–2000. *Ekologia (Bratislava)*, 21: Supplement 1:

98–106.

- BEGON M., TOWNSEND C. R. & HARPER J. L. (2006): Ecology: from individuals to ecosystems. 4th ed. Blackwell Publishing, Oxford.
- BENISTON M. (2004): The 2003 heat wave in Europe: a shape of things to come? An analysis based on Swiss climatological data and model simulations. *Geophys. Res. Lett.* 31: 2022–2026.
- BERGMEIER E. (2008): Xero-thermophile Laubwälder und beweidete Gehölze der FFH-Richtlinie: was ist ein günstiger Erhaltungszustand? *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 20: 108–124.
- BEUKER E. (1994): Adaptation to climatic changes of the timing burst in populations of *Pinus sylvestris* (L.) and *Picea abies* (L.) Karst. *Tree physiology*, 14: 961–970.
- BEUKER E. (2000): Remote assessment of phenological events using digital cameras. In.: *Progress in Phenology Monitoring, Data Analysis, and Global Change Impacts*. Freising, October 4–6.
- Biber P., Borges J. G., Moshammer R., Barriero S., Botequim B., Brodrechtová Y., Brukas V., Chirici G., Cordero-Debets R., Corrigan E., Eriksson L.O., Favero M., Galev E., Garcia-Gonzalo J., Hengeveld G., Kavaliauskas M., Marchetti M., Marques S., Mozgeris G., Navrátil R., Nieuwenhuis M., Orazio C., Paligorov I., Pettenella D., Sedmák R., Smreček R., Stanislovaitis A., Tomé M., Trubins R., Tuček J., Vizzarri M., Wallin I., Pretzsch H., Sallnäs O. (2015): How sensitive are ecosystem services in European forest landscapes to silvicultural treatment? *Forests* 6: 1666–1695.
- BILLAMBOZ A. (2001): Beitrag der Dendrochronologie zur Frage der Besiedlungsdynamik und Bevölkerungsdichte am Beispiel der Pfahlbausiedlungen Südwestdeutschlands. *Mensch und Umwelt während des Neolithikums und der Frühbronzezeit in Mitteleuropa* (eds. A Lippert, M Schultz, S Shennan & M Teschler-Nicola) Verlag Marie Leidorf, Rahden.
- BIONDI F., WAIKUL K. (2004): Dendroclim 2002: AC++ program for statistical calibration of climate signals in tree ring chronologie. *Computers and Geosciences* 30: 303–311.
- BIRKS H. J. B. (2005): Mind the gap: how open were European primeval forests? *Trends in Ecology and Evolution* 20: 154–156.
- BITTNER S., TALKNER U., KRÄMER I., BEESE F., HÖLSCHER D., PRIESACK E. (2010): Modeling stand water budgets of mixed temperate broad-leaved forest stands by considering variations in species specific drought response. *Agr. For. Meteorol.* 150: 1347–1357.
- BOHÁČOVÁ L., LOMSKÝ B., ŠRÁMEK V. (2010). Forest condition monitoring in the Czech Republic. Forestry and Game Research Institute, Strnady, Czech Republic, pp. 157.

- BOHN U., NEUHÄUSL R. /eds./ (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas 1:2 500 000. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- BÖLÖNI J., ÓDOR P., ÁDÁM R., KEETON W. S. & ASZALÓS R. (2017): Quantity and dynamics of dead wood in managed and unmanaged dry-mesic oak forests in the Hungarian Carpathians. *Forest Ecology and Management* 399: 120–131.
- BOLTE A., HILBRIG L., GRUNDMANN B., KAMPF F., BRUNET J., ROLOFF A. (2010): Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a southern Swedish spruce-beech forest. *European Journal Forest Research* 129: 261–276.
- BONTEMPS J. D., HERVÉ J. C., LEBAN J. M., DHÔTE J. F. (2011): Nitrogen footprint in a long-term observation of forest growth over the twentieth century. *Trees – Structural and Function* 25: 237–251.
- BOSELA M., LUKAC M., CASTAGNERI D., SEDMÁK R., BIBER P., CARRER M., KONÔPKA B., NOLA P., NAGEL T. N., POPA I., ROIBU C. C., SVOBODA M., TROTSIUK V., BÜNTGEN U. (2018): Contrasting effects of environmental change on the radial growth of co-occurring beech and fir trees across Europe. *Science of the Total Environment*, 615, 1460-1469.
- BOSELA M., ŠTEFANČÍK I., PETRÁŠ R., VACEK S. (2016): The effects of climate warming on the growth of European beech forests depend critically on thinning strategy and site productivity. *Agricultural and forest meteorology*, 222, 21-31.
- BRADSHAW R. H. W., HANNON G. E. & LISTER A. M. (2003): A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. *Forest Ecology and Management* 181: 267–280.
- BRASSARD B. W., CHEN H. Y. H., CAVARD X., LAGANICRE J., REICH P. B., BERGERON Y., PARÉ D., BRÉDA N., HUC R., GRANIER A., DREYER E. (2006): Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann. For. Sci.* 63, 625–644.
- BRÁZDIL R., TRNKA M., DOBROVOLNÝ P., CHROMÁ K., HLAVINKA P. ŽALUD Z. (2009): Variability of droughts in the Czech Republic, 1881–2006. *Theoretical and Applied Climatology* 97: 297–315.
- BREDA, N., HUC, R., GRANIER, A., DREYER, E. (2006): Temperate forest trees and stands under severe drought: A review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann. For. Sci.* 63 (2006) 625–644
- BRUCKMAN V. J., YAN S., HOCHBICHLER E. & GLATZEL G. (2011): Carbon pools and temporal dynamics along a rotation period in *Quercus* dominated high forest and coppice with standards stands. *Forest Ecology and Management* 262: 1853–1862.
- BULUŠEK D., VACEK Z., VACEK S., KRÁL J., BÍLEK L. & KRÁLÍČEK I. (2016): Spatial pattern of

- relict beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in the Sudetes of the Czech Republic and Poland. *Journal of Forest Science* 62: 293–305.
- BURRASCANO S., LOMBARDI F. & MARCHETTI M. (2008): Old-growth forest structure and deadwood: are they indicators of plant species composition? A case study from central Italy. *Plant Biosystems* 142: 313–323.
- BURRASCANO S., SABATINI F. M. & BLASI C. (2011): Testing indicators of sustainable forest management on understorey composition and diversity in southern Italy through variation partitioning. *Plant Ecology* 212: 829–841.
- CASTAGNERI D., BATTIPAGLIA G., VON ARX G., PACHECO A. & CARRER M. (2018): Tree-ring anatomy and carbon isotope ratio show both direct and legacy effects of climate on bimodal xylem formation in *Pinus pinea*. *Tree Physiology* 38: 1098–1109.
- ČATER M., DIACI J. (2017): Divergent response of European beech, silver fir and Norway spruce advance regeneration to increased light levels following natural disturbance. *Forest Ecology and Management*, 399, 206–212.
- ČERNÝ V. (1949): Karlštejnské panství ve vývoji šesti století. *Časopis společnosti přátel starožitností* 57: 77–86.
- CHAMAGNE J., TANADINI M., FRANK D., MATULA R., PAINE C. E. T., PHILIPSON C. D., SVÁTEK M., TURNBULL L. A., VOLAŘÍK D. & HECTOR A. (2017): Forest diversity promotes individual tree growth in central European forest stands. *Journal of Applied Ecology* 54: 71–79.
- CHMIELEWSKI F. M., RÖTZER T. (2001): Response of tree phenology to climate change across Europe. *Agric. Forest Meteorol.* 108: 2, 101–112.
- ČHMÚ (1997): Návod pro činnost meteorologických stanic – Lesní rostliny. Metodický předpis č. 10. Praha, ČHMÚ, 111 s.
- CHOAT B., JANSEN S., BRODRIBB T. J., COCHARD H., DELZON S., BHASKAR R., BUCCI, S.J., FEILD, T.S., GLEASON, S.M., HACKE, U.G., JACOBSEN, A.L., LENS, F., MAHERALI, H., MARTÍNEZ-VILALTA, J., MAYR, S., MENCUCCINI, M., MITCHELL, P.J., NARDINI, A., PITTERMANN, J., PRATT, R. B., SPERRY, J. S., WESTOBY, M., WRIGHT, I. J., ZANNE, A. E. (2012): Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* 491, 752–755.
- CIANCIO O., CORONA P., LAMONACA A., PORTOGHESI L. & TRAVAGLINI D. (2006): Conversion of clear-cut beech coppices into high forests with continuous cover: A case study in central Italy. *Forest Ecology and Management* 224: 235–240.
- ČÍŽEK L., ŠEBEK P., BAČE R., BENEŠ J., DOLEŽAL J., DVORSKÝ M., MIKLÍN J. & SVOBODA M. (2016): Metodika péče o druhově bohaté (světlé) lesy. Certifikovaná metodika. Entomologický ústav, Biologické centrum AV ČR, v. v. i., České Budějovice.

- CLARK P. J. & EVANS F. C. (1954): Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationship in populations. *Ecology* 35: 445–453.
- CONTE E., LOMBARDI F., BATTIPAGLIA G., PALOMBO C., ALTIERI S., LA PORTA N., MARARCHETTI M., TOGNETTI R. (2018): Growth dynamics, climate sensitivity and water use efficiency in pure vs. mixed pine and beech stands in Trentino (Italy). *Forest Ecology and Management*, 409, 707–718.
- COOK E. R. & KARIUKSTIS L. A. (1990): *Methods of Dendrochronology - Applications in the Environmental Sciences*. Kluwer Academic Publisher and International Institute for Applied Systems Analysis, Dordrecht, Boston, London.
- COURBAUD B., GOREAUD F., DREYFUS P., BONNET F. R. (2001): Evaluating thinning strategies using a tree distance dependent growth model: some examples based on the CAPSIS software "unevenaged spruce forests" module. *For Ecol Manag*, 145: 15–28.
- CROOKSTON N. L. & STAGE A. R. (1999): Percent canopy cover and stand structural statistics from the Forest Vegetation Simulator. RMRS-GTR-24. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, Utah, USA.
- ČUFAR K., ŠEFC B., DE LUIS M., MORGÓS A., GRABNER M., MERELA M. & TRAJKOVIČ J. (2014): Tree-Ring Chronology of Pedunculate Oak (*Quercus robur*) and its Potential for Development of Dendrochronological Research in Croatia. *Drvna Industrija* 65: 129–137.
- DAMBRINE E., DUPOUEY J. L., LAUT L., HUMBERT L., THINON M., BEAUFILS T., RICHARD H. (2007): Present forest biodiversity patterns in France related to former Roman agriculture. *Ecology* 88: 1430–1439.
- DE VRIES W., REINDS G. J., GUNDERSEN P., STERBA H. (2006): The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biology* 12: 1151–1173.
- DE VRIES W., REINDS G.J., VAN DOBBEN H., DE ZWART D., AAMLID D., NEVILLE P., POSCH M., AUÉE J.C.H., VOOGD E.M. (2003): *Intensive Monitoring of Forest Ecosystems a Europe*, Technical Report. EC, UN/ECE, Brussels, Geneva, 175 p.
- DEBELJAK M. (2006): Coarse woody debris in virgin and managed forests. *Ecological Indicators* 6: 733–742.
- DEL RÍO M., CONDÉS S. & PRETZSCH H. (2014): Analysing size-symmetric vs. size-asymmetric and intra- vs. inter-specific competition in beech (*Fagus sylvatica* L.) mixed stands. *Forest Ecology and Management* 325: 90–98.
- DIACI J., ROZMAN J. & ROZMAN A. (2020): Regeneration gap and microsite niche partitioning in a high alpine forest: Are Norway spruce seedlings more drought-tolerant than beech

- seedlings? Forest Ecology and Management 455: 117688.
- DICKMANN U., LAW R. & METZ J. A. J. (2001): The geometry of ecological interactions: simplifying spatial complexity. Agricultural and Forest Meteorology 108: 327–328.
- DIELER J. & PRETZSCH H. (2013): Morphological plasticity of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in pure and mixed-species stands. Forest Ecology and Management 295: 97–108.
- DIELER J., UHL E., BIBER P., MÜLLER J., RÖTZER T. & PRETZSCH H. (2017): Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. European Journal of Forest Research 136: 739–766.
- DOI H., KATANO I. (2008): Phenological timings of leaf budburst with climate change in Japan. Agricultural and Forest Meteorology 148:512–516.
- DOUDA J., ČEJKOVÁ A., DOUDA K., KOCHÁNKOVÁ J. (2009): Development of alder carr after the abandonment of wet grasslands during the last 70 years. Annals of Forest Science 66: 712–725.
- DUCHESNE L., HOULE D. (2011): Modelling day-to-day stem diameter variation and annual growth of balsam fir (*Abies balsamea* [L.] Mill.) from daily climate. Forest Ecology and Management, 262:863–872.
- ELLENBERG H. & LEUSCHNER C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6th ed. Ulmer, Stuttgart, DE.
- ENGEL M., VOSPERNIK S., TOİGO M., MORIN X., TOMAO A., TROTTA C., STECKEL M., BARBATI A., NOTHDURFT A., PRETZSCH H., DEL RIO M., SKRZYSZEWSKI J., PONETTE Q., LÖF M., JANSONS Ā. & BRAZAITIS G. (2021): Simulating the effects of thinning and species mixing on stands of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl./*Quercus robur* L.) and pine (*Pinus sylvestris* L.) across Europe. Ecological Modelling 442: 109406.
- ETZOLD, S., ZIEMIŃSKA, K., ROHNER, B., BOTTERO, A., BOSE, A. K., RUEHR, N. K. et al. (2019) One century of forest monitoring data in Switzerland reveals species- and site-specific trends of climate- induced tree mortality. Frontiers in Plant Science, 10, 1–19.
- FABRIKA M., ĎURSKÝ J. (2005): Stromové růstové simulátory. EFRA, Zvolen, 112 s.
- FARTMANN T., MÜLLER C. & PONIATOWSKI D. (2013): Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. Biological Conservation 159: 396–404.
- FICHTNER A., STURM K., RICKERT C., VON OHEIMB G. & HÄRDTLE W. (2013): Crown size-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) are driven by the interplay of disturbance intensity and inter-specific competition. Forest Ecology and Management 302: 178–184.
- FONTI P., CHERUBINI P., RIGLING A., WEBER P., BIGING G. (2006): Tree rings show competition

- dynamics in abandoned *Castanea sativa* coppices after land-use changes. J. Veg. Sci. 17: 103–112.
- FORRESTER D. I., KOHNLE U., ALBRECHT A. T., BAUHUS J. (2013): Complementarity in mixed-species stands of *Abies alba* and *Picea abies* varies with climate, site quality and stand density. Forest Ecology and Management 304: 233–242
- FRANK D., REICHSTEIN M., BAHN M., THONICKE K., MAHECHA M. D. et al. (2015): Effects of climate extremes on the terrestrial carbon cycle: concepts, processes and potential future impacts. Glob. Chang. Biol. 21: 2861–2880.
- FRIDMAN J. & WALHEIM M. (2000): Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. Forest Ecology and Management 131: 23–36.
- FRIEDRICHS D. A., TROUET V., BÜNTGEN U., FRANK D. C., ESPER J., NEUWIRTH B., LÖFFLER J. (2009): Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. Trees 23: 729–739.
- FRITTS H.C. (1976): Tree ring and climate. Academic Press. London, New York, San Francisco, 567 p.
- FUJIMORI T. (2001): Ecological and Silvicultural Strategies for Sustainable Forest Management. Amsterdam, Elsevier: 398.
- FÜLDNER K. (1995): Strukturbeschreibung von Buchen-Edellaubholz-Mischwäldern. Dissertation Forstliche Fakultät Göttingen, Cuvillier Verlag, Göttingen, 146 p.
- FULLER R. J. (1992): Effects of coppice management on woodland breeding birds. In: BUCKLEY G.P. (ed.): Ecology and Management of Coppice Woodlands. London, Chapman and Hall: 169–193.
- GALVÁN J. D., CAMARERO J. J., GUTIÉRREZ E. (2014): Seeing the trees for the forest: drivers of individual growth responses to climate in *Pinus uncinata* mountain forests. J. Ecol. 102: 1244–1257.
- GAMFELDT L., SNÄLL T., BAGCHI R., JONSSON M., GUSTAFSSON L., KJELLANDER P., RUIZ-JAEN M. C., FRÖBERG M., STENDHAL J., PHILIPSON C. D., MIKUSIŃSKI G., ANDERSSON E., WESTERLUND B., ANDRÉN H., MOBERG F., MOEN J., BENGTSSON J. (2013): Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. Nat. Commun. 4: 1340.
- GAZOL A., CAMARERO J. J., GUTIÉRREZ E., POPA I., ANDREU-HAYLES L., MOTTA R., NOLA P., RIBAS M., SANGÜESA-BARRERA G., URBINATI C., CARRER M. (2015): Distinct effects of climate warming on populations of silver fir (*Abies alba*) across Europe. J. Biogeogr. 42: 1150–1162

- GETZIN S., WIEGAND T., WIEGAND K., HE F. (2008): Heterogeneity influences spatial patterns and demographics in forest stands. *Journal of Ecology* 96: 807–820.
- GILLIAM F. S. (2007): The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *Bioscience* 57: 845–858.
- GIMMI U., BÜRGI M. & STUBER M. (2008): Reconstructing anthropogenic disturbance regimes in forest ecosystems: a case study from the Swiss Rhone Valley. *Ecosystems* 11: 113–124.
- GÖMÖRY, D., KRAJMEROVÁ, D., HRIVNÁK, M., LONGAUER, R. (2020): Assisted migration vs. close-to-nature forestry: what are the prospects for tree populations under climate change? *Cent. Eur. For. J.* 66: 63–70.
- GOREAUD F. (2000): Apports de l'analyse de la structure spatiale en forêt tempérée à l'étude et la modélisation des peuplements complexes. Ph.D. thesis, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, France.
- GOREAUD F., PELISSIER R. (2003): Avoiding misinterpretation of biotic interactions with the intertype K-12-function: population independence vs. Random labelling hypotheses. *J. Vegetat. Sci.* 14: 681–692.
- GRAMS T. E. & ANDERSEN C. P. (2007): Competition for resources in trees: physiological versus morphological plasticity. *Progress in Botany* 69: 356–381.
- GRATZER G. et al. (2004): Spatio-temporal development of forests – current trends in field methods and models. *Oikos* 107: 3–15.
- GREENWOOD S., RUIZ-BENITO P., MARTÍNEZ-VILALTA J., LLORET F., KITZBERGER T., ALLEN C. D., FENSHAM R., LAUGHLIN D. C., KATTAGE J., BÖNISCH G., KRAFT N. J. & JUMP A. S. (2017): Tree mortality across biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. *Ecology Letters* 20: 539–553.
- GRISSINO-MAYER H. D., HOLMES R. L., FRITTS H. C. (1992): International tree-ring data bank program library: users manual. Tucson, Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona: 104.
- GUITIÁN P., MEDRANO M. & GUITIÁN J. (2002): Seed dispersal in *Erythronium dens-canis* L. (*Liliaceae*): variation among habitats in a myrmecochorous plant. *Plant Ecol.* 169: 171–177.
- GURNELL J., HICKS M., WHITEBREAD S. (1992): The effects of coppice management on small mammal populations. In: Buckley 34 J. FOR. SCI., 61, 2015 (1): 27–34
- HÁJKOVÁ L., KOŽNAROVÁ V., SULOVSÁKÁ S., RICHTEROVÁ D. (2012): The temporal and spatial variability of phenological phases of the Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in the Czech Republic. *Folia Oecologica* 39:10–20
- HAKKINEN R. (1999): Statistical evaluation of bud development theories: application to bud

- burst of *Betula pendula* leaves. *Tree Physiology* 19: 613–618.
- HALAJ, J., PÁNEK, F., PETRÁŠ, R. (1987): Výškový rast smreka na podklade nových rastových tabuliek (1980). *Lesnictví* 33: 905–918
- HAMUNYELA E., VERBESSELT J., ROERINK G., HEROLD M. (2013): Trends in Spring Phenology of Western European Deciduous Forests. *Remote Sensing* 5: 6159–6179
- HANECA K., ČUFAR K. & BEECKMAN H. (2009): Oaks, tree-rings and wooden cultural heritage: a review of the main characteristics and applications of oak dendrochronology in Europe. *Journal of Archaeological Science* 36: 1–11.
- HANECA K., VAN ACKER J. & BEECKMAN H. (2005): Growth trends reveal the forest structure during Roman and medieval times in Western Europe: a comparison between archaeological and actual oak ring series (*Quercus robur* and *Quercus petraea*). *Annals of Forest Science* 62: 797–805.
- HANEWINKEL M., CULLMANN D. A., SCHELHAAS M.-J., NAUBUURS G.-J., ZIMMERMANN N. E. (2013): Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3: 203–207.
- HARMON M. E., FRANKLIN J. F., SWANSON F. J., SOLLINS P., GREGORY S. V., LATTIN J. D., ANDERSON N. H., CLINE S. P., AUMEN N. G., SEDELL J. R., LIENKAEMPER G. W., CROMACK K. JR. & CUMMINGS K. W. (1986): Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133–302.
- HAUCK M., ZIMMERMANN J., JACOB M., DULAMSUREN C., BADE C., AHRENDTS B. & LEUSCHNER C. (2012): Rapid recovery of stem increment in Norway spruce at reduced SO₂ levels in the Harz Mountains, Germany. *Environmental Pollution* 164: 132–141.
- HAVEMAN R. & SCHAMINÉE J. H. J. (2005): Floristic changes in abandoned oak coppice forests in the Netherlands with some notes on apomictic species. *Botanika Chronika* 18: 149–160.
- HÉDL R., KOPECKÝ M. & KOMÁREK J. (2010): Half a century of succession in a temperate oak-wood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions* 16: 267–276.
- HENDRYCH R. (2004): *Erythronium dens-canis* a jeho historie v Čechách. *Zprávy Čes. Bot. Společ.* 39: 185–216.
- HLÁSNÝ T., TROMBIK J., BOŠELA M., MERGANIČ J., MARUŠÁK R., ŠEBEŇ V., ŠTĚPÁNEK P., KUBIŠTA J., TRNKA M. (2017): Climatic drivers of forest productivity in Central Europe. *Agricultural and Forest Meteorology* 234: 258–273.
- HLÁSNÝ T., TURČÁNI M. (2013): Persisting bark beetle outbreak indicates the unsustainability of secondary Norway spruce forests: case study from Central Europe. *Ann. For. Sci.* 70:

481–491.

- HOBÍ M. L., COMMARMOT B., BUGMANN H. (2015): Pattern and process in the largest primeval beech forest of Europe (Ukrainian Carpathians). *Journal of Vegetation Science* 26: 323–336.
- HOLUB J., PROCHÁZKA F. (2000): Red list of vascular plants of the Czech Republic – 2000. *Preslia* 72: 187–230.
- HOLUB J., PROCHÁZKA F., ČEŘOVSKÝ J. (1979): Seznam vyhynulých, endemických a ohrožených taxonů vyšších rostlin květeny ČSR (1. verze). *Preslia* 51: 213–238.
- HREJSEMNOU P. (2005): Voroplavba na řece Sázavě a nejen tam II. – *Kutnohorský deník* 29. 1. 2005.
- HŮNOVÁ I., ŠANTROCH J., OSTATNICKÁ J. (2004): Ambient air quality and deposition trends at rural stations in the Czech Republic during 1993–2001. *Atmospheric Environment* 38: 887–898.
- JACTEL, H., GRITTI, E.S., DRÖSSLER, L., FORRESTER, D.I., MASON, W.L., MORIN, X., PRETZSCH, H., CASTAGNEYROL, B. (2018): Positive biodiversity–productivity relationships in forests: climatematters. *Biol. Lett.* 14: 20170747.
- JAEHNE S. C., DOHRENBUSCH A. (1997): Ein Verfahren zur Beurteilung der BESTANDESDIVERSITÄT. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116: 333–345.
- JANCKE O., DORREN L. K. A., BERGER F., FUHR M., KÖHL M. (2009): Implications of coppice stand characteristics on the rockfall protection function. *Forest Ecology and Management* 259:124–131.
- JANÍK D., ŠAMONIL P., VRŠKA T., ADAM D., UNAR P., HORT L. & KRÁL K. (2008): Doutnáč - monitoring lokality ponechané samovolnému vývoji. Doutnáč – monitoring of the locality left to spontaneous development. *Folia Forestalia Bohemica* 9, Lesnická práce s.r.o., Kostelec nad Černými lesy.
- KALIS J., MERKT J. & WUNDERLICH J. (2003): Environmental changes during the Holocene climatic optimum in Central Europe - human impact and natural causes. *Quaternary Science Reviews* 22: 33–79.
- KAPELLER, S., LEXER, M., THOMAS, G., SCHUELER, S. (2012). Intraspecific variation in climate response of Norway spruce in the eastern Alpine range: Selecting appropriate provenances for future climate. *Forest Ecology and Management* 271. 46–57.
- KAPLAN Z. (2005): *Erythronium dens-canis* L. In: Hadinec J., Lustyk P. & Procházka F. [eds], *Additamenta ad floram Reipublicae Bohemicae IV*, *Zprávy Čes. Bot. Společ.* 40: 118.
- KAVINA K. (1917): Sázavské kandíky. – *Topič. Sbor. Liter. Uměl.*, Praha 4/7: 372–377.
- KEITH H., MACKEY B. G. & LINDENMAYER D. B. (2009): Re-evaluation of forest biomass

- carbon stocks and lessons from the world's most carbon dense forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106: 11635–11640.
- KELTY M. J. (2006): The role of species mixtures in plantation forestry. *Forest Ecology and Management* 233: 195–204.
- KERN Z., PATKÓ M., KÁZMÉR M., FEKETE J., KELE S., PÁLYI Z. (2013): Multiple tree-ringproxies (earlywood width, latewood width and (13C) from pedunculate oak (*Quercus robur* L.), Hungary. *Quat. Int.* 293: 257–267.
- KIM G. S., LIM C. H., KIM S. J., LEE J., SON Y. & LEE W. K. (2017): Effect of national-scale afforestation on forest water supply and soil loss in South Korea, 1971–2010. *Sustainability* 9: 1017.
- KIM M., LEE W. K., SON Y., YOO S., CHOI G. M., CHUNG D. J. (2017): Assessing the impacts of topographic and climatic factors on radial growth of major forest forming tree species of South Korea. *Forest Ecology and Management* 404: 269–279.
- KLIMO E., HAGER H., KULHAVÝ J. /eds./ (2000): Spruce monocultures in Central Europe – problems and prospects. *EFI Proceedings*, no. 33: 208 p.
- KNIBBE B. (2007): PAST4: personal analysis system for tree ring research, Version 4.2. *SCIEM*, Vienna.
- KNOLLOVÁ I. & CHYTRÝ M. (2004): Oak-hornbeam forests of the Czech Republic: geographical and ecological approaches to vegetation classification. *Dubohabřiny České republiky: geografický a ekologický přístup ke klasifikaci vegetace. Preslia* 76: 291–311.
- KOCHJAROVÁ J., TURIS P., BLANÁR D., HRIVNÁK R., KLIMENT J. & VLČKO J. (2004): Cievnaté rastliny Muránskej planiny. *Reussia, Suppl. 1*: 83–182.
- KOLÁŘ T., ČERMÁK P., OULEHLE F., TRNKA M., ŠTĚPANEK P., CUDLÍN P., HRUŠKA J., BÜNTGEN U., RYBNÍČEK M. (2015): Pollution control enhanced spruce growth in the “Black Triangle” near the Czech-Polish border. *Science of the Total Environment* 538: 703–711.
- KOLÁŘ T., ČERMÁK P., TRNKA M., ŽID T. & RYBNÍČEK M. (2017): Temporal changes in the climate sensitivity of Norway spruce and European beech along an elevation gradient in Central Europe. *Agricultural and Forest Meteorology* 239: 24–33.
- KOLÁŘ T., KYNCL T. & RYBNÍČEK M. (2012): Oak chronology development in the Czech Republic and its teleconnection on a European scale. *Dendrochronologia* 30: 243–248.
- KOLB T. E. et al. (2016): Observed and anticipated impacts of drought on forest insects and diseases in the United States. *For. Ecol. Manage.* 380: 321–334.
- KOLSTRÖM M., LINDNER M., VILÉN T., MAROSCHEK M., SEIDL R., LEXER M. J., NETHERER S., KREMER A., DELZON S., BARBATI A., MARCHETTI M. & CORONA P. (2011): Reviewing the

- Science and Implementation of Climate Change Adaptation Measures in European Forestry. *Forests* 2: 961–982.
- KOPECKY M., HÉDL R., SZABÓ P. (2013): Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of Applied Ecology*, 50: 79–87.
- KÖRNER C. & BASIER D. (2010): Phenology under global warming. *Science* 327: 1461–1462.
- KORPEL Š. (1995): *Die Urwälder der Westkarpaten*, Stuttgart, Jena, New York, Gustav Fischer Verlag.
- KRÁL J., VACEK S., VACEK Z., PUTALOVÁ T., BULUŠEK D. & ŠTEFANČÍK I. (2015): Structure, development and health status of spruce forests affected by air pollution in the western Krkonoše Mts. in 1979–2014. *Lesnícký časopis – Forestry Journal* 61: 175–187.
- KRÁLÍČEK I., VACEK Z., VACEK S., REMEŠ J., BULUŠEK D., KRÁL J., ŠTEFANČÍK I. & PUTALOVÁ T. (2017): Dynamics and structure of mountain autochthonous spruce-beech forests: impact of hilltop phenomenon, air pollutants and climate. *Dendrobiology* 77: 121–139.
- KRAMER K. (1996): Phenology and growth of European trees in relation to climate change. Proefschrift, Wageningen, 210 p.
- KREJČÍ F., VACEK S., BÍLEK L., MIKESKA M., HEJCMANOVÁ P. & VACEK Z. (2013): The effects of climatic conditions and forest site types on disintegration rates in *Picea abies* occurring at the Modrava Peat Bogs in the Šumava National Park. *Dendrobiology* 70: 35–44.
- KROUPOVÁ M. (2002): Dendroecological study of spruce growth in regions under long-term air pollution load. *Journal of Forest Science* 48: 12: 536–548.
- KUBÍKOVÁ J. (2007): Kopec Doutnác v NPR Karlštejn, modelové území geobotanických studií. *Bohemia centralis* 298: 287–320.
- KUCBEL S., SANIGA M., JALOVÍAR P. & VENCURIK J. (2012): Stand structure and temporal variability in old-growth beech dominated forests of the north-western Carpathians: A 40-years perspective. *Forest Ecology and Management* 264: 125–133.
- KUNZ J., LÖFFLER G., BAUHUS J. (2018): Minor European broadleaved tree species are more drought tolerant than *Fagus sylvatica* but not more tolerant than *Quercus petraea*. *Forest Ecology and Management* 414: 15–27.
- LAGANIS J., PECKOV A., DEBELJAK M. (2008): Modeling radial growth increment of black alder (*Alnus glutinosa* /L./ Gaertn.) tree. *Ecological Modelling* 215: 180–189.
- LARCHER W. (1995): *Physiological Plant Ecology*, Berlin, Springer, 354 p.
- LARCHER W. (2001): *Ökophysiologie der Pflanzen*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 408 p.
- LENOIR J., GÉGOUT J. C., MARQUET P. A., DE RUFFRAY P. & BRISSE H. (2008): A significant

- upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320: 1768–1771.
- LÉVESQUE M., SAURER M., SIEGWOLF R., EILMANN B., BRANG P., BUGMANN H., RIGLING A. (2013): Drought response of five conifer species under contrasting water availability suggests high vulnerability of Norway spruce and European larch. *Glob. Chang. Biol.* 19: 3184–3199.
- LIGOT, G., BALANDIER, P., FAYOLLE, A., LEJEUNE, P., Claessens, H. (2013): Height Competition Between *Quercus Petraea* And *Fagus Sylvatica* Natural Regeneration In Mixed And Uneven-Aged Standsa *Forest Ecology And Management*, 304: 391–398.
- Linderholm H. W., Leine M. (2004): An Assessment Of Twentieth Century Tree-Cover changes on a southern Swedish peatland combining dendrochronology and aerial photograph analysis. *Wetlands* 24: 357–363.
- LINKOSALO T., HAKKINEN R., HANNINEN H. (2006): Models of the spring phenology of boreal and temperate trees: is there something missing? *Tree Physiology* 26:1165–1172
- LLoret F., ESCUDERO A., IRIONDO J. M., MARTÍNEZ-VILALTA J., VALLADARES F. (2012): Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Glob. Change Biol.* 18: 797–805.
- LOCHMAN V., MAREŠ V. (1995): Air pollutant fallout in forest ecosystems of the Orlické Mountains and its effect on chemical composition of precipitation, soil and stream water, and on soil development. *Comm. Inst. For. Bohemicae* 18: 75–95.
- LOŽEK V. (2007): *Zrcadlo minulosti. Česká a slovenská krajina v kvartéru*. Dokořán, Praha.
- LOŽEK V., KUBÍKOVÁ J. & ŠPRYŇAR P. (2005): *Chráněná území ČR, svazek VIII: Kapitola Karlštejn*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR Praha, EkoCentrum Brno, pp. 630–637.
- LSTIBŮREK M. (2011): Genofond smrku ztepilého na Šumavě a kůrovcová kalamita. *Centrum pro ekonomiku a politiku* 94: 31–37.
- M'ARIALIGETI S., TINYA F., BIDLÓ A. & ÓDOR P. (2016): Environmental drivers of the composition and diversity of the herb layer in mixed temperate forests in Hungary. *Plant Ecology* 217: 549–563.
- MACHAR I., VLČKOVÁ V., BUČEK A., VOŽENÍLEK V., ŠÁLEK L. & JEŘÁBKOVÁ L. (2017): Modelling of climate conditions in forest vegetation zones as a support tool for forest management strategy in European beech dominated forests. *Forests* 8: 82–99.
- MÄKINEN H., NÖJD, P., MIELIKÄINEN K. (2001): Climatic signal in annual growth variation in damaged and healthy stands of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in southern Finland. *Trees* 15:177–185.

- MARGALEF R. (1958): Information theory in ecology. *General Systematics* 3: 36–71.
- MARINI L. et al. (2017): Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. *Ecography* 40: 1426–1435.
- MASON C. F., MACDONALD S. M. (2002): Responses of ground flora to coppice management in an English woodland – a study using permanent quadrats. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1773–1789.
- MATISONS R., ELFERTS D., BRUMELIS G. (2013): Pointer years in tree-ring width and earlywood-vessel area time series of *Quercus robur* – Relation with climate factors near its northern distribution limit. *Dendrochronologia* 31: 129–139.
- MATTHEWS J. D. (1991): *Silvicultural Systems*. Oxford, Oxford University Press: 284.
- MATULA R., SVÁTEK M., KŮROVÁ J., ÚRADNÍČEK L., KADAVÝ J., KNEIFL M. (2012): The sprouting ability of the main tree species in Central European coppices: implications for coppice restoration. *European Journal of Forest Research*, 131: 1501–1511.
- MATYSSEK R., WIESER G., CALFAPIETRA C., DE VRIES W., DIZENGREMEL P., ERNST D., JOLIVET Y., MIKKELSEN T.N., MOHREN G.M.J., LE THIEC D., TUOVINEN J-P., WEATHERALL A., PAOLETTI E. (2012). Forests under climate change and air pollution: Gaps in understanding and future directions for research. *Environmental Pollution* 160: 57–65.
- MAYER H., OTT E. (1991): *Gebirgswaldbau, Schutzwaldpflege*. 2. Aufl., Stuttgart, New York, 587 s.
- MCPFE (2003) Improved pan-European indicators for sustainable forest management as adopted by the MCPFE Expert Level Meeting. In: Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Liaison Unit Vienna, Austria.
- MENZEL A. (2003): Phenological anomalies in Germany and their relation to air temperature. *Clim. Change* 57: 243–263.
- MENZEL A., ESRELLA N., FABIAN P. (2001): Spatial and temporal variability of the phenological seasons in Germany from 1951 to 1996. *Global Change Biology*, 7: 657–666.
- MENZEL A., SPÁRKA T., ESTRELLA N., KOCH E. (2006): European phenological response to climate change Matjes the warming pattern. *Glob. Change Biol.* 12: 1969–1976.
- MENZEL A., SPARKS T. H., ESTRELLA N., KOCH E., AASA A., AHAS R., ALM-KÜBLER K., BISSOLLI P., BRASLAVSKÁ O., BRIEDE A., CHMIELEWSKI F. M., CREPINSEK Z., CURNEL Y., DAHL Å., DEFILA C., DONNELLY A., FILELLA Y., JATCZAK K., MÅGE F., MESTRE A., NORDLI Ø., PEÑUELAS J., PIRINEN P., REMIŠOVÁ V., SCHEIFINGER H., STRIZ M., SUSNIK A., VAN VLIET A. J. H., WIELGOLASKI F. E., ZACH S., ZUST A. (2006): European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12: 1969–1976.

- MERCKX T., MARINI L., FEBER R. E. & MACDONALD D. W. (2012): Hedgerow trees and extended-width field margins enhance macro-moth diversity: implications for management. *Journal of Applied Ecology* 49: 1396–1404.
- METZ J., ANNIGHÖFER P., SCHALL P., ZIMMERMANN J., KAHL T., SCHULTZE E. D. & AMMER C. (2016): Site-adapted admixed tree species reduce drought susceptibility of mature European beech. *Glob. Chang. Biol.* 22: 903–920.
- MEZEI P., JAKUŠ R., PENNERSTORFER J., HAVAŠOVÁ M., ŠKVARENINA J., FERENČÍK J., SLIVINSKÝ J., BIČÁROVÁ S., BILČÍK D., BLAŽENEC, NETHERER S. (2017): Storms, temperature maxima and the Eurasian spruce bark beetle *Ips typographus* - An infernal trio in Norway spruce forests of the Central European High Tatra Mountains, *Agricultural and Forest Meteorology* 242: 85–95.
- MIKULENKA P., PROKÚPKOVÁ A., VACEK Z., VACEK S., BULUŠEK D., SIMON J., ŠIMŮNEK V., HÁJEK V. (2020): Effect of climate and air pollution on radial growth of mixed forests: *Abies alba* (Mill.) vs. *Picea abies* (L.) Karst. *Central European Forestry Journal* 66: 1: 23–36.
- MILAD M., SCHAICH H., BÜRGI M. & KONOLD W. (2011): Climate change and nature conservation in Central European forests: A review of consequences, concepts and challenges. *Forest Ecology and Management* 261: 829–843.
- MILLAR C. I., STEPHENSON N. L. (2015): Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science* 349: 823–826.
- MINA M., DEL RÍO M., HUBER M. O., THÜRIG E., ROHNER B. (2018): The symmetry of competitive interactions in mixed Norway spruce, silver fir and European beech forests. *Journal of Vegetation Science*, 29(4), 775–787.
- MODRÝ M., HUBENÝ D. & REJŠEK K. (2004): Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. *Forest Ecology and Management* 188: 185–195.
- MODRZYŃSKI J., ERIKSSON G. (2002): Response of *Picea abies* populations from elevational transects in the Polish Sudety and Carpathian mountains to simulated drought stress. *Forest Ecology and Management* 165: 105–116.
- MÖLDER A., BERNHARDT-RÖMERMAN M. & SCHMIDT W. (2008): Herb-layer diversity in deciduous forests: raised by tree richness or beaten by beech? *Forest Ecology and Management* 256: 272–281.
- MÖLDER A., MEYER P. & NAGEL R. V. (2019): Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: an overview. *Forest Ecology and Management* 437: 324–339.

- MONTES F., CANELLAS I., DEL RÍO M., CALAMA R., MONTERO G. (2004): The effects of thinning on the structural diversity of coppice forests. *Ann. Forest Sci.* 61, 771–779.
- MOUNTFORD M. D. (1961): On E. C. Pielou's index of non randomness. *Journal of Ecology* 49: 271–275.
- MÜLLEROVÁ J., HÉDL R. & SZABÓ P. (2015): Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management* 343: 88–100.
- MURRAY M. B. ET AL. (1994): Effect of elevated CO₂, nutrition and climatic warming on bud phenology in Sitka spruce (*Picea sitchensis*) and their impact on the risk of frost damage. *Tree Physiology*, 14: 691–706.
- NAGEL T. A., MIKAC S., DOLINAR M., KLOPCIC M., KEREN S., SVOBODA M., et al. (2017): The natural disturbance regime in forests of the Dinaric Mountains: a synthesis of evidence. *For. Ecol. Management* 388: 29–42.
- NETSVETOV M., SERGEYEV M., NIKULINA V., KORNIYENKO V., PROKOPUK Y. (2017): The climate to growth relationships of pedunculate oak in steppe. *Dendrochronologia* 44: 31–38.
- NGO BIENG M. A., PEROT T., DE COLIGNY F. & GOREAUD F. (2013): Spatial pattern of trees influences species productivity in a mature oak–pine mixed forest. *European Journal of Forest Research* 132: 841–850.
- NILSSON S. G., NIKLASSON M., HEDIN J., ARONSSON G., GUTOWSKI J. M., LINDER P., LJUNBERG H., MIKUSINSKI G. & RANIUS T. (2002): Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161: 189–204.
- NOVÁČEK K. (2001): Nerostné suroviny středověkých Čech jako archeologický problém. *Archeolog. Rozhl.* 53: 279–309.
- NOVÁK A. & TLAPÁK J. (1974): Historie lesů v chráněné krajinné oblasti Český kras. *Bohemia centralis* 3: 9–40.
- O'CONNOR M. I., HOLDING J. M., KAPPEL C. V., DUARTE C. M., BRANDNER K., BROWN C. J., BRUNO, J. F., BUCKLEY L., BURROWS M. T., HALPERN B. S., KIESSLING W., MOORE P., PANDOLFI J. M., PARMESAN C., POLOCZANSKA E. S., SCHOEMAN D. S., SYDEMAN, W. J., RICHARDSON, A. J. (2015): Strengthening confidence in climate change impact science. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24: 64–76.
- ÖGREN E., NILSSON T., SUNBLAD L. G. (1997): Relationship between respiratory depletion of sugars and loss of cold hardiness in coniferous seedlings over wintering at raised temperatures: indications of different sensitivities of spruce and pine. *Plant Cell Environment* 20: 247–53.
- OLSSON, C., BOLMGREN, K., LINDSTRÖM, J., MARIA, A. (2013): Performance of tree

- phenology models along a bioclimatic gradient in Sweden. *Ecological Modelling* 266: 103–117.
- ORTMANN-AJKAI A., CSICSEK G., LUKACS M. & HORVATH F. (2017): Regeneration patterns in a pedunculate oak (*Quercus robur* L.) strict forest reserve in Southern Hungary. *Šumarski list* 141: 39–46.
- PAILLET Y., BERGÉS L., HJÄLTÉN J., ÓDOR P., AVON C., BERNHARDT-RÖMERMAN M., BIJLSMA R. J., DE BRUYN L., FUHR M., GRANDIN U., KANKA R., LUNDIN L., LUQUE S., MAGURA T., MATESANZ S., MÉSZÁROS I., SEGASTIÁ M. T., SCHMIDT W., STANDOVÁR T., TOTHMÉRÉSZ B., UOTILA A., VALLADARES F., VELLAK K. & VIRANEN R. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101–112.
- PALUCH J. G. (2007): The spatial pattern of a natural European beech (*Fagus sylvatica* L.) – silver fir (*Abies alba* Mill.) forest: A patch mosaic perspective. *Forest Ecology and Management*, 253: 161–170.
- PAOLETTI E., SCHAUB M., MATYSSEK R., WIESER G., AUGUSTAITIS A., BASTRUP-BIRK A.M., BYTNEROWICZ A., GUNTARDT-GOERG M.S., MULLER-STARCK G., SERENGIL Y. (2010). Advances of air pollution science: From forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services. *Environmental Pollution* 158: 1986–1989.
- PAQUETTE A. & MESSIER C. (2011): The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. *Global Ecology and Biogeography* 20: 170–180.
- PARMESAN, C. (2007): Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13: 1860–1872.
- PAULE L. (1992): Genetika a šľachtenie lesných drevín. Bratislava, *Príroda*, 304 s.
- PERRY G. L. W., MILLER B. P., ENRIGHT N. J. (2006): A comparison of methods for the statistical analysis of spatial point patterns in plant ecology. *Plant Ecol.* 187: 59–82.
- PETERKEN G. F. (1993): *Woodland Conservation and Management*. London, Chapman and Hall: 314.
- PETERS R. L., GROENENDIJK P., VLAM M., ZUIDEMA P. A. (2015): Detecting long-term growth trends using tree rings: a critical evaluation of methods. *Glob. Chang. Biol.* 21(5):2040-2054.
- PETRÁŠ R., PAJTÍK J. (1991): Sústava česko-slovenských objemových tabuliek drevín. *Lesnícký časopis*, 37:1:49–56.
- PETRITAN A. M., BIRIS I. A., MERCE O., TURCU D. O. & PETRITAN I. C. (2012): Structure and diversity of a natural temperate sessile oak (*Quercus petraea* L.) – European Beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Forest Ecology and Management* 280: 140–149.

- PETRITAN I. C., MARZANO R., PETRITAN A., LINGUA E. (2014): Overstory succession in a mixed *Quercus petraea* - *Fagus sylvatica* old growth forest revealed through the spatial pattern of competition and mortality. *Forest Ecology and Management*, 326: 9–17.
- PIAO S. L., CIAIS P., FRIEDLINGSTEIN P., PEYLIN P., REICHSTEIN M., LUYSSAERT S., MARGOLIS H., FANG J. Y., BARR A., CHEN A. P., GRELLE A., HOLLINGER D.Y., LAURILA T., LINDROTH A., RICHARDSON A. D., VESALA T. (2008): Net carbon dioxide losses of northern ecosystems in response to autumn warming. *Nature* 451: 49–53.
- PIELOU E. C. (1975): *Ecological diversity*. Wiley, New York, USA.
- PIVNIČKOVÁ M. (1981): Kandík psí zub. – *Nika* 2/3: 18.
- PIVNIČKOVÁ M. (1985): Kandík psí zub – *Erythronium dens-canis* – *Pam. Přír.* 10/5.
- PIVNIČKOVÁ M., PECINA P. (1980): Příspěvek k autekologii kandíku psího zubu (*Erythronium dens-canis* L.) ve státní přírodní rezervaci Medník. *Ochrana přírody*, 1: 207–229.
- PLUE J., VAN GILS B., DE SCHRIJVER A., PEPPLER-LISBACH C., VERHEVEN K. & HERMY M. (2013): Forest herb layer response to long-term light deficit along a forest developmental series. *Acta Oecologica* 53: 63–72.
- POGLAR A. C., PRIMACK R. B. (2011): Leaf-out phenology of temperate woody plants: from trees to ecosystems. *New Phytologist* 191: 926–941.
- POGLAR A. C., PRIMACK R. B., DUKES J. S., SCHAFF C., WANG Z., HOEPPNER S. S. (2014): Tree leaf out response to temperature: comparing field observations, remote sensing, and a warming experiment. *International Journal of Biometeorology* 58:1251–1257
- POKORNÝ R., TOMÁŠKOVÁ I., DRÁPELOVÁ I., KULHAVÝ J., MAREK M. V. (2010): Long term effect of enrichment on phenology and shoot growth of Norway spruce juvenile tree. *Journal of forest science*, 56: 6: 251–257.
- POMMERENING A. (2002): Approaches to quantifying forest structures. *Forestry* 75, 305–324.
- POMMERENING A., STOYAN D. (2006): Edge-correction needs in estimating indices of spatial forest structure. *Can. J. Forest Res.* 36: 1723–1739.
- PONOCNÁ T., CHUMAN T., RYDVAL M., URBAN G., MIGALA K., TREML V. (2018): Deviations of treeline Norway spruce radial growth from summer temperatures in East-Central Europe. *Agricultural and Forest Meteorology* 253: 62–70.
- PRETZSCH H. (2006): Wissen nutzbar machen für das Management von Waldökosystemen. *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* 61: 1158–1159.
- PRETZSCH H. (2014): Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *Forest Ecology and Management* 327: 251–264.
- PRETZSCH H., BIBER P., SCHÜTZE G., KEMMERER J. & UHL E. (2018): Wood density reduced

- while wood volume growth accelerated in Central European forests since 1870. *Forest Ecology and Management* 429: 589–616.
- PRETZSCH H., BIBER P., SCHÜTZE G., UHL E., RÖTZER T. (2014): Forest stand dynamics in Central Europe has accelerated since 1870. *Nat. Commun.*, 5: 1–10.
- PRETZSCH H., BIELAK K., BLOCK J., BRUCHWALD A., DIELER J., EHRHART H. P., KOHNLE U., NAGEL J., SPELLMANN H., ZASADA M., ZINGG A. (2013): Productivity of mixed *versus* pure stands of oak (*Quercus petraea* /Matt./ Liebl. and *Quercus robur* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along an ecological gradient. *European Journal of Forest Research*, 132(2): 263–280.
- PRETZSCH H., SCHÜTZE G. (2005): Crown allometry and growing space efficiency of Norway spruce (*Picea abies* L Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) in pure and mixed stands. *Plant Biol.* 7, 628–639.
- PRETZSCH H., SCHÜTZE G. (2014): Size-structure dynamics of mixed versus pure forest stands. *forest systems*, 23: 3: 560–572.
- PRETZSCH H., SCHÜTZE G., UHL E. (2013): Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biol.* 15?: 483–495.
- PRETZSCH, H., SCHÜTZE, G. (2016): Effect of tree species mixing on the size structure, density, and yield of forest stands. *Eur. J. Forest Res.* 135: 1–22.
- PREUSLER T., BASTRUP-BIRK A., BEUKER E. (2004): Manual on methods and criteria for harmonized sampling assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part VII. UN ECE, Conventin on Long –Range Transboundary Air Pollutin, 40 p.
- PRIMICA I., CAMARERO J. J., JANDA P., ČADA V., MORRISSEY R. C., TROTSIUK V., BAČE R., TEODOSIU M., SVOBODA M. (2015): Age, competition, disturbance and elevation effects on tree and stand growth response of primary *Picea abies* forest to climate. *Forest Ecology and Management* 354: 77–86.
- PRIWITZER T. (2011): Fenologické piozorovanie lesných drevín na vybraných monitorovacích plochách II. Úrovně. In: ŠIŠKA, B., HAUPTVOGL, M., ELIAŠOVÁ, M. /(eds.). *Bioclimate: Source and Limit of Socuial Development International Scientific Konfernce*, 6th – 9th September 2011, Topolčianky, Slovakia.
- PROKOP Z. M. & DROBNIAC S. M. (2016): Genetic variation in male attractiveness: It is time to see the forest for the trees. *Evolution* 70: 913–921.
- PRRŮŠA E. (1985): Die böhmischen und mährischen Urwälder. *Vegetace ČSSR*, A15. Academia, Praha.

- PUHE J. & ULRICH B. (2001): Global climate change and human impacts on forest ecosystems: postglacial development, present situation, and future trends in Central Europe. Ecological Studies 143. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- PUTALOVÁ T., VACEK Z., VACEK S., ŠTEFANČÍK I., BULUŠEK D., KRÁL J. (2019): Tree-ring widths as an indicator of air pollution stress and climate conditions in different Norway spruce forest stands in the Krkonoše Mts. Central European Forestry Journal 65: 21–33.
- PYŠEK P., SÁDLO J. & MANDÁK B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. Preslia 74: 37–186.
- PYTTEL P. L., FISCHER U. F., SUCHOMEL C., GÄRTNER S. M. & BAUHUS J. (2013): The effect of harvesting on stump mortality and re-sprouting in aged oak coppice forests. Forest Ecology and Management 289: 18–27.
- RACKHAM O. (2006): Woodlands. Collins new naturalist library, London.
- REPO T., HANNINEN H., KELLOMAKI S. (1996): The effects of long-term elevation of air temperature and CO₂ on the frost hardness of Scots pine. Plant. Cell. Environ. 19: 209–216.
- RIPLEY B. D. (1981): Spatial statistics. 1st Ed. New York, John Wiley & Sons, 252.
- ROBERNTZ P. (1999): Effects of long-term CO₂ enrichment and nutrient availability in Norway spruce I. Phenology and morphology of branches. Trees 13: 188–198.
- RODRIGUEZ-GONZÁLEZ P. M., STELLA J. C., CAMPELO F., FERREIRA M. T., ALBUQUERQUE A. (2010): Subsidy or stress? Tree structure and growth in wetland forests along a hydrological gradient in Southern Europe. Forest Ecology and Management 259: 2015–2025.
- ROGERS D. A., ROONEY T. P., OLSON D. & WALLER D. M. (2008): Shifts in Southern Wisconsin Forest Canopy and Understory Richness, Composition, and Heterogeneity. Ecology 89: 2482–2492.
- ROHNER B., BIGLER C., WUNDER J., BRANG P. & BUGMANN H. (2012): Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech. Journal of Vegetation Science 23: 892–905.
- ROZAS V. & GARCÍA-GONZÁLEZ I. (2012): Too wet for oaks? Inter-tree competition and recent persistent wetness predispose oaks to rainfall-induced dieback in Atlantic rainy forest. Global and Planetary Change 94–95: 62–71.
- ROZAS V. (2003): Regeneration patterns, dendroecology, and forest-use history in an old-growth beech–oak lowland forest in Northern Spain. Forest Ecol. Manage., 182: 175–194.
- ROZAS V. (2005): Dendrochronology of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in an old-growth pol-larded woodland in northern Spain: tree-ring growth responses to climate. Annals of

Forest Science 62: 209–218.

- ROZAS V. (2005): Dendrochronology of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in an old-growth pollarded woodland in northern Spain: tree-ring growth responses to climate. *Ann. Sci. For.* 62, 209–218.
- ROZAS V., CAMARERO J. J., SANGÜESA-BARREDA G., SOUTO M. & GARCÍA-GONZÁLEZ I. (2015): Summer drought and ENSO-related distinctly drive *Fagus sylvatica* growth near the species rear-edge in northern Spain. *Agricultural and Forest Meteorology* 201: 153–164.
- RUIZ-BENITO P., MADRIGAL-GONZÁLEZ J., RATCLIFFE S., COOMES D. A., KÄNDLER G., LEHTONEN A., WIRTH C., ZAVALA M. A. (2014): Stand Structure and Recent Climate Change Constrain Stand Basal Area Change in European Forests: A Comparison Across Boreal, Temperate, and Mediterranean Biomes. *Ecosystems* 17: 1439–1454.
- RŮŽIČKA J. (1927): Kandík – *Erythronium dens-canis*. – *Les. Práce, Praha*, 6: 232–233.
- RYBNÍČEK M., ŽID T., KOLÁŘ T. (2010): Radial growth and health condition of Norway spruce (*Picea abies* /L./ Karst.) stands in relation to climate (Silesian Beskids, Czech Republic). *Geochronometria* 36: 9–16.
- SÁDLO J. (2009): *Erythronium dens-canis* in Bohemia: can we accept its native origin? *Zprávy Čes. Bot. Společ.* 44: 1–10.
- ŠAMONIL P. & VIEWEGH J. (2005): Forest site classification of forest ecosystems in Bohemian Karst (Czech Republic). *Journal of Forest Science* 53: 508–518.
- ŠAMONIL P. (2007): Uniqueness of limestone soil-forming substrate in the forest ecosystem classification. *Journal of Forest Science* 53: 149–161.
- ŠAMONIL P., VRŠKA T. (2008): Long term vegetation dynamics in the Šumava Mts. Natural spruce-fir-beech forests. *Plant Ecology* 196: 197–214.
- SANIGA M., BALANDA M., KUCBEL S., PITTNER J. (2014): Four decades of forest succession in the oak-dominated forest reserves in Slovakia. *Forest – Biogeosciences and Forestry* 7: 324–332.
- SCHARNWEBER T., MANTHEY M. & WILMKING M. (2013): Differential radial growth patterns between beech (*Fagus sylvatica* L.) and oak (*Quercus robur* L.) on periodically waterlogged soils. *Tree Physiology* 33: 425–437.
- SCHARNWEBER T., MANTHEY M., CRIGEE 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: 947–961.
- SCHLEIP C., SPÁRKA T. H., ESTRELLA N., MENZEL A. (2009): Spatial variation in onset dates

- and trends in phenology Across Europe. *Climate research special* 19: 39: 249–260.
- SCHRÖTER D., CRAMER W., LEEMANS R., PRENTICE I. C., ARAÚJO M. B., ARNELL N. W., BONDEAU A., BUGMANN H., CARTER T. R., GRACIA C. A., DE LA VEGA-LEINERT A. C., ERHARD M., EWERT F., GLENDINING M., HOUSE J. I., KANKAANPÄÄ S., KLEIN R. J. T., LAVOREL S., LINDNER M., METZGER M. J., MEYER J., MITCHELL T. D., REGINSTER I., ROUNSEVELL M., SABATÉ S., SITCH S., SMITH B., SMITH J., SMITH P., SYKES M. T., THONICKE K., THUILLER W., TUCK G., ZAEHLE S., ZIERL B. (2005): Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310: 1333–1337.
- SCHÜTZ J.-P. (2001): *Der Plenterwald und Weitere Formen Strukturierter und Gemischter Walder*. Parey, Berlin.
- SCHWARZ M. (1999): Advancing to full bloom: planning phenological research for the 21st Century. *Int. J. Biometeorol.* 42: 113–118.
- SCHWARZ M., AHAS R., AASA A. (2006): Onset of spring starting earlier across the Northern Hemisphere. *Glob. Change Biol.* 12: 343–351.
- SCHWEINGRUBER F. H. (1996): *Tree Rings and Environment Dendroecology*, Paul Haupt, 1996, 609 s.
- SCHWEINGRUBER F. H., ECKSTEIN D., SERRE-BACHET F., BRÄKER O. U. (1990): Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia*, 8: 8–38.
- ŠEBEK P., BAČE R., BARTOŠ M., BENEŠ J., CHLUMSKÁ Z., DOLEŽAL J., DVORSKÝ M., KOVÁŘ J., MACHAČ O., MIKATOVÁ B., PERLIK M., PLÁTEK M., POLÁKOVÁ S., ŠKORPÍK M., STEJSKAL R., SVOBODA M., TRNKA F., VLAŠÍN M., ZAPLETAL M. & ČÍŽEK L. (2015): Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 358: 80–89.
- SEIDL R., SPIES T. A., PETERSON D. L., STEPHENS S. L., HICKE J. A. (2016): Searching for resilience: Addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 53: 120–129.
- SERENGIL Y., AUGUSTAITIS A., BYTNEROWICZ A., GRULKE N., KOZOVITZ A.R., MATYSSEK R., MULLER-STARCK G., SCHAUB M., WIESER G., COSKUN A.A., PAOLETTI E. (2011). Adaptation of forest ecosystems to air pollution and climate change: a global assessment on research priorities. *iForest* 4: 44-48.
- SHANNON C. E. (1948): A mathematical theory of communications. *Bell System Technical Journal* 27: 379–423.

- ŠIMŮNEK V., SHARMA R. P., VACEK Z., VACEK S. & HŮNOVÁ I. (2020): Sunspot area as unexplored trend inside radial growth of European beech in Krkonoše Mountains: a forest science from different perspective. *European Journal of Forest Research* 139: 999–1013.
- ŠIMŮNEK V., VACEK Z., VACEK S., KRÁLÍČEK I., VANČURA K. (2019): Growth variability of European beech (*Fagus sylvatica* L.) natural forests: Dendroclimatic study from Krkonoše National Park. *Central European Forestry Journal* 65: 92–102.
- ŠIMŮNEK V., VACEK Z., VACEK S., RIPULLONE F., HÁJEK V. & D'ANDREA G. (2021): Tree Rings of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) Indicate the Relationship with Solar Cycles During Climate Change in Central and Southern Europe. *Forests* 12: 259.
- ŠINDELÁŘ J. (2005): Náměty na úpravu druhové skladby lesů v České republice. *Lesnictví-Forestry* 1: 305–315.
- SLANAŘ J., VACEK Z., VACEK S., BULUŠEK D., ČUKOR J., ŠTEFANČÍK I., BÍLEK L. & KRÁL J. (2017): Long-term transformation of submontane spruce-beech forests in the Jizerské hory Mts.: dynamics of natural regeneration. *Central European Forestry Journal* 63: 212–224.
- SOHAR K., HELAMA S., LÄÄNELAID A., RAISIO J. & TUOMENVIRTA H. (2014): Oak decline in a southern Finnish forest as affected by a drought sequence. *Geochronometria* 41: 92–103.
- SONG B., CHEN J., SILBERNAGEL J. (2004): Three-dimensional canopy structure of an old-growth Douglas-fir forest. *For. Sci.* 50: 376–386.
- ŠPÁNIK F., ANTAL J., TOMLIAN J. (1999): Aplikovaná agrometeorológia. Vydavateľstvo SPU, Nitra, 194 s.
- SPARKS T. H., MENZEL A. (2002): Observed changes in seasons: an overview. *Int. J. Climatol.* 22: 1715–1725.
- SPARKS T. H., MENZEL A., STENSETH N. (2009): European cooperation in plant phenology. *Climate research special*, 19, 39: 175–177.
- SPETICH A. M., LIECHTY H. O., STANTURF J. A., MARION D. A., LUCKOW K., MEIER C. E. & GULDIN J. M. (2002): Coarse woody debris of a pre-restoration shortleaf pine/blue stem forest. In Outcalt K.W. (ed.), *Proceedings of the eleventh biennial southern silvicultural research conference*, 22–22. March 2001, Knoxville, Tennessee, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Asheville.
- SPIECKER H. (1990): Growth variation and environmental stresses – Long-term observation on permanent research plots in southwestern Germany. *Water Air Soil Pollution*, 54: 247–256.
- SPIECKER H. (1999): Overview of recent growth trends in European forests. *Water, Air, Soil Pollut.* 116: 33–46.
- SPIECKER H. (2000): The growth of Norway spruce (*Picea abies* /L./ Karst.) in Europe within

- and blond its natural range. In: Hasenauer H, editor. Forest ecosystem restoration. Proceeding of the international conference; Institute of Forest Growth Research, University of Agricultural Sciences, Vienna, Austria 10–12: 247–256.
- SPIECKER, H. HANSEN, J., KLIMO, E., SKOVSGAARD, J. P., STERBA, H., VON TEUFFEL, K. (2004): Norway spruce conversion – options and consequences. European Forest Institute Research Report 18. Brill, Leiden: 269 p.
- SPITZER L., KONVIČKA M., BENEŠ J., TROPEK R., TUF I. H. & TUFOVÁ J. (2008): Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation* 141: 827–837.
- ŠPLÍCHALOVÁ M., ADAMEC Z., KADAVÝ J. et al. (2012): Probability model of sessile oak (*Quercus petraea* /Matt./ Liebl.) stump sprouting in the Czech Republic. *European Journal of Forest Research* 131: 1611–1618.
- ŠRÁMEK V., VEJPUŠKOVÁ M., NOVORNÝ R., HELLEBRANDOVÁ K. (2008): Yellowing of Norway spruce stands in the Silesian Beskids – damage extent and dynamics. *Journal of Forest Science* 54: 2: 55–63.
- ŠTEFANČÍK I. (2017): Crown development of beech crop trees under different thinning regimes. *Journal of Forest Science* 63: 173–181.
- STELTZER H., POST E. (2009): Seasons and life cycles. *Science* 324:886–887
- STEWART J. R. & LISTER A. M. (2001): Cryptic northern refugia and the origins of modern biota. *Trends Ecol. Evol.* 16: 608–613.
- STIMM K., HEYM M., UHL E, TRETTER S. & PRETZSCH H. (2021): Height growth-related competitiveness of oak (*Quercus petraea* /Matt./ Liebl. and *Quercus robur* L.) under climate change in Central Europe. Is silvicultural assistance still required in mixed-species stands? *Forest Ecology and Management* 482: 118780.
- STOKLAND J. N., SIITONEN J. & JONSSON B. G. (2012): Biodiversity in Dead Wood. Cambridge University Press, Cambridge.
- STRANDBERG E., JACOBSSON J. & SAETRE P. (2005): Direct genetic, maternal and litter effects on behaviour in German shepherd dogs in Sweden. *Livestock Production Science* 93: 33–42.
- SUCHOMEL CH., PYTTEL P., BECKER G. & BAUJUS J. (2012): Biomass equations for sessile oak (*Quercus petraea* /Matt./ Liebl.) and hornbeam (*Carpinus betulus* L.) in aged coppiced forests in southwest Germany. *Biomass and Bioenergy* 46: 722–730.
- SUDING K., HIGGS E., PALMER M., CALLICOTT J. B., ANDERSON C. B., BAKER M., GUTRICH J.

- J., HONDULA K. L., LAFEVOR M. C. & LARSON B. M. (2015): Committing to ecological restoration. *Science* 348: 638–640.
- SUMIDA A., TEREZAWA I., TOGASHI A., KOMIYAMA A. (2002): Spatial arrangement of branches in relation to slope and neighbourhood competition. *Ann. Bot.* 89, 301–310.
- SVÁTEK M. & MATULA R. (2015): Fine-scale spatial patterns in oak sprouting and mortality in a newly restored coppice. *Forest Ecology and Management* 348: 117–123.
- SZABÓ P. (2010): Driving forces of stability and change in woodland structure: a case-study from the Czech lowlands. *Forest Ecology and Management*, 259: 650–656.
- SZYMURA T. H., SZYMURA M. & PIETRZAK M. (2013): Influence of land relief and soil properties on stand structure of overgrown oak forests of coppice origin with *Sorbus torminalis*. *Dendrobiology* 71: 49–58.
- TAVERNA K., URBAN D. & MCDONALD R. (2005): Modeling Landscape Vegetation Pattern in Response to Historic Land-use: A Hypothesis-driven Approach for the North Carolina Piedmont, USA. *Landscape Ecology* 20: 689–702.
- THUILLER W., ALBERT C., ARAÚJO M. B., BERRY P. M., CABEZA M., GUISAN A., HICKLER T., MIDGLEY G. F., PETERSON J., SCHURR F. M., SYKES M. T. & ZIMMERMANN N. E. (2008): Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 137–152.
- TOİGO M., VALLET P., PEROT T., BONTEMPS J. D., PIEDALLU C., COURBAUD B. (2015): Overyielding in mixed forests decreases with site productivity. *J. Ecol.* 103: 502–512.
- TOLASZ R., MÍKOVÁ T., VALERIÁNOVÁ T., VOŽENÍLEK V. /eds./, (2007): Climate atlas of Czechia. Olomouc, Czech Hydrometeorological Institute and Palacký University, 256 p.
- TRANQUILLINI W. (1979): Physiological Ecology of Alpine Timberline, Tree Existence at High Altitudes with Special Reference to the European Alps. *Ecological Studies* 31. Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag: 137 p.
- Tree species of South Korea. *Forest Ecology and Management*, 404, 269–279.
- TREML V., PONOCNÁ T., BÜNTGEN U. (2012): Growth trends and temperature responses of treeline Norway spruce in the Czech-Polish Sudetes Mountains. *Climate Research* 55: 91–103.
- ULRICH B., MAYER R., KHANNA P.K. (1980): Chemical changes due to acidic precipitation in a loess-derived soils in Central Europe. *Soil Science* 130: 193–199.
- UNRAU A., BECKER G., SPINELLI R., LAZDINA D., MAGAGNOTTI N., NICOLESCU V. N., BUCKLEY P., BARTLETT D., KOFMAN P. D. /eds./, (2018): Coppice Forests in Europe. Albert Ludwig

University of Freiburg, Freiburg im Breisgau, Germany.

- URLI M., LAMY J. B., SIN F., BURLETT R., DELZON S. & PORTÉ A. J. (2015): The high vulnerability of *Quercus robur* to drought at its southern margin paves the way for *Quercus ilex*. *Plant Ecology* 216: 177–187.
- USBECK T., WOHLGEMUTH T., DOBBERTIN M., PFISTER C., BÜRGI A., REBETEZ M. (2010): Increasing storm damage to forests in Switzerland from 1858 to 2007. *Agric. For. Meteorol.* 15: 1: 47–55.
- VACEK S. & HEJCMAN M. (2012): Natural layering, foliation, fertility and plant species composition of a *Fagus sylvatica* stand above the alpine timberline in the Giant (Krkonoše) Mts., Czech Republic. *European Journal of Forest Research* 131: 799–810.
- VACEK S. (2003): Minimum area of forest left to spontaneous development in protected areas. *Journal of Forest Science* 49: 8: 349–358.
- VACEK S., BÍLEK L., SCHWARZ O., HEJCMANOVÁ P., MIKESKA M. (2013): Effect of Air Pollution on the Health Status of Spruce Stands. A Case Study in the Krkonoše Mountains, Czech Republic. *Mountain Research and Development* 33: 1: 40–50.
- VACEK S., ČERNÝ T., VACEK Z., PODRÁZSKÝ V., MIKESKA M. & KRÁLÍČEK I. (2017a) Long-term changes in vegetation and site conditions in beech and spruce forests of lower mountain ranges of Central Europe. *Forest Ecology and Management* 398: 75–90.
- VACEK S., HŮNOVÁ I., VACEK Z., HEJCMANOVÁ P., PODRÁZSKÝ V., KRÁL J., PUTALOVÁ T. & MOSER W. K. (2015a): Effects of air pollution and climatic factors on Norway spruce forests in the Orlické hory Mts. (Czech Republic), 1979–2014. *European Journal of Forest Research* 134: 1127–1142.
- VACEK S., HŮNOVÁ I., VACEK Z., HEJCMANOVÁ P., PODRÁZSKÝ V., KRÁL J., PUTALOVÁ T., MOSER W. K. (2015): Effects of air pollution and climatic factors on Norway spruce forests in the Orlické hory Mts. (Czech Republic), 1979–2014. *European Journal of Forest Research*, 134: 1127–1142.
- VACEK S., LEPŠ J. (1996): Spatial dynamics of forest decline: the role of neighbouring trees. *J. Vegetat. Sci.* 7: 789–798.
- VACEK S., MOUCHA P. ET AL. (2012): *Péče o Lesní Ekosystémy v Chráněných Územích ČR*. Ministerstvo životního prostředí, Praha
- VACEK S., PROKŮPKOVÁ A., VACEK Z., BULUŠEK D., ŠIMŮNEK V., KRÁLÍČEK I., PRAUSOVÁ R. & HÁJEK V. (2019b): Growth response of mixed beech forests to climate change, various management and game pressure in Central Europe. *Journal of Forest Science* 65: 331–345.
- VACEK S., VACEK Z., BÍLEK L., HEJCMANOVÁ P., ŠTÍCHA V. & REMEŠ J. (2015c): 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: 21–32.
- VACEK S., VACEK Z., BULUŠEK D., BÍLEK L., SCHWARZ O., SIMON J., ŠTÍCHA V. (2015): The role of shelterwood cutting and protection against game browsing for the regeneration of silver fir. *Austrian Journal of Forest Science* 132: 2: 81–102
- VACEK S., VACEK Z., PODRÁZSKÝ V., BÍLEK L., BULUŠEK D., ŠTEFANIK I., REMEŠ J., ŠTÍCHA V., AMBROŽ R. (2014): Structural Diversity of Autochthonous Beech Forests in Broumovské Stěny National Nature Reserve, Czech Republic. *Austrian Journal of Forest Science* 131: 4: 191–214.
- VACEK S., VACEK Z., SCHWARZ O., RAJ, A., BÍLEK, L., NOSKOVÁ, I., BALCAR, Z., ZAHRADNÍK, D., BALÁŠ, M., BEDNAŘÍK, J., MIKESKA, M., SIMON, J., MINX, T., MATĚJKA, K. (2010): Struktura a vývoj lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš. Lesnická práce, s. r. o., Kostelec nad Černými lesy.
- VACEK S., VACEK Z., ULBRICHOVÁ I., BULUŠEK D., PROKŮPKOVÁ A., KRÁL J. & VANČURA K. (2019a): Biodiversity dynamics of differently managed lowland forests left to spontaneous development in Central Europe. *Austrian Journal of Forest Science* 136: 249–281.
- VACEK Z., LINDA R., CUKOR J., VACEK S., ŠIMŮNEK V., GALLO J. & VANČURA K. (2021a): Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), the suitable pioneer species for afforestation of reclamation sites? *Forest Ecology and Management* 485: 118951.
- VACEK Z., PROKŮPKOVÁ A., VACEK S., BULUŠEK D., ŠIMŮNEK V., HÁJEK V. & KRÁLÍČEK I. (2021b): Effect of Norway spruce and European beech mixing in relation to climate change: Structural and growth perspectives of mountain forests in Central Evrope. *Forest Ecology and Management* 488: 119019.
- VACEK Z., VACEK S., BÍLEK L., KRÁL J., ULBRICHOVÁ I., SIMON J. & BULUŠEK D., (2018): Impact of applied silvicultural systems on spatial pattern of hornbeam-oak forests. *Central European Forestry Journal* 64: 33–45.
- VACEK Z., VACEK S., BÍLEK L., KRÁL J., ULBRICHOVÁ I., SIMON J., BULUŠEK D. (2018): Impact of applied silvicultural systems on spatial pattern of hornbeam-oak forests. *Central European Forestry Journal*, 64: 1: 33–45.
- VACEK Z., VACEK S., BÍLEK L., REMEŠ J., ŠTEFANČÍK I. (2015): Changes in horizontal structure of natural beech forests on an altitudinal gradient in the Sudetes. *Dendrobiology*, 73: 33–45.
- VACEK Z., VACEK S., PODRÁZSKÝ V., BÍLEK L., ŠTEFANČÍK I., MOSER W. K., BULUŠEK D., KRÁL J., REMEŠ J. & KRÁLÍČEK I. (2015b): Effect of tree layer and microsite on the variability of natural regeneration in autochthonous beech forests. *Polish Journal of Ecology* 63: 233–246.

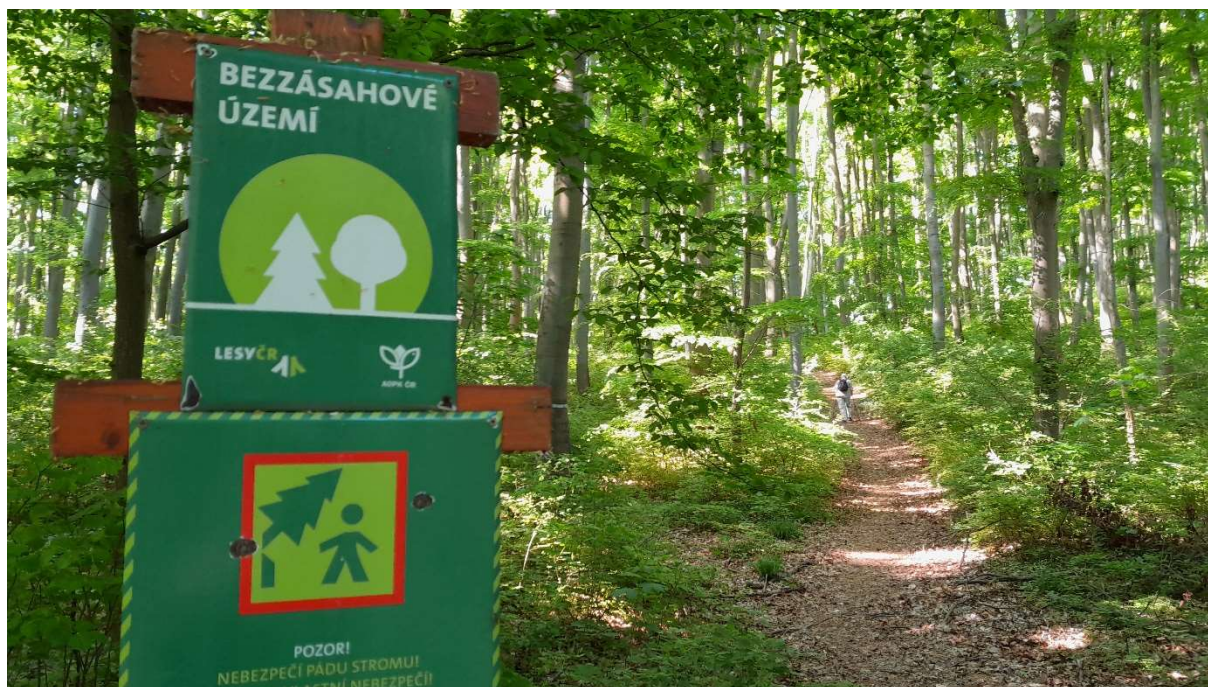
- VACEK Z., VACEK S., SLANAŘ J., BÍLEK L., BULUŠEK D., ŠTEFANČÍK I., KRÁLÍČEK I., VANČURA K. (2019c): Adaption of Norway spruce and European beech forests under climate change: from resistance to close-to-nature silviculture. *Central European Forestry Journal*, 65: 2: 129–144.
- VACEK, Z., PROKŮPKOVÁ, A., VACEK, S., CUKOR, J., BÍLEK, L., GALLO, J., BULUŠEK, D. (2020): Silviculture as a tool to support stability and diversity of forests under climatic change: study from Krkonoše Mountains. *Central European Forestry Journal*, 66: 2: 116–129.
- VACÍK H., ZLATANOV T., TRAJKOV P., DEKANIC S., LEXER M. J. (2009): Role of coppice forests in maintaining forest biodiversity. *Silva Balcanica* 10: 35–45.
- VAN CALSTER H., BAETEN L., VERHAVEN K., DE KEERSMAEKER L., DEKEYSER S., ROGISTER J. E. & HERMY M. (2008): Diverging effects of overstorey conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management* 256: 519–528.
- VAN VLIET A. J. H., DE GROOT R. S., BELLENS Y., BRAUN P., BRUEGGER R., BRUNS E., CLEVERS J., ESTREGUIL CH., FLECHSIG M., JEANNERET F., MAGGI M., MARTENS P., MENNE B., MENZEL A., SPARKS T. (2002): The European Phenology Network. *International Journal of Biometeorology* 47: 202–212
- VANČURA, K., ŠIMKOVÁ, A., VACEK Z., VACEK, S., GALLO, J., ŠIMŮNEK, V., PODRÁZSKÝ, V., ŠTEFANČÍK, I., HÁJEK, V., PROKŮPKOVÁ A., FUCHS, Z., KRÁLÍČEK, I. (2022): Effects of environmental factors and management on dynamics of mixed calcareous forests under climate change in Central European lowlands. *Dendrobiology* 87: 79–100.
- VANHELLEMONT M., BAETEN L., VERHEYEN K. (2014): Relating changes in understorey diversity to environmental drivers in an ancient forest in northern Belgium. *Plant Ecol. Evol.* 147: 22–32.
- VEBLEN T. T. (1992): Regeneration dynamics. In: Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K., Veblen, T.T. /Eds./, *Plant Succession, Theory and Prediction*. Chapman and Hall: 152–187.
- VITALI V., BÜNTGEN U., BAUHUS J. (2017): Silver fir and Douglas fir are more tolerant to extreme droughts than Norway spruce in south-western Germany. *Global change biology* 23: 5108–5119.
- VITALI V., BÜNTGEN U., BAUHUS J. (2018): Seasonality matters - The effects of past and projected seasonal climate change on the growth of native and exotic conifer species in Central Europe. *Dendrochronologia*, 48: 1–9.
- VITASSE Y., LENZ A., CHRISTIAN K. (2014): The interaction between freezing tolerance and phenology in temperate deciduous trees. *Frontiers in Plant Science* 541: 1–12.

- VON OHEIMB G. & BRUNET J. (2007): Dalby Söderskog revisited: long-term vegetation changes in a south Swedish deciduous forest. *Acta Oecologica* 31: 229–242.
- VOREL O. (1990a): Kandík psí zub. – Zpravod. Ochr. Přír. Okr. Praha-Záp. 11: 6.
- VOREL O. (1990b): Evidence kandíku v SPR Medník. – Zpravod. Ochr. přír. okr. Praha-západ 11: 85–86.
- WALDHAUSER J. (1988): Keltské rýžování zlata na Jílovsku – mýtus, nebo realita? *Rozpr. Nár. Tech. Muz. v Praze* 20: 7–30.
- WAMELINK G. W. W., WIEGERS H. J. J., REINDS G. J., KROS J., MOL-DIJKSTRA J. P., VAN OIJEN M., DE VRIES W. (2009): Modelling impacts of changes in carbon dioxide concentration, climate and nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and forest soils. *For. Ecol. Manage.* 258: 1794–1805.
- WARD J. S., PARKER G. R., FERANDINO F. J. (1996): Long-term spatial dynamics in an old-growth deciduous forest. *Forest Ecol. Manage.* 83: 189–202.
- WAZNY T., LORENTZEN B., KÖSE N., AKKEMIK Ü., BOLTRYK Y., GÜNER T., KYNCL J., KYNCL T., NECHITA C., SAGAYDAK S. & VASILEVA J. K. (2014): Bridging the gaps in tree-ring records: creating a high-resolution dendrochronological network for Southeastern Europe. *Radiocarbon* 56: 39–50.
- WIRTH C., GLEIXNER G., HEIMANN M. /eds./ (2009): *Old-growth Forests: Function, Fate and Value*. Springer-Verlag, Berlin
- YAMAGUCHI D. K. (1991): A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Canadian Journal Forest Research* 21: 3: 414–416.
- ZANG C., HARTL-MEIER C., DITTMAR C., ROTHE A., MENZEL A. (2014): Patterns of drought tolerance in major European temperate forest trees: climatic drivers and levels of variability. *Glob. Chang. Biol.* 20: 3767–3779.
- ŽID T., ČERMÁK P. (2008): Health condition of spruce stands in the Orlické hory Mts. in relation to climatic, anthropogenic and stand factors. *Journal of Forest Science* 53: 1–12.
- ZIMMERMANN J., HAUCK M., DULAMSUREN C., LEUSCHNER C. (2015): Climate warming-related growth decline affects *Fagus sylvatica*, but not other broad-leaved tree species in central european mixed forests. *Ecosystems* 18: 560–572.

9. Seznam zkratek

CAPS	kapitálky (aj.)
CO ₂	Oxid uhličitý
CPA	projekce koruny
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČR	Česká republika
DBH	Výčetní tloušťka d _{1,3} (Durchmeter Brust Höhe)
EPS=0.95	hladina významnosti 95%
et al.	a kolektiv autorů
GPS	Global Positioning System (souřadnice globálního polohového systému)
ha	hektar
CHKO	Chraněná krajinná oblast
IPCC	International Panel on Climate Change (mezivládní panel pro klimatickou změnu)
LČR, s.p.	Lesy České republiky, státní podnik
LHP	Lesní hospodářský plán
LZ	Lesní závod
MAI	Mean Annual Increment (průměrný roční přírůst, měří se v m ³ .ha ⁻¹)
MCPFE	Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (pan-evropská sterská konference na ochranu lesů, viz https://ec.europa.eu/environment/forests/mcpfe.htm)
NNR	National Natural Monument
NPP	Národní přírodní památka
NPR	Národní přírodní rezervace
PAI	Periodical Annual Increment (periodický roční přírůst)
PRP	Permanent research plot (trvalá výzkumná plocha)
RDA	Redundancy Analysis (typ statistické analýzy, Van den Wollenberg, 1977)
SDI	S density index (relativní index hustoty porostu)
HSD	typ statistického testu, Tukeyho HSD (honestly significant difference)
TVP	Trvalá výzkumná plocha
ZCHÚ	zvláště chráněné území

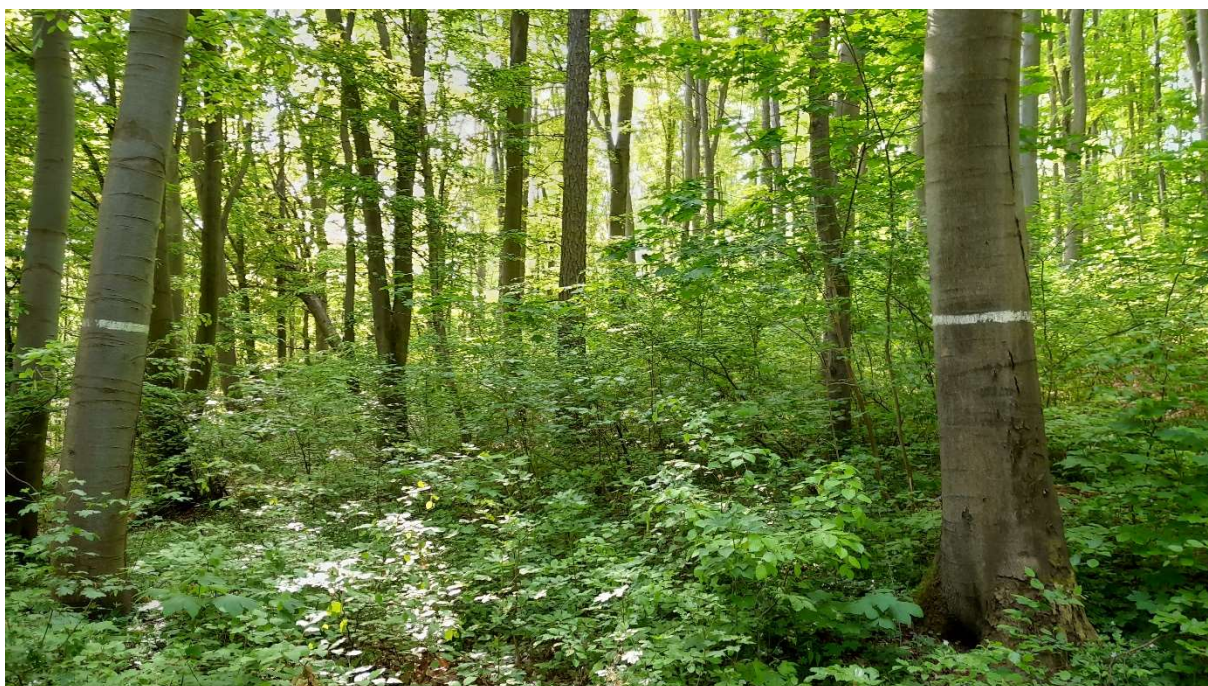
10. Přílohy



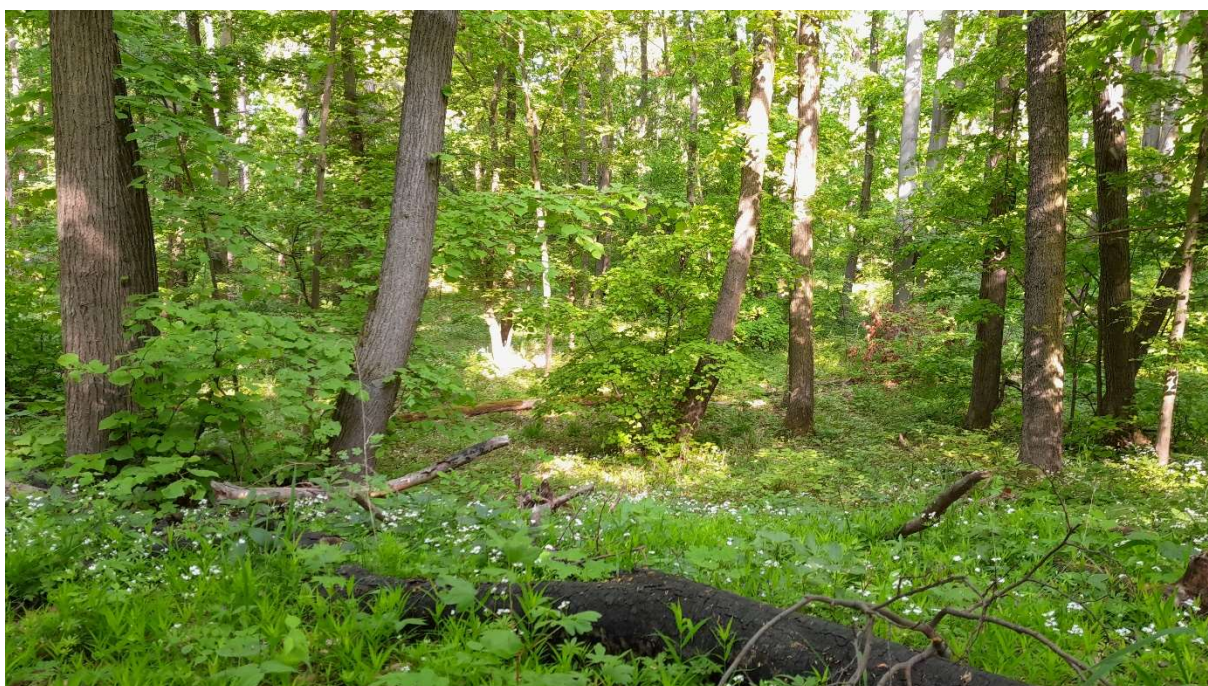
Příl. 1: Bezzásahové území lokality Doutnáč (foto: K. Vančura).



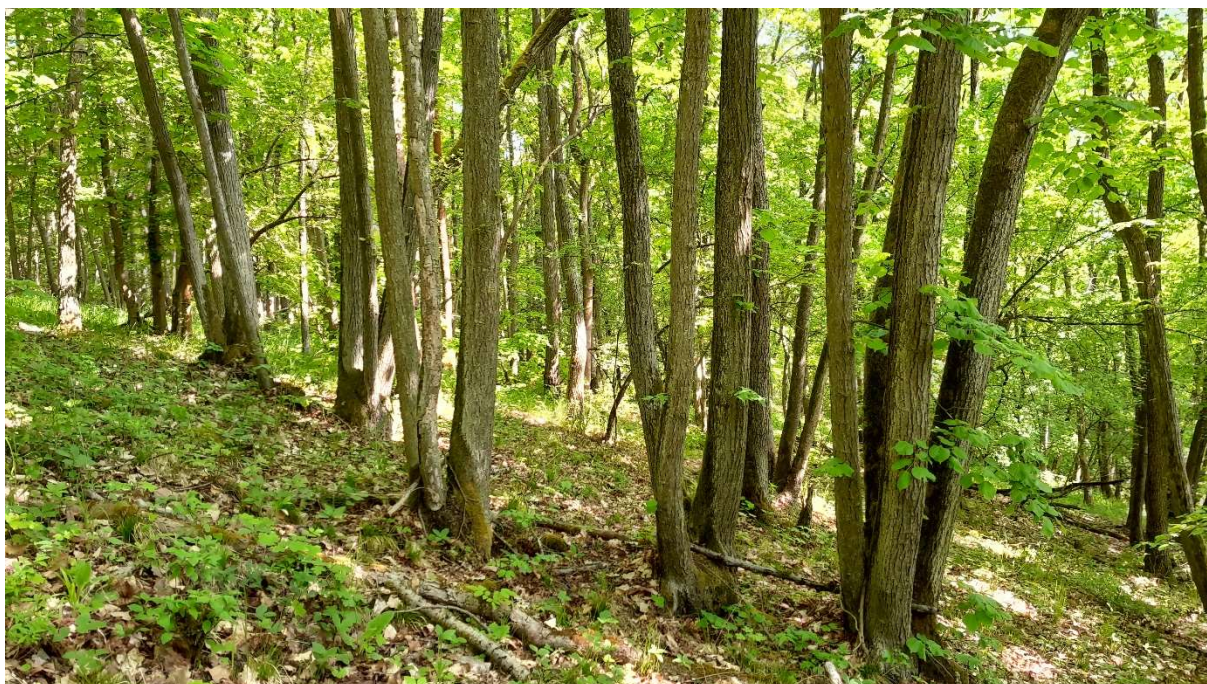
Příl. 2: Bezzásahové území lokality Doutnáč je součástí NPR Karlštejn (foto: K. Vančura).



Příl. 3: Interiér TVP 1 na lokalitě Doutnáč (foto: K. Vančura).



Příl. 4: Interiér TVP 2 na lokalitě Doutnáč (foto: K. Vančura).



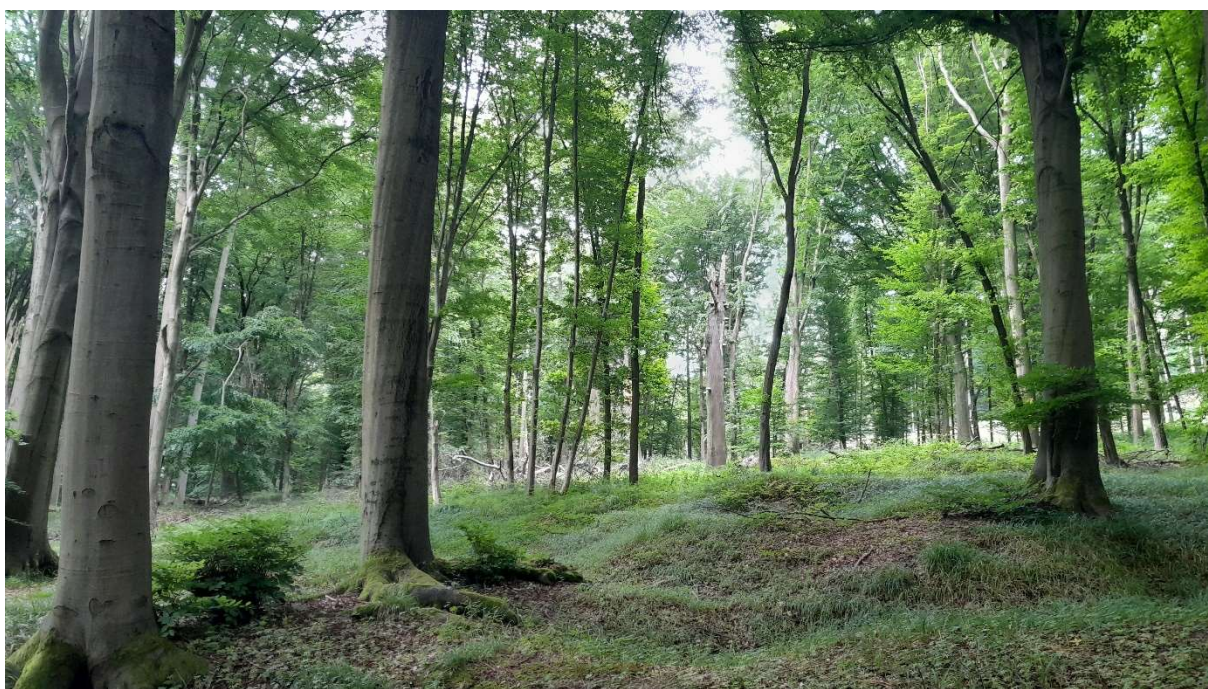
Příl. 5: Interiér TVP 3 na lokalitě Doutnáč (foto: K. Vančura).



Příl. 6: Označení NPP Medník s výskytem kandíku psího zubu (foto: K. Vančura).



Příl. 7: Interiér TVP 1 na lokalitě Medník (foto: K. Vančura).



Příl. 8: Interiér TVP 2 na lokalitě Medník (foto: K. Vančura).



Příl. 9: Interiér TVP 3 se školitelem prof. S. Vackem na lokalitě Medník (foto: K. Vančura st.).