

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA LESNICKÁ A DŘEVAŘSKÁ
KATEDRA PĚSTOVÁNÍ LESŮ



**Využití jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) v přírodě
blízkém hospodaření v podmínkách 2.-4. lesního
vegetačního stupně**

Disertační práce

Autor práce: Ing. Michal Bledý

Vedoucí disertační práce: doc. Ing. Zdeněk Vacek, Ph.D.

Praha 2026

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ DISERTAČNÍ PRÁCE

Ing. Michal Bledý

Pěstování lesa

Název práce

Využití jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) v přírodě blízkém hospodaření v podmínkách 2.–4. lesního vegetačního stupně

Název anglicky

Potential of Silver fir (*Abies alba* Mill.) in Close-to-nature Management in Conditions of the 2.-4. Forest Vegetation Zones

Cíle práce

Disertační práce se bude zabývat detailním zhodnocením různých stádií růstu jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) a srovnáním s ostatními autochtonními i allochtonními druhy jehličnatých dřevin v podmínkách 2.–4. lesního vegetačního stupně. Dílčí cíle disertační práce jsou:

- Zhodnocení biotických a abiotických podmínek prostředí na zájmových lokalitách v oblasti PLO 6, 7, 8 se zaměřením na trvalé výzkumné plochy.
- Zhodnocení růstu umělé obnovy vybraných ploch v oblasti výzkumu.
- Zhodnocení růstu přirozeného zmlazení vybraných porostů jedle bělokoré.
- Vyhodnocení radiálního růstu jedle bělokoré v závislosti na velikosti poškození zvěří a klimatické faktory a porovnání s dalšími zkoumanými jehličnatými dřevinami.
- Zjištění a zhodnocení množství poškození přirozeného zmlazení zvěří a následné doporučení mysliveckého managementu.
- Navržení a následné doporučení přírodě blízkých postupů pěstování lesa v závislosti na lokalitách s ohledem na ochranu lesa a probíhající změnu klimatu.
- Zhodnocení pěstování vhodného reprodukčního materiálu jedle bělokoré.
- Zhodnocení výsledků semenářství v kontextu na vhodnou dobu sběru, ekonomiku a kvalitu semenného materiálu.

Metodika

Zájmové území

Zájmové území bude zahrnovat území Křivoklátska (PLO 8) a Brdské vrchoviny (PLO 7), částečně na území Rakovnicko-Kladenské pahorkatiny (PLO 6). Výzkum bude zaměřen na jehličnaté porosty s akcentem na jedli bělokorou. Pro zhodnocení struktury a vývoje obnovy a mateřského porostu budou využity dlouhodobě sledované trvalé výzkumné plochy, které budou doplněné o nově založené experimentální plochy.

Sběr dat

Pro stanovení prostorové struktury stromového patra, obnovy a korunových projekcí bude použito technologie Field-Map (IFER). U stromů bude měřena výčetní tloušťka, výška, nasazení zelené koruny, šířka koruny a poškození zvěří ohryzem a loupáním (délka a obvod poškození, hniloba). Dále budou u dominantních stromů odebrány vývrty pro dendrochronologické analýzy. U obnovy budou zjišťovány kvantitativní a kvalitativní parametry, včetně okusu zvěří, vlivu ekologických faktorů a interakce mezi stromovým patrem. U jedinců přirozené a umělé obnovy bude změřena výška, šířka koruny, výška nasazení zelené koruny a určena dřevina a škody okusem (bez poškození, boční okus, terminální okus; starý, nový, opakovaný). Dále proběhne porovnání kvality osiv z několika zdrojů reprodukčního materiálu, hodnocení výpěstnosti a kvality, vyhodnocení ekonomiky pěstování sazenic jedle prostokořenné a krytokořenné.

Zpracování dat

Pro výpočet prostorového rozmístění jedinců přirozené obnovy a stromového patra bude použit program PointPro (ČZU). Produkční potenciál, druhová diverzita, strukturální diferenciace, vertikální diverzita a celková diverzita bude vypočtena v programu Sibyla Triquetra (TUZVO). Dendrochronologické analýzy, včetně detrendace či určení významných let, budou provedeny pomocí softwaru R (Team R Core). Modelování závislosti radiálního růstu dřevin ve vztahu ke klimatickým faktorům (teploty, srážky) proběhne v softwaru DendroClim (Laboratory of Tree-Ring Research). Vícerozměrné analýzy budou provedeny v programu CANOCO (Microcomputer Power) pro zhodnocení vztahu mezi růstovými parametry obnovy a stromového patra, diverzitou, produkcí a škodami zvěří. Statistické testování (ANOVA, t-test, neparametrické testy, korelace atd.) proběhnou v programu Statistika (Statsoft).

Harmonogram řešení

I. Etapa (2022) – zpracování metodiky disertační práce, studium domácí a zahraniční literatury – tvorba rešerše, výběr vhodných trvalých výzkumných ploch v zájmovém území, sumarizace podkladů pro plánování postupu výzkumu,

II. Etapa (2023/2024) – založení nových trvalých výzkumných a experimentálních ploch, terénní sběr dat (umělá obnova, přirozená obnova, škody zvěří, dendrochronologie), zpracování a obhajoba literární rešerše na dané téma, první aktivní účast na mezinárodní konferenci (příspěvek ve sborníku a prezentace), příprava a zaslání prvního článku v časopisu v databázi SCOPUS vycházející z dat bakalářské a diplomové práce doktoranda,

III. Etapa (2024/2025) – pokračování ve sběru terénních dat, zpracování a základní analýzy získaných dat, druhá účast na mezinárodní konferenci (příspěvek ve sborníku), publikování prvního článku v časopisu v databázi SCOPUS, účast doktoranda na intershipu v zahraničí,

IV. Etapa (2025) – pokračování ve sběru terénních dat, pokročilé vyhodnocení a statistické analýzy získaných dat, příprava a publikování vědeckého článku v časopisu v databázi SCOPUS, příprava a zaslání vědeckého článku v časopisu s IF,

komplementace disertační práce,

V. Etapa (2026) – publikování vědeckého článku v časopise s IF, prezentace disertační práce, obhajoba disertační práce.

Doporučený rozsah práce

110 normostran

Klíčová slova

Jedle bělokorá, přírodě blízké hospodaření, semenářství, školkařství, produkce lesních porostů, klimatická změna

Doporučené zdroje informací

- Cukor, J., Vacek, Z., Linda, R., Vacek, S., Marada, P., Šimůnek, V., Havránek, F. (2019): Effects of bark stripping on timber production and structure of Norway spruce forests in relation to climatic factors. *Forests* 10(4): 320.
- Dobrowolska, D., Bončina, A., Klumpp, R. (2017): Ecology and silviculture of silver fir (*Abies alba* Mill.): A review. *Journal of Forest Research* 22(6): 326-335.
- Huth, F., Wehnert, A., Tiebel, K., Wagner, S. (2017): Direct seeding of silver fir (*Abies alba* Mill.) to convert Norway spruce (*Picea Abies* L.) forests in Europe: A review. *Forest Ecology and Management* 403: 61-78.
- Klopčič, M., Mina, M., Bugmann, H., Bončina, A. (2017): The prospects of silver fir (*Abies alba* Mill.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) in mixed mountain forests under various management strategies, climate change and high browsing pressure. *European Journal of Forest Research* 136(5): 1071-1090.
- Mikulénka, P., Prokúpková, A., Vacek, Z., Vacek, S., Bulušek, D., Šimon, 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.
- Senn, J., Suter, W. (2003): Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. *Forest ecology and Management* 181(1-2): 151-164.
- Vacek, S., Bulušek, D., Vacek, Z., Bílek, L., Schwarz, O., Šimon, J., Šticha, V. (2015): The role of shelterwood cutting and protection against game browsing for the regeneration of silver fir. *Austrian Journal of Forest Research* 132: 81-102.
- Vacek, Z., Cukor, J., Linda, R., Vacek, S., Šimůnek, V., Brichta, J., Gallo, J., Prokúpková, A. (2020): Bark stripping, the crucial factor affecting stem rot development and timber production of Norway spruce forests in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 474: 118360.
- Vacek, Z. (2017): Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in Nature Reserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. *Central European Forestry Journal* 63(1): 23-34.
- Vitasse, Y., Bottero, A., Rebetez, M., Conedera, M., Augustin, S., Brang, P., Tinner, W. (2019): What is the potential of silver fir to thrive under warmer and drier climate?. *European Journal of Forest Research* 138(4): 547-560.

Předběžný termín

2025/26 LS – FLD – SDZ

Vedoucí práce

Ing. Zdeněk Vacek, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra pěstování lesů

Konzultant

Ing. Robin Ambrož Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 01. 02. 2023

doc. Ing. Lukáš Bílek, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 01. 02. 2023

prof. Ing. Jiří Reměš, Ph.D.

Předseda oborové rady

Elektronicky schváleno dne 03. 01. 2025

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 12. 06. 2026

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „Využití jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) v přírodě blízkém hospodaření v podmínkách 2.-4. lesního vegetačního stupně“ vypracoval samostatně na základě konzultací s vedoucím práce a školitelem, s použitím literárních pramenů, které náležitě cituji.

Souhlasím, aby tato práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách.

V Praze dne 22. června 2026

Ing. Michal Bledý

“Cor viride, silva viridis“

Michal Bledý

Poděkování

Tímto bych chtěl poděkovat zejména vedoucímu práce doc. Ing. Zdeňku Vackovi, Ph.D., za komplexní vedení v rámci celého studia, za pomoc při zpracovávání publikací, dat, disertační práce a vynikající spolupráci. Další poděkování patří všem kolegům z FLD ČZU v Praze, kteří se podíleli na společných vědeckých publikacích a poskytovali tak oporu při publikaci. V neposlední řadě Ing. Robinu Ambrožovi, Ph.D., za podporu ve studiu ze strany nejen zaměstnavatele, za jeho věcnou a ochotnou podporu při publikování vědeckých prací, recenzních řízeních a dalších studijních povinnostech. Nakonec bych chtěl poděkovat své rodině, která mi poskytla zázemí v cestě za úspěšným dokončením doktorského studia.

Abstrakt

Jedle bělokorá (*Abies alba* Mill.) je klíčovým jehličnanem současných lesních porostů v dobách měnícího se klimatu. Klíčovými vlastnostmi k překonávání zvyšující se teploty a nerovnoměrné distribuci srážek je její schopnost prorůstat půdotvorný substrát velmi hluboko, ukončovat svůj růst brzy před nástupem nepříznivého sucha a schopnost snášet dlouhodobé zastínění. Obnova jedle bělokoré a její perspektivy v návaznosti na probíhající globální klimatickou změnu (GKZ) ve střední Evropě jsou diskutovanou otázkou. Plasticita jedle bělokoré je vysoká. Předpokládá se posun vhodných podmínek pro její pěstování do vyšších lesních vegetačních stupňů (LVS). Současně je známá skutečnost možné sanace nedodatečného přísunu atmosférických srážek vodou ovlivněnými stanovišti v nižších a středních polohách. Produkce dřevní hmoty jedle ve smíšených i monokulturních porostech je taktéž mimořádná. Za největší pozitivní přínosy jedle však lze považovat stabilitu, kterou v lesním ekosystému zabezpečuje. Tato práce analyzuje růstové trendy a navrhuje vhodné prostředky k budoucímu pěstování jedle na území nižších a středních poloh v ČR. Těžiště zjišťovaných dat se nachází v nižších a středních polohách 2.–4. LVS na území Plzeňského kraje – Brdská vrchovina (PLO 7) a Křivoklátsko a Český kras (PLO 8). Výzkumné plochy byly zaměřeny na kyselé, živné a oglejené edafické řady. Cílem bylo srovnání umělé i přirozené obnovy jedle na rozdílných stanovištích s akcentem na probíhající GKZ. Dalším z cílů práce byla růstová analýza a porovnání produkce jedle bělokoré v kontextu GKZ s ostatními autochtonními dřevinami. Práce se současně detailně zabývá optimalizací stanovišť v zájmové oblasti pro pěstování smíšených porostů s jedlí. Dílčí součástí je vyhodnocení zdrojů reprodukčního materiálu a zhodnocení kvality pěstovaného reprodukčního materiálu jedle. Současně se práce zaměřuje na vyhodnocení a stanovení vhodné prevence proti vzniku škod zvěří. Z výsledků práce je zaznamenán diferencovaný rozdíl mezi jednotlivými druhy dřevin. Mezi smrkem ztepilým (*Picea abies* [L.] Karst.), který vykazoval nejnižší resistenci vůči nízkým úhrnům srážek, modřínem opadavým (*Larix decidua* Mill.), jenž vynikal nejvyšším potenciálem vazby uhlíku v celkové biomase, borovicí lesní (*Pinus sylvestris* L.), která vynikala svým trvalým konzistentním růstem a tisem červeným (*Taxus baccata* L.), který vykazoval vysokou strukturální diverzitu porostu. Jedle bělokorá mezi těmito srovnávanými druhy dřevin dominovala v konzistentním radiálním růstu a vysoké objemové produkci. Při hodnocení produkce monokulturních porostů jehličnatých dřevin byly nejvyšší porostní zásoby zjištěny u jedle ($711 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), následované borovicí ($590 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), modřínem ($548 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), smrkem ($526 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) a nejnižší zásoby byly zjištěny u tisu ($209 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). V rámci srovnání radiálního růstu byly vyhodnoceny jako nejstabilnější dřeviny jedle a borovice, u kterých nebyl

pozorován žádný významný negativní rok. Oproti tomu modřín vykazoval dva negativní roky a smrk ztepilý s tisem červeným dokonce 4 negativní roky. Na mimořádně suchých nepříznivých stanovištích nižších poloh souboru lesních typů (SLT – 2M) byly zaznamenány významné negativní roky u jedle ve vyšším počtu (9) let. I přes tato zjištění, jedle vykazovala o 6,2 % vyšší přírůst než smrk na stejném stanovišti. Vyhodnocení růstu pětiletých jedlových kultur z umělé obnovy přineslo diferencovaná data. U umělé obnovy byl nejvyšší roční výškový přírůst zaznamenán na SLT 3H (38,4 cm). Nejnižší hodnota byla zaznamenána na SLT 3B (15,2 cm). Celková nejvyšší průměrná výška jedinců byla naměřena na živných stanovištích SLT 3H (133,1 cm), oproti nejnižší průměrné naměřené výšce na kyselých stanovištích SLT 3K (89,3 cm). Výškově vyrovnaný trend byl vyhodnocen na oglejených stanovištích u SLT 4O (120,9 cm) a 4P (122,1 cm). Vyhodnocení růstové dynamiky přirozené obnovy jedle bylo statisticky významné ($p < 0,05$) – nejnižší hustoty zaznamenány na stanovištích 4P (25 600 ks ha⁻¹) a 3K (41 400 ks ha⁻¹), zatímco nejvyšší hustota byla pozorována na stanovišti 4O (182 800 ks ha⁻¹). Nejvyšší průměrná výška na výzkumných plochách byla zjištěna na stanovišti 3K (49,2 cm), zatímco nejnižší na stanovišti 3S (15,3 cm). Obdobně typ stanoviště 3S vykazoval nejnižší roční výškový přírůst (2,1 cm). Naproti tomu nejvyšší roční výškový přírůst (10,6 cm) byl naměřen na stanovišti 4P. Výsledky hodnocení oddílů semenné suroviny prokázaly variabilitu v sypavosti šišek meziročně 5,8 % (2022) – 18,9 % (2024). Klíčovost srovnávaných oddílů osiv se pohybovala v rozmezí 46–57 %, v případě rok mraženého osiva byla výrazně nižší (23 %). Průměrná výpěstnost semenáčků jedle byla variabilní dle způsobu pěstování. Na substrátu byla průměrná výpěstnost 3 115 ks kg⁻¹ osiva. Naproti tomu z minerální půdy byla nižší 2 582 ks kg⁻¹. Náklady na zajištěnou kulturu jedle se pohybovaly na úrovni 215 000–224 800 Kč ha⁻¹. Při využití dotačních programů tyto náklady klesají na úroveň 44 515–59 571 Kč ha⁻¹. Z výsledků vyplývají následná doporučení pro praxi: optimalizace mysliveckého managementu, důsledná ochrana kultur před vznikem škod spárkatou zvěří, změna druhu ochrany ve fázi tyčkovin na individuální ochranu kostry porostu, pěstování porostních směsí s jedlí, v monokulturně založených skupinách jedle podporovat příměs dřevin z přirozené obnovy, vylepšování jedlových kultur listnatými druhy dřevin, v zájmové oblasti především duby, jilmy, javory a dalšími druhy vhodnými k hodnotové produkci.

Klíčová slova: jedle bělokorá, přírodě blízké hospodaření, semenářství, školkařství, produkce lesních porostů, klimatická změna

Abstract

Silver fir (*Abies alba* Mill.) is a key conifer species in contemporary forest ecosystems under changing climatic conditions. Its ability to penetrate soil substrates with a deep root system, terminate growth before the onset of severe drought, and tolerate prolonged shading are among the principal traits enabling it to cope with increasing temperatures and irregular precipitation patterns. The restoration of silver fir and its future prospects in the context of ongoing global climate change (GCC) in Central Europe remain widely discussed topics. Silver fir exhibits high ecological plasticity, and a shift of suitable growing conditions toward higher forest vegetation zones is expected. At the same time, insufficient atmospheric precipitation can be partially compensated for on water-influenced sites located at lower and middle elevations. Silver fir also demonstrates exceptional timber production in both mixed and pure stands. However, its greatest contribution lies in the stability it provides to forest ecosystems. This study analyzes growth trends and proposes suitable management strategies for the future silviculture of silver fir in lowland and mid-elevation regions of the Czech Republic. The primary study area was located within the 2nd–4th forest vegetation zones in the Plzeň Region, specifically in the Brdy Highlands (NFA 7) and the Křivoklát and Czech Karst regions (NFA 8). Research plots were established on acidic, nutrient-rich, and gleyed soil types. The main objective was to compare artificial and natural regeneration of silver fir across contrasting site conditions with emphasis on ongoing climate change. Additional objectives included growth analyses and comparisons of fir productivity with other native tree species under GCC. The study also focused on identifying optimal sites for mixed stands containing fir, evaluating sources of reproductive material, assessing the quality of nursery stock, and determining effective preventive measures against ungulate browsing damage. The results revealed considerable differences among the studied tree species. Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) exhibited the lowest resistance to reduced precipitation, while European larch (*Larix decidua* Mill.) showed the highest carbon sequestration potential in total biomass. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) was characterized by stable long-term growth, whereas European yew (*Taxus baccata* L.) displayed high structural diversity within stands. Among all compared species, fir demonstrated the most consistent radial growth and the highest volume production. In pure conifer stands, the highest standing volume was recorded for fir (711 m³ ha⁻¹), followed by pine (590 m³ ha⁻¹), larch (548 m³ ha⁻¹), spruce (526 m³ ha⁻¹), and yew (209 m³ ha⁻¹). Analysis of radial growth stability indicated that fir and pine were the most stable species, with no negative growth years detected. In contrast, larch exhibited two negative years, while spruce

and yew each experienced four negative years. On extremely dry and unfavourable low-elevation sites (forest site type 2M), fir showed a higher number of negative years (nine); nevertheless, its increment remained 6.2% higher than that of spruce growing under the same conditions. The evaluation of five-year-old artificially regenerated fir plantations showed substantial variation among site types. The highest annual height increment was recorded on site type 3H (38.4 cm), whereas the lowest occurred on site type 3B (15.2 cm). The greatest average tree height was measured on nutrient-rich sites (3H; 133.1 cm), while the lowest was found on acidic sites (3K; 89.3 cm). Similar height development was observed on gleyed sites 4O (120.9 cm) and 4P (122.1 cm). The assessment of naturally regenerated fir revealed significant differences ($p < 0.05$). The lowest regeneration densities occurred on sites 4P (25,600 pcs ha⁻¹) and 3K (41,400 pcs ha⁻¹), whereas the highest density was recorded on site 4O (182,800 pcs ha⁻¹). The greatest average seedling height was measured on site 3K (49.2 cm), while the lowest was observed on site 3S (15.3 cm). Similarly, site 3S showed the lowest annual height increment (2.1 cm), whereas the highest annual increment (10.6 cm) was recorded on site 4P. Evaluation of seed lots demonstrated substantial interannual variability in cone seed release, ranging from 5.8% in 2022 to 18.9% in 2024. Seed germination capacity varied between 46% and 57%, while one-year frozen seed exhibited a markedly lower germination rate of 23%. Average seedling production also differed according to cultivation method, reaching 3,115 seedlings kg⁻¹ of seed when grown in substrate and 2,582 seedlings kg⁻¹ when produced on mineral soil. The costs of establishing successfully regenerated fir plantations ranged from CZK 215,000 to 224,800 ha⁻¹. When subsidy schemes were applied, these costs decreased substantially to CZK 44,515–59,571 ha⁻¹. Based on the findings, the following recommendations are proposed for forestry practice: optimization of game management, consistent protection of young plantations against ungulate browsing, replacement of stand-level protection with individual protection of future crop trees during the pole-stage phase, establishment of mixed stands containing fir, support of naturally regenerated admixed species within pure fir groups, and enrichment of fir plantations with broadleaved species, particularly oaks, elms, maples, and other species suitable for the production of high-quality timber.

Keywords: silver fir, close-to-nature forest management, seed production, forest nurseries, forest stand production, climate change

Obsah

1. ÚVOD	20
2. CÍLE PRÁCE A VÝZKUMNÉ OTÁZKY	22
2.1. Specifické cíle práce.....	22
2.2. Otázky k řešení.....	22
3. ROZBOR PROBLEMATIKY	24
3.1. Rozšíření jedle bělokoré.....	24
3.2. Taxonomie a popis druhu jedle bělokoré	25
3.2.1. Osivo jedle bělokoré.....	27
3.2.2. Semenáčky jedle bělokoré.....	28
3.2.3. Pěstování sazenic jedle bělokoré	30
3.3. Struktura porostů, produkce a pěstební postupy při přírodě blízkém hospodaření s jedlí ve 2.-4. LVS	31
3.4. Obnova ve středních polohách	32
3.4.1. Přírozená obnova jedle bělokoré	32
3.4.2. Aspekty umělé obnovy jedle a možnosti jejího uplatnění v široké škále stanovištních podmínek.....	33
3.4.3. Základní srovnání umělé a přírozené obnovy	33
3.4.4. Volba vhodného reprodukčního materiálu pro konkrétní stanoviště	34
3.5. Alternativní způsoby vnášení jedle do porostů	35
3.5.1. Podsadby	35
3.5.2. Podsadby v porostech přípravných dřevin	37
3.6. Limity růstu jedle bělokoré ve středních polohách	38
3.6.1. Množství a distribuce srážek, množství a dostupnost půdní vlhkosti	39
3.6.2. Průměrné roční teploty, vývoj od roku 1961.....	40
3.6.3. Škody zvěří.....	41
3.7. Klimatická změna.....	51
3.7.1. Predikované růstové trendy	51

3.7.2. Teploty a jejich predikce v blízké budoucnosti v zájmové oblasti	53
3.7.3. Srážky a jejich predikce v blízké budoucnosti	54
3.7.4. Vlhkost vzduchu.....	55
3.7.5. Distribuce srážek	55
3.7.6. Růstové reakce jedle bělokoré na klimatickou změnu	55
3.8. Ostatní limitující faktory (Biotičtí činitelé).....	57
3.8.1. Hmyzí škůdci.....	57
3.8.2. Houbové choroby	61
4. MATERIÁL A METODIKA	63
4.1. Charakteristika přírodních podmínek v lesní oblasti Křivoklátsko a Český kras, Brdská vrchovina a Západočeská pahorkatina	63
4.1.1. Křivoklátsko a Český kras.....	63
4.1.2. Brdská vrchovina.....	66
4.1.3. Západočeská pahorkatina	68
4.1.4. Přehled a popis výzkumných ploch.....	70
4.2. Sběr dat.....	73
4.2.1. Stromové patro	73
4.2.2. Přírozená obnova.....	74
4.2.3. Umělá obnova	76
4.2.4. Dendrochronologie.....	76
4.2.5. Semenářství	77
4.2.6. Školkařství.....	77
4.2.7. Ekonomické zhodnocení	78
4.3. Analýza dat.....	79
4.3.1. Diverzita a produkce	79
4.3.2. Dendrochronologie.....	80
4.3.3. Statistické analýzy.....	80

4.3.4. Analýza nákladů	81
5. VÝSLEDKY	82
5.1. Přehled publikací.....	82
5.2. Tematický okruh 1: Detailní rozbor poznatků o jedli bělokoré v podmínkách měnícího se klimatu.....	83
5.2.1. Článek 1: Silver Fir (<i>Abies alba</i> Mill.): Review of Ecological Insights, Forest Management Strategies, and Climate Change's Impact on European Forests.....	83
5.3. Tematický okruh 2: Růstová dynamika jedle bělokoré v obnově lesa a reprodukci.....	113
5.3.1. Článek 2: Vyhodnocení pěstování jedle bělokoré od sběru semenné suroviny po zajištěný porost v podmínkách 3. a 4. LVS.....	113
5.3.2. Článek 3: Faktory ovlivňující úspěšnost přirozené i umělé obnovy jedle bělokoré: Vzájemné vztahy mezi stanovištními podmínkami, škodami zvěří a lesním hospodařením přírodě blízkými způsoby	127
5.4. Tematický okruh 3: Struktura porostů, produkční potenciál, resistance vůči měnícím se klimatickým podmínkám (GKZ).....	139
5.4.1. Role jedle bělokoré (<i>Abies alba</i> Mill.) ve smíšených porostech v západních Čechách: porostní diverzita, produkční potenciál a klimatická resilience	139
5.4.2. Článek 5: Variability of Structure, Volume, Carbon Sequestration, and Growth–Climate Responses of Fir, Yew, Spruce, Pine and Larch Under Global Climate Change	154
6. DISKUSE.....	178
6.1. Tematický okruh 1:	178
6.1.1. Silver Fir (<i>Abies alba</i> Mill.): Review of Ecological Insights, Forest Management Strategies, and Climate Change's Impact on European Forests.....	178
6.2. Tematický okruh 2:	179
6.2.1. Vyhodnocení pěstování jedle bělokoré od sběru semenné suroviny po zajištěný porost v podmínkách 2.-4. LVS	179
6.2.2. Faktory ovlivňující úspěšnost přirozené i umělé obnovy jedle bělokoré: Vzájemné vztahy mezi stanovištními podmínkami, škodami zvěří a lesním hospodařením přírodě blízkými způsoby	181

6.3. Tematický okruh 3:	183
6.3.1. Role jedle bělokoré (<i>Abies alba</i> Mill.) ve smíšených porostech v západních Čechách: porostní diverzita, produkční potenciál a klimatická rezilience	184
6.3.2. Variability of Structure, Volume, Carbon Sequestration, and Growth–Climate Responses of Fir, Yew, Spruce, Pine and Larch Under Global Climate Change	187
7. DOPORUČENÍ A LIMITACE	191
7.1. Doporučení pro lesnickou praxi	191
7.1.1. Konkrétní doporučení	191
7.2. Doporučení pro lesnický výzkum	196
7.2.1. Konkrétní doporučení	197
7.3. Limitační rámec práce	198
8. ZÁVĚR	201
9. LITERATURA	203

Seznam zkratek

A (Pri) – vertikální struktura

ANOVA – analýza rozptylu (*Analysis of Variance*)

AOPK – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR

AOT40F – akumulovaná expozice ozonu nad prahem 40 ppb pro lesní vegetaci

B (J&Di) – celková porostní diverzita

CHS – cílový hospodářský soubor

ČR – Česká republika

DBH – výčetní tloušťka (*Diameter at Breast Height*)

EIV – Ellenbergovy indikační hodnoty

EVL – evropsky významná lokalita

GPS – globální polohový systém (*Global Positioning System*)

D (Mi) – druhová bohatost

E (Pii) – druhová vyrovnanost

H' (Si) – druhová heterogenita

K (J&Di) – korunová diferenciacie

R (C&Ei) – agregační index

S (J&Di) – vertikální diverzita

TMd (Fi) – tloušťková diferenciacie

TMh (Fi) – výšková diferenciacie

DZC – dřevina základní a cílová

CHKO – chráněná krajinná oblast

ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav

HDR – štíhlostní koeficient

LS – lesní správa

LH – lesní hospodářství

LHP – lesní hospodářský plán

HSD – test významnosti rozdílů (*Honestly Significant Difference*)

LT – lesní typ

LVS – lesní vegetační stupeň

PCA – analýza hlavních komponent (*Principal Component Analysis*)

MZD – meliorační a zpevňující dřevina

PLO – přírodní lesní oblast

PRP – průměrný roční přírůst

RCM – regionální klimatický model

SLT – soubor lesních typů

TVP – trvalá výzkumná plocha

Seznam obrázků

Obrázek 1: Areál rozšíření jedle bělokoré (Caudullo et al. 2017).

Obrázek 2: Habitus stromu, větev se šiškami, jehličí a šupinami se semeny jedle bělokoré (autor: J. Macek).

Obrázek 3: Semenná surovina jedle bělokoré ve stadiu rozpadu (Bledý 2022).

Obrázek 4: Dvouleté nadměrně vyspělé semenáčky jedle (Bledý 2022).

Obrázek 5: Podsadby jedle pod smíšenými porosty (Bledý 2026).

Obrázek 6: Opakovaně poškozovaný jedinec okusem (Bledý 2022).

Obrázek 7: Odebraný kotouč s vyznačenou hnilobou smrku (vlevo) a jedle (vpravo); (foto: S. Vacek).

Obrázek 8: Vliv světelných podmínek na vytváření nových terminálních a bočních výhonů po škodě zvěří vzniklé v různém časovém období (Kupferschmid 2013).

Obrázek 9: Rozsáhlý ohryz na jedli bělokoré (Bledý 2025).

Obrázek 10: Různé metody způsoby ochrany jedle bělokoré před škodami ohryzem a loupáním: A) mechanická individuální ochrana, B) chemický nátěr, C) obvazování živými větvemi a D) povrchové zraňování kůry (autor: J. Macek).

Obrázek 11: Predikované růstové trendy pro jedli bělokorou (TreedataClim 2026).

Obrázek 12: Nárůst teploty vzduchu (°C) v letech 1981–2090 s vyjádřením mediánu (tučná čára) a charakteristických percentilů (10, 25, 75, 90) celkového ansámblu (ČHMÚ 2025).

Obrázek 13: Průměrný roční úhrn srážek na území ČR v letech 1981–2090 s vyjádřením mediánu (tučná čára) a charakteristických percentilů (10, 25, 75, 90) celkového ansámblu (MŽP 2025).

Obrázek 14: Mapa růstových trendů jedle bělokoré v období 1990–2018 (TreedataClimm 2026).

Obrázek 15: Klikoroh borový (*Hylobius abietis*) (foto: M. Deml 2008).

Obrázek 16: PLO Křivoklátsko, Langův dešťový faktor za období 1961-2010 (ČHMÚ 2016).

Obrázek 17: Výzkumná plocha jedlové kultury s označením 44B06 (Bledý 2025).

Obrázek 18: PLO Západočeská pahorkatina, Langův dešťový faktor za období 1961-2010 (ČHMÚ 2016).

Obrázek 19: Výzkumná plocha jedlové kultury s označením 44B06 (Bledý 2025).

Obrázek 20: Opakované poškození jedle (Bledý 2025).

Obrázek 21: Poškození terminálního výhonu jedle (Bledý 2025).

Obrázek 22: Tvarové vady, více terminálních výhonů (Bledý 2025).

Obrázek 23: Tvarové vady (Bledý 2025).

Seznam tabulek

Tabulka 1: Měsíční a roční úhrn srážek [mm] na území ČR a jednotlivých krajů v roce 2025 ve srovnání s normálem 1991–2020. vlastní zpracování zdroj (ČHMÚ 2026).

Tabulka 2: Průměrné teploty a srážky v zájmovém území Plzeňského kraje (Data ČHMÚ, Bledý 2026).

Tabulka 3: Základní charakteristiky stanovišť studovaných porostů rozlišených podle přirozené a umělé obnovy jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.).

Tabulka 4: Základní charakteristiky stanovišť studovaných porostů pro dendrochronologii, strukturu a produkční potenciál.

Tabulka 3: Přehled indexů diverzity porostu a jejich interpretace.

1. Úvod

V současnosti po zkušenostech s nezvykle rozsáhlou kůrovcovou kalamitou spojenou s disturbancí zejména smrkových porostů je kladen důraz na mimoprodukční funkce lesa (Toth et al. 2020). Jedná se především o funkce lesa, jako je retence vody v krajině, půdoochranná funkce, kulturní, estetická, enviromentální, zdravotní či funkce lesa vázat uhlík (Kantor et al. 2013; Cukor et al. 2017, 2022). Nepochybně funkce lesa a jejich přínos je nyní velmi aktuálním tématem. Veřejnost začíná vnímat potřeby trvale udržitelného a citlivého lesního hospodaření v kontextu na probíhající klimatické změny (Vacek et al. 2023). To vše přispívá k neustálému vývoji a potřebám lesnického výzkumu v oblasti pěstování lesů (Bončina et. al. 2019). Pěstování lesa je základní lesnický obor, který se zabývá péčí o lesní porosty od jejich vzniku až po jejich smýcení. Součástí takto široce definovaného záběru jsou jednotlivé podobory: semenářství, školkařství, zakládání, obnova a výchova lesních porostů. Jde o soubor biotechnických opatření, která směřují k ekonomickému i ekologickému využívání dřevin a biocenózy lesa (Vyskot 1978).

Problematika pěstování jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) úzce navazuje na předchozí bakalářskou a diplomovou práci autora, zaměřené na srovnání růstové dynamiky jedle bělokoré při rozdílných způsobech obnovních postupů na lesní správě Lužná, přírodní lesní oblast (PLO) Rakovnicko-kladenská pahorkatina – 9 (Bledý 2014, 2016). V návaznosti na změnu klimatu, škody zvěří a zejména přírodě blízké hospodaření je tato problematika komplexně shrnuta do několika bloků. Práce vychází z konkrétních zjištěných a naměřených terénních dat a údajů o stavu zájmových jehličnatých porostů s akcentem na jedli bělokorou a jejich vývoj za posledních několik let, v některých blocích výzkumu až desítek let. Výzkum je zaměřena na oblasti PLO 7, 8, 9, s majoritním zaměřením na PLO 7, 8.

Vzhledem k tomu že, přirozený areál rozšíření jedle se kryje se současným výskytem smrku ztepilého (*Picea abies* [L.] Karst.) ve středních polohách, kde je smrk nejvíce ohrožován klimatickou změnou (Remeš 2022), tak se v zásadě nabízejí možnosti pro změnu druhové skladby, a to ve smyslu posílení zastoupení jedle v těchto lokalitách středních poloh. Klimatické modely (Dyderski et al. 2018) v kombinaci s letokruhovými analýzami přisuzují jedli výrazně zdárnější vývoj ve srovnání se smrkem, borovicí lesní (*Pinus sylvestris* L.) a bukem lesním (*Fagus sylvatica* L.) – (Treml et. al. 2023). Poznatky z pylových analýz taktéž poukazují na skutečné rozšíření jedle i v mnohem teplejším klimatickém období na území ČR (Wick et al. 2006; Remeš 2022). Introdukce jedle bělokoré, jako jedné z historicky významných

jehličnatých dřevin ve střední Evropě, do alochtonních kulturních lesů je důležitým úkolem pro současné i budoucí generace lesníků (Kučeravá et. al. 2013; Bledý 2014).

2. Cíle práce a výzkumné otázky

Cílem práce je komplexní zhodnocení růstu jedle bělokoré v zájmovém území nižších a středních poloh a získání poznatků o spektru stanovišť a růstových podmínkách, které jsou pro růst jedle optimální. Důležitou součástí práce je porovnání radiálních růstových charakteristik jedle s ostatními jehličnatými druhy dřevin. Dílčím cílem je srovnání rozdílných oddílů osiv, sadebního materiálu, školkařských pěstebních postupů včetně jejich vyhodnocení. Současně se zaměřuje i na ekonomickou analýzu pěstování jedle od sběru semenné suroviny po zajištění kultur. Cílem práce je také vytvoření na základě získaných dat vhodných doporučení pro praktické pěstování jedle v nižších a středních polohách ČR přírodě blízkými způsoby hospodaření.

2.1. Specifické cíle práce

Disertační práce zaměřuje na růstovou dynamiku umělé i přirozené obnovy jedle s akcentem na probíhající klimatickou změnu. Hlavním cílem je analýza odrůstání jedle bělokoré v kontextu klimatických a stanovištních podmínek. V tomto případě je cílem zjištění optimálních stanovišť v zájmové oblasti PLO 6,7,8 pro pěstování jedle a směsí dřevin s jedlí bělokorou. Konkrétní cíle práce jsou:

- Zhodnocení zdrojů reprodukčního materiálu a kvality pěstovaného reprodukčního materiálu jedle, výpěstnosti semenáčků a sazenic.
- V rámci reprodukčního materiálu je současným cílem vyhodnocení ekonomiky pěstování reprodukčního materiálu, sběru semenné suroviny a luštění osiva.
- Analýza a stanovení potenciálu přirozené a umělé obnovy jedle diferencovaně dle stanovišť včetně vhodné prevence proti vzniku škod zvěří.
- Vyhodnocení dendrochronologie, struktury a produkčního potenciálu jedlových porostů, porovnání s ostatními autochtonními i alochtonními jehličnatými druhy dřevin, na území PLO 6, 7, 8: jedle bělokorá, smrk ztepilý, borovice lesní, modřín evropský, tis červený.

2.2. Výzkumné otázky

- Je jedle bělokorá relativně odolnou dřevinou vůči GKZ? Existují rozdíly v růstové rychlosti jedle bělokoré v závislosti na stanovišti v juvenilním věku (z hlediska SLT)?

- Jaká je finanční náročnost zajištění jedlových porostů? Jaké způsoby sběru osiva jsou efektivní, jsou výrazné rozdíly mezi jednotlivými oddíly osiv ve stejné oblasti?
- Má výrazný vliv dlouhodobé uskladnění osiva na jeho kvalitu?
- Jsou školkařské pěstební postupy produkčně a ekonomicky výrazně rozdílné?
- Jaká je finanční náročnost v pěstování prostokořenného a krytokořenného sadebního materiálu jedle bělokoré?
- Jaká je míra poškození jedlových kultur a nárostů a jaká jsou efektivní opatření zabráňující vzniku poškození spárkatou zvěří, jak dlouho je nutné udržet ochranu funkční?
- Je objemová produkce jedle bělokoré ve srovnání s ostatními autochtonními druhy dřevin výrazně rozdílná?
- Jsou radiální růstové reakce jedle bělokoré na rozdílných stanovištích významně rozdílné?

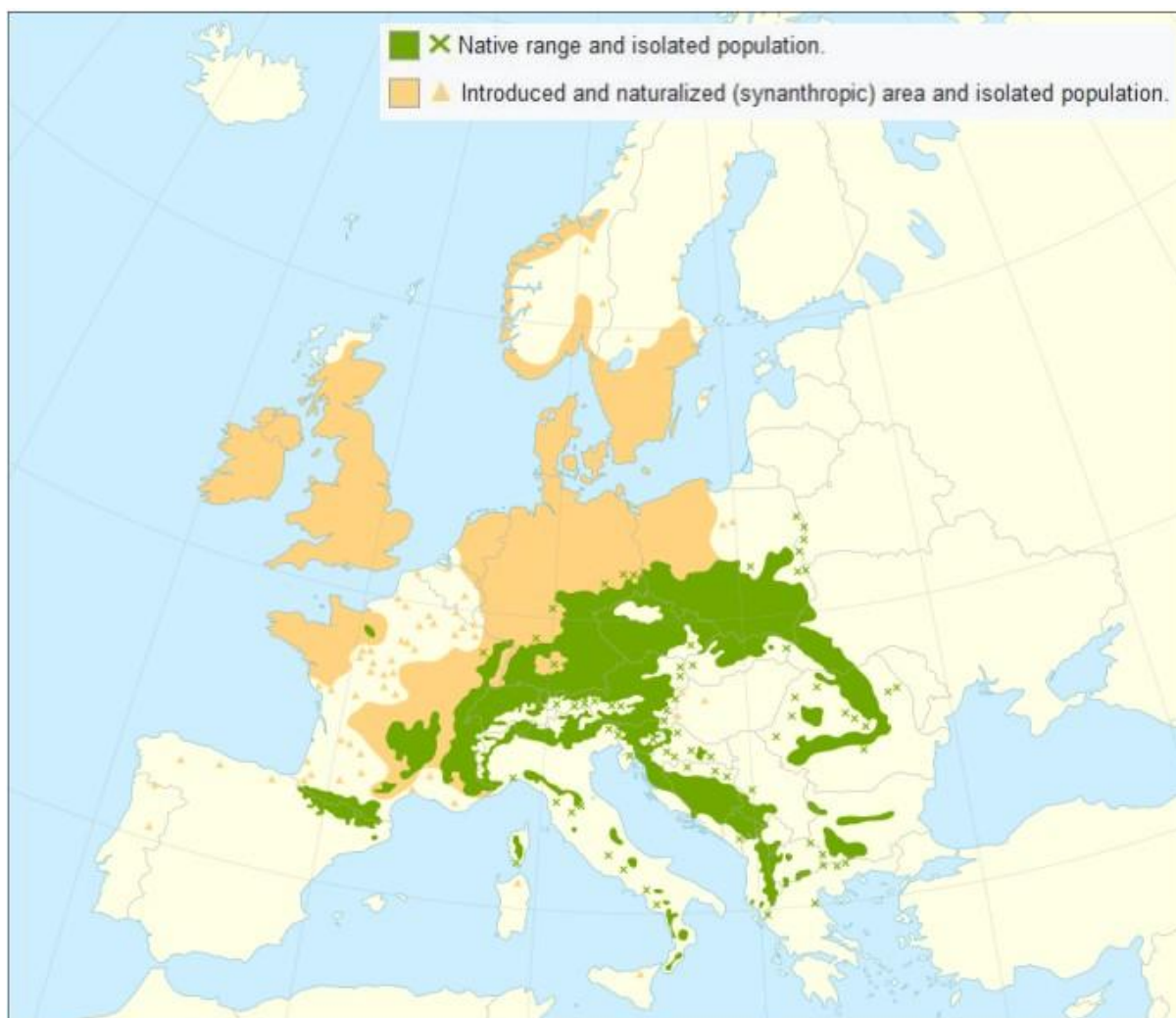
3. Rozbor problematiky

3.1. Rozšíření jedle bělokoré

Rod jedle se v našich zeměpisných šířkách objevil na konci pozdní Křídý (před cca 100 mil lety), zahrnuje kolem 50 druhů rozšířených po celém světě. Jedle bělokorá, která je v Evropě nejrozšířenější druhem rodu *Abies*, je zároveň schopna dorůstat nejvyšších výšek a produkovat největší množství dřevní hmoty. Je dřevinou středoevropského relativně malého areálu s těžištěm výskytu ve středních horských polohách jižní a střední Evropy. Prostorově je tento areál vymezen ve směru sever–jih: 38°N–52°N, ve směru západ–východ: 1°W–27°E (Vítasse et al. 2019).

Areál jedle je poměrně malý, členěný na menší a větší ostrůvky, kryjící se více či méně s rozmístěním horských masivů a pásem (Obr. 1). Na jihu je od Pyrenejí přes Korsiku, J. Makedonii – po Bulharsko a Řecko. Nejzápadnější areál jedle je v Pyrenejích, tvoří zde i horní hranici lesa. Severní hranice souvislejšího rozšíření jedle jde pahorkatinami od Vezerské hornatiny (SZ Německa) a Durynského lesa – přes S úpatí Krušných hor a Krkonoš – přes Malopolskou vrchovinu do vrchoviny Lublinské. Severního limitu rozšíření dosahuje jedle u Varšavy, respektive v Bělověžském pralese (Musil, Hamerník 2007).

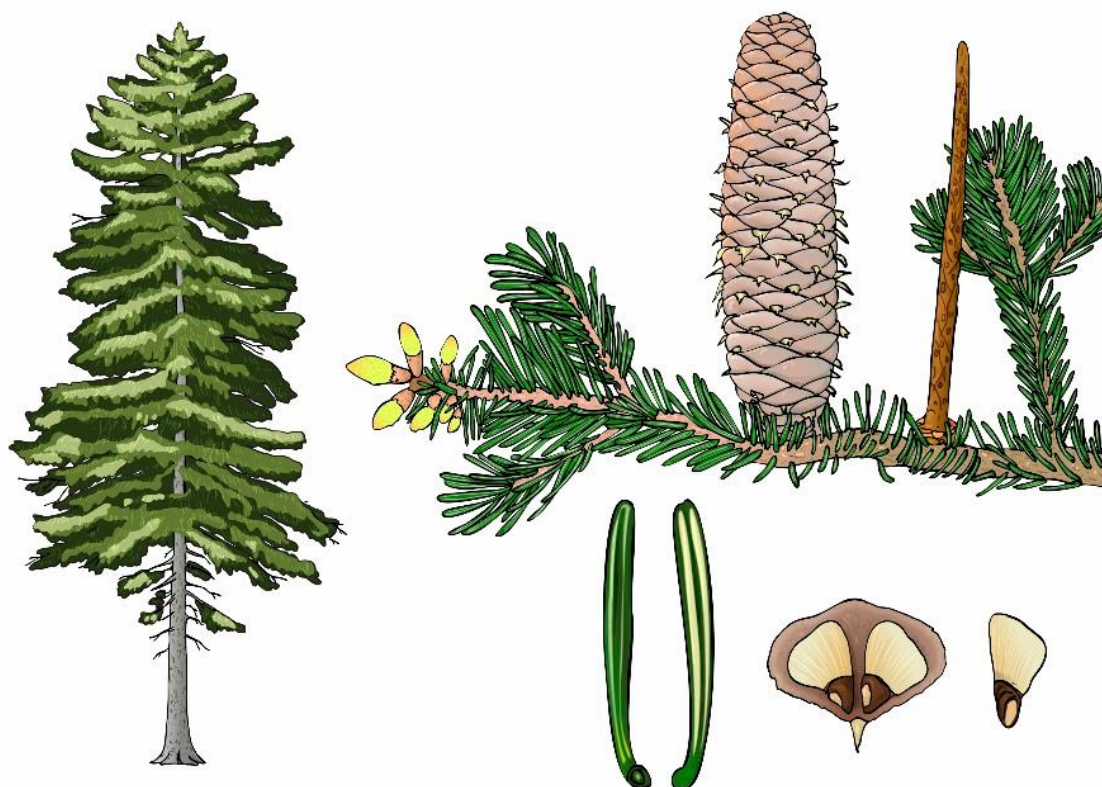
Výskyt jedle v severní oblasti lze považovat za absolutní klimatický limit. Východní hranice navazuje a pokračuje směrem do východních a jižních Karpat. Východní limit rozšíření je na jejich východních úpatích, a to podobně jako u buku. Uvnitř alpského systému je jedle zastoupena jen spoře, podobně je tomu i v Tatrách. Areál jedle dosti souhlasí s areálem horského smrku, jedle však chybí v celé oblasti severské. Naproti tomu zasahuje dále na západ i na jih. Předpokládá se, že jedle ve 20. století ztratila nejméně polovinu svého přirozeného rozšíření (Musil, Hamerník 2007). Současné zastoupení jedle bělokoré v lesích České republiky dosahuje pouze 1,2 %, což odpovídá cca 31,5 tis. ha porostní půdy. Za posledních 20 let došlo ke zvýšení výměry o více než 8 tis. hektarů (MZe 2021). Rozdíl oproti přirozenému potenciálu (cca 19 %) však zůstává stále velmi vysoký (Remeš 2018).



Obrázek 1: Areál rozšíření jedle bělokoré (Caudullo et al. 2017).

3.2. Taxonomie a popis druhu jedle bělokoré

Zařazení jedle bělokoré: třída jehličnany (*Pinopsida*), řád Borovicotvaré (*Pinales*), čeleď (*Pinaceae*), podčeleď (*Abietoideae*), rod (*Abies*). Jedle bělokorá má robustní válcovitý kmen a kuželovitou až válcovitou korunu, která se u vzrostlých stromů často stává zploštělým, pro jedli typickým „čapím hnízdem“ (Obr. 2). Obvykle dorůstá výšky 30–60 m s průměrem kmene 1–2 m. Její kořenový systém je buď křovíkový nebo srdčitý, má hluboké boční kořeny tzv. panohy a zajišťuje mechanickou stabilitu porostu. Kůra je zpočátku hladká a bělavě šedá, s věkem tmavne a praská, při uvolnění zápoje často vyráží na kmeni ze spících pupenů boční proventativní výhony, tzv. vlky. Letorosty jsou šedé, jemně plstnaté. Pupeny jsou špičaté vejčité, hnědé, bez pryskyřice (Musil, Hamerník 2007).



Obrázek 2: Habitus stromu, větev se šiškami, jehličí a šupinami se semeny jedle bělokoré (autor: J. Macek).

Dřevo jedle je žlutavě bílé s jasnými letokruhy a postrádá pryskyřičné kanálky. Jehlice jsou 18–30 mm dlouhé a 2 mm široké, tmavě zelené a lesklé nahoře s bledými stomatálními pruhy dole. Samčí květ je 2 cm dlouhý a samičí květy jsou 2,5–4,5 cm dlouhé a objevují se na horních větvích. Samičí květy jsou dále 1–1,5 cm široké, zelenožluté až červené, umístěné u konců loňských letorostů, obvykle ve vrcholu koruny, při dozrávání dřevnatí (Úradníček et al. 2001).

U jedle jsou květy jen omezeně samosprašné (Shutt 1994). Šišky, které jsou dlouhé 10–18 cm, s dozráváním se mění ze zelenomodrých na hnědé (Fajron 2008). Aniszewska, Błuszkowska (2026) uvádí rozmezí velikosti jedlových šišek (12,4–19,7 cm) v Polsku. Jedle kvete v dubnu až květnu a šišky dozrávají v září téhož roku (Fajron 2008). V horských polohách se posouvá doba květu až do července. Jako solitérně rostoucí strom kvete jedle již od 30 let, v zapojeném porostu až mezi 60–70 lety. Semenné roky se v normálních podmínkách opakují po 2–6 letech (Musil, Hamerník 2007). Jedle bělokorá se dožívá 300–600 let (Fajron 2008).

3.2.1. Osivo jedle bělokoré

Semeno je velké s trojúhelníkovitým křídlem (Fér, Alexandr 2005), které je široké, asymetrické, k semenu přirostlé, nahnědlé či nafialovělé. Klíčivost je malá, pouze 40–50 %, po necelém roce prakticky již bezvýznamná. Dobře uskladněné osivo má životnost až 3 roky. Velikost semen je 7–10 mm, jsou tříhranná, leskle hnědá, pryskyřičnatá (Musil, Hamerník 2007; Stejskalová 2008). Plná úroda se dostavuje obvykle dvakrát za decennium, v horších případech i méně často (Stejskalová 2008). Sběry semenné suroviny (Obr. 3) v rámci Plzeňského kraje i celé ČR potvrzují střídání silných semenných let každé 2–4 roky (Bledý 2026).



Obrázek 3: Semenná surovina jedle bělokoré ve stadiu rozpadu (Bledý 2022).

Průměrná váha semene je 0,0045 g. Jeden litr semen váží 325 g, v 1 kg semen je 17 770 větších semen (22 120 středních či 26 170 drobných semen). Tvar semene je trojhranný, barva světlehnědá, pryskyřičně vonná. Semena jsou opatřena neopadavým křídlem, které je kyjovité,

načervenalé a přiléhá úplně k jedné straně semene a zasahuje i na druhou stranu. Jedle je dřevinou anemochorní, semena pozvolným šroubovým letem padají k zemi za větru a mohou být přenesena na velkou vzdálenost (Klika, Novák 1953).

Bezděčková a Řezníčková (2012) se zabývali výzkumem vlivu předosevní přípravy na klíčivost a vzcháživost semen jedle bělokoré. Z jejich výzkumu vyplynula skutečnost, že střídavá teplota 20/30 °C uvedená v ČSN 48 1211 (2006) je v laboratorních podmínkách pro klíčivost semen jedle bělokoré vyhovující. Signifikantní vliv teploty na klíčivost nebyl zaznamenán, ale u všech oddílů semena stratifikovaná 3 nebo 4 týdny při 3 °C klíčila při teplotě 20/30 °C lépe než při teplotě 20 °C. Celková klíčivost je ovlivněna především kvalitou oddílu. Pro jarní sje ve školkách je vhodné prodloužit stratifikaci na 6 nebo 7 týdnů. Takto stratifikovaná semena vzcházejí o 3 týdny dříve než semena nestratifikovaná (Bezděčková, Řezníčková 2012).

V souvislosti s kvalitou semen lze dále čerpat z výzkumu Stejskalová, Kupka (2011), kde největší množství údajů o kvalitě semen jedle bělokoré bylo k dispozici v 5., 4. a 3. LVS. Právě tyto tři LVS poskytují jedli nejvhodnější podmínky pro růst a tím je pravděpodobně pozitivně ovlivněna i kvalita semen této dřeviny. Z výsledků testů o závislostech kvality na LVS byl prokázán jako vysoce signifikantní vliv na podíl plných semen, životnost semen, a tudíž i na počet životaschopných semen v jednom kg. Naopak nebyl prokázán vliv vegetačních stupňů (nadmořské výšky) na absolutní hmotnost semen, tzn. i na jejich velikost. Je zřejmé, že vyšší podíl prázdných semen v oddílech z vyšších vegetačních stupňů je korelován i s nižší životností semen. Z těchto dat je zřejmé, že semena jedle bělokoré nedosahovala nejvyšších kvalit v 5. LVS, ale v 2. a 3. LVS. Pro tento jev lze vyslovit hypotézu, že právě v těch dvou LVS (2. a 3.) se nacházejí velmi často vodou ovlivněná stanoviště, která jsou pro jedli velmi vhodná, což se poté pozitivně odrazilo i na kvalitě osiva (Stejskalová, Kupka 2011).

3.2.2. Semenáčky jedle bělokoré

Klíček s 4–8 (obvykle 5) dělohami je zakřiven v olejnatém endospermu. Při klíčení vniká kořínek do půdy, hypokotyl se vzpřimuje a ze slupky semen vzrůstem se vytahují dělohy tvořící u klíčící rostlinky přeslen s prvotními (primordiálními) listy obkličující pupen pro příští rok. Dělohy zezelenávají, asimilují podobně jako zmíněné primordiální jehlice, které jsou kratší, tupé, nebo špičaté (na konci nejsou vykrajované jako dělohy). Druhým rokem vyrůstá z terminálního pupenu klíčící rostlinky další článek kmínku, který nese spirálně sestavené jehlice, postupně přecházejí tvarem v normální jehlice. Semena klíčí nejlépe ve stínu lesa, v koberci

mechů (*Sphagnum*, *Polytrichum*), ačkoliv v plném zástínu ve 2. až 3. roce hynou (Klika, Novák 1953). Pokud jde o požadavky jedle na světelné záření, tak Jaworski (1995) uvádí, že semenáčky klíčí při intenzitě světla 1–5 %. K přežití do následujícího roku potřebují alespoň 5 % maximálního světla. Do 15 let věku jsou optimální podmínky pro jedli 15–25 % difuzního záření. Ve stínu je růst pozastaven a semenáčky mají tendenci tvořit plochou korunu (Szymura 2005). V prvním roce semenáčky dorůstají výšky 4–5 cm; ve druhém roce přirůstá dalších 5 cm, s jehlicemi radiálně kolem výhonu (Stejskalová 2008). Oproti tomu (Bledý 2026) uvádí, že semenáčky pěstované na substrátu se dorůstají v druhém roce života 15–22 cm výšky a přibližně 10 % jedinců oddílu mohou mít až 25 cm nadzemní výšky (Obr. 4).



Obrázek 4: Dvouleté (2+0) nadměrně vyspělé (20–25 cm) semenáčky jedle vypěstované na substrátu, lesní školka U Habru, Colloredo-Mannsfeld spol. s r.o. (Bledý 2022).

Chmelař (1981) ve své publikaci uvádí, že prvním roce přirůstá semenáčkům jedle za příznivých podmínek ještě jeden přeslen kratších jehlic. Mladá rostlina přirůstá pozvolna a v

druhém roce se ještě nevětví. Ve třetím roce, často i mnohdy později, vyrůstá jediný boční prýt takzvané „péro“. V pozdějších letech se teprve začínají vyvíjet pravidelné přesleny. Bujněji jedle začíná přirůstat okolo 15. roku. Je nutné podotknout, že tento popis souvisí s přirozeným růstem semenáčků v lesním prostředí.

3.2.3. Pěstování sazenic jedle bělokoré

Proces pěstování sazenic jedle trvá v případě prostokořenných sazenic 4–5 let od výsevu po vyzvedávání. Při intenzivní technologii pěstování na vzduchovém polštáři je tento proces zkrácen na 2–3 roky (Němec 2001). Standardními postupy je vypěstování dva roky starého vyspělého semenáčku a jeho přeškolkování (přesazení) do minerální půdy. Vytřídění semenáčků patří k základním předpokladům k vypěstování standardních sazenic. Celá operace třídění musí proběhnout v co nejkratší době. Nutné uskladnění semenáčků v blízkosti školky, kde se bude školkovat (Poleno, 2009). Jarní školkování je nejběžnější, dává větší záruky uspokojivých výsledků než školkování v jiných termínech. Školkuje se od března do konce dubna. Semenáčky nesmí být narašené (Bezecný, 1992).

Moderní lesní školky, disponující kvalitními prostory pro uskladnění za pomoci chladicích zařízení běžně školkují v pozdějších měsících od května do června. Podmínkami pro tento způsob jsou: včasné vyzvedávání semenáčků, kvalitní ošetření kořenového systému za pomoci chemických přípravků poutajících vodu (Agrisorb micro; Agrisorb pro gel) a uskladnění v přiměřených teplotách pro zábranu předčasného přerušení dormance rostlin. Další zásadní podmínkou je zajištění závlahy po školkování, bez níž by tento způsob nemohl být aplikován (Paul 2011).

Dále je sazenice na záhonu dopěstována po dobu 2–3 let. V opačném výše popisovaném případě technologie obalované sadby s principem úpravy kořenového systému „vzdušným střiham“ je semenáček vypěstován z přímé síje do obalu typu miniplug. Sadbovač s velmi s malým objemem kořenového balu, který slouží pouze pro start vyklíčené rostliny (př. typ obalu QP 166). V tomto případě jsou v období od června do srpna vyklíčené semenáčky přepichovány do většího obalu typu QP 24;40; 60 s větším kořenovým balem. V nichž jsou dopěstovány 1,5 vegetační sezony. V druhém roce dosahují velikosti 15–25 cm. Standardní doba pěstování sazenice jedle v obalu trvá 2–3 roky: k0,5+k1,5; v2+k1; k1+k1; k1+k1+k1 (Bledý 2026).

3.3. Struktura porostů, produkce a pěstební postupy při přírodě blízkém hospodaření s jedlí ve 2.–4. LVS

Uplatnění jedle v porostech nižších a středních poloh nese vysoký potenciál pro zvýšení stability a produkce lesních společenstev v široké škále půdních podmínek i nadmořské výšky. Trend GKZ předurčuje pro jedli postupný posun z jižních oblastí areálu na sever a současně její posun do vyšší vegetační stupňovitosti. Předpokládá se především posun jejího těžiště výskytu do 5. LVS a vegetačních stupňů vyšších (Buček 2001).

Skutečně se projevují znaky zvyšující se prosperity jedlových porostů ve vyšších polohách našeho území, kde dosud nebyla schopna přes svoje ekologické limity zdárně růst. Napříč těmito skutečnostem je nutno dodat, že současné těžiště jejího výskytu se pohybuje na úrovni cílového hospodářského souboru (CHS) 45 – živných stanovišť středních poloh. Její potenciál výrazného zvýšení zastoupení se však pohybuje na CHS 47, 43, 41, v pořadí nejvyšší vhodnosti využití (Poleno et al. 2009).

Je nutno zmínit, že zastoupení jedle v rámci oblasti výzkumu připadá k hodnotám v PLO 8: 0,8 % (472 ha) a PLO 7: 1,2 % (757 ha). Historická data dokládají, že se na úrovni Křivoklátska zastoupení jedle v průběhu 16. století pohybovalo na úrovni až 40 % (stejně tak v mnoha částech ČR bylo její zastoupení výrazně vyšší: Třeboň: 17 %, Pardubice 25 %, Plumlov 30 %, Adamov 50 %, Bítov 45 %) – (Málek 1983).

Cíleně jsou uváděny ostatní části ČR pro objektivní zhodnocení potenciálu jedle na našem území. Zásadním předpokladem pro zvyšování podílu jedle je její vnášení do porostů s dostatečným předstihem před ostatními dřevinami a zabezpečení jejího dalšího odrůstání. O úspěšnosti tohoto postupu svědčí navýšení podílu jedle v porostech z 60. let, kdy se jedle cíleně zaváděla pomocí kotlíkové seče. V mýtních porostech s výskytem dospělých jedlí lze doporučit nahrazování holosečných a násečných forem hospodaření podrostowními a výběrnými prvky. Vzhledem k velkoplošnému rozpadu smrkových porostů získává na důležitosti její pěstování pod ochranou přípravného porostu. Podmínkou dosažení cílového zastoupení jedle je snížení stavů spárkaté zvěře na takovou úroveň, která umožní odrůstání kultur a zejména přirozené obnovy bez nutnosti následné ochrany (ÚHÚL 2021).

3.4. Obnova ve středních polohách

Největší rozvoj přirozené obnovy nastal historicky ve dvacátých a třicátých letech 20. století. Osvědčené lokální obnovní postupy často v této době selhávaly, při přenosu do odlišných typů stanovišť. Lokální stanovištní a porostní analýzy musely vytvořit základnu pro odpovídající přizpůsobování obnovních postupů, pro možné cílevědomé usměrňování působících přírodních podmínek (Vacek et al. 2009).

Podíl přirozené obnovy porostů se v posledních letech výrazně zvýšil. Jedná se o souvislost s nedávnou kůrovcovou kalamitou. Podíl přirozené obnovy se nyní pohybuje na úrovni 29,7 % (Zelená zpráva 2024). Pozitivní trend zvyšování podílu přirozené obnovy je však možno pozorovat již od roku 2000, od tohoto data se její podíl neustále zvyšuje. Pro srovnání je uveden podíl z roku 1998 kdy se přirozená obnova realizovala na ploše 2 633 ha, přičemž celková se obnova byla provedena na 26 890 ha lesních porostů, tzn. 9,7 % (Šindelář 2000).

Zvyšování podílu přirozené obnovy je žádoucím prvkem přírodě blízkých způsobů obhospodařování lesů. Na příkladu vybraného lesního majetku za období 2009–2014 zřetelně vyplývá finanční profit z přirozené obnovy lesa podrostním způsobem s využitím harvesterových technologií, což potvrzuje závěry prací realizovaných v širším měřítku (Remeš et al. 2011; Šišák 2016).

Potenciál přirozené obnovy je dán především specifiky stanovištních a světelných podmínek diferencovaně dle druhů dřevin. Charakter stanovišť na zkoumaných lokalitách PLO 7 poskytuje především vysoký podíl stanovišť oglejených 2P, 3P, 3Q, 4P, 4Q, 5P, 5Q, 2P, 2V, 3O, 3P, 3U, 3V, 4O, 4P, 4V, 5O, 5P, 5U, 5V, 6O, 6V (32,27 %), kyselých 2K, 3K, 4K, 5I, 5K 2K, 2M, 3K, 3M, 4K, 4M, 5K, (21,98 %) a živných 2B, 2C, 2D, 2S, 3B, 3C, 3D, 3S, 4B, 4C, 4S, 5B, 5S (7,54 %); (OPRL PLO č.7 2022).

3.4.1. Přirozená obnova jedle bělokoré

Pro přirozenou obnovu jedle ve chřadnoucích smrkových porostech často nejsou nejvhodnější jednorázová prosvětlení porostů většího rozsahu. Naopak postupné prosvětlení v řádu několika let může být pro obnovu jedle přínosné. Nízká hustota pod plným zápojem souvisí jednak s pravděpodobným nižším semenným spadem, jednak se zhoršenými podmínkami pro vzcházení a přežívání semenáček (Martiník 2015). Hlavními faktory ovlivňujícími přirozenou obnovu jsou stanovištní podmínky a podíl jedle v mateřském porostu (Dobrowolska 1998). Okraje

mezer vznikající v mateřském porostu smrku se zastoupením jedle představuje preferenční niku pro obnovu v takovém porostu, semenáčky vzešlé před vytvořením mezery mohou hrát důležitou roli v uzavření porostní mezery odrůstáním jedinců do úrovně (Grassi et al. 2004).

Kučeravá et al. (2013) udává jako optimální velikost vzniklých porostních mezer v úrovni mateřského porostu údajem kruhové základny 30–45 m². Statistické analýzy ukázaly, že klimatické faktory byly důležité na začátku procesu přirozené obnovy (Dobrowolska 2019). Hlavními limity pro přirozenou obnovu jedle je zvěř (Vacek et al. 2017). Důležité jsou přitom počet porostních skupin se zastoupením jedle v současnosti a možnosti a schopnost hospodáře pracovat s přirozenou obnovou jedle. Významný vliv na výskyt a vývoj přirozené obnovy má také mikrorelief a mikrostaniště (Štícha et al. 2010; Liira et al. 2011; Prokúpková et al. 2021). Silný pokryv a konkurence trav (*Calamagrostis villosa*, *Avenella flexuosa*) negativně ovlivňuje přirozenou obnovu lesa (Vacek et al. 2015d, 2017; Prokúpková et al. 2020).

3.4.2. Aspekty umělé obnovy jedle a možnosti jejího uplatnění v široké škále stanovištních podmínek

Při umělé obnově na našem území tradičně převládá využití prostokořenného sadebního materiálu (Dušek et al. 1990; Neruda et al. 2000). Mezi hlavní výhody umělé obnovy je záruka kvality budoucích porostů, neboť sadební materiál je pěstován z reprodukčního materiálu vysoké genetické kvality (Bezecný et al. 1981; Mauer 2009; Vacek et al. 2018) za předpokladu důkladně sledovaného původu. Umělou obnovou lze obnovit i takové dřeviny, které se v mateřském porostu nevyskytují. Možnost diferenciací užitého sadebního materiálu podle konkrétních stanovištních podmínek (Poleno et al. 2009).

Umělá obnova je méně nákladná na výchovu porostu, a výsadba nevyžaduje tak důkladnou přípravu prostředí jako obnova přirozená. Rychlejší překonání veškerých nebezpečí v juvenilním stadiu, jako je vliv buřeneš nebo škody zvěří. Umělá obnova není vázána na semenný rok, a pokud je k dispozici patřičný sadební materiál, je možné ji využít i mezi semennými roky. Založené kultury jsou rovnoměrné, optimálně husté a přehledné. Těžba dříví je jednodušší, mechanizační prostředky dosahují vyšší výkonnosti. Organizace práce při obnově a ostatních činnostech je přehledná a jednoduchá (Mauer 2009).

3.4.3. Základní srovnání umělé a přirozené obnovy

Nevýhody umělé obnovy jsou vyšší náklady na zalesňování porostu. Nedostatky v zalesňování, např. deformace kořenových systémů způsobené užitím nekvalitního sadebního materiálu nebo špatnou sadbou. Méně jedinců na ploše také snižuje možnosti selekce během výchovy. Holá seč může mít za následek rozklad organické hmoty, přerušení koloběhu živin a eutrofizaci vod. Umělou obnovou vznikají převážně stejnověké a stejnorodé porosty (Souček et al. 2017). Obnovované porosty jsou vlivem nižšího počtu jedinců na ploše více poškozovány zvěří a jinými škůdci (Mauer 2009; Vacek et al. 2018).

Problematika zvýšení podílu přirozené obnovy v lesním hospodářství (LH) ČR je v současnosti předmětem zvýšeného zájmu lesnické veřejnosti. Uplatňování přirozené obnovy je obecně akceptováno jako významný prvek ekologicky orientovaného, přírodě blízkého LH. Je uznáván význam tohoto postupu zejména z hlediska zachování genových zdrojů dílčích populací lesních dřevin, se zřetelem na tvorbu vhodných, co do skladby vyhovujících porostů s předpokladem žádoucí stability. Hodnocen je i ekonomický význam přirozené obnovy lesních porostů, který může vést, ve srovnání s obnovou umělou, k významným úsporám finančních nákladů na obnovu lesa (Šindelář 2000; Poleno et al. 2009). Trend využití přirozené obnovy se v průběhu posledních 20 let výrazně změnil. V letech 2000–2010 se pohybovalo využití přirozené obnovy na úrovni 21–23 %. V letech 2011–2020 se tento trend naopak snížil, díky probíhající kůrovcové kalamitě z 23,3 % (2011) na 19,6 % (2020). Od doby kulminace kůrovcové kalamity (rok 2020+) se podíl přirozené obnovy na našem území opět zvyšuje. Z 21,0 % (2021) na rekordních 42,2 % v roce 2025 (NLI 2026).

3.4.4. Volba vhodného reprodukčního materiálu pro konkrétní stanoviště

Při obnově velkých holin lépe odrůstá sadební materiál se světlomilným pletivem a při podsadbách se stínomilným pletivem. Na holinách více rozhoduje krytí proti větru než krytí proti slunečnímu záření. Na živných stanovištích jedle lépe odrůstá a lépe snáší všechny negativní vlivy než na stanovištích kyselých (Mauer 2017). Zároveň výzkum potvrzuje lepší odrůstání sadebního materiálu adaptovaného pěstováním na otevřených nestíněných plochách (se světlomilnými pletivy) na osluněných plochách a lepší odrůstání adaptovaného materiálu na zastínění v době pěstování pro umístění v podsadbách či malých obnovních prvcích (Mauer 2017). Proto by bylo vhodné provedení opakování výzkumu se zřetelem souvislosti mezi rychlostí odrůstání při využití prostokořenného a krytokořenného sadebního materiálu jedle bělokoré. Obecně se uvádí při použití krytokořenné sadby až o 25 % nižší ztráty při zalesňování

(Mauer et al. 2013). Naopak nevýhodou krytokořenného reprodukčního materiálu je vyšší vstupní cena i vyšší náklady na dopravu (Jurásek et al. 2004)

Vliv světelných poměrů při pěstování sazenic jedle na jejich reakci po přesazení potvrdila významný vliv podmínek pěstování a stupně narašení na citlivost sazenic k poškození mrazem. Narašení sazenic v době pozdního mrazu se kromě poškození nových výhonů projevilo i na snížení efektivity fotosyntézy předchozího ročníku jehličí, zjišťované metodami měření fluorescence chlorofylu. Ze studie vyplývá, že vliv mírného pozdního mrazu na fluorescenci chlorofylu jehličí vyzrálých výhonů mladých jedinců jedle bělokoré je krátkodobý. Jako u řady druhů dřevin bylo i u jedle potvrzeno, že když po mrazové epizodě následuje den se zvýšenou oblačností (sníženou intenzitou záření), dochází k menšímu poškození nových výhonů i k menšímu výkyvu a rychlejšímu vyrovnání parametrů fluorescence chlorofylu jednoletých jehlic než v případě slunečného dne. Zakrývání sazenic jedle při očekávání výskytu pozdních mrazů ve školkách a výsadba pod ochranu porostů se tak jeví účelně nejen vzhledem k předpokladu tlumení mrazových špiček, ale i z hlediska snížení stresu působeného intenzivní radiací po mrazové epizodě (Špulák et al. 2018).

3.5. Alternativní způsoby vnášení jedle do porostů

3.5.1. Podsadby

Podsadby v porostů nezažívaly v průběhu posledních let velké pozornosti. Malá část lesnické praxe využívala a využívá tento obnovní postup především v souvislosti s vnášením jedle bělokoré do lesních porostů (Obr. 5). Řada let počínaje rokem 2015 obecně výrazně omezila tyto činnosti v důsledku postupující kůrovcové kalamity na celém území ČR. Studie srovnávající růst přirozené obnovy smrku a umělé obnovy jedle pod porostem dokazují, že adekvátní zápoj v počátečních fázích přeměny matečného porostu výrazně zvýhodňuje podsadby jedle v konkurenci přirozené obnovy smrku (Vencurik et al. 2015).

Plošné podsadby jedle vykazují minimální ztráty, z důvodu častého poškozování zvěří je realizována opakovaná chemická ochrana. Růst i vitalita podsadeb odpovídá stanovištním podmínkám. Plošný výskyt buřene se postupně zvyšuje, výskyt, druhovou skladbu a hustotu zabuřnění částečně omezuje clona stávajícího porostu i realizované výsadby. Na ploše se kromě umělé obnovy začíná jednotlivě vyskytovat přirozená obnova břízy a vrb, byly zaznamenány i semenáčky buku a smrku z okolních porostů (Souček 2010).



Obrázek 5: Podsadby jedle pod smíšenými lesními porosty (Bledý 2026).

Při podsadbách jedle se potvrzuje silný vliv zásoby, kruhové základny a stupně clonění porostu na růst v blízkém okolí jedinců clonícího porostu, který srovnával růst jedle pod porosty borovice v nadmořských výškách 440–540 m (Rybár 2020). Na těsný vztah mezi kruhovou základnou a světelnými podmínkami v poměry v porostu poukazují i Chambers (1995) a Jaloviar (2013). Odlišný růst ve srovnání s kulturami na volné ploše je vysvětlován mikroklimatickými podmínkami. Významné rozdíly jsou v podobě ukládání přírůstků, což způsobuje specifickou morfologii jedinců. U jehličnanů se mění poměr apikálního a laterálního růstu, u listnáčů kvalita a rozvětvení kmene (Souček 2009; Leugner et al. 2015).

Index apikální dominance byl vyhodnocen v několika vědeckých pracích. Prokazatelně signifikantní rozdíly mezi variantami výsadby na volné ploše – kotlíky, náseky a oproti nim podsadby jsou patrné. Jedná se o podsadby ve smrkových a bukových mateřských porostech, byly zde zaznamenány rozdíly v indexu apikální dominance až o 0,5 stupně. Nejvyšší rozdíl

byl hodnocen mezi podsadbou a kotlíky (Bledý 2014, 2016). Množství pronikajícího světla do podsadeb může být hodnoceno jako spíše nedostatečné, pokud vykazuje index apikální dominance hodnoty nižší než 1 (Suk 2022).

Výzkum dynamiky přirozených lesů temperátní zóny má nesmírný význam zejména pro pochopení procesu přirozené obnovy v hospodářském lese (Kantor et al. 1996). V pralese můžeme nejlépe sledovat nejvýhodnější stanovištní a mikroklimatické podmínky (např. světelné nároky jednotlivých dřevin) pro spontánní nálet, uchycení a odrůstání jednotlivých dřevin. Tyto poznatky pak lze jednoduše aplikovat v hospodářském lese použitím příslušné seče. V pralese tedy zjišťujeme různé velikosti a tvary obnovních prvků, v nichž může vznikat a odrůstat nové pokolení lesa. Při regeneračních procesech se tedy zpravidla uplatňuje clonná obnova, a to od nepravidelné dlouhodobé maloplošné v hloučcích (jedle, smrk) až po zonální (buk při dobrém semenném roce a rychlém rozpadu). Zabezpečený nárost jedle se objevuje v mezerách s velikostí hloučku. Mezery větší než 500 m² obvykle zabírá buk a jedle se tu uplatňuje v přiléhajícím vnitřním okraji z jižní nebo východní strany mezery. Pro obnovu smrku jsou nejprůzračnější vyvýšená místa způsobená vývraty, nebo rozkládající se kmeny ležících stromů. V ochraně biologicky zabezpečených nárostů smrku se obnovuje a odrůstá jedle (Kantor et al. 2013).

3.5.2. Podsadby v porostech přípravných dřevin

Několik důležitých příkladů z minulosti je na pořadu dne v kontextu probíhající klimatické změny a současně nedostatku vhodných ploch pro umělou obnovu. Jedním z takových je výzkum Zakopala na Křivoklátsku. V rámci vnášení jedle do porostů na kalamitních holinách používal přípravných dřevin. Při svém výzkumu použil dvou způsobů obnovy. Dvojsadby cílové i přípravné dřeviny najednou. Účelem bylo snížení pracnosti a návratnosti na plochu. Tohoto způsobu využívali lesníci na Křivoklátsku v kombinaci dřevin: dub zimní/olše lepkavá, borovice lesní/olše lepkavá. Dále se dostáváme k jedli bělokoré, tu Zakopal (1960) vysazoval do porostů přípravných dřevin olše ve věku 5 let. Také ze svých poznatků a výzkumů nedoporučuje pro oblast Křivoklátska jako přípravnou dřevinu osiku pro její nevyrovnaný růst na čerstvých holinách a také pro její špatný růst na straších holinách. Olše lepkavá je zde vyzdvížena jako ideální přípravná dřevina pro danou oblast. Dále byla využívána nejhojněji bříza, jako přípravná dřevina, do níž poté Zakopal vnášel jedli za pomoci vytěžení velmi úzkých pruhů (2–5 m) nebo velmi malých kotlíků o průměru 5 m. Toto vše odpovídá dnešním

hospodářským způsobům maloplošných holosečných prvků v mýtních porostech a lze jej tedy využít (Zakopal 1960).

Ze současného výzkumu podsadeb jedle pod porosty přípravných dřevin vyplývá vysoká plasticita neboli přizpůsobivost ke světelným podmínkám v podsadbě pod jakoukoliv dřevinou. Současně lze hodnotit podsadby do přípravných dřevin velmi nízkou mortalitou na úrovni do 6 %. Dále je prokazatelný významný vliv krycího přípravného porostu na vytváření příznivého mikroklimatu ve smyslu snížení klimatických extrémů. Žádné z ploch založených pod přípravnou dřevinou olše, břízy a jeřábu netrpí pozdními mrazy. Všechny testované varianty přípravných porostů se tak ukázaly jako využitelné pro úspěšné založení podsadeb jedle, avšak ve všech věkových kategoriích břízy i u jeřábu intenzita odrůstání jedle klesala s narůstajícím zakmeněním přípravného porostu. Z výsledků vyplývá, že v porostech těchto dřevin se zakmeněním vyšším než 7 je pro podporu vývoje jedle potřebný časný uvolňovací zásah, a to již v horizontu do 5 let od podsadeb. Při vyloučení mrazových poloh se pro využití maximálního výškového přírůstu jedlí v daných podmínkách jako optimální jeví jejich výsadba na maloplošné holosečné obnovní prvky vytvořené v přípravných porostech (do 0,1 ha) nebo pod cca 15leté březové porosty s redukováným zakmeněním na 0,5. Na rozdíl od přípravných porostů břízy a jeřábu se vliv variantní úpravy zakmenění na růst podsadeb jedle ukázal být minimální u 15letého přípravného porostu olše. Hustota zakmenění přípravného porostu břízy, jeřábu i olše ovlivňovala také morfologii jehlic, avšak bez jednotných trendů (Polách, Špulák 2022).

Při porovnání odrůstání jedle bělokoré a buku lesního hraje velmi významnou roli zakmenění horní etáže dřevin. Rostou-li dřeviny do věku šesti let v relativně vyšším zakmenění (0,4–0,5), je jejich růst srovnatelný. Jestliže je však dotace světelného záření vyšší (nižší zakmenění), buk lesní dosahuje výrazně lepších výsledků (Houšková 2016).

3.6. Limity růstu jedle bělokoré ve středních polohách

Hlavními limity pro růst jedle bělokoré se často udává množství srážek. Pokud je atmosférických srážek nedostatek, musí přicházet jejich kompenzace dostatečnou půdní vlhkostí. V zájmovém území se v posledních dekádách zvyšuje teplota a velmi mírně i roční úhrn srážek. Jejich distribuce je však stejně jako na většině území naší republiky značně nevyrovnaná a dochází k extremitě atmosférických jevů. Na základě svého současného rozšíření je jedle tradičně považována za dobře adaptovanou dřevinu na podmínky vlhkého

kontinentálního klimatu (Köppen 1936; Apltau et al. 2024), přičemž je charakteristická zvýšenými nároky na vlhkost v průběhu celého roku – tj. oblasti s průměrnými ročními srážkami mezi 700 a 1 800 mm (Tinner et al. 2013). Napříč tomu v nižších polohách jedle své limity sanuje dostatkem půdní vláhy na vodou ovlivněných stanovištích od 2. –4. LVS.

3.6.1. Množství a distribuce srážek, množství a dostupnost půdní vlhkosti

Distribuce srážek v Plzeňském kraji je výrazně ovlivněna jeho členitým reliéfem. Průměrné roční úhrny se pohybují od přibližně (520 mm) v nížinách (Plzeňská kotlina) až po více než (1 200 mm) v horských oblastech Šumavy a Českého lesa. Severovýchod a centrální část (Plzeňsko, Rokycansko) jsou nejsušší oblasti regionu. Průměrné roční úhrny zde oscilují mezi 500–600 mm (Plzeňský kraj 2026). Srážky v Plzeňském kraji vykazují výrazný roční chod s maximem v letním období a minimem v zimě. Srážkový režim je silně ovlivněn nadmořskou výškou a reliéfem. Centrální a severní část kraje kolem Plzně patří k nejsušším oblastem v Česku (Klimatická změna 2026).

V oblasti Křivoklátska PLO 8, je poměrně nerovnoměrné rozložení srážek. V jarním období vláha zpravidla nechybí, ale dlouhotrvající období bez srážek nastává v pozdním létě a podzimu (Zakopal 1960). Navíc se oblast nachází na okraji srážkového stínu Krušných hor, takže průměrné roční srážky činí jen 530 mm, ve vegetačním období je to pouze 350 mm (Tab. 1). Nejvíce srážek spadne v červenci, a to okolo 80 mm, minimální úhrn srážek připadá na únor, kolem 27 mm (AOPK 2023). Pokud provedeme srovnání s daty naměřenými v Karlově Vsi za období 1961–2022 činí tento průměr 617 mm (ČHMÚ 2023). V období vegetační sezóny na celém území ČR (květen–srpen) byly nejsušší roky 1990 (201 mm), 2015 (210 mm), 1992 (214 mm) a 2018 (215 mm). Naopak nejvyšší úhrny srážek v tomto ročním období byl zaznamenán v letech 2010 (475 mm), 1966 (447 mm), 2002 (409 mm) a 1965 (407 mm) – (Matějka 2021).

Tabulka 1: Měsíční a roční úhrn srážek [mm] na území ČR a jednotlivých krajů v roce 2025 ve srovnání s normálem 1991–2020 (ČHMÚ 2026).

	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	ROK
S	41	18	27	34	40	72	75	47	78	45	41	11	530
N	46	37	46	40	68	85	86	80	53	50	45	50	686

Vysvětlivky: S = úhrn srážek [mm], N = normál 1991–2020 [mm], % = úhrn srážek v % normálu [%]

Uvedená data reprezentují rozložení srážek v období 1991 označovaná jako normál (N) a data roku 2025 označovaná jako srážky (S). Nejen u roku 2025 můžeme pozorovat jako deficitní srážkové měsíce leden až duben. Naopak bohatější jsou srážky v období května až srpna. Tyto srážky však přicházejí velmi nerovnoměrně. Dochází ke krátkým úhrnům srážek s vysokou intenzitou, při níž velká část srážek je vegetací nevyužita. Po těchto měsících nastává opět deficit od měsíce října do prosince (ČHMI 2026).

3.6.2. Průměrné roční teploty, vývoj od roku 1961

Teploty v Plzeňském kraji se v letech 1961–2025 výrazně mění (Tab. 2). Průměrně se pohybují v rozmezí 5,9– 9,8 °C. Posun teplot za určitá uváděná období je zřetelný. Průměr za období 1961–1980 je 6,8 °C. Průměr za období 1981–2000 už je 7,3° C. To znamená nárůst o 0,5 °C. Průměr za období 2000–2025 je 8,4 ° C což znamená teplotní nárůst o 1,3 °C s obdobím 1961–1990.

Tabulka 2: Průměrné teploty a srážky v zájmovém území Plzeňského kraje (data ČHMÚ, Bledý 2026).

rok	průměrná roční teplota (°C)	průměrné roční srážky (mm)
průměr za 1961–2022	7,5	665,1
průměr za 1961–1990	7,1	656,0
průměr za 2000–2025	8,4	682,2
nárůst za poslední období	1,3	26,2

Dlouhodobý vývoj teplot v Plzeňském kraji vykazuje výrazný trend oteplování, kdy průměrné roční teploty rostou. Tento nárůst je doprovázen častějším výskytem teplotních extrémů, jako jsou vlny veder s tropickými dny a mírnějšími zimami s menším množstvím sněhu v nížinách i podhůří. V souladu s celorepublikovým vývojem se průměrná roční teplota v Česku za posledních 60 let zvýšila zhruba o 2 °C). Tento trend se plně propisuje i do Plzeňského kraje, kde dochází k prodlužování vegetačního období a posunu klimatických pásem. V Plzeňské kotlině a na jižním Plzeňsku prudce stoupá počet dní, kdy odpolední teploty přesáhnou 30 °C). Naopak na stanicích jako Plzeň–Bolevec se běžně v letních měsících měří maxima atakující 35 °C (Infomet 2026).

Průměrný roční počet tropických dnů (dny s maximální teplotou vzduchu vyšší nebo rovno 30 °C) pohybuje nejčastěji v rozmezí 7 až 20 dní v závislosti na konkrétní nadmořské výšce a poloze. Dlouhodobý průměr se v konkrétní části zájmového území Rokycanska pohybuje okolo 14 tropických dnů za rok (Infomet 2026).

3.6.3. Škody zvěří

Téma, jež v posledních letech rezonuje společností v čím dál větší míře. Výzkum poukazuje na neúměrné poškozování lesních i polních kultur. Negativní vliv vysokých stavů spárkaté zvěře na lesní porosty je obecně dobře znám a často dokumentován v kontextu celé Evropy (Gill 1992). V případě porovnání historického vývoje v kontextu vzniku škod zvěří na Křivoklátsku, je deklarováno výrazné zlepšení současného stavu. Problém s vysokými stavy zvěře v této oblasti byl popisován po staletí. 100% loupání smrkových porostů ve stadiu tyčkovin a tyčovin na Dřevíčsku z přelomu let 1900–1930 popisuje Zakopal (1960) ve své publikaci.

Tyto škody zde vznikly mysliveckým managementem rodu Fürstebergků, kteří udržovali vysoké stavy zvěře záměrně. V této době byl les příbytkem pro zvěř a jeho účel nebyl nadřazován ostatním jeho funkcím. Velice dobře tento jev pojmul Putman et al. (2011). Jádrem problému není konflikt mezi vegetací a zvěří, nýbrž mezi odlišnými zájmy lidského hospodaření. Skutečně se bavíme o tom, jaké zájmy ve společnosti převažují. Škody zvěří, tedy nevyvážené hospodaření s jednotlivými složkami lesních ekosystémů a s tím související nesoulad lesnického a mysliveckého managementu, jsou dlouhodobě sledovaným problémem ochrany lesa (Cukor et al. 2019a, 2019b; Vacek et al. 2020).

Pokud se zaměříme specificky na škody způsobované na jedli bělokoré, dostáváme se ke skutečnostem nemožnosti obnovy jedle bez mechanické ochrany. Poškození bývá téměř 100 % (Obr. 6). Jedle je nejvíce poškozovanou dřevinou nejen v ČR, ale i v Evropě. Historický pokles jejího druhového zastoupení v porostech a následné problémy s její obnovou jsou výrazně přisuzovány škodám zvěří – okusu, loupání, ohryzu a vytloukání (Gill 1992; Motta 1996; Senn, Suter 2003, Kupferschmid et al. 2018).



Obrázek 6: Opakovaně poškozovaný jedinec okusem (Bledý 2022).

Při tvorbě smíšených a bohatě strukturovaných jedlových porostů v kontextu klimatické změny je velkým problémem okus, jež je často limitujícím faktorem zdárné obnovy (Vacek et al. 2022). Většinou dochází k výraznému poškození jedlového zmlazení, přičemž až 90 % nechráněných jedinců má poškozený terminální vrchol (Vacek et al. 2014, 2015; Slanař et al. 2017). V důsledku silného okusu často jedlové nálety a nárosty neodrůstají z okusové výšky, a tím se snižuje podíl jedle v obnovovaných porostech (Vacek et al. 2022a, 2022b).

Nutno podotknout, že takové škody způsobuje především srnčí zvěř, která je z hlediska biologie zvěře okusovačem. I odstraňování kůry z kmene jehličnatých dřevin v jejich mladém až středním věku spárkatou zvěří je též jedním z nejzávažnějších problémů pěstování lesů a mysliveckého managementu. V důsledku tohoto poškození dochází nejen k narušení struktury dřeva během uzavření rány, ale převážně i k zhoršení kvality dřeva napadeného hnilobou, zhoršení vitality a růstu (Oven, Torelli 1999; Pach 2008). Nicméně, i když je jedle ohryzem a loupáním často poškozována více než smrk, tak dřevo jedle je hnilobami napadáno výrazně méně (Metzler et al. 2012). Xylém jedle bělokoré po způsobené škodě jelenovitými loupáním

v mladém věku je méně náchylný k houbové kolonizaci a rozkladu dřeva než smrk ztepilý (Obr. 7), a to i při větším obvodovém poškození (Vacek et. al 2022).



Obrázek 7: Odebraný kotouč s vyznačenou hnilobou smrku (vlevo) a jedle (vpravo); (foto: S. Vacek 2022).

3.6.3.1. Okus

Proces obnovy je vysoce stochastický jev dynamiky lesa, závislý ve větším měřítku na mnoha faktorech, mezi kterými je habitus, porostní charakteristiky, historie využívání půdy, ale i zmiňovaný vliv býložravců (Paluch et al. 2019). Prostorové a časové interakce mezi druhy jsou do značné míry dynamické, a velmi proměnlivé ve vztahu k půdním, klimatickým a porostním podmínkám (Forrester et al. 2017). Celosvětově rostoucí populace jelenovitých i jiné spárkaté zvěře v lesních porostech ovlivňují diverzitu dřevinné složky ekosystémů a zejména pak jejich obnovu (Milner et al. 2007), ale má také za následek kaskádové dopady na jiné živočišné druhy (Machar et al. 2018). Výškový přírůst je velmi negativně ovlivněn především terminálním okusem (Schulze et al. 2014). Toto poškození omezuje růst terminálu, celkovou výšku jedince, vitalitu a schopnost přežití do následujících let včetně následného zaostávání okusované dřeviny před konkurenčními jedinci (Vacek et al. 2014, 2015).

Okus dřevin spárkatou zvěří má přímé účinky na existenci či zachování rostlinných druhů a nepřímo tak působí na jiné organismy změnami celých biotopů. Druhová preference dřevin z pohledu především spárkaté zvěře má za následek změnu druhového složení, a to pak především v neprospěch pro zvěř atraktivních vtroušených a přimíšených listnatých dřevin a jedle bělokoré

(Konôpka, Pajtík 2015; Vacek et al. 2015). Okus dřevin spárkatou zvěří tak může silně ovlivnit druhovou skladbu a prostorovou a věkovou strukturu (Vacek et al. 2014, 2015; Fuchs et al. 2021). Jako příklad vlivu kompetice jednotlivých dřevin ovlivňované okusem lze poukázat na přirozenou obnovu jedle bělokoré a smrku. Jedle je zvěří okusována výrazně intenzivněji zejména ve výšce do 30 cm (Heuze et al. 2005). V případě zvýšeného vlivu zvěře je smrk ve směsi s jedlí okusován méně a vykazuje prokazatelně vyšší přírůst. Tento selektivní tlak zcela zásadně ovlivňuje druhové složení vznikajících porostů (Bernard et al. 2017).

Preferované druhy dřevin, jako je v našem případě jedle, ztrácejí svou konkurenceschopnost hlavně kvůli poškození terminálního výhonu (Schulze et al. 2014). Okus je považován za hlavní důvod ústupu jedle bělokoré z lesních porostů na evropském kontinentu, jak dokládá například výzkum (Heuze et al. 2005) ze severovýchodní Francie (2017). Obdobné výsledky byly zjištěny i v České republice. Z rozsáhlého výzkumu, zahrnujícího 61 výzkumných ploch napříč ČR vyplývá, že právě jedle bělokorá a javor klen jsou okusem zcela likvidovány (poškození 84–87 % jedinců), naopak nejnižší škody okusem jsou u smrku ztepilého (24 %) a modřínu opadavého 35 % (Vacek et al. 2022b).

Poškození různých druhů dřevin však zpravidla závisí na druhovém složení přirozené obnovy v hodnocené lokalitě a dalších faktorech. Obecně, výška jedinců obnovy poškozených okusem klesá se zvyšující se hustotou jelenovitých a snižování jejich výšky má zásadní vliv na jejich další vývoj. Jelenoviti tak mohou měnit mezidruhovou konkurenci druhů, které jsou pro ně atraktivní a druhů, které z hlediska okusu preferují méně (Vacek et al. 2015; Fuchs et al. 2021). Potravní atraktivita jedle ve většině případů roste s klesajícím podílem zastoupení na přirozené obnově (Čermák et al. 2009; Vacek 2022) a naopak klesá s rostoucí vzdáleností od okraje porostu (Vacek et al. 2022b). Z výzkumu růstu jedle na Slovensku se jako nejčastější poškození ze všech biotických i abiotických vlivů ukázalo poškození zvěří. Nejčastějším poškozením bol okus terminálních pupenů (12 %) a ohryz (8 %). Nejvíce zničených jedinců bolo důsledkem vytloukaní (Klopčič et al. 2010; Tučeková, Takáčová 2017; Vencurik 2019; Rybár 2018).

Vliv světelných podmínek na vytváření nových terminálních a bočních výhonů po škodě zvěří vzniklé v různém časovém období dokumentuje Kupferschmid (2013); (Obr. 8). Na obrázku je znázorněn (a) experimentální blokový design b) způsoby okusu na pokusných plochách a (c) možné typy reakce po vzniklé škodě, jež mohou vytvářet náhradní terminál. Typy reakcí označeny hvězdičkami byly vybrány pro analýzu čerstvé a suché hmotnosti. Pro typy reakcí (ii) a (iii), první terminál označuje reakci za první vegetační období a druhý terminál po druhém vegetačním období.

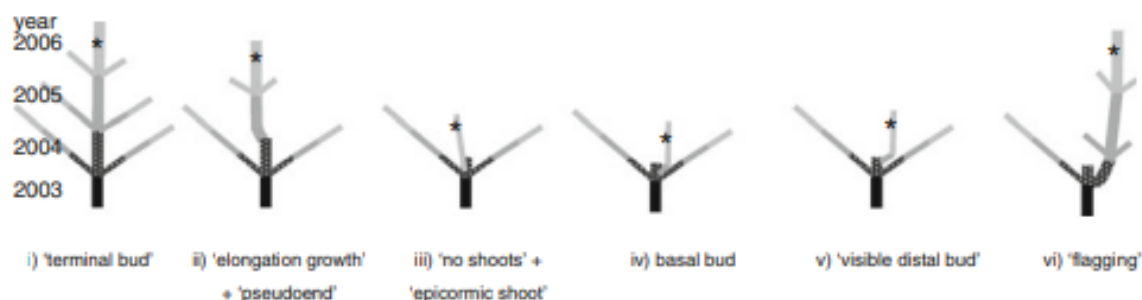
(a) Experimental design containing 2 blocks with 2 plots:



(b) 4 leader shoot clipping treatments per plot:



(c) 6 reaction types:



Obrázek 8: Vliv světelných podmínek na vytváření nových terminálních a bočních výhonů po škodě zvěří vzniklé v různém časovém období (Kupferschmid 2013).

3.6.3.2. Ohryz a loupání

Odstraňování kůry z kmene jehličnatých dřevin v jejich mladém až středním věku spárkatou zvěří je jedním z nejzávažnějších problémů pěstování lesů a mysliveckého managementu (Gill 1992); (Obr. 9). V důsledku tohoto poškození dochází nejen k narušení struktury dřevní hmoty během uzavření rány, ale převážně i k zhoršení kvality dřeva napadeného hnilobou. To platí především pro jedli bělokrou a smrk ztepilý, jejíž hodnota užitkového dřeva se z důvodu poškození kůry a následného šíření kmenové hniloby výrazně snižuje (Čermák et al. 2009; Cukor et al. 2020; Vacek et al. 2022a). Výrazně méně je v porovnání se zmíněnými dřevinami poškožována ohryzem a loupáním borovice lesní, která současně prokázala značnou rezistenci vůči působení kmenových hnilob (Metslaid et al. 2013; Cukor et al. 2022b). V kontrastu s poznatky o poškození kůry smrku ztepilého a borovice lesní je k dispozici pouze minimum

informací hodnotících vliv spárkaté zvěře a dalších následků na porosty jedle bělokoré. (Kohnle, Kändler 2007) uvádějí, že poškození kůry jedle bělokoré je méně závažné než u smrku ztepilého a že dřevo jedle je též méně náchylné k rozvoji kmenové hniloby. Obdobné poznatky uvádí i Pusz et al. (2021), který potvrdil vysokou přirozenou regenerační schopnost jedle bělokoré vůči houbovým patogenům, způsobujícím rozklad dřevní hmoty.

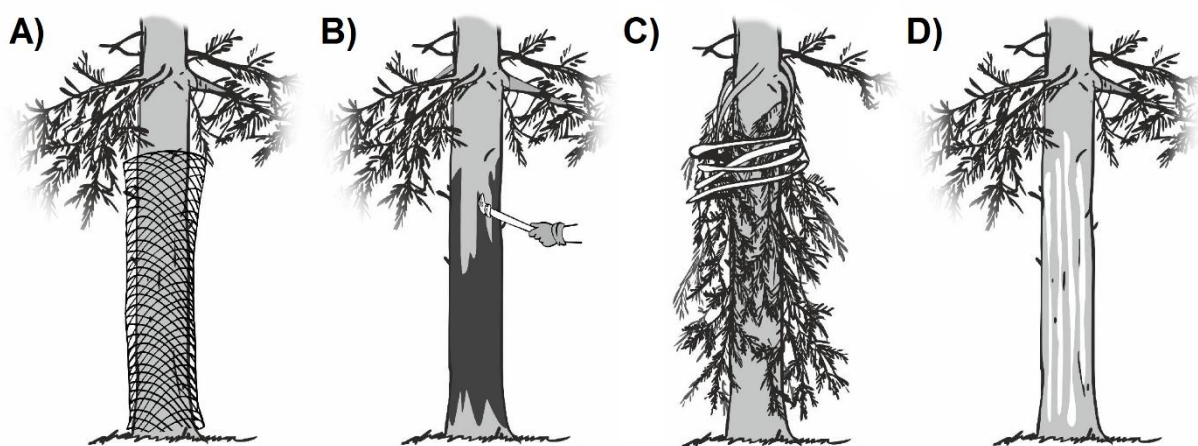


Obrázek 9: Rozsáhlý ohryz a vytloukání na jedli bělokoré (Bledý 2025).

Metzler et al. (2012) popisuje, že smrk ztepilý je na rozdíl od jedle bělokoré opatřen pryskyřičnými kanálky, které mohou být důvodem šíření houbových patogenů po poranění kůry zvěří. Poranění kůry jedle bělokoré spárkatou zvěří dílčím způsobem z hlediska histologických změn studovali Oven, Torelli (1999) a z hlediska růstu a vitality Pach (2005, 2008), kteří poukazují na pokles kvality dřeva, snížení vitality a růstu jedlí i šíření hniloby. Tato hniloba se může projevit jak zbarvením dřeva, tak pokročilejší úrovní vývoje, až do úplného rozkladu

dřeva. Zbarvení dřeva jako počáteční fáze hniloby může být výsledkem působení plísní, bakterií a reakcí dřeva na patogeny (Čermák et al. 2004).

Xylém jedle bělokoré vystavené odstranění kůry jelení zvěří v mladém věku je však rozhodně méně náchylný k houbové kolonizaci a rozkladu dřeva než smrk ztepilý, a to i při větším obvodového poškození. Relativně nízké riziko hniloby v ráně kůry po jejím loupání u jedle bělokoré tak posiluje výhodu tohoto druhu v rizikovém potenciálu ve srovnání se smrskem ztepilým, který rovněž trpí vyššími riziky měkké hniloby, většího jejího rozsahu a dále napadení kůrovci a poškození větrem (Vacek 2022) Na Obr. 10 jsou uvedeny běžně využívané metody ochrany před vznikem loupání.



Obrázek 10: Různé metody způsoby ochrany jedle bělokoré před škodami ohryzem a loupáním: A) mechanická individuální ochrana, B) chemický nátěr, C) obvazování živými větvemi a D) povrchové zraňování kůry (autor: J. Macek).

3.6.3.3. Chemická ochrana

Chemická ochrana repelenty proti okusu zvěří je způsob ochrany MLP u neoplocených kultur běžných jehličnatých dřevin (smrk, borovice). Repelenty nepatří mezi klasické pesticidy, ale v rámci ochrany lesa patří svým rozsahem mezi nepoužívanější skupinu (Janauer et al. 2004).

Pokud je v konkrétní lokalitě možné zajistit listnaté dřeviny bez oplocení, lze repelenty použít i u nich (douglaska a jedle jsou pro zvěř velmi atraktivní, jsou poškozovány opakovaně a bez oplocení je prakticky nelze dopěstovat do vyššího věku). Největší význam má ošetření repelenty v zimním období, kdy má zvěř nedostatek potravy. K zimnímu nátěru repelenty se přistupuje nejdříve po vyžrání letorostů, tj. zpravidla začátkem října, a ochrana musí být

provedena nejpozději do konce listopadu. Repelenty proti zimnímu okusu mají až šestiměsíční účinnost, takže ošetření zpravidla ochrání stromky po celé zimní období. V lokalitách s vyšším tlakem zvěře (např. na hranici pole–les, v blízkosti mlazin poskytujících zvěři kryt apod.) je nutno provádět rovněž ochranu proti letnímu okusu postřikem repelenty, s jehož realizací se začíná zpravidla v měsíci květnu (Janauer et al. 2004).

Účinnost tohoto ošetření je do 1 měsíce a zásah je proto nutno ve vegetačním období opakovat. Chemická ochrana repelenty se v praxi provádí nátěrem (proti zimnímu okusu – např. přípravky Morsuvin, Cervacol Extra, NeSkus) nebo postřikem vhodným, vodou ředitelným přípravkem (proti letnímu okusu - např. přípravky Aversol K, STOP Z, Trico, Trico Silva a další). U jehličnatých dřevin se ošetřuje vždy terminální výhon a první přeslen větví, u listnatých dřevin terminální výhon v délce 15 až 25 cm dle výšky stromků. K ochraně lze použít výhradně povolené přípravky na ochranu rostlin uvedené v Registru povolených přípravků na ochranu rostlin na webu Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského (UKZUZ 2026).

Při přípravě a vlastní aplikaci nátěru (postřiku) se postupuje podle návodu k použití konkrétního přípravku. V případě, že je repelent neúčinný, je nutné provést jeho obměnu z důvodu postupného navykání zvěře na přípravky neobsahující křemičitý písek. Vlastník lesa, který není držitelem příslušného oprávnění (minimálně osvědčení 1. stupně), může použít pouze tzv. neprofesionální přípravky na ochranu rostlin, např. Cervacol Extra (SVOL 2023).

K vlastní aplikaci nátěru se používají speciální zdvojené kartáče nebo kvalitní gumové rukavice tak, aby dávka přípravku na 1 stromek byla přiměřená a nedošlo k zalepení terminálního pupene, které by znesnadnilo nebo znemožnilo jarní rašení. Při aplikaci postřikem ručním zádobým postřikovačem musí být použita odpovídající tryska k zajištění rovnoměrného nanesení přípravku na terminální výhon a přeslen větví (např. kuželová nastavitelná tryska). Repelenty proti okusu lze aplikovat i ponořením terminálů celých svazků sadebního materiálu do přípravku před výsadbou, popř. před expedicí ve školce. V době aplikace musí mít stromek vyžralé letorosty (Zahradník 2005).

3.6.3.4. Mechanická ochrana

Oplocování

Standartními postupy při tvorbě mechanické ochrany proti zvěři je oplocení. Plošné a individuální (Bartoš et al. 2011). Značnou nevýhodou těchto ochranných opatření jsou vysoké

počáteční finanční investice, přesto je nejvíce účinnou ochranou (Vacek et al. 2009; Find'o, Petráš 2011). Plošná ochrana porostů je z biotechnických důvodů nutná pro zajištění zdárného odrůstání kultur. Současně je nutné nevytvářet cíleně velké oplocované bloky a přerušovat tak přirozené ochozy zvěře. Finanční náročnost tvorby 1 km oplocenky s výškou 1,60–2,00 m bez rozdílu použitého materiálu (dřevěné, drátěné) se pohybuje v roce 2025 na úrovni 91 000–160 000 Kč (Bledý 2026).

Individuální ochrana

Pro individuální ochranu se využívá širokého spektra materiálů a provedení. Používají se například plastové chráničky a tubusy: Samonavíjecí perforované chráničky (např. TreeFlex) nebo plné plastové tubusy. Dále poté drátěné pozinkované individuální ochrany typu (Benita Zn/Rebecca Zn). Tyto ochrany jsou připevňovány na dřevěné kůly, roxorové tyče, případně jsou využívány jako samonosná konstrukce při ochraně kmenů proti ohryzu a loupání. Dalším typem jsou plastové samosvorné ochrany, které se na kmeny velmi snadno instalují.

Ovazy kmenů

Individuální mechanická ochrana ovazováním konkrétních jedinců či celých porostních skupin se často využívá u jehličnatých porostů ve výšce od 0,5 až 2 m. Toto opatření se provádí zejména v lokalitách s vysokým výskytem vysoké zvěře (*Cervus elaphus*), dančí (*Dama dama*), či muflonů (*Ovis gmelini musimon*). V zemích jako Slovensko či Polsko jsou tyto porosty ohroženy také zubrem (*Bison bonasus*) či losem (*Alces alces*) – (Find'o, Patočka 1985). Další ohrožené lokality takovýchto porostů mohou být obory či přezimovací obůrky. Nejvíce jsou ohrožené porosty ve věku do 60 let, a to u dřevin jako borovice, smrk, jedle, buk, douglaska. Toto opatření probíhá způsobem ovazování spodních přeslenů či klestu ke kmenu stromu, za pomoci vázacího drátu do výšky 150 cm (Find'o, Petráš, 2011).

Zraňování kmenů

Zraňování kůry bylo využíváno v období konce 19. století. Jedná se o individuální ochranu zejména smrkových porostů, u kterých byl tento způsob využíván zejména v období 20. století. Princip této ochrany je ve zranění horní čtvrtiny vnější borky pomocí zraňovače. Následným efektem bylo vytékání pryskyřice z místa poranění, které pokrylo část kmene souvislou vrstvou pryskyřice. Tento efekt dřevin není pro zvěř nikterak atraktivní a škody zde neprovádí. Toto opatření mělo účinnost až 95 % po dobu 30 let, než vznikla hrubá borka na kmenech (Prien 1997). K provoznímu použití se nabízí dlouho vyvíjený produkt pro ochranu kmenů smrku před škodami ohryzem a loupáním spárkatou zvěří. Jde o jednoduché zařízení, které vyvinul

severočeský lesník v Krušných horách zabývající se ochranou proti zvěři po několik desetiletí. Mělké zranění kůry tzv. Vajnarovým zraňovačem se provádí kvůli narušení pryskyřičných kanálků na hranici borky a lýka. Následuje masivní zasmolení míst na kmeni atraktivních pro zvěř. Provádí se jedno ošetření na celý život stromu, dřevo není ohroženo dřevokaznými houbami (Vovesný 2017).

Nátěry kmenů

Proti ohryzu a loupání je možno exponované porosty chránit ošetřením jejich kostry chemickými přípravky. Používají se postřikové i nátěrové přípravky, některé je možno aplikovat oběma způsoby. Pro zabezpečení ochrany je potřeba pracovat s dobře rozmíchanou směsí a dodržet předepsané dávkování. Aplikace na suché kmeny rovněž prodlužuje trvanlivost nátěru. Úspěšnost ochrany je dále závislá zejména na výši stavů spárkaté zvěře v lokalitě (Vovesný 2017).

3.6.3.5. Biologická ochrana

Spíše doplňkovými opatřeními ochrany MLP proti zvěři jsou opatření biologická spočívající v ponechání rostoucích dřevin atraktivních pro zvěř (zejména měkké listnáče – jeřáb, osika, vrby, olše) a technologická spočívající v provádění ochrany proti buření, výřezu plevelných dřevin a realizaci prostřihávek tak, aby zvěř ochraňované dřeviny neviděla nebo k nim měla alespoň ztížený přístup tzv. zásah na vysoké strniště (SVOL 2023). Metody ochrany porostů před škodami zvěří se dají rozdělit na dvě skupiny. První skupinou jsou opatření, o kterých je předpoklad, že mají pozitivního vliv na zmírnění těchto škod. Avšak jejich fungování za pomoci experimentálních výzkumů nedokázalo do současnosti, zda jsou opravdu funkční. Tyto funkce spočívají v obecném principu snižování kmenových stavů spárkaté zvěře. Tyto způsoby nelze uhlídat a dokázat, zda se jedná o skutečné stavy odlovů (Find'ò, Petráš 2011).

Jako velmi klíčový a úspěšný prvek integrované ochrany lesních porostů lze aplikovat přednostní využití podrostního způsobu hospodaření či výběrného způsobu. Je nutno podotknout, že tato skutečnost byla i mnohokrát potvrzena jako velmi efektivní vůči škodám zvěří na lesních porostech (Reimoser, Gossow 1996). Vhodným prostředkem ke snížení škod zvěří v horských oblastech je budování a správa přezimovacích obůrek. Někteří kritici hodnotí přezimovací obůrky jako nutné zlo než jako převratný vynález. Dle Slovenského výzkumu v roce 1982 vlastníci lesních pozemků v tomto roce zaznamenali až o 75% menší škody na

porostech a až polovina dotazovaných zmínila, že žádné škody na porostech dokonce nezaznamenala (Schröder 1982).

V neposlední řadě je nutné připomenout možnosti biologické ochrany v rámci pěstování sadebního materiálu. Tento druh ochrany na bázi antagonistických hub (*Trichoderma harzianum*) a užitečných bakterií (*Bacillus subtilis*) adekvátně nahrazuje chemické přípravky v ochraně rostlin. Jejich využití je často naprosto zásadním prvkem ochrany před houbovými patogeny v prvotních růstových fázích jedle bělokoré. Současně přichází synergický efekt zlepšení růstu a zdravotního stavu rostlin (Lorenc, Novotný 2020).

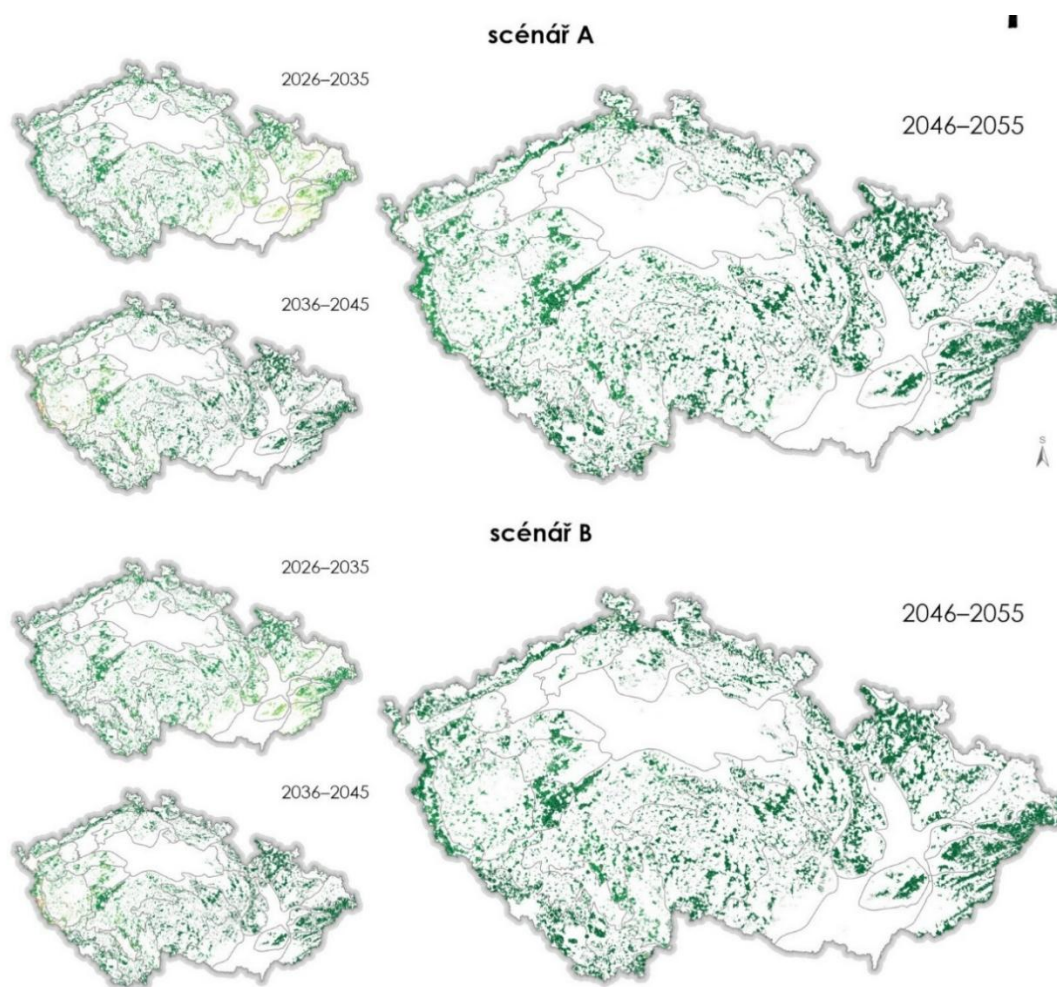
3.7. Klimatická změna

Problematikou klimatických změn se zabývá již řada autorů (např. Spittlehouse, Stewart 2003), kdy je hlavním tématem studie jsou adaptace lesních porostů na globální klimatické změny (Brang et al. 2014). Pro tuto problematiku byla vytvořena řada adaptačních opatření, která zohledňují nestabilitu klimatických podmínek a směřují ke zvýšení flexibility hospodaření v lesích a snižování potencionálních rizik poškození nebo úplnému zničení lesních porostů (European Commission 2014). Pro přizpůsobení se přetrvávající klimatické změně je nutno aplikovat také adaptační opatření pro zachování co největší druhové pestrosti, jak z pohledu časového, tak prostorového měřítka (Vacek et al. 2023).

Existují proto krátkodobá a dlouhodobá adaptační opatření, pro účely lesního hospodářství jsou nejdůležitější právě krátkodobá opatření. Při těchto opatřeních se berou v potaz pravidelné nárůsty vysokých teplot a střídání deficitu srážek, které mají vysoký dopad na pravidelný přírůst. Dalším krátkodobým opatřením může být taktéž využití odolnějších proveniencí jedle a aplikaci klimatických proměnných do růstových modelů lesa, a to zejména na bázi podrobných a výběrných způsobů a forem hospodaření. Je třeba taktéž zmínit i dlouhodobá opatření, kdy je třeba aplikace zejména zdravotních výběrů a ostatních výchovných zásahů. Za zmínku taktéž stojí využití semenářských oblastí a genových základů pro transfer vhodného osiva mezi další vhodné lokality. Důležitá je též změna obnovní doby porostů a minimalizace škod na porostech a snížení šíření biotických činitelů včetně zvěře (Spittlehouse, Stewart 2003).

3.7.1. Predikované růstové trendy

Predikce pro jedli bělokorou předpokládají zrychlení přírůstu na většině areálu jejího potenciálního rozšíření po celou první polovinu 21. století. Ačkoliv během 30. a 40. let model předpokládá lokální mírné zpomalení přírůstu v okrajových populacích (např. v Českém lese), v 50. letech oblasti se zrychlením přírůstu pokrývají celou Českou republiku. Zatímco v prvním predikovaném období existuje statisticky významný rozdíl v růstovém trendu podél nadmořské výšky (tempo zrychlování přírůstu je vyšší na horách než v nížinách), v pozdějších obdobích se tento rozdíl zmenšuje. Mapy zdůrazňují převažující trend růstu a neberou v potaz potenciální změny mortality vlivem extrémních meteorologických událostí (Obr. 11). Pro celkový kontext budoucí vitality konkrétního druhu je třeba brát v potaz i mapy predikovaných extrémních snížení růstu a mapy změn klimatického limitování růstu (TreedataClim 2026).

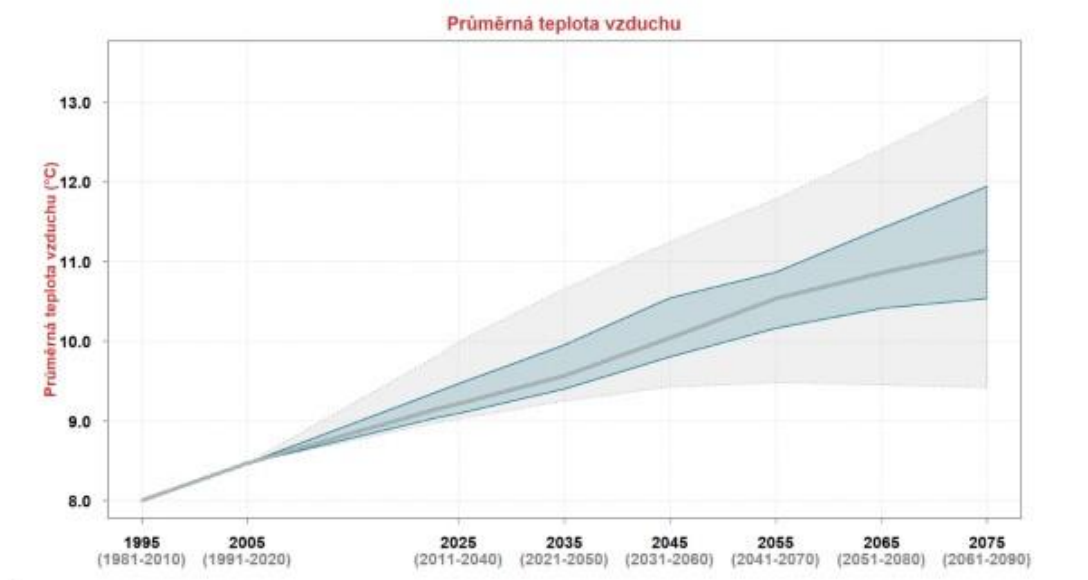


Obrázek 11: Predikované růstové trendy pro jedli bělokorou (TreedataClim 2026).

Klimatické scénáře A a B

Scénář A („oteplení“) předpokládá oteplení o přibližně 1 °C do roku 2050 v porovnání s obdobím okolo roku 2000. Tento scénář dále předpokládá stabilní množství srážek, které se

však mírně budou koncentrovat z léta do zimy. Scénář B („oteplení a sucho v létě“) očekává nárůst průměrné roční teploty o 1,4 °C, výraznější pokles srážek v létě a jejich nárůst v zimě (TreedataClim 2026). Na Obr. 12 je znázorněn nárůst teploty vzduchu (°C) v letech 1981–2090.



Obrázek 12: Nárůst teploty vzduchu (°C) v letech 1981–2090 s vyjádřením mediánu (tučná čára) a charakteristických percentilů (10, 25, 75, 90) celkového ansámblu (ČHMÚ 2025).

3.7.2. Teploty a jejich predikce v blízké budoucnosti v zájmové oblasti

Teploty v zájmové oblasti Plzeňského kraje stoupají, stejně jako v celé ČR, Evropě i globálně v celém světě. Při srovnání dostupných dat ČHMÚ lze zjistit skutečnost zvyšující se teploty. Hodnota průměrných ročních teplot za sledované období 1961–2022 je 7,5 °C. Pokud bychom porovnávali období 1961–1990 jež používá ke srovnání ČHMÚ dostali bychom se na teplotu 7,1 °C a za období 2000–2022 8,3 °C. V tomto případě rozdílem těchto zmiňovaných období je 1,2 °C (Štěpánek et. al. 2019). Průměrná roční teplota za celé sledované období činila 7,9 °C. (ČHMI 2023).

V minulosti výrazně chladné roky byly soustředěny na začátku sledovaného období – jednalo se o roky 1962, 1980 a 1996 (6,3 °C), 1995 (6,4 °C) a 1963 (6,5 °C). Naopak nejteplejšími byly roky 2018 (9,6 °C), 2019 (9,5 °C), 2015 a 2014 (9,4 °C) a trojice let 2000–2007–2020 se shodnou teplotou 9,1 °C (Matějka 2021). Klimatické modely pro roky 2021–2060 predikují tři typy změny. Chladný model predikuje nárůst teplot v západočeském kraji 0,7 °C. Střední model

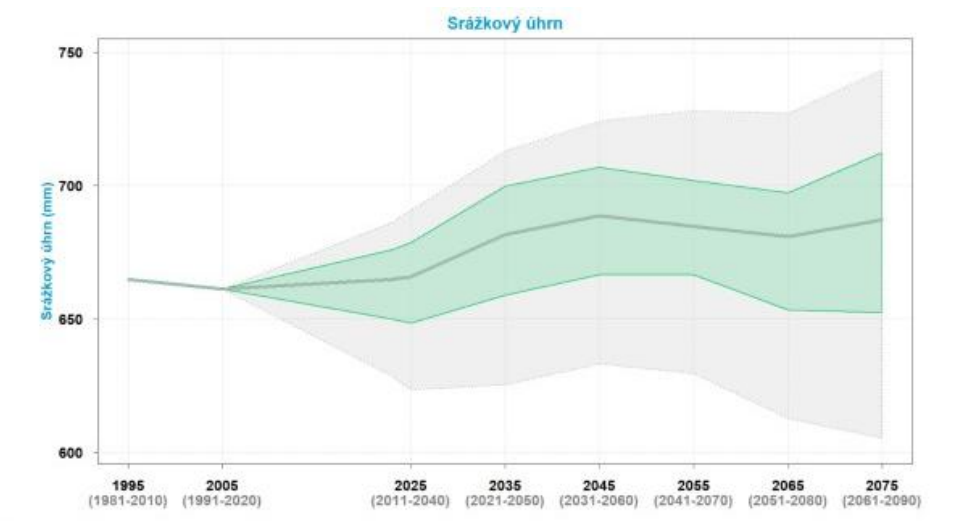
predikuje nárůst o 1,25 °C a teplý model dokonce až o 1,9 °C (Štěpánek et al. 2019). Toto srovnání vychází z referenčního období 1981–2010.

3.7.3. Srážky a jejich predikce v blízké budoucnosti

Historické srážky v zájmovém území jsou dostupné z publikací lesnické praxe. Udávají roční průměry srážek na centrálním Křivoklátsku (stanice měření Emilovna, Brejl) v letech 1942–1951: 508–509 mm. Stanice jsou od sebe vzdáleny 13,5 km vzdušnou čarou. Rozdíl v jejich decenálním průměru je pouze 1 mm. Průměr za období 1876–1925 byl vyšší: 560 mm. Suché roky zde znamenají roční úhrn srážek 389 mm (rok 1948), 397 mm (1973) – (Zakopal 1960).

Modely pro srážky na období 2021–2060 v referenčním srovnání 1981–2010 předurčují taktéž tři typy modelu. Střední model pro západočeský kraj predikuje pokles srážek o cirká 2,5 %. Střední model nárůst o 2,5 % a studený model nárůst o 6 % (Štěpánek et. al. 2019). Pokud se zabýváme množstvím srážek v mm jedná se za srovnávané období 1981–2010 (průměr 682 mm) pro Plzeňský kraj o rozdíl ve výši – 17 mm ročně podle suchého modelu, +17 mm oproti střednímu modelu a +41 mm srážek při použití vlhkého modelu.

Z předpokládaných hodnot srážek v budoucnosti lze očekávat jejich mírné zvýšení s nerovnoměrnou distribucí. Je pravděpodobná nižší možnost využitelnosti srážek rostlinami při kombinaci se zvyšující se teplotou a nárůstem počtu tropických dní (TreedataClim 2026). Na Obr. 13 je znázorněn průměrný roční úhrn srážek na území ČR v letech 1981–2090.



Obrázek 13: Průměrný roční úhrn srážek na území ČR v letech 1981–2090 s vyjádřením mediánu (tučná čára) a charakteristických percentilů (10, 25, 75, 90) celkového ansámblu (MŽP 2025).

3.7.4. Vlhkost vzduchu

U relativní vlhkosti vzduchu zaznamenáváme v posledních měřených letech pokles hodnot oproti modelovým simulacím. Jelikož je oproti modelům naměřeno méně srážek, a naopak se zaznamenaly vyšší teploty vzduchu, tak je tento závěr s výše uvedeným konzistentní. V budoucím klimatu se podle regionálního klimatického modelu (RCM) simulací relativní vlhkost nemění, neboť vyšší teploty jsou doprovázeny i vyššími srážkovými úhrny. Pokud jde o lineární trendy tak pro celé období 1981–2100, tak v blízké budoucnosti lze očekávat pro zimu, jaro a podzim nepatrný nárůst hodnot (zhruba o procento), a tento nárůst je za celé toto období statisticky významný. V létě a na podzim naopak bývá zaznamenáván nepatrný (již statisticky nevýznamný) pokles hodnot relativní vlhkosti vzduchu (Štěpánek et. al. 2019).

3.7.5. Distribuce srážek

Předpoklady distribuce srážek v budoucnu ukazují na nárůst extrémních výkyvů. Zatímco celkový roční úhrn srážek zůstane v ČR přibližně stejný nebo mírně vzroste (o 2–4 %), změní se však jejich rozložení. Častěji se budeme setkávat s dlouhými obdobími sucha, která budou přerušována krátkými, ale velmi intenzivními přívalovými dešti (Adaptations 2026). Očekává se nárůst intenzity krátkodobých přívalových dešťů až o desítky procent (Strnadová et al. 2026). V zimním období se očekává se mírný nárůst srážek. Vzhledem k rostoucím teplotám však bude většina srážek padat ve formě deště i v nižších a středních polohách, což ovlivní zásoby sněhu v krajině. V letním období modely predikují častější výskyt dlouhých období sucha prokládaných extrémními bouřkami. Úhrny srážek mohou v letních měsících naopak lokálně klesat (Klimatická změna 2026).

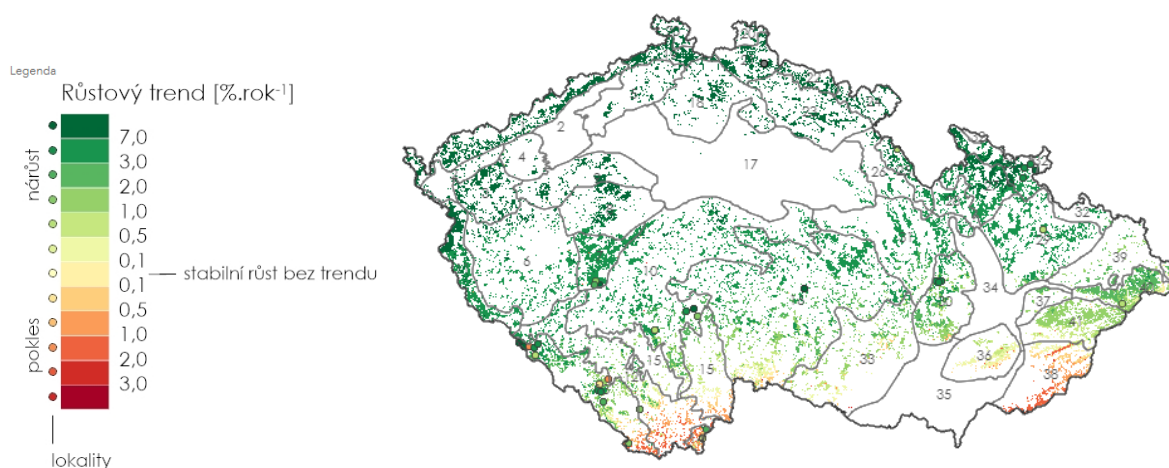
3.7.6. Růstové reakce jedle bělokoré na klimatickou změnu

Jedle může být klíčovou dřevinou při vytváření diferencovaných struktur porostů v budoucnosti. Otázkou je její reakce na postupný nárůst klimatických extrémů a zvyšující se konkurenční tlak buku (Adamič et al. 2014; Dobrowolska et al. 2022). Věková analýza stromů potvrdila, že diferencovaná struktura zkoumaného porostu není jen výsledkem postupného vzniku a odrůstání stromů v nižších vrstvách, ale ve velké míře také silné konkurence mezi úrovnovými stromy s víceméně identickým věkem v průběhu dlouhého časového období. Dimenze stejně starých stromů se tak ve výběrném lese mohou výrazně lišit. Proto při

praktickém obhospodařování vícevrstvých porostů má větší smysl orientace na dosažení tloušťky stromů než na jejich fyzický věk (Vencurik 2022).

Při zastínění dochází jednoznačně k poklesu konkurence ostatních dřevin a nahrazuje ho vliv clony mateřského porostu. Vplyv boční konkurence je méně významný, oproti vlivu clony porostu (Grassi 2005; Vencurik 2019). Rybár (2020) popisuje dobré odrůstání podsadeb na Slovensku pod mateřskými porosty borovice lesní. Na místech, kde měla podsadba lepší světelné podmínky, dosáhli jedinci hlavní úroveň, což se projevilo na jejich celkových dimenzích. V porostech přežívá velké množství potlačených jedinců, kteří jsou po uvolnění stále schopné přirůstat.

Ve výchovně zanedbaných částech se pozvolně projevuje jejich mortalita. Ekologické a světelné podmínky pod clonou borovice jedli vyhovují, což se projevuje dobrým růstovým potenciálem i pod silně zapojenými skupinami. Vědci z analýz růstu sledovaných jehličnatých dřevin v podmínkách výběrného lesa potvrdili pozitivní růstový trend a poměrně vysokou odolnost jedle vůči působení klimatických faktorů za období 1901–2018. Proto je možné předpokládat zvyšování zastoupení jedle hlavně na úkor smrku v důsledku jeho citlivosti na rostoucí teplotu a sucho (Obr. 14). Postupný pokles zastoupení je vysoce pravděpodobný taktéž u borovice (Rybár 2020).



Obrázek 14: Mapa růstových trendů jedle bělokoré v období 1990–2018 (TreedataClimm 2026).

3.8. Ostatní limitující faktory (Biotičtí činitelé)

3.8.1. Hmyzí škůdci

Rozsáhlá kůrovcová kalamita, která zužuje současné lesy, je důsledkem kombinací několika různých příčin. Pro přemnožení lýkožrouta smrkového je klíčových několik faktorů, které mohou ovlivnit nárůst populační hustoty lýkožrouta smrkového samostatně, nebo mohou působit společně při synergických účincích. Jsou to především: polomy; sucho a vysoké teploty; zanedbání obranných opatření (Polák 2018). V případě nyní probíhající kalamity lze soudit, že je důsledkem všech v citaci uvedených faktorů a do jisté míry také v kombinaci s nevhodnými lesnickými praktikami, v některých ohledech nevhodně nastavenou legislativou a krizovou situací v lesnickém odvětví jako celku (Matoušek 2020).

Jako zásadní ukazatel preventivních opatření proti vzniku nežádoucích houbových patogenů a proti zkracování korun u jedle se jeví v kontextu klimatické změny důsledná a včasná výchova. (Novák et al. 2021). Stává se tak společně s dalšími aspekty nástrojem ochrany lesa. V poslední dekádě pozorujeme napadení korovnicemi, nejčastěji *Dreyfusia nordmannianae* Eckst., Přemnožuje se hlavně na slunných, teplých a suchých stanovištích. K významnému poškození dochází sáním mšic na jehlicích a kůře letorostů: jehlice se krouť a zkracují, žloutnou a případně opadávají, výhonky zduřují. Při víceletém silném napadení výhony a postupně i celé stromy odumírají. Dalšími zástupci z rodu korovnic na jedli jsou *Dreyfusia piceae* Ratz., *Dreyfusia schneideri* Börn. Generace těchto mšic se vyvíjejí v podstatě jen na kůře kmenů a silných větví. Při silném napadení jsou příčinou odumírání jedinců (Kapitola 2000).

Klikoroh borový (*Hylobius abietis*)

Prvním z možných škůdců, ohrožujících růst jedle v uměle založených kulturách je právě klikoroh borový (Obr. 15). Jeho úživný žír ohrožuje veškeré jehličnaté výsadby. Jedle bělokorá je však druhem jehličnanu, který je tímto škůdcem poškozován nejméně. Navrhované způsoby ochrany spočívají v prevenci – kladení otrávených pastí a udržování tzv. pasečného klidu. V druhém případě je to ochrana sazenic chemickým postřikem za pomoci povolených přípravků pro ochranu lesa, např. celozáhonovým postřikem sazenic před vyzvedáváním, máčení svazků před výsadbou a individuálním postřikem sazenic po výsadbě (Modlinger, Knížek 2009). Výsledky posledních výzkumů prováděných v zájmové oblasti PLO 7;8 ukazují, že frézování pařezů významně zvyšuje atraktivitu nově vytvořených holosečných prvků pro klikoroha borového. Tato zvýšená atraktivita zvyšuje riziko poškození sazenic, zejména pokud se

frézování pařezů provádí těsně před hlavním obdobím rojení nebo během něho (Dvořáková 2026).



Obrázek 15: Klikoroh borový (*Hylobius abietis*); (foto: M. Deml).

Korovnice kavkazská (*Dreyfusia nordmannianae*)

Přítomnost korovnic na napadených jedincích jedlí lze odhalit v zásadě dvojím způsobem. Jednak je to podle nápadného výskytu vatovitých chomáčků voskových vláken na kmenech a kmíncích, jež jsou patrné po většinu roku (pouze v podzimním a zimním období poněkud zešednou a nejsou tak „svítivě“ nápadné). Orientační druhové rozlišení korovnic je přitom možné provést především podle stáří napadených jedinců, příp. podle tvaru vatovitých chomáčků (viz výše). Druhou možností, vztahující se pouze ke korovnici kavkazské, je výskyt krnících a směrem dolů zkroucených jehlic na výhonech nebo přímo odumírání terminálních částí koruny. V případě deformace jehlic existuje určitá možnost záměny. Pozornost poutají i bílé povlaky na kmenech jedle (korovnice kavkazská – *D. nordmannianae*) i douglasky (korovnice douglasková – *Gilletteella cooleyi*) nebo ohromné kolonie medovnice křivonohé (*Cinara curvipes*) na jedli (Fryč, Zahradníková 2024).

Na jedlích žije a vzácně se přemnožuje mšice *Mindarus abietinus* Koch, která působí také kroucení jehličí, ale opačným směrem, tj. nahoru. Rozhodující míra škodlivosti se v celé střední

Evropě připisuje korovnici kavkazské, korovnice jedlová je hodnocena jako nesrovnatelně méně závažný druh. Příčina poškození mladých jedlí spočívá v sání korovnic na jehlicích (*progreidentes*) a větvičkách a kmíncích (*sistentes*), což vede k oslabování stromků a v případě opakovaného poškození může docházet i k odumírání vrcholových částí, v první řadě výhonů a postupně i celých stromků (větvíčky jsou přitom na bázi zduřelé a deformované jehlice reznou a opadávají). Častým jevem je v takto oslabených (poškozených) mlazinách sekundární výskyt dalších škodlivých činitelů, např. václavky či podkorního hmyzu (kůrovců rodu *Pityokteines*), kteří spolupůsobí při vlastním odumření stromků (Liška et al. 2009).

Korovnice se přemnožují přednostně v teplých a slunných místech, v posledních letech však přibývají případy napadení i poloh zastíněnějších a vlhčích. Protože se tyto druhy korovnic nemohou šířit aktivně, je jejich disperze do okolí omezena na pasivní formy přenosu (větre, obratlovci, činností člověka). Proto se často setkáváme s tím, že její výskyt má na lokalitě ohniskovitý charakter, a relativně nedaleko od silně napadených skupin jedlí (kotlíků) mohou existovat prosperující nenapadené skupiny. V rámci ohniska pak napadení není zpravidla homogenní a vždy se vyskytují jedinci slabě zasažení či zcela bez napadení. Na korovnice je vázán velký počet druhů predátorů, zejména hmyzu. Hojně jsou zastoupeny larvy slunéček (*Exochomus quadripustulatus* L., *Pullus* sp., *Aphidecta oblitterata* L.), larvy much z čeledi *Chamaemyiidae*, larvy bejlomorky *Aphidoletes thompsoni* Moehn a plošnice z čeledi *Anthocoridae*. V některých letech mohou přirození nepřátelé zcela kontrolovat populační hustotu korovnic, avšak největší měrou ovlivňují denzitu abiotické faktory prostředí, především teplotní extrémy a míra vzdušné vlhkosti (Liška et al. 2009).

Lýkožrout jedlový (*Pityokteines curvidens*)

Tvar požerku: Matečná chodba je dvouramenná, příčná. Když druhá samička, a to zpravidla, využívá závrtu samičky první, bývají takové dvouramenné chodby spojené chodbičkou, takže tyto dvousvorkové chodby mají tvar písmene „x“. Larvové chodbičky jdou zprvu pod kůrou a sotva se dotýkají běli. Před zakuklením se však larva zažírá hlouběji a kuklí se hluboko v běli. Rojení probíhá v měsících březnu – dubnu, podruhé v červenci. Pokolení je dvojité, za příznivých podmínek i trojitě, v nepříznivých podmínkách pouze jednoduché. Dospělci přezimují v kratičkých chodbách v kůře. Brouk specializující se pouze na jedli, napadá jedince se silnou kůrou, nejdříve v korunové části, při přemnožení sestupuje po kmeni dolů a často napadá i zdravé stromy. Stává se poté jedním z největších škůdců jedle a jedním z původců tzv. odumírání jedle. Velmi často se vyskytuje společně s lýkožroutem malým a prostředním (Knížek 2008).

Lýkožrout prostřední (*Pityokteines spinidens*)

Lýkožrout běžně se vyskytující v Evropě. Napadá jedli bělokorou i další jehličnany. Spolu s dalšími dvěma druhy *Pityokteines* (*P. curvidens* a *P. vorontzowi*) byly označován, jako důležitý faktor úbytku jedle bělokoré v některých částech Evropy. Některé ophiostomatoidní houby spojené s kůrovci vykazují vysokou úroveň virulence vůči hostitelským stromům, a proto se předpokládá, že pomáhají kůrovcům překonávat obranné mechanismy živých hostitelů. Zvýšené lokální populace *P. curvidens*, *P. spinidens* a *P. vorontzowi* byly zaznamenány v jehličnatých lesích v různých částech Chorvatska, což má za následek vysokou míru škod na jedli bělokoré (Pernek 2010).

Vajíčko je drobné, oválné, lesklé, bílé. Larva je beznohá, rohličkovitě zahnutá, bělavá, s hnědavou silně chitinizovanou hlavou, v posledním instaru dorůstá délky do 8 mm. Kukla je volná (jsou na ní patrné všechny budoucí vnější orgány), přibližně 3 mm dlouhá, bílá, na konci zadečku se dvěma krátkými trny (u l. malého jsou rozměry menší). Dospělec l. jedlového je válcovitý, 2,5–3,0 mm dlouhý, černohnědý, lesklý. Nohy a tykadla jsou žlutavě hnědé. Okraje štítu a zadní část krovek jsou dlouze a řídko ochlupené. Čelo samečka je slabě vyklenuté, řídko a dlouze žlutavě ochlupené (Knížek 2008).

U samičky je rovněž slabě vyklenuté a s drobným hrbolkem uprostřed, žlutavé ochlupení čela je nápadně husté a dlouhé. Přední okraj štítu je u samičky také velmi hustě a dlouze žlutavě ochlupený chloupky přibližně stejné délky jako na čele. Válcovité, silně lesklé krovky jsou hluboce v rýhách tečkované, tyto tečky se výrazně zvětšují směrem k zádi krovek. Mezirýží jsou tečkována velmi jemně. Zadní část krovek je šikmo uťatá, mírně prohloubená a po stranách opatřena třemi výraznými páry zoubků a dalšími drobnými hrbolky. Suturační zoubek je napřímen kolmo vzhůru. Druhý zoubek je výrazný, hákovitě zahnutý dolů, rovnoměrně ke špičce zúžený. Při spodním zadním okraji krovek vystupuje nahoru stočený protažený a zašpičatělý zoubek třetího hlavního páru. Mezi druhým a třetím párem zoubků a na spodním okraji jsou krovky opatřeny drobnějšími hrbolky (Knížek 2008).

U samičky jsou tyto tři hlavní páry zoubků značně menší, neprotažené, avšak vynikající nad ostatní drobné hrbolky. Požerek l. jedlového je zpravidla tří až šestiramenný, hvězdicového typu, celkově orientovaný napříč osy kmene. Skládá se ze závrtového otvoru a snubní komůrky. Místo závrtní je zřetelné podle vyhazovaných hnědavých nebo i bělavých prosmolených drtinek. Matečné chodby jsou jen mírně zprohýbané, víceméně vzájemně rovnoběžné, zaříznuté do běli, přibližně 5–10 cm dlouhé a 1 mm široké. Larvové chodby jsou relativně krátké, do 7 cm. Na konci larvových chodeb jsou v případě slabší kůry v běli dřeva kukelní kolébky do hloubky 2–

10 mm. V případě silné borky se larvy kuklí na rozmezí lýka a běli. Kukelní kolébky jsou vystlány bělavou drtí. Lýkožrout prostřední je velmi podobný předchozímu druhu jak svou velikostí, v průměru dosahuje délky 2,0–2,8 mm, tak celkovým vzhledem. Nejspolehlivěji jej odlišíme podle tvaru suturálních zoubků, které jsou u tohoto druhu namířeny vodorovně dozadu, což je zřetelné jak u samečků, tak i samic. Druhý výrazný zoubek je zahnut výrazně dostředně. Požerek tohoto druhu je více hvězdovitý, matečné chodby se nestáčí rovinným směrem. Lýkožrout malý je ze všech jmenovaných druhů nejmenší, celkově 1,7–2,5 mm dlouhý. Vnějšími morfologickými znaky připomíná l. jedlového, od kterého se výrazně liší šikmo postavenými suturálními zoubky a druhý pár zoubků není protažen a zahnutý dolů, ale celkově ztlustlý a až ke špičce náhle zúžený. Požerek l. malého připomíná požerek druhu předešlého, nachází se většinou v horních partiích kmene nebo na silnějších větvích (Knížek 2008).

Prevence před napadením skupiny lýkožroutů na jedli:

Obecným základem prevence je zvyšování ekologické stability lesních porostů, především vhodnou dřevinnou skladbou, zvyšování biodiverzity lesních porostů, zejména zlepšování podmínek pro ptactvo a entomofágní hmyz. Stejně jako u všech ostatních kůrovců je zde nejnutnější dodržování hygieny lesa, praktická preventivní opatření vycházejí ze včasného a důsledného odstraňování materiálu již napadeného nebo vhodného pro namnožení těchto druhů lýkožroutů (Knížek 2008). Přímá prevence napadení spočívá v dodržování zásad tzv. porostní hygieny. Jedná se zejména o odstraňování materiálu (dřevní hmoty) vhodného k vývoji kůrovců, jako jsou např. stromy a dřevní hmota po prořezávkách, probírkách i mýtních těžbách, polomy, suchem silně oslabené stromy, stromy akutně napadené václavkou a jinými houbovými patogeny, stromy poškozené zvěří nebo jinými škodlivými faktory (Lubojacký, Liška 2023).

3.8.2. Houbové choroby

Nejvýznamnějšími zástupci jsou *Armillaria* spp. a *Heterobasidion* spp., které představují riziko zejména pro bývalé zemědělské půdy (Jankovský 2002; Soukup 2005; Bledý et al. 2024). *Stereum sanguinolentum* se často vyskytuje jako druhotný škůdce v ranách poškozených stromů ohryzem a loupáním, a ranách způsobených těžbou a přibližováním dříví. Dalšími zástupci jsou ohňovec Hartigův (*Phellinus hartigii*) nebo troudnatec pásovaný (*Fomitopsis pinicola*). Rakovinu způsobují houby rodu *Cytospora*, zejména *C. pinastri* (syn. *C. pini*, *C. abietis*, anamorfa *Valsa abietis*). Nejčastějšími houbami na jedli jsou tzv. cytosporové rakoviny. Kategorii opadávání jehličí nejčastěji reprezentují přípletky (*Herpotrichia*) hnědnutí

jehlic a *Lirula nervequa* (syn. *Hypodermella nervequa*), a také *Lophodermium piceae* a *Rhizosphaera* spp. Nejvýznamnějšími rzi je rez jedlová (*Melampsorella caryophyllacearum*) a rez vrbková (*Pucciniastrum epilobii*), které pro úspěšný životní cyklus vyžadují dva hostitele. Pro lesní školky a obnovu lesa představují největší riziko původci padání semenáčků a hniloby kořenů, zejména rodu *Phytophthora*. Kořenová hniloba (*Phytophthora cactorum*) a houby rodů *Pythium*, *Fusarium*, *Cylindrocarpon*, *Verticilium* (Samek 2024). V neposlední řadě je v posledních letech parazitem jedle bělokoré jmelí bílé (*Viscum album*), které se šíří po celé Evropě (Noetzli et al. 2003).

Ohňovec Hartigův (*Phellinus hartigii*)

Vyskytuje se celoročně jednotlivě nebo ve skupinách na kořenových náběžích a kmenech jedlí, které infikuje v místech poranění na kmeni, kořenových náběžích nebo v místech ulomených větví, velmi zřídka napadá i jiné jehličnany. Plodnice jsou víceleté, pomalu narůstající, mladé bochánkovitého tvaru, starší polokloboukovité, kopytovité až zavalité, povrch rozpraskaný, rezavohnědé až hnědé, často starší plodnice porostlé na povrchu řasami, dužnina i ústí rourek skořicově hnědé (Mendelu 2026). Zřídka napadá tento druh i jiné hostitelské dřeviny, smrk ztepilý, jedlovec kanadský (*Tsuga canadensis* L.) – (Samek 2024).

Pevník krvavějící (*Stereum sanguinalentum*)

Pevník krvavějící je nebezpečná saproparazitická houba napadající jehličnaté dřeviny včetně jedle bělokoré (Pešková et al. 2007). Tato houba kolonizuje a rozkládá odumřelou dřevní hmotu jehličnanů, a to především padlé kmeny, nehroubí, řezné plochy pařezů. Do živých kmenů hniloba proniká poraněními vzniklými ohryzem, loupáním a mechanickým poškozením při těžbě a manipulaci. Basidiospory klíčí na čerstvě obnaženém dřevě, do kterého dále pronikají. Ve směru pronikání hniloby se tvoří tmavá šedavá až šedořialová zóna, široká 1–3 cm. Hniloba je zaměnitelná s hnilobou kořenovníku vrstevnatého. Hniloba je červenohnědě zabarvená bez výrazné šedavé zóny ve směru pronikání do zdravého dřeva (Čermák, Jankovský 2006).

4. Materiál a metodika

4.1. Charakteristika přírodních podmínek v lesní oblasti Křivoklátsko a Český kras, Brdská vrchovina a Západočeská pahorkatina

4.1.1. Křivoklátsko a Český kras

Krajina Křivoklátska je charakteristická výraznou výškovou proměnlivostí. Nejvyšším bodem Křivoklátska a zároveň celé PLO je vrch Těchovín (617 m n. m.), nacházející se v centrální části Křivoklátska v oblasti Vlastecké vrchoviny. Český kras je typický spíše ostrými výškovými přechody, které jsou dány zejména častými skalními výchozy. Nejvýše položeným místem Českého krasu je vrch Bacín (499 m n. m.), tvořící rovněž nejvyšší vrchol Hořovické pahorkatiny. Nejnižše položená místa zde nalézáme v okolí řeky Berounky a Vltavy, konkrétně pak v Praze – Podolí registrujeme nejnižší místo celé PLO (186,59 m n. m.). Na Křivoklátsku je z hlediska geomorfologie hlavním celkem právě Křivoklátská vrchovina, která navíc zahrnuje také Zbirožskou vrchovinu a Lánskou pahorkatinu. Významným prvkem je také Kralovická pahorkatina, Hořovická brázda či Říčanská plošina. Dominantním geomorfologickým prvkem Českého krasu je Karlštejnská vrchovina, významná část PLO se nachází také na území Pražské plošiny (Třebotovská plošina a Pražská kotlina), zároveň zde ale leží také Hořovická brázda (NLI 2025).

Geomorfologický vývoj trval na Křivoklátsku téměř 1 mld. let. Úplně nejstarší geologickou jednotkou tvořící geologický podklad většiny oblasti Křivoklátska, je barrandienské svrchní proterozoikum, které je tvořeno především sedimenty vytvořené hluboko v mořské pánvi. Proces sedimentace zde doprovázely výlevy čedičových hornin a dalších sopečných produktů na mořském dně. Zmíněné sedimenty jsou pak reprezentovány drobami, břidlicemi či přechodovými prachovci, naopak vulkanické horniny zde často tvoří spility (např. Čertova skála). Na konci období starohor v této oblasti došlo ke kadomské horotvorné činnosti, kdy byly sedimenty zvrásněny a již zčásti přeměněny. V této době ustoupila hladina moře, tedy bylo starohorní pohoří ovlivněno denudací, erozí a ve velké části došlo k migraci tohoto materiálu. Během středního kambria byly vytvořeny mělké pánve v oblasti dnešních Skryjí a Týřovic, které ale opět zaplavilo moře. V těchto pánvích se pak usazovaly sedimenty, ve kterých se již nalézala velmi bohatá fauna (nálezy trilobitů). Ke konci kambria došlo k rozsáhlé sopečné činnosti, kdy se na povrch souše vylévaly andezitové, dacitové a ryolitové lávy (NLI 2025).

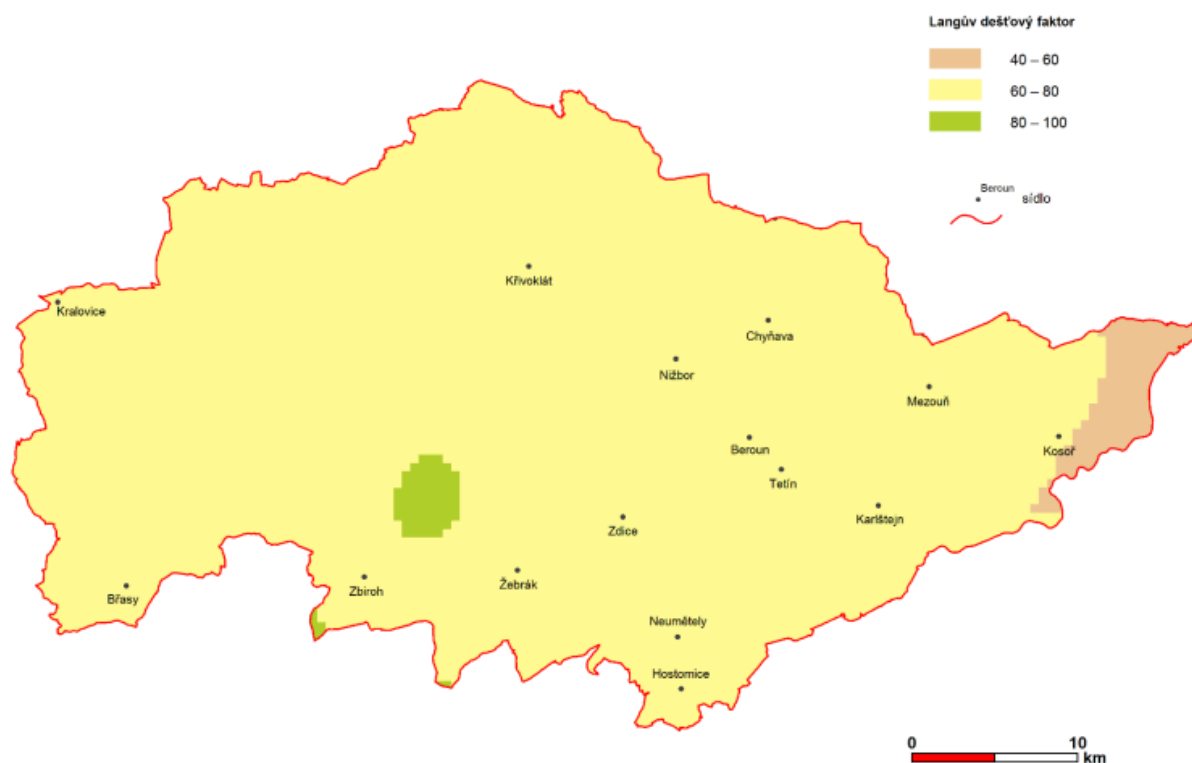
Tímto způsobem zde vznikl sopečný komplex Křivoklátsko Rokycanského pásma (nyní o rozměrech 5×50 km). V rámci ordoviku opět vznikla mořská pánev, kde se usazovaly jíly a písky, a to za doprovodu sopečné činnosti. Ordovické vrchy dnes reprezentuje především vrch Velíz, Krušná hora či Dlouhá skála. Mezi sedimentární horniny ordoviku můžeme zařadit například tufy, tufické břidlice, křemité pískovce či křemence, nejčastějšími vulkanity zde jsou diabázy a porfyritové mandlovce. S variským vrásněním byly usazené horniny vyzvednuty a částečně odneseny. Ve svrchním karbonu se zde vytvořila síť řek, jezer a mokřadů. Sedimenty z tohoto období jsou situovány mezi Rakovníkem a obcí Žilina, jsou tak součástí Kladensko-Rakovnické černouhelné pánve. V menším rozsahu se navíc vyskytují také u Žebráku, Lísku a u Hýskova. Ještě jednou zde však bylo moře, a to ve druhohorách během období křídy. Usazeniny z této doby nacházíme například mezi obcemi Rudná a Lány (NLI 2025).

Jedná se o pískovce, slepence, prachovce, jílovce či opuky. Jezera a řeky se dochovaly také do třetihor. Třetihorní sedimenty pokrývají minimum plochy na Křivoklátsku, dnes to jsou především písky, štěrky s křemeny, buližníky, křemence či prachové jíly. Tyto usazeniny většinou pochází ze zbytků jezerních a říčních sedimentů, které zde vznikly za velmi teplého podnebí. Významné třetihorní dochované prvky se nachází například mezi Žebrákem a Karlovou Vsí (štěrky a písky s polohami jílu). V okolí obce Broumy byly ve vrtech archeologicky odhaleny zbytky stromů a dalších rostlinných organismů, které dokládají právě stáří výše zmíněných sedimentů. Čtvrtohorní aktivita se na Křivoklátsku projevovala zejména usazováním nánosů pomocí řek či větru. Kvartérní pokryv je zde tvořen eluvii podložních hornin na plošinách, diluviálními hlínami či zahliněnými sutěmi až sutěmi na svazích. Konkrétně v údolí Berounky a v místech jejích dalších přítoků jsou pak vyvinuty pravé spraše. Velmi nápadné jsou terasy okolo řeky Berounky, vytvořené usazenými štěrky a písky (NLI 2025).

Klimatické poměry Křivoklátska a Českého krasu

Dle Quitta (1971) je tato PLO zařazena do oblasti MT11. Počet letních dnů se pohybuje v rozmezí 40–50. Počet dnů s průměrnou teplotou $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ a více dosahuje 140–160. Srážkový úhrn ve vegetačním období činí 350–400 mm. Podle klimatické klasifikace Köppena–Geigera převažuje na území PLO klimatický typ Cfb, charakteristický mírným oceánským klimatem s teplým létem, rovnoměrným rozložením srážek během roku a absencí výrazného období sucha. Tento typ dominuje zejména v nižších a středních nadmořských výškách. Ve vyšších polohách však klima postupně přechází do typu Dfb, který je typický vlhkým kontinentálním klimatem s teplým létem, nižšími průměrnými teplotami, delší dobou trvání sněhové pokrývky a kratší

vegetační sezónou (Peel et al. 2007). Langův dešťový faktor za období 1961-2010 je znázorněn na Obr. 16.



Obrázek 16: PLO Křivoklátsko a Český kras, Langův dešťový faktor za období 1961-2010 (ČHMÚ 2016).

Půdní poměry Křivoklátska a Českého krasu

Nejrozšířenějším půdním typem, zaujímajícím zhruba čtvrtinu plochy oblasti, je kambizem modální mezobazická. Z hlediska půdního druhu je tato půda obvykle písčitohlinitá až hlinitopísčitá, se značnou příměsí šterku. Organominerální horizont Ah dosahuje mocnosti okolo 10 cm. Diagnostický kambický horizont je okrový nebo hnědý. Geologickým podložím jsou především neoproterozoické droby, prachovce a jílovité břidlice, méně pak andezity a bazalty („spility“). Kambizem modální oligotrofní je charakteristická slabě vyvinutým organominerálním horizontem Ah, mocnou šterkovitou vrstvou přechodového horizontu Cr a světlejším zbarvením půdního profilu. Vytváří se nejčastěji na neoproterozoických břidlicích, fylitických břidlicích a fylitech. Tento půdní typ pak může na stejném geologickém podloží přecházet v chudší kambizem dystrickou (NLI 2025).

Kambizemě oligotrofní a dystrické zaujímají v oblasti okolo 15 % plochy. Na pleistocenních polygenetických hlínách, sprašových hlínách, případně na neoproterozoických jílovitých břidlicích se vyvinuly kambizemě luvické nebo luvizemě, ty dohromady představují odhadem 13 % plochy oblasti. Ve zhoršených odtokových poměrech se vytvořily kambizemě oglejené a glejové, představující asi 4 % plochy oblasti. Kambizem *arenická* je vázána na třetihorní štěrkopísky a písky. Pro oblast Křivoklátska jsou charakteristické kambizemě rankerové, ty se často nacházejí na prudkých svazích a hřebetech. V rámci celé PLO jsou zastoupeny více než 5 % plochy. Kambizem melanická, která se vyskytuje především na podsvahových deluviích, a kambizem modální eubazická, na kterou narazíme na bohatším podloží drob, andezitů a bazaltů („spilitů“), pokrývají přibližně 7 % plochy oblasti (NLI 2025).

4.1.2. Brdská vrchovina

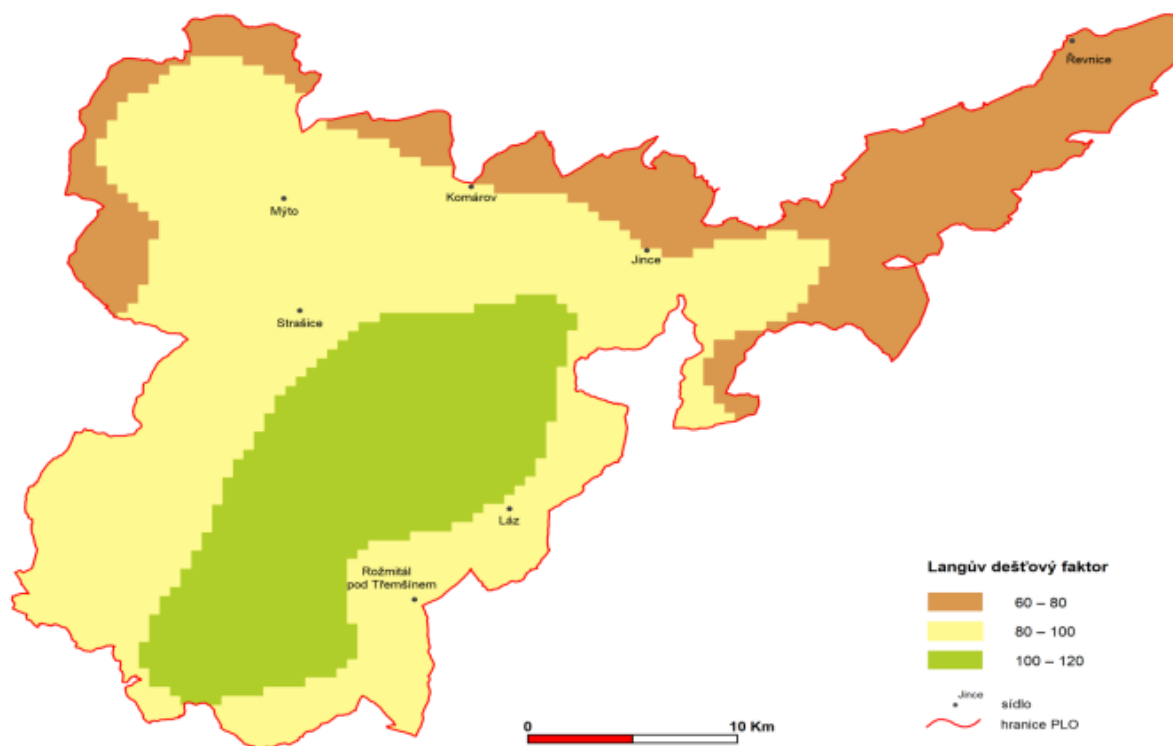
PLO 7 na severu hraničí s PLO 8 Křivoklátsko a Český kras, na západu s PLO 6 Západočeská pahorkatina a na východu s PLO 10 Středočeská pahorkatina. PLO tvarem připomíná nepravidelný trojúhelník s výměrou veškeré půdy 98 288 ha, tj. 1,2 % rozlohy území České republiky (ČR). Oblast se nachází mezi 49°31'09,36" – 49°55'57,04" severní šířky a 13°36'04,19" – 14°18'40,11" východní délky. Reliéf přírodní lesní oblasti 7 – Brdská vrchovina má většinou charakter členité vrchoviny s výškovou členitostí 200–300 m, pouze v okolí průlomu Litavky má ráz ploché hornatiny s členitostí až 340 m. Pánev v okolí Padrtských rybníků a sníženina u Mýta mají charakter pouze členité pahorkatiny s členitostí 100–150 m.

Nejnižším bodem oblasti je okraj nivy Berounky u Dobřichovic – 199 m, nejvyšším bodem je Tok – 865 m n. m. Zbirožská vrchovina (VA – 3A) Zbirožská vrchovina je členitá vrchovina se střední nadmořskou výškou 432 m, v JV polovině složená z proterozoických břidlic a drob s vložkami bulžníků a se zvrásněnými ordovickými horninami, v SZ části z kambrických porfyrů a porfyrů křivoklátsko–rokycanského pásma. Radečská vrchovina (VA – 3A – a) Radečská vrchovina je charakteristická rozčleněnými údolími, s četnými skalními útvary zvětrávání a odnosu. Nejvyšší bod Radeč 721 m n. m. Vlastecká vrchovina (VA – 3A – b) Členitá vrchovina se silně rozčleněným erozně denudačním reliéfem (NLI 2021).

Klimatické poměry Brdské vrchoviny

Podle klimatického členění Quitta (1971) většina PLO 7 spadá do klimatické oblasti převážně mírně teplé (MT5 a MT7 – cca 57 % plochy); v okrajích na severu jsou také oblasti mírně teplé MT11 až teplé T2; obdobně také na severovýchodě, severozápadě a východě; na jihu (JZ – JV)

mírně teplé MT5 a MT3 a ve středních partiích oblasti pak ostrůvkovitě chladné CH7, cca 6 % plochy – okolo nejvyšších vrcholů Třemšín, Nad Maráskem, Brdce, Praha, Koruna (NLI 2021). Podle klimatické klasifikace Köppena–Geigera náleží nižší část PLO do klimatického typu Cfb (mírné oceánské klima s teplým létem), zatímco ve vyšších nadmořských výškách převažuje typ Dfb (vlhké kontinentální klima s teplým létem). Tento výškově podmíněný přechod je spojen s poklesem průměrné roční teploty, prodlužováním období se sněhovou pokrývkou, zkracováním vegetační sezóny a změnou vláhového režimu, což významně ovlivňuje ekologické podmínky a růst lesních ekosystémů (Peel et al. 2007). Langův dešťový faktor za období 1961-2010 je znázorněn na Obr. 17.



Obrázek 17: PLO Brdská vrchovina, Langův dešťový faktor za období 1961-2010 (ČHMÚ 2016).

Půdní faktory Brdské vrchoviny

V oblasti je vysoká převaha kambizemí (cca 52 % plochy) v oblasti. Dále vysokého zastoupení dosahují pseudogleje, zejm. pseudoglej dystrický (cca 20 % plochy), který je vyvinut na podsvahových plošinách, náhorních plošinách a povlovných, táhlých svazích, jelikož tyto jsou

pro oblast charakteristické. Maloplošně jsou zastoupeny půdy specifických substrátů, jako luvizemě (cca 6 %) na pleistocenních a holocenních hlínách a jílovitých břidlicích, podzoly arenické (cca 1,6 %) na chudých pískovcích. Dále maloplošně, již nepřekračující 1 % plochy lesa, jsou zastoupeny půdy vázané na vrcholové polohy chudých hornin, tj. kryptopodzoly, podzoly a litozemě; resp. fluvizemě vázané na malé plochy aluvií. Další půdní typy jsou zastoupeny již jen zanedbatelnou plochou (NLI 2021).

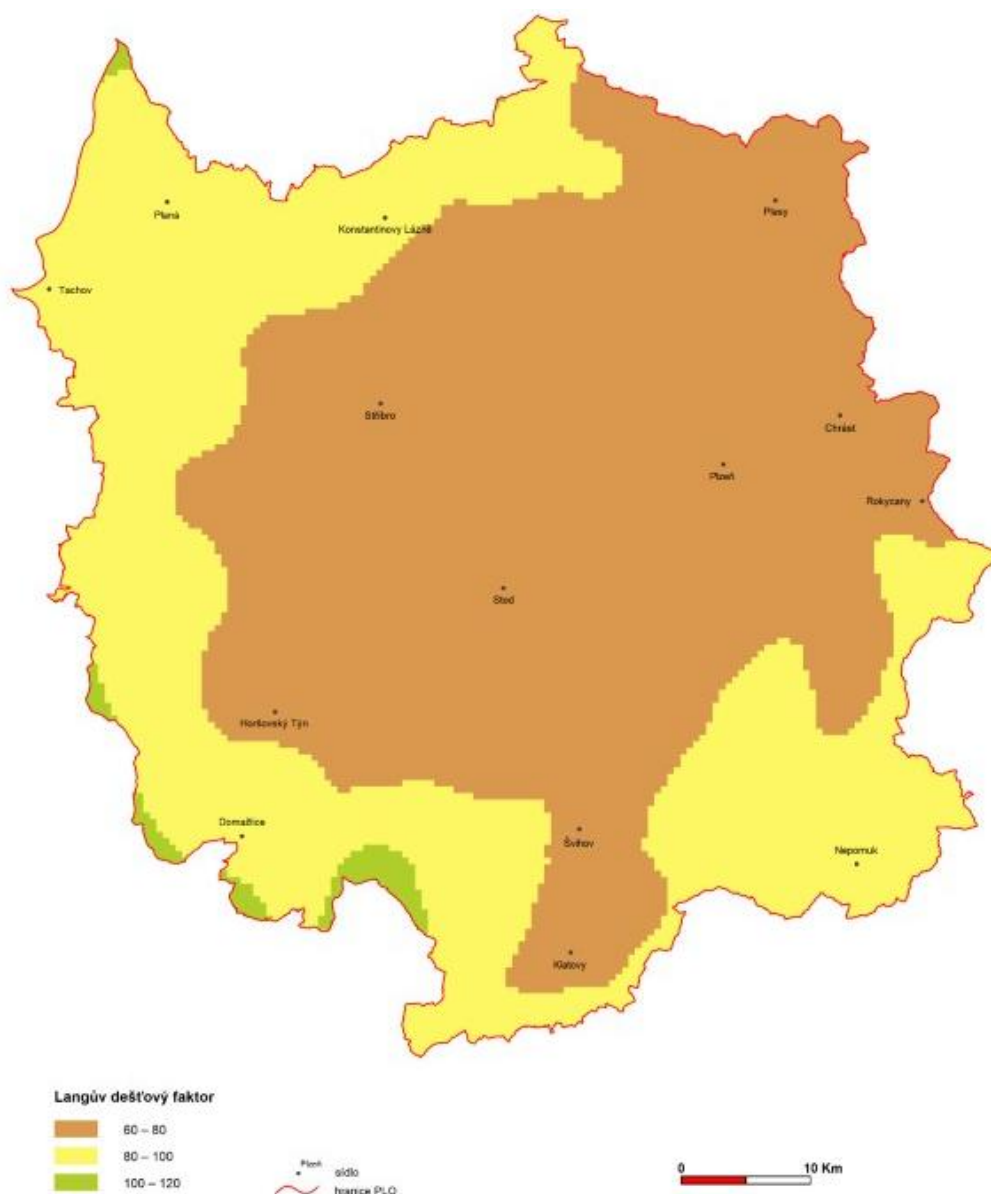
4.1.3. Západočeská pahorkatina

Přírodní lesní oblast 6 Západočeská pahorkatina je pahorkatina s přechodem do vrchoviny. Nejvyšší bod je vrch Doubrava 727 m n. m. a nejnižší bod je u Nadryb 286 m n. m. v místě, kde opouští řeka Berounka PLO 6. Území Západočeské pahorkatiny náleží do čtyř soustav: Šumavská soustava, Českomoravská soustava, Krušnohorská soustava a Poberounská soustava. Šumavská soustava zaujímá 17,3 %, Českomoravská soustava 1,7 %, Krušnohorská soustava 3,6 % a Poberounská soustava 77 % území PLO. Šumavská soustava zahrnuje podsoustavy Českoleskou oblast a Šumavskou hornatinu. Do Českoleské oblasti náleží Podčeskoleská pahorkatina a Všerubská vrchovina. Podčeskoleskou pahorkatinu tvoří podcelky Tachovská brázda a Chodská pahorkatina. Všerubskou vrchovinu tvoří podcelky Českokubická vrchovina a Jezvinecká vrchovina. Součástí Šumavské hornatiny je Šumavské podhůří. Ze Šumavského podhůří do PLO 6 zasahuje podcelek Strážovská vrchovina. Českomoravská soustava zahrnuje Středočeskou pahorkatinu, jejíž součástí je Blatenská pahorkatina (NLI 2026).

Z Blatenské pahorkatiny do PLO 6 zasahuje podcelek Nepomucká vrchovina. Krušnohorská soustava zahrnuje Karlovarskou vrchovinu, jejíž součástí je Tepelská vrchovina. Z Tepelské vrchoviny do PLO 6 zasahují podcelky Bezručická vrchovina a Toužimská plošina. Poberounská soustava zahrnuje Plzeňskou pahorkatinu, která se dále člení na Rakovnickou pahorkatinu, Plaskou pahorkatinu a Švihovskou vrchovinu. Rakovnická pahorkatina zahrnuje podcelky Manětínská vrchovina a Žihelská pahorkatina. Plaskou pahorkatinu tvoří podcelky Kralovická pahorkatina, Kaznějovská pahorkatina, Stříbrská pahorkatina a Plzeňská kotlina. Švihovskou vrchovinu tvoří podcelky Chudenická vrchovina, Klatovská kotlina, Merklínská pahorkatina, Radyňská vrchovina a Rokycanská pahorkatina (OPRL 2024).

Klimatické faktory Západočeské pahorkatiny

Podle klimatického členění Quitta (1971) se v celé PLO 6 jedná o mírně teplou klimatickou oblast (MT3, MT4, MT5, MT7, MT9, MT10, MT11), přitom směrem k centrální části a severovýchodu průměrné teploty mírně narůstají a zároveň klesají srážkové úhrny. Podle klimatické klasifikace Köppena–Geigera na území PLO převažuje opět klimatický typ Cfb, typický mírným oceánským klimatem s teplým létem a rovnoměrně rozloženými srážkami. Ve vrcholových partiích území se vlivem rostoucí nadmořské výšky uplatňuje klimatický typ Dfb, charakteristický nižšími teplotami, kratší vegetační sezónou a delším obdobím se sněhovou pokrývkou (Peel et al. 2007). Langův dešťový faktor za období 1961-2010 je znázorněn na Obr. 18.



Obrázek 18: PLO Západočeská pahorkatina, Langův dešťový faktor za období 1961-2010 (ČHMÚ 2016).

Půdní faktory Západočeské pahorkatiny

Pro oblast jsou charakteristické mírně zvlněné reliéfy převážně plošinného rázu na neoproterozoických horninách s pronikou granitových masívů a s permokarbonským a třetihorním překryvem. Převažují kambizemě, které se nacházejí na bezmála 60 % plochy lesa. Následují podzoly (15 %), pseudogleje (12 %) a luvizemě (8 %); ostatní půdní typy se v Západočeské pahorkatině vyskytují na zanedbatelné ploše. V rámci oblasti je zaznamenáno vysoké zastoupení edafických kategorií K (2–4 LVS) 22 %; B, S, C (2–4 LVS) 10,39 %; I, H (2–4 LVS) 12,74 %; M (0–4 LVS) 12 %; Q, P (2–4 LVS) 7,94 % (NLI 2026).

4.1.4. Přehled a popis výzkumných ploch

Výzkumné plochy určené k měření umělé obnovy jedle jsou na území Plzeňského a Středočeského kraje, PLO 7, 8. JPRL s označením oddělení 1–89 jsou součástí PLO 8, oddělení s označením 125–227 jsou součástí PLO 7. Charakter mateřských porostů je tvořen především smrkovými porosty, s příměsí ostatních jehličnatých i listnatých dřevin (Bledý et al. 2026).

Výzkumné plochy určené k měření přirozené obnovy se nachází ve stejné oblasti, dvě plochy v PLO 7 (227B15b, 227D09) a dvě plochy v PLO 8 (57E11, 89C09). Velikost obnovních prvků se pohybuje v rozmezí 0,07–0,16 ha. Hlavní úroveň mateřských porostů je tvořena převážně monokulturami smrku ztepilého (*Picea abies* [L.] Karts.) nebo smíšenými smrkovými porosty s příměsí borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.), modřinu opadavého (*Larix decidua* Mill.), douglasky lesní (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco), břízy bělokoré (*Betula pendula* Roth) a buku lesního (*Fagus sylvatica* L.) – (Bledý et al. 2025; Bledý et al. 2026)

Výzkumné plochy určené k měření a hodnocení sadebního materiálu jedle leží ve čtyřech lesních školkách: lesní školka Strašice, nadmořská výška 535 m n. m. (49,7459078N, 13,7643950E), lesní Školka U Habru, nadmořská výška 430 m n. m.: 49,7853214N, 13,6393497E), lesní školka Skalka I., nadmořská výška 560 m n. m.: (49,8098200N, 13,6893792E) a lesní školka Pekla 400 m n. m. (49,8832897N, 13,8522208E) – (Bledý et al. 2026).

Výzkumné plochy určené pro dendrochronologické analýzy, produkční potenciál a zhodnocení diverzity se pohybují v nadmořské výšce 465–548 m. Sklony svahů se pohybují od 0 do 11°. Pro sběr dat a zřízení trvalých výzkumných ploch (TVP) byly vybrány porosty nacházející se v souřadnicových rozmezích 49,8056858–49,8282811N a 13,6916392–13,9168589E. Zkoumané

porosty se skládají převážně z monokultur cílových druhů stromů (jedle bělokorá, tis obecný, smrk ztepilý, borovice lesní a modřín opadavý), s příměsí habru obecného (*Carpinus betulus* L.), břízy bělokoré (*Betula pendula* Roth), jilmu horského (*Ulmus glabra* Huds.) a dubu zimního (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), přičemž všechny nepřesahují 5 % (Bledý et al. 2025).

Všechny zkoumané lesní porosty pocházejí z umělé obnovy a jsou obhospodařovány jednotnými lesnickými postupy, včetně konzistentní intenzity probírek a dalších hospodářských zásahů. Podle lesního hospodářského plánu se stáří sledovaných porostů pohybuje mezi 61 a 74 lety. Pro sběr dat druhé sady dendrochronologie a objemových měření byly založeny čtyři trvalé výzkumné plochy (TVP) v PLO č. 6. Byly vybrány čtyři jednotky prostorového rozdělení lesa (JPRL) ve věku 109–126 let. Nadmořská výška v rozmezí 408–602 m. Sklon svahu se pohybuje v rozmezí 4–18° v převážně severozápadní expozici. Typologicky se porosty podle Viewegh et al. (2003) řadí do 3K (TVP 2 a 3), 4B (TVP 1) a 2M (TVP 4). Druhové složení porostů podle LHP je: 68 % jedle bělokorá, 28 % smrk ztepilý a 4 % borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.). Přimíšeně se v porostech vyskytují buk lesní (*Fagus sylvatica* L.), bříza bělokorá (*Betula pendula* Roth.), modřín opadavý (*Larix decidua* Mill.), olše lepkavá (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) a douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii* Mirb.) – (Budínský et al. 2026). Příklad interiéru zkusné plochy jedlové kultury s označením 44B06 je znázorněn na Obr. 19 a přehled ploch dle zaměření výzkumu je znázorněn v Tab. 3 a 4.



Obrázek 19: Výzkumná plocha jedlové kultury s označením 44B06 (Bledý 2025).

Tabulka 3: Základní charakteristiky stanovišť studovaných porostů rozlišených podle přirozené a umělé obnovy jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.).

JPRL	SLT	Nadmořská výška (m)	Sklon (°)	Expozice	Půdní typ	GPS poloha
Umělá obnova						
1B11	3B	375	13	JV	Kambizem modální	49,8889817N, 13,9087444E
1B11	3B	387	14	JV	Kambizem modální	49,8885183N, 13,9092381E
13A08	3H	376	2	V	Kambizem modální	49,9190025N, 13,8770033E
13B09	3H	362	4	V	Kambizem modální	49,9179803N, 13,8806403E
36D09	4P	543	5	SV	Glej modální	49,9211614N, 13,7970842E
221A08	4P	524	3	SV	Glej modální	49,7628444N, 13,7825253E
44B06	4O	543	2	S	Kambizem glejová	49,9104428N, 13,8079847E
125H09b	4O	548	5	JV	Luvizem oglejená	49,8155703N, 13,6922044E
57E11	3K	477	7	JV	Kambizem dystrická	49,8912703N, 13,7548247E
140B09	3K	518	10	SZ	Kambizem dystrická	49,8193664N, 13,6291672E
Přirozená obnova						
227B15b	4O	452	3	J	Glej modální	49,7967822N, 13,7762561E
227D09	4P	570	5	SZ	Glej modální	49,7618639N, 13,7635047E
57E11	3K	484	4	J	Kambizem dystrická	49,8916956N, 13,7542431E
89C09	3S	493	7	JZ	Kambizem modální	49,8584958N, 13,7441514E

Tabulka 4: Základní charakteristiky stanovišť studovaných porostů pro dendrochronologii, strukturu a produkční potenciál.

JPRL	SLT	Nadmořská výška (m)	Sklon (°)	Expozice	Půdní typ	GPS poloha	Věk
Smíšené porosty							
TVP 1	4B	602	8	SZ	Kambizem rankerová	49,8936111N, 12,9183333 E	115
TVP 2	3K	509	4	SZ	Kambizem modální	49,8219444N, 12,9127778E	126
TVP 3	3K	581	4	SZ	Kambizem dystrická	49,8785278N, 13,0996667E	108
TVP 4	3K	408	18	SZ	Kambizem dystrická	49,8300000N, 13,0702778E	108
Monokulturní porosty							
1Cb07	3S	543	2	JV	Glej modální	49,9073486N, 13,6921025E	67
5Aa07	3H	524	4	V	Glej modální	49,9227150N, 13,9332572E	65
115Aa07	4I	543	0	-	Kambizem glejová	49,7975714N, 13,7270114E	61
119Ba07	4P	548	3	SZ	Luvizem oglejená	49,8151022N, 13,7151103E	65
160Fa07	3O	477	3	JV	Kambizem dystrická	49,7778447N, 13,6607903E	66
179Ea07	3M	518	11	Z	Kambizem dystrická	49,7521753N, 13,6826100E	70
187Ca07	4P	540	5	Z	Kambizem oglejená	49,7484614N, 13,6951494E	67
228Ca08	3S	465	6	SZ	Kambizem modální	49,8213161N, 13,7914433E	74

4.2. Sběr dat

4.2.1. Stromové patro

Pro určení struktury a produkce mateřského porostu proběhlo měření na výzkumných plochách o rozměrech: 25 × 25 m (625 m²) – 50 × 50 m (2500 m²). K měření bylo využito

technologie FieldMap (IFER, Česká republika), která zaznamenává polohy všech stromů s výčetní tloušťkou (DBH) ≥ 4 nebo 7 cm dle studie. U všech stromů byla změřena výčetní tloušťka posuvným měřidlem Mantax Blue (Haglöf, Švédsko) s přesností 1 mm, dále pak výška stromů a výška nasazení koruny laserovým výškoměrem Vertex (Haglöf, Švédsko) s přesností 0,1 m. Za nasazení zelené koruny u jehličnatých dřevin je považován přeslen nejméně se dvěma živými větvemi. Za nasazení koruny u listnatých dřevin se pak jedná o první rozdvojení kmene (Sharma et al. 2016). Korunové projekce byly měřeny ve 4 směrech na sebe kolmých. Stromy byly rozděleny dle Kraftovy klasifikace (Kraft, 1884) do následujících tříd: předrůstavé, úrovňové, z části úrovňové, podúrovňové – vrůstavé, podúrovňové – částečně zastíněné, potlačené – životaschopné, potlačené – odumírající a odumřelé.

4.2.2. Přírozená obnova

Při zjišťování přírozené obnovy byly zvoleny trvalé výzkumné plochy v podobě čtyř JPRL na diferencovaných souborech lesních typů (4O, 4P, 3K, 3S) a v rámci každého porostu bylo systematicky založeno osm ploch o rozměrech 5 × 5 m. Vyměření probíhalo pomocí lesnického ocelového pásma. Hranice plochy byla vytyčeny minimálně 10 m od okraje porostu. Všechny rohy plochy byly stabilizovány (Bledý 2026). Na každé zkusné čtvercové ploše byly změřeny všichni jedinci přírozené obnovy až po DBH ≤ 4 cm. Navíc byly u každého jedince zaznamenány následující údaje: druh dřeviny, výška, pěstební kvalita (hodnocena pouze u jedinců vyšších než 1 m ve škále 1–4), stav okusu (starý, nový, opakovaný, bez poškození) a typ poškození (terminální, boční, kombinovaný, bez poškození). Příklady poškození jedle zvěří jsou znázorněny na Obr. 20-23. Výška byla měřena latí s přesností na 1 cm.

Hodnocení pěstební kvality jednotlivých jedinců proběhlo podle následující stupnice:

1. kvalita – rovný přímý vitální jedinec bez rozvětvení vykazující dobrý výškový přírůst a tvořící budoucí základ porostu,
2. kvalita – lehce křivý jedinec či jedinec s mírným rozvětvením, který v případě nutnosti může ještě nahradit jedince s kvalitou jedna, opět dobrý přírůst,
3. kvalita – křivý rozvětvený jedinec z pěstebního hlediska nevhodný pro budoucí porost, vykazuje nepravidelný či malý přírůst,
4. kvalita – silně deformovaný či velmi rozvětvený jedinec vykazující minimální až nulový přírůst či odumírající jedinec s typickým keřovitým vzhledem.



Obrázek 20: Opakované poškození jedle (Bledý 2025).



Obrázek 21: Poškození terminálního výhonu jedle (Bledý 2025).



Obrázek 22: Tvarové vady, více terminálních výhonů (Bledý 2025).



Obrázek 23: Tvarové vady (Bledý 2025).

4.2.3. Umělá obnova

Pro hodnocení umělé obnovy byly selektovány kultury stejného věku (5 let). Velikost obnovních prvků odpovídala velikosti kotlíku, případně náseku. Zásadním atributem při výběru ploch bylo zajištění stejnorodých světelných podmínek. Předmětem měření bylo 10 výzkumných ploch: 4 výzkumné plochy na živné edafické řadě, 4 plochy na vodou ovlivněné a 2 výzkumné plochy na kyselé edafické řadě. Předmětem měření bylo 100–140 jedinců na každé výzkumné ploše. V rámci každé z nich byly vytvořeny 3 plochy velikosti 10 × 10 m rovnoměrně rozmístěné v porostu pro zajištění objektivitu měření. Měřena byla výška jedinců za pomoci svinovacího metru a měřičské lati s přesností (1 cm), roční výškový přírůst s přesností (1 cm), zároveň bylo hodnoceno poškození jedinců zvěří a mrazem, dle výše popsané klasifikace.

4.2.4. Dendrochronologie

Pro analýzu radiálního růstu byly na každé ploše z 20 až 30 stromů (dle dřeviny) odebrány dendrochronologické vývrtky pomocí Presslerova nebozazu (Haglöf, Švédsko) ve výšce 1,3 m nad zemí ve směru po svahu. Z každého jedince byly odebrány dva vzorky kolmo na sebe jdoucí. Výběr stromů probíhal náhodně (RNG funkce) a zaměřoval se na předrůstavé a dominantní jedince podle Kraftovy klasifikace (Kraft 1884), které reprezentují horní stromové patro s tloušťkou ve výčetní výšce nad 20 cm. Odběr vzorků byl na vybraných výzkumných plochách proveden pro následující dřeviny: tis červený, smrk ztepilý, borovice lesní, jedle bělokorá, modřín opadavý. Ve smíšených porostech byly vzorky zároveň odebírány z živých dominantních a kodominantních jedlí a smrků. Vzorky vývrtů byly odebrány podle Steckel et al. (2020). Byly vybírány stromy z horní porostní etáže, bez známek poškození, s rovným, nezkrouceným kmenem a symetrickou a neporušenou korunou.

Vzorky byly připevněny na dřevěné lamely, sušeny za pokojové teploty a broušeny pomocí pásové brusky. Letokruhy byly měřeny s přesností 0,01 mm pomocí binokulárního mikroskopu Olympus na měřicím stole LINTAB a zaznamenávány v softwaru TsapWin (Rinntech). Výšky stromů, šířky a délky koruny byly měřeny laserovým výškoměrem Vertex IV (Haglöf, Švédsko) s přesností 0,1 m.

4.2.5. Semenářství

Sběr semenné suroviny byl prováděn v letech 2018–2025 z vybraných porostů fenotypové třídy B zahrnující porosty s nadprůměrnou produkcí, na území Plzeňského kraje ze 3. a 4. lesního vegetačního stupně v rámci firemního provozu Colloredo-Mannsfeld spol. s r.o. Množství sebrané semenné suroviny není adekvátním ukazatelem kvality semenného roku. Odvíjelo se od potřeb a poptávky semenné suroviny, případně osiva. Semenná surovina byla vážena bezprostředně po sběru, váha byla sledována s přesností na 1 kg. Podrobný rozbor k této problematice je uveden níže, v části výsledky. Luštění osiva bylo prováděno přirozeným způsobem. Ponechání šišek v dobře větraném prostoru s pravidelným přesunem semenné suroviny pro zamezení její destrukce houbovými patogeny. Následně byly jednotlivé složky suroviny odděleny na frakce za pomoci selekce síty s vibračním pohybem. Osivo bylo dále síty s rozdílnou velikostí mechanicky odkřídleno. Po odkřídlení bylo osivo s drobnými nečistotami finálně dočištěno za pomoci vzduchového separátoru nečistot. Praktické vyhodnocení oddílů osiv jedle bělokoré probíhaly porovnáním parametrů sypavosti šišek (%) a klíčivosti osiva (%), přičemž byly sledovány rozdíly mezi jednotlivými roky sběru a vliv časového období sběru na sypavost šišek a klíčivost semen. Veškeré operace byly podrobeny ekonomickému zhodnocení v cenách místně a čase obvyklých (Bledý et al. 2026).

4.2.6. Školkařství

Síje byly prováděny na minerální půdě i pěstebním substrátu v letech 2018–2024. V nejvyšší míře byly využity podzimní síje s termínem do konce měsíce listopadu. Jarní síje byly prováděny pouze při využití stratifikovaných oddílů osiv. Ošetření proti houbovým patogenům bylo provedeno před vlastním výsevem. K zásypu sítí byl použit sklářský písek s výškou zásypu 1–2 cm. Síje byly prováděny na základě určených výsevových dávek, které se odvíjely od klíčivosti osiva a způsobu síje. Výpěstnost semenáčků a sazenic byla sledována na několika vybraných lokalitách. Zahrnovala lesní školky a semenišť v polohách od 400 m n. m. do 535 m n. m. v rámci několika oddílů osiva původu PLO 7 LVS 3, PLO 7 LVS 4 ve výše uvedeném časovém rozmezí. Do hodnocení byla zahrnuta výroba prostokořenných i obalovaných sazenic. Standardní srovnávané oddíly sadebního materiálu se pohybovaly ve věku 3–5 let v těchto pěstebních vzorcích 2+k1; 2+2; 2+3. Ekonomická analýza výpěstnosti semenáčků a sazenic zahrnuje náklady na vyluštění osiva, substrát, školkování semenáčků (z půdy do půdy/ z půdy do obalu), dále náklady na péči o oddíly ve struktuře: cena práce za mechanické pletí, ošetřování herbicidy, fungicidy, přičemž cena přípravků je zahrnuta do ceny práce. Do hodnocení byly

zahrnuty průběžné výsledky na základě výpěstnosti ks kg^{-1} . Výpěstnosti semenáčků byly porovnávány při pěstování na substrátu a minerální půdě. Předmětem hodnocení byla kvalita a vyspělost materiálu, početnost, poškození a ekonomické zhodnocení. Základním ukazatelem byly přepočty jedinců/kg osiva. Současně byly hodnoceny a srovnávány výpěstnosti na 1 m^2 .

4.2.7. Ekonomické zhodnocení

Pěstování sadebního materiálu jedle a zhodnocení nákladů na sběr osiva

Do zhodnocení byly zahrnuty veškeré přímé náklady spojené s pěstováním sadebního materiálu, k ceně je nutné připočíst režijní náklady pěstitele, které se zpravidla pohybují ve výši 20–30 %. Struktura jednotlivých nákladů byla vyhodnocena pro osivo, předosevní přípravu, semenáčky, sazenice. Ceny osiva a jeho tvorba byla závislá především na způsobu jeho získávání. Hodnoceny byly sběry z vlastních uznaných zdrojů. Skladba nákladů na osivo byla sestavena z těchto přímých nákladů: sběr osiva, ze stojících stromů/ z pokácených stromů. Náklady na luštění, dopravu semenné suroviny, stratifikaci. Cena vypěstovaného semenáčku zahrnovala v rámci výpočtu výsledky výpěstnosti ks kg^{-1} . Součástí výpočtu nákladů byly tyto přímé náklady: substrát, osivo, sje, mechanické pletí, hnojiva, hnojení, fungicidy, režijní náklady ve výši 10 %.

Zajištění lesních porostů jedle

Tato část zhodnocení obsahuje náklady na: přípravu půdy pro obnovu lesa (Kč/ha), odstraňování klestu (Kč/ha), první sadba jamková (Kč/ks), cena sazenice (Kč/ks), ošetření proti klikorohu; dvě ošetření v prvním roce po výsadbě (Kč/ha), mechanickou ochranu kultur (Kč/ha), do 5 let věku kultury v pruzích, kalkulováno celkem 7 zásahů, chemickou ochranu kultur (Kč/ha): 5 zásahů, oplocení: 400 běžných metrů, náklady na opravu oplocenek a následné rozebrání oplocení (Kč/km), náklady na prostrhávkou/výřez nežádoucích dřevin: 1 zásah (Kč/ha), první prořezávku (Kč/ha). Veškeré náklady jsou vztaženy na plochu velikosti 1 ha. Pro státní vlastníky je vyhodnocení vytvořeno bez ohledu na státní dotační politiku. Pro nestátní vlastníky je tato kalkulace doplněna o propočet s dotací státu z NV 30/2014 Sb. Novelizováno NV 455/2021 Sb., přičemž v loňském roce neproběhla změna výše příspěvků a jeho podrobných změn souvisejících s novelizací zákona o lesích.

4.3. Analýza dat

4.3.1. Diverzita a produkce

Základní parametry struktury, biodiverzity a produkce stromového patra byly vyhodnoceny v softwaru SIBYLA Triquetra 10 (Fabrika 2005) na základě dat z terénních měření. Vstupní data zahrnovala všechny naměřené dendrometrické charakteristiky jednotlivých stromů, tedy druh, souřadnice, výšku, DBH, šířku koruny odvozenou z korunové projekce, výšku nasazení živé koruny a věk.

Pro každou trvalou výzkumnou plochu byly pro stromové patro vypočteny indexy druhové bohatosti podle Margalefa (1958), druhové heterogenity podle Shannona (1948) a druhové vyrovnanosti podle Pielou (1975). Vertikální struktura byla hodnocena indexem druhového profilu podle Pretzsche (1992), vertikální diverzitou dle Jaehneho a Dohrenbusche (1997) a Giniho indexem (1921). Horizontální struktura byla analyzována indexem agregace podle Clarka a Evanse (1954), kde hodnoty pod 1 značí shlukovitost a nad 1 pravidelnost rozmístění. Strukturální diferenciaci zahrnovala tloušťkovou a výškovou diferenciaci podle Földnera (1995) a korunovou diferenciaci dle Jaehneho a Dohrenbusche (1997). Komplexní diverzita porostu byla posuzována jako kombinace druhové diverzity, vertikální struktury, prostorového rozložení a diferenciaci korun. Přehled indexů diverzity je znázorněn v Tab. 5.

Tabulka 5: Přehled indexů diverzity porostu a jejich interpretace.

Kritérium	Kvantifikátor	Zkratka	Reference	Interpretace
Druhová diverzita	Bohatost	D (Mi)	Margalef (1958)	minimální D = 0, vyšší hodnoty = vyšší bohatost
	Heterogenita	H' (Si)	Shannon (1948)	minimální H' = 0, vyšší hodnoty = vyšší heterogenita
	Vyrovnanost	E (Pii)	Pielou (1975)	rozsah 0–1; minimální E = 0, maximální E = 1
Horizontální struktura	Index agregace	R (C&Ei)	Clark a Evans (1954)	průměrná hodnota R = 1; agregace R < 1, regularita R > 1
Vertikální struktura	Index druhového profilu	A (Pri)	Pretzsch (1992)	rozsah 0–1; vyvážená vertikální struktura A < 0,3; výběrný les A > 0,9
	Vertikální diverzita	S (J&Di)	Jaehne a Dohrenbusch (1997)	nízká S < 0,3, střední S = 0,3–0,5, vysoká S = 0,5–0,7, velmi vysoká diverzita S > 0,7
	Diferenciaci tlouštěk	TMd (Fi)	Földner (1995)	rozsah 0–1; nízká TM < 0,3, velmi vysoká diferenciaci TM > 0,7
Strukturální diferenciaci	Diferenciaci výšek	TMh (Fi)	Földner (1995)	rozsah 0–1; nízká TM < 0,3, velmi vysoká diferenciaci TM > 0,7
	Diferenciaci korun	K (J&Di)	Dohrenbusch (1997)	nízká K < 1,0, střední K = 1,0–1,5, vysoká K = 1,5–2,0, velmi vysoká diferenciaci K > 2,0
Komplexní diverzita	Diverzita porostu	B (J&Di)	Jaehne a Dohrenbusch (1997)	monotónní struktura B < 4; nerovnoměrná struktura B = 6–8; velmi diverzifikovaná struktura B > 9

Objem stromů byl vypočten pomocí objemových rovnic publikovaných Petrášem a Pajtíkem (1991). Pro hodnocení hustoty porostu bylo využito stupně zápoje podle metodiky Crookstona a Stage (1999) a relativní index hustoty porostu (SDI) – (Reineke 1933), který byl stanoven jako poměr aktuální hustoty k její maximální hodnotě, přičemž maximální hustota pro dřeviny vycházela z růstových tabulek Halaje (1987).

4.3.2. Dendrochronologie

Letokruhové přírůstové série byly jednotlivě křížově datovány s využitím statistických testů v programu CDendro a vizuální revize odhalených nesrovnalostí. V dalším zpracování byly vyhodnoceny negativně významné roky, v nichž došlo k poklesu přírůstu pod 40 % průměru z předchozích čtyř let, u 20 % nebo více jedinců v porovnávaném souboru (Schweingruber et al. 1990). Jednotlivé křivky byly dále standardně detrendovány v programu R, věkem podmíněný exponenciálně klesající růstový trend byl odstraněn v prvním kroku, načež byla data následně detrendována metodou spline s časovým oknem 67 % stáří série (Cook, Kairiukstis 1990). Z detrendovaných dat byla vytvořena průměrná letokruhová série pro každou dřevinu a TVP. Následně byly vyhodnoceny korelace těchto sérií s historickými měsíčními úhrny srážek a průměrnými měsíčními teplotami za použití programu DendroClim (Biondi, Waikul 2004).

K ověření kvality a reprezentativnosti sestavených chronologií byl použit ukazatel Expressed Population Signal (EPS), jenž hodnotí míru společného růstového signálu zachyceného analyzovaným souborem stromů vzhledem k teoretické populaci. Za dostatečně robustní pro klimatické analýzy byly považovány pouze chronologie s hodnotou EPS vyšší než 0,85. Dále byly vypočteny parametry Rbar (průměrná korelace mezi individuálními letokruhovými řadami) a GINI index, charakterizující citlivost a meziroční variabilitu radiálního růstu.

4.3.3. Statistické analýzy

Pro vizualizaci druhové skladby a distribuce průměrů a výšek byly vytvořeny grafy v MS Excel. Statistické testy zahrnovaly Shapiro-Wilkův test normality, Bartlettův test homogenity rozptylu a pro srovnání parametrů byla použita analýza rozptylu (ANOVA) s následným Tukeyho HSD testem, případně neparametrický Kruskal-Wallisův test v případě nesplnění předpokladů normality a homogenity. Periodicita růstu byla analyzována pomocí spektrální analýzy ve Statistica 13 (Tibco 2017). Vztahy mezi produkčními parametry, radiálním růstem, klimatickými faktory, strukturou porostu, poškozením okusem a managementem byly

hodnoceny pomocí analýzy hlavních komponent (PCA) v programu CANOCO 5 (Šmilauer, Lepš 2014). Před analýzou byla data standardizována a logaritmována. Výsledky byly prezentovány formou ordinačních diagramů a prostorové rozložení ploch bylo zpracováno v programu ArcGIS 10 (Esri 2011).

4.3.4. Analýza nákladů

Zhodnocení nákladů na jednotlivé výkony proběhly v rámci softwaru HA-SOFT. Tyto jednotlivé položky byly průměrovány za roky 2020–2024. Vycházely z firemních přímých i režijních nákladů firmy Colloredo-Mannsfeld spol. s r.o. V průběhu výše zmíněných let byly sledovány náklady na: sběr semenné suroviny, dopravu, luštění osiva (formou služeb/vlastní režie), náklady na první obnovu lesa jamkovou sadbou, opakovanou sadbu, na chemickou ochranu kultur, mechanickou ochranu kultur, ochranu proti klikorohu, výřez nežádoucích dřevin, první prořezávky, oplocování porostů.

5. Výsledky

5.1. Přehled publikací

Přehled publikovaných prací zahrnuje tři tematické okruhy. V těchto okruzích je obsaženo 5 článků v nichž je autor 4krát na prvním místě (2× Forests, Zprávy lesnického výzkumu, Journal of Forest Science) a v jednom případě na druhém místě (Zprávy lesnického výzkumu). Další přijaté články autora jsou publikovány okrajově související se zpracovávaným tématem. V těchto případech byly vědecké články publikovány v následujících časopisech: Zprávy lesnického výzkumu, Forests, Forest Ecology and Management, Frontiers in Forests and Global Change.

Obsah článků vztahených k problematice je úzce provázán do komplexního zhodnocení semenářství, zakládání, růstu a produkce jedle bělokoré. Důraz je kladen na růst jedle bělokoré v kontextu probíhající klimatické změny, její perspektivy v současnosti a střednědobé budoucnosti. Dílčími cíli je zhodnocení efektivity pěstování sadebního materiálu od sběru semenné suroviny po zajištění lesní porost. První z tematických okruhů je věnován komplexnímu shrnutí dosavadních poznatků o jedli bělokoré v rámci středoevropských podmínek v kontextu probíhajících klimatických změn. Druhý z okruhů je zaměřen na semenářství, školkařství a umělou obnovu jedle bělokoré, včetně ekonomického hodnocení jednotlivých činností. Předmětem tohoto hodnocení je také finanční náročnost uměle obnovovaných kultur jedle bělokoré. Dále se zabývá zhodnocením růstu umělé a přirozené obnovy jedle v odlišných stanovištních podmínkách v juvenilním věku, zaměřující se na zhodnocení vlivu stanovišť na růst. Navazuje tak na autorovi předchozí práce (BP, DP) věnující se srovnání růstu obdobně starých jedlových kultur v PLO 6 a hodnocení vlivů prostředí a různých obnovních postupů včetně vlivu světelných podmínek. Třetí okruh je zaměřen na roli jedle ve smíšených porostech v západních Čechách, získaná data byla zjišťována dendrochronologickými metodami. Tyto výstupy jsou zaměřeny na zhodnocení objemové produkce, diverzity porostů, produkčního potenciálu a klimatické resilience. Dílčím výstupem byla dendrochronologická analýza růstu a prostorové struktury monokulturních porostů autochtonních jehličnatých dřevin v zájmové oblasti PLO 7;8) s důrazem na roli klimatické změny, z hlediska dlouhodobé dynamiky růstu porostů, jejich reakcí na srážky, teploty a diverzitu porostů.

5.2. Tematický okruh 1: Detailní rozbor poznatků o jedli bělokoré v podmínkách měnícího se klimatu

5.2.1. Článek 1: Silver Fir (*Abies alba* Mill.): Review of Ecological Insights, Forest Management Strategies, and Climate Change's Impact on European Forests

Citace: Bledý, M., Vacek, S., Brabec P., Vacek, Z., Cukor, J., Černý, J., Ševčík, R., Brynychová, K. Silver Fir (*Abies alba* Mill.): Review of Ecological Insights, Forest Management Strategies, and Climate Change's Impact on European Forests. *Forests* 2024, 15, 998. <https://doi.org/10.3390/f15060998>

Abstrakt

Tento rešeršní vědecký článek je souhrnem rozsáhlého souboru vědeckých článků a publikací (338 ks) a tvoří komplexní resumé dosavadních informací o jedli bělokoré (*Abies alba* Mill.). Práce zohledňuje vývoj dřeviny v širokém časovém období se zaměřením na růstové predikce v budoucnosti. Součástí této literární rešerše je zohlednění produkce semenné suroviny na území ČR. Popis se dále zaměřuje na úspěšné metody stratifikace osiva. Dalšími zpracovanými daty jsou zde například produkce porostů, škody způsobované zvěří i doporučení k adaptaci na klimatickou změnu. Jedle bělokorá je z ekologických a ekonomických důvodů jedním z nejcennějších jehličnanů v Evropě. V průběhu historického vývoje a zejména pak ve 20. století s její podíl v porostech snižoval v důsledku nevhodných plošných, zejména holosečných způsobů obhospodařování, imisního zatížení a škod zvěří. V důsledku nových poznatků o ekologii jedle a dynamice jejich populací se v porostech jedle začalo s maloplošnými podrostitými a výběrnými způsoby obhospodařování a tím došlo i ke stabilizaci těchto porostů. Jedle je základním druhem pro udržení vysoké stability a biologické rozmanitosti, a to zejména na oglejených a podmáčených stanovištích. Její uplatnění se však nachází v mnohem širším spektru půdních podmínek. Díky své toleranci vůči stínu, plasticitě vůči podmínkám prostředí, a to zejména ve vyšších polohách může velmi dobře koexistovat s mnoha druhy dřevin v porostních směsích. Může vytvářet porosty heterogenní struktury od jednopatrových přes vícepatrové až po výběrné. Pro její zdárnou přirozenou obnovu je vesměs nezbytné snížit stavy spárkaté zvěře na únosnou míru. Kombinace vhodných opatření ochrany lesa a vhodného managementu zvěře hraje klíčovou roli v obnově jedle bělokoré. V souvislosti s globálními klimatickými změnami se očekává posun jedle do vyšších poloh s dostatečným množstvím

srážek a udržení či možné rozšiřování populací ve středních polohách saturovaných vyšší hladinou spodní vody. V jižní části areálu a v nižších polohách, mimo tato stanoviště ovlivněná vodou, pravděpodobně v souvislosti s globálními klimatickými změnami dojde k jejímu ústupu. V práci je uveden především přehled popisu a rozšíření druhu, jeho ekologických požadavků, hrozeb a chorob, stanovištních a porostních poměrů a přírodě blízkých způsobů obhospodařování lesů s akcentem na probíhající klimatické změny.

Klíčová slova: lesní hospodářství, ekologie jedle, změna klimatu, biologická rozmanitost, hrozby, přirozená obnova

Review

Silver Fir (*Abies alba* Mill.): Review of Ecological Insights, Forest Management Strategies, and Climate Change's Impact on European Forests

Michal Bledý ¹ , Stanislav Vacek ¹, Pavel Brabec ¹, Zdeněk Vacek ¹, Jan Cukor ^{1,2} , Jakub Černý ^{2,*} , Richard Ševčík ² and Kateřina Brynychová ²

¹ Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýčská 129, 165 00 Prague, Czech Republic; bledy@fld.czu.cz (M.B.); vacekstanislav@fld.czu.cz (S.V.); brabecp@fld.czu.cz (P.B.); vacekz@fld.czu.cz (Z.V.); cukor@fld.czu.cz (J.C.)

² Forestry and Game Management Research Institute, Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic; sevcik@vulhm.cz (R.Š.); brynychova@vulhm.cz (K.B.)

* Correspondence: cerny@vulhmop.cz; Tel.: +420-736-124-662

Abstract: The silver fir (*Abies alba* Mill.) is among the most valuable conifers in Europe for ecological and economic reasons. Throughout the course of history, primarily in the 20th century, its share in stands has been declining due to ill-suited management practices, especially clear-cut management, air pollution (SO₂ and NO_x emissions), and wildlife-induced damage. This literature review compiles findings from 338 scientific papers. It describes futures for silver fir and its distribution, ecological requirements, threats and diseases, seed production and nurseries, and forest management practices with emphasis on ongoing climate change. Based on recent knowledge of fir ecology and population dynamics, small-scale shelterwood and selection management have been introduced in fir stands, which have also stabilized them. Fir is an essential species for maintaining high stability and biodiversity, especially on planosols and in waterlogged habitats. Owing to its shade tolerance and environmental plasticity, it can coexist very well with many tree species in mixtures, which can increase the productive potential of stands within the natural range in Europe. The average stand volume of mature fir stands ranges from 237–657 m³ ha^{−1}. For its successful natural regeneration, it is essential to reduce cloven-hoofed game and thus prevent bud browsing damage. The attractiveness of fir in terms of heavy browsing is the highest of all conifers (52% damage). On the other hand, fir is a species relatively resistant to bark stripping and the spread of secondary rot compared with Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). Under global climate change, fir is expected to shift to higher elevations with sufficient precipitation, while in the southern part of its natural range or at lower elevations, outside water-influenced habitats, it is likely to decline. Climate change is intricately linked to the heightened prevalence of forest pathogens with significant damage potential in Europe, necessitating careful consideration and strategic adaptation within management practices of fir forests.

Keywords: forest management; fir ecology; climate change; biodiversity; threats; natural regeneration



Citation: Bledý, M.; Vacek, S.; Brabec, P.; Vacek, Z.; Cukor, J.; Černý, J.; Ševčík, R.; Brynychová, K. Silver Fir (*Abies alba* Mill.): Review of Ecological Insights, Forest Management Strategies, and Climate Change's Impact on European Forests. *Forests* **2024**, *15*, 998. <https://doi.org/10.3390/f15060998>

Academic Editor: Alessio Collalti

Received: 19 April 2024

Revised: 4 June 2024

Accepted: 5 June 2024

Published: 7 June 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

From ecological and economic perspectives, silver fir is one of the most significant coniferous tree species in Europe [1–6], as well as in Czechia [7–9]. Originally, fir was the most abundant coniferous tree species in Czechia; its share of an area in the natural species composition is reported to be 19.8% [10]. According to Málek and Novák and Dušek [11,12], significant changes are evident in the representation of fir throughout history—in the year 1200: 20%, 1600: 30%, 1800: 23%, and 1900: 10% of the total area of Czechia. The increase in fir representation, up to 30%, was likely supported by more widespread grazing under deciduous trees and raking of their litter, thus improving the conditions for the germination of fir seeds [13–16]. On the other hand, the proportion of fir in Czechia was only 3% in 1950,

2.1% in 1970, and it declined to 0.9% in 1998. Currently, fir grows on an area of 32,272 ha, i.e., 1.2% of the forest area of Czechia [10], and its share in forest regeneration is gradually increasing (approximately 1500 ha annually; [10]). A similar trend is also visible in other European countries, for example, Germany or Italy [17,18].

Fir is a climax species [19] that cannot thrive at lower elevations (below ~500 m a.s.l.) and in warm regions (especially in the Mediterranean—Spain and Italy), as it is limited by lower precipitation [20], but it can be compensated by higher soil water content and sufficient air humidity [21]. However, fir does not grow on permanently (only seasonally or temporarily) waterlogged sites [22]. In Northern Europe and in mountainous areas, silver fir is limited by low temperatures and late frosts that extend into the early part of the growing season [23,24].

As an indicator of various types of atmospheric contamination [25], the distribution of fir was strongly affected by the air pollution crisis (especially high concentration of SO₂) in the second half of the 20th century [7,26–28]. The synergism of air pollution with the occurrence of silver fir woolly aphid (*Dreyfusia normanniana*), balsam woolly aphid (*Dreyfusia piceae*), and poor management practices (inappropriate silviculture practices, clear-cut systems, and insufficient pest control) have also been reported [4,5,8,29]. The convergence of pollution and pest outbreaks, compounded by lower tree vitality, underscores a critical nexus driving fir forest degradation. This interplay not only amplifies the susceptibility of weakened trees to pests, but also amplifies the overall decline in forest resilience [21,30].

Decreases in silver fir stand densities are also hastened by game-induced damage through bud browsing, bark stripping, browsing, and fraying [7,31–35]. These activities not only stunt the growth of silver fir regeneration, which is very palatable for deer and other wildlife, but also leave it vulnerable to diseases and environmental stresses [36,37]. Without proactive conservation efforts to address game damage and active silviculture practices, the future of silver fir populations remains uncertain [38,39].

Current fir dieback is mainly attributed to climate change [5,8,28,40,41]. In particular, warm summers and recurrent drought have a significant negative impact on the health of silver fir [2,21,41–43].

The main thesis of this literature review of 338 studies aims to assess the role, opportunities, and risks, with a focus on supporting the planting and silviculture of silver fir in European forestry, when Norway spruce is in decline due to climate change. The secondary objectives focus on a detailed review of (i) species description and distribution, (ii) ecological requirements, (iii) threats and diseases, (iv) habitat and stand conditions, (v) seed production and nursery management, and (vi) close-to-nature forest management with an emphasis on the ongoing climate change.

2. Silver Fir Features and Its Distribution

Silver fir has a sturdy, cylindrical trunk and a conical to cylindrical crown, often becoming a flattened “stork’s nest” in mature trees (Figure 1). It typically grows 30–60 m tall with a trunk diameter of 1–2 m. Its root system, either tapering or heart-shaped, has deep lateral roots and ensures the mechanical stability of the stand. The bark, initially smooth and whitish–grey, darkens and splits with age. Fir wood is yellowish–white with clear annual rings and lacks resin ducts. Its needles, 18–30 mm long and 2 mm wide, are dark-green and glossy on top with pale stomatal bands below. The male strobili measure 2 cm long and female strobili are 2.5–4.5 cm long, appearing on the upper branches. The cones, which are 10–18 cm long, turn from greenish–blue to brown as they mature. The fir flowers in April–May and the cones ripen by September of the same year, with a lifespan of 300–600 years [3,19,44–47].

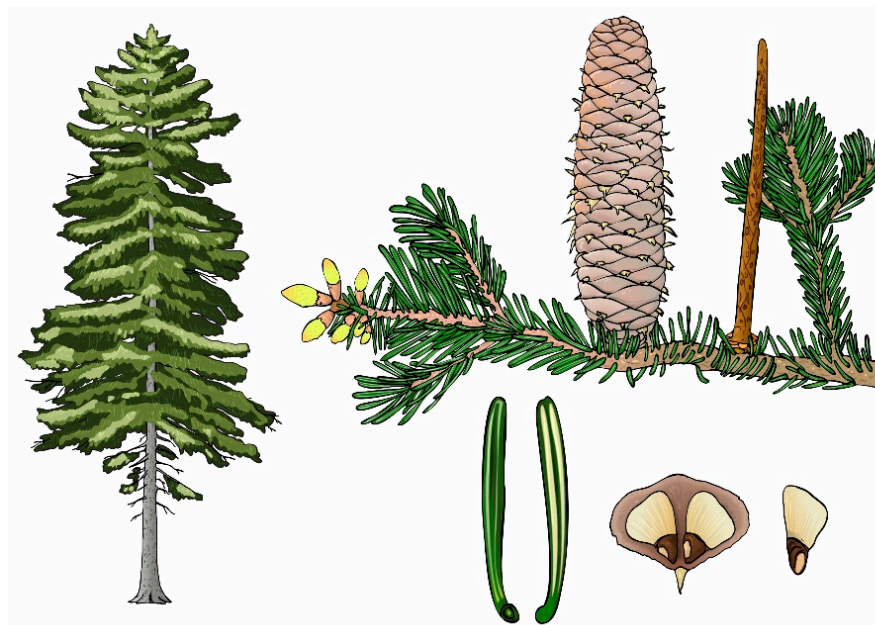


Figure 1. Tree habitus, branch with cones, needle, and scales with the seed of silver fir (*Abies alba* Mill.; author: Josef Macek).

Silver fir grows primarily in Central and Southern Europe [48,49]. Its distribution range is relatively small, patchy, and limited to the mountainous regions of Europe, but its potential range is significantly larger (Figure 2). In comparison, the distribution area of Norway spruce or Scots pine is considerably more extensive [50,51]. In the south, fir grows from the Pyrenees through Corsica, Italy, and the Dinaric Mountains, representing the southern edge of silver fir's natural distribution. Its southernmost limit is in the Southern Apennine Peninsula in Calabria, while the westernmost range closes up in the Eastern Pyrenees, where it also forms the upper boundary of the forest. Further west, there is a small, isolated population in the Normandy hills of northwest France and another in central France. A more continuous distribution begins in the western foothills of the Alps in eastern France and the Jura, Vosges, and German Black Forest. The northern boundary of the fir traverses the Weser Uplands in northwestern Germany, the Thuringian Forest, the foothills of the Ore Mountains (Krušné hory), and the Giant Mountains (Krkonosé), and then the Malopolska and Lublin Uplands in Poland. It reaches its northern limit near Warsaw and in the Białowieża Forest. The eastern boundary continues into the Eastern and Southern Carpathians. Inside the Alpine system and in the Tatra Mountains, it grows in small, scattered patches. However, silver fir also occurs in the lowlands, for example, in France, Poland, and Ukraine [2,3,19,26,45,47,52,53]. It is the leading co-dominant tree, primarily in forest altitudinal zones (FAZ) 4–6 (400–1200 m a.s.l.; [54]). In these typical habitats, silver fir (share 10%–20%) forms mixed forests together with European beech (*Fagus sylvatica* L.; 20%–40%) and Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.; 50%–80%), characterized by a complex internal structure, the so-called Hercynian mixtures [55–57]. Montane forests, composed of these three tree species, cover a total area of more than 10 million hectares in Europe [58].

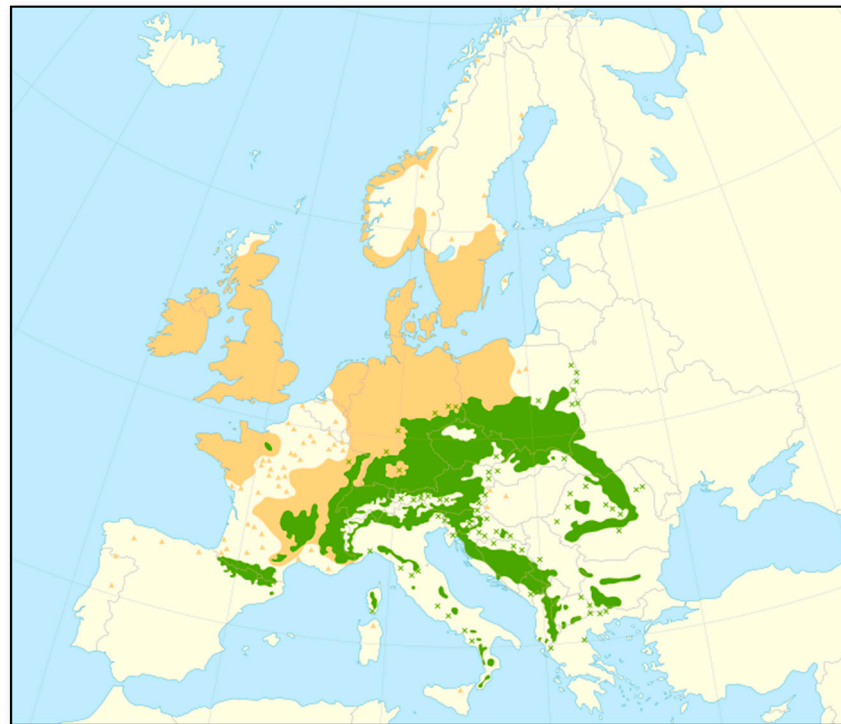


Figure 2. Map showing the native range (green color) and introduced/naturalized range (orange color) of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Europe [59]. Green crosses represent native isolated populations and orange triangles are introduced/naturalized isolated populations.

3. Ecological Requirements and Productivity

Abies alba grows optimally under a predominantly oceanic temperate cool and humid climate with mild winters, ideally resembling the continental climate in Poland. In Europe, it grows from 135 to 2900 m above sea level [44]. Fir–beech forests in the central part of its distribution range are considered the optimal habitats for silver fir, i.e., to the south from Czechia, at altitudes of about 800–1200 m a.s.l., with precipitation of 1000 mm or more [45]. At lower altitudes, silver fir occurs in cooler and wetter basins and also on alluvial plains at the northern boundary of its range [60]. Severe, dry winters and dry, hot summers are unsuitable for fir. It is sensitive to late frosts, i.e., in spring [19,45,47,61].

Silver fir is a tree species that could benefit from the anticipated climate change, especially in terms of dispersal to higher altitudes with sufficient precipitation, except in areas with severe winters [26,56,62]. However, it has considerable moisture requirements and requires higher air humidity than other species [4,21]. The annual precipitation in its current range varies widely from ~700 to 2500 mm with optimum precipitation of 1500 mm, ideally not falling below 700–800 mm yr^{-1} [26].

Silver fir is known for its ability to tolerate shade for several decades [63]. Fir undergrowth can grow in heavy shade for as long as 120 years, attaining heights of 1–2 m in Central Europe. Its light requirements are influenced by a complex of other climatic factors (heat, precipitation, humidity, and airflow) and soil factors. The more favorable the habitat conditions, the lower the light requirements of the fir. In contrast, at cooler, higher elevations or on drier and mineral-poor soils, even at the lower limit of its range, the light requirements of fir trees are significantly higher [13,14]. Fir grows primarily on deep, moderately fertile to rich and moist to seasonally or temporarily waterlogged soils. However, it can adapt and grow on stony or peaty soils. In some areas, its optimal habitat is limestone (Western Alps, Jura). This tree species is irreplaceable on heavier loess soils, especially on planosols at mid- and higher altitudes [14]. In mixed forest stands, fir positively influences soil properties because the accumulation of needles stimulates the formation of the humus layer, especially compared with spruce [64]. In mixed stands, silver

fir also positively contributes to creating and maintaining a stand environment, especially considering that it can thrive as a component of the lower layer for a long time. Fir in mixed stands balances extremes in temperature, humidity, and airflow limitation [62].

Silver fir is a high biomass-producing tree species (Table 1). For example, at a mean height for the main stand of 30 m, the stock volume reaches 580 m³ ha^{−1} [65]. The average stock volume of mature fir stands ranges from 237 to 657 m³ ha^{−1} and the stand basal area from 20.6 to 70.0 m² ha^{−1} (Table 1). However, timber processors are not yet able to adequately exploit the high-quality and standard production of fir timber compared with spruce, and therefore, the produced mass is not sufficiently cost-efficient (caused by the low proportion of fir in the species composition). An interesting feature of the change in the timber market during the years of the historically greatest bark beetle outbreaks in Czechia (2016–2020) is the fact that the price of fir timber in roundwood assortments increased significantly and is currently at the same level as that of spruce [66]. Bark beetle salvage logging of coniferous species (especially Norway spruce) increased from 1.5 mil. m³ annually in the period of 2003–2015 to 23 mil. m³ in 2019 [67]. The significant increase in roundwood prices in the last decade (up to 146%) has been the result of a substantial destabilization of the Central European timber market, caused by natural disturbances linked to climate change, a shortage of wood in the context of increased demand, and higher timber harvesting compared with required increments [68]. Furthermore, unaffected mature fir stands at the harvesting age are rarely affected by climate change and salvage logging compared with the vulnerable Norway spruce [21].

Table 1. Overview of selected available publications related to silver fir (*Abies alba* Mill.) production parameters in Europe.

Study	Country	Altitude (m a.s.l.)	Age (y)	DBH (cm)	Height (m)	Basal Area (m ² ha ^{−1})	Stock Volume (m ³ ha ^{−1})	Density (Trees ha ^{−1})	Climate Classification
[69]	Bosnia and Herzegovina	up to 1078	max. 165			28.7–45.7	274–590	588–732	Dfb
[9]	Croatia	876–978	73–76	28.4–32.2	19.4–22.6		227–361		Cfa
[8]	Czechia	660–710	56–146	28.9–40.7	18.0–26.0	43.4–53.3	486–594	336–816	Dfb
[70]	Czechia	940–1100	158–189	23.0–27.0	13.0–15.0		450–560		Dfb
[71]	Czechia	640–800	68		29.0–34.0		333		Dfb
[9]	Czechia	660–790	63–76	25.8–31.8	21.2–23.6		346–398		Dfb
[72]	Czechia	330	45	18.0–22.0	17.0–19.0		164–372	714–1042	Cfb
[7]	Czechia	670–730	108–126	15.4–34.9	22.8–37.6	20.6–43.5	237–598	456–1624	Dfb
[73]	France	1350–1500	109–141		20.3–20.8	27.1–42.2		558–748	Dfb
[74]	Italy	1200	max. 130			35.0–45.9	336–356	1175–1215	Cfb/Csb
[9]	Italy	944–1324	66–75	23.0–28.1	18.7–25.4		220–289		Csb
[75]	Poland	337–889	40–115	15.9–46.5	14.1–31.5	35.5–43.8	322–657	211–1852	Cfb/Dfb
[76]	Poland	550–600	68–78	24.6–30.0	24.9–25.5	27.6–37.9	362–533	569–752	Dfb
[77]	Poland	300–725	40–150	21.0–39.0	27.3–31.0	34.0–70.0		382–715	Cfb/Dfb
[78]	Poland	194	60	33.1	22.2		301	378	Cfb
[7]	Poland	520	124	34.5	35.2	43.3	591	464	Dfb
[79]	Romania	700–950	100–130	7.6–45.0	5.8–31.6	35.0–45.0	299		Dfb
[80]	Slovakia	400–970	98–127	22.2–44.1	19.9–34.4	46.6–53.8			Cfb/Dfb
[81]	Slovenia	850	108–132			33.4		207	Dfb
[82]	Ukraine	750–1045	94–132	36.0–48.0	28.0–30.0		324–550		Dfb

Notes: climate classification according to Peel et al. [83]: Cfa—humid subtropical climate, Cfb—oceanic climate, Csb—warm-summer Mediterranean climate, Dfb—warm-summer humid continental climate.

Fir is the slowest growing tree species in the first 10–15 years compared with beech and spruce, although it can tolerate a lack of light for a long time. Therefore, it can only succeed in the regeneration process if it has a head start of at least 15–20 years over other tree species that grow more vigorously in their early stages [84,85]. Another prerequisite for its successful growth is sufficiently diverse stands in which fir can maintain a vertically extended crown compared with a short part of the trunk without branches [8,86]. Subsequently, the height increment of fir accelerates until around year 15, peaks at 30–40 (–70) years or much later under unfavorable conditions, and persists for over 100 years. The

volume increment peaks at around 55–65 years, i.e., relatively late [45]. As a result of climate change (longer growing season and increase in annual mean temperature), a significant increase in the annual volumetric increment of fir trees, from 7.2 to 11.3 m³ ha⁻¹ y⁻¹, has been recorded in European mountains from 1980–2010 [58].

Fir's ability to tolerate shading and regenerate under it makes fir suitable for multi-layer, mixed-aged stands and for single and group mixed-selection forests, which are characterized by selective tree harvesting, continuous canopy cover, rich diversity and vertical structure, and sustainable management [4]. In mixed stands, its strengthening function against windthrow and its beneficial effect on soil is highly valued [64,87]. This is also true in the case of the Hercynian mixture, which used to be the most common composition of natural stands at mid and mountain altitudes in Central Europe [88]. In ravines and on scree, fir mixtures evolved, e.g., with maples (*Acer* spp.), in warmer habitats with European hornbeam (*Carpinus betulus* L.), and in poorer habitats with Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). Lime (*Tilia* spp.), sessile oak (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), rowan (*Sorbus aucuparia* L.), or hazel (*Corylus avellana* L.) occur as subsidiary species. In the Pyrenees, it accompanies mountain pine (*Pinus uncinata* Ramon ex DC) on the uppermost border in the context of elevation. In other habitats, fir is usually found only as an admixed or interspersed tree species [89]. It maintains its presence here primarily due to its ability to survive in the understory for a long time or its ability to grow on alternately wet and waterlogged soils [8,16,56,90].

In forest stands, fir affects soil mainly by its quality of litter and its relatively low decomposition rate [76,91,92]. Specifically, litter of deciduous species with rapid decomposition rates typically break down within a few months (C/N ratio = 12–25), whereas slower decomposition of litter is observed in conifers, such as silver fir, which may take several years due to their higher C/N ratio (>40) [93]. Spatial structure also influences soil conditions through litter [94]. The amount of litter is higher under the tree canopy than in the openings [95,96]. Differences in the spatial structure of stands greatly influence thermal, light, and moisture conditions, and thus affect the rate of litter decomposition [97–99]. Stand gaps are characterized not only by increased light, heat, and precipitation, but also by faster decomposition of organic litter [100,101] and higher nutrient concentrations in the soil solution [102]. In addition, soil heterogeneity is enhanced by the cluster distribution of concentrated roots and, thus, higher water and nutrient consumption in mixed stands [103,104].

Generally, the success of natural regeneration, apart from ground vegetation [105], depends on the properties of the topsoil horizons [106], which is a condition for seed germination, root development, relationships with soil microflora, and the availability of water and nutrients [99]. Compared with spruce, fir is characterized by a lower acidification capacity and a higher C/N ratio [107]. Třeštík and Podrážský [108] reported a lower (54%) accumulation of forest floor humus in fir stands and significantly higher total nitrogen and calcium contents compared with spruce. A higher accumulation of total carbon in the Ah soil horizon was observed beneath spruce than beneath fir [109]. In tree biomass, fir fixes a lower amount of carbon compared with spruce, because fir allocates more carbon to the crown and spruce to the stem [110].

In the natural species composition, fir reaches the highest proportion in the ecological series of gleysols and planosols, up to 70%. The groups of forest habitat types include (*Fageto-*) *Abietum variohumidum mesotrophicum*, *Abietum piceosum variohumidum acidophilum*, *Abietum piceosum variohumidum oligotrophicum*, *Abietum quercino-piceosum paludosum mesotrophicum*, and *Abietum quercino-piceosum paludosum oligotrophicum* [111]. In these habitats, fir forms a full spectrum of mixed stands, with beech, spruce, oaks, sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.), black alder (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.), silver birch (*Betula pendula* Roth.), European aspen (*Populus tremula* L.), and Scots pine [89]. It is often the main species in montane forest phytocenoses, such as silver fir and European beech (*Abieti-Fagetum*), subcontinental silver fir forests (*Galio-Abietion*), upland fir forests (*Querc-*

Abietetum), and slope forests of silver fir (*Abietetum albae*) in Switzerland [112]. It also forms forest phytocenoses with spruce *Piceetum subalpinum sphagnetosum* [112].

As a long-lived species, fir is considered an important ecological and functional stabilizer of European forests [3]. It stabilizes soil, retains water, and is less susceptible to snow and ice damage than Norway spruce [113,114]. Silver fir is an essential species for maintaining high biodiversity in forest ecosystems due to its tolerance to shade, ability to survive extended periods in the understory and respond when light conditions become more favorable, plasticity to environmental conditions, and ability to coexist with numerous tree species [7,63,115].

Fir is normally the most differentiated tree species in terms of age, height, and diameter, which makes natural forests with a higher proportion of fir trees close to selection forests in their structure [116,117]. With a higher representation of beech at the expense of spruce, the regeneration and growth of fir is more continuous, creating a vertical and multi-layered canopy [118]. A higher spruce share creates a typical horizontal fir and spruce canopy at the optimum stage as a consequence of the fact that the lifespan of trees is longer than the duration of their height growth. The optimum stage, also characterized by stagnation of natural regeneration, usually occupies about 20% of the area of natural forests, and its duration is expressed in the same period over the entire development cycle, i.e., about 80 years according to studies from Slovakia and the Czechia [90,119].

At the main level of the stand of both selection and cultural forests (extensively managed by human activities over time in terms of density, species composition, and structure), there is typically a gradual rotation of the dominant tree species occurring in differently sized areas [116,120]. It is clear that, especially in forest altitudinal zones 5 (600–900 m a.s.l.) and 6 (800–1200 m a.s.l.), there is a gradual rotation of generations of fir, spruce, and beech in their typical stand mix at the main stand level. This is likely due to the shorter lifespan of beech and its requirements for specific light and soil conditions [55,90,121–123].

The interspecific substitution of trees in the same stand is also seen in the context of their different light uses [124]. Firs primarily use the short-wavelength blue component of the solar spectrum (400–430 nm; [125]) and are more sensitive to the lack of this component than to the overall reduction in light intensity that occurs in shaded conifer stands [89,116,126]. This fact also explains the better regeneration of firs under spruce than under fir canopy, a historically observed phenomenon [4,61,127].

The competitive abilities of tree species in mixed stands also change depending on the soil properties [128]. Acidic soils reduce the vigor of beech, and calcareous soil reduces the vigor of spruce. With increasing acidity and excessive soil moisture, fir and spruce establish at the beech optimum, while nitrogen-rich soils reduce conifer vigor [55]. According to Ellenberg [129] and Tinner and Lotter [130], fir is more competitive than beech in locations with low temperatures and high summer rainfall. According to historical records, abundant summer precipitation is more crucial for fir than low temperatures [130].

Complex layered stands, where the growth space is fully utilized, exhibit an inverse relationship between the amount and biomass production of the understory (lower story) and the biomass of the main stand (upper stories; [76,131–134]). Changes in the upper story, combined with canopy disturbance, are quickly reflected in a changed light regime of the understory, and thus in an increase in its biomass. The main cause of overyielding in multi-layered stands is their light-use efficiency [135]. Hence, the reduction in the canopy, whether natural or artificial, affects the structure and vigor of natural regeneration [84]. In forests of the typical Hercynian mixture of forest altitudinal zones 5 and 6, the requirements of fir, spruce, and beech for light, nutrients, and water do not differ substantially, while light intensity plays the most important role in growth [56,136,137]. Tree species differ significantly in their ability to survive in the long term under reduced light conditions while maintaining fully functional and efficient photosynthetic processes [138]. Fir, an extremely shade-tolerant species, has a distinct competitive advantage, especially over spruce, in low light conditions [55,131,137]. This fact was also confirmed by the preserved montane mixed forests of the Romanian Carpathians by Stancioiu and O'Hara [133]. These studied stands

are located at an altitude of 800–1300 m a.s.l., and the age of the main stand is 70–350 years. Their results showed that, at low light intensity (percentage of the above-canopy light, $PACL < 20\%–35\%$; $BA > 30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), fir and beech clearly outgrow spruce, and the latter can even be eliminated from the regeneration as it develops. Under medium-light conditions ($PACL = 35\%–70\%$; $BA = 15–35 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), the growth abilities of all three species are equal, while under open conditions ($PACL > 80\%–90\%$; $BA < 15–20 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), all of the three species show the same development, with spruce tending to outgrow the other two shade-tolerant species [133]. Another factor is the reduction in the height increment of fir under direct sunlight ($PACL > 80\%–90\%$) compared with the maximum growth when shaded ($PACL = 50\%–80\%$; [133]). The fact that strong interventions into the main stand canopy are more favorable for spruce and beech than for fir has been noted by many authors [38,116,131,138–140].

Numerous studies confirmed that mixed stands can have higher biomass productivity than monocultures in suitable habitats [122,141–144]. Silver fir and Norway spruce also grow faster in mixed stands than in monocultures, and their complementary effect increases with improved growing conditions, i.e., resource availability or climatic conditions [145–147]. However, an increase in the complementarity and productivity of these species occurs because of their different light requirements, which also affects the absorption of photosynthetically active compounds by radiation or light-use efficiency [142].

In the last 40–60 years, a significant decline in fir in forest stands and its gradual replacement by spruce or naturally spreading beech have been observed, both in the Hercynian and Carpathian regions [7,148–153]. Especially in forest altitudinal zones 5 and 6, the predominance of beech regeneration over fir regeneration has been documented. European beech has profited (acceleration of growth, fructification, and regeneration abundance) more from climate-changed growing conditions compared with other tree species and could have changed the competition relationship in favor of beech [154,155]. In the well-preserved Dobroč Primeval Forest in Slovakia, the percentage of natural regeneration of fir was around 60% in 1935, followed by a significant decline. Korpel [90] reported only a 20% share of fir in the late 1970s and 1980s. This phenomenon has been interpreted as a common substitution of tree species occurring during the development cycle in virgin forests [90,119]. However, the negative influence of game on fir regeneration was evident at the time, and as the regeneration continued to decrease in many areas, this has been assessed as an unnatural and negative development that is unlikely to be reversed naturally within the evolution of the forest stand in Switzerland, Czechia, France, and other countries [7,36,118,156].

4. Threats and Diseases

One of the most striking aspects of the ecology of silver fir is its recurring decline, which has been observed in Europe since the 1500s [127,157–159]. The rapid decline of fir in Central Europe has been associated primarily with the intensification of human activity in forests and the development of industry [160–164]. However, data on fir dieback dates from well before the mass industrial expansion of the 20th century [7,8,16,26,116,165,166]. Fir dieback and its reduced natural regeneration have been observed from the 1960s to the 1990s. The decline was first interpreted as a consequence of the natural range of fir reaching its outer boundaries [167], but in the 1970s and 1980s, fir dieback of varying intensities was observed across the entire natural range of the species [158,168].

Owing to their high sensitivity to air pollution [169,170], fir trees have been reported to be in decline as a result of the ensuing stress [8,27,28,61,171–174]. In particular, SO_2 pollution has been a critical factor in the decline of silver fir in the 20th century [173]. The worsening situation was reflected in reduced growth and increased tree mortality [5,173]. There were predictions that silver fir would eventually experience general dieback due to air pollution [175], but in the interim, the SO_2 concentrations declined significantly. In Europe, SO_2 emissions peaked in the early 1980s and from that point until 1995, decreased by 50% [176,177], which triggered a rapid recovery in fir growth and vigor [27,43,178]. Fir

stands regenerate in the most affected areas following a reduction in air pollution [7,173]. According to Bošel'a et al. [27], Bountgen et al. [43], and Mikulenkova et al. [8], this is due to the combination of air pollution decrease and an increase in temperature. Bošel'a et al. [27] stated that the most significant factors that positively affect radial growth in the Western Carpathians are the decreases in the air concentrations of SO₂ and NO₃ and the increases in temperature in April, June, and July. Although there are differences between the areas in all four regions, a rapid acceleration of the increment in the last two to three decades was observed, reaching values between 150 and 300% compared with previous periods. Similarly, in the forests of the Sudeten Mountains, there has been a significant regeneration of silver fir since the high annual SO₂ concentrations (30–50 µg·m⁻³) subsided [179].

Natural silver fir regeneration has increased its dominance in Pyrenean subalpine forests in recent years, as well as in some mixed forests in Spain [180] and in other European forests [70]. However, some studies suggest a different response of silver fir along the edges of its natural range [181]. A retreat of silver fir from warmer and drier areas has been observed in Slovenia, especially in fragmented forests and at the limits of fir's distribution range [182]. Its dieback is often attributed to climate change [28,40,41,183–186]. The negative impact of climate warming has been observed in southwestern Europe [2], chiefly in the Mediterranean region, where the decline in silver fir is related to increased aridity [2,178,187]. In particular, warm summers and recurrent drought have had a significant impact on the health of silver firs [2,41–43,188]. The narrow genetic variation of silver fir in Europe may have limited its adaptability to current conditions in terms of climate change [158,189–191]. Adaptation to drought is coupled with slow growth, but independent from phenology in marginal silver fir populations [192]. Populations with “start early and grow slowly” strategies have higher water use efficiency [193]. The provenances' ranking by resistance, recovery, and resilience in radial growth revealed that a number of provenances from Bulgaria, Italy, Romania, and Czech Republic placed in the top ranks. Assisted migration may support the adaptation process and help to conserve and increase genetic diversity, especially at the species distribution edges [194].

Infestation by bark beetles (*Pityographus pityographus* Ratz.; *Pityokteines vorontzovi* Jac.; *Pityokteines spinidens* Reitt.) has been observed in southern France, which could partly explain the high mortality [195,196]. The decline in firs during the period of the ecological disaster (1980s and 1990s) has often been associated with the damage to fir stands by the silver fir woolly aphid (*Dreyfusia normanniana*) and balsam woolly aphid (*Dreyfusia piceae*; [197,198].

In the northern Carpathians (Czechia and Slovakia), Slovenia, and Croatia, silver fir has declined due to the spread of beech and, to a lesser extent, Norway spruce, and due to the failed regeneration as a result of the cloven-hoofed game population increase [7,118,148,182,199,200]. The retreat of silver fir from its natural stands, as well as from artificial regeneration, is aggravated in many locations by game-induced damage (especially red deer—*Cervus elaphus* L., roe deer—*Capreolus capreolus* L., sika deer—*Cervus nippon* Temminck, European muflon—*Ovis aries musimon* Pallas, and fallow deer—*Dama dama* L.) through bud browsing, bark stripping, browsing, and fraying [7,31,33–35,124,201,202]. Table 2 clearly shows the high attractiveness of silver fir in terms of bud browsing damage (52%) across Europe. Higher damage in montane forests was also recorded for sycamore (56%) and rowan (55%), compared with minimal damage in Scots pine (5%) and Norway spruce (17%).

Table 2. Overview of selected available publications related to the proportion of browsing damage (%) in selected tree species with an emphasis on silver fir (*Abies alba* Mill.).

Study	Country	Climate Classification	Altitude	Fir	Beech	Spruce	Rowan	Maple	Ash	Pine
[203]	Czechia	Dfb	450–1033	41	16	14	31	22	42	0
[204]	Czechia	Dfb	1000–1257	8	44	0	35	64		
[205]	Czechia	Dfb	725–765	36	12	3	57	100		
[70]	Czechia	Dfb	940–1100	100	78	48	76	91		
[7]	Czechia	Dfb	520–730	88	30	9				
[118]	Czechia	Dfb	740–920	100	56	18	94			
[32]	Czechia	Dfb	420–440	53	23	25	50	34	23	
[206]	Czechia	Dfb	640–810	68	6	2	82	100		
[207]	Germany	Dfb	443–1334	50	47	33	28	39		
[201]	Italy	Dfc/Dfb	900–2300	42		14				2
[208]	Italy	Dfc/Dfb	800–2500	41	15	13	46	46	39	14
[209]	Italy	Dfb	900–1694	96	13	62				
[210]	Poland	Dfb	223–364	19	15			48		
[211]	Poland	Dfb	800–1600	33	1	1	40	39		
[212]	Switzerland	Dfc/Dfb	380–3000	6	3	1	62	29	19	
Mean				52	26	17	55	56	31	5

Notes: climate classification according to Peel et al. [83]; Dfb—warm-summer humid continental climate, Dfc—subarctic climate.

One of the most serious threats, not only to fir, but to all conifer saplings, is the removal of bark from the tree trunks by cloven-hoofed animals (browsing and bark stripping). As a result of this damage, not only is the vascular cambium disrupted, but above all, the quality of the timber is compromised by secondary infestation with fungal pathogens and the development of stem rot. This is especially true for Norway spruce, whose value as merchantable timber decreases rapidly due to bark damage and subsequent decay [213–217]. In contrast, there is minimal knowledge of the effects and consequences of game-induced bark removal on silver fir. Bazzigher and Schmid [218] and Kohnle and Kändler [219] only reported that bark damage in silver fir was less detrimental than that in Norway spruce, while also suggesting that fir timber is less susceptible to stem rot. However, neither the reasons for the increased susceptibility of Norway spruce to decay nor the mechanisms of resistance of silver fir to the spread of rot and subsequent decay are currently known. Metzler et al. [220] reported that, unlike silver fir, Norway spruce has resin canals, which may be the reason for the spread of fungal pathogens after bark damage by game. Game-induced bark damage to silver fir was partially studied in terms of histological changes by Oven and Torelli [221,222], and concerning growth and vitality by Pach [223–227], who reported a decrease in timber quality, reduced vitality and growth of fir trees, and the spread of rot. This rot can manifest itself in timber discoloration, a more advanced level of its development, and even the decomposition of the wood mass (so-called soft rot), which very negatively affects the mechanical stability of the affected stands. Timber discoloration, as the initial stage of rot, can be the result of fungi, bacteria, and the reaction of wood to pathogens [214,228–230].

Thus, bark damage is less harmful in silver fir than in Norway spruce, and its timber is also less susceptible to stem rot [219]. Trees damaged by browsing and bark stripping are generally more vulnerable to a lack of precipitation, while healthy trees are more responsive to temperature [231], which may play a significant role in terms of climate change. Healthy trees can increase its production potential in cooler and higher-elevation areas due to the increasing average air temperature, while damaged trees will have a higher risk of mortality due to drought in lowlands. Various measures are taken in an attempt to prevent damage to forest stands by wildlife, notably methods of individual or group protection and the use of commercial repellents [232–235]. However, these short-term measures do not address the long-term problem of continuous increases in population density as well as the distribution

range of wild ungulates [236,237]. These changes in the population dynamics of ungulates are driven by many factors, including changing climatic conditions [238,239].

Silver fir decay results from the spread of rot through injured bark. *Heterobasidion abietinum* infects primarily silver fir and causes stem rot, particularly in Southern Europe [240–242], where firs are often affected by drought during summer. However, in Central Europe, this fungus does not cause any tangible problems in fir, likely due to the more favorable climatic conditions or to the low abundance of this fungus [241,243]. *Phellinus hartigii* occurs on silver firs with injured bark in Central Europe ([244,245]; Figure 3). Widespread deterioration in the health and dieback of the genus *Abies* Mill. due to other pathogens have been observed in Europe in recent years. Increased forest degradation of silver fir forests, presumably due to climate change, was found, for example, due to infection of the phytopathogenic bacterium *Lelliottia nimipressuralis* in Ukraine [246] or the fungi responsible for Herpotrichia needle browning, including *Nematostoma parasiticum* [247]. Fir stands can also be infested by the hemiparasitic mistletoe (*Viscum album* L.), which attacks a wide range of woody plants [248–250]. This parasite and the subsequent invasion of microorganisms—such as fungi or bacteria—cause mechanical and aesthetic damage to the timber, reducing its increment and commercial value [251–254].



Figure 3. Intensive, repeated bud browsing by game (**left**), earlier damage by browsing and bark stripping (**middle**), and subsequent infestation by *Phellinus hartigii* (**right**) (Photo: Stanislav Vacek).

Natural and anthropogenic disturbances play a principal role in the dynamics of forest ecosystems and influence stand structure and regeneration processes. In Europe, wind and fire are the most severe abiotic disturbances [2,255], and insect infestation is the primary driver of biotic disturbance [123]. Silver fir is relatively resistant to wind, snow, and ice storms compared with other dominant tree species, such as Norway spruce [4,194]. Disturbance regimes in forests dominated by silver fir are characterized predominantly by small-scale events, such as a single tree falling, while large-scale events, such as windstorms or forest fires, are rare [256]. Large-scale events have been increasing, especially in natural silver fir sites in recent years. Annual disturbance-based tree mortality of silver fir has been accelerating and was the highest (compared to Norway spruce, Douglas-fir, European beech, and oak) in Germany during the period of 1929–2014 [257]. Extensive mortality of fir trees was observed after the drought in 2018 in Czechia [258].

5. Impact of Climate Change

Ongoing climate change is currently exhibiting widespread impacts on forest ecosystems and thus on all forest management, which should adapt to changing conditions. Existing climate models predict an increase in average air temperatures during the 21st century, as well as an increase in the frequency of extreme weather events, such as storms, floods, heat waves, and dry periods [123,194,259,260]. Appropriate forest management measures include abandoning monocultures, establishing mixed stands, and promoting the cultivation of natural regeneration [261,262]. A large number of studies report positive relationships between species diversity and forest productivity [122,263], and it has also been confirmed that diversity in forest species composition increases resistance to biotic insect pest calamities [261,264]. Therefore, declining forest stands in Central Europe are often replaced by mixtures of tree species in an attempt to adapt forests to climate change [255,262,265,266]. Much of the Central European forest landscape is still dominated by Norway spruce, despite its documented susceptibility to drought, wind, bark beetles, etc. Numerous studies from across Central Europe confirm that the area suitable for growing Norway spruce will continue to decrease with ongoing climate change [40], even at higher altitudes [267]. Compared with Norway spruce, silver fir and European beech are less susceptible to short summer droughts [265,268,269].

Fir is not considered a dominant tree species in most European countries at present, nor will it be in the future in relation to ongoing climate change, but only an interspersed or admixed species in mixed stands. The range of silver fir, together with Norway spruce and European beech, shows a decline under climate change scenarios. Conversely, sweet chestnut (*Castanea sativa* Mill.), wild service tree (*Sorbus torminalis* Crantz), and European white elm (*Ulmus laevis* Pall.) expand their range potential, and along with European hornbeam, they hold the potential to contribute significantly to the sustainable adaptation of European forests [270]. In nutrient-rich and gleyed habitats at mid- and higher altitudes, a slightly higher proportion of fir is expected due to its ameliorative and stabilizing properties [271]. However, in stands with a high proportion of fir, it is necessary to maintain its share through natural regeneration [8]. Therefore, adaptation measures (monitoring and management, silviculture practices, genetic selection, etc.), taking into account the variability in climatic conditions, must be adopted to mitigate the negative impacts of climate fluctuations [189,272–276].

Living organisms can choose between two strategies for survival in a rapidly changing environment: migration to more suitable habitats or local persistence through adaptation [277]. The third option is extinction. These potential strategies apply to trees in forest ecosystems that have limited migratory capabilities, although significant climate change makes them very relevant [278]. Tree populations begin to migrate when existing habitat conditions are unsuitable for survival [279]. Our knowledge of tree migration rates under global climate change is still limited. However, the differences between the observed migration rates and tree habitat displacement rates under ongoing climate change are considerable [280]. Among others, Feurdean et al. [281,282] estimated the maximum migration rate for the early successional stages of pioneer trees, such as birch, willow, or Scots pine, to be 225–540 m yr^{−1}, while for climax trees, such as silver fir and European beech, it ranges between 115 and 385 m yr^{−1} depending on the mode of seed dispersal by wind or animals. Numerous climate change scenarios predict a horizontal spread of up to several kilometers and a vertical spread of up to tens of meters per year [283]. For these reasons, tree migration is significantly slower than the rate of forest habitat change [284]. Moreover, the significant forest fragmentation of much of Europe has substantially reduced the rate of tree migration [285].

6. Seed Production and Nursery Management in the Context of Climate Change

Climate change is altering worldwide forests by influencing tree mortality, yet regeneration is pivotal in shaping the forthcoming tree generation and will dictate the configuration and makeup of future stands. Regeneration hinges not only on average seed production, but

also on the yearly fluctuations and synchronization among plants in seed production, a phenomenon recognized as mast seeding [286]. In the case of fir, fertility occurs at 25–35 years on isolated trees and at 60–70 years in a dense forest stand [287,288]. Depending on latitude and altitude, fir trees flower from May to mid-July. Seed years occur at two-year intervals at lower altitudes, while at higher altitudes, they occur every 3–5 years [289,290]. The differences in fir fertility of cones in Romania reached up to 11.2 times when comparing good mass years to poor years [291]. The mean dispersal distances of seeds from trees ranged from 9.9 m in pure fir stands to 21.5 m in mixed forest in Spain [292].

The cones mature from September to October. They grow on the upper third of the crown, from where, after disintegration, the seeds are released by May of the following year [293]. Therefore, the best time to harvest cones is in September, ideally just before they fully ripen, while the cones are still intact [294–297]. At this time, the cones contain 30%–70% water [294,298] and the seeds contain about 40% water [299]. The harvesting period depends on the altitude and the amount of precipitation in a given year. The cones can be harvested as early as mid-August and at higher altitudes as late as October [289,300]. The harvesting period is closely related to the cone-to-seed ratio and the germination capacity of the seed. The later the harvest, the higher the cone-to-seed ratio and germination. A recurrent level of 14% has been reported for fir cones [301,302]. Fir seeds should be collected at morphological (hard) maturity, which precedes physiological maturity, when the seeds can germinate [298]. Fir cones are usually collected manually by picking from standing or felled trees [303] or from seed orchards established for this purpose [291]. Using Czechia as an example, the expanding production of silver fir seed material points to rising demand for fir seed material in the context of an increased need for seedlings for the reforestation of large clearings following the 2017–2019 bark beetle calamity ([67]; Table 3).

Table 3. Production of seed material, estimated weight of seed (in kg) (cone-to-seed ratio of 10%), and average seedling yield according to the standard of the silver fir quantity in Czechia in 2010–2022 [10].

Year	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Production (thous. kg)	42.1	59.0	30.5	95.3	7.7	48.6	19.5	15.2	79.0	5.9	115.7	42.7	134.5
Seed amount (thous. kg)	4.2	5.9	3.1	9.5	0.8	4.9	1.9	1.5	7.9	0.6	11.6	4.3	13.4
Seedling numbers (mil. pcs)	12.6	17.7	9.2	28.6	2.3	14.6	5.8	4.6	23.7	1.8	34.7	12.8	40.3

In Czechia, the share of artificial regeneration converted to hectares ranged from 79.8 to 83.6% for 2010–2022. The seedling numbers in Table 3 show that fir’s reproductive material can be used for the regeneration of approximately 5000 ha per year according to the minimum numbers during afforestation determined by law. The annual artificial regeneration of fir in Czechia ranges from 872 to 1635 ha per year. These figures show a substantial overproduction and the supply of other EU member states with silver fir reproductive material. The seed productivity of stands under ongoing global climate change is highly variable across various locations in Czechia. The need for collecting high-quality reproduction material is constantly increasing [10]. In Central Europe, inter-annual variations in the population-level seed production of fir increased during the past half-century. However, the population-level temporal autocorrelation in fir seed production became more negative during the last decades in the context of climate change [304]. Seed quality is influenced by the forest altitudinal zone, which reflects the amount of precipitation and air temperature during the growing season. The highest seed quality in Czechia was recorded in forest altitudinal zones 2 and 3 (200–500 m a.s.l.), where water-affected habitats suitable for fir are often found [305]. The germination of fir seeds, which depends on provenance and pre-sowing preparation [306], is generally low, around 40% [307,308], and on the southern border of the distribution range, it is even lower, reaching only ca. 28% [309]. Provenances from Calabria in Italy, for example, performed very well and should be the first choice of origin for future planting because of the deleterious effects of climate change in Britain [310]. The Carpathian provenances from Rogów were evaluated according to

the index of cultivation and breeding as very good in Poland [311]. Fir exhibited greater resistance to heat stress for the provenance cultivated in the warmer sites [41].

Bezděčková and Řezníčková [306] found that fir seeds stratified for 3 to 4 weeks at 3 °C germinated better at an alternating temperature of 20/30 °C than at a constant 20 °C. The long-term storage of fir seeds is accomplished by gradually reducing the water content in the seeds to 9%–11% and storing them at −8 to −15 °C in cooling boxes [302]. Seedlings are generally grown on substrates sowings with a specific pH (4.2–6.0), favoring soil-based substrates for bare-root seedlings and peat-based substrates for containerized ones [292,293,312]. Inoculation with ectomycorrhizal fungi, such as *Lactarius* spp., improves seedling quality and survival [294–296]. Sowing on mineral soils is usually performed in autumn to benefit from natural seed stratification, although artificial stratification in the spring at 3–5 °C for 21 days is essential to avoid spring frosts [281,282,297]. Fir seedlings need constant moisture, adequate shading, and are susceptible to frost damage, but grow to 5 cm in the first year and 8–25 cm in the second year [280,298,299].

In nurseries, bare-root seedlings are usually grown in shaded conditions for two to three years to promote growth and vigor [299,300]. Seedlings are usually collected manually or mechanically in the spring, with precautions to minimize root hair damage [301,302]. Root system reductions are performed to prevent growth deformities after replanting [302].

It is essential to conduct health inspections related to pests prior to transplanting, especially for seedlings that have been stored [303–305]. After collection, roots should be immediately protected and possibly treated with anti-desiccants to improve seedling survival [303,307]. The standard growing period for bare-root seedlings is up to seven years, with innovative methods using air cushions to expedite growth [308,309]. Proper handling and protection from weather conditions from nursery to planting are critical to prevent damage and ensure the survival of transplanted seedlings [310,311,313].

7. Close-to-Nature Silvicultural Systems and Climate Change

The basic principle of close-to-nature forestry, defined as the integration of different silvicultural systems, such as selection, irregular shelterwood, and free-style silviculture, each adapted to the specific conditions and goals of a particular site, is the continuous and gradual improvement of forest stands and sites, promoting a holistic view of forest ecosystems [314]. The study by Čater et al. [315] deepened our understanding of optimizing silvicultural systems for light conditions, essential for the growth and regeneration of tree species, such as silver fir and European beech. It found significant variations in the assimilation rates of beech and fir under varying light intensities in the Carpathian and Dinaric Mountains, indicating that each tree species exhibits distinct growth responses to available light [315,316].

Recent research by Adamič et al. [317] underscores the varying responses of silver fir to climate factors across different regions of the Carpathian Massive. This study revealed that the regeneration efforts may significantly depend on local climatic conditions, particularly precipitation and air temperature patterns. These findings suggest that site-specific climate considerations are crucial in planning silvicultural practices for fir, especially under the impacts of climate change [317]. In addition to the climate, the most crucial factors for fir regeneration, its survival for advanced growth, and further development are suitable habitat, light, soil, and air humidity. For the light requirements of fir, Jaworski [313] stated that seedlings emerge at light intensities of 1%–5% of maximum light. They require at least 5% of maximum light to survive until the following year. Up to the age of 15, the optimum conditions for fir are 15%–25% of maximum light. In the shade, growth is suspended, and saplings tend to form a flat crown [318]. Its emergence in the third year of life is an indicator of adequate light conditions of regenerating stands. For the next 10 to 20 years, the height growth of fir remains relatively low. When a height of about 50 to 80 cm is reached, illumination should be increased by the slow, gradual opening of the parent stand, initiating the height increment and following close-to-nature forestry principles. The transition to full release must be slow and smooth [319,320]. The critical consequences of changes in

the growth rhythm of trees in Saxony were addressed by Meyer [127], who searched for the causes of fir dieback at the northern limit of its distribution. Informed by numerous analyses of fir trunks with normal crowns and growth dependencies based on Backman's function, Meyer derived the course of a "normal development line" [321]. He did the same for diseased and poorly growing fir trees. From the developmental line of healthy and diseased trees, he concluded that the development of all healthy trees was slower in their early years than that of diseased trees with deformed crowns. This implies that fir trees in the studied same-aged stands did not experience a period of suppressed growth in their early years. Too rapidly releasing growth and even stimulating seedling growth in the nursery alters the growth course of fir trees in the early years of development [56,322]. This presumably sets a specific growth rhythm for fir trees, whereby, as a shade tree, they respond to altered conditions. It is possible that, in this way, a climax tree can become a pioneer tree, i.e., with an altered growth rhythm in its early years and early maturation, but also with premature senescence and a lower final wood mass. An abrupt change in the light regime can cause reduced resistance, increased susceptibility to diseases, and a likely change in hereditary characteristics [321].

Fir can tolerate long periods of suppression without weakening their vital energy under natural conditions. However, firs that evolved in clear-cut forests for several generations did not experience long-term shelter from the parent stand, i.e., they changed their nature and required increased illumination from the beginning of their growth. If they are suddenly exposed to the shade of the shelterwood for a longer period, they fail to adapt and become critically weakened [116]. Annual ring analyses indicate that withering firs with dried-out crowns and a more pronounced decline in recent increments generally showed significantly higher diameter increments in their youth than relatively healthier firs with less weathered crowns in the same stand [323]. This implies a greater threat to fir trees that were released more rapidly in the seedling or sapling stages than those that were gradually thinned and experienced slower development.

Fir's requirements for the other component of radiation—heat—must be considered in close connection with light. From this point of view, fir is a relatively demanding tree species, especially when compared with spruce [116]. Because fir assimilates well in the shade, it also requires a reasonable moisture regime, as it transpires more and has a higher demand for CO₂ and water. Higher transpiration is predominantly characteristic of self-seeding firs. They transpire more than older trees [324,325]. Therefore, their regeneration and quality growth depend not only on light, but also on the soil and air humidity, and—above all—sufficient precipitation during the growing season of at least 350 to 400 mm [319]. Firs are susceptible to short-term droughts, severe winters, late frosts, and air currents [326,327]. Therefore, fir can be considered one of the most sensitive and demanding coniferous tree species because, in addition to the already mentioned requirements for light, moisture, and heat, it needs deep, nutrient-rich, loose soils with sufficient water in the upper soil layers for successful growth, preferably around springs in flat terrain, on slopes with water-holding soil, and generally on sites influenced by water [328,329].

Regarding silvicultural practices, fir is not suitable for the clear-cutting management method with artificial regeneration (due to specific light requirements, soil condition preferences, limited regeneration capacity, and competition with other tree species), which was widespread in Central Europe in the past [86,118,330–332]. Contrarily, shelterwood, selection, or even border (group) management methods are suitable [4,7,205,333] or as underplanting under pioneer tree species in the restoration of salvage clearings [334]. The recommended management of silver fir forests involves either single-tree selection systems or an irregular shelterwood method, with a regeneration phase lasting between 20 and 40 years [335,336].

From the perspective of future forest management principles, it is therefore essential to know the forest types that will be most suitable in terms of their species, age, and spatial

composition under future climatic conditions [123,231,337]. Determining this is particularly challenging given the increasing pressure of rapid climate change [338].

8. Conclusions

Silver fir has the potential to play a crucial role in the future composition of Central European forests, particularly due to its relative resistance to abiotic and biotic factors. Its adaptability and shade-tolerant nature enable it to fulfill both productive and non-productive functions in mountainous forests and water-influenced habitats at lower altitudes. Adaptive management, which supports the establishment of mixed stands with silver fir, is essential for enhancing the stability and biodiversity of these ecosystems. The use of small-scale clear-cutting and selection-cutting methods that mimic natural processes is key to promoting structural differentiation within forest stands. Additionally, addressing high game densities is vital to ensure successful natural regeneration. Research indicates that silver fir is less competitive in areas undergoing rapid and extensive changes, thus recommending selective cutting or irregular shelterwood systems for better adaptation.

Given the anticipated climate changes, including extreme weather events such as storms, droughts, frosts, and increasing average temperatures, the distribution of silver fir is expected to shift to higher elevations and northwards. It is essential to actively manage the genetic pool of silver fir, considering the transfer of highly variable and vital populations from regions like the Carpathians to Central Europe. This genetic management is crucial for mitigating the negative effects of climate change and ensuring the species' survival.

The conservation of silver fir requires a holistic approach that integrates active forestry and wildlife management. This includes implementing strategies to cope with climate change, such as increasing species and structural diversity, maintaining and enhancing genetic variation within tree species, and increasing the resistance of individual trees to biotic and abiotic stress. Shorter cutting cycles and a lower intensity per cut, focusing on silver fir trees of various sizes and ages, are suggested under warmer climate conditions.

The successful conservation and regeneration of silver fir will depend on a combination of adaptive silvicultural practices, genetic management, and effective wildlife control measures. By adopting these strategies, forest managers can enhance the resilience of forest ecosystems, ensuring that silver fir continues to thrive in the face of ongoing environmental changes.

Funding: The paper was funded by the Technology Agency of the Czech Republic (Project No. TQ03000107), the National Agency of Agricultural Research of the Czech Republic (Project No. QL24010275), and institutional support from MZE-RO0123.

Acknowledgments: The authors thank Jitka Šišáková, an expert in the field, and Richard Lee Manore, a native speaker, for checking the English. The authors' also thank Josef Macek for his graphical works.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Prpic, B. *Obična jela (Abies alba Mill.) u Hrvatskoj*; Akademija sumarskih znanosti: Zagreb, Croatia, 2001.
2. Gazol, A.; Camarero, J.J.; Gutiérrez, E.; Ionel, P.; Andreu-Hayles, L.; Motta, R.; Nola, P.; Ribas, M.; Sangüesa-Barreda, G.; Urbinati, C.; et al. Distinct effects of climate warming on populations of silver fir (*Abies alba*) across Europe. *J. Biogeogr.* **2015**, *42*, 1150–1162. [\[CrossRef\]](#)
3. Mauri, A.; de Rigo, D.; Caudullo, G. *Abies alba* in Europe: Distribution, habitat, usage and threats. In *European Atlas of Forest Tree Species*; San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A., Eds.; Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2016; p. E01493b+.
4. Dobrowolska, D.; Bončina, A.; Klumpp, R. Ecology and silviculture of silver fir (*Abies alba* Mill.): A review. *J. For. Res.* **2017**, *22*, 326–335. [\[CrossRef\]](#)
5. Bošelj, M.; Lukac, M.; Castagneri, D.; Sedmák, R.; Biber, P.; Carrer, M.; Konôpka, B.; Nola, P.; Nagel, T.; Ionel, P.; et al. Contrasting effects of environmental change on the radial growth of co-occurring beech and fir trees across Europe. *Sci. Total Environ.* **2018**, *615*, 1460–1469. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
6. Dinca, L.; Marin, M.; Vlad, R.; Murariu, G.; Drasovean, R.; Cretu, R.; Georgescu, L.; Voichița, T.-G. Which are the best site and stand conditions for silver fir (*Abies alba* Mill.) located in the Carpathian Mountains? *Diversity* **2022**, *14*, 547. [\[CrossRef\]](#)

7. Vacek, S.; Vacek, Z.; Bulušek, D.; Bílek, L.; Schwarz, O.; Simon, J.; Štícha, V. The role of shelterwood cutting and protection against game browsing for the regeneration of silver fir. *Aust. J. For. Sci.* **2015**, *132*, 81–102.
8. Mikulénka, P.; Prokúpková, A.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Bulušek, D.; Simon, J.; Šimůnek, V.; Hájek, V. Effect of climate and air pollution on radial growth of mixed forests: *Abies alba* Mill. vs. *Picea abies* (L.) Karst. *Cent. Eur. For. J.* **2020**, *66*, 23–36.
9. Šimůnek, V.; Prokúpková, A.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Cukor, J.; Remeš, J.; Hájek, V.; D'Andrea, G.; Šálek, M.; Nola, P.; et al. Silver fir tree-ring fluctuations decrease from north to south latitude—Total solar irradiance and NAO are indicated as the main influencing factors. *For. Ecosyst.* **2023**, *10*, 100150. [\[CrossRef\]](#)
10. MZE. *Zpráva o Stavě Lesa a Lesního Hospodářství České Republiky v Roce 2021*; Ministerstvo zemědělství: Praha, Czech Republic, 2022.
11. Málek, J. *Problematika Ekologie Jedle Bělokoré a Jejího Odumírání*; Československá Akademie Věd Praha: Studie ČSAV: Praha, Czech Republic, 1983; Volume 11, p. 108.
12. Novák, J.; Dušek, D. Thinning of silver fir stands—Review. *Rep. For. Res.* **2021**, *66*, 176–187.
13. Klika, J. *Lesní Dřeviny*; Československá matice lesnická: Písek, Czech Republic, 1947; p. 394.
14. Svoboda, P. *Život Lesa*; Brázda: Praha, Czech Republic, 1952; p. 894.
15. Zlatník, A. *Lesnická Fytocenologie*; SZN: Praha, Czech Republic, 1976; p. 495.
16. Málek, J. Problematik der Ökologie der Tanne (*Abies alba* Mill.) und ihres Sterbens in der ČSSR. *Forstw. Cbl.* **1981**, *100*, 170–174. [\[CrossRef\]](#)
17. Santopuoli, G.; Lasserre, B.; Di Martino, P.; Marchetti, M. Dynamics of the silver fir (*Abies alba* Mill.) natural regeneration in a mixed forest in the Central Apennine. *Plant Biosyst.* **2014**, *150*, 217–226. [\[CrossRef\]](#)
18. Dănescu, A.; Kohnle, U.; Bauhus, J.; Weiskittel, A.; Albrecht, A.T. Long-term development of natural regeneration in irregular, mixed stands of silver fir and Norway spruce. *For. Ecol. Manag.* **2018**, *430*, 105–116. [\[CrossRef\]](#)
19. Farjon, A. *A Handbook of the World's Conifers*; Leiden & Boston: Brill, The Netherlands, 2017; Volume 1, p. 1112.
20. Pinto, P.E.; Gégout, J.-C.; Hervé, J.-C.; Dhôte, J.-F. Respective importance of ecological conditions and stand composition on *Abies alba* Mill. dominant height growth. *For. Ecol. Manag.* **2008**, *255*, 619–629. [\[CrossRef\]](#)
21. Vitasse, Y.; Bottero, A.; Rebetez, M.; Conedera, M.; Augustin, S.; Brang, P.; Tinner, W. What is the potential of silver fir to thrive under warmer and drier climate? *Eur. J. For. Res.* **2019**, *138*, 547–560. [\[CrossRef\]](#)
22. Kučeravá, B.; Dobrovolný, L.; Remeš, J. Responses of *Abies alba* seedlings to different site conditions in *Picea abies* plantations. *Dendrobiology* **2013**, *69*, 49–58. [\[CrossRef\]](#)
23. Gazol, A.; Camarero, J.J.; Colangelo, M.; de Luis, M.; Martinez del Castillo, E.; Serra-Maluquer, X. Summer drought and spring frost, but not their interaction, constrain European beech and silver fir growth in their southern distribution limits. *Agric. For. Meteorol.* **2019**, *278*, 107695. [\[CrossRef\]](#)
24. Maxime, C.; Hendrik, D. Effects of climate on diameter growth of co-occurring *Fagus sylvatica* and *Abies alba* along an altitudinal gradient. *Trees* **2011**, *25*, 265–276. [\[CrossRef\]](#)
25. Świercz, A.; Świątek, B.; Pietrzykowski, M. Changes in the concentrations of trace elements and supply of nutrients to silver fir (*Abies alba* Mill.) needles as a bioindicator of industrial pressure over the past 30 years in Świętokrzyski National Park (Southern Poland). *Forests* **2022**, *13*, 718. [\[CrossRef\]](#)
26. Tinner, W.; Colombaroli, D.; Heiri, O.; Henne, P.; Steinacher, M.; Untenecker, J.; Vescovi, E.; Allen, J.; Carraro, G.; Conedera, M.; et al. The past ecology of *Abies alba* provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. *Ecol. Monogr.* **2013**, *83*, 419–439. [\[CrossRef\]](#)
27. Bošela, M.; Petráš, R.; Sitková, Z.; Priwitzer, T.; Pajtlík, J.; Hlavatá, H.; Sedmák, R.; Tobin, B. Possible causes of the recent rapid increase in the radial increment of silver fir in the Western Carpathians. *Environ. Pollut.* **2014**, *184*, 211–221. [\[CrossRef\]](#)
28. Boettger, T.; Haupt, M.; Friedrich, M.; Waterhouse, J.S. Reduced climate sensitivity of carbon, oxygen and hydrogen stable isotope ratios in tree-ring cellulose of silver fir (*Abies alba* Mill.) influenced by background SO₂ in Franconia (Germany, Central Europe). *Environ. Pollut.* **2014**, *185*, 281–294. [\[CrossRef\]](#)
29. Vacek, S.; Černý, T.; Vacek, Z.; Podrázský, V.; Mikeska, M.; Králíček, I. Long-term changes in vegetation and site conditions in beech and spruce forests of lower mountain ranges of Central Europe. *For. Ecol. Manag.* **2017**, *398*, 75–90. [\[CrossRef\]](#)
30. Vacek, Z.; Vacek, S.; Prokúpková, A.; Bulušek, D.; Podrázský, V.; Hunova, I.; Putalova, T.; Král, J. Long-term effect of climate and air pollution on health status and growth of *Picea abies* (L.) Karst. peaty forests in the Black Triangle region. *Dendrobiology* **2020**, *83*, 1–19. [\[CrossRef\]](#)
31. Gill, R.M.A. A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. *Forestry* **1992**, *65*, 363–388. [\[CrossRef\]](#)
32. Vacek, S.; Prokúpková, A.; Vacek, Z.; Bulušek, D.; Šimůnek, V.; Králíček, I.; Prausová, R.; Hájek, V. Growth response of mixed beech forests to climate change, various management and game pressure in Central Europe. *J. For. Sci.* **2019**, *65*, 331–345. [\[CrossRef\]](#)
33. Huth, F.; Wehnert, A.; Tiebel, K.; Wagner, S. Direct seeding of silver fir (*Abies alba* Mill.) to convert Norway spruce (*Picea Abies* L.) forests in Europe: A review. *For. Ecol. Manag.* **2017**, *403*, 61–78. [\[CrossRef\]](#)
34. Kupferschmid, A.; Zimmermann, S.; Bugmann, H. Browsing regime and growth response of naturally regenerated *Abies alba* saplings along light gradients. *For. Ecol. Manag.* **2013**, *310*, 393–404. [\[CrossRef\]](#)

35. Kupferschmid, A. Selective browsing behaviour of ungulates influences the growth of *Abies alba* differently depending on forest type. *For. Ecol. Manag.* **2018**, *429*, 317–326. [CrossRef]
36. Bernard, M.; Boulanger, V.; Dupouey, J.-L.; Laurent, L.; Montpied, P.; Morin, X.; Picard, J.-F.; Said, S. Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase. *For. Ecol. Manag.* **2017**, *400*, 269–277. [CrossRef]
37. Konôpka, B.; Šebeň, V.; Pajtk, J. Bark browsing and recovery: A comparative study between Douglas fir and silver fir species in the Western Carpathians. *Sustainability* **2024**, *16*, 2293. [CrossRef]
38. Heuze, P.; Schnitzler, A.; Klein, F. Is browsing the major factor of silver fir decline in the Vosges Mountains of France? *For. Ecol. Manag.* **2005**, *217*, 219–228. [CrossRef]
39. Häslér, H.; Senn, J. Ungulate browsing on European silver fir *Abies alba*: The role of occasions, food shortage and diet preferences. *Wildl. Biol.* **2012**, *18*, 67–74. [CrossRef] [PubMed]
40. Hanewinkel, M.; Cullmann, D.; Schelhaas, M.-J.; Nabuurs, G.J.; Zimmermann, N. Climate change may cause severe loss in economic value of European forestland. *Nat. Clim. Chang.* **2013**, *3*, 203–207. [CrossRef]
41. Konôpková, A.; Kurjak, D.; Kmeť, J.; Klumpp, R.; Longauer, R.; Ditmarová, L.; Gömöry, D. Differences in photochemistry and response to heat stress between silver fir (*Abies alba* Mill.) provenances. *Trees—Struct. Funct.* **2018**, *32*, 73–86. [CrossRef]
42. Linares, J.C.; Camarero, J.J. From pattern to process: Linking intrinsic water-use efficiency to drought-induced forest decline. *Glob. Chang. Biol.* **2012**, *18*, 1000–1015. [CrossRef]
43. Büntgen, U.; Tegel, W.; Kaplan, J.; Schaub, M.; Hagedorn, F.; Bürgi, M.; Brázdil, R.; Helle, G.; Carrer, M.; Heussner, K.-U.; et al. Placing unprecedented recent fir growth in a European-wide and Holocene-long context. *Front. Ecol. Environ.* **2014**, *12*, 100–106. [CrossRef] [PubMed]
44. Wolf, H. *EUFORGEN Technical Guidelines for Genetic Conservation and Use for Silver Fir (Abies alba)*; International Plant Genetic Resources Institute: Rome, Italy, 2003; p. 6.
45. Musil, I.; Hamerník, J. *Jehličnaté Dřeviny: Přehled Nahosemenných (i Výtrusných) Dřevin*; Academia: Praha, Czech Republic, 2007; p. 352.
46. Svoboda, M.; Nagel, T.A. Gap disturbance regime in an old-growth *Fagus-Abies* forest in the Dinaric Mountains, Bosnia-Herzegovina. *Can. J. For. Res.* **2008**, *38*, 2728–2737.
47. Úradníček, L.; Madera, P.; Tichá, S.; Koblížek, J. *Dřeviny České Republiky*; Lesnická práce, s.r.o.: Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic, 2009; p. 367.
48. Ballian, D.; Bogunić, F.; Bajric, M.; Kajba, D.; Kraigher, H.; Monika, K. The genetic population study of Balkan silver fir (*Abies alba* Mill.). *Period. Biol.* **2012**, *114*, 55–65.
49. Volařík, D.; Hédler, R. Expansion to abandoned agricultural land forms an integral part of silver fir dynamics. *For. Ecol. Manag.* **2013**, *292*, 39–48. [CrossRef] [PubMed]
50. Caudullo, G.; Tinner, W.; de Rigo, D. *Picea abies* in Europe: Distribution, habitat, usage and threats. In *European Atlas of Forest Tree Species*; San-Miguel-Ayán, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A., Eds.; Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2016; pp. 114–116.
51. Brichta, J.; Vacek, S.; Vacek, Z.; Cukor, J.; Mikeska, M.; Bílek, L.; Šimůnek, V.; Gallo, J.; Brabec, P.; Štefančík, I. Importance and potential of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in 21 st century. *Cent. Eur. For. J.* **2023**, *69*, 3–20.
52. Xiang, X.-G.; Cao, M.; Zhou, Z.-K. Fossil history and modern distribution of the genus *Abies* (Pinaceae). *Front. For. China* **2007**, *2*, 355–365. [CrossRef]
53. Debreczy, Z.; Rácz, I. *Conifers around the World: Conifers of the Temperate Zones and Adjacent Regions*; Dendro Press: Wellesley, MA, USA, 2011.
54. Žárnik, M.; Holuša, O. Silver fir (*Abies alba*) in the forest-typological altitudinal vegetation zones of the Czech massif, Western and Eastern Carpathy Mts. In *Jedle Bělokorá—2005. Proceedings of the Jedle Bělokorá—2005, Srní, Czech Republic, 31 October–1 November 2005*; Neuhöferová, P., Ed.; ČZU FLE v Praze, Katedra Pěstování Lesů a Správa Národního Parku a Chráněné Krajině Oblasti Šumava: Praha, Czech Republic, 2005; pp. 83–87.
55. Míchal, I. *Dynamika Přírodního Lesa I.—VI*; Živa: Bled, Slovenia, 1983; Volume 31, pp. 8–12, 48–51, 85–88, 128–133, 163–168, 233–238.
56. Poleno, Z.; Vacek, S.; Podrázský, V.; Remeš, J.; Štefančík, I.; Mikeska, M.; Kobliha, J.; Kupka, I.; Malík, V.; Turčáni, M.; et al. *Pěstování Lesů III. Praktické Postupy Pěstování Lesů*; Lesnická práce, s.r.o.: Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic, 2009; p. 952.
57. Zamora-Pereira, J.C.; Yousefpour, R.; Cailleret, M.; Bugmann, H.; Hanewinkel, M. Magnitude and timing of density reduction are key for the resilience to severe drought in conifer-broadleaf mixed forests in Central Europe. *Ann. For. Sci.* **2021**, *78*, 68. [CrossRef]
58. Hilmers, T.; Avdagić, A.; Bartkiewicz, L.; Bielak, K.; Binder, F.; Boncina, A.; Dobor, L.; Forrester, D.; Hobi, M.; Ibrahimspahic, A.; et al. The productivity of mixed mountain forests comprised of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, and *Abies alba* across Europe. *Forestry* **2019**, *92*, 512–522. [CrossRef]
59. Caudullo, G.; Welk, E.; San-Miguel-Ayán, J. Chorological maps for the main European woody species. *Data Brief* **2017**, *12*, 662–666. [CrossRef] [PubMed]
60. Botany.cz. Available online: <https://botany.cz/cs/abies-alba/> (accessed on 19 May 2024).
61. Dobrowolska, D. Structure of silver fir (*Abies alba* Mill.) natural regeneration in the ‘Jata’ reserve in Poland. *For. Ecol. Manag.* **1998**, *110*, 237–247. [CrossRef]

62. Novák, J.; Kacálek, D.; Fulín, M.; Čáp, J.; Beran, F.; Cafourek, J.; Kotrla, P.; Brožovičová, K.; Mačejovský, V.; Bezděčková, L.; et al. *Podpora a Perspektiva Jedle Bělokoré v Českých Zemích*; Lesnická práce: Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic, 2023; p. 240.
63. Ferlin, F. The growth potential of understorey silver fir and Norway spruce for uneven-aged forest management in Slovenia. *Forestry* **2002**, *75*, 375–383. [\[CrossRef\]](#)
64. Kacálek, D.; Mauer, O.; Podrázský, V.; Slodičák, M.; Houšková, K.; Špulák, O.E.A. *Meliorační a Zpěvňující Funkce Lesních Dřevin*; Lesnická Práce: Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic, 2017; p. 300.
65. Bercha, J. Konference: Jedle bělokora—2005. *Lesnická Práce* **2006**, *1*, 10–11.
66. Bledý, M. Využití Jedle Bělokoré (*Abies alba* Mill.) v Přírodě Blízkém Hospodaření v Podmínkách 2.-4. Lesního Vegetačního Stupně. Dissertation Thesis, Czech University of Life Sciences, Prague, Czech Republic, 2023.
67. Hlásny, T.; Zimová, S.; Merganičová, K.; Štěpánek, P.; Modlinger, R.; Turčáni, M. Devastating outbreak of bark beetles in the Czech Republic: Drivers, impacts, and management implications. *For. Ecol. Manag.* **2021**, *490*, 119075. [\[CrossRef\]](#)
68. Březina, D.; Michal, J.; Hlaváčková, P. The impact of natural disturbances on the Central European timber market—An analytical study. *Forests* **2024**, *15*, 592. [\[CrossRef\]](#)
69. Jović, G.; Dukić, V.; Stajic, B.; Kazimirović, M.; Petrović, D. A dendroclimatological analysis of fir (*Abies alba* Mill.) growth in the Borja Mountain area of Bosnia and Herzegovina. *Glas. Sumar. Fak.* **2018**, *118*, 27–45. [\[CrossRef\]](#)
70. Prokúpková, A.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Bulušek, D. Natural regeneration potential of mixed forests in Křonoše Mts. National Park: Structure, dynamics and effect of game. In *Proceedings of Central European Silviculture*; Houšková, K., Jan, D., Eds.; Publishing Centre of Mendel University in Brno: Brno, Czech Republic, 2019; pp. 80–90.
71. Hofmeister, Š.; Vacek, S.; Simon, J.; Minx, T. Struktura a vývoj přírodě blízkých porostů s jedlí bělokorou v genové základně Jánské Lázně v Krkonoších. In *Increase of Close-to Nature Stand Component of Forests with Special Protection Status*; Vacek, S., Ed.; Ústav Hospodářské Úpravy Lesů LDF MZLU v Brně a Katedra Pěstování Lesů FLE ČZU v Praze: Brno, Czech Republic, 2006.
72. Šindelář, J.; Frýdl, J.; Novotný, P. Results of evaluation of the oldest provenance plot of the FGMRI Jíloviště-Strnady with silver fir established in 1961 on the locality Jíloviště, Baně. *Rep. For. Res.* **2005**, *50*, 24–32.
73. Marage, D.; Lemperiere, G. The management of snags: A comparison in managed and unmanaged ancient forests of the Southern French Alps. *Ann. For. Sci.* **2005**, *62*, 135–142. [\[CrossRef\]](#)
74. Motta, R.; Garbarino, F. Stand history and its consequences for the present and future dynamic in two silver fir (*Abies alba* Mill.) stands in the high Pesio Valley (Piedmont, Italy). *Ann. For. Sci.* **2003**, *60*, 361–370. [\[CrossRef\]](#)
75. Jagodziński, A.M.; Dyderski, M.K.; Gesikiewicz, K.; Horodecki, P. Tree and stand level estimations of *Abies alba* Mill. aboveground biomass. *Ann. For. Sci.* **2019**, *76*, 56. [\[CrossRef\]](#)
76. Paluch, J. The influence of the spatial pattern of trees on forest floor vegetation and silver fir (*Abies alba* Mill.) regeneration in uneven-aged forests. *For. Ecol. Manag.* **2005**, *205*, 283–298. [\[CrossRef\]](#)
77. Paluch, J. Ground seed density patterns under conditions of strongly overlapping seed shadows in *Abies alba* Mill. stands. *Eur. J. For. Res.* **2011**, *130*, 1009–1022. [\[CrossRef\]](#)
78. Prokúpková, A.; Brichta, J.; Vacek, Z.; Bielak, K.; Andrzejczyk, T.; Vacek, S.; Štefančík, I.; Bílek, L.; Fuchs, Z. Effect of vegetation on natural regeneration of mixed silver fir forests in lowlands: A case study from the Rogów region in Poland. *Sylvan* **2021**, *165*, 779–795.
79. Tudoran, G.-M.; Avram, C.; Ciceu, A.; Dobre, A.-C. Growth relationships in silver fir stands at their lower-altitude limit in Romania. *Forests* **2021**, *12*, 439. [\[CrossRef\]](#)
80. Štefančík, I. Comparison of growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) in pure and mixed spruce, fir and beech stands. *Rep. For. Res.* **2019**, *64*, 94–101.
81. Kobal, M.; Grčman, H.; Zupan, M.; Levanič, T.; Simončič, P.; Kadunc, A.; Hladnik, D. Influence of soil properties on silver fir (*Abies alba* Mill.) growth in the Dinaric Mountains. *For. Ecol. Manag.* **2015**, *337*, 77–87. [\[CrossRef\]](#)
82. Sopushynskiy, I. Intraspecific structural signs of curly silver fir (*Abies alba* Mill.) growing in the Ukrainian Carpathians. *J. For. Sci.* **2020**, *66*, 299–308. [\[CrossRef\]](#)
83. Peel, M.C.; Finlayson, B.L.; McMahon, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* **2007**, *11*, 1633–1644. [\[CrossRef\]](#)
84. Peřina, V.; Kadlus, Z.; Jirkovský, V. *Přirozená Obnova Lesních Porostů*; SZN: Praha, Czech Republic, 1964; p. 167.
85. Míchal, I.; Petříček, V.E.A. *Péče o Chráněná Území, II. Lesní Společenstva*; AOPK: Praha, Czech Republic, 1999; p. 713.
86. Zakopal, V. Pěstování jedle ve světle nových poznatků. *Rep. For. Res.* **1970**, *16*, 24–32.
87. Schütt, P. *Tannenarten Europas und Klein Asiens*; Ecomed Verlagsgesellschaft: Landsberg am Lech, Germany, 1994; pp. 1–132.
88. Pretzsch, H.; Hilmers, T.; Biber, P.; Avdagici, A.; Binder, F.; Boncina, A.; Bošelj, M.; Dobor, L.; Forrester, D.; Lévesque, M.; et al. Evidence of elevation-specific growth changes of spruce, fir, and beech in European mixed-mountain forests during the last three centuries. *Can. J. For. Res.* **2020**, *50*, 689–703. [\[CrossRef\]](#)
89. Průša, E. *Pěstování lesů na Typologických Základech*; Lesnická Práce, s.r.o.: Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic, 2001; p. 593.
90. Korpeľ, Š. *Pralesy Slovenska*; Veda: Bratislava, Slovakia, 1989; p. 328.
91. Tingey, D.T.; Phillips, D.L.; Johnson, M.G.; Rygielwicz, P.T.; Beedlow, P.A.; Hogsett, W.A. Estimates of douglas-fir fine root production and mortality from minirhizotrons. *For. Ecol. Manag.* **2005**, *204*, 359–370. [\[CrossRef\]](#)
92. Weintraub, M.N.; Scott-Denton, L.E.; Schmidt, S.K.; Monson, R.K. The effects of tree rhizodeposition on soil exoenzyme activity, dissolved organic carbon, and nutrient availability in a subalpine forest ecosystem. *Oecologia* **2007**, *154*, 327–338. [\[CrossRef\]](#)

93. Röhrig, E.; Bartsch, N. *Waldbau auf Ökologischer Grundlage*, 6th ed.; Parey: Hamburg, Germany; Berlin, Germany, 1992.
94. Whelan, M.J.; Sanger, L.J.; Baker, M.; Anderson, J.M. Spatial patterns of throughfall and mineral ion deposition in a lowland Norway spruce (*Picea abies*) plantation at the plot scale. *Atmos. Environ.* **1998**, *20*, 3493–3501. [\[CrossRef\]](#)
95. Bartsch, N.; Bauhus, J.; Vor, T. Effects of group selection and liming on nutrient cycling in European beech forest on acidic soils. In *Forest Development. Succession, Environmental Stress and Forest Management. Case Studies*; Dohrenbush, A., Bartsch, N., Eds.; Springer: Berlin, Germany, 2002; pp. 109–166.
96. Penne, C.; Ahrends, B.; Deurer, M.; Böttcher, J. The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. *Geoderma* **2010**, *158*, 282–297. [\[CrossRef\]](#)
97. Morris, D.M.; Gordon, A.G.; Gordon, A.M. Patterns of canopy interception and throughfall along a topographic sequence for black spruce dominated forest ecosystems in northwestern Ontario. *Can. J. For. Res.* **2003**, *33*, 1046–1060. [\[CrossRef\]](#)
98. Staelens, J.; De Schrijver, A.; Verheyen, K.; Verhoest, N.E.C. Spatial variability and temporal stability of throughfall water under a dominant beech (*Fagus sylvatica* L.) tree in relationship to canopy cover. *J. Hydrol.* **2006**, *330*, 651–662. [\[CrossRef\]](#)
99. Paluch, J.; Gruba, P. Inter-crown versus under-crown area: Contribution of local configuration of trees to variation in topsoil morphology, pH and moisture in *Abies alba* Mill. forests. *Eur. J. For. Res.* **2012**, *131*, 857–870. [\[CrossRef\]](#)
100. Zhang, Q.; Zak, J.C. Effects of gap size on litter decomposition and microbial activity in a subtropical forest. *Ecology* **1995**, *76*, 2196–2204. [\[CrossRef\]](#)
101. Collins, B.S.; Battaglia, L.L. Microenvironmental heterogeneity and *Quercus michauxii* regeneration in experimental gaps. *For. Ecol. Manag.* **2002**, *155*, 279–290. [\[CrossRef\]](#)
102. Bauhus, J. C and N mineralization in an acid forest soil along a gap-stand gradient. *Soil Biol. Biochem.* **1996**, *28*, 923–932. [\[CrossRef\]](#)
103. Carvalheiro, K.O.; Nepstad, D.C. Deep soil heterogeneity and fine root distribution in forests and pastures of eastern Amazonia. *Plant Soil* **1996**, *182*, 279–285. [\[CrossRef\]](#)
104. Pärtel, M.; Wilson, S.D. Root dynamics and spatial pattern in prairie and forest. *Ecology* **2002**, *83*, 1199–1203. [\[CrossRef\]](#)
105. Vacek, S.; Nosková, I.; Bílek, L.; Vacek, Z.; Schwarz, O. Regeneration of forest stands on permanent research plots in the Krkonoše Mts. *J. For. Sci.* **2010**, *56*, 541–554. [\[CrossRef\]](#)
106. Simard, M.-J.; Bergeron, Y.; Sirois, L. Conifer seedling recruitment in a southeastern Canadian boreal forest: The importance of substrate. *J. Veg. Sci.* **1998**, *9*, 575–582. [\[CrossRef\]](#)
107. Augusto, L.; Ranger, J.; Binkley, D.; Rothe, A. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann. For. Sci.* **2002**, *59*, 233–253. [\[CrossRef\]](#)
108. Třeštík, M.; Podrázský, V. Soil improving role of the silver fir (*Abies alba* Mill.): A case study. *Rep. For. Res.* **2017**, *62*, 182–188.
109. Podrázský, V.; Vacek, Z.; Kupka, I.; Vacek, S.; Třeštík, M.; Cukor, J. Effects of silver fir (*Abies alba* Mill.) on the humus forms in Norway spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst.) stands. *J. For. Sci.* **2018**, *64*, 245–250. [\[CrossRef\]](#)
110. Čihák, T.; Vejputsková, M. Comparison of nutrient and carbon stocks in the aboveground biomass of mature silver fir (*Abies alba* Mill.) and Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) stands. *J. For. Sci.* **2023**, *69*, 334–347. [\[CrossRef\]](#)
111. Viewegh, J.; Kusbach, A.; Mikeska, M. Czech forest ecosystem classification. *J. For. Sci.* **2003**, *49*, 74–94. [\[CrossRef\]](#)
112. Ellenberg, H. *Vegetation Ecology of Central Europe*; Cambridge University Press: Cambridge, MA, USA, 1988; p. 731.
113. Senn, J.; Suter, W. Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: Beliefs in search of supporting data. *For. Ecol. Manag.* **2003**, *181*, 151–164. [\[CrossRef\]](#)
114. Klopčič, M.; Simončič, T.; Bončina, A. Comparison of regeneration and recruitment of shade-tolerant and light-demanding tree species in mixed uneven-aged forests: Experiences from the Dinaric region. *Forestry* **2015**, *88*, 552–563. [\[CrossRef\]](#)
115. Schütz, J.-P. Silvicultural tools to develop irregular and diverse forest structures. *Forestry* **2002**, *75*, 329–337. [\[CrossRef\]](#)
116. Korpeľ, Š.; Vinš, B. *Pestovanie Jedle*; Slovenské Vydavateľstvo Pódo hospodárskej Literatúry: Bratislava, Slovakia, 1966; p. 342.
117. Míchal, I. *Obnova Ekologické Stability Lesů*; Academia: Praha, Czech Republic, 1992; p. 169.
118. Vacek, Z. Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in Nature Reserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. *Cent. Eur. For. J.* **2017**, *63*, 23–34. [\[CrossRef\]](#)
119. Korpeľ, Š. *Die Urwälder der Westkarpaten*; Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, Germany; Jena, Germany; New York, NY, USA, 1995.
120. Vacek, S.; Bílek, L.; Schwarz, O.; Hejmanová, P.; Mikeska, M. Effect of air pollution on the health status of spruce stands. *Mt. Res. Dev.* **2013**, *33*, 40–50. [\[CrossRef\]](#)
121. Hladík, M.; Korpeľ, Š.; Lukáč, T.; Tesař, V. *Hospodárenie v Lesoch Horských Oblastí*; VŠZ—Lesnická Fakulta Praha a Matice Lesnická Písek: Praha, Czech Republic; Písek, Czech Republic, 1993; p. 123.
122. Vacek, Z.; Prokúpková, A.; Vacek, S.; Bulušek, D.; Šimůnek, V.; Hájek, V.; Králíček, I. Effect of Norway spruce and European beech mixing in relation to climate change: Structural and growth perspectives of mountain forests in Central Europe. *For. Ecol. Manag.* **2021**, *488*, 119019. [\[CrossRef\]](#)
123. Vacek, Z.; Vacek, S.; Cukor, J. European forests under global climate change: Review of tree growth processes, crises and management strategies. *J. Environ. Manag.* **2023**, *332*, 117353. [\[CrossRef\]](#)
124. Dobrowolska, D. Growth and development of silver fir (*Abies alba* Mill.) regeneration and restoration of the species in the Karkonosze Mountains. *J. For. Sci.* **2008**, *54*, 398–408. [\[CrossRef\]](#)
125. Taiz, L.; Zeiger, E. *Plant Physiology*, 3rd ed.; Sinauer Associates: Sunderland, MA, USA, 2002; p. 690.
126. Chmelař, J. Přírozená obnova jedle (*Abies alba* Mill.) v pralesové rezervaci „Mionší“ v Moravskoslezských Beskydech. *Lesnictví* **1959**, *5*, 225–238.

127. Meyer, H. Beitrag zur Frage der Rückgängigkeitserscheinungen der Weisstanne (*Abies alba* Mill.) am Nordrand ihres Naturareals. *Arch. Forstw.* **1957**, *6*, 719–787.
128. Podrázský, V.; Vacek, S.; Vacek, Z.; Raj, A.; Mikeska, M.; Boček, M.; Schwarz, O.; Hošek, J.; Šach, F.; Černohous, V.; et al. *Půdy Lesů a Ekosystémů nad Horní Hranicí Lesa v Národních Parcích Krkonoš*; Lesnická Práce, s. r. o.: Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic, 2010; p. 304.
129. Ellenberg, H. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*; Verlag Eugen Ulmer: Stuttgart, Germany, 1996; Volume 6, p. 1095.
130. Tinner, W.; Lotter, A. Holocene expansion of *Fagus sylvatica* and *Abies alba* in Central Europe: Where are we after eight decades of debate? *Quat. Sci. Rev.* **2006**, *25*, 526–549. [[CrossRef](#)]
131. Kadlus, Z. Struktura a vývoj zmlazení smrku, jedle a buku v Orlických horách. *Lesnictví* **1969**, *15*, 381–399.
132. Loeffers, V.J.; Macmillan, R.B.; MacPherson, D.; Branter, K.; Stewart, J.D. Semi-natural and intensive silvicultural systems for the boreal mixedwood forest. *For. Chron.* **1996**, *72*, 286–292. [[CrossRef](#)]
133. Stancioiu, P.T.; O'Hara, K.L. Regeneration growth in different light environments of mixed species, multiaged, mountainous forests of Romania. *Eur. J. For. Res.* **2006**, *125*, 151–162. [[CrossRef](#)]
134. Paluch, J. Spatial distribution of regeneration in West-Carpathian uneven-aged silver fir forests. *Eur. J. For. Res.* **2005**, *124*, 47–54. [[CrossRef](#)]
135. Ligot, G.; Ameztegui, A.; Courbaud, B.; Coll, L.; Kneeshaw, D. Tree light capture and spatial variability of understory light increase with species mixing and tree size heterogeneity. *Can. J. For. Res.* **2016**, *46*, 968–977. [[CrossRef](#)]
136. Košulič, M. *Cesta k Přírodě Blízkému Hospodářskému Lesu*; FSC ČR: Brno, Czech Republic, 2010; p. 449.
137. Forrester, D.I.; Albrecht, A.T. Light absorption and light-use efficiency in mixtures of *Abies alba* and *Picea abies* along a productivity gradient. *For. Ecol. Manag.* **2014**, *328*, 94–102. [[CrossRef](#)]
138. Grassi, G.; Bagnaresi, U. Foliar morphological and physiological plasticity in *Picea abies* and *Abies alba* saplings along a natural light gradient. *Tree Physiol.* **2001**, *21*, 959–967. [[CrossRef](#)]
139. Hynek, V. Opatření k záchraně a reprodukci genofonu jedle bělokoré v ČR. *Práce VÚLHM* **1987**, *71*, 39–66.
140. Heuze, P.; Schnitzler, A.; Klein, F. Consequences of increased deer browsing winter on silver fir and spruce regeneration in the Southern Vosges mountains: Implications for forest management. *Ann. For. Sci.* **2005**, *62*, 175–181. [[CrossRef](#)]
141. Forrester, D.I.; Bauhus, J.; Cowie, A.L.; Vanclay, J.K. Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen fixing trees: A review. *For. Ecol. Manag.* **2006**, *233*, 211–230. [[CrossRef](#)]
142. Forrester, D.I. The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: From pattern to process. *For. Ecol. Manag.* **2014**, *312*, 282–292. [[CrossRef](#)]
143. Pretzsch, H.; Steckel, M.; Heym, M.; Biber, P.; Ammer, C.; Ehbrecht, M.; Bielak, K.; Bravo, F.; Ordóñez, C.; Collet, C.; et al. Stand growth and structure of mixed-species and monospecific stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Q. robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) analysed along a productivity gradient through Europe. *Eur. J. For. Res.* **2020**, *139*, 349–367. [[CrossRef](#)]
144. Del Río, M.; Pretzsch, H.; Ruiz-Peinado, R.; Jactel, H.; Coll, L.; Löf, M.; Aldea, J.; Ammer, C.; Avdagić, A.; Barbeito, I.; et al. Emerging stability of forest productivity by mixing two species buffers temperature destabilizing effect. *J. Appl. Ecol.* **2022**, *59*, 2730–2741. [[CrossRef](#)]
145. Pretzsch, H.; Block, J.; Dieler, J.; Dong, P.; Kohnle, U.; Nagel, J.; Spellmann, H.; Zingg, A. Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. *Ann. For. Sci.* **2010**, *67*, 712. [[CrossRef](#)]
146. Coates, K.D.; Lilles, E.B.; Astrup, R. Competitive interactions across a soil fertility gradient in a multispecies forest. *J. Ecol.* **2013**, *101*, 806–818. [[CrossRef](#)]
147. Forrester, D.I.; Kohnle, U.; Albrecht, A.T.; Bauhus, J. Complementarity in mixed-species stands of *Abies alba* and *Picea abies* varies with climate, site quality and stand density. *For. Ecol. Manag.* **2013**, *304*, 233–242. [[CrossRef](#)]
148. Vrška, T.; Hort, L.; Odehnalová, P.; Adam, D.; Horal, D. Prales Mionší—Historický vývoj a současný stav. *J. For. Sci.* **2000**, *46*, 411–424.
149. Vrška, T.; Hort, L.; Odehnalová, P.; Adam, D.; Horal, D. *Dynamika Vývoje Pralesovitých Rezervací v České Republice. Sv. 1—Českomoravská Vrchovina—Polom, Žákova hora*, 1st ed.; Academia: Praha, Czech Republic, 2002; p. 213.
150. Jaworski, A.; Kołodziej, Z.; Porada, K. Structure and dynamics of stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady National Park. *J. For. Sci.* **2002**, *48*, 185–201. [[CrossRef](#)]
151. Štefančík, I. Growth and development of fir (*Abies alba* Mill.) in mixed spruce, fir and beech stands. *Ekológia* **2004**, *23*, 144–151.
152. Štefančík, I. Changes in tree species composition, stand structure, qualitative and quantitative production of mixed spruce, fir and beech stand on Stará Píla research plot. *J. For. Sci.* **2006**, *52*, 74–91. [[CrossRef](#)]
153. Jaworski, A.; Podlaski, R. Processes of loss, recruitment, and increment in stands of a primeval character in selected areas of the Pieniny National Park (southern Poland). *J. For. Sci.* **2007**, *53*, 278–289. [[CrossRef](#)]
154. Pretzsch, H.; Biber, P.; Schütze, G.; Uhl, E.; Rötzer, T. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nat. Commun.* **2014**, *5*, 4967. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
155. Pretzsch, H.; Biber, P.; Uhl, E.; Dauber, E. Long-term stand dynamics of managed spruce-fir-beech mountain forests in Central Europe: Structure, productivity and regeneration success. *Forestry* **2015**, *88*, 407–428. [[CrossRef](#)]
156. Kupferschmid, A.; Wasem, U.; Bugmann, H. Light availability and ungulate browsing determine growth, height and mortality of *Abies alba* saplings. *For. Ecol. Manag.* **2014**, *318*, 359–369. [[CrossRef](#)]

157. Cramer, H.H. On the predisposition to disorders of MiddleEuropean forests. *Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer* **1984**, *37*, 97–207.
158. Larsen, J.B. Das Tannensterben: Eine neue Hypothese zur Klärung des Hintergrundes dieser rätselhaften Komplexkrankheit der Weißtanne (*Abies alba* Mill.). *Forstw. Cbl.* **1986**, *105*, 381–396. [[CrossRef](#)]
159. Krehan, H. *Das Tannensterben in Europa: Eine Literaturstudie Mitkritischer Stellungnahme*; FBVA-Berichte 39, Forstliche Bundesversuchsanstalt in Wien, Österreichischer Agrarverlag: Wien, Germany, 1989.
160. Kramer, W. *Die Weißtanne (Abies alba Mill.) in Ost- und Südosteuropa*; Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, Germany; Jena, Germany; New York, NY, USA, 1992.
161. Levanic, T. Growth depression of silver fir (*Abies alba* Mill.) in the Dinaric phytogeographic region between 1960–1995. *Zbornik Gozdarstva Lesar.* **1997**, *52*, 137–164.
162. Svenning, J.-C.; Skov, F. Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecol. Lett.* **2004**, *7*, 565–573. [[CrossRef](#)]
163. Hockenjos, W. *Tannenbäume: Eine Zukunft für Abies alba*; DRW-Verlag Weinbrenner GmbH & Co., KG: Leinfelden-Echterdingen, Germany, 2008; p. 232.
164. Allen, J.R.M.; Huntley, B. Last interglacial palaeovegetation, palaeoenvironments and chronology: A new record from Lago Grande di Monticchio, southern Italy. *Quat. Sci. Rev.* **2009**, *28*, 1521–1538. [[CrossRef](#)]
165. Opravil, E. Jedle bělokorá (*Abies alba* Mill.) v československém kvartéru. *Časopis Slez. Muz.* **1976**, *25*, 45–67.
166. Tinner, W.; Hubschmid, P.; Wehrli, M.; Ammann, B.; Conedera, M. Long-term forest fire ecology and dynamics in southern Switzerland. *J. Ecol.* **1999**, *87*, 273–289. [[CrossRef](#)]
167. Dannecker, K. *Aus der Hohen Schule Weisstannenwaldes*; J.D. Sauerländer: Frankfurt, Germany, 1955; p. 206.
168. Manion, P.; Lachance, D. *Forest Decline Concepts*; APS Press: St. Paul, MN, USA; University of Minnesota: Minneapolis, MN, USA, 1992; p. 249.
169. Wentzel, K.F. Weissitane = immissionsempfindlichste einheimische Baumart. *Allg. Forstztg.* **1980**, *35*, 373–374.
170. Ulrich, B. Eine ökosystemare Hypothese über die Ursachen des Tannensterbens (*Abies alba* Mill.). *Forstwiss. Cbl.* **1981**, *100*, 228–236. [[CrossRef](#)]
171. Longauer, R. Genetic variation of European silver fir (*Abies alba* Mill.) in the Western Carpathians. *J. For. Sci.* **2001**, *47*, 429–438.
172. Ficko, A.; Boncina, A. Silver fir (*Abies alba* Mill.) distribution in Slovenian forests. *Zb. Gozdarstva Lesar.* **2006**, *79*, 19–35.
173. Elling, W.; Dittmar, C.; Pfaffmoser, K.; Rötzer, T. Dendroecological assessment of the complex causes of decline and recovery of the growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Southern Germany. *For. Ecol. Manag.* **2009**, *257*, 1175–1187. [[CrossRef](#)]
174. Diaci, J. Silver fir decline in mixed old-growth forests in Slovenia: An interaction of air pollution, changing forest matrix and climate. In *Air Pollution—New Developments*; Moldoveanu, A., Ed.; InTech: London, UK, 2011; pp. 263–274.
175. Frank, G.; Mayer, H. *Waldschadensinventur im Fichten-Tannen-Buchen-Urwaldrest Neuwald*; Cbl. f. d. ges. Forstw: Wien, Germany, 1988; pp. 104–123.
176. Berge, E.; Bartnicki, J.; Olendrzynski, K.; Tsyro, S.G. Long-term trends in emissions and transboundary transport of acidifying air pollution in Europe. *J. Environ. Manag.* **1999**, *57*, 31–50. [[CrossRef](#)]
177. Stern, D.I. Global sulfur emissions from 1850 to 2000. *Chemosphere* **2005**, *58*, 163–175. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
178. Čavlović, J.; Bončina, A.; Božić, M.; Goršić, E.; Simončič, T.; Teslak, K. Depression and growth recovery of silver fir in uneven-aged Dinaric forests in Croatia from 1901 to 2001. *For. Int. J. For. Res.* **2015**, *88*, 586–589. [[CrossRef](#)]
179. Balcar, V.; Vacek, S.; Henžlík, V. Poškození a úhyn lesních porostů v Sudetských horách. In *Protection of Forest Ecosystems, Selected Problems of Forestry in Sudety Mts.*; Paschalis, P., Zajaczkowski, S., Eds.; Biuro GEF: Warszawa, Poland, 1997; pp. 29–57.
180. Hernández, L.; Camarero, J.J.; Gil-Pelegrín, E.; Sánchez, M.A.S.; Cañellas, I.; Montes, F. Biotic factors and increasing aridity shape the altitudinal shifts of marginal Pyrenean silver fir populations in Europe. *For. Ecol. Manag.* **2019**, *432*, 558–567. [[CrossRef](#)]
181. Diaci, J.; Roženberger, D.; Anic, I.; Mikac, S.; Saniga, M.; Kucbel, S.; Višnjić, Č.; Ballian, D. Structural dynamics and synchronous silver fir decline in mixed old-growth mountain forests in Eastern and Southeastern Europe. *Forestry* **2011**, *84*, 479–491. [[CrossRef](#)]
182. Ficko, A.; Poljanec, A.; Boncina, A. Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (*Abies alba* Mill.) indicate its decline? *For. Ecol. Manag.* **2011**, *261*, 844–854. [[CrossRef](#)]
183. Brinar, M. Življenjska kriza jelke na slovenskem ozemlju v zvezi s klimatičnimi fluktuacijami. *Gozdarski vestnik* **1964**, *22*, 97–144.
184. Schütt, P. Die gegenwärtige Epidemie des Tannensterbens. *Eur. J. Plant Pathol.* **1978**, *7*, 187–190.
185. Wick, L.; Möhl, A. The mid-Holocene extinction of silver fir (*Abies alba*) in the Southern Alps: A consequence of forest fires? Palaeobotanical records and forest simulations. *Veg. Hist. Archaeobot.* **2006**, *15*, 435–444. [[CrossRef](#)]
186. Anic, I.; Vukelic, J.; Mikac, S.; Baksic, D.; Ugarkovic, D. Utjecaj globalnih klimatskih promjena na ekološku nišu obične jele (*Abies alba* Mill.) u Hrvatskoj. *Šumarski List* **2009**, *133*, 135–144.
187. Cailleret, M.; Nourtier, M.; Amm, A.; Durand-Gillmann, M.; Davi, H. Drought-induced decline and mortality of silver fir differ among three sites in Southern France. *Ann. For. Sci.* **2014**, *71*, 643–657. [[CrossRef](#)]
188. Linares, J.C. Biogeography and evolution of *Abies* (*Pinaceae*) in the Mediterranean Basin: The roles of long-term climatic change and glacial refugia. *J. Biogeogr.* **2011**, *38*, 619–630. [[CrossRef](#)]
189. Bošela, M.; Ionel, P.; Gömöry, D.; Longauer, R.; Tobin, B.; Kyncl, J.; Kyncl, T.; Nechita, C.; Petráš, R.; Sidor, C.; et al. Effects of postglacial phylogeny and genetic diversity on the growth variability and climate sensitivity of European silver fir. *J. Ecol.* **2016**, *104*, 716–724. [[CrossRef](#)]
190. Leonarduzzi, C.; Piotti, A.; Spanu, I.; Giovanni Giuseppe, V. Effective gene flow in a historically fragmented area at the southern edge of silver fir (*Abies alba* Mill.) distribution. *Tree Genet. Genomes* **2016**, *12*, 95. [[CrossRef](#)]

191. Ondrejčík, R.; Krajmerová, D.; Longauer, R. Genetické riziká v cykle produkcie lesného reprodukčného materiálu na príklade uznaného porastu a sadeníc jedle bielej. In *Adaptívny Manažment Pestovania Lesov v Procese Klimatickej Zmeny a Globálneho Otepľovania: Adaptive Management of Silviculture in the Process of Climate Change and Global Warming*; Jaloviar, P., Saniga, M., Eds.; Proceedings of Central European Silviculture; Technická univerzita vo Zvolene: Zvolen, Slovakia, 2017; pp. 87–94.
192. Csilléry, K.; Buchmann, N.; Fady, B. Adaptation to drought is coupled with slow growth, but independent from phenology in marginal silver fir (*Abies alba* Mill.) populations. *Evol. Appl.* **2020**, *13*, 2357–2376. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
193. Csilléry, K.; Ovaskainen, O.; Sperisen, C.; Buchmann, N.; Widmer, A.; Gugerli, F. Adaptation to local climate in multi-trait space: Evidence from silver fir (*Abies alba* Mill.) populations across a heterogeneous environment. *Heredity* **2020**, *124*, 77–92. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
194. Mihai, G.; Alexandru, A.M.; Stoica, E.; Birsan, M.V. Intraspecific growth response to drought of *Abies alba* in the Southeastern Carpathians. *Forests* **2021**, *12*, 387. [[CrossRef](#)]
195. Durand-Gillmann, M.; Cailleret, M.; Boivin, T.; Nageleisen, L.-M.; Davi, H. Individual vulnerability factors of silver fir (*Abies alba* Mill.) to parasitism by two contrasting biotic agents: Mistletoe (*Viscum album* L. ssp. *Abietis*) and bark beetles (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) during a decline process. *Ann. For. Sci.* **2012**, *71*, 659–673.
196. Lebourgeois, F.; Eberlé, P.; Mérian, P.; Seynave, I. Social status-mediated tree-ring responses to climate of *Abies alba* and *Fagus sylvatica* shift in importance with increasing stand basal area. *For. Ecol. Manag.* **2014**, *328*, 209–218. [[CrossRef](#)]
197. Mrkva, R. Korovnice kavkazská (*Dreyfusia nordmannianae* Eckstein), obrana proti ní a její podíl na ústupu jedle. *Lesnictví—Forestry* **1994**, *40*, 361–370.
198. Zubřík, M. Kôrovnica kaukazská—Významný škodca jedle. *Les* **1994**, *50*, 21–22.
199. Ujházy, K.; Križová, E.; Vančo, M.; Freňáková, E.; Ondruš, M. Herblayer dynamics of primeval fir-beech forests in central Slovakia. In *Natural Forests in the Temperate Zone of Europe—Values and Utilisation*; Commarmot, B., Hamor, F.D., Eds.; Federal Research Institute WSL, Birmensdorf & Carpathian Biosphere Reserve: Rakhiv, Ukraine; Birmensdorf, Switzerland, 2005.
200. Ficko, A.; Roessiger, J.; Boncina, A. Can the use of continuous cover forestry alone maintain silver fir (*Abies alba* Mill.) in central European mountain forests? *Forestry* **2016**, *89*, 412–421. [[CrossRef](#)]
201. Motta, R. Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. *For. Ecol. Manag.* **1996**, *88*, 93–98. [[CrossRef](#)]
202. Klopčič, M.; Jerina, K.; Bončina, A. Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: Are red deer an important factor? *Eur. J. For. Res.* **2010**, *129*, 277–288. [[CrossRef](#)]
203. Čermák, P.; Grundmann, P. Effects of browsing on the condition and development of regeneration of trees in the region of Rýchory (KRNAP). *Acta Univ. Agric. Silv. Mendel. Brun.* **2006**, *54*, 7–14. [[CrossRef](#)]
204. Homolka, M.; Heroldová, M. Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. *For. Ecol. Manag.* **2003**, *181*, 119–129. [[CrossRef](#)]
205. Slanař, J.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Bulušek, D.; Cukor, J.; Štefančík, I.; Bílek, L.; Král, J. Long-term transformation of submontane spruce-beech forests in the Jizerské hory Mts.: Dynamics of natural regeneration. *Cent. Eur. For. J.* **2017**, *63*, 212–224. [[CrossRef](#)]
206. Vacek, Z.; Vacek, S.; Slanař, J.; Bílek, L.; Bulušek, D.; Štefančík, I.; Králíček, I.; Vančura, K. Adaption of Norway spruce and European beech forests under climate change: From resistance to close-to-nature silviculture. *Cent. Eur. For. J.* **2019**, *65*, 129–144. [[CrossRef](#)]
207. Schwegmann, S.; Mörsdorf, M.; Bhardwaj, M.; Storch, I. Effects of understory characteristics on browsing patterns of roe deer in central European mountain forests. *Ecol. Evol.* **2023**, *13*, e10431. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
208. Motta, R. Wild ungulate browsing, natural regeneration and silviculture in the Italian Alps. *J. Sustain. For.* **1998**, *8*, 35–53. [[CrossRef](#)]
209. Caudullo, G.; de Battisti, R.; Colpi, C.; Vazzola, C.; da Ronch, F. Ungulate damage and silviculture in the Cansiglio Forest (Veneto Prealps, NE Italy). *J. Nat. Conserv.* **2003**, *10*, 233–241. [[CrossRef](#)]
210. Borowski, Z.; Gil, W.; Bartoń, K.; Zajączkowski, G.; Łukaszewicz, J.; Tittenbrun, A.; Radliński, B. Density-related effect of red deer browsing on palatable and unpalatable tree species and forest regeneration dynamics. *For. Ecol. Manag.* **2021**, *496*, 119442. [[CrossRef](#)]
211. Szwagrzyk, J.; Gazda, A.; Muter, E.; Pielech, R.; Szewczyk, J.; Zięba, A.; Zwijacz-Kozica, T.; Wiertelorz, A.; Pachowicz, T.; Bodziarczyk, J. Effects of species and environmental factors on browsing frequency of young trees in mountain forests affected by natural disturbances. *For. Ecol. Manag.* **2020**, *474*, 118364. [[CrossRef](#)]
212. Kupferschmid, A.D.; Greilsamer, R.; Brang, P.; Bugmann, H. Assessment of the impact of ungulate browsing on tree regeneration. *Schweiz. Z. Forstwes.* **2022**, *170*, 125–134. [[CrossRef](#)]
213. Vasiliauskas, R. Damage to trees due to forestry operations and its pathological significance in temperate forests: A literature review. *Forestry* **2001**, *74*, 319–336. [[CrossRef](#)]
214. Čermák, P.; Mrkva, R.; Horsák, P.; Špiřík, M.; Beranová, P.; Orálková, J.; Kadlec, M.; Zárybnický, O.; Svatoš, M. Impact of ungulate browsing on forest dynamics. *Folia For. Bohem.* **2011**, *20*, 80.
215. Vlad, R.; Sidor, C.G. Research for the estimate of rotten stem wood volume in Norway spruce stands damaged by deer species. *Rev. Pădurilor* **2013**, *128*, 27–32.
216. Cukor, J.; Vacek, Z.; Linda, R.; Sharma, R.P.; Vacek, S. Afforested farmland vs. forestland: Effects of bark stripping by *Cervus elaphus* and climate on production potential and structure of *Picea abies* forests. *PLoS ONE* **2019**, *14*, e0221082. [[CrossRef](#)]

217. Cukor, J.; Zeidler, A.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Šimůnek, V.; Gallo, J. Comparison of growth and wood quality of Norway spruce and European larch: Effect of previous land use. *Eur. J. For. Res.* **2020**, *139*, 459–472. [\[CrossRef\]](#)
218. Bazzigher, G.; Schmid, P. Sturmschäden und Fäule. *Schweiz. Z. Forstwes.* **1969**, *10*, 521–535.
219. Kohnle, U.; Kändler, G. Is Silver fir (*Abies alba*) less vulnerable to extraction damage than Norway spruce (*Picea abies*)? *Eur. J. For. Res.* **2007**, *126*, 121–129. [\[CrossRef\]](#)
220. Metzler, B.; Hecht, U.; Nill, M.; Brüchert, F.; Fink, S.; Kohnle, U. Comparing Norway spruce and silver fir regarding impact of bark wounds. *For. Ecol. Manag.* **2012**, *274*, 99–107. [\[CrossRef\]](#)
221. Oven, P.; Torelli, N. Wound response of the bark in healthy and declining silver firs (*Abies alba*). *IAWA J.* **1994**, *15*, 407–415. [\[CrossRef\]](#)
222. Oven, P.; Torelli, N. Response of the cambial zone in conifers to wounding. *Phyton Ann. Rei Bot.* **1999**, *39*, 133–137.
223. Pach, M. Spalowanie jodły na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Krynicy (Beskid Sądecki) oraz jego wpływ na wybrane cechy morfologiczne koron. *Acta Agr. Silv. Ser. Silv.* **2002**, *40*, 31–47.
224. Pach, M. Wpływ spalowania powodowanego przez jelenie na szerokość słoików rocznych pni jodeł. *Acta Agr. Silv. Ser. Silv.* **2003**, *41*, 75–82.
225. Pach, M. Wpływ spalowania powodowanego przez jelenie na przyrost wysokości i miąższości jodeł (*Abies alba* Mill.). *Acta Agr. Silv. Ser. Silv.* **2004**, *42*, 35–48.
226. Pach, M. Zasięg i dynamika rozprzestrzeniania się zgnilizny wewnątrz pni jodeł w wyniku ich spalowania przez jeleniowate. Extent and dynamics of wood decay spreading inward fir stems as a result of bark stripping by ungulates. *Sylvan* **2005**, *149*, 23–35.
227. Pach, M. Tempo zarastania spał na jodle oraz niektóre czynniki na nie wpływające. The rate of bark-stripping wound closure in fir and some factors affecting it. *Sylvan* **2008**, *152*, 46–57.
228. Isomäki, A.; Kallio, T. Consequences of injury caused by timber harvesting machines on the growth and decay of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Acta For. Fenn.* **1974**, *136*, 1–25. [\[CrossRef\]](#)
229. Gregory, S.C. The development of stain in wounded Sitka spruce stems. *Forestry* **1986**, *59*, 199–208. [\[CrossRef\]](#)
230. Barszcz, P.; Jamrozy, G. Deprecjacja drewna jodeł i jesionów spalowanych przez jelenie w lasach Beskidu Sądeckiego. *Sylvan* **2001**, *145*, 47–57.
231. Vacek, Z.; Cukor, J.; Linda, R.; Vacek, S.; Šimůnek, V.; Brichta, J.; Gallo, J.; Prokúpková, A. Bark stripping, the crucial factor affecting stem rot development and timber production of Norway spruce forests in Central Europe. *For. Ecol. Manag.* **2020**, *474*, 118360. [\[CrossRef\]](#)
232. Pietrzykowski, E.; McArthur, C.; Fitzgerald, H.; Goodwin, A.N. Influence of patch characteristics on browsing of tree seedlings by mammalian herbivores. *J. Appl. Ecol.* **2003**, *40*, 458–469. [\[CrossRef\]](#)
233. Marada, P.; Cukor, J.; Linda, R.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Havránek, F. Extensive orchards in the agricultural landscape: Effective protection against fraying damage caused by roe deer. *Sustainability* **2019**, *11*, 3738. [\[CrossRef\]](#)
234. Stutz, R.; Croak, B.; Leimar, O.; Bergvall, U. Borrowed plant defences: Deterring browsers using a forestry by-product. *For. Ecol. Manag.* **2017**, *390*, 1–7. [\[CrossRef\]](#)
235. Spake, R.; Bellamy, C.; Graham, L.; Watts, K.; Wilson, T.; Norton, L.; Wood, C.; Schmucki, R.; Bullock, J.; Eigenbrod, F. An analytical framework for spatially targeted management of natural capital. *Nat. Sustain.* **2019**, *2*, 90–97. [\[CrossRef\]](#)
236. Carpio, A.J.; Apollonio, M.; Acevedo, P. Wild ungulate overabundance in Europe: Contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Rev.* **2021**, *51*, 95–108. [\[CrossRef\]](#)
237. Valente, A.M.; Acevedo, P.; Figueiredo, A.M.; Fonseca, C.; Torres, R.T. Overabundant wild ungulate populations in Europe: Management with consideration of socio-ecological consequences. *Mammal Rev.* **2020**, *50*, 353–366. [\[CrossRef\]](#)
238. Ruprecht, J.S.; Koons, D.N.; Hersey, K.R.; Hobbs, N.T.; MacNulty, D.R. The effect of climate on population growth in a cold-adapted ungulate at its equatorial range limit. *Ecosphere* **2020**, *11*, e03058. [\[CrossRef\]](#)
239. Peláez, M.; San Miguel, A.; Rodríguez-Vigal, C.; Moreno-Gómez, Á.; del Rincón Garoz, A.G.; García-Calvo, R.P. Using retrospective life tables to assess the effect of extreme climatic conditions on ungulate demography. *Ecol. Evol.* **2022**, *12*, e8218. [\[CrossRef\]](#)
240. Capretti, P.; Korhonen, K.; Mugnai, L.; Romagnoli, C. An Intersterility group of *Heterobasidion annosum* specialized to *Abies alba*. *Eur. J. Plant Pathol.* **1990**, *20*, 231–240. [\[CrossRef\]](#)
241. Korhonen, K.; Capretti, P.; Karjalainen, R.; Stenlid, J. Distribution of *Heterobasidion annosum* intersterility groups in Europe. In *Heterobasidion Annosum: Biology, Ecology, Impact and Control*; Woodward, S.J., Stenlid, J., Karjalainen, R., Hüttermann, A., Eds.; CAB International: Wallingford, UK, 1998; pp. 93–104.
242. Oliva, J.; Colinas, C. Epidemiology of *Heterobasidion abietinum* and *Viscum album* on silver fir (*Abies alba*) stands of the Pyrenees. *For. Pathol.* **2010**, *40*, 19–32. [\[CrossRef\]](#)
243. Korhonen, K.; Holdenrieder, O. Neue Erkenntnisse über den Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum* s. l.)—Eine Literaturübersicht. *Forst Holz* **2005**, *60*, 206–211.
244. Holdenrieder, O. Krankheiten der Tanne *Abies* spp. *Schweiz. Beitr. Dendrol.* **1994**, *43*, 11–21.
245. Krieglsteiner, G.J.; Kaiser, A. *Die Großpilze Baden-Württembergs. Allgemeiner Teil: Ständerpilze: Gallert-, Rinden-, Stachel- und Porenpilze; Die Großpilze Baden-Württemberg*, 1, Verlag Eugen Ulmer: Stuttgart, Germany, 2000.

246. Kulbanska, I.M.; Plikhtyak, P.P.; Shvets, M.V.; Soroka, M.I.; Goychuk, A.F. *Lelliottia nimipressuralis* (Carter 1945) Brady et al. 2013 as the causative agent of bacterial wetwood disease of common silver fir (*Abies alba* mill.). *Folia For. Pol.* **2022**, *64*, 173–183. [\[CrossRef\]](#)
247. Pusz, W.; Baturó-Ciesniewska, A.; Kaczmarek-Pieńczewska, A.; Zwijacz-Kozica, T.; Patejuk, K. The mycobiota of needles and shoots of silver fir (*Abies alba* Mill.) with symptoms of Herpotrichia needle browning in the Tatra Mts. (Poland). *Ann. For. Res.* **2020**, *63*, 45–56. [\[CrossRef\]](#)
248. Janssen, T.; Wulf, A. *Zur Bedeutung von Misteln im Forstschutz*; Biologische Bundesanstalt für Land und Forstschutz: Berlin, Germany, 1999; p. 129.
249. Procházka, F. A centre of occurrence of *Viscum album* subsp. *album* in eastern Bohemia and an overview of the diversity of its host plants in the Czech Republic. *Preslia* **2004**, *76*, 349–359.
250. Iszkulo, G.; Armatys, L.; Dering, M.; Ksepko, M.; Tomaszewski, D.; Wazna, A.; Giertych, M.J. Mistletoe as a threat to the health state of coniferous forest. *Sylvan* **2020**, *164*, 226–236.
251. Tubeuf, K. *Monographie der Mistel*; München & Berlin: Oldenbourg, Germany, 1923.
252. Knuchel, H. *Die Holzfehler*; Classen: Zürich, Switzerland, 1947.
253. König, E. *Fehler des Holzes*; Holz-Zentralblatt Verlag: Stuttgart, Germany, 1957; 256p.
254. Noetzli, K.P.; Müller, B.; Sieber, T.N. Impact of population dynamics of white mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) on European silver fir (*Abies alba*). *Ann. For. Sci.* **2003**, *60*, 773–779.
255. Brang, P.; Spathelf, P.; Larsen, J.; Bauhus, J.; Boncina, A.; Chauvin, C.; Drössler, L.; García-Güemes, C.; Heiri, C.; Kerr, G.; et al. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* **2014**, *87*, 492–503. [\[CrossRef\]](#)
256. Nagel, T.A.; Mikac, S.; Dolinar, M.; Klopčič, M.; Keren, S.; Svoboda, M.; Diaci, J.; Bončina, A.; Paulic, V. The natural disturbance regime in forests of the Dinaric Mountains: A synthesis of evidence. *For. Ecol. Manag.* **2017**, *388*, 29–42. [\[CrossRef\]](#)
257. Maringer, J.; Stelzer, A.S.; Paul, C.; Albrecht, A.T. Ninety-five years of observed disturbance-based tree mortality modeled with climate-sensitive accelerated failure time models. *Eur. J. For. Res.* **2021**, *140*, 255–272. [\[CrossRef\]](#)
258. Vejputsková, M.; Čihák, T.; Fišer, P. The increasing drought sensitivity of silver fir (*Abies alba* Mill.) is evident in the last two decades. *J. For. Sci.* **2023**, *69*, 67–79. [\[CrossRef\]](#)
259. Koffi, B.; Koffi, E. Heat waves across Europe by the end of the 21st century: Multiregional climate simulations. *Clim. Res.* **2008**, *36*, 153–168. [\[CrossRef\]](#)
260. Kysely, J.; Gaál, L.; Beranová, R.; Plavcová, E. Climate change scenarios of precipitation extremes in Central Europe from ENSEMBLES regional climate models. *Theor. Appl. Climatol.* **2011**, *104*, 529–542. [\[CrossRef\]](#)
261. Bauhus, J.; Forrester, D.I.; Gardiner, B.; Jactel, H.; Vallejo, R.; Pretzsch, H. Ecological stability of mixed-species forests. In *Mixed-Species Forests*; Pretzsch, H., Forrester, D.I., Bauhus, J., Eds.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2017; pp. 337–382.
262. Steckel, M.; Rio, M.; Heym, M.; Aldea, J.; Bielak, K.; Brazaitis, G.; Černý, J.; Coll, L.; Collet, C.; Ehbrecht, M.; et al. Species mixing reduces drought susceptibility of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.)—Site water supply and fertility modify the mixing effect. *For. Ecol. Manag.* **2020**, *461*, 117908. [\[CrossRef\]](#)
263. Forrester, D.; Bauhus, J. A review of processes behind diversity—Productivity relationships in forests. *Curr. For. Rep.* **2016**, *2*, 45–61. [\[CrossRef\]](#)
264. Jactel, H.; Bauhus, J.; Boberg, J.; Bonal, D.; Castagnérol, B.; Gardiner, B.; Olabarria, J.; Koricheva, J.; Meurisse, N.; Brockerhoff, E. Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Curr. For. Rep.* **2017**, *3*, 223–243. [\[CrossRef\]](#)
265. Vitali, V.; Büntgen, U.; Bauhus, J. Silver fir and Douglas fir are more tolerant to extreme droughts than Norway spruce in south-western Germany. *Glob. Chang. Biol.* **2017**, *23*, 5108–5119. [\[CrossRef\]](#)
266. Ciceu, A.; Bronisz, K.; García-Duro, J.; Badea, O. Age-independent diameter increment models for mixed mountain forests. *Eur. J. For. Res.* **2022**, *141*, 781–800. [\[CrossRef\]](#)
267. Zang, C.; Hartl-Meier, C.; Dittmar, C.; Rothe, A.; Menzel, A. Patterns of drought tolerance in major European temperate forest trees: Climatic drivers and levels of variability. *Glob. Chang. Biol.* **2014**, *20*, 3767–3779. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
268. Zang, C.; Rothe, A.; Weis, W.; Pretzsch, H. Zur Baumarteneignung bei Klimawandel: Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. *Allg. Forst Jagdztg.* **2011**, *182*, 98–112.
269. Pretzsch, H.; Schütze, G.; Uhl, E. Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: Evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biol.* **2013**, *15*, 483–495. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
270. Koch, O.; de Avila, A.L.; Heinen, H.; Albrecht, A.T. Retreat of major European tree species distribution under climate change—Minor natives to the rescue? *Sustainability* **2022**, *14*, 5213. [\[CrossRef\]](#)
271. Šindelář, J.; Frýdl, J. Perspektivy jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) v lesním hospodářství České republiky. In *Jedle bělokorá—2005. Proceedings of the Jedle Bělokorá—2005, Srní, Czech Republic, 31 October–1 November 2005*; Neuhöferová, P., Ed.; ČZU FLE v Praze, Katedra Pěstování Lesů a Správa Národního Parku a Chráněné krajinné Oblasti Šumava: Praha, Czech Republic, 2005.
272. Spittlehouse, D.L.; Stewart, R.B. Adaptation to climate change in forest management. *J. Ecosyst. Manag.* **2003**, *4*, 1–11. [\[CrossRef\]](#)
273. Millar, C.I.; Stephenson, N.L.; Stephens, S.L. Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. *Ecol. Appl.* **2007**, *17*, 2145–2151. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
274. Bolte, A.; Ammer, C.; Löf, M.; Madsen, P.; Nabuurs, G.-J.; Schall, P.; Spathelf, P.; Rock, J. Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scand. J. For. Res.* **2009**, *24*, 473–482. [\[CrossRef\]](#)

275. Hiltunen, M.; Strandman, H.; Kilpeläinen, A. Optimizing forest management for climate impact and economic profitability under alternative initial stand age structures. *Biomass Bioenergy* **2021**, *147*, 106027. [CrossRef]
276. Sterck, F.; Vos, M.; Hannula, S.; de Goede, S.; de Vries, W.; Ouden, J.; Nabuurs, G.-J.; van der Putten, W.; Veen, C. Optimizing stand density for climate-smart forestry: A way forward towards resilient forests with enhanced carbon storage under extreme climate events. *Soil Biol. Biochem.* **2021**, *162*, 108396. [CrossRef]
277. Aitken, S.N.; Yeaman, S.; Holliday, J.A.; Wang, T.; Curtis-McLane, S. Adaptation, migration or extirpation: Climate change outcomes for tree populations. *Evol. Appl.* **2008**, *1*, 95–111. [CrossRef]
278. Ripple, W.J.; Wolf, C.; Newsome, T.M.; Barnard, P.; Moomaw, W.R. World scientists' warning of a climate emergency. *BioScience* **2020**, *70*, 8–12. [CrossRef]
279. Woodall, C.W.; Oswalt, C.M.; Westfall, J.A.; Perry, C.H.; Nelson, M.D.; Finley, A.O. An indicator of tree migration in forests of the eastern United States. *For. Ecol. Manag.* **2009**, *257*, 1434–1444. [CrossRef]
280. Gömöry, D.; Krajmerova, D.; Hrivnák, M.; Longauer, R. Assisted migration vs. close-to-nature forestry: What are the prospects for tree populations under climate change? *Cent. Eur. For. J.* **2020**, *66*, 63–70. [CrossRef]
281. Feurdean, A.; Tămaş, T.; Tanţău, I.; Farcas, S. Elevational variation in regional vegetation responses to late-glacial climate changes in the Carpathians. *J. Biogeogr.* **2011**, *39*, 258–271. [CrossRef]
282. Feurdean, A.; Bhagwat, S.; Willis, K.; Birks, H.; Lischke, H.; Hickler, T. Tree migration-rates: Narrowing the gap between inferred post-glacial rates and projected rates. *PLoS ONE* **2013**, *8*, e71797. [CrossRef] [PubMed]
283. Mátyás, C. What do field trials tell about the future use of forest reproductive material? In *Climate Change and Forest Genetic Diversity: Implications for Sustainable Forest Management in Europe*; Koskela, J., Buck, A., Teissier du Cros, E., Eds.; Bioversity International: Rome, Italy, 2007; pp. 53–69.
284. Iverson, L.; McKenzie, D. Tree-species range shifts in a changing climate: Detecting, modeling, assisting. *Landsc. Ecol.* **2013**, *28*, 879–889. [CrossRef]
285. Iverson, L.; Schwartz, M.; Prasad, A. How fast and far might tree species migrate in the eastern United States due to climate change? *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2004**, *13*, 209–219. [CrossRef]
286. Hackett-Pain, A.; Bogdziewicz, M. Climate change and plant reproduction: Trends and drivers of mast seeding change. *Philos. Trans. R. Soc. B* **2021**, *376*, 20200379. [CrossRef] [PubMed]
287. Chroust, L. *Pěstování Lesa. Doplnkový Učební Text; Ústav Pěstování Lesa LDF MZLU: Brno, Czech Republic, 2001; Available online: https://rumex.mendelu.cz/uzpl/pestovani_v_heslech/pestov/pest_pojmy.html (accessed on 18 April 2024).*
288. Feurdean, A.; Willis, K.J. Long-term variability of *Abies alba* in NW Romania: Implications for its conservation management. *Divers. Distrib.* **2008**, *14*, 1004–1017. [CrossRef]
289. Hlavová, Z. Technologie skladování a předosevní příprava pro jedli bělokorou a buk lesní používané v lesnickém závodě Týniště nad Orlicí. In *Pěstování Sadebního Materiálu z Dlouhodobě Skladovaného Osiva Buku a Jedle. Proceedings of the Pěstování Sadebního Materiálu z Dlouhodobě Skladovaného Osiva Buku a Jedle, Hradec Králové, Czech Republic, 17 June 1999*; AVE Centrum: Opava, Czech Republic, 1999; pp. 18–20.
290. Chválová, K. Skúsenosti so spracovániím, skladovániím a predsejbovou prípravou buka a jedle na Slovensku. In *Pěstování Sadebního Materiálu z Dlouhodobě Skladovaného Osiva Buku a Jedle. Proceedings of the Pěstování Sadebního Materiálu z Dlouhodobě Skladovaného Osiva Buku a Jedle, Hradec Králové, Czech Republic, 17 June 1999*; AVE Centrum: Opava, Czech Republic, 1999; pp. 27–31.
291. Teodosiu, M.; Botezatu, A.; Ciocirlan, E.; Mihai, G. Variation of cones production in a silver fir (*Abies alba* Mill.) clonal seed orchard. *Forests* **2023**, *14*, 17. [CrossRef]
292. de Andrés, E.G.; Camarero, J.J.; Martínéz, I.; Coll, L. Uncoupled spatiotemporal patterns of seed dispersal and regeneration in Pyrenean silver fir populations. *For. Ecol. Manag.* **2014**, *319*, 18–28. [CrossRef]
293. Ruiz de la Torre, J. *Flora Mayor*; ICONA-OAPN: Madrid, Spain, 2006.
294. Gradi, A. La conoscenza del contenuto d acqua degli strobili a dei semi fattore determinante per una razionale preparazione delle sementi di conifere a per la loro conservazione. *Monti Bosch* **1963**, *14*, 195–208.
295. Walter, V. *Rozmnožování Okrasných Stromů a Keřů (Propagation of the Ornamental Trees and Shrubs)*; Brázda: Praha, Czech Republic, 1978; 312p.
296. Leadem, C.L. *Quick Tests for Tree Seed Viability*; Land Management Report No. 18; BC Ministry of Forests, Research Branch: Victoria, BC, Canada, 1984; p. 45.
297. Palátová, E. *Zakládání Lesa I. Lesní Semenářství*; MZLU: Brno, Czech Republic, 2008; p. 119.
298. Řezníčková, J.; Bezděčková, L.; Procházková, Z. Cone collection and processing, storing, pre-sowing treatment and quality of European silver fir (*Abies alba*) seeds: A literature review. *Rep. For. Res.* **2010**, *55*, 180–186.
299. Messer, H.; Hanau, W. Der Wassergehalt des Forstsaatgutes als Grundlage der Ernte-, Veredelungs- und Aufbewahrungsmassnahmen. *Forst Holz.* **1959**, *9*, 226–229.
300. Musil, I.; Hamerník, J. *Lesnická Dendrologie 1: Jehličnaté Dřeviny: Přehled Nahosemenných (i Vjtrusných) Dřevin*; Česká Zemědělská Univerzita: Praha, Czech Republic, 2002; pp. 79–98, 177.
301. Kantor, P.E.A. *Zakládání Lesů*; Státní Zemědělské Nakladatelství: Praha, Czech Republic, 1965; p. 490.
302. Dušek, V.; Kotyza, F. *Moderní Lesní Školkařství*; Státní Zemědělské Nakladatelství: Praha, Czech Republic, 1970; p. 480.
303. Kupka, I. Reaction of Silver fir (*Abies alba* Mill.) plantation to fertilization. *J. For. Sci.* **2005**, *51*, 95–100. [CrossRef]

304. Pesendorfer, M.B.; Bogdziewicz, M.; Borowski, Z.; Kantorowicz, W.; Espelta, J.M.; Fernández-Martínez, M. Investigating the relationship between climate, stand age, and temporal trends in masting behavior of European forest trees. *Glob. Chang. Biol.* **2020**, *26*, 1654–1667. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
305. Stejskalová, J.; Kupka, I. Forest vegetation zones influence on seed quality of silver fir (*Abies alba* Mill.). In *Proceedings of Central European Silviculture—12th International Conference. Proceedings of Central European Silviculture 2011, Opočno, Czech Republic, 28–29 June 2011*; Kacálek, D., Jurásek, A., Novák, J., Slodičák, M., Eds.; Forestry and Game Management Research Institute, Strnady—Opočno Research Station: Opočno, Czech Republic, 2011; pp. 235–242.
306. Bezděčková, L.; Řezníčková, J. Effect of pre-sowing treatment on the germination and emergence of silver fir seeds. *Rep. For. Res.* **2012**, *57*, 249–256.
307. Skořepa, H. Jedle bělokorá v našich lesích. *Živa* **2006**, *3*, 105–110.
308. Boncaldo, E.; Bruno, G.; Tommasi, F.; Mastropasqua, L. Germinability and fungal occurrence in seeds of *Abies alba* Mill. populations in southern Italy. *Plant Biosyst.* **2010**, *144*, 740–745. [[CrossRef](#)]
309. Gradečki-Poštenjak, M.; Čelepurović, N. The influence of crown defoliation on the variability of some physiological and morphological properties of silver fir (*Abies alba*) seeds in the seed zone of Dinaric beech-fir forests in Croatia. *Period. Biol.* **2016**, *117*, 479–492. [[CrossRef](#)]
310. Kerr, G.; Stokes, V.; Peace, A.; Jinks, R. Effects of provenance on the survival, growth and stem form of European silver fir (*Abies alba* Mill.) in Britain. *Eur. J. For. Res.* **2015**, *134*, 349–363. [[CrossRef](#)]
311. Gunia, S.; Łukasiewicz, J.; Szeligowski, H. The first Polish provenance experiments with silver fir *Abies alba* Mill. *For. Res. Pap.* **2019**, *80*, 201–212. [[CrossRef](#)]
312. Stepniewska, H.; Rebisz, P. Mycorrhizae of fir (*Abies alba* Mill.) seedlings growing on sawdust-peat substrates of different periods of utilization. *Sylvan* **2004**, *8*, 34–42.
313. Jaworski, A. *Charakterystyka Hodowlana Drzew Leśnych*; Gutenberg: Kraków, Poland, 1995; p. 237.
314. Čater, M.; Diaci, J. Scientific support for close-to-nature forestry. In *Forests and Forestry in Slovenia*; Čater, M., Železnik, P., Eds.; Studia Forestalia Slovenica: Ljubljana, Slovenia, 2021; pp. 55–58.
315. Čater, M.; Adamič, P.; Dařenová, E. Response of beech and fir to different light intensities along the Carpathian and Dinaric Mountains. *Front. Plant Sci.* **2024**, *15*, 1380275. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
316. Čater, M.; Levanič, T. Beech and silver fir's response along the Balkan's latitudinal gradient. *Sci. Rep.* **2019**, *9*, 16269. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
317. Adamič, P.C.; Levanic, T.; Hanzu, M.; Čater, M. Growth response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) to climate factors along the Carpathian massive. *Forests* **2023**, *14*, 1318. [[CrossRef](#)]
318. Szymura, T.H. Silver fir sapling bank in seminatural stand: Individuals architecture and vitality. *For. Ecol. Manag.* **2005**, *212*, 101–108. [[CrossRef](#)]
319. Kantor, P. Obnova jedle bělokoré. In *Pěstování a Umělá Obnova Jedle Bělokoré. Proceedings of the Pěstování a Umělá Obnova Jedle Bělokoré, Chudobín u Litovele, Czech Republic, 28 August 2001*; Kotrla, K., Kyslík, P., Eds.; Česká lesnická společnost: Praha, Czech Republic, 2001; pp. 5–13.
320. Čater, M. Response and mortality of beech, fir, spruce and sycamore to rapid light exposure after large-scale disturbance. *For. Ecol. Manag.* **2021**, *498*, 119554. [[CrossRef](#)]
321. Backman, G. *Wachstum und Organische Zeit*; J. A. Barth: Leipzig, Germany, 1943.
322. Bezačinský, H. *Problém Odumierania Jedle na Slovensku z Pestovateľského Hľadiska*; VŠLD: Zvolen, Slovakia, 1962; pp. 87–102.
323. Vinš, B. Příspěvek k výzkumu proměnlivosti jedle (*Abies alba* Mill.). *Rozpravy Čs. Akademie věd řada mat. a přír. věd* **1966**, *76*, 1–82.
324. Zakopal, V. Studie u nás vytvořených tvarů výběrného lesa. *Lesnictví* **1959**, *5*, 995–1012.
325. Robakowski, P.; Bieliniś, E. Needle age dependence of photosynthesis along a light gradient within an *Abies alba* crown. *Acta Physiol. Plant.* **2017**, *39*, 83. [[CrossRef](#)]
326. Jarzyna, K. Climatic hazards for native tree species in Poland with special regards to silver fir (*Abies alba* Mill.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.). *Theor. Appl. Climatol.* **2021**, *144*, 581–591. [[CrossRef](#)]
327. Piedallu, C.; Dallery, D.; Bresson, C.; Legay, M.; Gégout, J.C.; Pierrat, R. Spatial vulnerability assessment of silver fir and Norway spruce dieback driven by climate warming. *Landsc. Ecol.* **2023**, *38*, 341–361. [[CrossRef](#)]
328. Zakopal, V. Struktura porostů jako základní příčina hynutí jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) v našich lesích. *Lesnictví* **1978**, *24*, 731–754.
329. Sokol, A. Jedlové porasty. In *Pěstění lesů III*; Polanský, D., Jurča, J., Zachar, D., Bezačinský, H., Korpel, Š., Zlatník, A., Pelíšek, J., Sokol, A., Čížek, J., Eds.; SZN: Praha, Czech Republic, 1956; pp. 439–446.
330. Kadlus, Z. Obnova jedle v hospodářských porostech smrku a borovice na stanovištích jedlových doubrav. *Práce VÚLHM* **1970**, *39*, 79–102.
331. Průša, E. *Die Böhmisches und Mährischen Urwälder, Ihre Struktur und Ökologie*; Academia: Praha, Czech Republic, 1985; p. 578.
332. Vrška, T.; Adam, D.; Hort, L.; Kolář, T.; Janík, D. European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) rotation in the Carpathians—A developmental cycle or a linear trend induced by man? *For. Ecol. Manag.* **2009**, *258*, 347–356. [[CrossRef](#)]
333. Klopčič, M.; Bončina, A. A century long dynamics of silver fir population in mixed silver fir-European beech forests. *Zb. Gozdarstva Lesar.* **2012**, *97*, 43–54.

-
334. Polách, R.; Špulák, O. Prosperity of Silver fir planted under preparatory stands of pioneer broadleaves of different stocking and age. *Rep. For. Res.* **2022**, *64*, 269–277.
 335. Bončina, A. History, current status and future prospects of uneven-aged forest management in the Dinaric region: An overview. *Forestry* **2011**, *84*, 467–478. [[CrossRef](#)]
 336. Kerr, G. The management of silver fir forests: De Liocourt (1898) revisited. *Forestry* **2014**, *87*, 29–38. [[CrossRef](#)]
 337. Lindner, M.; Fitzgerald, J.B.; Zimmermann, N.E.; Reyer, C.; Delzon, S.; van der Maaten, E.; Schelhaas, M.-J.; Lasch, P.; Eggers, J.; van der Maaten-Theunissen, M.; et al. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *J. Environ. Manag.* **2014**, *146*, 69–83. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 338. Niinemets, Ü. Responses of forest trees to single and multiple environmental stresses from seedlings to mature plants: Past stress history, stress interactions, tolerance and acclimation. *For. Ecol. Manag.* **2010**, *260*, 1623–1639. [[CrossRef](#)]

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

5.3. Tematický okruh 2: Růstová dynamika jedle bělokoré v obnově lesa a reprodukci

5.3.1. Článek 2: Vyhodnocení pěstování jedle bělokoré od sběru semenné suroviny po zajištěný porost v podmínkách 3. a 4. LVS

Citace: Bledý M., Vacek S., Vacek Z., Cukor J., Černý J., Šimůnek V., Pechačová J., Brabec P., Budínský J., Kuběnka M., Gallo J., 2026: Vyhodnocení pěstování jedle bělokoré od sběru semenné suroviny po zajištěný porost v podmínkách 3. a 4. LVS, Zprávy lesnického výzkumu 2/2026, 787, 10.59269/zlv/2026/2/787

Abstrakt

Jedle bělokorá (*Abies alba* Mill.) je klíčovým původní dřevinou středoevropských lesů, která se vyznačuje vysokou produkční schopností a ekologickým a adaptačním potenciálem v podmínkách probíhající globálních klimatických změn. Tato studie se zaměřuje na komplexní hodnocení pěstování jedle, od sběru semenného materiálu přes kvalitu semen a kvalitu sadebního materiálu až po ekonomické aspekty založení a zajištění porostu v podmínkách 3. a 4. lesního vegetačního stupně v České republice (Středočeský a Plzeňský kraj). Výsledky odhalily výraznou meziroční variabilitu sypavosti šišek, která se pohybovala od 5,8 % (2022) do 18,9 % (2024), přičemž průměrná hodnota činila přibližně 14 %, což představuje nejvyšší hodnoty mezi původními jehličnany. Klíčivost semen se během hodnoceného období významně nelišila od dlouhodobých průměrů (46 % v roce 2018, 52 % v roce 2020 a 57 % v roce 2022); po jednom roce skladování mražením však byl zaznamenán výrazný pokles na 23 %. Četnost let s bohatou úrodou semen byla odhadnuta na přibližně jednou za čtyři roky. Průměrná výpěstnost semenáčků v období 2018–2025 dosáhla hodnoty 3 262 ks kg⁻¹ na substrátu a 2 582 ks kg⁻¹ na minerální půdě. Hodnocena byla také výpěstnost prostokořenných i krytokořenných sazenic ve věku a způsobu pěstování 2+2; 2+3; 2+k1. Výsledná výpěstnost se pohybuje v rozmezí 2220–2805 ks kg⁻¹ osiva. Nákladová cena na pěstování prostokořenných sazenic se pohybuje v rozmezí 4,40–7,98 Kč/ks. Náklady na pěstování značně ovlivňuje cena lidské práce a vstupních nákladů – rozpěstovaný semenáček. Náklady na pěstování krytokořenné sazenice ve věku 3 roky byl kalkulovány na 7,20 Kč/ks. Ztráty sazenic po výsadbě v průběhu desetiletého období se pohybovaly v rozmezí 10 až 15 %. Ekonomická analýza ukázala, že náklady na založení a zajištění 1 ha porostů jedle bělokoré, při použití minimálních počtů sazenic, pětileté

následné péče, oplocení, chemické ochrany výsadby, jednoho odstranění nežádoucích dřevin a jedné prořezávky činily 229 000–238 800 Kč/ha. Při využití státní dotační politiky lze čerpat tyto příspěvky z Nařízení vlády č. 455/2021 Sb. (dříve NV 30/2014 Sb.): dotace na obnovu lesa melioračními dřevinami ve výši 15 Kč /ks; 9 Kč /ks za dřevinu základní cílovou. Dotace na oplocování (kalkulováno 400 bm a dále 70 000kč/km, dotace na následnou péči o lesní porost do 5 let věku (16 000/ha/5 let), dotace výchova lesních porostů 10 000 Kč/ha. Při využití výše vyjmenovaných dotačních titulů se cena zajištěné kultury jedle snižuje na úroveň 44 515 Kč – 59 571 Kč/ha. Pokud vlastník lesa disponuje školkařským provozem, tak dokáže ve standardních podmínkách tyto náklady díky vlastnímu reprodukčnímu materiálu snížit až na úroveň 15 000–19 000 Kč na 1 ha zajištěné kultury. Získané výsledky potvrzují vysoký produkční, ekologický a adaptační potenciál jedle bělokoré jako perspektivního druhu dřeviny pro přeměnu smrkových a jiných monokultur a pro vytváření strukturálně stabilních lesních porostů s významným potenciálem pro sekvestraci uhlíku v podmínkách globálního oteplování.

Klíčová slova: lesní hospodářství, klimatická změna, lesní školky, produkce osiva, ekonomické hodnocení, doporučení pro praxi

VYHODNOCENÍ PĚSTOVÁNÍ JEDLE BĚLOKORÉ OD SBĚRU SEMENNÉ SUROVINY PO ZAJIŠTĚNÝ POROST V PODMÍNKÁCH 3. A 4. LVS

EVALUATION OF SILVER FIR SILVICULTURE FROM SEED COLLECTION TO ESTABLISHED STANDS UNDER CONDITIONS OF THE 3RD AND 4TH FOREST VEGETATION ZONES

MICHAL BLEDÝ^{1,2)} - STANISLAV VACEK¹⁾ - ZDENĚK VACEK¹⁾ - JAN CUKOR^{1,3)} - JAKUB ČERNÝ^{1,3,4)} ✉ - VÁCLAV ŠIMŮNEK¹⁾ - JOHANA PECHAČOVÁ³⁾ - PAVEL BRABEC¹⁾ - JAN BUDÍNSKÝ¹⁾ - MICHAL KUBĚNKA⁵⁾ - JOSEF GALLO¹⁾

¹⁾Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesů, Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 - Suchbát, Czech Republic

²⁾Colloredo-Mannsfeld spol. s r. o., Švabínská 279, 338 08 Zbiroh, Czech Republic

³⁾Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic

⁴⁾Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic

⁵⁾Univerzita Pardubice, Fakulta ekonomicko-správní, Studentská 95, 532 10 Pardubice 2, Czech Republic

✉ e-mail: cerny@vulhmop.cz

ORCID: M. Bledý 0009-0002-5745-2609
S. Vacek 0000-0002-5234-1881
Z. Vacek 0000-0002-7269-4174
J. Cukor 0000-0002-0003-3174

J. Černý 0000-0002-9954-1506
J. Budínský 0009-0005-2859-6963
M. Kuběnka 0000-0001-6636-1018
J. Gallo 0000-0002-7169-6477

ABSTRACT

Silver fir (*Abies alba* Mill.) is a key native tree species in Central European forests, exhibiting high production capacity and ecological and adaptive potential under ongoing global climate change (GCC). This study focuses on a comprehensive evaluation of fir cultivation, from seed material collection through seed quality and planting stock performance to the economic aspects of stand establishment and securing under the conditions of the 3rd and 4th forest vegetation zones in Czechia (Central Bohemian and Plzeň regions). The results revealed pronounced inter-annual variability in seed purity, ranging from 5.8% (2022) to 18.9% (2024), with a mean value of approximately 14%, representing the highest values among native conifers. Seed germination capacity did not differ significantly from long-term averages during the evaluated period (46% in 2018, 52% in 2020, and 57% in 2022); however, a marked decline to 23% was observed after one year of frozen storage. The frequency of strong seed years was estimated at approximately four years. Mean absolute planting stock yield for the period 2018–2025 reached 3,262 seedlings kg⁻¹ on substrate and 2,582 seedlings kg⁻¹ on mineral soil. Post-planting losses over a ten-year period ranged between 10% and 15%. Economic analysis indicated that the costs of establishing and securing 1 ha of silver fir stands, including minimum planting densities, five years of follow-up management, fencing, chemical protection of plantations, one removal of undesirable tree species, and one thinning operation, amounted to 229,000–238,800 CZK/ha. The obtained results confirm the high production, ecological, and adaptive potential of silver fir as a promising species for the conversion of spruce-dominated and other monocultures and for developing structurally stable forest stands with substantial carbon sequestration potential under GCC conditions.

For more information see Summary at the end of the article.

Klíčová slova: lesní hospodářství; klimatická změna; lesní školky; produkce osiva; ekonomické hodnocení; doporučení pro praxi

Key words: forest management; climate change; forest nurseries; seed production; economic evaluation; practice recommendations

ÚVOD

Jedle bělokora (*Abies alba* Mill.) patří mezi klíčové dřeviny středo-evropských lesů s vysokým ekologickým, produkčním a adaptačním potenciálem (TINNER et al. 2013; BUCHER 2014; SAN-MIGUEL-AYANZ et al. 2016; MIKULENKA et al. 2020; BLEDÝ et al. 2024). S postupující globální klimatickou změnou (GKZ) se v lesních ekosystémech častěji objevují různé typy disturbancí, které výrazně ovlivňují mortalitu, růstové procesy i zdravotní stav stromů (SEIDL et al. 2017; MCDOWELL et al. 2020; VACEK et al. 2023; VEJPUSTKOVÁ et al. 2023), což se odráží i v reprodukci dřevin (VACEK, HEJCMAN 2012; HACKETT-PAIN et al. 2019; FOEST et al. 2024). Stabilní a úspěšná reprodukce stromů je proto nezbytná pro zachování strukturálně a funkčně stabilních lesních porostů (CLARK et al. 2021; BOGDZIEWICZ 2022; FALK et al. 2022).

Periodicita semenných let u dřevin, včetně jedle bělokora, je v podmínkách GKZ předmětem výrazného vědeckého zájmu (např. PEARSE et al. 2016; BOGDZIEWICZ et al. 2019, 2023, 2024; ŠIMŮNEK et al. 2026). Většina druhů lesních dřevin produkuje semena nepravidelně, s delšími a víceletými intervaly mezi silnými semennými roky (KOENIG, KNOPS 2000; MARTÍN et al. 2015; KOENIG et al. 2020). Na individuální variabilitu plodnosti mají vliv faktory jako věk a velikost stromu, genotyp, stav porostu, stanovištní podmínky, obhospodařování a environmentální změny (KANG 2003). Jedle začíná plodit u solitérních jedinců ve věku 25–35 let a v zapojených porostech ve věku 60–70 let, přičemž kvetení probíhá od května do poloviny července v závislosti na nadmořské výšce a semenné roky se vyskytují v dvouletých intervalech v nižších polohách, zatímco ve vyšších polohách každých tři až pět let (BLEDÝ et al. 2024). Z tohoto důvodu je nezbytné sledovat plodivost jedle bělokora dlouhodobě, aby bylo možné kvantifikovat variabilitu semenných let v závislosti na stanovišti a struktuře porostu a pochopit její ekologické důsledky pro dynamiku lesních ekosystémů (KNOPS et al. 2007; SZABÓ 2012; KOENIG et al. 2020). Tento přístup umožňuje rovněž zohlednit vliv predátorů semen (CURRAN, LEIGHTON 2000; KOENIG, KNOPS 2001) a přispívá k efektivnějšímu plánování sběru semen i podpory přirozené obnovy (WOLF 2003; GREENE, JOHNSON 2004; BROOME et al. 2007; PUKKALA et al. 2010).

U jedle bělokora se v posledních letech projevuje trend ústupu z nižších, teplejších a sušších poloh. Naopak lepší prosperita byla zaznamenána ve vyšších nadmořských výškách a na severní hranici jejího areálu (JAWORSKI 2011; FICKO et al. 2011; GAZOL et al. 2015; ČAVLOVIČ et al. 2015; ŠIMŮNEK et al. 2023). Předpokládá se, že GKZ omezí její přirozené rozšíření (DOBROWOLSKA et al. 2017). Historicky byl pokles jedle bělokora v ČR a dalších evropských státech zaznamenán během imisních kalamit 60.–90. let 20. století, kdy synergické působení abiotických, biotických a antropogenních faktorů výrazně snížilo její zastoupení (SENN, SUTER 2003; ELLING et al. 2009; VRŠKA et al. 2009; VACEK et al. 2015; MIKULENKA et al. 2020). Po výrazném snížení imisí koncem 90. let došlo k obnovení růstu a vitality porostů (VACEK et al. 2007; ELLING et al. 2009; BOŠEĚA et al. 2014; BÜNTGEN et al. 2014; ČAVLOVIČ et al. 2015), avšak současný podíl jedle ve srovnání s její přirozenou druhovou skladbou stále zůstává v ČR nedostatečný: 1,3 % vs. 19,8 % (POLENO et al. 2009; MZE 2024). Trend zvyšování zastoupení jedle na území ČR je pozitivní, stále však není plně využito její potenciál k nahrazení smrku ztepilého (*Picea abies* [L.] Karst.) ve středních a vyšších polohách (POLENO et al. 2009; MZE 2025). Jedle bělokora vyžaduje intenzivní ochranu a management zejména na oglejených a podmačených stanovištích, kde nemá adekvátní náhradu (POLENO et al. 2009). Populace z východní hranice areálu mohou mít významný potenciál zmírnit negativní dopady oteplování v kontextu GKZ (FADY et al. 1999, 2016; MIHAI et al. 2018; TEODOSIU et al. 2019).

I přes větší pozornost věnovanou obnově jedle se její zastoupení zvyšuje jen pozvolna, což je dáno zejména vysokými škodami způsobenými spárkatou zvěří (VACEK et al. 2015, 2022; CUKOR et al. 2023). Reprodukční materiál jedle může být v ČR využit k obnově přibližně

5 000 ha ročně podle legislativně stanovených minimálních počtů, přičemž v období 2010–2022 bylo ročně sesbíráno 5,9–134,5 tun semenné suroviny, vylouštěno 0,6–13,4 tun semen a vyprodukováno 1,8–40,3 milionu semenáčků/sazenic s narůstající tendencí v posledních letech (BLEDÝ et al. 2024). V produkci osiva byly zaznamenány výrazné semenné roky v letech 2015 (48,6 t), 2018 (78,9 t), 2020 (115,7 t), 2022 (134,5 t) a 2024 (58,3 t), které současně odrážely zvýšenou poptávku po sadebním materiálu v souvislosti s rozsáhlou kůrovcovou kalamitou a následnou obnovou kalamitních ploch v ČR (MZE 2025). Sběr šišek jedle v našich podmínkách probíhá převážně ručně trháním ze stojících, případně vytěžených stromů (KUPKA 2005). Z pohledu vlastníka lesa je ekonomicky nejefektivnější sběr z pokácených stromů, pokud disponuje dostatkem zdrojů semenného materiálu. V současnosti jsou takové možnosti značně omezeny a sběr se proto realizuje z větší části ze stojících stromů, což klade vyšší nároky na organizaci práce i manipulaci se šíškami. Velikost jedlových šišek se pohybuje v rozmezí délky od 7,6 do 19,9 cm a tloušťky od 2,9 do 5,2 cm (ANISZEWSKA, BŁUSZKOWSKA 2016).

V ČR je však v současnosti stále nedostatek uznaných zdrojů reprodukčního materiálu jedle bělokora, i když za posledních 5 let došlo k nárůstu o 23,2 % v roce 2022, což plošně odpovídá 4451,17 ha, přičemž dominují identifikované (54,4 %) a selektované (40,2 %) zdroje (MZE 2024). Cílem tohoto článku bylo komplexně vyhodnotit parametry semenné suroviny a osiva jedle bělokora, kvalitu osiva, výpěstnost semenáčků a sazenic, ekonomickou efektivitu pěstování ve školkařských provozech a semennou produkci ve středních a západních Čechách, a to jako nezbytný předpoklad úspěšné obnovy jedlových porostů. Současně práce poskytuje lesnickému provozu doporučení pro využití jedle bělokora při přeměně monokultur smrku i dalších dřevin a při budování strukturálně bohatých a diverzifikovaných lesů s vysokou produkcí a potenciálem sekvence uhlíku v kontextu probíhající GKZ.

MATERIÁL A METODIKA

Zájmové území

Zájmové území se nachází v Plzeňském kraji na majetku společnosti Colloredo-Mannsfeld spol. s r. o., převážně ve 3. a 4. lesním vegetačním stupni (300–721 m n. m.). Území představuje oblast mírně teplého klimatického regionu s přechodem k chladnějším polohám. Podle klimatické Köppen-Geigerovy klasifikace náleží k mírnému oceánickému podnebí (Cfb; PEEL et al. 2007; BECK et al. 2018). Průměrná roční teplota vzduchu se zde pohybuje mezi 6,5 a 8,0 °C, přičemž vegetační období trvá zhruba od dubna do října. Roční úhrn srážek dosahuje 600–750 mm, s maximem v letních měsících. Z hlediska typologie se jedná zejména o *Querceto-Fagetum acidophilum*, *Fagetum acidophilum*, *Abieti-Querceto-Fagetum variohumidum*, *Querceto-Abietum variohumidum mesotrophicum*, *Abieto-Quercetum variohumidum acidophilum*, *Querceto-Abietum variohumidum acidophilum*, *Querceto-Fagetum oligo-mesotrophicum* a *Fagetum oligo-mesotrophicum* (VIEWEGH et al. 2003), přičemž převládajícími půdními typy zde jsou kambizemě a pseudogleje.

Sběr semenné suroviny, luštění osiva a hodnocení jeho kvality

Sběr semenné suroviny byl prováděn v letech 2018–2025 vždy v období od konce srpna do poloviny září z vybraných porostů fenotypové třídy B s nadprůměrnou produkcí. Luštění osiva bylo prováděno přirozeným způsobem, tj. ponecháním šišek v dobře větraném prostoru s pravidelným přesunem semenné suroviny pro zamezení jejího napadení houbovými patogeny. Následně byly jednotlivé složky semenné suroviny odděleny na frakce pomocí selekce na sítích s vibračním po-

hybem. Osivo bylo dále na sítěch s rozdílnou velikostí ok mechanicky odkřídleno a poté bylo osivo s drobnými nečistotami finálně dočištěno pomocí vzduchového separátoru nečistot. Doba přirozeného rozpadu se obecně pohybovala v rozmezí 1 až 2 měsíců po terénním sběru.

Praktické vyhodnocení oddílů osiv jedle bělokoré probíhalo porovnáním parametrů sypavosti šišek a klíčovosti osiva, přičemž byly sledovány rozdíly mezi roky sběru a vliv časového období sběru na sypavost a klíčovost. Veškeré operace byly podrobeny ekonomickému zhodnocení v cenách v místě i v čase obvyklých. Sypavost šišek udává poměr váhy osiva vylustěného ze semenné suroviny. Klíčovost semen je udávána jako procentuální podíl semen, která za stanovených podmínek vyklíčí a vytvoří životaschopné semenáčky. Klíčovost oddílů jedle pocházejících z vlastních sběrů (Colloredo-Mannsfeld spol. s r. o.) na území Plzeňského kraje byla hodnocena testy osiva podle ČSN 48 1211 ve výzkumné stanici Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti v Kunovicích.

Způsoby provádění sítí

Síje byly prováděny do minerální půdy i pěstební substrátu. V největší míře byly využity podzimní síje s termínem do konce měsíce listopadu. Jarní síje byly prováděny pouze u stratifikovaných oddílů osiv a probíhaly po kritickém období pozdních mrazů v druhé polovině měsíce května tak, aby osivo vyklíčilo po tomto nepříznivém období a nebylo s vysokou pravděpodobností ohroženo mrazem. Ošetření proti houbovým patogenům bylo provedeno před vlastním výsevem standardními přípravky k ochraně rostlin. K zásypu sítí byl použit sklářský písek s výškou zásypu 1–2 cm.

Výpěstnost semenáčků a sazenic

Výpěstnost semenáčků byla sledována na třech vybraných lokalitách semenišť pro pěstování semenáčků v tzv. dunemanech (pěstební okna s betonovými či dřevěnými rámy) v letech 2020–2024. Výpěstnost sazenic byla sledována v pěti lesních školkách pro prostokořennou sadbu a v jedné lesní školce pro krytokořennou sadbu od 400 m n. m. do 535 m n. m. v rámci několika oddílů osiva původu (PLO 7; 3. a 4. LVS) ve výše uvedeném časovém rozmezí. Do hodnocení byla zahrnuta výroba prostokořenných i krytokořenných sazenic. Standardní srovnávané oddíly sadebního materiálu se pohybovaly ve věku 3–5 let v těchto pěstebních vzorcích 2+k1; 2+k2; 2+2; 2+3. Ekonomická analýza výpěstnosti semenáčků a sazenic zahrnuje náklady na vylustění osiva, substrát, školkování semenáčků (z půdy do půdy/z půdy do obalu), dále náklady na péči o oddíly ve struktuře: cena práce za mechanické pletí, cena práce za ošetřování herbicidy a fungicidy, cena přípravků pro ochranu rostlin, podíl vstupní ceny pěstebních sadbovačů, cena práce při sítí/školkování, cena práce za přípravu a expedici sazenic. Do hodnocení byly zahrnuty průběžné výsledky na základě výpěstnosti ks/kg. Výpěstnost semenáčků byla porovnávána při pěstování na substrátu a minerální půdě. Předmětem hodnocení byla kvalita a vyspělost sadebního materiálu, početnost, poškození a ekonomické zhodnocení. Základním ukazatelem byly přepočty jedinců na kg osiva. Současně byly hodnoceny a srovnávány výpěstnosti na 1 m².

Ekonomické zhodnocení následné péče a zajištěnosti jedlových kultur

Ekonomické hodnocení zahrnuje náklady na založení a následnou péči o jedlové kultury vztažené na plochu 1 ha. Do kalkulace jsou zahrnuty náklady na přípravu půdy pro obnovu lesa (Kč/ha), odstranění klestu (Kč/ha), první sadba jamková (Kč/ks), cena sazenice (Kč/ks), ošetření proti klikorohu borovému (*Hyllobius abietis* L.) – dvě

ošetření v prvním roce po výsadbě (Kč/ha), mechanickou ochranu kultur (Kč/ha): 7 zásahů do 5 let věku kultury v pruzích, chemickou ochranu kultur (Kč/ha): 5 zásahů, oplocení: 400 běžných metrů včetně nákladů na opravu oplocenek a následné rozebrání oplocení (Kč/km), náklady na prostrhávání/výřez nežádoucích dřevin: 1 zásah (Kč/ha) a první prořezávku (Kč/ha).

Zajištěnost porostu je definována zákonem jako porost, v němž jsou jedinci po ploše rovnoměrně jednotlivě nebo skupinovitě rozmístěni a jejich počet je alespoň 80 % minimálního počtu pro obnovu nebo zalesnění uvedeného v příloze č. 4 k vyhlášce 456/2021 Sb., jedinci vykazují trvalý výškový přírůst a jedinci jsou odrostlí negativnímu vlivu buřene a nejsou výrazně poškozeni. V této formě je hodnocen výpočet zajištěnosti uměle zakládaných kultur v 5. roce věku porostu u všech druhů dřevin. Je však nutné zahrnout vliv růstové dynamiky dřevin individuálně a taktéž přistoupení k ekonomickému vyhodnocení. Při použití těchto kritérií byla jedle zařazena do skupiny, kdy zajištěnost porostu nastává ve středních polohách v 7. roce od založení kultury. Zvýšení nákladů tedy spočívá pouze ve dvou letech následné péče navíc. Pro státní vlastníky je vyhodnocení vytvořeno bez ohledu na státní dotační politiku. Pro nestátní vlastníky je tato kalkulace doplněna o propočet s dotací státu dle nařízení vlády (NV) č. 30/2014 Sb., ve znění novelizováno NV č. 455/2021 Sb., přičemž v loňském roce (2025) prozatím beze změny výše příspěvků a jeho podrobných změn souvisejících s novelizací zákona o lesích.

VÝSLEDKY

Vyhodnocení sypavosti šišek

U hodnocených oddílů osiva jedle bělokoré pocházejících z Brdské vrchoviny (3.–4. LVS) byly v rámci sběrů semenné suroviny, realizovaných v Plzeňském kraji zjištěny výrazné rozdíly v hodnotách sypavosti šišek. Nejnížší sypavost šišek byla sledována u oddílu osiva v roce 2022 (5,8 %). Při srovnání oddílů s rozdílným termínem sběru (konec srpna a polovina září) je rozdíl v sypavosti pouze 0,6 %. Při srovnání sypavosti mezi oddíly osiva z různých porostů taktéž nejsou významné rozdíly (0,7 %). Nejvyšší sypavost se u zkoumaných oddílů pohybovala na úrovni 18,9 %. Naopak krajní hodnota nejnižší sypavosti dosahovala hodnoty 5,8 %. Extrémně špatná sypavost 5–6 % hraničí s efektivitou sběru. V tomto případě je osivo zatíženo neúměrně vysokými náklady (1 800 Kč/kg). Extrémně vysoká sypavost ekonomickou efektivitu výrazně zlepšuje, avšak sama o sobě nevypovídá o skutečném pěstebním výsledku. Vysoký podíl semen v některých případech nemá dostatečné kvalitativní parametry, jako jsou klíčovost, životnost a energie klíčení.

Rozsah sběru semenné suroviny byl determinován aktuální potřebou a poptávkou po reprodukčním materiálu a současně odpovídal periodicitě semenných let. Na území Plzeňského kraje byl v hodnoceném období zaznamenán výskyt semenného roku v průměru jednou za dva roky, přičemž silné semenné roky se v dlouhodobém průměru opakovaly v intervalu přibližně čtyř let (Tab. 1). Za silné semenné roky lze dle dostupných informací označit v zájmovém území roky 2018, 2020, 2022 a 2024. Nejvyšší sypavost šišek byla v letech 2024 (17,6 %) a 2025 (14,2 %). Z jednotlivých oddílů osiva v letech předchozích bylo provedeno srovnání, v jehož rámci byl u téhož oddílu zjištěn rozdíl v sypavosti šišek od 5,8 % do 22,4 %.

Kvalita osiva

Kvalita semen hodnocených v období 2018–2022 vykazovala meziroční variabilitu v základních morfologických i fyziologických parametrech. Absolutní hmotnost semen dosáhla v roce 2020 hodnoty 45,66 g

Tab. 1.

Sběry semenné suroviny jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) na území Plzeňského kraje v letech 2005–2025.

Collections of reproductive material of silver fir (*Abies alba* Mill.) in the Plzeň region during 2005–2025.

Rok/ Year	Množství/ Quantity (kg)	Množství vylouštěného osiva/Quantity of extracted seed (kg)	Skutečná sypavost šišek/Actual cone seed yield (%)
2005	291	/	/
2006	537	/	/
2011	160	/	/
2013	659	/	/
2015	460	/	/
2017	248	/	/
2018	1953	207,01	10,60
2020	4180	415,91	9,95
2022	5086	449,09	8,83
2024	1468	258,95	17,64
2025	197	28,00	14,21

při počtu 11 104 klíčivých semen na kg, zatímco v roce 2022 (mateřský porost v nadmořské výšce 460 m n. m.) činila 36,78 g. Nižší hmotnosti odpovídal vyšší počet menších klíčivých semen (14 461 ks/kg). Klíčivost oddílů osiva dosáhla v roce 2018 hodnoty 46 %, v roce 2020 52 % a v roce 2022 57 %, avšak po ročním skladování mražením u oddílů z roku 2022 poklesla na 23 %. Mezi jednotlivými roky sběru byly zaznamenány výrazné rozdíly v klíčivosti semen, které korelují s množstvím srážek během období zvýšené potřeby vody pro fruktifikaci a s dostupností vody ve vegetačním období, která ovlivňuje tvorbu semen.

Na základě výsledků je vhodné realizovat výsevy pro produkci prostokořenných semenáčků v podzimním termínu. Jarní sje do obalů by se měly na základě výsledků provádět v období od 15. do 20. května, kdy již nebyl zaznamenán žádný výskyt poškození pozdními mrazy. U jarních výsevů je nezbytné používat výhradně stratifikované oddíly osiva, přičemž délka stratifikace by neměla být kratší než 6 týdnů (optimálně 7–8). Konkrétní termíny výsevu je však vždy nutné přizpůsobit nadmořské výšce lesní školky a lokálnímu riziku výskytu pozdních jarních mrazů.

Výpěstnost semenáčků, jejich kvalita a poškození

Při pěstování semenáčků jedle bělokoré v období 2020–2025 byly prokázány významné rozdíly v klíčení a následné výpěstnosti mezi technologií výsevu na minerální půdě a na substrátu. Dlouhodobý průměrný rozdíl ve výpěstnosti činil přibližně 55 % ve prospěch substrátového pěstování. Do této kategorie byly zahrnuty i výsevy realizované na minerální půdě se substrátovým secím lůžkem o tloušťce 2–5 cm. Průměrná absolutní výpěstnost na substrátu dosáhla 3 115 ks/kg čistého osiva (včetně mezních hodnot), po vyloučení extrémních výsledků 3 262 ks/kg. Naproti tomu průměrná výpěstnost na minerální půdě po vyloučení mezních hodnot činila 2 582 ks/kg. Zaznamenány byly výrazné extrémy: minimálně 869 ks/kg u ročně mraženého oddílu s klíčivostí 23 % a maximálně 5 231 ks/kg u kvalitního oddílu (podzimní sje, klíčivost 46 %) se substrátovým secím lůžkem.

Výpěstnost přepočtená na 1 m² byla výrazně ovlivněna výsevovou dávkou a klíčivostí osiva. Oddíly s nízkou výsevovou dávkou a klí-

čivostí 20–30 % dosahovaly 140–160 ks/m². Při standardní klíčivosti 40–60 % a výsevové dávce 0,18 kg/m² bylo dosaženo 586–826 ks/m². Vyšší výsevové dávky (0,235–0,645 kg/m²) vedly k produkci 1 000–1 750 ks/m², avšak tyto porosty byly silně přehoustlé, s vyšším rizikem napadení houbovými patogeny, slabším vývojem kořenového krčku a nutností intenzivního přihnojování. Za optimální lze považovat výsevovou dávku přibližně 0,25 kg/m², která minimalizuje riziko nízké produkce při slabší klíčivosti a současně omezuje vznik růstové nevyrovnanosti.

V průběhu sledovaného období bylo opakovaně zaznamenáno významné poškození semenáčků pozdními jarními mrazy. Klimatická variabilita se projevovala rychlým nástupem vysokých jarních teplot následovaným prudkým ochlazením, což vedlo k časnému rašení a následnému poškození mrazem, nejčastěji mezi 5. a 20. květnem. U dvouletých semenáčků dosahovalo poškození 80–90 % jedinců na exponovaných plochách. Na trvale zastíněných semeništech s vlivem okolních porostů bylo poškození výrazně nižší (20–30 %). Jako účinné preventivní opatření se jeví zakládání semenišť v trvale zastíněných polohách a použití ochranných překryvů při predikci poklesu teplot pod -3 °C, přičemž nejzávažnější škody byly zaznamenány při teplotách pod -5 °C. Přikrývky z netkané textilie by neměly být v přímém kontaktu s rostlinami. V praxi se osvědčilo vložení distančních prvků (např. PE přepravek) k zabránění slehnutí krycího materiálu na semenáčky.

Ekonomické zhodnocení pěstování sadebního materiálu

Do ekonomického zhodnocení byly zahrnuty veškeré náklady spojené s produkcí sadebního materiálu jedle bělokoré včetně režijních nákladů podniku. Cena osiva je primárně závislá na způsobu jeho získávání. Vlastní sběr ze zdrojů podniku umožňuje získat osivo přibližně za třetinu tržní ceny. Průměrná cena osiva v ČR se pohybuje v rozmezí 1 200–1 500 Kč/kg, maximálně 1 850 Kč/kg. Náklady osiva se liší podle sběru osiva a stupně zralosti šišek. Ze stojících stromů se cena pohybuje v rozmezí 35–120 Kč/kg, resp. u pokácených stromů 10–20 Kč/kg. Luštění činí 900–1 050 Kč/kg, doprava závisí na vzdálenosti mezi sběrným místem a luštinou a stratifikace se pohybuje od 0–60 Kč/kg ve vlastní režii (0 Kč při podzimním výsevu, přirozená stratifikace) do 120 Kč/kg (náklady na stratifikaci osiva službou). Cena vypěstovaného semenáčku závisí na klíčivosti semen a úspěšnosti pěstování, přičemž největší riziko představují mrazy během vzházení ve druhém roce. Po dosažení dvouletého stáří se standardní cena semenáčku pohybuje mezi 0,80–1,80 Kč/ks, při průměrné výpěstnosti s hodnotou 1,50 Kč/ks na substrátovém lůžku a 0,99 Kč/ks na minerální půdě.

Z hlediska prostokořenného sadebního materiálu je výpěstnost sazenic ekonomicky značně závislá na počtu vypěstovaných semenáčků. Od doby dopěstování školovaného semenáčku již nedochází k vysoké mortalitě jedinců. Úroveň ztrát po zaškolování je zpravidla do 5 %. Vyšší ztráty jsou způsobeny při třídění materiálu (netvární jedinci, nedostatečně silné kořenové krčky atd.) Celková ztráta od školování do výsadby schopné sazenice činí v praxi 14 %. Tato hodnota byla zjištěna dlouhodobým sledováním pěstebních výsledků u firmy Colloredo-Mannsfeld spol. s r. o. Poškození mrazem dále výpěstnost výrazně snižuje z důvodu vyšší míry vzniku netvárných jedinců.

Aktuální průměrné náklady na vypěstovanou prostokořennou sazenici jedle ve věku 5 let při rozdílné vstupní ceně semenáčků uvádí Tab. 2. Výslednou cenu v nejvyšší míře ovlivňují lidská práce (66 %) a cena semenáčku (21 %). Výsledná cena v rozmezí 4,40–7,98 Kč/ks je tedy silně závislá na úspěchu školkařského subjektu. Zásadní vliv na cenotvorbu výsledné sazenice mají včasné zásahy proti plevelům herbicidními prostředky: preemergentní na bázi dimethenamidu-P a pendimethalinu (Wing P, Agil) i postemergentní přípravky na bázi

glyfosátu a fluazifop-P-butylu (Fusilade, Roundup, Shyfo, Glister). Včasnost zásahů proti plevelům dokáže změnit (zlevnit anebo naopak prodražit) cenu výsledné sazenice až o 25 %. Zkrácení produkce na 4 roky sníží náklady o 8–25 %. Zkrácená produkce (4 roky pěstování) je vždy silně závislá na vyspělosti semenáčků. Vyspělý semenáček je v praxi definován výškou 8–10 cm s dostatečně silným kořenovým krčkem a bohatým kořenovým vlášením. U nadměrně vyspělých semenáčků, které dosahují velikosti 15–22 (25) cm, je vysoká pravděpodobnost, že dojde ke zkrácení doby produkce výsledné sazenice jedle.

V kontextu krytokořenného sadebního materiálu představuje technologie na vzduchovém polštáři intenzivní způsob pěstování semenáčků jedle s výrazným zrychlením procesu výroby sazenic. V ojedinělých případech lze části oddílů dopěstovat již za dva roky. Semenáčky jsou v prvním roce vyklíčeny v malých obalech typu miniplug (např. QP 166), které slouží jako startovací jednotky pro rostliny. V období od června do srpna jsou tyto semenáčky přesazovány do větších obalů (QP 24, 40, 60 apod.), kde jsou dopěstovány po dobu 1,5 vegetačního období. Ve druhém roce dosahují výšky 15–25 cm. Standardní doba pěstování sazenic v obalu činí obvykle tři roky (v2+k1; k1+k1; k1+k1+k1).

Úspěšnost pěstování sazenic jedle v obalu je ovlivněna především velikostí obalu, vyspělostí přesazovaného semenáčku a typem použitého obalu (prostokořenný či krytokořenný). Nejčastěji se využívá přesazování z menšího obalu do většího (mini plug → standardní obal) nebo přesazování prostokořenného semenáčku přímo do standardního obalu. Oba způsoby jsou účinné, přičemž přesazování prostokořenných semenáčků je náročnější a finančně nákladnější a při neodborné manipulaci hrozí deformace kořenového systému. Výhodou této technologie je možnost využití vyspělých semenáčků pro rychlé dopěstování sazenic s vysokou výsadbovou schopností již během jednoho vegetačního období. Při třídění semenáčků pro školkování do minerální půdy se standardně používají velikosti 6–10 cm a 10–15 cm, zatímco větší jedinci jsou vhodné pro krytokořennou sadbu, kde jejich vyspělost zvyšuje pravděpodobnost úspěšného dopěstování kvalitních sazenic během jednoho roku. Náklady na vypěstování krytokořenných sazenic se v tomto případě značně odvíjejí od ceny vstupních faktorů (Tab. 3). Jejich procentuální struktura je následující: práce 48 %, materiál 43 %, režie 9 %. Zásadní vliv na konečnou cenu má výpěstnost, množství dopěstovaného sadebního materiálu, cena lidské práce a doba pěstování.

Tab. 2.

Cenová kalkulace nákladů prostokořenných sazenic jedle (26–35 cm, věk 2+3) vycházející z cen z let 2020–2025 při rozdílné vstupní ceně semenáčků (0,7–2,0 Kč/ks).

Cost calculation of bare-root silver fir seedlings (26–35 cm, age 2+3) based on prices from 2020–2025, assuming varying initial seedling costs (0.7–2.0 CZK per seedling).

	Cena (Kč)/Price (CZK)			
Semenáček (ks)/Seedling (pcs)	0,70	0,90	1,30	2,00
Školkování (ks)/Nursery (pcs)	1,00	1,00	1,00	1,00
Vyzvedávání/Pick-up	1,00	1,00	1,00	1,00
Chemické a mechanické pletí 3 roky (0,35–1,00 Kč ročně)/ Chemical and mechanical weeding 3 years (0.35–1.00 CZK per year)	1,05	1,50	2,00	3,00
Hnojivo/Fertilizer	0,25	0,25	0,25	0,25
Režie 10 %/Overhead 10%	0,40	0,47	0,56	0,73
Celková cena sazenice (Kč/ks bez DPH)/ Total price of the seedling (CZK/piece excluding VAT)	4,40	5,12	6,11	7,98
Průměrná cena sazenice (Kč/ks bez DPH)/ Average price of the seedling (CZK/piece excluding VAT)	5,90			

Ekonomické vyhodnocení zajištěnosti porostů

Jeden hektar uměle obnoveného porostu za předpokladu použití minimálních hektarových počtů jedle bělokoré stojí v rozmezí 75 000–85 000 Kč dle aktuální ceny sazenic a ceny zalesnění (není započtena cena přípravy půdy a odstraňování klesu). Ztráty z prvního zalesnění se pohybují v desetiletém průměru na úrovni 10–15 %. Pokud srovnáváme ztráty po prvním zalesnění mezi jednotlivými druhy dřevin, řadí se jedle na první místa v ujmavosti. Průměrné ztráty ostatních

Tab. 3.

Cenová kalkulace nákladů krytokořenných sazenic jedle typu obalu QP 24 T/16 (15–25 cm/26–50 cm, věk 2+1) vycházející z cen z let 2020–2025.

Cost calculation of containerized silver fir seedlings of container type QP 24 T/16 (15–25 cm/26–50 cm, age 2+1) based on prices from 2020–2025.

	Cena (Kč/ks)/ Price (CZK/ piece)
Školkování, plnění substrátu, mytí sadbovačů/ Nursery, filling substrate, washing planters	1,80
Práce pletí/Weeding work	0,76
Semenáček/Seedling	1,50
Zálivka, elektřina/Watering, electricity	0,15
Hnojiva, fungicidy/Fertilizers, fungicides	0,18
Vyzvedávání, balení, včetně materiálů/ Pick-up, packaging, including materials	0,90
Substrát/Substrate	0,91
Odpisy sadbovačů/Planter depreciation	0,35
Režie 10 %/Overhead 10%	0,65
Celková cena sazenice (Kč/ks bez DPH)/ Total price of the seedling (CZK/piece excluding VAT)	7,20

dřevin se celkově pohybují okolo 24 %. Jednotlivý výčet ztrát podle druhů dřevin je následující: SM 25 %, BO 32 %, DG 30 %, DBZ 14 %.

Vyhodnocení nákladů na zajištění porostu jedle bělokoré vztažené na 1 ha pro státní vlastníky ukazuje, že při kalkulaci s minimálním počtem sazenic a s pětiletou následnou péčí (včetně ožínání v pružích, chemické ochrany kultur, opravy oplocenek), oplocením, jedním výřezem nežádoucích dřevin a jednou prořezávkou činí průměrné náklady 229 000–238 800 Kč/ha (Tab. 4). Pro srovnání byly vypočítány náklady u dalších hlavních dřevin: 273 000–296 000 Kč/ha (BK), 260 000–298 000 Kč/ha (DBZ), 217 000–234 000 Kč/ha (BO) a 156 000 Kč/ha (SM).

U nestátních vlastníků lze využitím státních dotačních titulů podle NV č. 455/2021 Sb. (dříve NV č. 30/2014 Sb.) výrazně snížit náklady na zajištěnou kulturu. Dotace zahrnují: obnovu lesa melioračními dřevinami 15 Kč/ks, základní cílovou dřevinu 9 Kč/ks, oplocení (400 bm) 70 000 Kč/km, následnou péči o porost do 5 let 16 000 Kč/ha a výchovu porostů 10 000 Kč/ha. Při využití uvedených dotačních titulů se cena zajištěné kultury snižuje na 44 515–59 571 Kč/ha. Pokud vlastník disponuje školkařským provozem a vlastním reprodukčním materiálem, lze náklady snížit až na 15 000–19 000 Kč/ha zajištěné kultury. S ohledem na průměrný budoucí výnos z 1 ha lesa v ČR (70 000–250 000 Kč) představují vynaložené náklady přibližně 7–21 % z očekávaného výnosu. Při zohlednění průměrné zásoby jedle 520 m³/ha ve věku 100 let na vodou ovlivněných a živných stanovištích v podmínkách 3.–4. LVS a současného průměrného zpeněžení 1 950 Kč/m³ lze budoucí tržby z dříví odhadnout až na dvojnásobek uvedeného rozmezí.

DISKUSE

Prezentované výsledky dokládají mimořádnou ekologickou plasticitu jedle bělokoré a poukazují na skutečnost, že její potenciál při umělé obnově lesů v podmínkách České republiky dosud není plně využíván. Růstová dynamika jedle v uměle založených kulturách na živných, kyselých i oglejených stanovištích prokazatelně převyšuje růst dubu letního, který je obecně považován za dřevinu s rychlým juvenilním růstem (POLENO et al. 2009). Často uváděný argument o pomalém růstu jedle bělokoré tak není v současných podmínkách opodstatněný. Limitujícím faktorem širšího uplatnění jedle bělokoré zůstávají především škody způsobené spárkatou zvěří. Jedle bělokorá je dlouhodobě hodnocena jako nejvíce poškozovaná dřevina v rámci obnovy lesa na území ČR (VACEK et al. 2022; BRABEC et al. 2024). Současně však představuje klíčovou složku při formování druhově pestrých, strukturnálně diferencovaných a ekologicky stabilních porostů s vysokým potenciálem přirozené obnovy (VACEK et al. 2015, 2025). Z tohoto důvodu je nezbytné přistoupit k aktivnímu a koordinovanému lesnickému i mysliveckému managementu (ČUKOR et al. 2023). Ochrana jedle proti poškození zvěří by měla být ve středních polohách zajištěna minimálně do věku 40 let, ve vyšších až do 50 let. Po odstranění hlavního oplocení ve věku nad 10 let se jako dostatečná jeví ochrana kosterní složky porostu v rozsahu 100–200 jedinců na hektar (BLDÝ et al. 2024). Nerespektování těchto zásad vede k nedostatečnému využití produkčního i ekologického potenciálu jedle, a tím i k promarnění možnosti efektivní transformace smrkových či jiných monokulturních porostů směrem k vysoce produkčním, kvalitativně hodnotným a stabilním smíšeným lesům.

Tab. 4.

Celkové ekonomické zhodnocení zajištěné kultury jedle bělokoré v době 7 let bez režijních nákladů roku 2024. Do kalkulace zajištění porostu byly použity minimální počty sazenic dle současně platné legislativy (u krytokořenné sadby snížený počet o 10 %).

Overall economic assessment of a secured silver fir culture over 7 years, excluding overhead costs for the year 2024. The calculation of stand establishment was based on the minimum number of seedlings required by current legislation (with a 10% reduction for containerized seedlings).

Uvažované počty vysazených jedinců (ks/ha) Considered numbers of planted individuals (pcs/ha)	3 500	3 150
Výkon PČ/ druh reprodukčního materiálu/ Performance of WA/type of reproductive material	PK 26–50 cm	QP 26–50 cm
Příprava půdy pro obnovu (Kč/ha)/Soil preparation for renewal (CZK/ha)	4 414	4 414
Odstraňování klestu (Kč/ha)/Remove slash (CZK/ha)	8 935	8 935
První sadba jamková / dutý rýč (Kč/ks)/First planting pit / hollow spade (CZK/piece)	22 750	20 475
Cena nakupované sazenice (Kč/ks)/Price of purchased seedling (CZK/piece)	15	20,5
Cena sazenic na 1 ha (přepočet na použité minimální počty)/ Price of seedlings per 1 ha (conversion to the min. numbers used)	52 500	64 575
Cena oplocení (ha), uvažováno 400 bm/Price of fencing (ha), considered 400 bm	42 490,4	42 490,4
Oprava oplocenek + rozebírání starých oplocenek/ Repair of fences + dismantling of old fences	6 800	6 800
Ožínání v pružích, četnost 7 zásahů/Strip weeding, frequency of 7 interventions	49 000	49 000
Chemická ochrana lesních porostů, 5 let ošetřování/ Chemical protection of forest stands, 5 years of treatment	22 380	22 380
Ochrana proti klikorohu 2× v prvním roce výsadby/ Protection against weevil 2× in the first year of planting	3 608	3 608
Výřez nežádoucích dřevin 1×/Cutting of undesirable tree species 1×	9 123	9 123
Prořezávky 1×/Pre-commercial thinning 1×	7 000	7 000
Náklady na 1 ha celkem bez dotací (Kč)/ Total costs per 1 ha without subsidies (CZK)	229 000	238 800

Literatura dlouhodobě uvádí relativně nízkou klíčivost semen jedle bělokore, která je zpravidla kolem 40 % (SKOŘEPA 2006), přičemž extrémně nízké hodnoty byly zaznamenány např. u semenného roku 2000 (20 %; ŘEZNÍČKOVÁ et al. 2010). Naopak při použití kvalitních oddílů osiva a dlouhodobé stratifikace může klíčivost dosahovat až 85 % (BEZDĚČKOVÁ, ŘEZNÍČKOVÁ 2012). Výsledky této studie potvrzují obvyklé rozmezí klíčivosti 46–57 %, což odpovídá běžně publikovaným hodnotám pro podmínky střední Evropy. Celková klíčivost je determinována především kvalitou konkrétního oddílu osiva (VINCENT 1965; ŠMELKOVÁ 2009), zatímco rozdíly mezi fenotypovými třídami porostů nebyly v absolutní hmotnosti významné (PROCHÁZKOVÁ 2005). Údaje MZE (2025) uvádějí v posledním desetiletí průměrnou životnost čistého osiva 48 % (rozmezí 20–51 %), což odpovídá dlouhodobému kolísání pozorovanému i v našem souboru dat.

Významná meziroční variabilita byla zjištěna také u sypavosti šišek, která se v hodnocených letech pohybovala od 5,8 % (2022) do 18,9 % (2024). Průměrná hodnota sypavosti jedle je uváděna kolem 14 % (ŠMELKOVÁ 2009), což představuje nejvyšší podíl využitelného osiva mezi domácími jehličnany; ze 100 kg semenné suroviny lze získat přibližně 14 kg čistého osiva (vyhláška č. 82/1996 Sb.).

Absolutní hmotnost semen vykazuje značnou variabilitu v závislosti na provenienci, nadmořské výšce i semenném roce. MACHANIČEK, PRUDÍČ (1989) uvádějí průměrné hodnoty jedle bělokore 36,4 g (fenotyp šumavský), 41,4 g (fenotyp lužický) a 46,1 g (fenotyp slezský), přičemž hmotnost semen klesá se stoupající nadmořskou výškou a roste v gradientu západ–východ. Podle ČSN 48 1211 obsahuje 1 kg osiva přibližně 21 000 semen. Při průměrné čistotě 85 %, absolutní hmotnosti 47,4 g a klíčivosti 45 % to představuje zhruba 8000 klíčivých semen na kg (BLEDÝ 2023). Námi zjištěné hodnoty absolutní hmotnosti 45,66 g (2020) odpovídaly 11 104 klíčovým semenům na kg, zatímco nižší hmotnost 36,78 g (2022) byla spojena s vyšším počtem (14 461 ks) klíčivých semen na kg. Tento vztah potvrzuje skutečnost, že menší a lehčí semena mohou při obdobné životnosti zvyšovat počet klíčivých semen v hmotnostní jednotce (ŘEZNÍČKOVÁ et al. 2010).

Z hlediska školkařské praxe se jako klíčový faktor jeví délka stratifikace. Pro jarní výsevy je vhodné prodloužit stratifikaci na 6–7 týdnů, čímž dochází k urychlení vzházení přibližně o tři týdny oproti nestratifikovanému osivu (BEZDĚČKOVÁ, ŘEZNÍČKOVÁ 2012). ŠMELKOVÁ (2009) doporučuje stratifikaci v délce 30 dnů při teplotě +3 °C s postupným zvýšením vlhkosti na 30 %, nicméně výsledky prezentované studie

naznačují, že delší stratifikace může být v podmínkách jarních výsevů stabilnějším řešením z hlediska synchronizace a dynamiky vzházení.

Zastoupení jedle bělokore při umělé obnově v ČR vykazuje dlouhodobě pozitivní vývoj (Tab. 5). Od roku 2020 se postupně zvyšuje roční plocha její umělé obnovy. V roce 2024 dosáhla 1 292 ha, což odpovídá 4,4 % podílu na celkové umělé obnově. Z hlediska produkčního a ekologického potenciálu by se tato hodnota měla blížit k 8–10 % plochy první obnovy. Při srovnání s hospodařením u firmy Colloredo-Mannsfeld spol. s r.o. je tato hodnota za ČR o 4 % nižší (MZE 2025). Ekonomické aspekty poukazují na možnosti navýšení podílu jedle v lesních porostech s nižšími náklady ve srovnání s ostatními jehličnany. Zároveň z těchto zhodnocení lze doporučit rozšíření činnosti lesnických provozů o školkařství i semenářství. Je zřejmé, že integrované zajištění školkařství, semenářství i sběru ve vlastní režii může správci lesa výrazně zlepšit ekonomiku hospodaření. Dalším neopomenutelným a zásadním aspektem je garantovaný původ osiva. Ten zajišťuje stanovištní vhodnost v rámci přenosu reprodukčního materiálu z populací adaptovaných na místní podmínky.

Výsledky také jednoznačně poukazují na významný vliv pěstebního prostředí na výpěstnost semenáčků. Při porovnání technologií byl zaznamenán přibližně 55 % rozdíl ve prospěch pěstování na substrátu oproti minerální půdě. Po eliminaci krajních hodnot dosáhla průměrná produkce na substrátu 3 262 ks/kg osiva, což se přibližuje celostátnímu průměru 3 500 ks/kg uváděnému bez ohledu na půdní podmínky (MZE 2025). Naproti tomu produkce na minerální půdě dosahovala po očištění dat o extrémy 2 582 ks/kg, což potvrzuje nižší efektivitu této technologie. Soubor dat zahrnoval rovněž výrazné odchylky, které dokumentují citlivost výpěstnosti na kvalitu osiva i způsob zpracování. Nejnižší hodnota 869 ks/kg byla zaznamenána u oddílu skladovaného jeden rok v mrazu s klíčivostí 23 %, zatímco maximální hodnota 5 231 ks/kg byla dosažena u kvalitního oddílu při podzimním výsevu se substrátovým secím lůžkem a klíčivostí 46 %. Celkové rozpětí dosažených hodnot koresponduje s údaji ze Slovenska, kde se produkce jedlových semenáčků pohybuje mezi 3 000 a 4 000 jedinci z 1 kg osiva (ŠMELKOVÁ 2009).

Ekonomické hodnocení produkce sadebního materiálu jedle bělokore ukazuje, že náklady na sazenici jsou silně závislé na způsobu získávání osiva, technologii pěstování a následné péči, přičemž vlastní sběr osiva může snížit náklady až na třetinu tržní ceny. Výpěstnost semenáčků a velikost ztrát od školkování do výsadbyschopné sazenice

Tab. 5.

Umělá obnova jedle bělokore na území ČR v letech 2010–2024 (MZE 2025).

Artificial regeneration of silver fir in the Czech Republic in 2010–2024 (MZE 2025).

Rok/Year	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Obnova v letech/ Regeneration by year (ha)	1 274	1 188	974	872	886	884	945	1 143
Podíl na umělé obnově v letech/ Artificial regener. share by year (%)	5,8	5,5	4,9	4,4	4,4	4,7	4,7	5,7
Počet sazenic (ks)/ Number of seedlings (pcs)	5 096 000	4 752 000	3 896 000	3 488 000	3 544 000	3 536 000	3 780 000	4 572 000
Rok/Year	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	
Obnova v letech (ha) / Regeneration by year (ha)	1 078	1 392	1 585	1 491	1 635	1 637	1 292	
Podíl na umělé obnově v letech/ Artificial regener. share by year (%)	5,1	4,9	4,7	3,7	4,1	4,6	4,4	
Počet sazenic (ks)/ Number of seedlings (pcs)	4 312 000	5 568 000	6 340 000	5 964 000	6 540 000	6 548 000	5 168 000	

ce (cca 14%) významně ovlivňují konečnou cenu, přičemž mrazové poškození a kvalita semen mají zásadní dopad. Technologie pěstování krytokořených sazenic umožňuje zkrácení doby produkce a využití vyspělých semenáčků pro rychlou výrobu výsadby schopného materiálu. Navíc krytokořeně sazenice dosahují lepších výsledků v drsnějších a náročnějších mikroklimatických nebo trofických podmínkách (KOWALKOWSKI et al. 2025). Průměrné náklady na 1 ha uměle obnoveného porostu se pohybují mezi 229 000–238 800 Kč/ha, které lze u nestátních vlastníků snížit využitím dotačních titulů až na 15 000–19 000 Kč/ha. Vzhledem k očekávanému budoucímu výnosu z 1 ha lesa představují náklady na zajištěnou kulturu jedle jen 7–21 % potenciální tržní hodnoty dříví. Nicméně je důležité zohlednit i genetickou stránku ovlivňující růstovou dynamiku jedle a její odolnost vůči GKZ (FULÍN et al. 2023; ČÁP et al. 2024).

ZÁVĚR

Praktické hodnocení oddílů osiva jedle bělokore v zájmovém území prokázalo značnou variabilitu sypavosti šišek i klíčivosti semen, přičemž sypavost se pohybovala mezi 5,8–18,9 % a klíčivost mezi 23–57 %, přičemž rozdíly byly výrazně ovlivněny ročními podmínkami, a to především množstvím srážek. Náklady na zpracování osiva byly na úrovni 387–1 771 Kč/kg v závislosti na výši režijních nákladů využití služeb při zpracování osiva (nákup služby) či nákupu hotového osiva. Složení těchto nákladů lze rozložit na jednotlivé náklady; na sběr (35–80 Kč/kg suroviny), luštění (71,40–1200 Kč/kg osiva), uskladnění (10–120 Kč/kg osiva) a stratifikaci osiva. Popsané náklady jsou kalkulovány z dlouhodobých nákladů firmy Colloredo-Mannsfeld spol. s r. o. (uváděné spodní hodnoty rozpětí a porovnáním s aktuálními cenami semenářského závozu Lesů ČR Týniště nad Orlicí. Sběry semenné suroviny v rámci kraje i celé ČR potvrzují střídání silných semenných let každé 2 až 4 roky a korelují s poptávkou po sadebním materiálu, zejména v souvislosti s kůrovcovou kalamitou. Cena sběru šišek ze stojících stromů se pohybovala v rozmezí 35–80 Kč/kg v závislosti na stupni zralosti šišek a obtížnosti jejich sběru. Výpěstnost semenáčků se lišila podle půdních podmínek, použitého substrátu a kvality oddílů osiva, přičemž průměrná výpěstnost bez extrémních případů dosahovala 2 582–3 335 ks/kg, s výrazně vyšší efektivitou na substrátu. Výpěstnost sazenic byla v rozmezí 2 100–4 200 ks/kg. Cena vypěstovaného semenáčku dosahovala 0,70–2,00 Kč/ks. Cena vypěstovaných sazenic byla na úrovni 4,40–7,98 Kč/ks. Z ekonomického zhodnocení zajištěnosti kultur vyplývá výše nákladů na zajištění 1 ha v rozmezí 228 000–238 800 Kč (bez využití dotačních titulů a vlastního reprodukčního materiálu). S využitím dotací státu a vlastního reprodukčního materiálu dosahují náklady zcela odlišné hodnoty 15 000–19 000 Kč/ha. Zajištění kultur jedle bělokore nastává po 7 letech. Vynaložené náklady představují přibližně 7–21 % očekávaného budoucího výnosu z 1 ha. Srovnání v této studii taktéž poukazuje na vysokou míru efektivity při využívání státních dotací dle NV č. 30/2014 Sb. Uměle založené porosty jedle prokazují vysokou růstovou dynamiku na kyselých, oglejených i živých stanovištích a mají výrazný potenciál nahradit nejen smrkové monokulturní porosty, ale i přispět ke kvalitnímu managementu lesních porostů, pokud bude zajištěna jejich účinná ochrana před zvěří. V celkovém shrnutí výsledky potvrzují vysokou plasticitu jedle bělokore a její nezastupitelnou roli při tvorbě odolných smíšených lesních porostů v ČR v kontextu GKZ.

Poděkování:

Studie vznikla za finanční podpory projektů Národní agentury pro zemědělský výzkum č. QL26010390 „Chytře zakládané a pěstované lesy jako významný příspěvek k uhlíkové neutralitě ČR“ a QL26010393 „Udržitelné lesnictví: vliv struktury lesních porostů na růst, přirozenou obnovu, biodiverzitu půd a dlouhodobou stabilitu ekosystémů“.

LITERATURA

- ANISZEWSKA M., BŁUSZKOWSKA U. 2016. Variability of silver fir (*Abies alba* Mill.) cones – variability of cone parameters. *Leśne Prace Badawcze*, 77 (3): 221–229.
- BECK H.E., ZIMMERMANN N.E., MCVICAR T.R., VERGOPOLAN N., BERG A., WOOD E.F. 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*, 5: 180214. DOI: 10.1038/sdata.2018.214
- BEZDĚČKOVÁ L., ŘEZNÍČKOVÁ J. 2012. Vliv předosevní přípravy na klíčivost a vzházivost semen jedle bělokore. [Effect of pre-sowing treatment on the germination and emergence of silver fir seeds]. *Zprávy lesnického výzkumu*, 57 (3): 249–256.
- BLDÝ M. 2023. Využití jedle bělokore (*Abies alba* Mill.) v přírodě blízském hospodaření v podmínkách 2.–4. lesního vegetačního stupně. Rešerše disertační práce. Praha, Česká zemědělská univerzita, FLD.
- BLDÝ M., VACEK S., BRABEC P., VACEK Z., ČUKOR J., ČERNÝ J., ŠEVČÍK R., BRYNYCHOVÁ K. 2024. Silver fir (*Abies alba* Mill.): Review of ecological insights, forest management strategies, and climate change's impact on European forests. *Forests*, 15 (6): 998. DOI: 10.3390/f15060998
- BOGDZIEWICZ M., ASCOLI D., HACKET-PAIN A., KOENIG W.D., PEARSE I.S., PESENDORFER M.B., SATAKE A., THOMAS P., VACCHIANO G., WOHLGEMUTH T., TANENTZAP A. 2019. From theory to experiments for testing the proximate mechanisms of mast seeding: an agenda for an experimental ecology. *Ecology Letters*, 23 (2): 210–220. DOI: 10.1111/ele.13442
- BOGDZIEWICZ M. 2022. How will global change affect plant reproduction? A framework for mast seeding trends. *New Phytologist*, 234 (1): 14–20. DOI: 10.1111/nph.17682
- BOGDZIEWICZ M., KELLY D., TANENTZAP A.J., THOMAS P., FOEST J., LAGEARD J., HACKET-PAIN A. 2023. Reproductive collapse in European beech results from declining pollination efficiency in large trees. *Global Change Biology*, 29 (16): 4595–4604. DOI: 10.1111/gcb.16730
- BOGDZIEWICZ M., CHYBICKI I., SZYMOWIAK J., ULASZEWSKI B., BURCZYK J., SZAREK-ŁUKACZEWSKA G., MEYZA K., SZTUPECKA E., LEDWOŃ M., PIECHNIK Ł., SEGET B., KONDRAT K., GAZDA A., ŻYWIEC M. 2024. Relatives reproduce in synchrony: kinship and individual condition shape intraspecific variation in masting phenotype. *The Royal Society Proceedings B*, 291: 20232732. DOI: 10.1098/rspb.2023.2732
- BOŠELA M., PETRÁŠ R., SITKOVÁ Z., PRIWITZER T., PAJTÍK J., HLAVATÁ H., SEDMÁK R., TOBIN B. 2014. Possible causes of the recent rapid increase in the radial increment of silver fir in the Western Carpathians. *Environmental Pollution*, 184: 211–221. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.08.036
- BRABEC P., ČUKOR J., VACEK Z., VACEK S., SKOTÁK V., ŠEVČÍK R., FUCHS Z. 2024. Wildlife damage to forest stands in the context of climate change – a review of current knowledge in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 70 (4): 207–221. DOI: 10.2478/forj-2024-0016
- BROOME A., HENDRY S., PEACE A. 2007. Annual and spatial variation in coning shown by Forest Condition Monitoring programme data for Norway spruce, Sitka spruce and Scots pine in Britain. *Forestry*, 80: 17–28. DOI:10.1093/FORESTRY/CPL046
- BUCHER H.U. 2014. *Abies alba*. In: Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie. Hoboken, NJ, USA, Wiley: 1–18.

- BÜNTGEN U., TEGEL W., KAPLAN J.O., SCHAUB M., HAGEDORN F., BÜRGI M., BRÁZDIL R., HELLE G., CARRER M., HEUSSNER K.-U., HOFMANN J., KONTIC R., KYNCL T., KYNCL J., CAMARERO J.J., TINNER W., ESPER J., LIEBHOLD A. 2014. Placing unprecedented recent fir growth in a European-wide and Holocene-long context. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12: 100–106. DOI: 10.1890/130089
- CLARK J.S., ANDRUS R., AUBRY-KIENTZ M., BERGERON Y., BOGDZIEWICZ M., BRAGG D.C., BROCKWAY D., CLEAVITT N.L., COHEN S., COURBAUD B., DALEY R., DAS A.J., DIETZE M., FAHEY T.J., FER I., FRANKLIN J.F., GEHRING C.A., GILBERT G.S., GREENBERG C.H., GUO Q., LAMBERS J.H.R., IBANEZ I., JOHNSTONE J., KILNER C.H.L., KNOPS J., KOENIG W.D., KUNSTLER G., LAMONTAGNE J.M., LEGG K.L., LUONGO J., LUTZ J.A., MACIAS D., MCINTIRE E.J.B., MESSAOUD Y., MOORE C.H.M., MORAN E., MYERS J.A., MYERS O.B., NUNEZ C.H., PARMENTER R., PEARSE S., PEARSON S., POULTON-KAMAKURA R., READY E., REDMOND M.D., REID C.H.D., RODMAN K.C., SCHER C.L., SCHLESINGER W.H., SCHWANTES A.M., SHANAHAN E., SHARMA S., STEELE M.A., STEPHENSON N.L., SUTTON S., SWENSON J.J., SWIFT M., VEBLEN T.T., WHIPPLE A.V., WHITMAN T.G., WION A.P., ZHU K., ZLOTIN R. 2021. Continent-wide tree fecundity driven by indirect climate effects. *Nature Communications*, 12: 1242. DOI: 10.1038/s41467-020-20836-3
- CUKOR J., VACEK Z., VACEK S. 2023. Škody zvěří. In: Novák, J., Kacálek, D. et al. (eds.): Podpora a perspektiva jedle bělokoré v České republice. Strnady, VÚLHM – VS Opočno: 212–227.
- CURRAN L.M., LEIGHTON M. 2000. Vertebrate responses to spatiotemporal variation in seed production of mast-fruited Dipterocarpaceae. *Ecological Monographs*, 70 (1): 101–128.
- ČÁP J., FULÍN M., BERAN F., DOSTÁL J., KOMÁRKOVÁ M. 2024. Comparison of the growth of the provenances of silver fir (*Abies alba* Mill.) on research plots in the regions Novohradské hory and Českomoravská vrchovina at the age of 50 years. *Journal of Forest Science*, 70 (1): 14–23. DOI: 10.17221/113/2023-JFS
- ČAVLOVIĆ J., BONČINA A., BOŽIĆ M., GORŠIĆ E., SIMONČIĆ T., TESLAK K. 2015. Depression and growth recovery of silver fir in uneven-aged Dinaric forests in Croatia from 1901 to 2001. *Forestry*, 88 (5): 586–598. DOI: 10.1093/forestry/cpv026
- DOBROWOLSKA D., BONČINA A., KLUMPP R. 2017. Ecology and silviculture of silver fir (*Abies alba* Mill.): A review. *Journal of Forest Research*, 22: 326–335. DOI: 10.1080/13416979.2017.1386021
- ELLING W., DITTMAR C., PFAFFELMOSE K., RÖTZER T. 2009. Dendroecological assessment of the complex causes of decline and recovery of the growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Southern Germany. *Forest Ecology and Management*, 257: 1175–1187. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.10.014
- FADY B., FOREST I., HOCHU I., RIBIOLLET A., DE BEAULIEU J.-L., PASTUSZKA P. 1999. Genetic differentiation in *Abies alba* (Mill.) populations from south-eastern France. *Forest Genetics*, 6: 129–138.
- FADY B., ARAVANPOULOS F.A., ALIZOTI P., MÁTYÁS C., VON WÜHLISCH G., WESTERGREN M., BELLETTI P., CVJETKOVIC B., DUCI F., HUBER G., KELLEHER C.T., KHALDI A., KHARRAT M.B.D., KRAIGER H., KRAMER K., MÜHLETHALER U., PERIC S., PERRY A., ROUSI M., SBAY H., STOJNIC S., TIJARDOVIĆ M., TSVEVKOV I., VARELA M.C., VENDRAMIN G.G., ZLATANOV T. 2016. Evolution-based approach needed for the conservation and silviculture of peripheral forest tree populations. *Forest Ecology and Management*, 375: 66–75. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.05.015
- FALK D.A., VAN MANTGEM P.J., KEELEY J.E., GREGG R.M., GUITERMAN C.H., TEPLY A.J., YOUNG J.N., MARSHALL L.A. 2022. Mechanisms of forest resilience. *Forest Ecology and Management*, 512: 120129. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120129
- FICKO A., POLJANEC A., BONČINA A. 2011. Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (*Abies alba* Mill.) indicate its decline? *Forest Ecology and Management*, 261 (4): 844–854. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.12.014
- FOEST J.J., BOGDZIEWICZ M., PESENDORFER M.B., ASCOLI D., CUTINI A., NUSSBAUMER A., VERSTRAETEN A., BURKHARD B., CHIANUCCI F., MEZZAVILLA F., GRATZER G., KUNSTLER G., MEESENBURG H., WAGNER M., MUND M., COOLS N., VACEK S., SCHMIDT W., VACEK Z., HACKET-PAIN A. 2024. Widespread breakdown in masting in European beech due to rising summer temperatures. *Global Change Biology*, 30 (5): e17307. DOI: 10.1111/gcb.17307
- FULÍN M., DOSTÁL J., ČÁP J., NOVOTNÝ P. 2023. Evaluation of silver fir provenances at 51 years of age in provenance trials in the Předhoří Hrubý Jeseník and Nízký Jeseník Mts. regions, Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 69 (2): 44–59. DOI: 10.17221/181/2022-JFS
- 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. *Journal of Biogeography*, 42 (6): 1150–1162. DOI: 10.1111/jbi.12512
- GREENE D.F., JOHNSON E.A. 2004. Modelling the temporal variation in the seed production of North American trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 65–75. DOI: 10.1139/x03-188
- HACKET-PAIN A., ASCOLI D., BERRETTI R., MENCUCINI M., MOTTA R., NOLA P., PIUSSI P., RUFFINATTO F., VACCHIANO G. 2019. Temperature and masting control Norway spruce growth, but with high individual tree variability. *Forest Ecology and Management*, 438: 142–150. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.02.014
- JAWORSKI A. 2011. Hodowla lasu. Charakterystyka hodowlana drzew i krzewów leśnych. *Silviculture. Characteristics of forest trees and shrubs*. Warszawa, PWRiL: 556 s.
- KANG K.-S. 2003. Estimation of fertility variation in forest tree populations. *Forestry*, 76: 329–344. DOI: 10.1093/forestry/76.3.329
- KNOPS J.M.H., KOENIG W.D., CARMEN W.J. 2007. Negative correlation does not imply a tradeoff between growth and reproduction in California oaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104: 16982–16985. DOI: 10.1073/pnas.0704251104
- KOENIG W.D., KNOPS J.M.H. 2000. Patterns of annual seed production by northern hemisphere trees: a global perspective. *The American Naturalist*, 155: 59–69. DOI: 10.1086/303302
- KOENIG W.D., KNOPS J.M.H. 2001. Seed-crop size and eruptions of North American boreal seed-eating birds. *Journal of Animal Ecology*, 70: 609–620. DOI: 10.1046/j.1365-2656.2001.00516.x
- KOENIG W.D., KNOPS J.H.M., CARMEND J.H. 2020. Can mast history be inferred from radial growth? A test using five species of California oaks. *Forest Ecology and Management*, 472: 118233. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118233
- KOWALKOWSKI W., JAGIELŁO R., BARANOWSKA M., BARZDAJN W. 2025. Silver fir restitution: The role of seedling stock type in adapting to various environmental conditions. *Journal of Forest Science*, 71 (7): 358–371. DOI: 10.17221/28/2025-JFS
- KUPKA I. 2005. Reaction of Silver fir (*Abies Alba* Mill.) plantation to fertilization. *Journal of Forest Science*, 51 (3): 95–100. DOI: 10.17221/4547-JFS
- MACHANIČEK J., PRUDIČ Z. 1989. Rozbor základních parametrů jakosti lesního osiva borovice a jedle v ČR v období 1961–1985. *Práce VÚLHM*, 74: 89–125.

- MARTÍN D., VÁZQUEZ-PIQUÉ J., CAREVIC F.S., FERNÁNDEZ M., ALEJANO R. 2015. Trade-off between stem growth and acorn production in holm oak. *Trees*, 29: 825–834. DOI: 10.1007/s00468-015-1162-y
- MCDOWELL N.G., ALLEN C.D., ANDERSON-TEIXEIRA K., AUKEMA B.H., BOND-LAMBERTY B., CHINI L., CLARK J.S., DIETZE M., GROSSIORD C., HANBURY-BROWN A., HURTT G.C., JACKSON R.B., JOHNSON D.J., KUEPPERS L., LICHSTEIN J.W., OGLE K., POULTER B., PUGH T.A.M., SEIDL R., XU C. 2020. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science*, 368 (6494): eaaz9463. DOI: 10.1126/science.aaz9463
- MIHAI G., MIRANCEA I., BIRSAN M.V., DUMITRESCU A. 2018. Patterns of genetic variation in bud flushing of *Abies alba* populations. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 11 (2): 284. DOI: 10.3832/for2314-011
- MIKULENKA P., PROKŮPKOVÁ 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. DOI: 10.2478/forj-2019-0026
- MZE 2024. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2023. Praha, Ministerstvo zemědělství: 126 s.
- MZE 2025. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2024. Praha, Ministerstvo zemědělství: 128 s.
- PEARSE I.S., KOENIG W.D., KELLY D. 2016. Mechanisms of mast seeding: resources, weather, cues, and selection. *New Phytologist*, 212: 546–562. DOI: 10.1111/nph.14114
- PEEL M.C., FINLAYSON B.L., MCMAHON T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11 (5): 1633–1644. DOI: 10.5194/hess-11-1633-2007
- POLENO Z., VACEK S., PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J., ŠTEFANČÍK I., MIKESKA M., KOBLIHA J., KUPKA I., MALÍK V., TURČÁNI M., DVOŘÁK J., ZATLOUKAL V., BÍLEK L., BALÁŠ M., SIMON J. 2009. Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 952 s.
- PROCHÁZKOVÁ Z. 2005. Kvalita semene jedle bělokoré. In: Neuhöferová, P. (ed.): Jedle bělokorá. Sborník referátů. 31. 10. – 1. 11. 2005, Srní. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 119–124.
- PUKKALA T., HOKKANEN T., NIKKANEN T. 2010. Prediction models for the annual seed crop of Norway spruce and Scots pine in Finland. *Silva Fennica*, 44: 629–42. DOI: 10.14214/sf.131
- ŘEZNIČKOVÁ J., BEZDĚČKOVÁ L., PROCHÁZKOVÁ Z. 2010. Sběr a zpracování šišek, skladování, předsevní příprava a kvalita semen jedle bělokoré (*Abies alba*): literární rešerše. *Zprávy lesnického výzkumu*, 55 (3): 180–186.
- SAN-MIGUEL-AYANZ J., DE RIGO D., CAUDULLO G., DURRANT T.H., MAURI A. 2016. European atlas of forest tree species. *Abies alba* in Europe: Distribution, habitat, usage and threats. Luxembourg, Publications Office of the European Union: 201 s.
- SEIDL R., THOM D., KAUTZ M., MARTIN-BENITO D., PELTONIEMI M., VACCHIANO G., WILD J., ASCOLI D., PETR M., HONKANIEMI J., LEXER M.J., TROTSIUK V., MAIROTA P., SVOBODA M., FABRIKA M., NAGEL T.A., REYER C.P.O. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7 (6): 395–402. DOI: 10.1038/nclimate3303
- SENN J., SUTER W. 2003. Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba* Mill.) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. *Forest Ecology and Management*, 181 (1–2): 151–164. DOI: 10.1016/S0378-1127(03)00129-4
- SKOŘEPA H. 2006. Jedle bělokorá v našich lesích. *Živa*, 3: 108–110.
- SZABÓ P. 2012. Sources and methods to reconstruct past masting patterns in European oak species. *Arboricultural Journal*, 34 (4): 203–214. DOI: 10.1080/03071375.2012.749117
- ŠIMŮNEK V., PROKŮPKOVÁ A., VACEK Z., VACEK S., CUKOR J., REMEŠ J., HÁJEK V., D'ANDREA G., ŠÁLEK M., NOLA P., PERICOLO O., HOLZBACHOVÁ Š., RIPULLONE F. 2023. Silver fir tree-ring fluctuations decrease from north to south latitude—solar irradiance and NAO are indicated as the main influencing factors. *Forest Ecosystems*, 10: 100150. DOI: 10.1016/j.fecs.2023.100150
- ŠIMŮNEK V., TROJAN V., VACEK Z., VACEK S., CUKOR J., BLDÝ M., PODRÁZSKÝ V., STEJSKAL J., HÁJEK V., GALLO J., BRABEC P., LEHNEROVÁ L., PAŘÍZKOVÁ A. 2026. Effect of weather cycles on cone harvesting for six coniferous species in Czech forest management. *Forest Ecology and Management*, 606: 123524. DOI: 10.1016/j.foreco.2026.123524
- ŠMELKOVÁ L. 2009. Zakladanie lesa. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta: 339 s.
- TEODOSIU M., MIHAI G., FUSSI B., CIOCÎRLAN E. 2019. Genetic diversity and structure of silver fir (*Abies alba* Mill.) at the south-eastern limit of its distribution range. *Annals of Forest Research*, 62 (2): 139–156. DOI: 10.15287/afr.2019.1436
- TINNER W., COLOMBAROLI D., HEIRI O., HENNE P.D., STEINACHER M., UNTENECKER J., VESCOVI E., ALLEN J.R.M., CARRARO G., CONEDERA M., JOOS E., LOTTER A.F., LUTERBACHER J., SAMARTIN S., VALSECCHI V. 2013. The past ecology of *Abies alba* provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. *Ecological Monographs*, 83: 419–439. DOI: 10.1890/12-2231.1
- 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. DOI: 10.1007/s10342-011-0553-x
- 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., CUKOR J., ČERNÝ J. 2025. Jak mohou ovlivňovat škody zvěří zakládání smíšených lesů? *Lesnická práce*, 104 (3): 36–37.
- VACEK Z., VACEK S., CUKOR J., MIKULENKA P. 2022. Struktura, produkce a škody zvěří ve smrkojedlových porostech v genové základně Hochwald. In: Remeš J., Vacek Z. (eds.): Pěstování jedle bělokoré v podmínkách klimatické změny. 18. 10. 2022, Stará Ves u Rýmařova, Potočná 396, Chata Severka. Praha, Česká lesnická společnost: 23–33.
- VACEK Z., VACEK S., CUKOR J. 2023. European forests under global climate change: review of tree growth processes, crises and management strategies. *Journal of Environmental Management*, 332: 117353. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.117353
- VEJPUSTKOVÁ M., ČIHÁK T., FIŠER P. 2023. The increasing drought sensitivity of silver fir (*Abies alba* Mill.) is evident in the last two decades. *Journal of Forest Science*, 69 (2): 67–79. DOI: 10.17221/172/2022-JFS
- VIEWEGH J., KUSBACH A., MIKESKA M. 2003. Czech forest ecosystem classification. *Journal of Forest Science*, 49 (2): 74–82. DOI: 10.17221/4682-JFS

- VINCENT G. 1965. Lesní semenářství. Praha, Státní zemědělské nakladatelství: 307 s.
- VRŠKA T., ADAM D., HORT L., KOLÁŘ T., JANÍK D. 2009. European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) rotation in the Carpathians – a developmental cycle or a linear trend induced by man? *Forest Ecology and Management*, 258 (4): 347–356. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.03.007
- Vyhláška č. 82/1996 Sb., o genetické klasifikaci, obnově lesa, zalesňování a o evidenci při nakládání se semeny a sazenicemi lesních dřevin.
- WOLF H. 2003. EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for silver fir (*Abies alba*). Rome, International Plant Genetic Resources Institute: 6 s.

EVALUATION OF SILVER FIR SILVICULTURE FROM SEED COLLECTION TO ESTABLISHED STANDS UNDER CONDITIONS OF THE 3RD AND 4TH FOREST VEGETATION ZONES

SUMMARY

Silver fir (*Abies alba* Mill.), as a key native tree species in Central European forests, shows high production capacity and ecological and adaptive potential under ongoing global climate change (GCC). The study focuses on a comprehensive evaluation of fir cultivation, from seed material collection through seed quality and planting stock performance to the economic aspects of stand establishment and securing under the conditions of the 3rd and 4th forest vegetation zones (400–535 m a.s.l.) in the Czech Republic (Central Bohemian and Pilsen regions).

The study aims to comprehensively evaluate parameters of reproductive material and seed, seed quality, yield of seedlings and planting stock, economic efficiency of nursery cultivation, and seed production in central and western Bohemia as prerequisites for successful restoration of silver fir stands, and to provide recommendations for forestry practice for using silver fir in the conversion of Norway spruce and other monocultures and in building structurally diverse forests in the context of GCC.

The area of interest lies in the Pilsen Region on the property of Colloredo-Mannsfeld Ltd. The climate is temperate oceanic (Cfb) according to the Köppen-Geiger classification with a mean annual air temperature of 6.5–8.0 °C, a vegetation season roughly from April to October, and annual precipitation of 600–750 mm with a summer maximum.

Reproductive material collection and seed processing were carried out in 2018–2025, always from late August to mid-September, from selected stands of phenotypic class B with above-average production. Seed extraction was performed by a natural method, i.e., cones were left in a well-ventilated space with regular handling to prevent fungal infestation. The period of natural disintegration is stated to be generally 1–2 months after field collection. Components were separated by vibrating sieves, seeds were mechanically dewinged using sieves of different mesh sizes, and final cleaning of small impurities was done using an air separator. Practical evaluation compared cone seed yield, defined as the ratio of extracted seed weight to collected reproductive material weight, and seed germination, focusing on differences among collection years and the effect of the collection period on yield and germination. Germination of seed lots from the company's own collections was tested according to Czech National Standard No. 48 1211 at the Forestry and Game Management Research Institute, Research Station Kunovice.

Collections of reproductive material in the Pilsen Region over 2005–2025, including extracted seed quantities and actual cone seed yield for the evaluated years, are summarized in Tab. 1. For the years with extraction data in the table, actual cone seed yield is reported as 10.60% (2018), 9.95% (2020), 8.83% (2022), 17.64% (2024), and 14.21% (2025). Interannual variability in seed purity is also reported, ranging from 5.8% (2022) to 18.9% (2024), with a mean value of approximately 14%.

For germination, the tests showed that the germination capacity of the evaluated seed lots did not differ significantly from average values in the period: 2018 (46%), 2020 (52%), and 2022 (57%), while after one year of storage and freezing, germination declined to 23%. The differences in germination among collection years were recorded, and these differences correlated with precipitation during periods of increased water demand for fructification and with water availability during the growing period, affecting seed formation. In the seed-quality section, absolute seed weight is reported as 45.66 g in 2020 with 11,104 viable seeds per kg, and 36.78 g in 2022 (maternal stand at 460 m a.s.l.) with 14,461 viable seeds per kg.

Nursery sowings were conducted into mineral soil and into growing substrates. Autumn sowings (by the end of November) were used most frequently. Spring sowings were performed only with stratified seeds after the critical late-frost period in the second half of May, so that germination would occur after this high-risk frost period. Before sowing, standard plant protection products were used to control fungal pathogens. As a cover, a 1–2 cm thick layer of glass sand was used. Seedling yield was evaluated as individuals per kg of seed and per m². Seedling cultivation was monitored on three seedbed localities (in “dunemans”) in 2020–2024 and in forest nurseries for bare-root and containerized stock across 400–535 m a.s.l.

Results state a substantial effect of cultivation environment on yield. About 55% of the long-term average difference in yield is reported in favor of substrate cultivation compared with mineral soil. This category includes sowings conducted on mineral soil with a 2–5 cm substrate seedbed. Average absolute yield on substrate is reported as 3,115 seedlings/kg of clean seed, including boundary values, and 3,262 seedlings/kg after excluding extreme results. The corresponding mean yield on mineral soil after excluding extreme values is 2,582 seedlings/kg. Extreme values are reported as 869 seedlings/kg for a lot frozen for one year with 23% germination, and 5,231 seedlings/kg for a quality lot under autumn sowing with a substrate seedbed and 46% germination. Yield per m² is reported as 140–160 seedlings/m² at low sowing rates with 20–30% germination; 586–826 seedlings/m² at 0.18 kg/m² and 40–60% germination; and 1,000–1,750 seedlings/m² at higher sowing rates (0.235–0.645 kg/m²), with those denser stands described as strongly overstocked, with higher fungal-pathogen risk and weaker root collar development, requiring intensive fertilization. Based on the results, an approximately 0.25 kg/m² sowing rate can be considered optimal. It also reports repeated substantial damage of seedlings by late spring frosts, most often between 5 and 20 May: in exposed areas, damage in two-year seedlings reached 80–90%, while in permanently shaded seedbeds, damage was 20–30%. Preventive measures stated include establishing seedbeds in permanently shaded positions and using protective covers when air temperatures are forecast to drop below -3 °C, with the most severe damage below -5 °C. Covers should not be in direct contact with plants.

Economic calculations for planting stock production are presented for bare-root and containerized material. A cost calculation for bare-root seedlings (26–35 cm, age 2+3) based on prices from 2020–2025, showing total costs of 4.40–7.98 CZK per seedling depending on initial seedling cost (0.7–2.0 CZK), and stating that labor (66%) and seedling price (21%) most strongly affect the result are presented in Tab. 2. A cost calculation for containerized seedlings of container type QP 24 T/16 (15–25 cm / 26–50 cm, age 2+1) based on 2020–2025 prices, reporting a total cost of 7.20 CZK per seedling and a stated percentage structure of labor 48%, materials 43%, and overhead 9% (Tab. 3).

Concerning stand establishment and securing, this study reports that artificial regeneration of 1 ha of silver fir stand using minimum legally required planting densities costs 75,000–85,000 CZK, depending on seedling and planting prices, excluding soil preparation and removal of harvest residues. Losses after the initial planting average 10–15% over ten years. A seven-year cost calculation for a secured silver fir culture based on minimum legal numbers of seedlings (with a 10% reduction for containerized stock) results in total costs of 229,000 and 238,800 CZK/ha for two compared options (Tab. 4). The study further found that, when relevant subsidy schemes are applied (e.g., for site preparation, planting, fencing and subsequent care), the cost of a secured culture may decrease to 44,515–59,571 CZK/ha, and that owners with their own forest nursery operation and their own reproductive material may reduce costs further to 15,000–19,000 CZK/ha. Artificial regeneration of silver fir in the Czech Republic over 2010–2024 is summarized in terms of area, share in artificial regeneration, and numbers of seedlings, indicating that the share reached 4.4% in 2024 (Tab. 5).

Zasláno/Received: 21. 02. 2026

Přijato do tisku/Accepted: 16. 03. 2026

5.3.2. Článek 3: Faktory ovlivňující úspěšnost přirozené i umělé obnovy jedle bělokoré: Vzájemné vztahy mezi stanovištními podmínkami, škodami zvěří a lesním hospodařením přírodě blízkými způsoby

Citace: Bledý M., Budínský J., Vacek Z., Vacek S., Šimůnek V., Černý J., Cukor J., Trojan V., Gallo J., Rus P. (2026). Drivers of silver fir regeneration success: Interactions between site conditions, game browsing and close-to-nature forest management, *Journal of Forest Science*, 2026, 72(5):236-245.

Abstrakt:

Obnova lesních ekosystémů je klíčovým procesem určujícím jejich budoucí druhovou skladbu, stabilitu a odolnost vůči klimatické změně. Úspěšnost přirozené i umělé obnovy jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) je podmíněna komplexními vazbami mezi ekologickými charakteristikami stanoviště, mírou poškození obnovy spárkatou zvěří a aplikací principů přírodě blízkého lesního hospodaření. Tato studie hodnotí potenciál přirozené a umělé obnovy jedle bělokoré v rámci přírodě blízkého lesního hospodaření ve dvou přírodních lesních oblastech (Brdská vrchovina; Křivoklátsko a Český kras). Studované plochy se nacházejí na hranici Plzeňského kraje a jsou součástí lesního majetku ve správě firmy Colloredo-Mannsfeld spol. s r. o. Nadmořská výška měřených porostů se pohybuje od 362 do 570 m. Průměrné roční srážky ve studované oblasti jsou 583–686 mm (1990–2020). Průměrná roční teplota se pohybuje od 7,0 do 7,5 °C. Matečné horniny lokalit se skládají z proterozoických břidlic, buližníků, fylitů a dalších metamorfovaných hornin (včetně břidlicových útvarů). Dle klasifikace klimatu patří nižší nadmořské výšky do kategorie Cfb (oceánské klima), zatímco horní části gradientu spadají do kategorie Dfb (kontinentální klima). Cílem bylo posoudit růstový potenciál obnovy jedle v kontrastních kategoriích typů stanovišť: kyselé (3K, 4K), živinově bohaté (3B, 3H, 3S), oglejené (4O, 4P); a kvantifikovat škody způsobené okusem zvěří. Celkem bylo hodnoceno deset jednotek prostorového rozdělení lesa (JPRL) v rámci umělé obnovy. Na každé z nich byly vytyčeny 3 výzkumné plochy rovnoměrně rozložené v obnovním prvku. V rámci přirozené obnovy byly porovnávány čtyři JPRL, kde bylo vytyčeno osm zkusných rovnoměrně rozmístěných ploch. Nejvyšší hustota přirozené obnovy byla zaznamenána na oglejených stanovištích SLT 4O, kde dosáhla v průměru 182 800 kusů na hektar, zatímco nejnižší hustota byla pozorována taktéž na oglejeném typu stanoviště, avšak na SLT 4P (25 600 kusů na hektar). Ve srovnání se složením mateřského porostu vykazovala přirozená obnova výrazný nárůst podílu jedle bělokoré (zastoupení jedle v mateřském prostu 2 % – zastoupení v přirozené

obnově 98 %). Nejvyšší roční výškový přírůst přirozené obnovy byl zaznamenán na stanovišti 4P (10,6 cm), což výrazně převyšovalo hodnotu na stanovišti 3S (2,1 cm). Škody způsobené okusem se pohybovaly v rozmezí od 11,0 % (3S) do 19,2 % (4O). Pokud jde o umělou obnovu, nejvyšší roční výškový přírůst byl zaznamenán na stanovišti typu 3H (38,4 cm), zatímco nejnižší hodnota byla zaznamenána na souboru lesních typů 3B (15,2 cm). Celková nejvyšší průměrná výška jedinců byla naměřena na souboru lesních typů (SLT) 3H, oproti nejnižší průměrné naměřené výšce 89,3 cm na SLT 3K. Výškově vyrovnaný trend byl vyhodnocen také u SLT 4O (120,9 cm) a 4P (122,1 cm). Výsledky ukazují, že obnova jedlových porostů je ovlivňována především stanovištními podmínkami a okusem kopytníků, což poskytuje základ pro cílené lesnické a myslivecké opatření na podporu jejich dlouhodobého přežití.

Klíčová slova: *Abies alba* Mill., typologie stanovišť, přirozená obnova, tlak kopytníků, lesní vegetační stupně 2–4

Drivers of silver fir regeneration success: Interactions between site conditions, game browsing and close-to-nature forest management

MICHAL BLEDÝ^{1,2}, JAN BUDÍNSKÝ¹, ZDENĚK VACEK¹, STANISLAV VACEK¹,
VÁCLAV ŠIMŮNEK¹, JAKUB ČERNÝ^{1,3,4}, JAN CUKOR^{1,3}, VÁCLAV TROJAN¹,
JOSEF GALLO¹, PAVEL RUS¹

¹Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences Prague,
Prague, Czech Republic

²Colloredo-Mannsfeld spol. s r. o., Zbiroh, Czech Republic

³Forestry and Game Management Research Institute, Jíloviště, Czech Republic

⁴Faculty of Forestry and Wood Technology, Mendel University Brno, Brno, Czech Republic

Corresponding author: vacekz@fld.czu.cz

Bledý M., Budínský J., Vacek Z., Vacek S., Šimůnek V., Černý V., Cukor J., Trojan V., Gallo J., Rus P. (2026): Drivers of silver fir regeneration success: Interactions between site conditions, game browsing and close-to-nature forest management. J. For. Sci., 72: 236–245.

Abstract: Silver fir (*Abies alba* Mill.) is an ecologically and silviculturally important tree species in Central European forests due to its high production potential and increasing relevance under ongoing climate change. Therefore, its regeneration and promotion are of key importance for both ecosystem functioning and sustainable forest management. This study evaluates the potential of natural (four localities) and artificial (ten localities) regeneration of silver fir under close-to-nature silviculture across two natural forest areas (Křivoklátsko and Český kras; Brdská vrchovina) at altitudes of 362–570 m a.s.l. in Czechia. The objective was to assess the growth potential of fir regeneration across six contrasting site type categories on 62 research plots: acidic (3K, 4K), nutrient-rich (3B), loamy (3H), nutrient-medium (3S), gleyed nutrient-medium (4O) and gleyed acidic (4P) categories; and to quantify game browsing damage. The highest natural regeneration density was recorded on 4O sites, reaching on average 182 800 pcs·ha⁻¹, while the lowest density was observed on 4P (25 600 pcs·ha⁻¹). Compared to the overstory composition, regeneration layers showed a marked increase in the proportion of silver fir. In contrast, the highest annual height increment of natural regeneration was found on 4P (10.6 cm), significantly exceeding that on 3S (2.1 cm). Browsing damage ranged from 11.0% (3S) to 19.2% (4O). In terms of artificial regeneration, the highest annual height increment was recorded at site type 3H (38.4 cm), whereas the lowest was observed at site type 3B (15.2 cm). Our results show that fir regeneration is mainly driven by site conditions and ungulate browsing, providing a basis for targeted silvicultural and game management to support its long-term persistence.

Keywords: *Abies alba* Mill.; forest vegetation zones 3–4; natural regeneration; site typology; ungulate pressure

Supported by the Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences (Excellent Teams 2026) and the National Agency for Agricultural Research (Project No. QL26010390 and Project No. QL26010393).

© The authors. This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International Licence (CC BY 4.0).

<https://doi.org/10.17221/36/2026-JFS>

Silver fir (*Abies alba* Mill.) is among the most valuable tree species of Central and Southern European forests (Gazol et al. 2015), owing to its combined economic and ecological importance. These attributes are gaining increasing relevance under the conditions of global climate change (GCC) (Dinca et al. 2022; Frei et al. 2025). In this context, its growth is strongly controlled by climatic variability, particularly seasonal temperature and precipitation patterns, with summer drought acting as a key limiting factor (Šimůnek et al. 2023). As a climax species, silver fir requires shaded conditions during its early developmental stages (Bledý et al. 2024). It also plays a key role in maintaining forest stability and biodiversity, particularly on gleyed and waterlogged sites (Vacek et al. 2015; Bledý et al. 2024). Strategies aimed at enhancing forest resilience and mitigating climate-induced stress increasingly emphasise promoting tree species diversity and using climate-adapted species (Mikulenka et al. 2020; Bottero et al. 2021; Vacek et al. 2023). In this context, silver fir shows strong potential, especially at higher elevations, where it can locally replace Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] following disturbance events (Vacek et al. 2015; Hlásny et al. 2021).

Compared to Norway spruce, silver fir exhibits several advantageous traits, including better adaptation to higher air temperatures, greater drought tolerance (Vitali et al. 2017; Vitasse et al. 2019a; Walder et al. 2021), and strong protective functions (Vitasse et al. 2019b). As such, it can significantly help reduce natural risks while simultaneously supporting timber production, biodiversity conservation, and the overall resilience of mountain forests on suitable sites (Dobrowolska et al. 2017; Mikulenka et al. 2020; Bledý et al. 2026). Silver fir also provides important soil-improving (ameliorative) functions, as it contributes to humus formation, enhances nutrient cycling, and supports long-term soil stability in forest ecosystems (Třeštík, Podrázský 2017; Podrázský et al. 2018, 2022). Despite these benefits, silver fir is still viewed unfavourably by some forest managers. The primary constraint limiting its wider use is the difficulty of regeneration, particularly due to its high palatability to ungulate game (Vacek et al. 2014; Klopčič et al. 2017; Brabec et al. 2024). Excessive browsing pressure threatens both planned and target species composition, with cascading effects on forest resilience and the provision of ecosystem services (Poleno et al. 2009; Mori et al. 2017; Cukor et al. 2023).

Even well-designed silvicultural measures often prove ineffective when ungulate populations are not adequately regulated (Ficko et al. 2016; Cukor et al. 2023).

In addition to herbivory pressure, the success of silver fir regeneration is strongly influenced by stand structure, microclimatic and site conditions, competitive interactions within the regeneration layer, and the applied silvicultural system (Senn, Suter 2003; Vacek et al. 2015; Vitasse et al. 2019a). Close-to-nature and selection silviculture systems appear particularly suitable due to their higher structural complexity (Dobrowolska et al. 2017; Larsen et al. 2022). However, these approaches require advanced silvicultural expertise and careful, adaptive application (Poleno et al. 2009; Vacek et al. 2007, 2015, 2020). Small-scale interventions are essential, as they maintain more stable stand microclimates and create favourable conditions for the regeneration of shade-tolerant climax tree species (Korpel', Vinš 1965; Vacek et al. 2015).

These relationships are particularly pronounced within the 2nd to 4th forest vegetation zones (FVZ), where air temperature and soil moisture regimes, competitive environments, and the ecological niche of silver fir vary considerably (Vitasse et al. 2019a). Regeneration success is generally lowest in the 2nd FVZ due to warmer and drier conditions, whereas the 3rd FVZ has more balanced conditions that support long-term survival under canopy cover. In the 4th FVZ, conditions remain favourable, although regeneration may be limited by strong competition from European beech (*Fagus sylvatica* L.). The most optimal conditions, particularly in terms of soil moisture, are typically found in the 5th zone (Schwarz, Bauhus 2019; Paluch, Jastrzębski 2023; Bledý et al. 2024). Consequently, silver fir performs best on sites with balanced moisture regimes, moderate microclimatic conditions, and stable stand structures, which explains its association with well-structured, multi-layered forests of mid to higher elevations and its weaker presence on extreme or disturbed sites (Dobrowolska et al. 2017; Mikulenka et al. 2020). Given its currently low representation in the Czech Republic (1.3%; MoA 2025) and its fragmented distribution, artificial regeneration will remain an essential tool in the coming decades to supplement insufficient seed sources and support its reintroduction where natural regeneration alone is inadequate (Bezděčková et al. 2024).

The aim of this study is to compare the growth of silver fir under contrasting site conditions (acidic, nutrient-rich, nutrient-medium, loamy, gleyed nutrient-medium and gleyed acidic) in mid-elevation areas of the Plzeň Region. Specifically, the study (i) quantified the growth potential of artificial regeneration across different site conditions, (ii) assessed the density and growth performance of natural regeneration across site types, (iii) evaluated browsing damage in natural regeneration caused by ungulates, and (iv) analysed the relationships between regeneration parameters and browsing intensity. Partial objectives include evaluating the growth potential and structure of natural and artificial regeneration in stands containing silver fir within the 3rd and 4th FVZ.

MATERIAL AND METHODS

Study site. The study plots are located at the boundary of the Plzeň Region and are part of the Colloreto-Mannsfeld estate forest property (Forest District Zbiroh). The elevation of the measured stands ranges from 362 m a. s. l. to 570 m a. s. l. The mean annual precipitation in the study area is 583–686 mm (1990–2020), with the highest monthly precipitation occurring in June (79 mm). The mean annual air temperature ranges from 7.0 °C to 7.5 °C, with

the highest monthly mean temperatures in July (17.6 °C). The number of days with snow cover averages 51 days per year, the number of ice days ($T_{\max} < 0$ °C) is approximately 19, and the number of tropical days ($T_{\max} \geq 30$ °C) is about 6. According to the Köppen climate classification, the lower elevations belong to the Cfb category (oceanic climate), while the upper parts of the gradient fall into the Dfb category (warm-summer humid continental climate) (Peel et al. 2007). The slope of the study sites ranges from 2.1° to 13.5°. The parent bedrock of the sites consists of Proterozoic shales, lydite, spilite, and other metamorphic rocks (including slate formations). Soil types of individual stands are presented in Table 1.

In areas of artificial regeneration, ten stands used as regeneration units (0.07–0.16 ha) are predominantly Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] monocultures or mixed spruce stands with admixture of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), European larch (*Larix decidua* Mill.), Douglas-fir [*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco], silver birch (*Betula pendula* Roth), and European beech (*Fagus sylvatica* L.). The planted seedlings were established as bare-rooted stock with an initial height of 26–35 cm at the time of planting; at present, the individuals are five years old. In the study of natural regeneration, four study mature stands are aged 88–147 years with

Table 1. Basic site characteristics of the studied stands differentiated by natural and artificial regeneration of silver fir (*Abies alba* Mill.)

Stand	Site type	Altitude (m a.s.l.)	Slope (°)	Exposure	Soil type	GPS coordinates
Artificial regeneration						
1B11	3B	375	13.0	SE	Haplic Cambisol	49°53'20"N, 13°54'31"E
1B11	3B	387	13.5	SE	Haplic Cambisol	49°53'19"N, 13°54'33"E
13A08	3H	376	2.3	E	Haplic Cambisol	49°55'8"N, 13°52'37"E
13B09	3H	362	4.4	E	Haplic Cambisol	49°55'5"N, 13°52'50"E
36D09	4P	543	4.8	NE	Haplic Gleysol	49°55'16"N, 13°47'50"E
221A08	4P	524	2.9	NE	Haplic Stagnosol	49°45'46"N, 13°46'57"E
44B06	4O	543	2.1	N	Gleyic Cambisol	49°54'38"N, 13°48'29"E
125H09b	4O	548	4.6	SE	Gleyic Luvisol	49°48'56"N, 13°41'32"E
57E11	3K	477	6.8	SE	Dystric Cambisol	49°53'29"N, 13°45'17"E
140B09	3K	518	9.9	NW	Dystric Cambisol	49°49'10"N, 13°37'45"E
Natural regeneration						
227B15b	4O	452	2.6	S	Gleyic Cambisol	49°47'48"N, 13°46'35"E
227D09	4P	570	5.0	NW	Stagnic Cambisol	49°45'43"N, 13°45'49"E
57E11	3K	484	4.3	S	Dystric Cambisol	49°53'30"N, 13°45'15"E
89C09	3S	493	7.2	SW	Haplic Cambisol	49°51'31"N, 13°44'39"E

<https://doi.org/10.17221/36/2026-JFS>

a stocking level of 6–8. The dominant species is silver fir (*Abies alba* Mill.), Norway spruce, with admixture of European larch, sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.), sessile oak [*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.], Scots pine, European hornbeam (*Carpinus betulus* L.), silver birch, and European beech. From a forest typological perspective, the following site types were investigated: 3B – nutrient-rich oak-beech (*Querceto-Fagetum mesotrophicum*), 3H – loamy oak-beech (*Querceto-Fagetum illimerosum mesotrophicum*), 4P – gleyed acidic oak–fir (*Querceto-Abietum variohumidum acidophilum*), 4O – gleyed nutrient-medium oak–fir (*Querceto-Abietum variohumidum mesotrophicum*), 3K – acidic oak-beech (*Querceto-Fagetum acidophilum*), and 3S – nutrient-medium oak-beech (*Querceto-Fagetum oligo-mesotrophicum*) site type category (Viewegh et al. 2003).

Data collection. For the assessment of growth potential in artificial regeneration, stands established with comparable bare-root planting stock and of the same age were selected. The selection of artificial regeneration units was based on patch size to ensure objectivity. In total, ten sites were chosen (two sites per typological unit: 3B, 3H, 4P, 4O, and 3K), and within each site, three 10 × 10 m sample plots were systematically established and evenly distributed within the stand (a total of 30 plots). The potential influence of adjacent stand edges on height growth was also taken into account. Within each sample plot, 100–145 individuals of artificial regeneration were measured.

For natural regeneration, four stands (4O, 4P, 3K, 3S) were selected, and within each stand, eight plots of 5 × 5 m were systematically established (a total of 32 plots). Site conditions were determined in accordance with the typological map of the valid forest management plan for the Zbiroh Forest District. Height measurements were taken with a measuring rod with an accuracy of 1 cm. The recorded variables included individual tree height (cm) and annual apical increment (cm). In each plot, regeneration density (individuals per hectare) was assessed. In natural regeneration, species composition was also evaluated, along with browsing damage, including terminal shoot browsing, lateral shoot browsing, and the occurrence of two or more terminal shoots resulting from previous damage to the main leader.

Data analyses. For statistical analyses, the research plots were classified by forest site type. Differences among site types in regeneration density,

height, height increment, and browsing damage were tested using one-way analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey's HSD post hoc test in STATISTICA (Version 14.4, 2026). Prior to ANOVA, the assumptions of normality and homogeneity of variances were verified using the Shapiro–Wilk test and Bartlett's test, respectively. When these assumptions were not met, the non-parametric Kruskal–Wallis test was applied with subsequent multiple comparisons (Siegel, Castellan Jr. 1988). Principal component analysis (PCA) was performed in CANOCO 5 (Šmilauer, Lepš 2014) to evaluate relationships among growth parameters, regeneration density, and browsing damage across the studied site types. Prior to analysis, the data were log-transformed and standardised. The results of the multivariate analysis were visualised using an ordination diagram.

RESULTS

Growth potential of artificial regeneration across site conditions. In terms of both mean height and annual height increment of artificial regeneration, significant differences were detected among the studied site types ($P < 0.0001$; Figure 1). Significantly ($P < 0.05$) lower mean heights were recorded for site types 3K (89.3 ± 2.3 cm) and 3B (90.6 ± 1.8 cm) compared to 3H (133.1 ± 5.1 cm), 4P (122.1 ± 2.7 cm), and 4O (120.9 ± 2.1 cm). Regarding growth performance, the lowest annual height increment in artificial regeneration was found for 3B (15.2 ± 0.8 cm), followed by 3K (18.8 ± 0.7 cm). In contrast, the largest increments were observed for 3H (38.4 ± 1.8 cm) and subsequently for 4P (33.1 ± 0.9 cm), with differences being statistically significant ($P < 0.05$).

Density and growth of natural regeneration across site conditions. In terms of density, height, and annual height increment, significant differences were detected among site type categories ($P < 0.0001$; Table 2). In natural regeneration, significantly ($P < 0.05$) the lowest densities were recorded at 4P (25 600 pcs·ha⁻¹) and 3K (41 400 pcs·ha⁻¹), whereas the highest density was observed at 4O (182 800 pcs·ha⁻¹). The highest mean height on the sample plots was found at 3K (49.2 cm), while the lowest was recorded at 3S (15.3 cm). Similarly, site type 3S showed the lowest annual height increment (2.1 cm). In contrast, the highest annual height increment (10.6 cm) was measured at 4P.

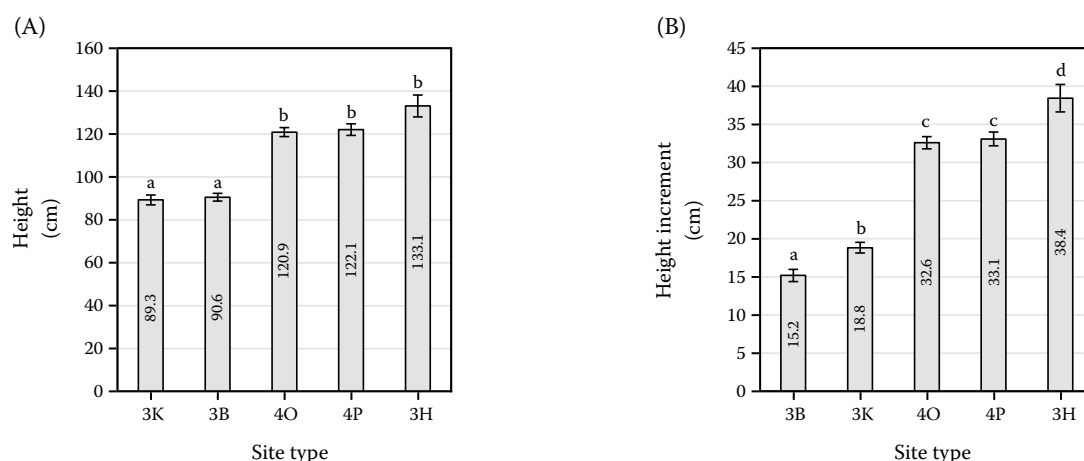


Figure 1. (A) Mean height and (B) mean annual height increment of five-year-old silver fir (*Abies alba* Mill.) artificial regeneration by site type (3K – acidic, 3B – nutrient-rich, 3H – loamy, 3S – nutrient-medium, 4O – gleyed nutrient-medium and 4P – gleyed acidic category) in 2025

Significant differences are indicated by different letters

It should be noted that the compared increment cannot be interpreted as an actual fact, since the natural regeneration age is not the same. The proportion of silver fir in natural regeneration ranged from 89.7% (4P) to 98.3% (4O) with no significant differences, indicating a substantial increase compared to the overstory (on average by 62.8%).

Browsing damage in natural regeneration.

No significant differences in browsing damage were detected among site types in the case of natural regeneration ($P > 0.05$; Table 2). The lowest browsing damage was recorded at 3S (11.0%) and 3K (11.7%), whereas the highest game damage occurred on gleyic sites, specifically at 4O (19.2%) and 4P (18.6%). Browsing damage was markedly more serious in silver fir compared to Norway spruce. In terms of height classes, the highest

browsing damage was observed in the 60–80 cm category, followed by the 40–60 cm class, both exceeding 25%. In contrast, the lowest damage occurred in individuals up to 20 cm in height. A significant negative effect on height increment was detected, particularly in taller height classes. For instance, undamaged silver fir individuals with a mean height of 80–100 cm exhibited an average annual height increment of 13.3 cm, whereas individuals affected by terminal browsing reached only 6.0 cm, representing a 54.8% reduction in growth.

Interactions between natural regeneration parameters and browsing damage. The results of the PCA expressing relationships among growth parameters, regeneration density, and browsing damage across 32 sample plots are presented in the ordination diagram (Figure 2). The first ordina-

Table 2. Basic characteristics of natural regeneration of fir by site type in 2025; significant differences are indicated by different letters

Site type	Number of plots (pcs)	Density (pcs·ha ⁻¹)	Height (cm)	Height increment (cm)	Browsing damage (%)	Share (%)
4P	8	25 600 ^a	46.8 ^b	10.6^b	18.6 ^a	89.7 ^a
4O	8	182 800^c	28.8 ^{ab}	3.3 ^a	19.2 ^a	98.3 ^a
3K	8	41 400 ^a	49.2^b	9.4 ^b	11.7 ^a	90.8 ^a
3S	8	109 400 ^b	15.3 ^a	2.1 ^a	11.0 ^a	96.5 ^a
Test		K-W	ANOVA	ANOVA	ANOVA	K-W
P-value		<u><0.0001</u>	<u><0.001</u>	<u><0.0001</u>	0.1193	0.1966

Bold – significantly highest value; underlined – significant difference; KW – Kruskal-Wallis test; ANOVA – one-way analysis of variance; 3K – acidic; 3S – nutrient-medium; 4O – gleyed nutrient-medium; 4P – gleyed acidic category

<https://doi.org/10.17221/36/2026-JFS>

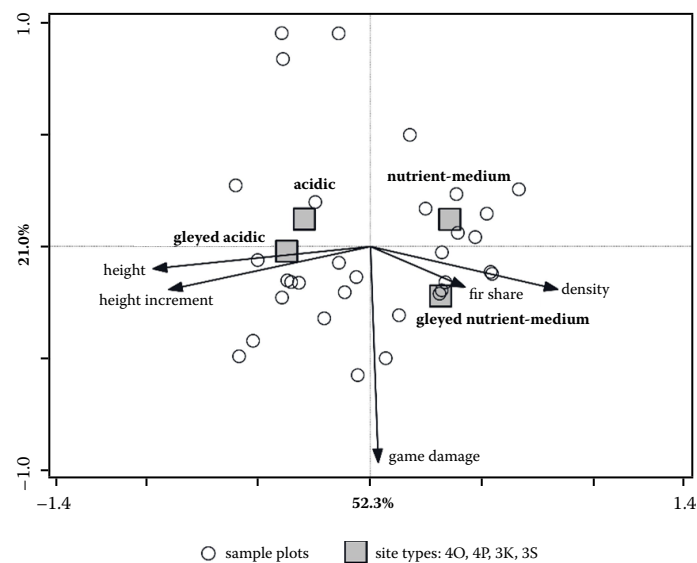


Figure 2. Ordination diagram showing the results of the PCA of relationships among browsing damage, silver fir proportion, and natural regeneration parameters (height, height increment, and density) across 32 sample plots in 2025

tion axis explains 52.3% of the variability, the first two axes together explain 73.3%, and the first four axes account for 99.6% of the total data variability. The y -axis represents browsing damage, while the x -axis reflects height and regeneration density. Regeneration height is positively correlated with height increment, whereas both parameters are negatively correlated with regeneration density for a fir share. In contrast, the proportion of fir shows the lowest explanatory power in the ordination space. No correlation of regeneration density, individual height, or species composition with the proportion of browsing damage was detected across the studied plots. From a typological perspective, site types 4P and 3K exhibit similar characteristics, particularly higher mean regeneration height and height increment. In contrast, the site types 4O and 3S are characterised by high regeneration density. The greatest variability among sample plots was observed in 4P, whereas plots on 3S showed relatively homogeneous regeneration parameters.

DISCUSSION

Our results confirm that silver fir exhibits strong potential for natural regeneration across the studied research plots in the 3rd and 4th FVZ of the Křivoklátsko and Brdy regions. Differences in regeneration density are primarily attributable to variability in seed production under specific site and stand conditions. Fir typically produces

substantial seed crops at 2–3-year intervals, with June precipitation playing a key role in reproductive output (Wohlgemuth et al. 2016; Šimůnek et al. 2026). Another factor that plays a role here is the herbaceous vegetation. In areas with *Vaccinium myrtillus* cover, the density of natural regeneration was lowest; however, its vitality was high because it was protected from browsing damage by the herbaceous vegetation. Similarly, a study from lowland fir forests in Poland demonstrated that vegetation cover significantly influences the density, height growth dynamics, and proportion of fir (Prokūpková et al. 2021).

Silver fir strongly dominated natural regeneration across all study plots. The highest density was recorded on site type 4O, reaching 182 800 pcs·ha⁻¹ with a proportion of 98.3%, whereas the lowest density was observed on site type 4P, with 25 600 pcs·ha⁻¹ and a proportion of 89.7%. The average density of fir regeneration across plots was approximately 89 800 pcs·ha⁻¹. The reduced density on 4P sites is likely related to a lower availability of seed trees compared to 4O stands. At the same time, due to the dense herbaceous vegetation, which not only exhibits a higher proportion of fir but also provides more favourable microsite conditions for germination and early seedling development. As shown by Paluch (2005), higher numbers of fir seedlings are associated with stands containing a greater proportion of old trees, likely due to increased seed input. Maintaining a suffi-

cient proportion of mature, seed-producing fir individuals is therefore essential. At the same time, continuous recruitment of trees into higher diameter classes is necessary to prevent stand ageing (Ficko et al. 2011). These factors represent key drivers of natural regeneration density (Dobrowolska 1998; Sagnard et al. 2007; Poleno et al. 2009). The observed regeneration densities were comparable to or higher than those reported elsewhere in Europe (Paluch 2005; Vacek et al. 2015; Frei et al. 2022, 2025) and appear sufficient to ensure the future persistence of fir in the studied stands (Poleno et al. 2009).

Regarding ungulate damage, browsing intensity in the lowest height class (0–20 cm) remained below 10%, indicating relatively low pressure on the youngest individuals, which typically remain below the main browsing level and vegetation cover (Vacek et al. 2014). In intermediate-height classes (20–80 cm), the proportion of damaged individuals ranged from 20% to 30%. Overall, browsing damage of fir across the study plots (11.0–19.2%) was substantially lower than values reported by Vacek et al. (2015), Vacek (2017) or Frei et al. (2025). For comparison, Brabec et al. (2024) reported an average damage rate of 76.3% across 78 research plots in the Czech Republic.

From a typological perspective, site types 4P and 3K showed similar characteristics in natural regeneration, particularly higher mean height and height increment compared to 3S and 4O, which were characterised by higher regeneration densities. The greatest variability among research plots was observed on 4P sites, whereas 3S sites exhibited relatively homogeneous regeneration parameters, likely reflecting both site and stand conditions (Poleno et al. 2009). In artificial regeneration, the lowest annual height increment was recorded for site type 3B (15.2 cm), while the highest was observed for 3H (38.4 cm). As noted by Bledý et al. (2024), appropriate site typology is a key factor for the successful growth of silver fir, which can outperform other major commercial tree species under suitable conditions.

The potential to increase the proportion of silver fir in Central European forests has been emphasised by Kölling (2007), who identified fir as a species capable of partially replacing Norway spruce at warmer and drier sites. Despite this, current stand compositions indicate that fir is rarely dominant, even though it represents a natural component of forest ecosystems. Korpel (1989) concluded

that silver fir can function as a principal codominant species, particularly in the 4th–6th FVZ. However, current and future management must also account for ongoing environmental changes affecting fir growth and vitality (Bledý et al. 2024).

A key limitation of this case study is the relatively limited number of research plots and their uneven spatial distribution, together with differences in species composition of the parent stands (varying proportions of fir), which may reduce the representativeness of environmental gradients and limit the generalizability of the results. In addition, the findings may be influenced by the origin of the silver fir planting material used (Kowalkowski et al. 2025). More broadly, genetic variation and provenance effects can further affect both growth dynamics and subsequent resilience to climatic stress, potentially limiting the transferability of the results, as different provenances may substantially shape growth performance and adaptive capacity (Čáp et al. 2024).

CONCLUSION

The results indicate a high potential for natural regeneration of silver fir under the given site and stand conditions of the studied research plots in the 3rd–4th FVZ within the Plzeň region, particularly under close-to-nature forest management. Successful natural regeneration is contingent upon the effective integration of silvicultural and game management. Another important factor in promoting natural regeneration in this case is the use of deeper ploughing or other methods of disturbing the soil surface to improve seed germination. Under such conditions, abundant natural regeneration can develop successfully, provided that ungulate damage remains within ecologically tolerable limits. From a typological perspective, the most favourable microsite conditions for natural regeneration were associated with site type 4O (gleyed nutrient-medium oak–fir), while the highest height increment was recorded in site type 4P (gleyed acidic oak–fir). In contrast, within artificial regeneration, the greatest growth potential was observed at site type 3H (loamy oak–beech). In the context of ongoing climate change, the conversion of Norway spruce stands to silver fir is likely to become an increasingly important adaptive silvicultural strategy. Therefore, translating these findings into practical forest management is essential.

<https://doi.org/10.17221/36/2026-JFS>

REFERENCES

- Bezděčková K., Bezděčka P., Fibich P., Klimeš P. (2024): Different feeding preferences for macronutrients across seasons and sites indicate temporal and spatial nutrient limitation in the black bog ant. *Oecologia*, 204: 959–973.
- Bledý M., Vacek S., Brabec P., Vacek Z., Cukor J., Černý J., Ševčík R., Brynychová K. (2024): Silver Fir (*Abies alba* Mill.): Review of ecological insights, forest management strategies, and climate change's impact on European forests. *Forests*, 15: 998.
- Bledý M., Vacek S., Vacek Z., Černý J., Cukor J., Tomczak K., Budínský J., Trojan V., Plačková A., Hájek V. (2026): Variability of structure, volume, carbon sequestration, and growth–climate responses of fir, yew, spruce, pine and larch under global climate change. *Forests*, 17: 422.
- Bottero A., Forrester D., Cailleret M., Kohnle U., Gessler A., Michel D., Bose A., Bauhus J., Bugmann H., Cuntz M., Gillerot L., Hanewinkel M., Lévesque M., Ryder J., Sainte-Marie J., Schwarz J., Yousefpour R., Zamora-Pereira J., Rigling A. (2021): Growth resistance and resilience of mixed silver fir and Norway spruce forests in central Europe: Contrasting responses to mild and severe droughts. *Global Change Biology*, 27: 4403–4419.
- Brabec P., Cukor J., Vacek Z., Vacek S., Skoták V., Ševčík R., Fuchs Z. (2024): Wildlife damage to forest stands in the context of climate change – A review of current knowledge in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 70: 207–221.
- Čáp J., Fulín M., Beran F., Dostál J., Komárková M. (2024): Comparison of the growth of the provenances of silver fir (*Abies alba* Mill.) on research plots in the regions Novohradské hory and Českomoravská vrchovina at the age of 50 years. *Journal of Forest Science*, 70: 14–23.
- Cukor J., Vacek Z., Vacek S. (2023): Škody zvěří. In: Novák J., Kacálek D., Fulín M., Čáp J., Beran F., Cafourek J., Kotrla P., Brožovičová K., Mačejovský V., Bezděčková L. et al. (eds): Podpora a perspektiva jedle bělokoré v českých zemích. Opočno, VÚLHM VS Opočno: 212–227. (in Czech)
- Dinca L., Marin M., Radu V., Murariu G., Drasovean R., Cretu R., Georgescu L., Timiş-Gânsac V. (2022): Which are the best site and stand conditions for silver fir (*Abies alba* Mill.) located in the Carpathian mountains? *Diversity*, 14: 547.
- Dobrowolska D. (1998): Structure of silver fir (*Abies alba* Mill.) natural regeneration in the 'Jata' reserve in Poland. *Forest Ecology and Management*, 110: 237–247.
- Dobrowolska D., Bončina A., Klumpp R. (2017): Ecology and silviculture of silver fir (*Abies alba* Mill.): A review. *Journal of Forest Research*, 22: 1–10.
- Ficko A., Poljanec A., Bončina A. (2011): Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (*Abies alba* Mill.) indicate its decline? *Forest Ecology and Management*, 261: 844–854.
- Ficko A., Roessiger J., Bončina A. (2016): Can the use of continuous cover forestry alone maintain silver fir (*Abies alba* Mill.) in central European mountain forests? *Forestry*, 89: 412–21.
- Frei E.R., Moser B., Wohlgemuth T. (2022): Competitive ability of natural Douglas fir regeneration in central European close-to-nature forests. *Forest Ecology and Management*, 503: 119767.
- Frei E.R., Conedera M., Bebi P., Zürcher S., Bareiss A., Ramstein L., Giacomelli N., Bottero A. (2025): High potential but little success: Ungulate browsing increasingly impairs silver fir regeneration in mountain forests in the southern Swiss Alps. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 98: 194–203.
- Gazol A., Camarero J., Gutiérrez E., Popa I., Andreu-Hayles L., Motta R., Nola P., Ribas M., Sangüesa-Barreda G., Urbinati C., Carrer M. (2015): Distinct effects of climate warming on populations of silver fir (*Abies alba*) across Europe. *Journal of Biogeography*, 42: 1150–1162.
- Hlásny T., König L., Krokene P., Lindner M., Montagné-Huck C., Müller J., Qin H., Raffa K.F., Schelhaas M.J., Svoboda M., Viiri H., Seidl R. (2021): Bark beetle outbreaks in Europe: State of knowledge and ways forward for management. *Current Forestry Reports*, 7: 138–65.
- Klopčič M., Mina M., Bugmann H., Bončina A. (2017): The prospects of silver fir (*Abies alba* Mill.) and Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst] in mixed mountain forests under various management strategies, climate change and high browsing pressure. *European Journal of Forest Research*, 136: 1071–90.
- Kölling C. (2007): Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. *AFZ-DerWald*, 62: 1242–1245. (in German)
- Korpeľ Š. (1989): Pralesy Slovenska. Bratislava, VEDA: 330. (in Slovak)
- Korpeľ Š., Vinš B. (1965): Pěstování jedle. Bratislava, Slovenské vydavateľstvo pôdohospodárskej literatúry: 340. (in Slovak)
- Kowalkowski W., Jagiełło R., Baranowska M., Barzdajn W. (2025): Silver fir restitution: The role of seedling stock type in adapting to various environmental conditions. *Journal of Forest Science*, 71: 358–371.
- Larsen J.B., Angelstam P., Bauhus J., Carvalho J., Diaci J., Dobrowolska D., Gazda A., Gustafsson L., Krumm F., Knoke T., Konczal A., Kuuluvainen T., Mason B., Motta R., Pötzelsberger E., Rigling A., Schuck A. (2022): Closer-to-Nature Forest Management. From Science to Policy 12. Joensuu, European Forest Institute: 54.

- Mikulenka P., Prokůpková 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: 23–36.
- Mori A.S., Kenneth P. Lertzman K.P., Gustafsson L. (2017): Review: Forest biodiversity and ecosystem services. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: A research agenda for applied forest ecology. Journal of Applied Ecology, 54: 12–27.
- MoA (2025): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2024. Prague, Ministry of Agriculture of the Czech Republic: 130. (in Czech)
- Paluch J.G. (2005): The influence of the spatial pattern of trees on forest floor vegetation and silver fir (*Abies alba* Mill.) regeneration in uneven-aged forests. Forest Ecology and Management, 205: 283–298.
- Paluch J., Jastrzębski R. (2023): Life histories of *Abies alba* and *Picea abies* growing in old-growth forests driven by natural gap-phase dynamics. European Journal of Forest Research, 142: 331–352.
- Peel M.C., Finlayson B.L., McMahon T.A. (2007): Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. Hydrology and Earth System Sciences, 11: 1633–1644.
- Poleno Z., Vacek S., Podrázský V., Remeš J., Štefančík I., Mikeska M., Kobliha J., Kupka I., Malík V., Turčáni M., Dvořák J., Zatloukal V., Bílek L., Baláš M., Simon J. (2009): Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 952. (in Czech)
- Podrázský V., Vacek Z., Kupka I., Vacek S., Třeštík M., Cukor J. (2018): Effects of silver fir (*Abies alba* Mill.) on the humus forms in Norway spruce [*Picea abies* (L.) H. Karst.] stands. Journal of Forest Science, 64: 245–250.
- Podrázský V., Kupka I., Novotný S., Staňová J., Gallo J. (2022): Srovnání potenciálu rozkladu celulózy v humusových formách porostních skupin smrku a jedle. In: Proceedings of Central European Silviculture, Zvolen, Sept 6–7, 2022: 151–158.
- Prokůpková A., Brichta J., Vacek Z., Bielak K., Andrzejczyk T., Vacek S., Štefančík I., Bílek L., Fuchs, Z. (2021): Effect of vegetation on natural regeneration of mixed silver fir forests in lowlands: A case study from the Rogów region in Poland. Sylwan, 165: 779–795.
- Sagnard F., Pichot C., Dreyfus P., Jordano P., Fady B. (2007): Modelling seed dispersal to predict seedling recruitment: Recolonization dynamics in a plantation forest. Ecological Modelling, 203: 464–74.
- Schwarz J.A., Bauhus J. (2019): Benefits of mixtures on growth performance of Silver fir (*Abies alba*) and European beech (*Fagus sylvatica*) increase with tree size without reducing drought tolerance. Frontiers in Forests and Global Change, 2: 79.
- Senn J., Suter W. (2003): Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: Beliefs in search of supporting data. Forest Ecology and Management, 181: 151–164.
- Siegel S., Castellan Jr. N.J. (1988): Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences. 2nd Ed. New York, McGraw-Hill Book Company: 399.
- Šimůnek V., Prokůpková A., Vacek Z., Vacek S., Cukor J., Remeš J., Hájek V., D'Andrea G., Šálek M., Nola P., Pericolo O., Holzbachová Š., Ripullone F. (2023): Silver fir tree-ring fluctuations decrease from north to south latitude – Total solar irradiance and NAO are indicated as the main influencing factors. Forest Ecosystems, 10: 100150.
- Šimůnek V., Trojan V., Vacek Z., Vacek S., Cukor J., Bledý M., Podrázský V., Stejskal J., Hájek V., Gallo J., Brabec P., Lehnerová L., Pařízková A. (2026): Effect of weather cycles on cone harvesting for six coniferous species in Czech forest management. Forest Ecology and Management, 606: 123524.
- Šmilauer P., Lepš J. (2014): Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO 5. 2nd Ed. Cambridge, Cambridge University Press: 362.
- Třeštík M., Podrázský V. (2017): Meliorační funkce jedle bělokoré: Případová studie. Zprávy lesnického výzkumu, 62: 182–188. (in Czech)
- Vacek S., Simon J., Remeš J., Podrázský V., Minx T., Mikeska M., Malík V., Jankovský L., Turčáni M., Jakuš R., Schwarz O., Kozel J., Valenta M., Lička L., Hlásný T., Zúbřík M., Krejčí F., Třešňák J., Hofmeister Š. (2007): Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 447. (in Czech)
- Vacek Z., Vacek S., Bílek L., Král J., Remeš J., Bulušek D., Králíček I. (2014): Ungulate impact on natural regeneration in spruce-beech-fir stands in Černý důl nature reserve in the Orlické hory Mountains: Case study from Central Sudetes. Forests, 5: 2929–2946.
- 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: 81–102.
- Vacek Z. (2017): Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in Nature Reserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. Central European Forestry Journal, 63: 23–34.
- 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.
- Vacek Z., Vacek S., Cukor J. (2023): European forests under global climate change: Review of tree growth processes, crises and management strategies. Journal of Environmental Management, 332: 117353.

<https://doi.org/10.17221/36/2026-JFS>

- Viewegh J., Kusbach A., Mikeska M. (2003): Czech forest ecosystem classification. *Journal of Forest Science*, 49: 74–82.
- Vitali V., Büntgen U., Bauhus J. (2017): Silver fir and Douglas fir are more tolerant to extreme droughts than Norway spruce in Southwestern Germany. *Global Change Biology*, 23: 5108–119.
- Vitasse Y., Bottero A., Cailleret M., Bigler C., Fonti P., Gessler A., Lévesque M., Rohner B., Weber P., Rigling A., Wohlgemuth T. (2019a): Contrasting resistance and resilience to extreme drought and late spring frost in five major European tree species. *Global Change Biology*, 25: 3781–3792.
- Vitasse Y., Bottero A., Rebetez M., Conedera M., Augustin S., Brang P., Tinner W. (2019b): What is the potential of silver fir to thrive under warmer and drier climate? *European Journal of Forest Research*, 138: 547–60.
- Volařík D., Hédli R. (2013): Expansion to abandoned agricultural land forms an integral part of silver fir dynamics. *Forest Ecology and Management*, 292: 39–48.
- Walder D., Krebs P., Bugmann H., Manetti M.C., Pollastri M., Anzellotti S., Conedera M. (2021): Silver fir (*Abies alba* Mill.) is able to thrive and prosper under meso-Mediterranean conditions. *Forest Ecology and Management*, 498: 119537.
- Wohlgemuth T., Nussbaumer A., Burkart A., Moritzi M., Wasem U., Moser B. (2016): Patterns and driving forces for seed production in forest tree species. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 167: 316–324.

Received: April 30, 2026

Accepted: May 18, 2026

Published online: May 27, 2026

5.4. Tematický okruh 3: Struktura porostů, produkční potenciál, resistance vůči měnícím se klimatickým podmínkám (GKZ)

5.4.1. Role jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) ve smíšených porostech v západních Čechách: porostní diverzita, produkční potenciál a klimatická resilience

Citace: Budínský J., Bledý M., Vacek S., Vacek Z., Černý J., Cukor J., Tomczak K., Pechačová J., Hájek V., Gallo J. (2026). Role jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) ve smíšených porostech v západních Čechách: porostní diverzita, produkční potenciál a klimatická resilience, Zprávy lesnického výzkumu, 71 (1), DOI: 10.59269/zlv/2026/1/784

Abstrakt

Jedle bělokorá (*Abies alba* Mill.) představuje klíčový druh dřeviny, jehož ekologický a lesnický význam v podmínkách globální změny klimatu v Evropě roste. Tato studie hodnotila strukturu porostů, biodiverzitu, produktivitu a radiální růst ve vztahu ke klimatickým proměnným (teplota vzduchu a srážky) ve 109–126 let starých smíšených porostech jedle bělokoré a smrku ztepilého (*Picea abies* [L.] Karst.) v Západočeské vrchovině v České republice (408–602 m n. m.). Sběr dat probíhal na diferencovaných půdních podmínkách SLT 4B, 3K, 2M. Sklon výzkumných ploch se pohyboval ve svažitých terénech se sklonem 4–8 °. Na čtyřech TVP o rozměrech 50 × 50 m (0,25 ha) byla v roce 2024 zaznamenána data včetně pozic všech stromů s průměrem kmene ve výčetní tloušťce (DBH) ≥ 7 cm. Výšky stromů, šířky a délky koruny byly měřeny laserovým výškoměrem Vertex IV (Haglöf, Švédsko) s přesností 0,1 m. Pro analýzu radiálního růstu byly odebrány vývrty ve výšce 1,3 m pomocí Presslerova přírůstového nebozezu (Mora, Švédsko) z živých dominantních a kodominantních jedinců jedle a smrku. Základní struktura, biodiverzita a produkční charakteristiky byly pro hlavní dřeviny stromového patra hodnoceny pomocí růstového simulátoru SIBYLA. Pro datování vzorků vývrťů a eliminaci chyb spojených s výskytem chybějících letokruhů byl použit program CDendro. Pro každou posuzovanou dřevinu na TVP byl testován ukazatel negativních let, tj. extrémně úzkých letokruhů, které nedosahují 40 % průměrného radiálního růstu předchozích čtyř let. Výskyt významných negativních let byl prokázán v případě, že takto silné snížení přírůstu bylo zaznamenáno alespoň u 20 % hodnocených stromů na TVP. Zásoba porostů v těchto dospělých smíšených porostech jedle se pohybovala od 237 m³ ha⁻¹ na chudých stanovištích, až po 459 m³ ha⁻¹ na bohatších stanovištích. Nejvyšší průměrný objem středního

kmene byl zaznamenán na TVP 2 (2,36 m³). Výčetní kruhová základna dosahovala hodnot od 23,2 m² ha⁻¹ na TVP 4 do 42,1 m² ha⁻¹ na TVP 1. Nejnižší průměrný radiální růst byl zaznamenán u jedle na TVP 3 (1,93 mm) a u smrku na TVP 2 (1,96 mm). Nejvyšší průměrné přírůsty byly naopak zaznamenány u smrku (2,56 mm) a u jedle (2,19 mm) v obou případech na TVP 1. Celkově průměrná šířka letokruhů na všech TVP činila 2,22 mm u smrku a 2,21 mm u jedle. Celková biodiverzita, vyjádřená jako komplexní index diverzity (B), se pohybovala mezi 3,87 a 5,76 a rostla s vyšším podílem příměsí jiných druhů. Klimatické výkyvy významně ovlivňovaly radiální růst obou druhů. Jedle bělokorá vykazovala větší toleranci k proměnlivosti teploty vzduchu. Přesto byla náchylná k pozdním jarním mrazům, zatímco smrk ztepilý byl negativně ovlivněn synergickými účinky vysokých teplot a letního sucha. Byly zde zároveň zjištěny negativní významné roky, u jedle bělokoré četnější (1956, 1972, 1974, 1985, 1986, 1987, 1994, 1998, 2022). Ačkoliv byly u jedle zjištěny vícečetné významné negativní roky, průměrná šířka letokruhů byla stále vyšší než u smrku ztepilého. Z hlediska teploty se jako nejvlivnější měsíc pro příčný růst ukázal červenec, zatímco z hlediska srážek byl kritický únor. Jedle bělokorá vykazovala silnější růstovou odezvu na měsíční výkyvy teplot a srážek ve srovnání se smrkem ztepilým, zejména na stanovištích chudých na živiny. Tyto poznatky potvrzují, že jedle bělokorá je klíčovým druhem díky své toleranci k zastínění, vysoké ekologické plasticitě a odolnosti vůči proměnlivým klimatickým podmínkám, což zdůrazňuje její potenciální roli v adaptivním managementu smíšených lesů v rámci scénářů globální klimatické změny.

Klíčová slova: jedle bělokorá, smrk ztepilý, struktura porostů, biodiverzita, datování letokruhů

ROLE JEDLE BĚLOKORÉ (*ABIES ALBA* MILL.) VE SMÍŠENÝCH POROSTECH V ZÁPADNÍCH ČECHÁCH: POROSTNÍ DIVERZITA, PRODUKČNÍ POTENCIÁL A KLIMATICKÁ REZILIENCE

ROLE OF SILVER FIR (*ABIES ALBA* MILL.) IN MIXED STANDS OF WESTERN BOHEMIA: STAND DIVERSITY, PRODUCTION POTENTIAL, AND CLIMATE RESILIENCE

JAN BUDÍNSKÝ¹⁾ - MICHAL BLEDÝ¹⁾ - STANISLAV VACEK¹⁾ - ZDENĚK VACEK¹⁾ - JAKUB ČERNÝ^{1,2,3)} ✉ - JAN CUKOR^{1,2)} - KAROL TOMCZAK^{4,5)} - JOHANA PECHAČOVÁ²⁾ - VOJTĚCH HÁJEK¹⁾ - JOSEF GALLO¹⁾

¹⁾Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 - Suchbát, Czech Republic

²⁾Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic

³⁾Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic

⁴⁾Poznań University of Life Sciences, Faculty of Forestry and Wood Technology, Wojska Polskiego 71A, 60-625 Poznań, Poland

⁵⁾Łukasiewicz Research Network - Poznań Institute of Technology, Ewarysta Estkowskiego 6, 61-755 Poznań, Poland

✉ e-mail: cerny@vulhmop.cz

ORCID: J. Budínský 0009-0005-2859-6963
M. Bledý 0009-0002-5745-2609
S. Vacek 0000-0002-5234-1881
Z. Vacek 0000-0002-7269-4174
J. Černý 0000-0002-9954-1506

J. Cukor 0000-0002-0003-3174
K. Tomczak 0000-0001-5192-0294
V. Hájek 0000-0001-8354-1504
J. Gallo 0000-0002-7169-6477

ABSTRACT

Silver fir (*Abies alba* Mill.) represents a key forest tree species whose ecological and silvicultural importance is increasing under conditions of global climate change (GCC) in Europe. This study assessed stand structure, biodiversity, productivity, and radial growth in relation to climatic variables (air temperature and precipitation) in 109–126-year-old mixed stands of silver fir and Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in the West Bohemian Uplands, Czech Republic (408–602 m a.s.l.). Stand volume in these mature mixed silver fir stands ranged from 237 m³·ha⁻¹ on nutrient-poor pine sites to 459 m³·ha⁻¹ on more fertile sites. Overall biodiversity, expressed as the comprehensive diversity index (B), ranged from 3.87 to 5.76 and increased with a higher proportion of mixed-species admixtures. Climatic fluctuations significantly influenced the radial growth of both species. Silver fir exhibited greater tolerance to variability in air temperature. Still, it was susceptible to late-spring frosts, whereas Norway spruce was negatively affected by the synergistic effects of high air temperatures and summer drought. July emerged as the most influential month for radial growth in terms of air temperature, while February was critical for precipitation. Silver fir demonstrated a stronger growth response to monthly air temperature and precipitation variations compared to Norway spruce, particularly on nutrient-poor sites. These findings confirm silver fir as a keystone species due to its shade tolerance, high ecological plasticity, and resilience to variable climatic conditions, highlighting its potential role in adaptive management of mixed forests under GCC scenarios.

For more information see Summary at the end of the article.

Klíčová slova: jedle bělokora; smrk ztepilý; struktura porostů; biodiverzita; datování letokruhů

Key words: silver fir; Norway spruce; stand structure; biodiversity; tree ring dating

ÚVOD

Jedle bělokora (*Abies alba* Mill.) je původní dřevina střední a jižní Evropy (GAZOL et al. 2015). V současnosti roste zájem o její pěstování a o zvýšení jejího zastoupení, což vyplývá z ekologické valence a ekonomické profitability (DINCA et al. 2022; BLEDÝ et al. 2024; MZE 2024). V posledních letech bylo v řadě evropských zemí publikováno několik studií dokládajících postupnou revitalizaci a zlepšování populační dynamiky jedle bělokora, a to z hlediska jak přirozené obno-

vy, tak i růstové a produkční vitality porostů (DĂNESCU et al. 2018; HILMERS et al. 2019). Jedná se o jednu z nejdůležitějších klimaxových jehličnatých dřevin Evropy (DOBROWOLSKA et al. 2017; BOŠELA et al. 2018; DINCA et al. 2022), včetně České republiky (VACEK S. et al. 2015; MIKULENKA et al. 2020; ŠIMŮNEK et al. 2023). V České republice byla jedle nejvíce zastoupenou jehličnatou dřevinou v přirozené druhové skladbě (19,8 %), zatímco v současné skladbě lesů se její podíl pohybuje okolo 1,3 % a za posledních 25 let se její zastoupení zvýšilo o 0,4 % (MZE 2025). Ve druhé polovině 20. století bylo její zastoupení

silně ovlivněno imisí kalamitou (TINNER et al. 2013; BOETTGER et al. 2014; ŠUMICHRAST et al. 2023). Uváděn je též synergismus imisí s výskytem korovnice kavkazské (*Dreyfusia nordmannianae*) a korovnice jedlové (*Dreyfusia piceae*) a nevhodnými, zejména plošnými způsoby obhospodařování (DOBROWOLSKA et al. 2017; SLANAŘ et al. 2017; VACEK Z. 2017). Na pokles zastoupení jedle bělokoré výrazným způsobem působily a působí škody zvěří okusem, loupáním, ohryzem i vytloukáním (KUPFERSCHMID et al. 2013; VACEK Z. et al. 2014; BRABEC et al. 2024).

Z důvodu nižšího úhrnu srážek nemůže jedle prosperovat v nižších nadmořských výškách a teplých oblastech (SCHWARZ, BAUHUS 2019; PALUCH, JASTRZĘBSKI 2023; BLEDÝ et al. 2024). Na vhodných, zejména pak oglejených stanovištích dokáže dobře prosperovat díky dostatečnému množství vzdušné vlhkosti a vyššímu obsahu vody v půdě (POLENO et al. 2009; VITASSE et al. 2019; BLEDÝ et al. 2024). Neroste ovšem na trvale podmačených stanovištích (KUČERAVÁ et al. 2012; MIKULENKA et al. 2020). V severních oblastech a horských polohách trpí jedle mrazy, které poškozují mladé výhony začátkem vegetačního období (GAZOL et al. 2019). V současnosti je chřadnutí jedle v nižších a teplejších polohách přímo přičítáno změně klimatu (GONZÁLEZ DE ANDRÉS 2019; HERNÁNDEZ et al. 2019), která tak přispívá k častějšímu vláhovému deficitu v létě (BOŠELA et al. 2018; KONŮPKOVÁ et al. 2018; MIKULENKA et al. 2020). Nejvíce se to projevuje odumíráním jedle v jižních částech jejího areálu (BATTIPAGLIA et al. 2009; CAILLERET, DAVI 2011), a to právě v důsledku klimatické změny (HANEWINKEL et al. 2013; VACEK Z. et al. 2023; BLEDÝ et al. 2024). Zvláště periodicky opakující se dlouhodobé sucho má významný dopad na chřadnutí, zdravotní stav a zvýšenou mortalitu jedle bělokoré (KONŮPKOVÁ et al. 2018; VEJPUSTKOVÁ et al. 2023).

Přesto by jedle bělokorá mohla být jednou z dřevin, která by na mnoha místech, a to zejména na oglejených stanovištích, mohla nahradit smrk ztepilý (*Picea abies* [L.] Karst.), který je zde v důsledku mělkého kořenového systému značně nestabilní (MIKULENKA et al. 2020; BLEDÝ et al. 2024). Je to dáno tím, že jedle bělokorá má v porovnání se smrkem ztepilým hlouběji sahající kořenový systém a je odolnější vůči suchu (VITALI et al. 2018; VITASSE et al. 2019). Za optimální jsou pro růst jedle bělokoré považována stanoviště jedlových bučin v centru jejího areálu, typicky v nadmořských výškách od 800 do 1200 m se srážkami nad 1000 mm (MUSIL, HAMERNÍK 2007; POLENO et al. 2009). Druh se vyskytuje v širokém vertikálním rozpětí od 140 do 2100 m n. m., přičemž v nižších polohách je vázán na chladnější a vlhčí stanoviště. Jedle bělokorá je považována za dřevinu, které může probíhající klimatická změna do určité míry vyhovovat, zejména díky potenciálu šíření do vyšších, srážkově bohatých poloh, s výjimkou oblastí s extrémně tuhými zimami (DOBROWOLSKA et al. 2017; BLEDÝ et al. 2024). Optimum srážek pro jedli bělokorou se pohybuje v rozmezí 1000–2500 mm, přičemž rozhodujícím faktorem její konkurenceschopnosti je dostatek letních srážek spíše než nízké teploty vzduchu (TINNER et al. 2013; BLEDÝ et al. 2024).

Cílem výzkumu bylo podrobně zhodnotit strukturu, diverzitu a vývoj smíšených porostů s jedlí bělokorou v západních Čechách s ohledem na probíhající klimatickou změnu. Smíšené porosty s jedlí bělokorou se vyznačují vyšší ekologickou stabilitou, strukturální heterogenitou, produkčním potenciálem a adaptací na klimatický stres ve srovnání s jednodruhovými porosty (VACEK Z. et al. 2021, 2023). Práce je zaměřena na produkci těchto smíšených porostů, jejich strukturální diverzitu a zejména na dendrochronologickou analýzu, ve které byly porovnávány růstové dynamiky jedle bělokoré a smrku ztepilého s cílem vyhodnotit vliv klimatických faktorů (zejména teploty vzduchu a srážek) na jejich růst a odolnost vůči klimatické změně.

MATERIÁL A METODIKA

Zájmové území

Zájmové území spadá pod správu Lesů ČR, s. p., LS Stříbro a nachází se ve výškovém gradientu 408–602 m n. m. V oblasti převažují půdní typy vodou neovlivněné, z nichž nejvýznamnější podíl zaujímají kambezemě, okrajově luvizemě a podzoly. Geologický podklad tvoří převážně metamorfované horniny (fylity a svory), které podmiňují jejich kamenitost, mělký až středně hluboký profil a nižší až střední zásobu živin. Klimatické podmínky území odpovídají podle Köppenovy klasifikace mírnému oceánickému typu (Cfb; PEEL et al. 2007; BECK et al. 2018) s průměrnou roční teplotou 8,7 °C a ročním úhrnem srážek 650 mm (ČHMÚ 2000–2023). Průměrné roční teploty a úhrn srážek za období 1972 až 2023 jsou znázorněny na Obr. 1.

Pro sběr dat a založení čtyř trvalých výzkumných ploch (TVP) byly vybrány čtyři porosty ve věku 109–126 let. Sklon svahu se pohybuje v rozmezí 4–18° v převážně severozápadní expozici. Typologicky se porosty podle VIEWEGH et al. (2003) řadí do 3K (TVP 2 a 3), 4B (TVP 1) a 2M (TVP 4; Tab. 1). Druhově složení porostů podle lesního hospodářského plánu (LHP) je: 25–80 % jedle bělokorá (JD), 3–70 % smrk ztepilý (SM) a 0–10 % borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.). Přimíšené se v porostech vyskytují buk lesní (*Fagus sylvatica* L.), bříza bělokorá (*Betula pendula* Roth.), modřín opadavý (*Larix decidua* Mill.), olše lepkavá (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) a douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco).

Sběr dat

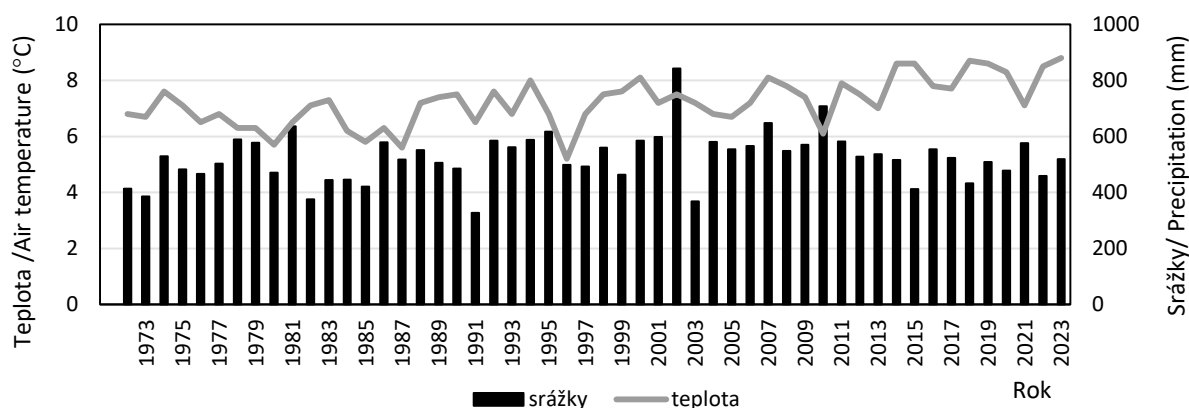
Na čtyřech TVP o rozměrech 50 m × 50 m (0,25 ha) byla v roce 2024 zaznamenána data včetně pozic všech stromů s průměrem kmene ve výčetní tloušťce (dbh) ≥ 7 cm. Tloušťky stromů byly měřeny kovovou průměrkou KMITEX (Stehelčeves, Česká republika) s přesností 1 mm. Průměr koruny byl měřen alespoň ve 2 směrech kolmo na sebe. Výšky stromů, šířky a délky koruny byly měřeny laserovým výškoměrem Vertex IV (Haglöf, Švédsko) s přesností 0,1 m.

Pro analýzu radiálního růstu bylo odebráno 20 vývrtů ve výšce 1,3 m pomocí Presslerova přírůstového nebozezu (Mora, Švédsko) z živých dominantních a kodominantních jedlí a smrků ve směru svahu (blíže v Tab. 2). Vývrtky byly odebrány podle STECKEL et al. (2020) na podzim roku 2024. Stromy byly náhodně vybírány z horní porostní etáže, bez známek poškození, s rovným, nezkrouceným kmenem a symetrickou a neporušenou korunou. Vývrtky byly připevněny na dřevěné lamely, sušeny za pokojové teploty a broušeny pomocí pásové brusky. Šířky letokruhů byly měřeny s přesností 0,01 mm pomocí binokulárního mikroskopu Olympus na měřicím stole LINTAB a digitálně zaznamenány pomocí softwaru TSAP-Win™ (RINNTECH 2025).

Analýza dat

Základní struktura, biodiverzita a produkční charakteristiky byly pro hlavní dřeviny stromového patra hodnoceny pomocí růstového simulátoru SIBYLA (FABRIKA, ĎURSKÝ 2025). Zásoba porostu byla vypočítána podle objemových rovnic (tabulek; PETRÁŠ, PAJTIK 1991). Jako ukazatel hustoty porostu byl vypočítán relativní index hustoty porostu SDI (REINEKE 1933) a stupeň korunového zápoje CC (CROOKSTON, STAGE 1999). Maximální hodnota SDI byla odvozena z modelu růstových tabulek (HALAJ, PETRÁŠ 1998).

Biodiverzita byla hodnocena pro všechny vyskytující se druhy dřevin na TVP pomocí agregačního indexu R (CLARK, EVANS 1954), vertikálního Arten-profil indexu A (PRETZSCH 2006), diverzity vertikální struktury S (JAEHNE, DOHRENBUSCH 1997), tloušťkové diferenciace TM_d , výškové diferenciace TM_h (FÜLDNER 1995), korunové diferenciace K (JAEHNE, DOHRENBUSCH 1997) a celkové (komplexní) diverzity porostu B (JAEHNE, DOHRENBUSCH 1997). Přehled indexů a vyjádření jejich hodnot je uveden v Tab. 3.



Obr. 1.

Vývoj průměrné roční teploty vzduchu (šedá čára) a úhrnu srážek (černé sloupce). Meteorologická stanice Konstantinovy Lázně, 2025.

Fig. 1.

Development of mean annual air temperature (grey line) and total precipitation (black columns). Konstantinovy Lázně meteorological station, 2025.

Tab. 1.

Stanovištní a porostní charakteristiky trvalých výzkumných ploch (TVP) 1–4.

Site and stand characteristics of permanent research plots (PRP) 1–4.

TVP/PRP	GPS	Věk/Age (rok/year)	Dřeviny/ Tree species	Nadm. výška/ Altitude (m)	Sklon/Slope (°)	Soubor lesních typů/ Ecosite	Půdní typ/ Soil type	Podloží/ Bedrock
1	49,8936111 S 12,9183333 V	115	JD, SM, BK, OL, OS, BR	602	8°	4B	kambizem rankerová	svor
2	49,8219444 S 12,9127778 V	126	JD, SM	509	4°	3K	kambizem modální	fylit
3	49,8785278 S 13,0996667 V	108	JD, SM, BO, DG, OS	581	4°	3K	kambizem dystrická	fyl. droby, břidlice
4	49,8300000 S 13,0702778 V	108	JD, BO	408	18°	2M	kambizem dystrická	fyl. droby, břidlice

Vysvětlivky: BK – *Fagus sylvatica*; BO – *Pinus sylvestris*; BR – *Betula pendula*; DG – *Pseudotsuga menziesii*; OL – *Alnus glutinosa*; OS – *Populus tremula*; JD – *Abies alba*; SM – *Picea abies*; 2M – *Querceto-Fagetum oligotrophicum*; 3K – *Querceto-Fagetum acidophilum*; 4B – *Fagetum mesotrophicum*.

Explanations: BK – *Fagus sylvatica*; BO – *Pinus sylvestris*; BR – *Betula pendula*; DG – *Pseudotsuga menziesii*; OL – *Alnus glutinosa*; OS – *Populus tremula*; JD – *Abies alba*; SM – *Picea abies*; 2M – *Querceto-Fagetum oligotrophicum*; 3K – *Querceto-Fagetum acidophilum*; 4B – *Fagetum mesotrophicum*; břidlice – slate; fylit – phyllite; fylitové droby – phyllitic greywacke; kambizem dystrická – dystric cambisol; kambizem modální – modal cambisol; kambizem rankerová – ranker cambisol; svor – mica schist.

Tab. 2.

Charakteristiky dendrochronologické analýzy jedle bělokoré (JD) a smrku ztepilého (SM) na trvalých výzkumných plochách (TVP) 1–4.

Characteristics of the dendrochronological analysis of silver fir (JD) and Norway spruce (SM) on permanent research plots (PRP) 1–4.

TVP/PRP	Dřevina/ Tree species	Počet vzorků/ Number of cores	Ø šířka letokruhů/Ø ring width [mm]	Negativně významné roky/Negative pointer years
1	JD	17	2,19	1956, 1978, 1979
	SM	18	2,56	1971, 2004
2	JD	14	2,07	1956, 1972
	SM	15	1,96	1934, 1992, 1998
3	JD	18	1,93	—
	SM	19	2,13	1992
4	JD	13	2,27	1956, 1972, 1974, 1985, 1986, 1987, 1994, 1998, 2022

Pro datování vzorků vývrtů (13–19 analyzovaných vzorků pro každou studovanou dřevinu na každé TVP) a eliminaci chyb spojených s výskytem chybějících letokruhů byl použit program CDendro (LARSSON 2014). Každá letokruhová série byla křížově datována pomocí statistických testů PAST4 (KNIBBE 2007) a následně byla podrobena vizuální kontrole podle YAMAGUCHI (1991). Pokud byl nalezen chybějící letokruh, byl na jeho místo vložen letokruh o šířce 0,01 mm. Věkový trend byl odstraněn ve dvou krocích: v prvním kroku pomocí negativní exponenciální funkce a ve druhém pomocí funkce spline s časovým oknem 0,67n. Detrendování bylo provedeno v programu R (R STUDIO TEAM 2020) pomocí balíčku dplR (BUNN 2008, 2010). Reprezentativnost výsledných chronologií byla ověřena pomocí ukazatele EPS (*Expressed Population Signal*), přičemž za spolehlivé byly považovány chronologie dosahující hodnot $\text{EPS} \geq 0,85$ (WIGLEY et al. 1984).

Analýza negativních významných let (*Negative Pointer Years*, NPY), které charakterizují extrémně nízké radiální přírůsty, byla provedena podle SCHWEINGRUBER (1996). Pro každou posuzovanou dřevinu na TVP byl testován ukazatel negativních let, tj. extrémně úzkých letokruhů, které nedosahují 40 % průměrného radiálního růstu předchozích čtyř let. Výskyt negativních let byl prokázán v případě, že takto silné snížení přírůstu bylo zaznamenáno alespoň u 20 % hodnocených stromů na TVP.

Klimatické faktory (teplota vzduchu a srážky) byly hodnoceny na základě dat z let 1972–2023 z databáze nejbližší meteorologické stanice (srv. Meteorologická stanice Konstantinovy Lázně 2025) v nadmořské výšce 520 m. Vývoj teploty vzduchu a srážkových podmínek byl studován na základě průměrné roční teploty vzduchu, teploty vzduchu ve vegetačním období, teploty vzduchu v jednotlivých měsících, roční sumy srážek, sumy srážek ve vegetačním období a úhrnu srážek v jednotlivých měsících. Standardizované (detrendované) série indexů letokruhů z TVP byly korelovány Pearsonovým korelačním koeficientem s klimatickými daty (teploty vzduchu, srážky) v programu Statistica 14 (TIBCO 2020). Software DendroClim (BIONDI, WAIKUL 2002) byl použit k modelování radiálního růstu v závislosti na měsíčních klimatických charakteristikách.

VÝSLEDKY

Struktura a produkce porostů

Počet jedinců stromového patra se na TVP pohyboval od 176 stromů·ha⁻¹ na TVP 2 do 388 stromů·ha⁻¹ na TVP 3. Stupeň korunového zápoje (CC) vykazoval vysoké hodnoty, přičemž se lišil mezi jednotlivými plochami od 72,3 % na TVP 2 po 97,5 % na TVP 1. Porostní hustota vyjádřená indexem SDI nabývala hodnot v rozmezí od 0,37 na TVP 4 do 0,62 na TVP 1. Nejvyšší průměrný objem středního kmeny byl zaznamenán na TVP 2 (2,36 m³). Zásoba porostu se lišila mezi stanovištěně chudou TVP 4 (237 m³·ha⁻¹) a živinově bohatou TVP 1 (556 m³·ha⁻¹). Jedle bělokorá dosahovala nejvyššího podílu na zásobě porostu na TVP 1 (444 m³·ha⁻¹; 79,9 %) a na TVP 4 (228 m³·ha⁻¹; 96,2 %), zatímco smrk ztepilý měl dominantní zastoupení na TVP 2 (211 m³·ha⁻¹; 50,7 %) a vysoký podíl na TVP 3 (129 m³·ha⁻¹; 31,9 %). Borovice lesní byla zaznamenána pouze na dvou TVP, přičemž její zastoupení bylo marginální (10,9 % na TVP 3 a 3,8 % na TVP 4). Výčetní kruhová základna dosahovala hodnot od 23,2 m²·ha⁻¹ na TVP 4 do 42,1 m²·ha⁻¹ na TVP 1 (Tab. 4).

Biodiverzita porostů

Z hlediska horizontální struktury se index agregace pohyboval mezi 0,76 a 1,07. TVP 1 vykazovala tendenci k mírné shlukovitosti ($R < 1$), zatímco ostatní plochy vykazovaly náhodnou distribuci stromového patra. Vertikální struktura (A) byla relativně variabilní (0,44–0,71) a pohybovala se od mírně vyrovnané (TVP 1, 2, 4), která se skládala ze dvou pater, až po výrazně diverzifikovanou (TVP 3) se třemi etážemi. Vertikální diverzita dosahovala vyšší hodnoty na TVP 1 (0,71; vysoká diverzita), zatímco ostatní plochy měly nižší hodnoty odpovídající střední až nízké diverzitě. Földnerův index tloušťkové diferenciace ($TM_d = 0,14–0,25$) a výškové diferenciace ($TM_h = 0,08–0,14$) ukazoval na porosty s převážně nízkou strukturální diferenciací. Diferenciace korun (K) byla také nízká až střední na všech TVP. Pokud jde o celkovou diverzitu porostu, TVP 2 a 4 vykazovaly monotónní strukturu ($B = 3,53–3,87$), zatímco TVP 1 a 3 vykazovaly nerovnoměrnou strukturu ($B = 6,82–6,93$; Tab. 5).

Tab. 3.

Přehled indexů popisujících diverzitu porostu a jejich interpretace.

Overview of indices describing stand diversity and their interpretation.

Kritérium/ Criterion	Kvantifikátor/ Quantifier	Označení/ Designation	Reference/ Reference	Hodnocení/ Assessment
Horizontální struktura/ Horizontal structure	Index agregace	R (C&Ei)	CLARK, EVANS (1954)	rozsah 0–2,15; shlukovitost $R < 1$; náhodné (Poissonovo) rozdělení $R = 1$; pravidelnost $R > 1$
Vertikální struktura/ Vertical structure	Arten-profil index	A (Pri)	PRETZSCH (2006)	rozsah 0–1; vyrovnaná vertikální struktura $A < 0,3$; výběrný les $A > 0,9$
	Vertikální diverzita	S (J&Di)	JAEHNE, DOHRENBUSCH (1997)	nízká $S < 0,3$; střední $S = 0,3–0,5$; vysoká $S = 0,5–0,7$; velmi vysoká $S > 0,7$
Strukturální diferenciace/ Structural differentiation	Tloušťková diferenciace	TM_d (Fi)	FÜLDNER (1995)	rozsah 0–1; nízká $TM < 0,3$; velmi vysoká $TM > 0,7$
	Výšková diferenciace	TM_h (Fi)	FÜLDNER (1995)	
	Korunová diferenciace	K (J&Di)	JAEHNE, DOHRENBUSCH (1997)	nízká $K < 1$; střenění $K = 1,0–1,5$; vysoká $K = 1,5–2,0$; velmi vysoká diferenciace $K > 3$
Komplexní diverzita/ Complex diversity	Porostní diverzita	B (J&Di)	JAEHNE, DOHRENBUSCH (1997)	monotónní $B < 4$; nerovnoměrná $B = 6–8$; velmi různorodá $B > 9$

Dynamika radiálního růstu

Nejnižší průměrný radiální růst byl zaznamenán u jedle na TVP 3 (1,93 mm) a u smrku na TVP 2 (1,96 mm). Nejvyšší průměrné přírůsty byly naopak zaznamenány u smrku (2,56 mm) a u jedle (2,19 mm) v obou případech na TVP 1. Celkově průměrná šířka letokruhů na všech TVP činila 2,22 mm u smrku a 2,21 mm u jedle (Tab. 2).

Výskyt NPY byl u obou dřevin obdobný, nicméně se ukázala významně vyšší citlivost na chudém stanovišti 2M oproti ostatním

studovaným porostům (TVP). Na téměř všech TVP ukázala radiální dynamika jedle významně snížený přírůst v roce 1956 (-0,4 SD). Významný negativní rok 1972 s nízkým radiálním přírůstem jedle na TVP 2 a TVP 4 byl způsoben velmi nízkými průměrnými ročními srážkami (412 mm). V roce 1974 byl pak snížený přírůst způsoben roční průměrnou vyšší teplotou (7,6 °C; TVP 4). Snížený přírůst jedle byl rovněž zaznamenán v letech 1985, 1986 a 1987 (na TVP 4) a byl také způsoben výrazně sníženou teplotou (5,9 °C). V letech 1994 a 1998 byly poklesy radiálního růstu způsobeny vysokou teplotou (8,0 °C a 8,1 °C; TVP 4), což se projevilo zejména u smrku na TVP 2.

Tab. 4.

Strukturální a produkční charakteristiky na trvalých výzkumných plochách (TVP) podle sdruženého porostu (1–4) a jednotlivých dřevin (BO – *Pinus sylvestris*; JD – *Abies alba*; SM – *Picea abies*).

Structural and production characteristics on permanent research plots (PRP), differentiated by forest stand (1–4) and by individual tree species (BO – *Pinus sylvestris*; JD – *Abies alba*; SM – *Picea abies*).

TVP PRP	dbh [cm]	h [m]	HDR	v [m³]	N [ks·ha⁻¹]	G [m²·ha⁻¹]	V [m³·ha⁻¹]	CC [%]	SDI
1	39,3	28,43	0,72	1,60	348	42,1	556	97,5	0,62
2	46,2	34,02	0,74	2,36	176	29,4	416	72,3	0,40
3	33,5	27,05	0,81	1,04	388	34,1	405	93,6	0,55
4	33,7	23,31	0,69	0,91	260	23,2	237	82,3	0,37
1JD	45,4	30,98	0,68	2,18	204	33,0	444	93,6	0,47
2JD	45,4	33,10	0,73	2,33	88	14,2	205	50,6	0,20
3JD	31,2	25,91	0,83	0,93	188	14,4	174	75,1	0,24
4JD	33,9	23,37	0,69	0,92	248	22,3	228	81,0	0,36
1SM	33,3	28,07	0,84	1,14	80	6,9	91	42,1	0,10
2SM	46,9	34,95	0,75	2,40	88	15,2	211	43,9	0,20
3SM	35,7	27,78	0,78	1,16	112	11,2	129	49,2	0,16
3BO	32,8	26,05	0,79	1,01	44	3,7	44	18,4	0,07
4BO	30,3	22,03	0,73	0,71	12	0,9	9	6,8	0,02

Vysvětlivky: dbh – průměrná výčetní tloušťka; h – průměrná výška; HDR – štíhlostní koeficient; v – objem středního kmene; N – počet stromů; G – kruhová výčetní základna; V – zásoba porostu; CC – stupeň zápoje; SDI – index hustoty porostu.

Captions: dbh – mean diameter at breast height; h – mean height; HDR – height-to-diameter ratio; v – mean stem volume; N – number of trees; G – basal area; V – stand volume; CC – crown closure; SDI – stand density index.

Tab. 5.

Biodiverzita stromového patra na trvalých výzkumných plochách (TVP) 1–4.

Biodiversity of the tree layer on permanent research plots (PRP) 1–4.

TVP/PRP	R (C&Ei)	A (Pri)	S (J&Di)	TM _d (Fi)	TM _h (Fi)	K (J&Di)	B (J&Di)
1	0,76	0,46	0,71	0,25	0,14	1,48	6,83
2	1,07	0,57	0,28	0,20	0,08	1,31	3,53
3	0,89	0,71	0,50	0,22	0,14	1,48	6,93
4	0,90	0,44	0,36	0,14	0,11	1,23	3,87

Vysvětlivky: R (C&Ei) – index agregace, A (Pri) – Arten-profil index, S (J&Di) – vertikální diverzita, TM_d (Fi) – tloušťková diferenciace, TM_h (Fi) – výšková diferenciace, K (J&Di) – korunová diferenciace, B (J&Di) – porostní diverzita.

Captions: R (C&Ei) – aggregation index, A (Pri) – Arten-profile index, S (J&Di) – vertical diversity, TM_d (Fi) – diameter differentiation, TM_h (Fi) – height differentiation, K (J&Di) – crown differentiation, B (J&Di) – stand diversity.

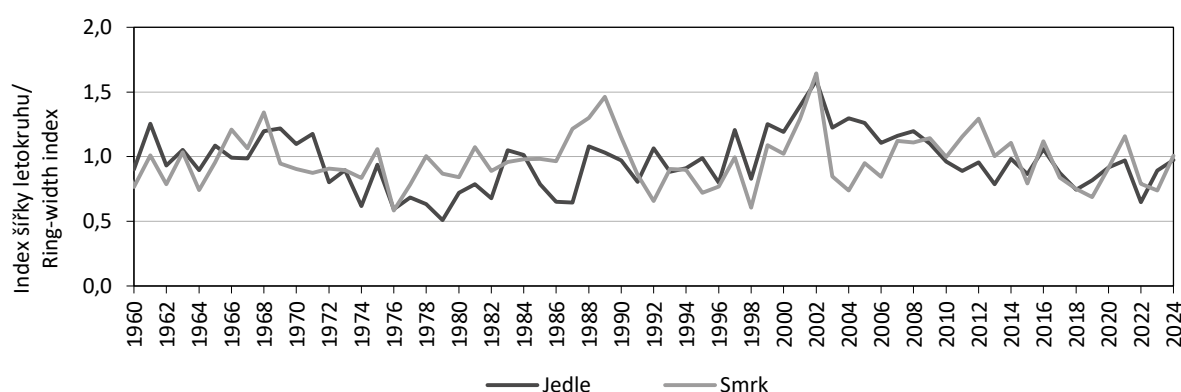
Rok 2022 byl pro jedli kritický na TVP 4 s nižším průměrným ročním úhrnem srážek (458,8 mm). V roce 1995 byla naměřena nejnižší průměrná roční teplota vzduchu (5,2 °C; leden až březen -4,1 °C; Tab. 2; Obr. 1, 2).

Rok 1992 byl charakteristický výrazně zvýšenou teplotou již od brzkého jara (historicky několik max. denních rekordů od března do dubna), což se u smrku projevilo výrazným snížením průměrného přírůstu, a to napříč téměř všemi sledovanými TVP (-0,35 SD). Významnější omezení růstu souviselo také s extrémními klimatickými podmínkami v roce 1998, kdy průměrná teplota dosáhla 7,6 °C (-0,39 SD). Snížený přírůst smrku na TVP 1 v roce 2004 byl spojen s nízkým úhrnem srážek (Tab. 2; Obr. 1, 2). Podobná variabilita radiálního růstu byla obecně pozorována u obou dřevin (jedle $\pm 0,55$ SD, smrk $\pm 0,5$ SD; Obr. 2).

Ve sledovaném období bylo zaznamenáno několik nárůstů radiálního růstu, které byly způsobeny příznivými klimatickými podmínkami (842 mm srážek v roce 2002, +0,64 SD u smrku i jedle), ale také díky lesnickým zásahům, zejména v mladších růstových stádiích studovaných lesních porostů. Od roku 1993 již byla pozorována srovnatelná variabilita růstu u obou sledovaných dřevin (Obr. 1, 2).

Vliv klimatických faktorů na radiální růst

Analýza vztahu průměrných měsíčních teplot vzduchu a měsíčních srážkových úhrnů k radiálnímu růstu jedle ukázala, že z hlediska teploty vzduchu byly nejvýznamněji pozitivně korelované tyto měsíce: duben předchozího roku ($r = 0,31$), květen ($r = 0,32$) a srpen ($r = 0,30$) aktuálního roku. Srážky měly nejvyšší pozitivní vliv na radiální růst je-

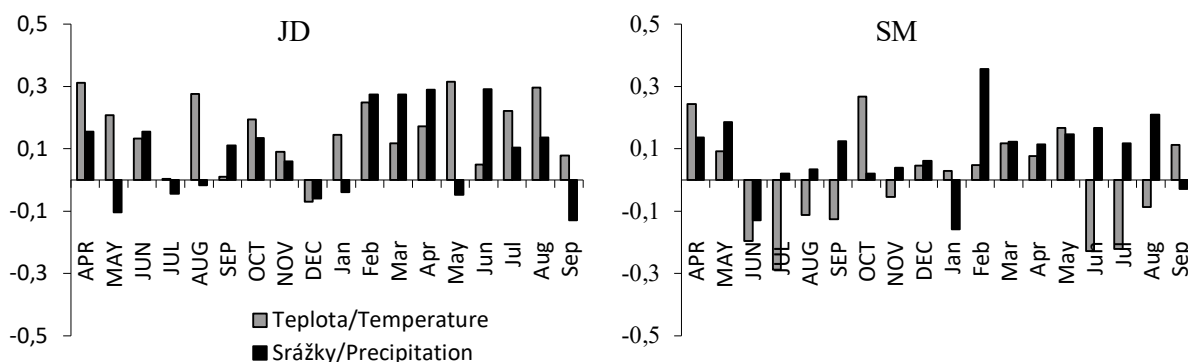


Obr. 2.

Standardizovaná průměrná chronologie jedle bělokoré (černá čára) a smrku ztepilého (šedá čára) v letech 1960–2024 vyjádřená pomocí indexu letokruhů na trvalých výzkumných plochách (TVP) 1–4.

Fig. 2.

Standardized mean chronology of silver fir (black line) and Norway spruce (grey line) for 1960–2024, expressed as the ring-width index on permanent research plots (PRP) 1–4.



Obr. 3.

Korelační koeficienty regionální chronologie s průměrnými měsíčními teplotami vzduchu (šedá barva) a srážkami (černá barva) jedle bělokoré na TVP 1–4 (vlevo) a smrku ztepilého na TVP 1–3 (vpravo) od dubna do prosince předchozího roku (velká písmena) a od ledna do září aktuálního roku (malá písmena) v období 1972–2023.

Fig. 3.

Correlation coefficients of the regional chronology with mean monthly air temperatures (grey colour) and precipitation (black colour) for silver fir on PRP 1–4 (left) and Norway spruce on PRP 1–3 (right) from April to December of the previous year (uppercase letters) and from January to September of the current year (lowercase letters) for the period 1972–2023.

dle v červnu ($r = 0,29$), dubnu ($r = 0,29$) a březnu ($r = 0,27$) aktuálního roku. Signifikanční negativní vliv na radiální růst jedle nebyl prokázán ani u srážek, ani u teplot vzduchu. U smrku byly pozitivně korelovány letokruhové série s měsíčními teplotami zejména v říjnu ($r = 0,27$), dubnu ($r = 0,24$) předchozího roku, resp. negativně s červnovými teplotami předchozího roku ($r = -0,29$) a v červnu ($r = -0,23$) a v červenci ($r = -0,22$) aktuálního roku. Naopak signifikantní pozitivní vliv byl u srážek zjištěn pouze v únoru ($r = 0,36$) aktuálního roku (Obr. 3).

Nejdůležitějším měsícem, který ovlivňoval radiální růst obou dřevin z hlediska teplot vzduchu, byl červenec, zatímco v kontextu srážek byl nejvýznamnější únor. Smrk výrazněji negativně reagoval sníženým přírůstem na vysoké teploty oproti jedli. Radiální růst jedle vykazoval ve srovnání se smrkem silnější pozitivní korelaci se změnami měsíčních teplot a měsíčními úhrny srážek. Významný pozitivní vliv na radiální růst jedle měla především vyšší teplota vzduchu a vyšší srážky v jarních měsících. U smrku byl především výrazný pokles radiálního přírůstu způsobený negativním vlivem vyšších teplot především v letním období. Pozitivní vztah vyšších teplot vzduchu k radiálnímu přírůstu se pak projevoval v období jara a pozdního léta stejně jako u jedle. Vyšší srážky pak pozitivně ovlivňovaly růst smrku v pozdním jaru.

DISKUSE

Struktura a produkce porostů

Z hlediska hustoty porostu byl nejvyšší počet stromů zaznamenán na TVP 3 ($388 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$) a TVP 1 ($348 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$), čemuž odpovídaly i vyšší hodnoty ukazatelů hustoty porostu (SDI i CC). Naopak nejméně stromů bylo na TVP 2 ($176 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$). Ačkoliv stromy na TVP 2 nebyly plně zapojené, dosahovaly nejvyšších průměrných objemů středního kmene ($v = 2,36 \text{ m}^3$) i nejvyšší mechanické stability ($\text{HDR} = 0,74$) v porovnání s ostatními TVP. Nejnížší zásoba ($237 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) byla na TVP 4 (chudé stanoviště 2M) s 96 % jedle, zatímco nejvyšší ($556 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) na TVP 1 (bohaté stanoviště 4B). Podobné výsledky zaznamenal i MIKULENKA et al. (2020) ve své studii z oblasti Jeseníků, kde v mladších smíšených porostech (56–146 let) zjistil při mnohem vyšších počtech (336–816 $\text{ks} \cdot \text{ha}^{-1}$) podobný trend závislosti hustoty porostu na sbíhavosti ($\text{HDR} = 0,59\text{--}0,76$) a produkci ($486\text{--}594 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$). Dalo by se tedy konstatovat, že vyšší využití porostního prostoru vede ke zvýšení štihlостního koeficientu. Tuto hypotézu potvrdili i WYCKOFF, CLARK (2000) a BIGLER, BUGMANN (2003). Zároveň byla porostní zásoba vyšší ve strukturálně diferencovanějších a druhově vyrovnanějších porostech (TVP 1 a 3) než v porostech s monotónnější strukturou, což je v souladu s dalšími studiemi (např. TOIGO et al. 2015; MINA et al. 2018; VACEK S. et al. 2019).

Z hlediska uhlíkové bilance vykazují porosty s vyšší zásobou dřeva výrazně vyšší potenciál sekvestrace uhlíku, a to jak v podzemní, tak zejména v nadzemní biomase (ČUKOR et al. 2022). Vyšší akumulace uhlíku v těchto porostech tak představuje důležitý příspěvek k tlumení klimatické změny zejména v kontextu dlouhodobého ukládání uhlíku v lesních ekosystémech (ČUKOR et al. 2017; VACEK Z. et al. 2022).

Biodiverzita porostů

Z výsledků dále vyplývá, že hodnoty celkové diverzity vykazují značnou variabilitu mezi TVP 1 a TVP 3 ($B = 6,82\text{--}6,93$) ve srovnání s TVP 2 a TVP 4 ($B = 3,53\text{--}3,87$). Tento jev lze připsat vyšší druhové diverzitě TVP 1 a 3, na kterých se vyskytovalo více druhů vtroušených dřevin, jako jsou olše, topol, bříza nebo douglaska. Vliv druhové pestrosti na diverzitu potvrdila také studie z Krušných hor (HAMMEROVÁ et al. 2025), v níž ve smíšených porostech byla vyšší celková diverzita

($B = 4,72\text{--}5,64$) než v monokulturách ($B = 3,21\text{--}4,66$). Dále se ale na TVP 1 a TVP 3 vyskytovalo vyšší množství jedinců na hektar a vyšší CC i SDI v porovnání s ostatními plochami, což mohlo také nepřímo přispět k vyšší výškové diferenciaci a tvorbě porostních pater. Podobně tomu je i v dalších pracích (např. WOODS 2000; VACEK S. et al. 2015). Naopak vyšší biodiverzitu v porostech s nižším využitím porostního prostoru zaznamenal MIKULENKA et al. (2020).

Obecně je vyšší porostní diverzita, zejména vyšší druhová vyrovnanost a různorodost porostů (nikoli pouze druhová bohatost), spojena se zvýšeným produkčním potenciálem, což je zvláště významné v podmínkách probíhající globální klimatické změny (BRABEC et al. 2023; VACEK Z. et al. 2023). Zároveň strukturálně i druhově diferencované porosty vykazují vyšší ekologickou stabilitu a odolnost vůči klimatickým extrémům, jako jsou epizody sucha, teplotní výkyvy či větrné disturbance, čímž se zvyšuje jejich dlouhodobá funkční stabilita a schopnost adaptace na měnící se environmentální podmínky (VACEK Z. et al. 2020).

Dynamika radiálního růstu

Jako cílová modelová dřevina k jedli bělokore byl standardně zvolen smrk ztepilý, který byl využit ke komparativnímu hodnocení růstové dynamiky a reakce na klimatické faktory (ČIHÁK, VEJPUŠKOVÁ 2023; NOVOTNÝ 2023). V současnosti vykazují jedle bělokora a smrk ztepilý srovnatelný radiální přírůst ($1,93\text{--}2,56 \text{ mm} \cdot \text{rok}^{-1}$). Tento trend potvrzují i další studie (HILMERS et al. 2019; MIKULENKA et al. 2020; PALUCH, JASTRZĘBSKI 2023), které zdůrazňují, že podobnosti v růstové dynamice obou dřevin jsou důsledkem proměny klimatických podmínek, které jedli zvýhodňují. Tyto výsledky ovšem kontrastují se starší literaturou, která na obdobných stanovištích dokumentovala vyšší přírůsty smrku oproti jedli (KORPEE, VINŠ 1965; KORPEE et al. 1982). Jedle předčila smrk v šířce letokruhů pouze na TVP 2 s nižší hustotou, kde měla pravděpodobně dostatek zdrojů k rychlejšímu růstu než ostatní zastoupené dřeviny (POLENO et al. 2009).

Jedle v minulosti trpěla sníženými přírůsty vlivem nižších úhrnů srážek (1956 a 1972), vyšší teploty vzduchu (1974), ale nejvíce nízkými teplotami a pozdními mrazy (1978, 1979). V letech 1985, 1986 a 1987 byla sužována také sníženou teplotou, přičemž další studie prokázaly, že snížený přírůst jedle mohl být v těchto letech způsoben zvýšeným znečištěním ovzduší (RYDVAL, WILSON 2012; MIKULENKA et al. 2020). Trend vývoje šířek letokruhů jedle obecně klesal až do období 1970–1980, nicméně poté byla zaznamenána rostoucí míra přírůstu na všech TVP, přestože studované porosty dosáhly věku 70 let. Schopnost jedle udržet si vitalitu a pokračovat v aktivním radiálním růstu i ve vyšším věku díky svému adaptabilnímu fyziologickému a ekologickému chování byla potvrzena studií BOŠEĚA et al. (2014). Tento jev ovšem mohl být také způsoben sníženými emisemi po roce 1980 (RYDVAL, WILSON 2012), rostoucími teplotami vzduchu, zvýšenou sekvestrací dusíku, rostoucími koncentracemi atmosférického CO_2 (DE VRIES 2006; BONTEMPS et al. 2011) nebo tím, že v posledních čtyřech desetiletích došlo ke snížení citlivosti růstu stromů na klima (WILSON, ELLING 2004; YOUNGBLUT, LUCKMAN 2013). Jedle celkově vykazovala vyšší variabilitu v radiálním růstu ve srovnání se smrkem a byla také relativně přizpůsobivou dřevinou, která se velmi dobře regenerovala, když tlak stresových faktorů ustoupil (MIKULENKA et al. 2020; BONČINA et al. 2023).

Smrk opakovaně vykazoval snížený přírůst při vyšších průměrných ročních teplotách a s tím i spojenými nižšími srážkami. U smrku byl pak významný negativní rok 1992, kde příčinou pravděpodobně byla vyšší koncentrace SO_2 na začátku vegetačního období (březen–květen 1992; GODEK et al. 2015; VACEK S. et al. 2015, 2019). Ačkoliv měl smrk vyrovnanější růstovou křivku, měl tendenci k ostřejším změnám a v posledních třiceti letech byl mnohem citlivější na projevy současné

klimatické změny (vyšší teploty a nižší srážky) než jedle. Ostřejší reakce růstu smrku v kontextu změn klimatických faktorů v porovnání s jedlí bělokorou potvrzují i MIKULENKA et al. (2020) a RYBAR et al. (2023). V posledních letech byl patrný mírný pokles indexu letokruhů obou druhů, což může souviset s aktuální klimatickou změnou nebo jinými environmentálními faktory (KNUTZEN et al. 2025).

Vliv klimatických faktorů na radiální růst

Radiální růst dřevin je ovlivňován souborem faktorů, mezi něž patří pěstební zásahy a stanovištní podmínky, avšak klíčovou roli hrají klimatické faktory, a to zejména množství a distribuce srážek, teplotní režim a výskyt extrémních klimatických událostí (LEHEJČEK et al. 2024; TSALAGKAS et al. 2024; HORÁK et al. 2025; VACEK Z. et al. 2025). Klimatické faktory způsobily značnou variabilitu v přírůstu jedle během studovaného období: přírůst byl značně negativně ovlivněn nízkými teplotami vzduchu nebo poškozením mrazem v kombinaci s nedostatkem srážek v pozdní zimě (leden až březen). Studie ze středních (CARRER et al. 2012; MIKULENKA et al. 2020) i vyšších poloh (LEBOURGEOIS 2007) ukázaly také vyšší závislost radiálního růstu jedle na teplotě v pozdních zimních měsících. SCHWARZ, BAUHUS (2019), PALUCH, JASTRZĘBSKI (2023) a BLEDÝ et al. (2024) zase zdůrazňují citlivost jedle na sníženou dostupnost vody v letních měsících. Další studie zabývající se změnou klimatu dospěly k podobným výsledkům (GONZÁLEZ DE ANDRÉS 2019; HERNÁNDEZ et al. 2019). Naproti tomu studie MIKULENKA et al. (2020) nepotvrdila významnou závislost mezi srážkami a radiálním přírůstem jedle v jarních měsících. BRÁZDIL et al. (2002) a BIJAK (2010) zjistili, že vyšší průměrné teploty vzduchu v pozdních zimních měsících mají pozitivní vliv na radiální růst jedle, ale naopak vyšší teploty v červenci přírůst spíše snižovaly. Celkově jedle oproti smrku vykazovala vyšší závislost na klimatických faktorech.

Smrk reagoval na rozdíl od jedle na letní přísušek (červen, červenec) poklesem přírůstu a netrpěl pozdními a časnými mrazy. Stejných výsledků dosáhla i studie PRETZSCH et al. (2013), kteří prokázali významně negativní vliv vysokých letních teplot vzduchu a snížené dostupnosti vody. Další práce ukázaly také negativní vliv především vysokých teplot v období léta ve středních (KREJZA et al. 2021) i horských polohách (KRÁL et al. 2015; KRÁLÍČEK et al. 2017). Na základě dlouhodobého výzkumu pak VITALI et al. (2018) potvrdili v nižších nadmořských výškách pozitivní vliv vyššího úhrnu letních srážek a nižších letních teplot vzduchu na radiální přírůst.

Roli však nehraje jen klima, ale i druhová skladba porostu. Ve smíšených porostech s jedlí a smrskem byla citlivost radiálního růstu na letní přísušky nižší než v monokulturách, což naznačuje vyšší odolnost (stabilitu) přírůstu vůči epizodám sucha. Tento tlumící efekt vyšší biodiverzity dřevin na dopady klimatických extrémů potvrzují i další studie (např. KOVÁŘ et al. 2013; VITALI et al. 2017; VACEK S. et al. 2022; HAMMEROVÁ et al. 2025).

Limitační rámec a doporučení

Limitujícím aspektem studie je omezený počet TVP a jejich prostorové rozmístění, což může snižovat zobecnitelnost výsledků na širší území. Výsledky může ovlivňovat také původ použitého sadebního materiálu jedle bělokoré (KOWALKOWSKI et al. 2025). Rozdíly mezi proveniencemi však nebylo možné v rámci této studie detailně zohlednit, přestože mohou výrazně formovat růstovou dynamiku i odolnost vůči klimatickému stresu (FULÍN et al. 2023; ČÁP et al. 2024). Interpretace dendrochronologických výsledků je dále omezena tím, že radiální růst odráží souhrn klimatických, stanovištních a pěstebních faktorů, jejichž individuální vlivy nelze zcela spolehlivě oddělit.

V kontextu probíhající klimatické změny se jako klíčové jeví zaměřit budoucí výzkum na možnosti postupné náhrady a snížení podílu odumírajícího smrku ztepilého v lesích České republiky (ČERNÝ et al. 2025; JABLONICKÁ et al. 2025). Tento směr by měl zohlednit zachování produkčních funkcí porostů, posílení jejich stability a zvýšení potenciálu sekvestrace uhlíku jako významného nástroje klimatické mitigace, a současně reflektovat adaptabilitu dřevin k měnícím se klimatickým podmínkám (PERUNOVÁ et al. 2024; SYNEK et al. 2025). Navazující studie by se rovněž měly zaměřit na komplexní hodnocení role smíšených porostů s jedlí bělokorou (zejména s bukem lesním a smrskem ztepilým) a jejich dlouhodobé stability při rostoucí frekvenci klimatických extrémů (VACEK Z. et al. 2021; FUCHS et al. 2024; ŠEBEK et al. 2024).

ZÁVĚR

Smíšené porosty s jedlí bělokorou mají zásadní vliv na ekologickou stabilitu a produkční schopnosti lesních ekosystémů. Tyto porosty vykazují vysokou biodiverzitu a značný růstový potenciál, což zdůrazňuje význam jedle bělokoré nejen jako významné dřeviny, ale také jako druhu schopného efektivně růst ve stinných podmínkách a odolávat současným klimatickým výzvám. Změny klimatických faktorů, jako jsou rostoucí teploty vzduchu a letní sucha, měly výrazný dopad na radiální přírůst jednotlivých dřevin. Jedle reagovala citlivěji na pozdní jarní mrazy a výkyvy teplot v průběhu minulého století, zatímco smrk ztepilý byl a pravděpodobně bude i do budoucna více ovlivněn vysokými teplotami a dlouhodobými epizodami sucha v letních měsících. Vyšší citlivost jedle byla zvláště patrná na extrémně chudých borových stanovištích. Celkově výsledky potvrzují, že heterogenní struktura porostů představuje účinný nástroj pro trvale udržitelné a přírodě bližší hospodaření, protože zvyšuje odolnost lesa vůči stresovým faktorům, včetně dopadů klimatické změny. Tato studie zdůrazňuje potřebu dalšího výzkumu zaměřeného na interakce mezi klimatickými faktory a stromovým patrem, aby bylo možné lépe porozumět dynamice lesních ekosystémů v různých stanovištních podmínkách vhodných pro smíšené porosty s jedlí bělokorou a podpořit jejich dlouhodobou stabilitu a udržitelný rozvoj.

Poděkování:

Studie vznikla za finanční podpory projektů Národní agentury pro zemědělský výzkum č. QL26010390 „Chytré zakládání a pěstované lesy jako významný příspěvek k uhlíkové neutralitě ČR“ a QL26010393 „Udržitelné lesnictví: vliv struktury lesních porostů na růst, přirozenou obnovu, biodiverzitu půd a dlouhodobou stabilitu ekosystémů“.

LITERATURA

- BATTIPAGLIA G., SAURER M., CHERUBINI P., SIEGWOLF R., COTRUFO F. 2009. Tree rings indicate different drought resistance of a native (*Abies alba* Mill.) and a nonnative (*Picea abies* (L.) Karst.) species co-occurring at a dry site in Southern Italy. *Forest Ecology and Management*, 257 (3): 820–828. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.10.015
- BECK H.E., ZIMMERMANN N.E., MCVICAR T.R., VERGOPOLAN N., BERG A., WOOD E.F. 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*, 5: 180214. DOI: 10.1038/sdata.2018.214
- BIGLER C., BUGMANN H. 2003. Growth-dependent tree mortality models based on tree rings. *Canadian Journal of Forest Research*, 33 (2): 210–221. DOI: 10.1139/x02-180

- BIJAK S. 2010. Tree-ring chronology of silver fir and its dependence on climate of the Kaszubskie Lakeland (Northern Poland). *Geochronometria*, 35: 91–94. DOI: 10.2478/v10003-010-0001-9
- BIONDI F., WAIKUL K. 2002. DendroClim: program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies [online]. [cit. 2025-01-28]. Dostupné na/Available on: <https://fbiondi.wixsite.com/dendrolab/software>
- BLDÝ M., VACEK S., BRABEC P., VACEK Z., CUKOR J., ČERNÝ J., ŠEVČÍK R., BRYNYCHOVÁ K. 2024. Silver fir (*Abies alba* Mill.): Review of ecological insights, forest management strategies, and climate change's impact on European forests. *Forests*, 15 (6): 998. DOI: 10.3390/f15060998
- BOETTGER T., HAUPT M., FRIEDRICH M., WATERHOUSE J. 2014. Reduced climate sensitivity of carbon, oxygen and hydrogen stable isotope ratios in tree-ring cellulose of silver fir (*Abies alba* Mill.) influenced by background SO₂ in Franconia (Germany, Central Europe). *Environmental Pollution*, 185: 281–294. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.10.030
- BONČINA A., TRIFKOVIĆ V., FICKO A. 2023. Diameter growth of silver fir (*Abies alba* Mill.), Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), and black pine (*Pinus nigra* Arnold) in Central European Forests: Findings from Slovenia. *Forests*, 14 (4): 793. DOI: 10.3390/f14040793
- BONTEMPS D., HERVÉ C., LEBAN M., DHÔTE F. 2011. Nitrogen footprint in a long-term observation of forest growth over the twentieth century. *Trees*, 25 (2): 237–251. DOI: 10.1007/s00468-010-0501-2
- BOŠEĽA M., PETRÁŠ R., SITKOVÁ Z., PRIWITZER T., PAJTÍK J., HLAVATÁ H., SEDMÁK R., TOBIN B. 2014. Possible causes of the recent rapid increase in the radial increment of silver fir in the Western Carpathians. *Environmental Pollution*, 184: 211–221. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.08.036
- BOŠEĽA M., LUKAC M., CASTAGNERI D., SEDMÁK R., BIBER P., CARRER M., KONÓPKA B., NOLA P., NAGEL T.A., 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. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.092
- BRABEC P., BRICHTA J., VACEK Z., VACEK S., ŠIMŮNEK V., HÁJEK V. 2023. Potential of mixed *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. forests in lowland areas of Central Bohemia. *Journal of Forest Science*, 69 (11): 470–484. DOI: 10.17221/76/2023-JFS
- BRABEC P., CUKOR J., VACEK Z., VACEK S., SKOTÁK V., ŠEVČÍK R., FUCHS Z. 2024. Wildlife damage to forest stands in the context of climate change – a review of current knowledge in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 70: 207–221. DOI: 10.2478/forj-2024-0016
- BRÁZDIL R., ŠTĚPÁNKOVÁ P., KYNCL T., KYNCL J. 2002. Fir tree-ring reconstruction of March–July precipitation in southern Moravia (Czech Republic), 1376–1996. *Climate Research*, 20: 223–239. DOI: 10.3354/cr020223
- BUNN A.G. 2008. A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia*, 26 (2): 115–124. DOI: 10.1016/j.dendro.2008.01.002
- BUNN A.G. 2010. Statistical and visual crossdating in R using the dplR library. *Dendrochronologia*, 28 (4): 251–258. DOI: 10.1016/j.dendro.2009.12.001
- CAILLERET M., DAVI H. 2011. Effects of climate on diameter growth of co-occurring *Fagus sylvatica* and *Abies alba* along an altitudinal gradient. *Trees*, 25 (2): 265–276. DOI: 10.1007/s00468-010-0503-0
- CARRER M., MOTTA R., NOLA P. 2012. Significant mean and extreme climate sensitivity of Norway spruce and silver fir at mid-elevation mesic sites in the Alps. *PLOS ONE*, 7 (11): e50755. DOI: 10.1371/journal.pone.0050755
- CLARK P., EVANS F. 1954. Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology*, 35 (4): 445–453. DOI: 10.2307/1931034
- CROOKSTON N., STAGE A. 1999. Percent canopy cover and stand structure statistics from the Forest Vegetation Simulator. General Technical Report RMRS-GTR-24. Ogden, UT, U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 11 s. DOI: 10.2737/RMRS-GTR-24
- CUKOR J., VACEK Z., LINDA R., BÍLEK L. 2017. Carbon sequestration in soil following afforestation of former agricultural land in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 63 (2–3): 97–104. DOI: 10.1515/forj-2017-0011
- CUKOR J., VACEK Z., VACEK S., LINDA R., PODRÁZSKÝ V. 2022. Biomass productivity, forest stability, carbon balance, and soil transformation of agricultural land afforestation: A case study of suitability of native tree species in the submontane zone in Czechia. *CATENA*, 210: 105893. DOI: 10.1016/j.catena.2021.105893
- ČÁP J., FULÍN M., BERAN F., DOSTÁL J., KOMÁRKOVÁ M. 2024. Comparison of the growth of the provenances of silver fir (*Abies alba* Mill.) on research plots in the regions Novohradské hory and Českomoravská vrchovina at the age of 50 years. *Journal of Forest Science*, 70 (1): 14–23. DOI: 10.17221/113/2023-JFS
- ČERNÝ J., VACEK Z., CUKOR J., BÁŇA D., VACEK S. H. 2025. Leaf area index and soil water content responses to pre-commercial thinning in Norway spruce plantations under climate change. *Journal of Forest Science*, 71 (12): 599–613. DOI: 10.17221/79/2025-JFS
- ČIHÁK T., VEJPUŠKOVÁ M. 2023. Comparison of nutrient and carbon stocks in the aboveground biomass of mature silver fir (*Abies alba* Mill.) and Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) stands. *Journal of Forest Science*, 69 (8): 334–347. DOI: 10.17221/37/2023-JFS
- DĂNESCU A., KOHNLE U., BAUJUS J., WEISKITTEL A., ALBRECHT A. T. 2018. Long-term development of natural regeneration in irregular, mixed stands of silver fir and Norway spruce. *Forest Ecology and Management*, 430: 105–116. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.07.055
- 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 (7): 1151–1173. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01151.x
- DINCA L., MARIN M., RADU V., MURARIU G., DRASOVEAN R., CRETU R., GEORGESCU L., TIMIȘ-GÂNSAC V. 2022. Which are the best site and stand conditions for silver fir (*Abies alba* Mill.) located in the Carpathian Mountains? *Diversity*, 14 (7): 547. DOI: 10.3390/d14070547
- DOBROWOLSKA D., BONČINA A., KLUMPP R. 2017. Ecology and silviculture of silver fir (*Abies alba* Mill.): a review. *Journal of Forest Research*, 22 (6): 326–335. DOI: 10.1080/13416979.2017.1386021
- FABRIKA M., ĎURSÝ J. 2005. Stromové rastové simulátory – SIBYLA. Zvolen, EFRA. [online]. Dostupné na/Available on: <https://etools.tuzvo.sk/sibyla/slovensky/>
- FUCHS Z., VACEK Z., VACEK S., CUKOR J., ŠIMŮNEK V., ŠTEFANČÍK I., BRABEC P., KRÁLÍČEK I. 2024. European beech (*Fagus sylvatica* L.): A promising candidate for future forest ecosystems in Central Europe amid climate change. *Central European Forestry Journal*, 70 (2): 62–76. DOI: 10.2478/forj-2023-0020

- FÜLDNER K. 1995. Strukturbeschreibung in Misch-beständen. Forstarchiv, 66: 235–240.
- FULÍN M., DOSTÁL J., ČÁP J., NOVOTNÝ P. 2023. Evaluation of silver fir provenances at 51 years of age in provenance trials in the Předhoří Hrubý Jeseník and Nízký Jeseník Mts. regions, Czech Republic. Journal of Forest Science, 69 (2): 44–59. DOI: 10.17221/181/2022-JFS
- GAZOL A., CAMARERO J., GUTIÉRREZ E., POPA I., ANDERAU-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. Journal of Biogeography, 42 (6): 1150–1162. DOI: 10.1111/jbi.12512
- GAZOL A., CAMARERO J., COLANGELO M., DE LUIS M., MARTÍNEZ DEL CASTILLO E., SERRA-MALUQUER X. 2019. Summer drought and spring frost, but not their interaction, constrain European beech and Silver fir growth in their southern distribution limits. Agricultural and Forest Meteorology, 278: 107695. DOI: 10.1016/j.agrfor-met.2019.107695
- GODEK M., SOBIK M., BŁAŚ M., POLKOWSKA Ż., OWCZAREK P., BOKWA A. 2015. Tree rings as an indicator of atmospheric pollutant deposition to subalpine spruce forests in the Sudetes (Southern Poland). Atmospheric Research, 151: 259–268. DOI: 10.1016/j.atmosres.2014.09.001
- GONZÁLEZ DE ANDRÉS E. 2019. Interactions between climate and nutrient cycles on forest response to global change: The role of mixed forests. Forests, 10 (8): 609. DOI: 10.3390/f10080609
- HALAJ J., PETRÁŠ R. 1998. Rastové tabuľky hlavných drevín. Bratislava, SAP: 325 s.
- HAMMEROVÁ V., HÁJEK V., VACEK Z., VACEK S., GALLO J., CUKOR J., TROJAN V. 2025. Smíšené lesy jako strategie adaptace na klimatickou změnu: budoucnost hospodaření v Krušných horách. Zprávy lesnického výzkumu, 70 (3): 130–142 DOI: 10.59269/zlv/2025/3/766
- HANEWINKEL M., CULLMANN D., SCHELHAAS M.-J., NABUURS G.-J., ZIMMERMANN N.E. 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. Nature Climate Change, 3 (3): 203–207. DOI: 10.1038/nclimate1687
- HERNÁNDEZ L., CAMARERO J.J., GIL-PEREGÍN E., SAZ SÁNCHEZ M.Á., CAÑELLAS I., MONTES F. 2019. Biotic factors and increasing aridity shape the altitudinal shifts of marginal Pyrenean silver fir populations in Europe. Forest Ecology and Management, 432: 558–567. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.09.037
- HILMERS T., AVDAGIĆ A., BARTKOWICZ L., BIELAK K., BINDER F., BONČINA A., DOBOR L., FORRESTER D.I., HOBI M.L., IBRAHIMSPAHIC A., JAWORSKI A., KLOPČIČ M., MATOVIĆ B., NAGEL T.A., PETRÁŠ R., DEL RÍO M., STAJIĆ B., UHL E., ZLATANOV T., TOGNETTI R., PRETZSCH H. 2019. The productivity of mixed mountain forests comprised of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, and *Abies alba* across Europe. Forestry: An International Journal of Forest Research, 92 (5): 512–522. DOI: 10.1093/forestry/cpz035
- HORÁK P., JABLONICKÁ P., KNOTT R. 2025. Potential of *Thuja plicata* and *Chamaecyparis lawsoniana* in the context of global climate change in the Czech Republic. Journal of Forest Science, 71 (9): 426–440. DOI: 10.17221/51/2025-JFS
- JABLONICKÁ P., HORÁK P., ČERNÝ J. 2025. Modulating Norway spruce growth and resilience through thinning intensity under climate change conditions. Journal of Forest Science, 71 (10): 482–500. DOI: 10.17221/55/2025-JFS
- JAEHNE S.C., DOHRENBUSCH A. 1997. Ein Verfahren zur Beurteilung der Bestandesdiversität. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 116: 333–345. DOI: 10.1007/BF02766909
- KNIBBE B. VAN DER. 2007. PAST4: personal analysis system for tree-ring research. Vienna, SCIEEM.
- KNUTZEN F., AVERBECK P., BARRASSO C., BOUWER L., GARDINER B., GRÜNZWEIG J., HÄNEL S., HAUSTEIN K., JOHANNESSEN M.R., KOLLET S., MÜLLER M., PIETIKÄINEN J.-P., PIETRAS-COUFFIGNAL K., PINTO J., RECHID D., ROUSI E., RUSSO A., SUAREZ-GUTIERREZ L., VEIT S., WENDLER J., XOPLAKI E., GLIKSMAN D. 2025. Impacts on and damage to European forests from the 2018–2022 heat and drought events. Natural Hazards and Earth System Sciences, 25 (1): 77–117. DOI: 10.5194/nhess-25-77-2025
- KONÓPKOVÁ A., KURJAK D., KMEŤ J., KLUMPP R., LONGAUER R., DITMAROVÁ L., GÖMÖRY D. 2018. Differences in photochemistry and response to heat stress between silver fir (*Abies alba* Mill.) provenance. Trees, 32 (1): 73–86. DOI: 10.1007/s00468-017-1612-9
- KORPEL Š., VINŠ B. 1965. Pěstování jedle. Bratislava, Slovenské vydavateľstvo pôdohospodárskej literatúry: 340 s.
- KORPEL Š., PAULE L., LAFFÈRS A. 1982. Genetics and breeding of the silver fir (*Abies alba* Mill.). Annales Forestales, 9 (5): 151–184. Zageb, Jugoslavska akademija znanosti i umjetnosti.
- KOVÁŘ K., HRDINA V., BUŠINA F. 2013. Učební texty z předmětu Pěstování lesů. Písek, Vyšší odborná škola lesnická a Střední lesnická škola Bedřicha Schwarzenberga Písek.
- KOWALKOWSKI W., JAGIELŁO R., BARANOWSKA M., BARZDAJN W. 2025. Silver fir restitution: The role of seedling stock type in adapting to various environmental conditions. Journal of Forest Science, 71 (7): 358–371. DOI: 10.17221/28/2025-JFS
- 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. Forestry Journal, 61 (3): 175–187. DOI: 10.1515/forj-2015-0026
- 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: 119–137. DOI: 10.12657/denbio.077.010
- KREJZA J., CIENCIALA E., SVĚTLÍK J., BELLAN M., NOYER E., HORÁČEK P., ŠTRÉPÁNEK P., MAREK M.V. 2021. Evidence of climate-induced stress of Norway spruce along elevation gradient preceding the current dieback in Central Europe. Trees, 35 (1): 103–119. DOI: 10.1007/s00468-020-02022-6
- KUČERAVÁ B., DOBROVOLNÝ L., REMEŠ J. 2012. Responses of *Abies alba* seedlings to different site conditions in *Picea abies* plantations. Dendrobiology, 69: 49–58. DOI: 10.12657/denbio.069.006
- KUPFERSCHMID A., ZIMMERMANN S., BUGMANN H. 2013. Browsing regime and growth response of naturally regenerated *Abies alba* saplings along light gradients. Forest Ecology and Management, 310: 393–404. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.08.048
- LARSSON L.-Å. 2014. Softwarové nástroje: CDendro a Coorecorder – Cybis Dendrochronology. [online]. [cit. 2025-01-22]. Dostupné na/Available on: <https://www.cybis.se/forfun/dendro/>
- LEBOURGEOIS F. 2007. Climatic signal in annual growth variation of silver fir (*Abies alba* Mill.) and spruce (*Picea abies* Karst.) from the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). Annals of Forest Science, 64: 333–343. DOI: 10.1051/forest:2007010

- LEHEJČEK J., ROMAN M., LEXA M., ASPHOLM P.E., MAŠEK J. 2024. Old Juniper Troll stand – The oldest shrub population from Scandinavia. *Journal of Forest Science*, 70 (4): 176–184. DOI: 10.17221/118/2023-JFS
- MIKULENKA P., PROKŮPKOVÁ 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. DOI: 10.2478/forj-2019-0026
- MINA M., DEL RÍO M., HUBER M., 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. DOI: 10.1111/jvs.12664
- MUSIL I., HAMERNÍK J. 2007. Jehličnaté dřeviny: přehled nahosemenných i výtrusných dřevin: lesnická dendrologie 1. Praha, Academia: 352 s.
- MZE. 2024. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2023. Praha, Ministerstvo zemědělství: 126 s. Dostupné na/Available on : <https://mze.gov.cz/public/portal/mze/publikace/zprava-o-stavu-lesa-a-lesniho-hospodarstvi-cr/zprava-o-stavu-lesa-a-lesniho-hospodarstvi-2023>
- MZE. 2025. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2024. Praha, Ministerstvo zemědělství: 128 s. Dostupné na/Available on: <https://nli.gov.cz/wp-content/uploads/zprava-o-stavu-lesa-a-lesniho-hospodarstvi-cr-v-roce-2024.pdf>
- NOVOTNÝ R. 2023. Nutrition of silver fir (*Abies alba* Mill.) and its comparison with Norway spruce (*Picea abies* L. H. Karst) from the same forest sites in the Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 69 (2): 60–66. DOI: 10.17221/162/2022-JFS
- PALUCH J., JASTRZĘBSKI R. 2023. Life histories of *Abies alba* and *Picea abies* growing in old-growth forests driven by natural gap-phase dynamics. *European Journal of Forest Research*, 142 (2): 331–352. DOI: 10.1007/s10342-022-01525-w
- PEEL M.C., FINLAYSON B.L., McMAHON T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11 (5): 1633–1644. DOI: 10.5194/hess-11-1633-2007
- PERUNOVÁ M., ZIMMERMANNOVÁ J., SCHOVÁNKOVÁ T. 2024. Forest carbon and a regional perspective on the effectiveness of financial instruments within the forest bioeconomy. *Journal of Forest Science*, 70 (6): 317–334. DOI: 10.17221/24/2024-JFS
- PETRÁŠ R., PAJTÍK J. 1991. Sústava česko-slovenských objemových tabuliek dřevin. *Lesnícky časopis*, 37 (1): 49–56.
- POLENO Z., VACEK S., PODRÁZSKÝ V. 2009. Pěstování lesů. III. Praktické postupy pěstování lesů. 1. vyd. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 951 s.
- PRETZSCH H. 2006. Wissen nutzbar machen für das Management von Waldökosystemen. *Der Wald*, 21:1158–1159.
- 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 Biology*, 15 (3): 483–495. DOI: 10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x
- REINEKE L.H. 1933. Perfecting a stand-density index for even-aged forest. *Journal of Agricultural Research*, 46: 627–638.
- RYBAR J., SITKOVÁ Z., MARCIS P., PAVLENDÁ P., PAJTÍK J. 2023. Declining radial growth in major Western Carpathian tree species: Insights from three decades of temperate forest monitoring. *Plants*, 12 (24): 4081. DOI: 10.3390/plants12244081
- RYDVAL M., WILSON R. 2012. The impact of industrial SO₂ pollution on North Bohemia conifers. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223 (9): 5727–5744. DOI: 10.1007/s11270-012-1310-6
- SCHWARZ J.A., BAUHUS J. 2019. Benefits of mixtures on growth performance of silver fir (*Abies alba*) and European beech (*Fagus sylvatica*) increase with tree size without reducing drought tolerance. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2: 79. DOI: 10.3389/ffgc.2019.00079
- SCHWEINGRUBER F.H. 1996. Tree rings and environment dendroecology. Berne, Haupt: 609 s.
- SLANAŘ J., VACEK Z., VACEK S., BULUŠEK D., CUKOR 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 (4): 213–225. DOI: 10.1515/forj-2017-0023
- STECKEL M., DEL RÍO M., HEYM M., ALDEA J., BIELAK K., BRAZAITIS G., ČERNÝ J., COLL L., COLLET C., EHBRECHT M., JANSONS A., NOTHDURFT A., PACH M., PARDOS M., PONETTE Q., REVENTLOW D.O.J., SITKO R., SVOBODA M., VALLET P., WOLFF B., PRETZSCH H. 2020. Species mixing reduces drought susceptibility of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) – site water supply and fertility modify the mixing effect. *Forest Ecology and Management*, 461: 117908. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.117908
- SYNEK M., CIENCIALA E., KUBIŠTA J. 2025. Carbon storage and climate mitigation effect in Central European forestry – To be managed, or left unmanaged? *Journal of Forest Science*, 71 (3): 149–158. DOI: 10.17221/74/2024-JFS
- ŠEBEK V., KUPČÁK V., JANÁKOVÁ SUJOVÁ A. 2024. Change in forest species composition and its projections into the economy of forest owners. *Journal of Forest Science*, 70 (7): 368–380. DOI: 10.17221/21/2024-JFS
- ŠIMŮNEK V., PROKŮPKOVÁ A., VACEK Z., VACEK S., CUKOR J., REMEŠ J., HÁJEK V., D'ANDREA G., ŠÁLEK M., NOLA P., PERICOLO O., HOLZBACHOVÁ Š., RIPULLONE F. 2023. Silver fir tree-ring fluctuations decrease from north to south latitude – total solar irradiance and NAO are indicated as the main influencing factors. *Forest Ecosystems*, 10: 100150. DOI: 10.1016/j.fecs.2023.100150
- ŠUMICHRÁST L., JALOVÍAR P., KOMENDÁK M., TARGOŠ S., KUCBEL S. 2023. Vital rates and their multidecadal trends in the fir-beech old-growth forest of Badínsky prales. *Journal of Forest Science*, 69 (3): 93–100. DOI: 10.17221/167/2022-JFS
- TINNER W., COLOMBAROLI D., HEIRI O., HENNE P.D., STEINACHER M., UNTENECKER J., VESCOVI E., ALLEN J.R.M., CARRARO G., CONEDERA M., JOOS F., LOTTER A.F., LUTERBACHER J., SAMARTIN S., VALSECCHI V. 2013. The past ecology of *Abies alba* provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. *Ecological Monographs*, 83 (4): 419–439. DOI: 10.1890/12-2231.1
- TOÍGO M., VALLET P., PEROT T., BONTEMPS J-D., PIEDALLU C., COURBAUD B. 2015. Overyielding in mixed forests decreases with site productivity. *Journal of Ecology*, 103 (2): 502–512. DOI: 10.1111/1365-2745.12353
- TSALAGKAS D., VAVRČÍK H., GRYC V., GIAGLI K. 2024. Age-related phenological and anatomical response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under severe summer drought conditions. *Journal of Forest Science*, 70 (9): 458–475. DOI: 10.17221/16/2024-JFS
- 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 (6): 1127–1142. DOI: 10.1007/s10342-015-0915-x
- VACEK S., VACEK Z., ULBRICHOVÁ I., REMEŠ J., PODRÁZSKÝ V., VACH M., BULUŠEK D., KRÁL J., PUTALOVÁ T. 2019. The effects of fertilization on the health status, nutrition and growth of Norway spruce forests with yellowing symptoms. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34 (4): 267–281. DOI: 10.1080/02827581.2019.1589566
- VACEK S., REMEŠ J., VACEK Z., BÍLEK L., ŠTEFANČÍK I., BALÁŠ M., PODRÁZSKÝ V. 2022. *Pěstování lesů*. 2. vyd. Praha, Česká zemědělská univerzita: 343 s.
- VACEK Z., VACEK S., BÍLEK L., KRÁL J., REMEŠ J., BULUŠEK D., KRÁLÍČEK I. 2014. Ungulate impact on natural regeneration in spruce-beech-fir stands in Černý důl Nature Reserve in the Orlické Hory Mountains, case study from Central Sudetes. *Forests*, 5 (11): 2929–2946. DOI: 10.3390/f5112929
- VACEK Z. 2017. Structure and dynamics of spruce-beech-fir forests in nature reserves of the Orlické hory Mts. in relation to ungulate game. *Central European Forestry Journal*, 63: 23–34. DOI: 10.1515/forj-2017-0006
- 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 climate change: study from Krkonoše Mountains. *Central European Forestry Journal*, 66 (2): 116–129. DOI: 10.2478/forj-2020-0009
- VACEK Z., PROKŮPKOVÁ A., VACEK S., BULUŠEK D., ŠIMŮNEK V., HÁJEK V., KRÁLÍČEK I. 2021. Mixed vs. monospecific mountain forests in response to climate change: structural and growth perspectives of Norway spruce and European beech. *Forest Ecology and Management*, 488: 119019. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119019
- VACEK Z., BÍLEK L., REMEŠ J., VACEK S., CUKOR J., GALLO J., ŠIMŮNEK V., BULUŠEK D., BRICHTA J., VACEK O., DRÁBEK O., ZAHRADNÍK D. 2022. Afforestation suitability and production potential of five tree species on abandoned farmland in response to climate change, Czech Republic. *Trees*, 36 (4): 1369–1385. DOI: 10.1007/s00468-022-02295-z
- VACEK Z., VACEK S., CUKOR J. 2023. European forests under global climate change: Review of tree growth processes, crises and management strategies. *Journal of Environmental Management*, 332: 117353. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.117353
- VACEK Z., TOMÁŠKOVÁ I., FUCHS Z., ŠIMŮNEK V., VACEK S., CUKOR J., BÍLEK L., GALLO J., ZLATUŠKA K., DUCHAN M. 2025. Impact of technical water retention on European beech (*Fagus sylvatica* L.) resilience and growth dynamics. *Journal of Forest Science*, 71 (3): 124–137. DOI: 10.17221/92/2024-JFS
- VEJPUSTKOVÁ M., ČIHÁK T., FIŠER P. 2023. The increasing drought sensitivity of silver fir (*Abies alba* Mill.) is evident in the last two decades. *Journal of Forest Science*, 69 (2): 67–79. DOI: 10.17221/172/2022-JFS
- VIEWEGH J., KUSBACH A., MIKESKA M. 2003. Czech forest ecosystem classification. *Journal of Forest Science*, 49 (2): 74–82. DOI: 10.17221/4682-JFS
- 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 (12): 5108–5119. DOI: 10.1111/gcb.13774
- 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. DOI: 10.1016/j.dendro.2018.01.001
- VITASSE Y., BOTTERO A., REBETEZ M., CONEDERA M., AUGUSTIN S., BRANG P., TINNER W. 2019. What is the potential of silver fir to thrive under warmer and drier climate? *European Journal of Forest Research*, 138 (4): 547–560. DOI: 10.1007/s10342-019-01192-4
- WIGLEY T.M., BRIFFA K.R., JONES P.D. 1984. On the average value of correlated time series, with applications in dendroclimatology and hydrometeorology. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 23 (2): 201–213. DOI: 10.1175/1520-0450(1984)023<0201:OTAVOC>2.0.CO;2
- WILSON R., ELLING W. 2004. Temporal instability in tree-growth/climate response in the Lower Bavarian Forest region: implications for dendroclimatic reconstruction. *Trees*, 18 (1): 19–28. DOI: 10.1007/s00468-003-0273-z
- WOODS K.D. 2000. Dynamics in late-successional hemlock-hardwood forests over three decades. *Ecology*, 81 (1): 110. DOI: 10.2307/177138
- WYCKOFF P.H., CLARK J.S. 2000. Predicting tree mortality from diameter growth: a comparison of maximum likelihood and Bayesian approaches. *Canadian Journal of Forest Research*, 30 (1): 156–167. DOI: 10.1139/x99-198
- YAMAGUCHI D. 1991. A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 21 (3): 414–416. DOI: 10.1139/x91-053
- YOUNGBLUT D., LUCKMAN B. 2013. Evaluating the temperature sensitivity of radial growth patterns from whitebark pine in the western Canadian Cordillera. *Dendrochronologia*, 31 (1): 16–28. DOI: 10.1016/j.dendro.2012.04.001

Jiné zdroje:

- ČHMÚ 2000. Portál ČHMÚ: Historická data: Počasí: Územní teploty [online]. [cit. 2025-11-30]. Dostupné na/Available on: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-teploty>
- Meteorologická stanice Konstantinovy Lázně, okr. Tachov. 2025. Počasí Konstantinovy Lázně, okr. Tachov. Soukromá automatická amatérská meteorologická stanice [online]. [cit. 2025-03-29]. Dostupné na/Available on: <https://www.pocasi-konst-lazne.cz/meteo/index.php>
- RINNTECH 2025. TSAP-Win: Time Series Analysis and Presentation for Windows [online]. [cit. 2025-01-22]. Dostupné na/Available on: <https://www.rinntech.com/index-52147.html>
- R STUDIO TEAM. 2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC. [online]. Dostupné na/Available on: <http://www.rstudio.com/>
- TIBCO. 2020. TIBCO StatisticaTM 14.0.0 [online]. [cit. 2025-01-22]. Dostupné na/Available on: <https://docs.tibco.com/products/tibco-statistica-14-0-0>

ROLE OF *ABIES ALBA* MILL. IN MIXED STANDS OF WESTERN BOHEMIA: STAND DIVERSITY, PRODUCTION POTENTIAL, AND CLIMATE RESILIENCE

SUMMARY

Global climate change (GCC) is increasingly shaping the dynamics, stability, and long-term functioning of Central European forest ecosystems. Shifts in air temperature regimes, altered precipitation patterns, and the rising frequency of extreme climate events have profound impacts on tree growth, species interactions, and overall forest productivity. Tree species in mid-elevation regions are particularly exposed to these pressures. Silver fir (*Abies alba* Mill.), once heavily reduced by historical clear-cutting management and browsing pressure, has re-emerged as a tree species of high ecological relevance due to its shade tolerance and comparatively stable growth under fluctuating climatic conditions. Nevertheless, fir is not immune to climate stressors, particularly late spring frosts, which can significantly affect its annual radial increment. Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.), historically one of the most economically important species in Central Europe, has become increasingly vulnerable to drought stress, heatwaves, and associated biotic disturbances.

This study investigated the structure, productivity, biodiversity, and radial growth responses of mixed silver fir stands in the West Bohemian Uplands (Czech Republic, 408–602 m a.s.l.). Four 50 m × 50 m permanent research plots (PRPs; Table 1), located in stands aged 109–126 years, were used to assess the interactions between species composition, stand structure, and climatic factors. All trees with dbh ≥ 7 cm were measured for dbh, height, crown projections, and social position using standard forestry instruments. Stand-level characteristics, including basal area, stand volume, tree density, and structural diversity (Table 3), were evaluated using the SIBYLA forest growth simulator. Radial growth was analysed from increment cores collected from both species (fir and spruce), and climatic influences were assessed using long-term air temperature and precipitation data (1972–2023) from the nearest meteorological station (Fig. 1). This multi-parameter approach enabled a comprehensive evaluation of how species mixtures influence forest functioning under GCC.

The results demonstrated that mixed fir stands showed higher productivity on nutrient-rich sites (556 m³·ha⁻¹) than on nutrient-poor sites (237 m³·ha⁻¹; Table 4). Higher tree densities were associated with increased stand volume, basal area, and vertical structural differentiation, contributing to a more heterogeneous and ecologically stable stand environment. Mixed stands with higher diversity also showed improved canopy layering and a more balanced distribution of crown classes, which are key indicators of structural complexity. These structural attributes were reflected in higher values of diversity indices. In contrast, a more uniform forest stand displayed lower structural diversity, reduced species evenness, and a more homogeneous vertical profile. Overall biodiversity, expressed as the comprehensive diversity index (B), ranged from 3.53 to 6.93 and increased with a higher proportion of admixed tree species (Table 5).

Radial growth analysis revealed similar mean ring-width increments of fir and spruce (2.21–2.22 mm·year⁻¹; Table 2) and distinct species-specific responses to climatic variables (Fig. 2). Silver fir showed relatively stable growth across years despite fluctuating air temperatures, indicating a higher tolerance to thermal variability. However, fir growth was negatively affected by late spring frosts, which can damage newly formed tissues and reduce annual increment. Norway spruce, on the other hand, exhibited pronounced growth reductions during summer droughts, highlighting its sensitivity to water deficits (Fig. 3). These contrasting responses underscore the complementary ecological strategies of the two tree species.

Overall, the findings confirm silver fir as a key species for climate-adaptive forest management in Central Europe. Its shade tolerance and ecological plasticity make it a valuable component of mixed stands, particularly in regions where spruce monocultures are increasingly threatened by GCC. Mixed fir–spruce stands demonstrated superior productivity, greater biodiversity, and greater structural complexity than monocultures. These results strongly support promoting mixed-species stands as an effective silvicultural strategy to enhance forest resilience, stability, and long-term productivity under ongoing GCC. Continued long-term monitoring across a broader range of site conditions will be essential to further refine these recommendations and support their implementation in practical forestry.

Zasláno/Received: 11. 02. 2026

Přijato do tisku/Accepted: 01. 03. 2026

5.4.2. Článek 5: Variability of Structure, Volume, Carbon Sequestration, and Growth–Climate Responses of Fir, Yew, Spruce, Pine and Larch Under Global Climate Change

Citace: Bledý M., Vacek (S., Vacek Z., Černý J., Cukor J., Tomczak K., Trojan V., Budínský J., Plačková A., Hájek V. 2026): Variability of Structure, Volume, Carbon Sequestration, and Growth-Climate Responses of Fir, Yew, Spruce, Pine and Larch Under Global Climate Change, *Forests*, 17: 422, DOI: 10.3390/f17040422

Abstrakt

Globální změna klimatu představuje pro lesní ekosystémy velkou výzvu, protože zásadním způsobem ovlivňuje jejich strukturu, produktivitu a odolnost a zdůrazňuje naléhavou potřebu určit vhodné druhy dřevin pro budoucí hospodaření. Trend pěstování lesů skupinovým míšením s větší rozlohou jehličnatých dřevin je v těchto letech nežádoucí. Cílem této studie bylo vyhodnotit produkční potenciál, sekvestraci uhlíku, diverzitu a klimatické faktory ovlivňující růst u pěti domácích jehličnatých dřevin – tisu červeného (*Taxus baccata* L.), smrku ztepilého (*Picea abies* [L.] Karst.), borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.), jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) a modřínu opadavého (*Larix decidua* Mill.). Zásoba porostu dosahovala maxima u jedle bělokoré ($711 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), přičemž borovice lesní vykazovala o 17,0 % nižší produktivitu, následovaná modřínem (–22,9 %), smrkem (–26,0 %) a nejnižšími hodnotami u tisu (–70,6 %). Přičemž zásoba porostu tisu s hodnotami na úrovni $220 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ je pro tuto dřevinu na daném stanovišti vysoká. Z hlediska sekvestrace uhlíku v biomase v podmínkách globálního oteplování vykazoval modřín nejvyšší hodnoty, při výpočtu dendromasy včetně kořenového systému ($267,7 \text{ t ha}^{-1}$), zatímco nejnižší hodnoty byly zaznamenány v porostech tisu ($87,7 \text{ t ha}^{-1}$). V tomto případě je nutno podotknout, že porosty tisu jsou schopny velmi dobře kooperovat s ostatními, především listnatými druhy dřevin. Rozmanitost porostů dosáhla vrcholu u porostů tisu (s výjimkou porostů s vysokou diferenciací), zatímco u borovice byla nejnižší. Obecně byl radiální růst nejvíce omezován zvýšenými teplotami v červnu a sníženými srážkami v červenci. Kromě těchto sezónních vlivů představovalo hlavní celkové omezení růstu dlouhodobé sucho na začátku vegetačního období v kombinaci s teplými teplotami, přičemž další zátěž způsobovaly klimatické extrémny, jako jsou silné zimní mrazy. Ze studovaných druhů se jako nejcitlivější na klimatické extrémny ukázal smrk, zatímco jedle a borovice vykazovaly relativně vyšší odolnost. Z praktického lesnického hlediska se pro udržitelné lesní hospodaření v podmínkách globální změny klimatu jeví jako nezbytné podporovat strukturálně rozmanité

porosty s vysokým produkčním potenciálem a druhy odolné vůči klimatickým změnám, jako je jedle.

Klíčová slova: změna klimatu, dendrochronologie, sekvestrace uhlíku, struktura porostu, Česko

Article

Variability of Structure, Volume, Carbon Sequestration, and Growth–Climate Responses of Fir, Yew, Spruce, Pine and Larch Under Global Climate Change

Michal Bledý ¹ , Stanislav Vacek ¹ , Zdeněk Vacek ¹ , Jakub Černý ^{1,2,3,*} , Jan Cukor ^{1,2} , Karol Tomczak ^{4,5} , Václav Trojan ¹ , Jan Budínský ¹ , Anna Plačková ¹  and Vojtěch Hájek ¹ 

- ¹ Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýčká 129, 165 00 Prague 6–Suchbát, Czech Republic; bledy@fld.czu.cz (M.B.); vacekstanislav@fld.czu.cz (S.V.); vacekz@fld.czu.cz (Z.V.); cukor@fld.czu.cz (J.C.); trojanv@fld.czu.cz (V.T.); budinskyj@fld.czu.cz (J.B.); plackova@fld.czu.cz (A.P.); vhajek@fld.czu.cz (V.H.)
- ² Forestry and Game Management Research Institute, Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic
- ³ Faculty of Forestry and Wood Technology, Mendel University Brno, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic
- ⁴ Faculty of Forestry and Wood Technology, Poznań University of Life Sciences, Wojska Polskiego 71A, 60-625 Poznań, Poland; karol.tomczak@up.poznan.pl
- ⁵ Łukasiewicz Research Network – Poznań Institute of Technology, 6 Ewarysta Estkowskiego St., 61-755 Poznań, Poland
- * Correspondence: cerny@vulhmop.cz

Abstract

Global climate change is reshaping Central European conifer forests, affecting growth and ecosystem dynamics. At the same time, tree species differ in their productivity and responses to climatic conditions. Across mid-elevation monocultures of European yew (*Taxus baccata* L.), Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.), Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), silver fir (*Abies alba* Mill.), and European larch (*Larix decidua* Mill.), we quantified stand structure, volume, biomass carbon sequestration, and growth–climate responses (1971–2023). Silver fir reached the highest stand volume (711 m³ ha^{−1}), with lower productivity in pine (−17.0%), larch (−22.9%), spruce (−26.0%), and yew (−70.6%). In contrast, larch maximised biomass carbon sequestration (267.7 t ha^{−1}), whereas yew had the lowest value (87.7 t ha^{−1}), but the greatest stand diversity (except high differentiation), while pine showed the lowest diversity. Radial growth was most constrained by warm Junes and dry Julys; an early-season multi-month drought compounded by heat further suppressed radial increments, and severe winter frosts added stress. Among the studied species, spruce was the most climate-sensitive, whereas fir and pine showed comparatively more resilience. From a practical forestry perspective, promoting structurally diverse stands with high production potential and prioritising climate-resilient tree species, especially fir, can help sustain production and stability at mid elevations under climate warming. Our results provide species-specific benchmarks for adaptive silviculture and identify the seasonal windows when growth is most vulnerable.

Keywords: climate change; dendrochronology; carbon sequestration; stand structure; Czech Republic



Academic Editor: Didzis Elferts

Received: 13 February 2026

Revised: 22 March 2026

Accepted: 24 March 2026

Published: 27 March 2026

Copyright: © 2026 by the authors.

Licensee MDPI, Basel, Switzerland.

This article is an open access article distributed under the terms and

conditions of the [Creative Commons Attribution \(CC BY\) license](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

1. Introduction

Global climate change (GCC) is driving profound transformations of forest ecosystems worldwide [1,2], with major consequences for tree species distribution, community

composition, and ecosystem functioning [3,4]. Forest ecosystems are particularly sensitive to shifts in air temperature and precipitation [5], and tree species in mid- and high latitudes respond with heightened vulnerability [6]. Climatic warming induces range shifts, including upward and northward migrations and local extinctions, thereby reducing biodiversity, ecosystem stability, and long-term sustainability [7,8]. Forestry must therefore address new challenges that call for adaptive management strategies to ensure resilience [9–11]. A sound understanding of GCC impacts, particularly those associated with increasing air temperature and long-term droughts, is essential for developing sustainable silvicultural approaches [12,13].

In recent years, research has increasingly focused on how GCC alters tree growth patterns and changes in species composition [6,14–17]. In European forests, long-term warming, irregular precipitation, and more frequent extreme events are accompanied by a higher incidence of secondary pest outbreaks, together creating pressures that require a reorganisation of stand structure and species diversity [18,19]. Determining the most suitable tree species composition is a long-term process complicated by considerable uncertainties [20]. It is well established that GCC has strong impacts on tree growth processes, vitality, and interspecific competition [21,22].

Impacts of GCC vary considerably with elevation and are often species- and site-specific: in higher mountains, tree growth may be enhanced where temperature limits productivity, whereas in lowlands or moisture-limited sites, it is typically reduced [23,24]. Documented declines or increases in growth and distribution, especially in coniferous species, include Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Germany [25], silver fir (*Abies alba* Mill.) across southern and central Europe [26,27], and Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in Austria and the Czech Republic [28,29]. Among these, Norway spruce appears especially sensitive, as evidenced by large-scale disturbances in Central Europe [28,30,31]. Norway spruce has a shallow root system and a dense, conical crown, making it particularly susceptible to long-term drought and windthrow [32]. Silver fir shows more variable responses, retreating in lowlands but expanding in humid mountain environments [33,34], yet projections of its dynamics remain inconsistent [21]. This shade-tolerant species has a deep, tapering root system and a tall, narrow crown, which enhances drought resilience but limits regeneration in open, dry sites [35]. Scots pine, a pioneer species with a deep taproot and sparse crown, seems comparatively less vulnerable due to higher drought tolerance and adaptability to poor soils, and shows potential for northward shifts in distribution [36,37]. European larch (*Larix decidua* Mill.) is considered a promising species due to its pioneer character, deep roots and tolerance to summer heat [38], although in the lowlands it is increasingly threatened by drought stress [39,40]. By contrast, information on yew (*Taxus baccata* L.), a slow-growing, shade-tolerant species with dense evergreen foliage and a deep, spreading root system, is still limited [41]. Available evidence, however, points to negative effects of hot and dry summers, with a tendency for the species to retreat from the southern margins of its distribution [42,43].

The successful silviculture of these Central European native conifers under GCC requires a comprehensive understanding of their ecological requirements, stand structure, and growth dynamics. Despite numerous studies on individual species, comparative assessments of multiple native conifers growing under identical environmental conditions remain limited. Such comparisons are essential for identifying species-specific sensitivities and adaptive capacities under GCC. We hypothesise that the studied conifer species (*Picea abies*, *Abies alba*, *Pinus sylvestris*, *Larix decidua*, *Taxus baccata*) differ significantly in their growth and sensitivity to climatic drivers due to their contrasting ecological strategies and physiological tolerances. In particular, species traditionally considered climatically sensitive, such as Norway spruce, are expected to exhibit stronger growth limitations under warming

and drought conditions than more tolerant species such as Scots pine or European larch. The present study, therefore, aimed to assess (i) production potential including carbon sequestration, (ii) stand diversity and structural attributes, (iii) radial growth dynamics, and (iv) the influence of climatic drivers (air temperature, precipitation, extreme events) on the growth of monocultures of five conifers in mid-elevation forests of the Czech Republic. The inclusion of the rarely studied yew, a legally protected species in the Czech Republic, provides important new insights into its responses to GCC and highlights the relevance of this study for ecological research, conservation practice and forest management.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The study area is managed by the private owner Colloredo-Mannsfeld and lies at an elevation of 405–545 m above sea level. Slope gradients range from 2 to 13°. For data collection and the establishment of permanent research plots (PRPs), stands located within the coordinate ranges 49.8057–49.8283 N and 13.6916–13.9169 E were selected. The investigated stands consist predominantly of monocultures of the target tree species (silver fir, European yew, Norway spruce, Scots pine, and European larch), with admixtures of European hornbeam (*Carpinus betulus* L.), silver birch (*Betula pendula* Roth), Scots elm (*Ulmus glabra* Huds.), and sessile oak (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), collectively accounting for 0%–5% of the stand composition. All investigated forest stands in the study area were established through artificial regeneration, using the minimum number of seedlings prescribed by law, ranging from 4000 for European larch to 9000 for Scots pine. These stands are managed using uniform silvicultural practices, including consistent thinning intensity and other management interventions. According to the Forest Management Plan, the age of the monitored stands ranges between 62 and 73 years.

Climatic conditions correspond to a humid continental climate (Dfb) according to the updated Köppen–Geiger classification [44]. In the early 21st century (2000–2024), the mean annual air temperature is approximately 8.5 °C, peaking in July at 18.4 °C, and the annual precipitation totals 775 mm, with the maximum in June. The average number of days with snow cover is 51 per year, the number of ice days ($T_{\max} < 0$ °C) reaches up to 19, and the maximum snow depth observed did not exceed 40 cm. (Czech Hydrometeorological Institute). Typologically, the stands are classified as Acidic Oak-Beech (*Querceto-Fagetum acidophilum*) and Nutrient-medium Oak-Beech (*Querceto-Fagetum oligomesotrophicum*) forest site types [45]. Soil conditions are represented by modal cambisols, developed predominantly on volcanic bedrock (rhyolite, dacite, and andesite).

2.2. Data Collection

To investigate stand structure and productivity, the Field-Map system (IFER-Monitoring and Mapping Solutions Ltd., Jílové u Prahy, Czech Republic) was employed. A total of 25 permanent research plots (25 × 25 m each) were established, i.e., five plots for each tree species. In August 2024, the spatial positions of individual trees with a diameter at breast height (DBH) ≥ 7 cm were recorded [40]. For each tree, crown projection measurements were taken in at least four cardinal directions. DBH was determined using a Mantax Blue calliper (Haglöf, Långsele, Sweden) with a precision of 1 mm, measured along two perpendicular axes. Total tree height and the height to the base of the live crown were recorded with a Vertex Laser hypsometer (Haglöf, Långsele, Sweden) with an accuracy of 0.1 m.

To analyse radial growth, increment cores were extracted at 1.3 m above ground using a Pressler auger (Haglöf, Långsele, Sweden), oriented along the slope gradient. From each tree species, 30 vigorous dominant or co-dominant trees according to [46] were

randomly selected (RNG function, Excel). This selection was made to represent the primary growth response to climatic conditions, while minimising the influence of competition; sub-dominant and suppressed trees were excluded [47]. Cores were evenly distributed across the PRPs (5 per plot) for each species. Increment cores of yew were collected under a permit issued by the Nature Conservation Agency of the Czech Republic in accordance with the Act No. 114/1992 Coll., on Nature and Landscape Protection.

Annual ring widths were measured with 0.01 mm precision using a LINTAB measuring table and an Olympus binocular microscope (Olympus Corporation, Tokyo, Japan), and the data were processed in TSAPWin software (version 4.81, Rinntech, Heidelberg, Germany). Climate influences on growth were assessed using long-term meteorological records from the Zbiroh–Švabín station (476 m a.s.l.) for the period 1971–2023 (range defined by the start of meteorological measurements and the end of tree sampling), which corresponds to the time span used for the dendrochronological analyses. Monthly average air temperature and monthly accumulated precipitation were analysed to examine their relationship with tree-ring development. Historical data on solar radiation were also available for the study area.

2.3. Data Analyses

Tree layer structure, diversity, and production attributes were quantified using the SIBYLA Triquetra 10 software, based on spatially explicit, tree-level measurements [48,49]. All dendrometric parameters recorded in the field (see Section 2.2) were employed as input data, including species identity, spatial coordinates, total height, DBH, crown width, live crown base height, and age. Tree volumes were estimated using species-specific allometric equations [50]. Stand-level parameters, including crown closure [51] and the relative stand density index [52], were derived from measured density indicators. The relative species-specific SDI was calculated as the ratio of the stand density index to its maximum value. The stand density index represents the theoretical number of trees per hectare, if the mean quadratic diameter of the stand component were equal to 25 cm [52]. The maximum SDI value for each tree species was derived from the yield-table model. Above-ground tree biomass (stem, branches and needles) was derived from models provided by [50]. The biomass of tree roots was calculated using a model [53]. The carbon sequestration (C_{BIO}) in coniferous trees was calculated according to [54], based on the carbon fraction in dry matter.

Structural diversity was evaluated through both horizontal and vertical perspectives (Table 1). Horizontal structure was quantified by [55] aggregation index, whereas vertical structure was assessed using the Arten-profile index [56] and the vertical diversity index [57]. Stand structural differentiation was further characterised using diameter and height differentiation indices [58] and crown differentiation metrics [57]. Finally, a complex stand diversity index reflecting overall biodiversity was calculated [57], integrating tree species diversity, vertical stratification, spatial distribution, and crown differentiation. Detailed methodology for the computation of these indices is provided by [59].

Table 1. Overview of indices describing the stand diversity and their common interpretation.

Criterion	Quantifiers	Label	Reference	Evaluation
Horizontal structure	Aggregation index	R (C&Ei)	[55]	mean value $R = 1$; aggregation $R < 1$; regularity $R > 1$
Vertical structure	Arten-profile index	A (Pri)	[56]	range 0–1; balanced vertical structure $A < 0.3$; selection forest $A > 0.9$
	Vertical div.	S (J&Di)	[57]	low $S < 0.3$, medium $S = 0.3–0.5$, high $S = 0.5–0.7$, very high diversity $S > 0.7$
Structure differentiation	Diameter dif.	TM_d (Fi)	[58]	range 0–1; low $TM < 0.3$; very high differentiation $TM > 0.7$
	Height dif.	TM_h (Fi)		
	Crown dif.	K (J&Di)	[57]	low $K < 1.0$, medium $K = 1.0–1.5$, high $K = 1.5–2.0$, very high differentiation $K > 2.0$
Complex diversity	Stand diversity	B (J&Di)	[57]	monotonous structure $B < 4$; uneven structure $B = 6–8$; very diverse structure $B > 9$

Dendrochronological data from coniferous tree species were processed using R software (version 4.3.2, R Core Team, Vienna, Austria) with the “dplR” package [60,61]. Each tree series was detrended using a negative exponential function combined with a fitted spline, following the standard procedures outlined for dplR [62]. Detrending removes the age-related growth trend while preserving high-frequency climatic signals [63,64]. For the detrended data, the Expressed Population Signal (EPS) was calculated. EPS represents the reliability of a chronology as the proportion of the variance shared with a hypothetical infinite tree population. Only data series exceeding the EPS threshold of 0.85 were considered suitable for comparison with climatic records [62]. Furthermore, Rbar (mean interseries correlation) and the GINI index (average interannual growth variability in the series) were calculated. The identification of negative pointer years (NPY) followed the approach outlined by [65,66]. For each cored tree, a pointer year was defined as a year in which the annual ring width fell below 40% of the mean increment of the preceding four years. A negative pointer year was considered significant for a plot if at least 20% of the trees exhibited such a pronounced reduction in radial growth. To investigate the relationships between climatic variables (monthly air temperatures and precipitation totals) and radial growth, analyses were performed using the DendroClim software (version 1.0) [67].

Statistical analyses of diversity and production parameters among individual tree species were conducted using Statistica (version 14.1.0.8, TIBCO, Palo Alto, CA, USA). Data were first tested for normality using the Shapiro–Wilk test and then for homogeneity of variance using the Bartlett test. When both requirements were met, the differences among the examined parameters were tested using analysis of variance (ANOVA). If the normality and variance assumptions were not met, the investigated characteristics were tested using the nonparametric Kruskal–Wallis test. For post hoc pairwise comparisons, Tukey’s Honestly Significant Difference (HSD) test was used following ANOVA, whereas the procedure of multiple comparisons described by [68] was implemented after the Kruskal–Wallis test. Significant differences among groups are indicated by distinct lowercase letters; groups labelled differently are considered statistically distinct. Principal component analysis (PCA) was performed in the CANOCO programme (version 5.15) [69] to evaluate the relations between the stand structure, production parameters, and tree species on 25 research plots. Before analysis, the data were standardised and centralised. The results of PCA were presented as a diagram of species and environmental variables.

3. Results

3.1. Productive Potential

Significant differences among the studied tree species were observed across all measured dendrometric parameters (Table 2), with the smallest variation detected in tree density ($p = 0.048$). Yew exhibited the lowest mean DBH (21.5 cm) and tree height (12.2 m), whereas fir had the largest diameters (38.2 cm) and pine reached the greatest heights (28.1 m; $p < 0.01$). No significant difference in height was found among all tree species except for yew ($p < 0.05$). Fir also showed the highest mean stem volume (1.54 m^3) compared to yew (0.21 m^3). Total stand volume was maximal in fir ($711 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Pine, larch, and spruce showed 17.0%, 22.9%, and 26.0% lower productivity, respectively, and differed significantly from one another. Yew had the lowest stand volume (70.6%) and formed a separate homogenous group. Similarly, stand basal area reached its maximum in fir ($58.8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Canopy closure was most pronounced in larch (0.98), and the stand density index (SDI) was highest for yew (90.7). Yew showed the lowest height-to-diameter ratio ($\text{HDR} = 57.1$) compared to pine (89.2) and larch (83.4). From the perspective of GCC, the highest carbon sequestration in biomass was significantly higher in larch (267.7 t ha^{-1}) than in yew stands (87.7 t ha^{-1}).

Table 2. Basic stand characteristics differentiated by tree species in 2024; significant differences are indicated by different letters, and *p*-values are underlined.

Species	dbh	h	f	v	N	BA	V	HDR	CC	SDI	C _{BIO}
	(cm)	(m)		(m ³)	(trees ha ⁻¹)	(m ² ha ⁻¹)	(m ³ ha ⁻¹)		(%)		
Fir	38.2 b	26.8 b	0.45 bc	1.54 b	650 ab	58.8 c	711 b	72.5 b	0.91 c	87.0 bc	238.8 bc
Larch	33.8 b	28.0 b	0.36 a	0.91 a	606 ab	54.0 bc	548 b	83.4 bc	0.98 c	83.6 bc	267.7 c
Pine	31.5 ab	28.1 b	0.45 bc	1.01 b	594 ab	45.8 ab	590 b	89.2 c	0.86 bc	80.2 ab	243.1 bc
Spruce	32.9 b	27.2 b	0.43 b	1.01 b	531 b	44.5 ab	526 b	82.7 bc	0.67 a	72.8 a	177.7 b
Yew	21.5 a	12.2 a	0.47 c	0.21 a	1031 a	36.3 a	209 a	57.1 a	0.71 ab	90.7 c	87.7 a
test	ANO	KW	KW	ANO	KW	KW	ANO	KW	ANO	ANO	ANO
Statistic	5.0	17.2	24.0	4.7	9.8	16.5	14.7	18.0	11.5	10.4	21.3
<i>p</i> -value	<u>0.009</u>	<u><0.001</u>	<u><0.001</u>	<u>0.012</u>	<u>0.048</u>	<u><0.001</u>	<u><0.001</u>	<u><0.001</u>	<u><0.001</u>	<u><0.001</u>	<u><0.001</u>

Notes: dbh—quadratic mean diameter at breast height; h—mean tree height; f—form factor; v—mean stem volume; N—number of trees per hectare; BA—basal area; V—stand volume; HDR—height-to-diameter ratio; CC—canopy closure; SDI—stand density index; C_{BIO}—carbon sequestration in biomass; ANO—Analysis of Variance; KW—Kruskal–Wallis test; Statistic—H or F according to tests.

3.2. Diversity of the Tree Layer

In terms of stand diversity, significant differences among tree species were identified for most parameters, except for the aggregation index, vertical diversity, and overall stand diversity (Table 3). In terms of horizontal structure, a significant ($p < 0.05$) difference was found only between spruce and yew. The most pronounced difference ($p = 0.013$) was found in vertical structure, where yew stands reached significantly higher values ($A_p = 0.588$), reflecting their marked vertical heterogeneity, in contrast to pine, which exhibited a high degree of homogeneity ($A_p = 0.268$). Similarly, aside from height differentiation, which was highest in spruce, yew consistently achieved the highest diversity indices (six out of seven). Regarding crown differentiation, fir showed a significantly ($p < 0.05$) lower value compared to yew. Spatial distribution of trees was generally random with a slight tendency towards regularity, except in Scots pine, which displayed a mildly aggregated horizontal pattern. Regarding overall diversity, all stands of the studied species exhibited relatively uniform, monotone structures ($B = 3.535$ – 3.961), except for yew, which showed a markedly heterogeneous stand structure ($B = 4.764$).

Table 3. Basic indicators of stand diversity differentiated by tree species in 2024; significant differences are indicated by different letters, and *p*-values are underlined.

Species	R (C&Ei)	V (J&Di)	A _p (Pi)	S (J&Di)	TM _d (Fi)	TM _h (Fi)	K (J&Di)	B (J&Di)
Fir	1.101 ns	0.714 ab	0.451 abc	0.630 ns	0.272 ab	0.197 abc	0.496 a	3.862 ns
Larch	1.118 ns	0.724 ab	0.320 ab	0.597 ns	0.223 ab	0.136 ab	0.735 ab	3.961 ns
Pine	0.992 ns	0.764 ab	0.268 a	0.618 ns	0.181 a	0.123 a	0.578 ab	3.849 ns
Spruce	1.065 ns	0.532 a	0.577 bc	0.588 ns	0.291 ab	0.235 c	0.818 ab	3.535 ns
Yew	1.014 ns	0.910 b	0.588 c	0.662 ns	0.304 b	0.220 bc	1.290 b	4.764 ns
Test	KW	KW	KW	ANO	ANO	ANO	KW	KW
Statistic	4.1	11.1	11.5	0.9	3.8	4.2	9.7	5.0
<i>p</i> -value	<u>0.403</u>	<u>0.020</u>	<u>0.013</u>	<u>0.502</u>	<u>0.036</u>	<u>0.017</u>	<u>0.048</u>	<u>0.343</u>

Notes: R—aggregation index; V—horizontal structure; A_p—vertical Arten-profile index; S—vertical diversity; TM_d—diameter differentiation; TM_h—height differentiation; K—crown differentiation; B—overall stand diversity; ANO—Analysis of Variance; KW—Kruskal–Wallis test; Statistic—H or F according to tests; ns—not significant.

3.3. Dynamics of Radial Growth

Dendrochronological analyses indicated that all tree species reached EPS threshold (0.927–0.965), confirming the reliability of the chronologies and their suitability for further analyses (Table 4). Fir exhibited the significantly highest mean radial increment over the

period 1971–2023 (2.72 mm), followed by spruce (1.96 mm) and pine (1.87 mm), while the lowest growth rates were observed in larch (1.34 mm) and particularly in yew (1.18 mm). The average interannual growth variability in the series (GINI index) was comparably high in fir, larch, and pine (0.134–138), whereas markedly lower values were found in yew (0.081) and subsequently in spruce (0.090). The mean interseries correlation (R_{bar}) ranged from 0.321 in yew to 0.487 in larch, indicating moderate common growth variability among the individual series. Annual growth variability (standard deviation of ring width index) was greatest in spruce and yew. In contrast, pine and fir showed the lowest variation (Figure 1). With respect to NPY, spruce and yew recorded the highest number (four NPY each), larch showed two, while no NPY were detected in fir and pine. Fir and yew shared two common NPY (2007 and 2017). The year 2007 was characterised by the lowest recorded April precipitation (3 mm compared to the long-term mean of 32 mm) and unusually warm early-season air temperatures. In contrast, 2017 was defined by extremely low solar radiation during the growing season (up to a 50% reduction relative to average) and exceptionally severe winter conditions, with monthly temperature deviations of up to -5.2°C from the norm.

Table 4. Characteristics of basic tree-ring chronologies of dominant and co-dominant trees on permanent research plots differentiated according to the tree species (in years 1971–2023).

Species	Mean RW (mm)	SD RWI	Age (y)	Cores (n)	R_{bar}	EPS	GINI	NPY
Fir	2.72	0.158	70	30	0.357	0.945	0.135	-
Larch	1.34	0.243	68	29	0.487	0.965	0.138	1992, 2020
Pine	1.87	0.134	72	25	0.459	0.953	0.134	-
Spruce	1.96	0.262	59	29	0.362	0.943	0.090	1990, 1998, 2007, 2017
Yew	1.18	0.248	66	27	0.321	0.927	0.081	1976, 2003, 2007, 2017

Notes: Mean RW—mean tree-ring width; SD RWI—standard deviation of ring width index; Age—age of core samples, Cores—number of used core samples in the series; R_{bar} —mean interseries correlation, EPS—expressed population signal; GINI—average interannual growth variability in the series; NPY—negative pointer years (years with significantly extreme low radial growth).

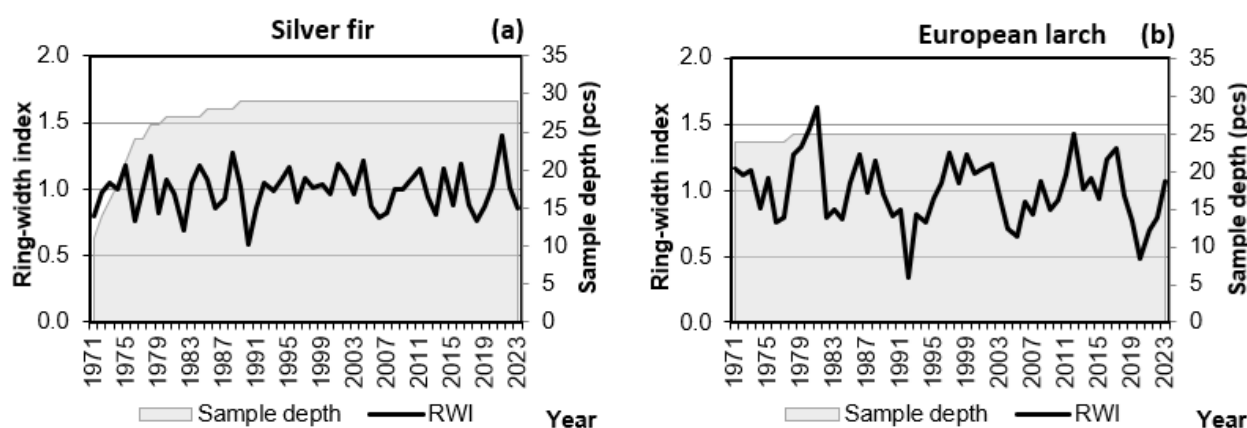


Figure 1. Cont.

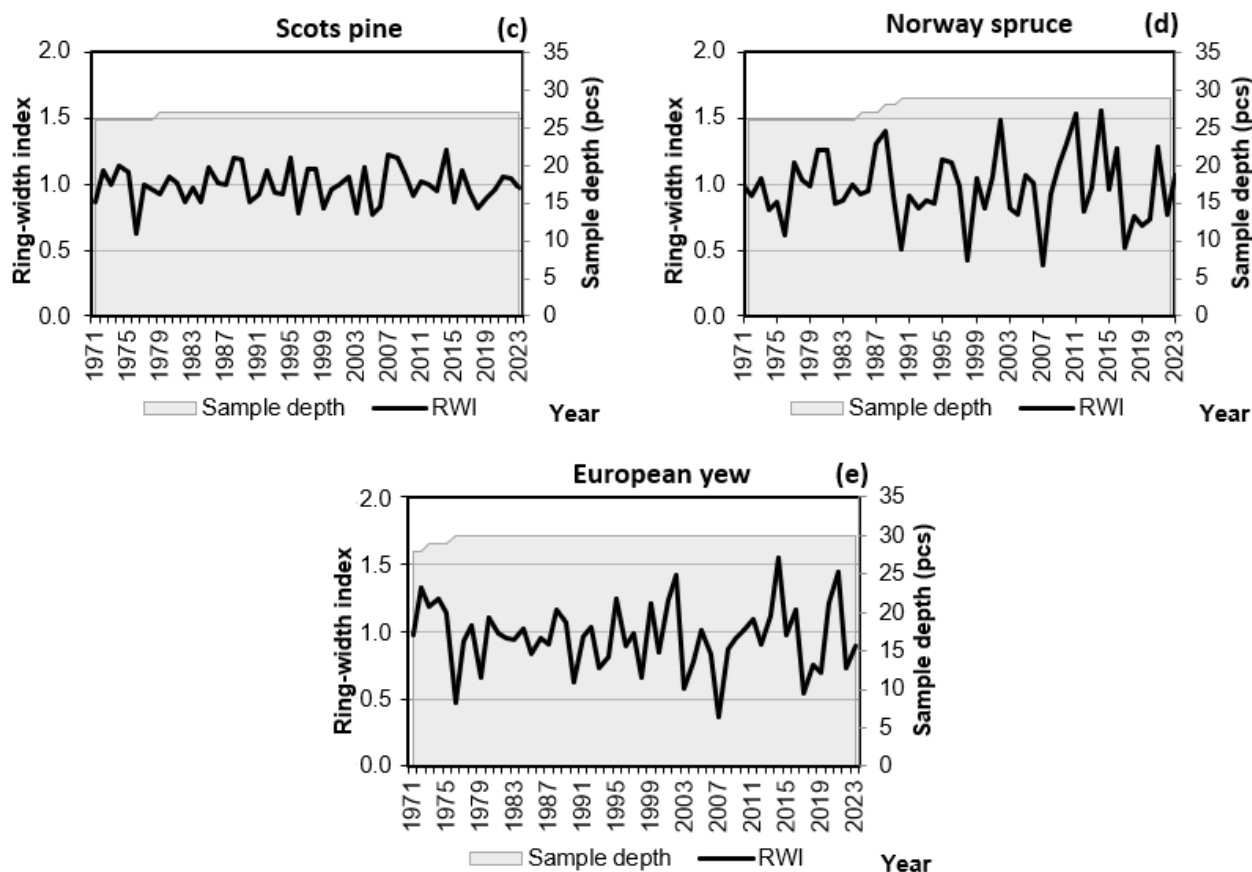


Figure 1. Standardised mean chronology of (a) silver fir, (b) European larch, (c) Scots pine, (d) Norway spruce and (e) European yew in 1971–2023 after removing the age trend expressed by the tree-ring width index (RWI) and sample depth.

3.4. Effect of Climate on Growth

Across all examined tree species, monthly air temperature had a more pronounced influence on radial growth (26 significant months) than precipitation sums (18 significant months). Except for spruce, where air temperature and precipitation contributed equally, air temperature generally had a stronger effect on growth (Figure 2). In most species, air temperature showed a predominantly negative effect on radial increment. In contrast, pine was the only species exhibiting a prevailing positive relationship, most notably in February ($r = 0.45$). In terms of specific months influencing growth, the strongest negative correlation was observed in September of the previous year ($r = -0.45$ to -0.30), and in the current year, it was June ($r = -0.40$ to -0.20). The correlation between radial growth and air temperature was highest in spruce and larch (6 months each) and the lowest in fir (4 months). For larch and fir, growth was more strongly influenced by temperatures in the preceding year, whereas in pine, spruce, and yew, the current-year air temperatures played a more critical role. Growth responses to mean annual temperature were negative, with the strongest correlation observed in spruce ($r = -0.48$, $p < 0.001$), while fir showed the weakest relationship ($r = -0.18$, $p > 0.05$).

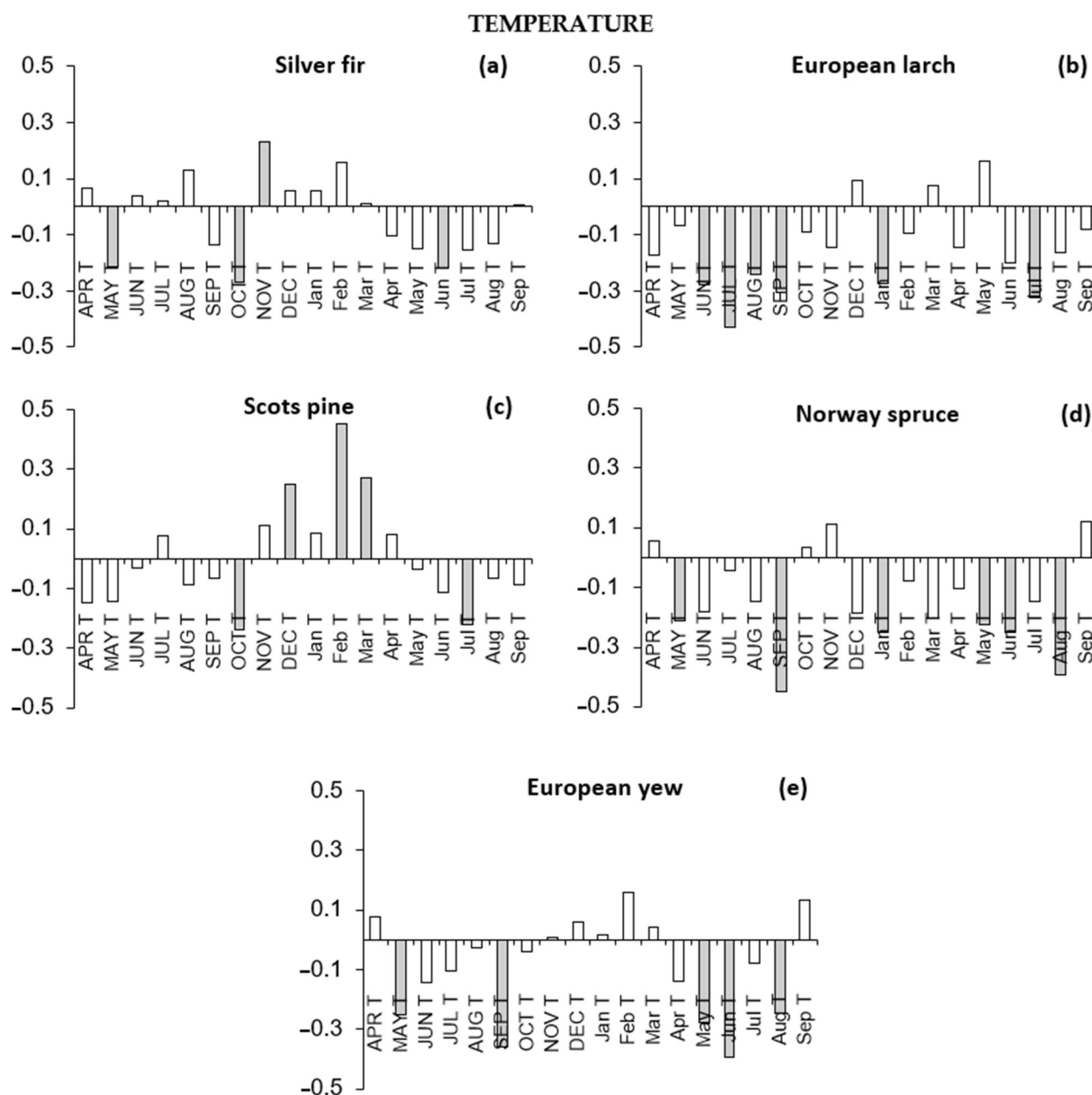


Figure 2. Coefficients of correlation of the regional residual index tree-ring chronology of (a) silver fir, (b) European larch, (c) Scots pine, (d) Norway spruce and (e) European yew with monthly air temperatures from April of the previous year (capital letters) to September of the current year (lower-case letters) in the period 1971–2023; statistically significant ($p < 0.05$) values are highlighted in grey colour.

The correlation between radial growth and monthly precipitation sums was highest in spruce (6 significant months), followed by yew (4 months). Larch and pine had moderate correlation (3 months), while fir showed the lowest correlation (only 2 months). Precipitation generally exerted a positive influence on growth in all species, except for fir, where a negative effect was observed in the previous year, but a positive one in the current year (Figure 3). For all coniferous species except larch, precipitation in the current year had a stronger effect on radial growth compared to the previous year. Among individual months, September of the preceding year was the most influential ($r = 0.27$), while in the current year, July had the strongest impact ($r = 0.28$ – 0.42), as seen consistently across all studied species. In contrast to temperature, annual precipitation totals showed generally positive

relationships with growth, most pronounced in spruce ($r = 0.41$, $p < 0.01$), while larch exhibited only a weak association ($r = 0.12$, $p > 0.05$).

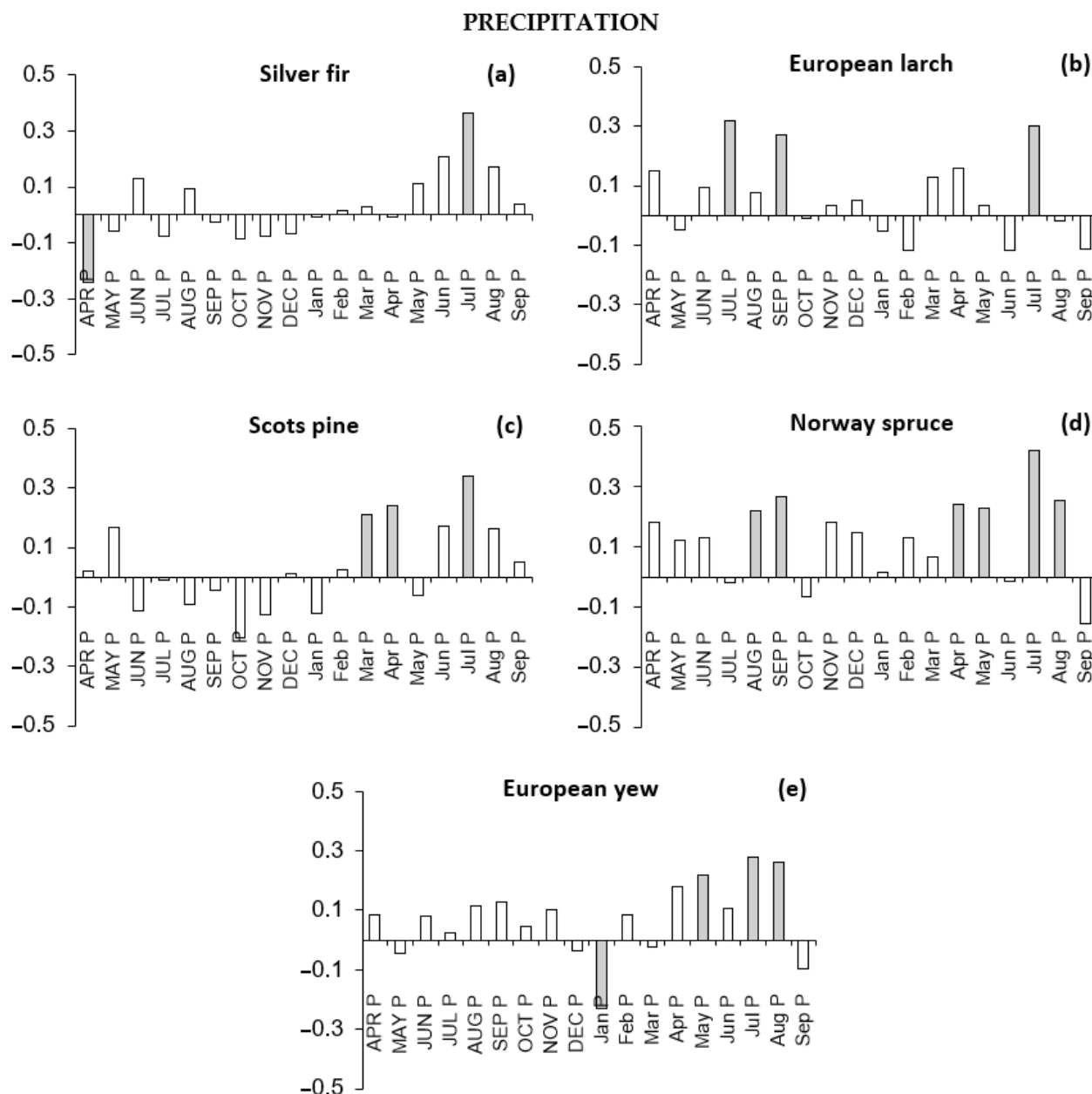


Figure 3. Coefficients of correlation of the regional residual index tree-ring chronology of (a) silver fir, (b) European larch, (c) Scots pine, (d) Norway spruce and (e) European yew with monthly precipitation from April of the previous year (capital letters) to September of the current year (lower-case letters) in the period 1971–2023; statistically significant ($p < 0.05$) values are highlighted in grey colour.

3.5. Interaction Among Production, Diversity and Species

The results of the PCA, illustrating the relationships between production potential, stand structure, diversity, and different tree species, are presented as an ordination diagram in Figure 4. The first axis explained 51.6% of the total variance, the first two axes together accounted for 67.4%, and the four axes combined explained 85.5% of the data variability. The x-axis reflects stand volume, mean height, and carbon sequestration. Production-related characteristics such as stand volume, basal area, and carbon sequestration were positively correlated with each other, but negatively associated with parameters of structural differen-

tiation. Increasing stand density was accompanied by higher overall diversity and canopy closure. The least explanatory variable was the aggregation index. Among the studied species, fir showed the highest variability across PRPs, whereas larch was characterised by relatively homogeneous data. Yew was associated with high stand density and diversity (right part of the diagram), spruce with low stocking and high height differentiation (upper part of the diagram), while the remaining species generally exhibited relatively high production potential.

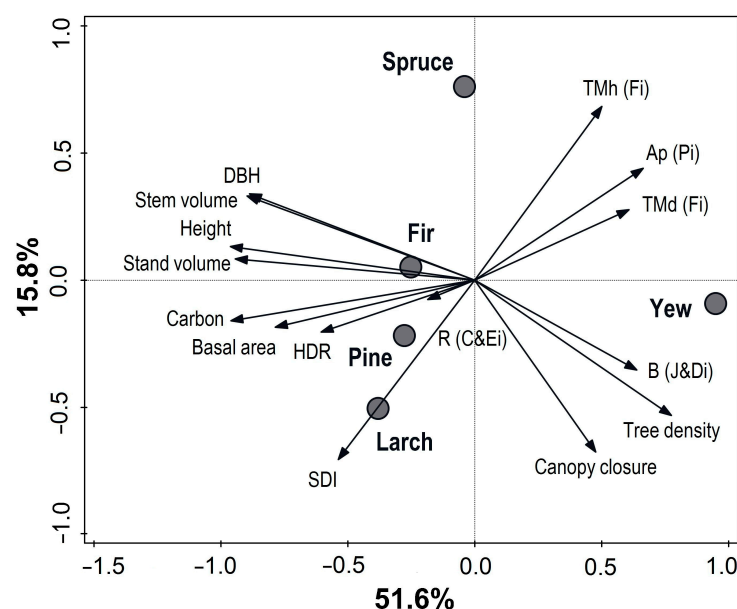


Figure 4. Ordination diagram showing the PCA results of the relationships between production (DBH—diameter at breast height; height; Tree density—number of trees; stand volume; stem volume; basal area; Canopy; SDI—stand density index; HDR—height-to-diameter ratio; carbon sequestration in biomass), diversity (TMd—diameter differentiation; TMh—height differentiation; Ap—vertical structure; R—horizontal structure; B—overall stand diversity), and the five tree species (grey circles) in 2024.

4. Discussion

4.1. Production Potential of Tree Species

In terms of DBH, mean stem volume, basal area, and stand volume, fir ranked as the most productive species among the five assessed taxa in our study ($V = 711 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). In the following section, we focus primarily on stand volume, as it represents the most important indicator of the production potential of forest tree species [70,71]. In the case of fir, similar findings about stand volume have been reported by [35,72,73]. In contrast, ref. [74] documented substantially lower stand volumes of fir stands across different regions of Europe, ranging between 220 and 398 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Comparable stand volumes within our study were found for larch (548 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$), Scots pine (590 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$), and Norway spruce (526 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Reference [75] reported similar values for first-generation larch stands established on former agricultural land in the Orlické Mountains, Czech Republic (466 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$). The production potential of larch is further reflected in its mean annual increment (MAI), which may reach 10 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ or more depending on site conditions [76–78]. According to [71], larch achieved MAI of 8.0 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ on former agricultural sites and 6.7 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ on historically permanent forest sites. On nutrient-rich sites, however, larch can attain values as high as 20 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, as documented in Lithuania [76].

The productivity of pine was lower than in our study in most other cases, but highly variable (236–500 m³ ha^{−1}), largely due to its occurrence on poor substrates typical of natural pine sites [79,80]. In pine stands aged 40–46 years, [81] recorded stand volumes of 318–371 m³ ha^{−1} on reclaimed sites and 370–500 m³ ha^{−1} on original forest sites, i.e., 22.4% higher. The MAI on reclaimed sites reached 8.0 m³ ha^{−1}, while on original forest land it was 25% higher. Lower values were reported from Estonia, where pine stands on oil shale spoil heaps reached a MAI of only 6.3 m³ ha^{−1} [82].

In contrast to our findings, significantly lower spruce volumes were reported by [83] in the Krkonoše Mts. (180–407 m³ ha^{−1}), reflecting the harsher site and elevation conditions. Similar results from mountain spruce forests were presented by [24,84–89]. Reference [90] also observed lower stand volumes of spruce monocultures in lowland regions of Central Bohemia, where stands have been severely affected by ongoing GCC. A wide range of spruce stand volumes (364–685 m³ ha^{−1}) across different altitudes in the Czech Republic was reported by [30].

The stand volume of yew in our study was 209 m³ ha^{−1}, at a density of 1032 trees ha^{−1}. Reference [87] reported a mixed stand dominated by yew in the “V Horách” Nature Reserve, Czech Republic, where a 75-year-old stand reached 220 m³ ha^{−1} with a density of 1225 trees ha^{−1}. The MAI there was 2.9 m³ ha^{−1} [91]. In another reserve in the Křivoklátsko region, a mixed stand with abundant yew reached only 108 m³ ha^{−1} [92]. In Poland, higher volumes were observed in natural yew communities (165–301 m³ ha^{−1}), although yew itself represented only a minor component of the stand structure [93].

The observed differences in productivity among the studied species support our first hypothesis that conifer species differ significantly in their productivity, growth and sensitivity to climatic drivers due to their contrasting ecological strategies and physiological tolerance [94,95]. Silver fir showed the highest stand volume in our study, which can be attributed to its high growth potential and efficient use of available soil moisture [96,97]. In contrast, European yew exhibited the lowest stand volume, which reflects its inherently slow growth rate and shade-tolerant strategy, typically associated with understory or sub-canopy positions rather than dominant canopy formation [98,99].

4.2. Diversity of the Tree Layer

Tree layer diversity was highest for yew across nearly all parameters except for height differentiation. Subsequently, the focus is placed on the total stand diversity (B) index, which integrates vertical diversity, horizontal structure, and crown differentiation in our case. The B for yew reached 4.76, indicating a relatively uniform stand structure. Other studied species displayed more monotonous structures, with fir (B = 3.86), larch (B = 3.96), pine (B = 3.85), and spruce (B = 3.54). Stand biodiversity is strongly influenced by management practices [92]. Had these stands been managed under close-to-nature approaches, overall stand diversity would likely be higher, particularly in fir and yew, which often develop heterogeneous stand structures [35,92,93,100]. For instance, [89] reported high diversity across all surveyed yew reserves. Fir and yew are key species for maintaining high forest biodiversity due to their shade tolerance, ability to survive in the understory, respond to improved light conditions, ecological plasticity, and coexistence with multiple tree species [35,72,73,101]. Fir stands in other studies also show a wide range of B values. Reference [94] classified fir plots with B = 9.20–10.52 as highly diverse, while [68] reported B = 3.51–3.92 for mid-aged fir stands. The unmanaged fir stand further demonstrated higher tree species richness, greater deadwood presence, and distinct tree and understory layer structures, indicating that fir woodlands abandoned for over 50 years undergo spontaneous structural changes [102].

Stand diversity is influenced not only by management practices but also by historical soil development. In the case of larch, higher overall diversity was observed on forest soils ($B = 4.14$), whereas former farmland ($B = 3.78$), despite often having higher nutrient content, exhibited lower total diversity [75]. Pine stands show substantial variability depending on site fertility, B ranging from 2.45 to 8.02 [79–81]. Managed and semi-natural pine stands in the Czech Republic also display variable B values [79,103]. In our study, pine stands generally reached the lowest diversity across the analysed indices. Lower diversity is typically observed on reclaimed post-mining soils [81]. Spruce stands in our study show lower B values than fir and yew, but comparable to other mid-elevation or lowland sites, while higher values have been recorded in natural mountain spruce forests [29,83]. Similarly, when comparing our study of managed spruce stands, autochthonous mountain Norway spruce in protected areas exhibited higher vertical diversity as well as a greater tendency toward aggregation [104]. Historical air pollution in the 1980s negatively affected the mountain spruce stand biodiversity [105,106], consistent with findings that soil acidification, or eutrophication, can reduce overall biodiversity [107].

Generally, monocultures show lower biodiversity than mixed stands, reducing adaptive capacity under GCC, since structural and functional diversity enhances ecosystem resilience [108–111]. Promoting species diversity and structural heterogeneity is recommended as a strategic measure for climate adaptation in forest management [112–115]. Ecosystem biodiversity encompasses species composition, function, and structure [116], and can be defined taxonomically (species diversity), functionally (functional diversity), or structurally (stand layer differentiation). Numerous studies report positive relationships between tree diversity and forest productivity connected with carbon sequestration, and diversity also increases resilience against pest outbreaks [29,117–119].

Overall, yew exhibited the highest total stand diversity and also showed the greatest differentiation in most structural parameters, including vertical structure and crown differentiation, reflecting its shade-tolerant ecology and ability to persist across multiple canopy layers. In contrast, spruce displayed the lowest overall diversity, likely due to its more uniform stand structure typical of managed spruce stands. Pine also showed relatively low structural differentiation, which may be related to its light-demanding growth strategy. This is consistent with findings from the German National Forest Inventory, where spruce and pine forests exhibited the lowest stand diversity across most parameters [120]. These results indicate that species-specific ecological traits, together with management practices, play a key role in shaping the structural diversity of forest stands [121,122].

4.3. Dynamics of Radial Growth and Climate

In our study, pine and fir exhibited the most stable radial growth, whereas spruce and yew showed the greatest variability. Regarding NPY, characterised by pronounced reductions in radial growth, pine and fir showed no NPY, even during extremely stressful periods such as severe droughts in 2003 and 2015–2018. This stability in fir growth is consistent with previous findings showing no significant short-term reductions after extreme droughts; under sufficient soil moisture and moderate climatic conditions, fir can maintain stable growth even in warm environments [123]. Larch experienced two negative years (1992 and 2020). The highest fluctuations in radial growth were recorded for spruce (1990, 1998, 2007, 2017) and yew (1976, 2003, 2007, 2017), each exhibiting four NPY. The absence of NPY in pine and fir is explained by the standard detection procedure applied for all species, which included a 20% threshold and smoothing/detrending of growth series, following commonly used protocols. This approach ensures that observed NPY reflect genuine reductions in growth rather than methodological artefacts.

Across all species examined, monthly air temperatures exerted a stronger influence on radial growth than total precipitation, except for spruce, where both factors had comparable effects in the studied altitudes. The most critical months influencing growth were June for temperature and July for precipitation in our study. These months are important for cambium formation and radial increment, as documented in several studies on conifer growth dynamics in other research [83,124,125].

Among individual tree species, elevated February temperatures were identified as the most influential factor affecting radial growth in pine. Reference [126] reported geographic differences in Scots pine radial growth, with the highest values in the UK (mean annual ring width 2.22 mm), the lowest in the Czech Republic (0.95 mm), and intermediate in Spain (1.33 mm) and Poland (1.25 mm). In our study, Scots pine exhibited a higher mean ring width (1.87 mm) than in the three previously mentioned countries, which can be attributed to a lower stand age and more favourable site conditions. Climatic factors, particularly high air temperatures and low rainfall, increasingly influenced pine growth in Central Europe during 1986–2016 compared to 1951–1985. Critical periods are June and July, when high air temperatures and low precipitation can limit growth. Drought and rising temperatures are major abiotic factors driving pine dieback [127–129].

Fir exhibited the significantly highest mean radial growth in our study (2.72 mm). For this tree species, summer precipitation positively affects radial growth, while elevated air temperatures often reduce growth due to increased evapotranspiration. This pattern has been confirmed in the Czech Republic and other European regions [27,130,131]. Fir demonstrates high plasticity, buffering temperature and moisture extremes in mixed stands [132]. In addition, this tree species had the lowest sensitivity to precipitation effects on growth among the five studied conifers.

Larch radial growth is sensitive to late summer temperatures and precipitation during key months [133,134]. Cold and wet Septembers in the previous year can prematurely end radial growth in northern and mountainous provenances [135,136]. In our research, positive temperature effects during May–June and summer precipitation were particularly important, whereas extreme dry (especially in July) or cold conditions reduced radial growth.

In our study, spruce was identified as the most sensitive tree species, with radial growth strongly negatively affected by elevated air temperatures and, in particular, by precipitation deficits during the growing season. Similarly, a study from Germany demonstrated that spruce is strongly limited by water availability during the summer period [137]. This pattern is consistent with previous studies showing that the positive effects of summer temperatures are observed only when water availability is adequate [83,138,139]. Drought also promotes bark beetle (*Ips typographus* L.) outbreaks, increasing spruce mortality in Central Europe [140]. The highest growth of spruce was observed on soils with better water retention (cambisols) compared to rendzinas, confirming spruce preference for cool, moist conditions [60,63,141].

European yew showed the lowest and most variable radial growth (1.18 mm) in our study. This is likely due to the pronounced competitive interactions experienced by yews, as well as their specific growth ecology [93]. Moreover, male and female trees differ in growth due to higher reproductive costs in females [142,143] as yew is dioecious, whereas spruce, fir, pine, and larch are monoecious, carrying both male and female reproductive structures on the same tree. Yew is shade- and drought-tolerant [144,145], with winter temperature being critical for radial growth in the Caucasus [146]. In Poland, winter and early spring temperatures, combined with summer drought, largely determine yew growth, while populations near the southern range margin are particularly sensitive to dry periods [147–149].

With respect to the second hypothesis, which was only partially confirmed. Pine with fir (not as in the case of larch in the hypotheses) showed the most stable radial growth with no negative pointer years, reflecting high resistance to climatic stress. Spruce and yew had the greatest variability and most negative years, indicating strong sensitivity to temperature and precipitation extremes. Similarly, studies from Central Europe indicate that spruce is more sensitive to climate change—particularly to extreme drought events—compared to fir [150,151] and pine [152], reflecting its higher vulnerability to climate stress. Growth was generally more influenced by temperature than precipitation, with June and July being critical months. These patterns reflect species-specific strategies: fir and pine are stable and plastic, while spruce and yew are more sensitive or variable due to their ecological traits. Similarly, other studies comparing multiple conifer species across Europe have reached consistent conclusions, identifying silver fir as the least sensitive species of the comparison [153].

4.4. Limitations and Scope

Our inference is constrained by a limited number of research plots and the absence of repeated long-term inventories, although radial growth series from increment cores provided a multi-decadal perspective (1971–2023), stand-level structural dynamics through time could not be fully captured. In addition, all plots are monocultures sampled within a single mid-elevation region in the Czech Republic, and stands were relatively even-aged (62–73 years). These design choices minimise disruptive factors but may limit generalisability to mixed stands, other elevations and soil conditions, and broader age structures. Climatic responses were assessed with monthly aggregates; therefore, sub-monthly heatwaves, compound hot-dry events, and lagged carry-over effects can be underestimated. Above- and below-ground carbon estimates rely on allometric equations; thus, species-specific parameter uncertainty and wood-density variability introduce additional uncertainty. One factor that may influence the results is the initial planting density at stand establishment; however, this was determined by legal requirements and the ecological demands of each tree species. Although this may introduce some variation in growth outcomes, the data still reliably reflect species-specific growth patterns and structural responses under the conditions at the studied site.

To address these caveats, future work should extend the network to mixed-species stands and multiple regions, span wider age classes, and couple ring-width analyses with mechanistic water-balance metrics, such as Standardised Precipitation Evaporation Index (SPEI), and event-scale extremes. Importantly, the rank ordering observed in our study, specifically fir highest in volume, larch highest in biomass carbon, and spruce the most climate-sensitive, was consistent across plots and robust in sensitivity checks, supporting the management implications despite these limits.

5. Conclusions

At mid elevations in Central Europe, studied coniferous species differ markedly in production and climate sensitivity. Silver fir attained the highest stand volume ($711 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), European larch maximised biomass carbon (267.7 t ha^{-1}), and yew combined low production ($V 209 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $C_{\text{BIO}} 87.7 \text{ t ha}^{-1}$) with the greatest structural diversity, while pine showed the lowest diversity. Radial growth was most constrained by warm Junes and dry Julys. In the mid-elevation sites, growth was influenced significantly more by monthly air temperature than by precipitation. Norway spruce emerged as the most climate-sensitive species, consistent with its documented sensitivity under recent warming, whereas fir and pine were comparatively more resilient. Fir also exhibited the significantly highest mean radial increment (2.72 mm), while yew showed the lowest growth rate (1.18 mm). Structural

diversity, particularly pronounced in yew stands, may enhance production and resilience, whereas low-diversity stands, such as pine stands, may be more vulnerable. Managing for structural diversity and prioritising climate-robust species, especially fir, offers a pragmatic pathway to sustain production and stability under GCC.

Author Contributions: M.B.: Conceptualization; Data curation; Investigation; Methodology; Validation; Writing—original draft; Writing—review and editing. S.V.: Conceptualisation; Methodology; Supervision; Writing—original draft; Writing—review and editing. Z.V.: Data curation; Formal analysis; Funding acquisition; Software; Validation; Visualisation; Writing—original draft; Writing—review and editing. J.Č.: Funding acquisition; Project administration; Resources; Writing—original draft; Writing—review and editing. J.C.: Project administration; Resources; Writing—original draft; Writing—review and editing. K.T.: Writing—original draft; Writing—review and editing. V.T.: Investigation; Writing—original draft; Writing—review and editing. J.B.: Investigation; Writing—original draft; Writing—review and editing. A.P.: Investigation; Writing—original draft; Writing—review and editing. V.H.: Investigation; Writing—original draft; Writing—review and editing. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by the Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Forestry and Wood Sciences (Excellent Teams 2025) and the National Agency for Agricultural Research (Project No. QL26010390 and Project No. QL26010393).

Data Availability Statement: The data supporting the findings of this study are available from the corresponding author upon reasonable request.

Conflicts of Interest: The authors have no conflicts of interest to declare.

References

1. Scheffers, B.R.; De Meester, L.; Bridge, T.C.L.; Hoffmann, A.A.; Pandolfi, J.M.; Corlett, R.T.; Butchart, S.H.M.; Pearce-Kelly, P.; Kovacs, K.M.; Dudgeon, D.; et al. The Broad Footprint of Climate Change from Genes to Biomes to People. *Science* **2016**, *354*, aaf7671. [\[CrossRef\]](#)
2. Hagerman, S.M.; Pelai, R. Responding to Climate Change in Forest Management: Two Decades of Recommendations. *Front. Ecol. Environ.* **2018**, *16*, 579–587. [\[CrossRef\]](#)
3. Freeman, B.G.; Lee-Yaw, J.A.; Sunday, J.M.; Hargreaves, A.L. Expanding, Shifting and Shrinking: The Impact of Global Warming on Species' Elevational Distributions. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2018**, *27*, 1268–1276. [\[CrossRef\]](#)
4. Liang, Y.; Gustafson, E.J.; He, H.S.; Serra-Diaz, J.M.; Duveneck, M.J.; Thompson, J.R. What Is the Role of Disturbance in Catalyzing Spatial Shifts in Forest Composition and Tree Species Biomass under Climate Change? *Glob. Change Biol.* **2023**, *29*, 1160–1177. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
5. Marchi, E.; Chung, W.; Visser, R.; Abbas, D.; Nordfjell, T.; Mederski, P.S.; McEwan, A.; Brink, M.; Laschi, A. Sustainable Forest Operations (SFO): A New Paradigm in a Changing World and Climate. *Sci. Total Environ.* **2018**, *634*, 1385–1397. [\[CrossRef\]](#)
6. Fu, Y.; Liu, C.; He, H.S.; Wang, S.; Wang, L.; Xie, Z. Assessing the Impact of Climate Warming on Tree Species Composition and Distribution in the Forest Region of Northeast China. *Front. Plant Sci.* **2024**, *15*, 1430025. [\[CrossRef\]](#)
7. Gárate-Escamilla, H.; Hampe, A.; Vizcaíno-Palomar, N.; Robson, T.M.; Benito Garzón, M. Range-Wide Variation in Local Adaptation and Phenotypic Plasticity of Fitness-Related Traits in *Fagus Sylvatica* and Their Implications under Climate Change. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2019**, *28*, 1336–1350. [\[CrossRef\]](#)
8. Sáenz-Romero, C.; Lamy, J.-B.; Ducouso, A.; Musch, B.; Ehrenmann, F.; Delzon, S.; Cavers, S.; Chalupka, W.; Dağdaş, S.; Hansen, J.K.; et al. Adaptive and Plastic Responses of *Quercus Petraea* Populations to Climate across Europe. *Glob. Change Biol.* **2017**, *23*, 2831–2847. [\[CrossRef\]](#)
9. Nelson, H.W.; Williamson, T.B.; Macaulay, C.; Mahony, C. Assessing the Potential for Forest Management Practitioner Participation in Climate Change Adaptation. *For. Ecol. Manag.* **2016**, *360*, 388–399. [\[CrossRef\]](#)
10. Morán-Ordóñez, A.; Ameztegui, A.; De Cáceres, M.; de-Miguel, S.; Lefèvre, F.; Brotons, L.; Coll, L. Future Trade-Offs and Synergies among Ecosystem Services in Mediterranean Forests under Global Change Scenarios. *Ecosyst. Serv.* **2020**, *45*, 101174. [\[CrossRef\]](#)
11. Nunes, L.J.R.; Meireles, C.I.R.; Pinto Gomes, C.J.; Almeida Ribeiro, N.M.C. Forest Management and Climate Change Mitigation: A Review on Carbon Cycle Flow Models for the Sustainability of Resources. *Sustainability* **2019**, *11*, 5276. [\[CrossRef\]](#)
12. Szmyt, J.; Dering, M. Adaptive Silviculture and Climate Change—A Forced Marriage of the 21st Century? *Sustainability* **2024**, *16*, 2703. [\[CrossRef\]](#)

13. Seidl, R.; Thom, D.; Kautz, M.; Martin-Benito, D.; Peltoniemi, M.; Vacchiano, G.; Wild, J.; Ascoli, D.; Petr, M.; Honkaniemi, J.; et al. Forest Disturbances under Climate Change. *Nat. Clim. Change* **2017**, *7*, 395–402. [\[CrossRef\]](#)
14. Fibich, P. The Impact of Climate Change and the Distribution of Tree Species. *J. For. Res.* **2023**, *12*, 454.
15. Shirk, A.J.; Cushman, S.A.; Waring, K.M.; Wehenkel, C.A.; Leal-Sáenz, A.; Toney, C.; Lopez-Sanchez, C.A. Southwestern White Pine (*Pinus Strobiformis*) Species Distribution Models Project a Large Range Shift and Contraction Due to Regional Climatic Changes. *For. Ecol. Manag.* **2018**, *411*, 176–186. [\[CrossRef\]](#)
16. Bošela, M.; Lukac, M.; Castagneri, D.; Sedmák, R.; Biber, P.; Carrer, M.; Konôpka, B.; Nola, P.; Nagel, T.A.; Popa, I.; et al. Contrasting Effects of Environmental Change on the Radial Growth of Co-Occurring Beech and Fir Trees across Europe. *Sci. Total Environ.* **2018**, *615*, 1460–1469. [\[CrossRef\]](#)
17. Vieilledent, G.; Cornu, C.; Cuní Sanchez, A.; Leong Pock-Tsy, J.-M.; Danthu, P. Vulnerability of Baobab Species to Climate Change and Effectiveness of the Protected Area Network in Madagascar: Towards New Conservation Priorities. *Biol. Conserv.* **2013**, *166*, 11–22. [\[CrossRef\]](#)
18. Schuldt, B.; Buras, A.; Arend, M.; Vitasse, Y.; Beierkuhnlein, C.; Damm, A.; Gharun, M.; Grams, T.E.E.; Hauck, M.; Hajek, P.; et al. A First Assessment of the Impact of the Extreme 2018 Summer Drought on Central European Forests. *Basic Appl. Ecol.* **2020**, *45*, 86–103. [\[CrossRef\]](#)
19. Ray, D.; Bathgate, S.; Moseley, D.; Taylor, P.; Nicoll, B.; Pizzirani, S.; Gardiner, B. Comparing the Provision of Ecosystem Services in Plantation Forests under Alternative Climate Change Adaptation Management Options in Wales. *Reg. Environ. Change* **2015**, *15*, 1501–1513. [\[CrossRef\]](#)
20. O'Neill, B.C.; Kriegler, E.; Ebi, K.L.; Kemp-Benedict, E.; Riahi, K.; Rothman, D.S.; van Ruijven, B.J.; van Vuuren, D.P.; Birkmann, J.; Kok, K.; et al. The Roads Ahead: Narratives for Shared Socioeconomic Pathways Describing World Futures in the 21st Century. *Glob. Environ. Change* **2017**, *42*, 169–180. [\[CrossRef\]](#)
21. Koch, O.; de Avila, A.L.; Heinen, H.; Albrecht, A.T. Retreat of Major European Tree Species Distribution under Climate Change—Minor Natives to the Rescue? *Sustainability* **2022**, *14*, 5213. [\[CrossRef\]](#)
22. Kellomäki, S.; Peltola, H.; Nuutinen, T.; Korhonen, K.T.; Strandman, H. Sensitivity of Managed Boreal Forests in Finland to Climate Change, with Implications for Adaptive Management. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **2007**, *363*, 2339–2349. [\[CrossRef\]](#)
23. Marqués, L.; Camarero, J.J.; Gazol, A.; Zavala, M.A. Drought Impacts on Tree Growth of Two Pine Species along an Altitudinal Gradient and Their Use as Early-Warning Signals of Potential Shifts in Tree Species Distributions. *For. Ecol. Manag.* **2016**, *381*, 157–167. [\[CrossRef\]](#)
24. Primicia, I.; Camarero, J.J.; Janda, P.; Čada, V.; Morrissey, R.C.; Trotsiuk, V.; Bače, R.; Teodosiu, M.; Svoboda, M. Age, Competition, Disturbance and Elevation Effects on Tree and Stand Growth Response of Primary *Picea abies* Forest to Climate. *For. Ecol. Manag.* **2015**, *354*, 77–86. [\[CrossRef\]](#)
25. Taeger, S.; Fussi, B.; Konnert, M.; Menzel, A. Large-Scale Genetic Structure and Drought-Induced Effects on European Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) Seedlings. *Eur. J. For. Res.* **2013**, *132*, 481–496. [\[CrossRef\]](#)
26. Cailleret, M.; Nourtier, M.; Amm, A.; Durand-Gillmann, M.; Davi, H. Drought-Induced Decline and Mortality of Silver Fir Differ among Three Sites in Southern France. *Ann. For. Sci.* **2014**, *71*, 643–657. [\[CrossRef\]](#)
27. Gazol, A.; Camarero, J.J.; Colangelo, M.; de Luis, M.; Martínez del Castillo, E.; Serra-Maluquer, X. Summer Drought and Spring Frost, but Not Their Interaction, Constrain European Beech and Silver Fir Growth in Their Southern Distribution Limits. *Agric. For. Meteorol.* **2019**, *278*, 107695. [\[CrossRef\]](#)
28. Vospernik, S.; Nothdurft, A. Can Trees at High Elevations Compensate for Growth Reductions at Low Elevations Due to Climate Warming? *Can. J. For. Res.* **2018**, *48*, 650–662. [\[CrossRef\]](#)
29. Vacek, Z.; Prokūpková, A.; Vacek, S.; Bulušek, D.; Šimůnek, V.; Hájek, V.; Králíček, I. Mixed vs. Monospecific Mountain Forests in Response to Climate Change: Structural and Growth Perspectives of Norway Spruce and European Beech. *For. Ecol. Manag.* **2021**, *488*, 119019. [\[CrossRef\]](#)
30. Šimůnek, V.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Švanda, M.; Hájek, V.; D'Andrea, G. Norway Spruce Forest Management in the Czech Republic Is Linked to the Solar Cycle under Conditions of Climate Change—From Tree Rings to Salvage Harvesting. *J. Space Weather Space Clim.* **2024**, *14*, 37. [\[CrossRef\]](#)
31. Buras, A.; Menzel, A. Projecting Tree Species Composition Changes of European Forests for 2061–2090 Under RCP 4.5 and RCP 8.5 Scenarios. *Front. Plant Sci.* **2019**, *9*, 1986. [\[CrossRef\]](#)
32. Schlyter, P.; Stjernquist, I.; Barring, L.; Jönsson, A.M.; Nilsson, C. Assessment of the Impacts of Climate Change and Weather Extremes on Boreal Forests in Northern Europe, Focusing on Norway Spruce. *Clim. Res.* **2006**, *31*, 75–84. [\[CrossRef\]](#)
33. Mauri, A.; De Rigo, D.; Caudullo, G. *Abies Alba* in Europe: Distribution, Habitat, Usage and Threats. In *European Atlas of Forest Tree Species*; Publication Office of the European Union: Luxembourg, 2016; pp. 48–49.
34. Tinner, W.; Colombaroli, D.; Heiri, O.; Henne, P.D.; Steinacher, M.; Untenecker, J.; Vescovi, E.; Allen, J.R.M.; Carraro, G.; Conedera, M.; et al. The Past Ecology of *Abies Alba* Provides New Perspectives on Future Responses of Silver Fir Forests to Global Warming. *Ecol. Monogr.* **2013**, *83*, 419–439. [\[CrossRef\]](#)

35. Dobrowolska, D.; Bončina, A.; Klumpp, R. Ecology and Silviculture of Silver Fir (*Abies alba* Mill.): A Review. *J. For. Res.* **2017**, *22*, 326–335. [\[CrossRef\]](#)
36. Hanewinkel, M.; Cullmann, D.A.; Schelhaas, M.-J.; Nabuurs, G.-J.; Zimmermann, N.E. Climate Change May Cause Severe Loss in the Economic Value of European Forest Land. *Nat. Clim. Change* **2013**, *3*, 203–207. [\[CrossRef\]](#)
37. Durrant, T.H.; De Rigo, D.; Caudullo, G. *Pinus sylvestris* in Europe: Distribution, Habitat, Usage and Threats. *Eur. Atlas For. Tree Species* **2016**, *14*, 845–846.
38. Musil, I.; Hamerník, J. *Jehličnaté Dřeviny: Lesnická Dendrologie 1*; Academia: Prague, Czech Republic, 2007.
39. Saulnier, M.; Corona, C.; Stoffel, M.; Guibal, F.; Edouard, J.-L. Climate-Growth Relationships in a *Larix decidua* Mill. Network in the French Alps. *Sci. Total Environ.* **2019**, *664*, 554–566. [\[CrossRef\]](#)
40. Rozenberg, P.; Chauvin, T.; Escobar-Sandoval, M.; Huard, F.; Shishov, V.; Charpentier, J.-P.; Sergent, A.-S.; Vargas-Hernandez, J.J.; Martinez-Meier, A.; Pâques, L. Climate Warming Differently Affects *Larix decidua* Ring Formation at Each End of a French Alps Elevational Gradient. *Ann. For. Sci.* **2020**, *77*, 54. [\[CrossRef\]](#)
41. Thomas, P.A.; Polwart, A. *Taxus baccata* L. *J. Ecol.* **2003**, *91*, 489–524. [\[CrossRef\]](#)
42. Kaiser, K.; Kluth, L.; Heinrich, I.; Heinken, T. Stand characteristics and dynamics of sub-spontaneous European yew (*Taxus baccata* L.) in a Central European urban forest (Potsdam-Telegrafenberg). *Eur. J. For. Res.* **2026**, *145*, 50. [\[CrossRef\]](#)
43. Thomas, P.; Garcia-Marti, X. Response of European Yews to Climate Change: A Review. *For. Syst.* **2015**, *24*, eR01. [\[CrossRef\]](#)
44. Peel, M.C.; Finlayson, B.L.; McMahon, T.A. Updated World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2007**, *11*, 1633–1644. [\[CrossRef\]](#)
45. Viewegh, J.; Kusbach, A.; Mikeska, M. Czech Forest Ecosystem Classification. *J. For. Sci.* **2003**, *49*, 74–82. [\[CrossRef\]](#)
46. Kraft, G. *Beiträge Zur Lehre von Den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben*; Klindworth: Lower Saxony, Germany, 1884.
47. Fritts, H.C. *Tree Rings and Climate*; Academic Press: New York, NY, USA, 1976.
48. Fabrika, M.; Valent, P.; Scheer, L. Thinning Trainer Based on Forest-Growth Model, Virtual Reality and Computer-Aided Virtual Environment. *Environ. Model. Softw.* **2018**, *100*, 11–23. [\[CrossRef\]](#)
49. Fabrika, M.; Dursky, J. Algorithms and Software Solution of Thinning Models for SIBYLA Growth Simulator. *J. For. Sci.* **2005**, *51*, 431–445. [\[CrossRef\]](#)
50. Petraš, R.; Pajtík, J. Sustava cesko-slovenských objemových tabuliek drevin. *Lesn. Cas.* **1991**, *37*, 49–56.
51. Crookston, N.L.; Stage, A.R. *Percent Canopy Cover and Stand Structure Statistics from the Forest Vegetation Simulator*; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: Fort Collins, CO, USA, 1999.
52. Reineke, L.H. Perfecting a Stand-Density Index for Even-Aged Forest. *J. Agric. Res.* **1933**, *46*, 627–638.
53. Drexhage, M.; Colin, F. Estimating Root System Biomass from Breast-height Diameters. *For. Int. J. For. Res.* **2001**, *74*, 491–497. [\[CrossRef\]](#)
54. Bublinec, E. *Koncentrácia, Akumulácia a Kolobeh Prvkov v Bukovom a Smrekovom Ekosystéme*; Veda: Bratislava, Slovakia, 1994.
55. Clark, P.J.; Evans, F.C. Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations. *Ecology* **1954**, *35*, 445–453. [\[CrossRef\]](#)
56. Pretzsch, H. Wissen Nutzbar Machen für Das Management von Waldökosystemen. *Allg. Forstz./Der Wald* **2006**, *61*, 1158–1159.
57. Jaehne, S.; Dohrenbusch, A. Ein Verfahren Zur Beurteilung Der Bestandesdiversität. *Forstwiss. Cent. Ver. Mit Tharandter Forstl. Jahrb.* **1997**, *116*, 333–345. [\[CrossRef\]](#)
58. Földner, K. Zur Strukturbeschreibung in Mischbeständen. *Forstarchiv* **1995**, *66*, 235–240.
59. Pelyukh, O.; Fabrika, M.; Kuchel, S.; Valent, P.; Zahvoyska, L. Modelling of Secondary Even-Aged Norway Spruce Stands Conversion Using the Tree Growth Simulator SIBYLA: SE “Rakhiv Forestry” Case Study. *Bull. Transilv. Univ. Brasov. Ser. II For. Wood Ind. Agric. Food Eng.* **2018**, *11*, 29–46.
60. Bunn, A.G. Statistical and visual crossdating in R using the dplR library. *Dendrochronologia* **2010**, *28*, 251–258. [\[CrossRef\]](#)
61. Bunn, A.G. A Dendrochronology Program Library in R (DplR). *Dendrochronologia* **2008**, *26*, 115–124. [\[CrossRef\]](#)
62. Bunn, A.; Mikko, K. *Chronology Building in DplR*; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2018; pp. 1–13.
63. Shumilov, O.I.; Kasatkina, E.A.; Mielikainen, K.; Timonen, M.; Kanatjev, A.G. Palaeovolcanos, Solar Activity and Pine Tree-Rings from the Kola Peninsula (Northwestern Russia) over the Last 560 Years. *Int. J. Environ. Res.* **2011**, *5*, 855–864. [\[CrossRef\]](#)
64. ARSTAN Users Manual for Chronology Analysis. 1999, Volume 81. Available online: <https://www.scribd.com/document/491154996/Manuel-ARSTAN> (accessed on 12 February 2026).
65. Schweingruber, F.H.; Briffa, K.R. Tree-Ring Density Networks for Climate Reconstruction. In *Proceedings of the Climatic Variations and Forcing Mechanisms of the Last 2000 Years*; Jones, P.D., Bradley, R.S., Jouzel, J., Eds.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 1996; pp. 43–66.
66. Desplanque, C.; Rolland, C.; Schweingruber, F.H. Influence of Species and Abiotic Factors on Extreme Tree Ring Modulation: *Picea abies* and *Abies alba* in Tarentaise and Maurienne (French Alps). *Trees* **1999**, *13*, 218–227. [\[CrossRef\]](#)

67. Biondi, F.; Waikul, K. DENDROCLIM2002: A C++ Program for Statistical Calibration of Climate Signals in Tree-Ring Chronologies. *Comput. Geosci.* **2004**, *30*, 303–311. [\[CrossRef\]](#)
68. Siegel, S.; Castellan, N.J. *Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences*; McGraw-Hill: New York, NY, USA, 1988; Volume 2.
69. Šmilauer, P.; Lepš, J. *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO 5*, 2nd ed.; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2014.
70. Assmann, E. *The Principles of Forest Yield Study: Studies in the Organic Production, Structure, Increment and Yield of Forest Stands*; Pergamon Press: Oxford, UK, 1970.
71. Pretzsch, H. *Forest Dynamics, Growth and Yield*; Springer: Berlin, Germany, 2009.
72. Vacek, S.; Bulušek, D.; Vacek, Z.; Bílek, L.; Schwarz, O.; Simon, J.; Štícha, V. The Role of Shelterwood Cutting and Protection against Game Browsing for the Regeneration of Silver Fir. *Austrian J. For. Sci.* **2015**, *132*, 81–102.
73. Bledý, M.; Vacek, S.; Brabec, P.; Vacek, Z.; Cukor, J.; Černý, J.; Ševčík, R.; Brynychová, K. Silver Fir (*Abies alba* Mill.): Review of Ecological Insights, Forest Management Strategies, and Climate Change's Impact on European Forests. *Forests* **2024**, *15*, 998. [\[CrossRef\]](#)
74. Šimůnek, V.; Prokúpková, A.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Cukor, J.; Remeš, J.; Hájek, V.; D'Andrea, G.; Šálek, M.; Nola, P.; et al. Silver Fir Tree-Ring Fluctuations Decrease from North to South Latitude—Total Solar Irradiance and NAO Are Indicated as the Main Influencing Factors. *For. Ecosyst.* **2023**, *10*, 100150. [\[CrossRef\]](#)
75. Zeidler, A.; Borůvka, V.; Černý, J.; Baláš, M. Douglas-Fir Outperforms Most Commercial European Softwoods. *Ind. Crops Prod.* **2022**, *181*, 114828. [\[CrossRef\]](#)
76. Godvod, K.; Brazatis, G.; Backaitis, J.; Kulbokas, G. The Development and Growth of Larch Stands in Lithuania. *J. For. Sci.* **2018**, *64*, 199–206. [\[CrossRef\]](#)
77. Novak, J.; Slodicak, M.; Dusek, D. Aboveground Biomass of Substitute Tree Species Stand with Respect to Thinning—European Larch (*Larix decidua* Mill.). *J. For. Sci.* **2011**, *57*, 8–15. [\[CrossRef\]](#)
78. Pavlína, M.; Helena, C.; Olga, T. Evaluation of Genetic Diversity and Clonal Identity of European Larch Using Microsatellite Markers. *Rep. For. Res.* **2020**, *65*, 288–296.
79. Vacek, S.; Vacek, Z.; Remeš, J.; Bílek, L.; Hůnová, I.; Bulušek, D.; Putalová, T.; Král, J.; Simon, J. Sensitivity of Unmanaged Relict Pine Forest in the Czech Republic to Climate Change and Air Pollution. *Trees* **2017**, *31*, 1599–1617. [\[CrossRef\]](#)
80. Vacek, S.; Vacek, Z.; Bílek, L.; Simon, J.; Remeš, J.; Hůnová, I.; Král, J.; Putalová, T.; Mikeska, M. Structure, Regeneration and Growth of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) Stands with Respect to Changing Climate and Environmental Pollution. *Silva Fenn.* **2016**, *50*, 1564. [\[CrossRef\]](#)
81. Vacek, Z.; Linda, R.; Cukor, J.; Vacek, S.; Šimůnek, V.; Gallo, J.; Vančura, K. Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.), the Suitable Pioneer Species for Afforestation of Reclamation Sites? *For. Ecol. Manag.* **2021**, *485*, 118951. [\[CrossRef\]](#)
82. Pensa, M.; Sellin, A.; Luud, A.; Valgma, I. An Analysis of Vegetation Restoration on Opencast Oil Shale Mines in Estonia. *Restor. Ecol.* **2004**, *12*, 200–206. [\[CrossRef\]](#)
83. Putalová, T.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Štefančík, I.; Bulušek, D.; Král, J. Tree-Ring Widths as an Indicator of Air Pollution Stress and Climate Conditions in Different Norway Spruce Forest Stands in the Krkonoše Mts. *Cent. Eur. For. J.* **2019**, *65*, 21–33. [\[CrossRef\]](#)
84. Johansson, T. Total Stem and Merchantable Volume Equations of Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) Growing on Former Farmland in Sweden. *Forests* **2014**, *5*, 2037–2049. [\[CrossRef\]](#)
85. Johansson, T. Biomass Production of Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) Growing on Abandoned Farmland. *Silva Fenn.* **1999**, *33*, 261–280. [\[CrossRef\]](#)
86. Vacek, S.; Vacek, Z.; Bílek, L.; Noskova, I.; Schwarz, O. Structure and Development of Forest Stands on Permanent Research Plots in the Krkonose Mts. *J. For. Sci.* **2010**, *56*, 518–530. [\[CrossRef\]](#)
87. Vacek, S.; Vacek, Z.; Schwarz, O. *Struktura a Vývoj Lesních Porostů Na Výzkumných Plochách v Národních Parcích Krkonoš*; Lesnická práce: Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic, 2010.
88. Král, J.; Vacek, S.; Vacek, Z.; Putalová, T.; Bulušek, D.; Štefančík, I. Structure, Development and Health Status of Spruce Forests Affected by Air Pollution in the Western Krkonoše Mts. in 1979–2014. *Cent. Eur. For. J.* **2015**, *61*, 175–187. [\[CrossRef\]](#)
89. Schurman, J.S.; Babst, F.; Björklund, J.; Rydval, M.; Bače, R.; Čada, V.; Janda, P.; Mikolas, M.; Saulnier, M.; Trotsiuk, V.; et al. The Climatic Drivers of Primary Picea Forest Growth along the Carpathian Arc Are Changing under Rising Temperatures. *Glob. Change Biol.* **2019**, *25*, 3136–3150. [\[CrossRef\]](#)
90. D'Andrea, G.; Šimůnek, V.; Pericolo, O.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Corleto, R.; Olejár, L.; Ripullone, F. Growth Response of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in Central Bohemia (Czech Republic) to Climate Change. *Forests* **2023**, *14*, 1215. [\[CrossRef\]](#)
91. Zatloukal, V.; Holeciová, J. *Metodika Managmentu Populace Tisu Červeného v Přírodní Rezervaci V Horách (Terešovské Tisy) a v Souvisejícím Území Se Zřetelem Na Posílení Jeho Populace v Daném Území a Záchranu Genofondu Tohoto Silně Ohroženého Druhu*; IFER, Ústav pro výzkum lesních ekosystémů: Plzeň, Czech Republic, 2009.
92. Vacek, S.; Simon, J.; Remeš, J.; Minx, T.; Mikeska, M.; Malík, V.; Jankovský, L.; Turčáni, M.; Jakuš, R.; Schwarz, O.; et al. *Obhospodařování Bohatě Strukturovaných a Přírodě Blízkých Lesů*; Lesnická Práce: Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic, 2007.

93. Dobrowolska, D.; Niemczyk, M.; Olszowska, G. The Influence of Stand Structure on European Yew *Taxus baccata* Populations in Its Natural Habitats in Central Poland. *Pol. J. Ecol.* **2017**, *65*, 369–384. [\[CrossRef\]](#)
94. Timbal, J.; Bonneau, M.; Landmann, G.; Trouvilliez, J.; Bouhot-Delduc, L. European Non Boreal Conifer Forests. In *Ecosystems of the World; Coniferous Forests*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2005; Volume 6, pp. 131–162.
95. Song, Y.; Sass-Klaassen, U.; Sterck, F.; Goudzwaard, L.; Akhmetzyanov, L.; Poorter, L. Growth of 19 Conifer Species Is Highly Sensitive to Winter Warming, Spring Frost and Summer Drought. *Ann. Bot.* **2021**, *128*, 545–557. [\[CrossRef\]](#)
96. Vitasse, Y.; Bottero, A.; Rebetez, M.; Conedera, M.; Augustin, S.; Brang, P.; Tinner, W. What Is the Potential of Silver Fir to Thrive under Warmer and Drier Climate? *Eur. J. For. Res.* **2019**, *138*, 547–560. [\[CrossRef\]](#)
97. Dinca, L.; Marin, M.; Radu, V.; Murariu, G.; Drasovean, R.; Cretu, R.; Georgescu, L.; Timiş-Gânsac, V. Which Are the Best Site and Stand Conditions for Silver Fir (*Abies alba* Mill.) Located in the Carpathian Mountains? *Diversity* **2022**, *14*, 547. [\[CrossRef\]](#)
98. Piovesan, G.; Presutti Saba, E.; Biondi, F.; Alessandrini, A.; Di Filippo, A.; Schirone, B. Population Ecology of Yew (*Taxus baccata* L.) in the Central Apennines: Spatial Patterns and Their Relevance for Conservation Strategies. *Plant Ecol.* **2009**, *205*, 23–46. [\[CrossRef\]](#)
99. Perrin, P.M.; Mitchell, F.J.G. Effects of Shade on Growth, Biomass Allocation and Leaf Morphology in European Yew (*Taxus baccata* L.). *Eur. J. For. Res.* **2013**, *132*, 211–218. [\[CrossRef\]](#)
100. Vencurik, J.; Bosela, M.; Sedmáková, D.; Pittner, J.; Kuchel, S.; Jaloviar, P.; Parobeková, Z.; Saniga, M. Tree Species Diversity Facilitates Conservation Efforts of European Yew. *Biodivers. Conserv.* **2019**, *28*, 791–810. [\[CrossRef\]](#)
101. Schütz, J. Silvicultural Tools to Develop Irregular and Diverse Forest Structures. *For. Int. J. For. Res.* **2002**, *75*, 329–337. [\[CrossRef\]](#)
102. Sitzia, T.; Trentanovi, G.; Dainese, M.; Gobbo, G.; Lingua, E.; Sommacal, M. Stand structure and plant species diversity in managed and abandoned silver fir mature woodlands. *For. Ecol. Manag.* **2012**, *270*, 232–238. [\[CrossRef\]](#)
103. Bilek, L.; Vacek, S.; Vacek, Z.; Remes, J.; Kral, J.; Bulusek, D.; Gallo, J. How Close to Nature Is Close-to-Nature Pine Silviculture? *J. For. Sci.* **2016**, *62*, 24–34. [\[CrossRef\]](#)
104. Machar, I.; Simon, J.; Rejsek, K.; Pechanec, V.; Brus, J.; Kilianova, H. Assessment of Forest Management in Protected Areas Based on Multidisciplinary Research. *Forests* **2016**, *7*, 285. [\[CrossRef\]](#)
105. Vávrová, E.; Cudlín, O.; Vavříček, D.; Cudlín, P. Ground Vegetation Dynamics in Mountain Spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) Forests Recovering after Air Pollution Stress Impact. *Plant Ecol.* **2009**, *205*, 305–321. [\[CrossRef\]](#)
106. Hůnová, I. Ambient Air Quality in the Czech Republic: Past and Present. *Atmosphere* **2020**, *11*, 214. [\[CrossRef\]](#)
107. Clark, C.M.; Tilman, D. Loss of Plant Species after Chronic Low-Level Nitrogen Deposition to Prairie Grasslands. *Nature* **2008**, *451*, 712–715. [\[CrossRef\]](#)
108. Puettmann, K.J. Silvicultural Challenges and Options in the Context of Global Change: “Simple” Fixes and Opportunities for New Management Approaches. *J. For.* **2011**, *109*, 321–331. [\[CrossRef\]](#)
109. Loreau, M.; Hector, A. Partitioning Selection and Complementarity in Biodiversity Experiments. *Nature* **2001**, *412*, 72–76. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
110. Pretzsch, H.; Forrester, D.I.; Bauhus, J. *Mixed-Species Forests: Ecology and Management*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2017; 653p.
111. Neuner, S.; Albrecht, A.; Cullmann, D.; Engels, F.; Griess, V.C.; Hahn, W.A.; Hanewinkel, M.; Härtl, F.; Kölling, C.; Staupendahl, K.; et al. Survival of Norway Spruce Remains Higher in Mixed Stands under a Dryer and Warmer Climate. *Glob. Change Biol.* **2015**, *21*, 935–946. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
112. Brang, P.; Spathelf, P.; Larsen, J.B.; Bauhus, J.; Bončina, A.; Chauvin, C.; Drössler, L.; García-Güemes, C.; Heiri, C.; Kerr, G.; et al. Suitability of Close-to-Nature Silviculture for Adapting Temperate European Forests to Climate Change. *For. Int. J. For. Res.* **2014**, *87*, 492–503. [\[CrossRef\]](#)
113. Nikolova, P.S.; Rohner, B.; Zell, J.; Brang, P. Tree Species Dynamics in Swiss Forests as Affected by Site, Stand and Management: A Retrospective Analysis. *For. Ecol. Manag.* **2019**, *448*, 278–293. [\[CrossRef\]](#)
114. Diaci, J.; Kerr, G.; O’hara, K. Twenty-First Century Forestry: Integrating Ecologically Based, Uneven-Aged Silviculture with Increased Demands on Forests. *Forestry* **2011**, *84*, 463–465. [\[CrossRef\]](#)
115. Brang, P.; Küchli, C.; Schwitter, R.; Bugmann, H.; Ammann, P. Waldbauliche Strategien Im Klimawandel. In *Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien*; Haupt: Bern, Switzerland, 2016; pp. 341–364.
116. Noss, R.F. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conserv. Biol.* **1990**, *4*, 355–364. [\[CrossRef\]](#)
117. Jactel, H.; Gritti, E.S.; Drössler, L.; Forrester, D.I.; Mason, W.L.; Morin, X.; Pretzsch, H.; Castagnèyrol, B. Positive Biodiversity–Productivity Relationships in Forests: Climate Matters. *Biol. Lett.* **2018**, *14*, 20170747. [\[CrossRef\]](#)
118. Bauhus, J.; Forrester, D.I.; Gardiner, B.; Jactel, H.; Vallejo, R.; Pretzsch, H. Ecological Stability of Mixed-Species Forests. In *Mixed-Species Forests: Ecology and Management*; Pretzsch, H., Forrester, D.I., Bauhus, J., Eds.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2017; pp. 337–382.
119. Forrester, D.I.; Bauhus, J. A Review of Processes Behind Diversity—Productivity Relationships in Forests. *Curr. For. Rep.* **2016**, *2*, 45–61. [\[CrossRef\]](#)

120. Fischer, C.; Mölder, A. Trend to Increasing Structural Diversity in German Forests: Results from National Forest Inventories 2002 and 2012. *Ann. For. Sci.* **2017**, *74*, 80. [\[CrossRef\]](#)
121. Zeller, L.; Pretzsch, H. Effect of Forest Structure on Stand Productivity in Central European Forests Depends on Developmental Stage and Tree Species Diversity. *For. Ecol. Manag.* **2019**, *434*, 193–204. [\[CrossRef\]](#)
122. Dieler, J.; Uhl, E.; Biber, P.; Müller, J.; Rötzer, T.; Pretzsch, H. Effect of Forest Stand Management on Species Composition, Structural Diversity, and Productivity in the Temperate Zone of Europe. *Eur. J. For. Res.* **2017**, *136*, 739–766. [\[CrossRef\]](#)
123. Walder, D.; Krebs, P.; Bugmann, H.; Manetti, M.C.; Pollastrini, M.; Anzillotti, S.; Conedera, M. Silver Fir (*Abies alba* Mill.) Is Able to Thrive and Prosper under Meso-Mediterranean Conditions. *For. Ecol. Manag.* **2021**, *498*, 119537. [\[CrossRef\]](#)
124. Rybníček, M.; Čermák, P.; Žid, T.; Kolář, T. Radial Growth and Health Condition of Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) Stands in Relation to Climate (Silesian Beskids, Czech Republic). *Geochronometria* **2010**, *36*, 9–16. [\[CrossRef\]](#)
125. Mäkinen, T.; Veikkola, T.; Mustjoki, S.; Karpanen, T.; Catimel, B.; Nice, E.C.; Wise, L.; Mercer, A.; Kowalski, H.; Kerjaschki, D.; et al. Isolated Lymphatic Endothelial Cells Transduce Growth, Survival and Migratory Signals via the VEGF-C/D Receptor VEGFR-3. *EMBO J.* **2001**, *20*, 4762–4773. [\[CrossRef\]](#)
126. Brichta, J.; Šimůnek, V.; Bílek, L.; Vacek, Z.; Gallo, J.; Drozdowski, S.; Bravo-Fernández, J.A.; Mason, B.; Roig Gomez, S.; Hájek, V.; et al. Effects of Climate Change on Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) Growth across Europe: Decrease of Tree-Ring Fluctuation and Amplification of Climate Stress. *Forests* **2024**, *15*, 91. [\[CrossRef\]](#)
127. Martínez-Vilalta, J.; López, B.C.; Loepfe, L.; Lloret, F. Stand- and Tree-Level Determinants of the Drought Response of Scots Pine Radial Growth. *Oecologia* **2012**, *168*, 877–888. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
128. Dauskane, I.; Brūmelis, G.; Elferts, D. Effect of Climate on Extreme Radial Growth of Scots Pine Growing on Bogs in Latvia. *Est. J. Ecol.* **2011**, *60*, 236–248. [\[CrossRef\]](#)
129. Vitas, A.; Erlickyte, R. Influence of Droughts to the Radial Growth of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.). *Ekologija* **2008**, *27*, 367–378.
130. Gazol, A.; Camarero, J.J.; Gutiérrez, E.; Popa, I.; Andreu-Hayles, L.; Motta, R.; Nola, P.; Ribas, M.; Sangüesa-Barreda, G.; Urbinati, C.; et al. Distinct Effects of Climate Warming on Populations of Silver Fir (*Abies alba*) across Europe. *J. Biogeogr.* **2015**, *42*, 1150–1162. [\[CrossRef\]](#)
131. Lebourgeois, F.; Rathgeber, C.B.K.; Ulrich, E. Sensitivity of French Temperate Coniferous Forests to Climate Variability and Extreme Events (*Abies alba*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*). *J. Veg. Sci.* **2010**, *21*, 364–376. [\[CrossRef\]](#)
132. Novák, J.; Dušek, D. Thinning of silver fir stands—Review. *Zprávy Lesn. Výzkumu* **2021**, *66*, 176–187.
133. Szymański, N.; Wilczyński, S.; Kowalczyk, J.; Kowalkowski, W. The Tree-Ring Width and Interval Trend Values as Indicators of Sensitivity to Temperature and Precipitation in Different Provenances of European Larch. *Sci. Rep.* **2025**, *15*, 1656. [\[CrossRef\]](#)
134. Szymański, N.; Wilczyński, S. Radial Growth Response of European Larch Provenances to Interannual Climate Variation in Poland. *Forests* **2021**, *12*, 334. [\[CrossRef\]](#)
135. Camarero, J.J.; Gazol, A.; Valeriano, C.; Vergarechea, M.; Cattaneo, N. Growth Data of Outlying Plantations Allows Benchmarking the Tolerance to Climate Extremes and Drought Stress in the European Larch. *Front. Plant Sci.* **2024**, *15*, 1404347. [\[CrossRef\]](#)
136. Eilmann, B.; Rigling, A. Tree-Growth Analyses to Estimate Tree Species' Drought Tolerance. *Tree Physiol.* **2012**, *32*, 178–187. [\[CrossRef\]](#)
137. Römer, P.; del Castillo, E.M.; Reinig, F.; Torbenson, M.C.A.; Konter, O.; Klippel, L.; Büntgen, U.; Esper, J. Growth Characteristics and Drought Vulnerability of Southwest German Spruce and Pine. *Eur. J. For. Res.* **2025**, *144*, 393–409. [\[CrossRef\]](#)
138. Verma, S.; Sharma, A.; Yadava, P.K.; Gupta, P.; Singh, J.; Payra, S. Rapid Flash Flood Calamity in Chamoli, Uttarakhand Region during Feb 2021: An Analysis Based on Satellite Data. *Nat. Hazards* **2022**, *112*, 1379–1393. [\[CrossRef\]](#)
139. Schweingruber, F.H. *Tree Rings and Environment Dendroecology*; Paul Haupt AG Bern: Berne, Switzerland, 1996.
140. Hlásný, T.; Zimová, S.; Merganičová, K.; Štěpánek, P.; Modlinger, R.; Turčáni, M. Devastating Outbreak of Bark Beetles in the Czech Republic: Drivers, Impacts, and Management Implications. *For. Ecol. Manag.* **2021**, *490*, 119075. [\[CrossRef\]](#)
141. Zang, C.; Hartl-Meier, C.; Dittmar, C.; Rothe, A.; Menzel, A. Patterns of Drought Tolerance in Major European Temperate Forest Trees: Climatic Drivers and Levels of Variability. *Glob. Change Biol.* **2014**, *20*, 3767–3779. [\[CrossRef\]](#)
142. Bañuelos, M.-J.; Obeso, J.-R. How Is Fruit Production Regulated in the Dioecious Fleshy-Fruited Shrub *Rhamnus alpinus*? *Basic Appl. Ecol.* **2005**, *6*, 249–259. [\[CrossRef\]](#)
143. Obeso, J.R. The Costs of Reproduction in Plants. *New Phytol.* **2002**, *155*, 321–348. [\[CrossRef\]](#)
144. Ahmadi, K.; Alavi, S.J.; Hosseini, S.M. Modeling Response Curves of European Yew (*Taxus baccata* L.) Using HOF Models along the Environmental Gradient in North of Iran. *Acta Ecol. Sin.* **2022**, *42*, 383–391. [\[CrossRef\]](#)
145. Brzeziecki, B.; Kienast, F. Classifying the Life-History Strategies of Trees on the Basis of the Grimian Model. *For. Ecol. Manag.* **1994**, *69*, 167–187. [\[CrossRef\]](#)
146. Kvaratskhelia, R.; Gavashelishvili, A. Common Yew (*Taxus baccata*) as a Climate Archive: Reconstructing 200 Years of Temperature Change in Georgia (Caucasus). *Dendrochronologia* **2025**, *89*, 126285. [\[CrossRef\]](#)
147. Linares, J.C. Shifting Limiting Factors for Population Dynamics and Conservation Status of the Endangered English Yew (*Taxus baccata* L., Taxaceae). *For. Ecol. Manag.* **2013**, *291*, 119–127. [\[CrossRef\]](#)

148. Cedro, A. Dendrochronology and Dendroclimatology of Yew in Poland. *Dendrochronologia* **2023**, *78*, 126068. [[CrossRef](#)]
149. Cedro, A.; Cedro, B. Growth-Climate Relationships at Yew and Wild Service Trees on the Eastern Edge of Their Range in Europe. *For. Syst.* **2015**, *24*, e044. [[CrossRef](#)]
150. van der Maaten-Theunissen, M.; Kahle, H.-P.; van der Maaten, E. Drought Sensitivity of Norway Spruce Is Higher than That of Silver Fir along an Altitudinal Gradient in Southwestern Germany. *Ann. For. Sci.* **2013**, *70*, 185–193. [[CrossRef](#)]
151. Vitali, V.; Büntgen, U.; Bauhus, J. Silver Fir and Douglas Fir Are More Tolerant to Extreme Droughts than Norway Spruce in South-Western Germany. *Glob. Change Biol.* **2017**, *23*, 5108–5119. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
152. Hughes, M.K.; Olchev, A.; Bunn, A.G.; Berner, L.T.; Losleben, M.; Novenko, E. Different Climate Responses of Spruce and Pine Growth in Northern European Russia. *Dendrochronologia* **2019**, *56*, 125601. [[CrossRef](#)]
153. Bouriaud, O.; Popa, I. Comparative Dendroclimatic Study of Scots Pine, Norway Spruce, and Silver Fir in the Vrancea Range, Eastern Carpathian Mountains. *Trees* **2009**, *23*, 95–106. [[CrossRef](#)]

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

6. Diskuse

6.1. Tematický okruh 1:

6.1.1. Silver Fir (*Abies alba* Mill.): Review of Ecological Insights, Forest Management Strategies, and Climate Change's Impact on European Forests

Jedle bělokorá, vzhledem k její relativní odolnosti vůči abiotickým a biotickým faktorům, může v budoucnu hrát významnou roli v dřevinné skladbě středoevropských lesů ve srovnání s odumírajícími porosty smrku ztepilého. Vzhledem k jejímu charakteru, schopností dlouhodobě snášet zástin a plasticitě má velký potenciál v horských oblastech i na vodou ovlivněných stanovištích v nižších polohách plnit produkční i mimoprodukční funkce lesa. Adaptivní management upřednostňuje vytváření strukturálně diferencovaných smíšených porostů s jedlí bělokorou. V kontextu přírodě blízkého pěstování lesa (maloplošné podrostití a výběrné hospodářské způsoby) je nezbytné podporovat strukturální diferenciaci porostů a pěstováním smíšených lesů dosáhnout nejen vyššího produkčního potenciálu, ale i zvýšení stability a biodiverzity těchto porostů (Vacek, Podrázský 2006).

Zejména pak jedle bělokorá, buk lesní a smrk ztepilý představují ideální typ směsi v důsledku kombinace listnatých a jehličnatých dřevin s různými ekologickými požadavky a odlišnou morfologií kořenového systému. Přírozená obnova a následné její úspěšné odrůstání však nejsou možné bez skloubení zásad pěstebního a mysliveckého managementu. Smíšené porosty s jedlí bělokorou mají zásadní vliv na ekologickou stabilitu a produkční schopnosti lesních ekosystémů. Tyto porosty vykazují vysokou biodiverzitu a značný růstový potenciál, což zdůrazňuje význam jedle bělokoré nejen jako významné dřeviny, ale také jako druhu schopného efektivně růst ve stinných podmínkách a odolávat současným klimatickým výzvám. Z výzkumů, které hodnotí růstové vlastnosti jedle můžeme sledovat vysokou rozmanitost porostních zásob porostů s jedlí bělokorou. V ČR je to například v rozmezí 237–598 m³ ha⁻¹ (Vacek et al. 2015), v Polsku v rozmezí 301–591 m³ ha⁻¹ (Vacek et al. 2015; Prokúpková et al. 2021), v Bosně a Hercegovině v rozmezí 274–590 m³ ha⁻¹ (Jovič et al. 2018) na Ukrajině v rozmezí 324–550 m³ ha⁻¹ (Sopushynskyi 2020) a v Chorvatsku v rozmezí 227–361 m³ ha⁻¹ (Šimůnek et al. 2023). Změny klimatických faktorů, jako jsou rostoucí teploty vzduchu a letní sucha, měly výrazný dopad na radiální přírůsty jednotlivých dřevin. Jedle reagovala citlivěji na

pozdní jarní mrazy a výkyvy teplot v průběhu minulého století, zatímco smrk ztepilý byl a pravděpodobně bude i do budoucna více ovlivněn vysokými teplotami a dlouhodobými epizodami sucha v letních měsících. V polohách do 650 m n. m. se kumuloval negativní vliv vysokých teplot a srážkového deficitu na přírůst smrku, a to bez ohledu na stanoviště napříč celou ČR (Vejpustková 2022). Vyšší citlivost jedle byla zvláště patrná na extrémně chudých borových stanovištích. Celkově výsledky potvrzují, že heterogenní struktura porostů představuje účinný nástroj pro trvale udržitelné a přírodě bližší hospodaření, protože zvyšuje odolnost lesa vůči stresovým faktorům, včetně dopadů klimatické změny. Tato studie zdůrazňuje potřebu dalšího výzkumu zaměřeného na interakce mezi klimatickými faktory a stromovým patrem, aby bylo možné lépe porozumět dynamice lesních ekosystémů v různých stanovištních podmínkách vhodných pro smíšené porosty s jedlí bělokorou a podpořit jejich dlouhodobou stabilitu a udržitelný rozvoj.

6.2. Tematický okruh 2:

6.2.1. Vyhodnocení pěstování jedle bělokoré od sběru semenné suroviny po zajištění porost v podmínkách 2.-4. LVS

Semeno jedle má malou klíčivost, a to kolem 40 % (Skořepa 2006). Nejnižší klíčivost byla zjištěna ze semenného roku 2000 (20 %) – (Bezděčková 2010). Naopak nejvyšší klíčivost 85 % při použití kvalitního oddílu osiva s dlouhodobou stratifikací (Bezděčková, Řezníčková 2012). Naše výsledky potvrzují stejný trend v klíčivosti semen jedle v rozmezí 46–57 %. Při srovnávání sypavosti v jednotlivých letech je možné dojít k významným rozdílům: 5,8 % (2022) – 18,89 % (2024). Ve velké míře se uvádí průměrná hodnota sypavosti jedle 14 %, tedy nejvíce z našich (Příloha č. 5 k vyhlášce č. 82/1996 Sb.). Machaníček s Prudičem (1989) vyhodnotili kvalitu 179 vzorků semen jedle bělokoré, v letech 1961–1985. Absolutní hmotnost semen jedle v uvedených letech dosahovala průměrně 36,4 g u jedle šumavské, 41,4 g u jedle lužické a 46,1 g u jedle slezské. Podle autorů absolutní hmotnost semen jedle klesá se stoupající nadmořskou výškou a zvyšuje se od západu na východ. Ve srovnání s hodnotou absolutní hmotnosti uvedenou v ČSN 48 1211 (2006) byla hmotnost semen jedle v letech 1961–1985 podprůměrná. Naopak nadprůměrná absolutní hmotnost jedlových semen byla zjištěna např. u sběrů v roce 1997, 2002 a 2004 (49,3 až 50,6 g), zatímco v letech 1998–2001 a 2003 se pohybovala mezi 44,3 až 45,8 g. Absolutní hmotnost semen z porostů fenotypové třídy A, B a porostů neuznaných se ale výrazně nelišila (Procházková 2005). V roce 2001 byla semena

menší a lehčí než v roce 2005, což se při zhruba stejné životnosti semen projevilo na výrazně vyšším počtu klíčivých semen v kg. V roce 2001 se průměrně nacházelo 10 500 klíčivých semen v 1 kg, zatímco v roce 2005 to bylo 7 600 klíčivých semen v 1 kg (Procházková, Bezděčková 2006).

Podle ČSN 48 1211 (2006) 1 kg jedlového osiva obsahuje průměrně 21 000 semen, čemuž při průměrné čistotě (85 %), absolutní hmotnosti (47,4 g) a klíčivosti nebo životnosti (45 %) odpovídá 8 000 klíčivých semen (Bledý 2023). Pro srovnání uvádím absolutní hmotnost semen z našich oddílů osiv v roce 2020 45,66 g s počtem klíčivých semen 11 104 ks kg⁻¹ a v roce 2022 z nadmořské výšky 460 m 36,78 g adekvátně odpovídá vysokému počtu klíčivých semen – 14 461 ks kg⁻¹. Celková klíčivost je ovlivněna především kvalitou oddílů. Pro jarní sítě ve školkách je vhodné prodloužit stratifikaci na 6 nebo 7 týdnů. Takto stratifikovaná semena vzcházejí o 3 týdny dříve než semena nestratifikovaná (Bezděčková 2012).

Praktické hodnocení oddílů osiva jedle bělokoré v zájmovém území prokázalo značnou variabilitu sypavosti šišek i klíčivosti semen, přičemž sypavost se pohybovala mezi 5,8–18,9 % a klíčivost mezi 23–57 %, rozdíly byly výrazně ovlivněny ročními podmínkami, především dostupností srážek. Podle ČSN 48 1211 (2006) 1 kg jedlového osiva obsahuje průměrně 21 000 semen, čemuž při průměrné čistotě (85 %), absolutní hmotnosti (47,4 g) a klíčivosti nebo životnosti (45 %) odpovídá 8 000 klíčivých semen (Řezníčková et al. 2010).

Při hodnocení semen jedle z úrod v letech 1994 až 2000 nejlépe klíčila semena sbíraná v roce 1997 (44 %), nejnižší klíčivost měla semena z úrody 2000 (20 %), kdy byl zjištěn vysoký podíl prázdných semen (79 %). Při srovnání životnosti a klíčivosti čerstvého i skladovaného semene jedle bylo potvrzeno „nahodnocení“ při zkoušce životnosti proti výsledkům zkoušky klíčivosti. Tento jev je typický pro všechna dormantní semena. Zkouškou životnosti se stanoví podíl všech životaschopných semen, ale ne všechna živá semena jsou schopna po předosevní přípravě (stratifikaci) vyklíčit. Průměrná životnost semen jedle byla o 10–30 % vyšší než klíčivost (Procházková 2001).

Náklady na zpracování osiva se pohybuje v rozmezí 387–1 771 Kč/kg. Uvádím toto široké rozpětí pro porovnání ceny režijních nákladů a nákupu službou či hotového osiva. Sběry semenné suroviny v rámci kraje i celé ČR potvrzují střídání silných semenných let každé 2–4 roky a korelují s poptávkou po sadebním materiálu, zejména v souvislosti s kůrovcovou kalamitou. Cena sběru šišek ze stojících stromů se pohybovaly v rozmezí 35–80 Kč/kg v závislosti na stupni zralosti šišek a obtížnosti jejich sběru. Výpěstnost semenáčků se liší podle půdních podmínek, použitého substrátu a kvality oddílů osiva, přičemž průměrná výpěstnost

bez extrémních případů se pohybuje mezi 2 582–3 335 ks kg⁻¹, s výrazně vyšší efektivitou na substrátu. Výpěstnost sazenic v rozmezí 2 100–4 200 ks kg⁻¹. Cena vypěstovaného semenáčku se pohybovala na úrovni 0,70–2,00 Kč/ks. Z ekonomického zhodnocení zajištěnosti kultur vyplývá výše nákladů na zajištění 1 ha v rozmezí 215 000–224 800 Kč (bez využití dotačních titulů a vlastního reprodukčního materiálu). Zajištěnost kultur jedle bělokoré nastává v období 7 let. Vynaložené náklady představují přibližně 7–21 % očekávaného budoucího výnosu z 1 ha. Naše srovnání taktéž poukazuje na vysokou míru efektivity při využívání státních dotací z NV. 30/2014 Sb. Kdy je možno celkové náklady na 1 ha zajištěnosti snížit až na úroveň 58 515–73 751 Kč. Lesní hospodáři disponující vlastními školkařskými provozy dokážou tyto hodnoty snížit na ještě nižší hodnoty 28 765–32 621 Kč.

Uměle založené porosty jedle prokazují vysokou růstovou rychlost na kyselých, oglejených i živných stanovištích a mají výrazný potenciál nahradit nejen smrkové monokulturní porosty, pokud bude zajištěna jejich účinná ochrana před zvěří a kvalitní management péče o lesní porosty. V celkovém shrnutí výsledky potvrzují vysokou plasticitu jedle bělokoré a její nezastupitelnou roli při tvorbě odolných smíšených lesních porostů v ČR v kontextu GKZ.

6.2.2. Faktory ovlivňující úspěšnost přirozené i umělé obnovy jedle bělokoré: Vzájemné vztahy mezi stanovištními podmínkami, škodami zvěří a lesním hospodařením přírodě blízkými způsoby

Naše výsledky potvrzují, že jedle bělokorá vykazuje na zkoumaných výzkumných plochách ve 3. a 4. LVS regionů Křivoklátsko a Brdy silný potenciál pro přirozenou obnovu. Rozdíly v hustotě obnovy lze přičíst především variabilitě produkce semen v konkrétních stanovištních a porostních podmínkách. Jedle obvykle produkuje značné množství semen v intervalu 2–3 let, přičemž klíčovou roli v reprodukční produkci hrají červnové srážky (Wohlgemuth et al. 2016; Šimůnek et al. 2026). Dalším faktorem, který zde hraje roli, je bylinná vegetace (Vacek et al. 2017). V oblastech s porostem *Vaccinium myrtillus* byla hustota přirozené obnovy nejnižší; její vitalita však byla zároveň vysoká, protože byla chráněna před poškozením okusem díky bylinné vegetaci.

Na všech studovaných plochách v přirozené obnově jasně dominovala jedle bělokorá. Nejvyšší hustota byla zaznamenána na SLT 4O, kde dosáhla 182 800 kusů na hektar s podílem 98,3 %, zatímco nejnižší hustota byla pozorována na SLT 4P, a to 25 600 kusů na hektar s podílem 89,7 %. Průměrná hustota obnovy jedle na všech plochách činila přibližně 89 800 kusů na hektar.

Snížená hustota na SLT 4P pravděpodobně souvisí s nižší dostupností semenných stromů ve srovnání s porosty SLT 4O, a to zároveň kvůli výše zmíněné husté bylinné vegetaci, která nejenže vykazuje vyšší podíl jedle, ale také poskytuje příznivější mikrostaništní podmínky pro klíčení a raný vývoj sazenic. Jak ukázal Paluch (2005), vyšší počet sazenic jedle je spojen s porosty, které obsahují větší podíl starých stromů, pravděpodobně v důsledku zvýšeného přísunu semen. Zachování dostatečného podílu zralých jedlí produkujících semena je proto zásadní. Zároveň je nezbytný neustálý přírůstek stromů do vyšších tříd průměru, aby se zabránilo stárnutí porostů (Ficko et al. 2011). Tyto faktory představují klíčové faktory ovlivňující hustotu přirozené obnovy (Dobrowolska 1998; Sagnard et al. 2007; Poleno et al. 2009). Pozorované hustoty obnovy byly srovnatelné nebo vyšší než ty, které byly zaznamenány jinde v Evropě (Paluch 2005; Vacek et al. 2015; Frei et al. 2022, 2025), a zdají se být dostatečné k zajištění budoucího přežití jedle ve studovaných porostech (Poleno et al. 2009; Brang et al. 2017). Pokud jde o škody způsobené kopytníky, intenzita okusování v nejnižší výškové třídě (0–20 cm) zůstala pod 10 %, což naznačuje relativně nízký tlak na nejmladší jedince, kteří se obvykle nacházejí pod úrovní hlavního okusování a vegetačního pokryvu (Vacek et al. 2014). Ve středních výškových třídách (20–80 cm) se podíl poškozených jedinců pohyboval mezi 20 % a 30 %. Celkově byla škoda způsobená okusem jedle na studovaných plochách (11,0–19,2 %) podstatně nižší než hodnoty uváděné Vacek et al. (2015) nebo Frei et al. (2025). Pro srovnání Brabec et al. (2024) uvádějí průměrnou míru poškození 76,3 % na 78 výzkumných plochách v České republice.

Z typologického hlediska vykazovaly SLT 4P a 3K podobné charakteristiky přirozené obnovy, zejména vyšší průměrnou výšku a přírůstek výšky ve srovnání se SLT 3S a 4O, které se vyznačovaly vyšší hustotou obnovy. Největší variabilita mezi výzkumnými plochami byla zaznamenána na SLT 4P, zatímco SLT 3S vykazoval relativně homogenní parametry obnovy, což pravděpodobně odráží jak podmínky stanoviště, tak porostu (Poleno et al. 2009). U umělé obnovy byl nejnižší roční přírůst výšky zaznamenán u SLT 3B (15,2 cm), zatímco nejvyšší přírůst byl pozorován u SLT 3H (38,4 cm). U SLT 4O (32,6 cm) a 4P (33,1 cm) jsou výsledky srovnatelné a nejsou příliš odlišné od nejlepšího SLT 3H. U SLT 3K (18,8) jsou výsledky velmi obdobné s měřením stejně staré kultury jedle na v obdobných světelných podmínkách z roku 2016 na stejném stanovišti z PLO 9 (19,9 cm) – (Bledý 2016). Pro porovnání celkové výšky kultury jsou zde v kontextu tohoto měření další výzkumné plochy (Kadlec et al. 2025), který uvádí výsledky ze SLT 5Z (80,00 cm) a 5S (98 cm). Tato práce hodnotí typologicky nejbližší SLT (3K) s celkovou výškou (89,3 cm). Celkové výšky ostatních zkoumaných SLT 4O (120,9

cm), 4P (122,1 cm) a 3H (133,1 cm) potvrzují rozdílný růst jedle dle dostupnosti živin a hladiny podzemní vody. Jak poznamenali Bledý et al. (2024), vhodná typologie stanoviště je klíčovým faktorem pro úspěšný růst jedle bělokoré, která za vhodných podmínek může překonat ostatní hlavní hospodářské druhy dřevin. Zjištění nejnižšího PRP a současně téměř nejnižší celkové výšky v porovnávaných typech stanovišť je velmi kontroverzní. Ve dvou výzkumných plochách označovaných jako SLT 3B je způsobeno pravděpodobně v nejvyšší míře půdními překryvy studovaných ploch. Tyto plochy obsahují překryv SLT 3B (50%), 2C (30%), 3S (20%). Z tohoto důvodu by bylo vhodné opakovat měření na tomto souboru lesních typů a vyvrátit nebo potvrdit původní hypotézy o rychlém odrůstání jedle na živných stanovištích. Možnost zvýšit podíl jedle ve středoevropských lesích zdůraznil Kölling (2007), který jedli označil za druh schopný částečně nahradit smrk ztepilý na teplejších a sušších stanovištích. Navzdory tomu současné složení porostů naznačuje, že jedle je zřídka dominantní, i když představuje přirozenou součást lesních ekosystémů. Korpeľ (1989) dospěl k závěru, že jedle může fungovat jako hlavní kodominantní druh, zejména ve 4.–6. LVS. Současné i budoucí hospodaření však musí zohlednit i probíhající environmentální změny ovlivňující růst a vitalitu jedle (Bledý et al. 2024).

Výsledky naznačují vysoký potenciál přirozené obnovy jedle bělokoré v daných stanovištních podmínkách na zkoumaných výzkumných plochách ve 3. až 4. LVS v Plzeňském kraji, a to zejména při lesním hospodaření blízkém přírodě. Úspěšná přirozená obnova závisí na účinné harmonizaci lesnického hospodaření a myslivosti. Dalším důležitým faktorem podporujícím přirozenou obnovu je v tomto případě použití naorávání nebo jiných způsobů narušení povrchu půdy za účelem zlepšení půdních podmínek pro klíčení semen. Za těchto podmínek se může úspěšně rozvíjet bohatá přirozená obnova, pokud se škody způsobené spárkatou zvěří udržují v ekologicky přijatelných mezích. Z typologického hlediska byly nejpříznivější mikrostanovištní podmínky pro přirozenou obnovu spojeny s typem stanoviště 4O zatímco nejvyšší přírůstek výšky byl zaznamenán u typu stanoviště 4P. Naproti tomu v rámci umělé obnovy byl největší růstový potenciál pozorován u stanovištního typu 3H. V kontextu probíhajících klimatických změn se očekává, že nahrazování porostů smrku ztepilého jedlí bělokorou bude hrát stále důležitější roli jako adaptační strategie ke změně klimatu. Je nezbytné tyto poznatky aplikovat v praxi lesního hospodářství.

6.3. Tematický okruh 3:

6.3.1. Role jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) ve smíšených porostech v západních Čechách: porostní diverzita, produkční potenciál a klimatická rezilience

Z hlediska hustoty porostu byl nejvyšší počet stromů zaznamenán na TVP 3 ($388 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$) a TVP 1 ($348 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$), čemuž odpovídaly i vyšší hodnoty ukazatelů hustoty porostu (SDI i CC). Naopak nejméně stromů bylo na TVP 2 ($176 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$). Ačkoliv stromy na TVP 2 nebyly plně zapojené, dosahovaly nejvyšších průměrných objemů středního kmene ($v = 2,36 \text{ m}^3$) i nejvyšší mechanické stability štíhlostní koeficient ($\text{HDR} = 0,74$) v porovnání s ostatními TVP. Nejnížší zásoba ($237 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) byla na TVP 4 (chudé stanoviště 2M) s 96 % jedle, zatímco nejvyšší ($556 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) na TVP 1 (bohaté stanoviště 4B).

Zásadním vlivem na produkci jedle v tomto případě hraje množství a distribuce srážek v průběhu sezony, z důvodu nedostatečné náhrady vyšší alternativou spodní vody na tomto typu stanoviště (2M). Podobné výsledky zaznamenal i Mikulenk et al. (2020) ve své studii z oblasti Jeseníků, kde v mladších smíšených porostech (56–146 let) zjistil při mnohem vyšších počtech ($336\text{--}816 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$) podobný trend závislosti hustoty porostu na sbíhavosti ($\text{HDR} = 0,59\text{--}0,76$) a produkci ($486\text{--}594 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$). Dalo by se tedy konstatovat, že vyšší využití porostního prostoru vede ke zvýšení štíhlostního koeficientu. Tuto hypotézu potvrdily i Wyckoff, Clark (2000). Zároveň byla porostní zásoba vyšší ve strukturálně diferencovanějších a druhově vyrovnanějších porostech (TVP 1 a 3) než v porostech s monotónnější strukturou, což je v souladu s dalšími studiemi (např. Toigo et al. 2015; Mina et al. 2018; Vacek et al. 2019).

Z hlediska uhlíkové bilance vykazují porosty s vyšší zásobou dřeva výrazně vyšší potenciál sekvestrace uhlíku, a to jak v podzemní, tak zejména v nadzemní biomase (Cukor et al. 2022). Vyšší akumulace uhlíku v těchto porostech tak představuje důležitý příspěvek k tlumení klimatické změny zejména v kontextu dlouhodobého ukládání uhlíku v lesních ekosystémech (Cukor et al. 2017; Vacek et al. 2022b). Z výsledků dále vyplývá, že hodnoty celkové diverzity vykazují značnou variabilitu mezi TVP 1 a TVP 3 ($B = 6,82\text{--}6,93$) ve srovnání s TVP 2 a TVP 4 ($B = 3,53\text{--}3,87$). Tento jev lze připsat vyšší druhové diverzitě TVP 1 a 3, na kterých se vyskytovalo více druhů vtroušených dřevin, jako jsou olše, topol, bříza nebo douglaska. Vliv druhové pestrosti na diverzitu potvrdila také studie z Krušných hor (HAMMEROVÁ et al. 2025), v níž ve smíšených porostech byla vyšší celková diverzita ($B = 4,72\text{--}5,64$) než v monokulturách ($B = 3,21\text{--}4,66$). Dále se ale na TVP 1 a TVP 3 vyskytovalo vyšší množství jedinců na hektar a vyšší CC i SDI v porovnání s ostatními plochami, což mohlo také nepřímo přispět k vyšší

výškové diferenciaci a tvorbě porostních pater. Podobně tomu je i v dalších pracích (např. Woods 2000; Vacek et al. 2015).

Naopak vyšší biodiverzitu v porostech s nižším využitím porostního prostoru zaznamenal Mikulénka et al. (2020). Obecně je vyšší porostní diverzita, zejména vyšší druhová vyrovnanost a různorodost porostů (nikoli pouze druhová bohatost), spojena se zvýšeným produkčním potenciálem, což je zvláště významné v podmínkách probíhající globální klimatické změny (Brabec et al. 2023; Vacek et al. 2023). Zároveň strukturálně i druhově diferencované porosty vykazují vyšší ekologickou stabilitu a odolnost vůči klimatickým extrémům, jako jsou epizody sucha, teplotní výkyvy či větrné disturbance, čímž se zvyšuje jejich dlouhodobá funkční stabilita a schopnost adaptace na měnící se environmentální podmínky (Vacek et al. 2020). Jako cílová modelová dřevina k jedli bělokoré byl standardně zvolen smrk ztepilý, který byl využit ke komparativnímu hodnocení růstové dynamiky a reakce na klimatické faktory (Čihák, Vejpusťková 2023; Novotný 2023). V současnosti vykazují jedle bělokorá a smrk ztepilý srovnatelný radiální přírůst ($1,93\text{--}2,56\text{ mm}\cdot\text{rok}^{-1}$). Tento trend potvrzují i další studie (Hilmers et al. 2019; Mikulénka et al. 2020; Paluch, Jastrzębski 2023), které zdůrazňují, že podobnosti v růstové dynamice obou dřevin jsou důsledkem proměny klimatických podmínek, která jedli zvýhodňuje. Tyto výsledky ovšem kontrastují se starší literaturou, která na obdobných stanovištích dokumentovala vyšší přírůsty smrku oproti jedli (Korpeľ, Vinš 1965; Korpeľ et al. 1982).

Jedle předčila smrk v šířce letokruhů pouze na TVP 2 s nižší hustotou, kde měla pravděpodobně jedle dostatek zdrojů k rychlejšímu růstu než ostatní zastoupené dřeviny (Poleno et al. 2009). Jedle v minulosti trpěla sníženými přírůsty vlivem nižších úhrnů srážek (1956 a 1972), vyšší teploty vzduchu (1974), ale nejvíce nízkými teplotami a pozdními mrazy (1978, 1979). V letech 1985, 1986 a 1987 byla sužována také sníženou teplotou, přičemž další studie prokázaly, že snížený přírůst jedle mohl být v těchto letech způsoben zvýšeným znečištěním ovzduší (Rydval, Wilson 2012; Mikulénka et al. 2020). Trend vývoje šířek letokruhů jedle obecně klesal až do období 1970–1980, nicméně poté byla zaznamenána rostoucí míra přírůstu na všech TVP, přestože studované porosty dosáhly věku 70 let. Schopnost jedle udržet si vitalitu a pokračovat v aktivním radiálním růstu i ve vyšším věku díky svému adaptabilnímu fyziologickému a ekologickému chování byla potvrzena studií Bošela et al. (2014). Tento jev ovšem mohl být také způsoben sníženými emisemi po roce 1980 (Rydval, Wilson 2012), rostoucími teplotami vzduchu, zvýšenou sekvestrací dusíku, rostoucími koncentracemi atmosférického CO_2 (De

Vries et al. 2006; Bontemps et al. 2011) nebo tím, že v posledních čtyřech desetiletích došlo ke snížení citlivosti růstu stromů na klima (Wilson, Elling 2004; Youngblut, Luckman 2013).

Jedle celkově vykazovala vyšší variabilitu v radiálním růstu ve srovnání se smrkem a byla také relativně přizpůsobivou dřevinou, která se velmi dobře regenerovala, když tlak stresových faktorů ustoupil (Mikulénka et al. 2020; Bončina et al. 2023). Smrk opakovaně vykazoval snížený přírůst při vyšších průměrných ročních teplotách a s tím i spojenými nižšími srážkami. U smrku byl pak významný negativní rok 1992, kde příčinou pravděpodobně byla vyšší koncentrace SO₂ na začátku vegetačního období (březen–květen 1992; Godek et al. 2015; Vacek et al. 2015; 2019). Ačkoliv měl smrk vyrovnanější růstovou křivku, měl tendenci k ostřejším změnám a v posledních třiceti letech byl mnohem citlivější na projevy současné klimatické změny (vyšší teploty a nižší srážky) než jedle. Ostřejší reakce růstu smrku v kontextu změn klimatických faktorů v porovnání s jedlí bělokorou potvrzují i Mikulénka et al. (2020) a Rybar et al. (2023). V posledních letech byl patrný mírný pokles indexu letokruhů obou druhů, což může souviset s aktuální klimatickou změnou nebo jinými environmentálními faktory (Knutzen et al. 2025).

Radiální růst dřevin je ovlivňován souborem faktorů, mezi něž patří pěstební zásahy a stanovištní podmínky, avšak klíčovou roli hrají klimatické faktory, a to zejména množství a distribuce srážek, teplotní režim a výskyt extrémních klimatických událostí (Lehejček et al. 2024; Tsalagkas et al. 2024; Horák et al. 2025; Vacek et al. 2025). Klimatické faktory způsobily značnou variabilitu v přírůstu jedle během studovaného období: přírůst jedle byl značně negativně ovlivněn nízkými teplotami vzduchu nebo poškozením mrazem v kombinaci s nedostatkem srážek v pozdní zimě (leden až březen). Studie ze středních (CARRER et al. 2012; MIKULENKA et al. 2020) i vyšších poloh (Lebourgeois 2007) ukázaly také vyšší závislost radiálního růstu jedle na teplotě v pozdních zimních měsících. Schwarz, Bauhus (2019), Paluch, Jastrzębski (2023) a Bledý et al. (2024) zase zdůrazňují citlivost jedle na sníženou dostupnost vody v letních měsících. Další studie zabývající se změnou klimatu dospěly k podobným výsledkům (González De Andrés 2019; Hernández et al. 2019).

Naproti tomu studie Mikulénka et al. (2020) nepotvrdila významnou závislost mezi srážkami a radiálním přírůstem jedle v jarních měsících. Brázdil et al. (2002) a Bijak (2010) zjistily, že vyšší průměrné teploty vzduchu v pozdních zimních měsících mají pozitivní vliv na radiální růst jedle, ale naopak vyšší teploty v červenci přírůst spíše snižovaly. Celkově jedle oproti smrku vykazovala vyšší závislost na klimatických faktorech. Smrk reagoval na rozdíl od jedle na letní přísušek (červen, červenec) poklesem přírůstu a netrpěl pozdními a časnými mrazy.

Stejných výsledků dosáhla i studie Pretzsch et al. (2013), kteří prokázali významně negativní vliv vysokých letních teplot vzduchu a snížené dostupnosti vody. Další práce ukázaly také negativní vliv především vysokých teplot v období léta ve středních (Krejza et al. 2021) i horských polohách (Král et al. 2015; Králíček et al. 2017).

Na základě dlouhodobého výzkumu pak Vitali et al. (2018) potvrdili v nižších nadmořských výškách pozitivní vliv vyššího úhrnu letních srážek a nižších letních teplot vzduchu na radiální přírůst. Roli však nehraje jen klima, ale i druhová skladba porostu. Ve smíšených porostech s jedlí a smrkem byla citlivost radiálního růstu na letní přísušky nižší než v monokulturách, což naznačuje vyšší odolnost (stabilitu) přírůstu vůči epizodám sucha. Tento tlumící efekt vyšší biodiverzity dřevin na dopady klimatických extrémů potvrzují i další studie (např. Kovář et al. 2013; Vitali et al. 2017; Vacek et al. 2022a; Hammerová et al. 2025).

6.3.2. Variability of Structure, Volume, Carbon Sequestration, and Growth–Climate Responses of Fir, Yew, Spruce, Pine and Larch Under Global Climate Change

Z hlediska průměrného objemu kmene, kruhové základny a objemu porostu se jedle v rámci pěti hodnocených druhů jehličnatých dřevin v této studii umístila jako nejproduktivnější druh ($V = 711 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). V případě jedle byly podobné závěry týkající se objemu porostu uvedeny v pracích několika autorů (Vacek et al. 2015; Dobrowolska et al. 2017; Bledý et al. 2024). Naproti tomu v práci (Šimůnek et al. 2023) byly zdokumentovány podstatně nižší objemy jedlových porostů v různých regionech Evropy, pohybující se v rozmezí 220 až 398 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$. V rámci této studie byly zjištěny srovnatelné objemy porostů u modřínu (548 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$), borovice lesní (590 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) a smrku ztepilého (526 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Zeidler et al. (2022) uvádí podobné hodnoty pro porosty modřínu první generace založené na zalesněných zemědělských půdách v Orlických horách v České republice (466 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Produkční potenciál modřínu se dále odráží v jeho průměrném ročním přírůstu (PRP), který může dosáhnout 10 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nebo více v závislosti na podmínkách stanoviště (Novák et al. 2011; Godvod et al. 2018; Máchová et al. 2020). Podle práce Pretzsch (2009) dosáhl modřín PRP 8,0 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ na bývalých zemědělských lokalitách a 6,7 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ v historicky trvalých lesních porostech. Na lokalitách bohatých na živiny však může modřín dosahovat průměrného přírůstu až 20 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, jak bylo zdokumentováno v Litvě (Godvod et al. 2018). Produkce borovice lesní byla ve většině ostatních případů nižší než v naší studii, vykazovala však značný rozptyl zásob (236–500 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$), což bylo způsobeno především jejím výskytem na chudých podložích typických pro

přirozené borové porosty (Vacek et al. 2016; Vacek et al. 2017). V porostech borovice ve věku 40–46 let zaznamenal (Vacek et al. 2021) objem porostu $318\text{--}371\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ na rekultivovaných lokalitách a $370\text{--}500\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ na původních lesních porostech, tj. o 22,4 % vyšší. PRP na rekultivovaných lokalitách dosáhl $8,0\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$, zatímco na původních lesních pozemcích byl o 25 % vyšší. Nižší hodnoty byly zaznamenány v Estonsku, kde borové porosty na rekultivacích dosáhly pouze $6,3\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ (Pensa et al. 2004). Na rozdíl od našich zjištění uvádějí Putalová et al. (2019) v Krkonoších výrazně nižší objemy smrku ($180\text{--}407\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$), což odráží drsnější stanovištní a výškové podmínky (710–1 250 m n. m.; 3–6 °C). Podobné výsledky z horských smrkových lesů prezentovala řada dalších autorů (Johansson et al. 1999; Vacek et al. 2010; Johansson et al. 2014; Král et al. 2015; Primicia et al. 2015; Schurman et al. 2019). D'Andrea et al. (2023) rovněž zaznamenal nižší objemy porostů smrkových monokultur v nížinných oblastech středních Čech, kde byly porosty vážně postiženy probíhající globální změnou klimatu. Široký rozsah objemů smrkových porostů ($364\text{--}685\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$) v různých nadmořských výškách v České republice uvádí (Šimůnek et al. 2024). Objem porostu tisu v naší studii činil $209\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ při hustotě 1032 stromů ha^{-1} . Studie Vacek et al. (2010) uvádí smíšený porost s převahou tisů v přírodní rezervaci „V Horách“ v České republice, kde 75letý porost dosáhl objemu $220\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ s hustotou 1 225 stromů ha^{-1} . V jiné rezervaci v Křivoklátském regionu dosáhl smíšený porost s hojným výskytem tisů zásobu pouze $108\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ (Vacek et al. 2007). V Polsku byly zaznamenány vyšší objemy v přirozených společenstvech tisů ($165\text{--}301\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$), ačkoli samotný tis představoval pouze nízké zastoupení ve struktuře porostu (Dobrowolska 2017). Zaznamenané rozdíly v objemové produkci mezi studovanými druhy dokládají, že se jehličnaté druhy významně liší ve své objemové produkci, růstu a citlivosti na klimatické faktory v důsledku svých odlišných ekologických strategií a fyziologické tolerance (Timbal et al. 2005; Song et al. 2021). Jedle bělokorá vykazovala v této studii nejvyšší objem porostu, což lze přičítat jejímu vysokému růstovému potenciálu a efektivnímu využití dostupné půdní vlhkosti (Vitasse et al. 2019; Dinca et al. 2022). Naproti tomu tis evropský vykazoval nejnižší objem porostu, což odráží jeho přirozeně pomalé tempo růstu a strategii tolerance stínu, typicky spojenou s růstem v podúrovni porostní struktury, spíše než s dominantní tvorbou korunového zápoje (Piovesan et al. 2009; Perrin et al. 2013).

Rozmanitost struktury stromové vrstvy byla nejvyšší u tisů téměř ve všech parametrech s výjimkou výškové diferenciace. Při zaměření na index celkové rozmanitosti porostu (B), který v našem případě zahrnuje vertikální rozmanitost, horizontální strukturu a diferenciaci korun hodnota B pro tis dosáhla 4,76, což naznačuje relativně různorodou strukturu porostu. Ostatní

studované druhy vykazovaly jednotnější struktury, a to jedle ($B = 3,86$), modřín ($B = 3,96$), borovice ($B = 3,85$) a smrk ($B = 3,54$). Biodiverzita porostů je silně ovlivněna způsobem hospodaření (Vacek et al. 2007). Nelze tedy k těmto hodnocením přistupovat dogmaticky. Pokud by byly tyto porosty obhospodařovány podle přístupů blízkých přírodě, tak by celková diverzita porostů byla pravděpodobně vyšší, zejména u jedle a tis, které často vyvíjejí heterogenní struktury porostů (Vacek et al. 2007; Dobrowolska et al. 2017a; Dobrowolska et al. 2017b; Vencurik et al. 2019). Například Shurmann et al. (2019) uvádějí vysokou diverzitu ve všech zkoumaných rezervacích tis. Jedle a tis jsou klíčovými druhy pro udržení vysoké lesní biodiverzity díky své stíntoleranci, schopnosti přežít v podrostu, reagovat na zlepšené světelné podmínky, ekologické plasticitě a koexistenci s více druhy stromů (Schütz et al. 2002; Vacek et al. 2015; Dobrowolska et al. 2017a; Bledý et al. 2024). Jedlové porosty v jiných studiích také vykazují široké rozpětí hodnot B . Timbal et al. (2005) klasifikoval jedlové porosty s hodnotami $B = 9,20$ – $10,52$ jako vysoce diverzní, zatímco (Siegel et al. 1988) uvádí hodnoty $B = 3,51$ – $3,92$ pro jedlové porosty středního věku. Jedlové porosty vykazují i v jiných studiích široké rozpětí hodnot B . Nevychovávaný jedlový porost dále vykazoval vyšší druhovou rozmanitost, větší přítomnost odumřelého dřeva a odlišné struktury stromové a vrstvy a přirozené obnovy, což naznačuje, že jedlové lesy bez zásahů po dobu více než 50 let procházejí spontánními strukturálními změnami. Obecně platí, že monokultury vykazují nižší biologickou rozmanitost než smíšené porosty, což snižuje jejich adaptační schopnost v podmínkách globálního oteplování, jelikož strukturální a funkční rozmanitost zvyšuje odolnost ekosystémů (Loreau 2001; Puettmann et al. 2011; Neuner et al. 2015; Pretzsch et al. 2017). Podpora druhové rozmanitosti a strukturální heterogenity se doporučuje jako strategické opatření pro adaptaci na změnu klimatu v lesním hospodaření (Diaci et al. 2011; Brang et al. 2014, 2016; Nikolova et al. 2019). Četné studie uvádějí pozitivní vztahy mezi rozmanitostí stromů a produktivitou lesů v souvislosti se sekvestrací uhlíku a rozmanitost také zvyšuje odolnost proti napadení škůdci (Forrester et al. 2016; Bauhus et al. 2017; Jactel et al. 2018; Vacek et al. 2021). Z hlediska sekvestrace uhlíku v biomase vykazoval modřín na studovaných TVP nejvyšší hodnoty ($267,7 \text{ t ha}^{-1}$), i přesto, že některé dřeviny dosahovaly vyšší porostní zásoby. Je to způsobeno jednak, vyšší biomasou větví modřínu, ale i hustotou dřeva. Například v studii v Orlických horách modřín dosahoval oproti smrku o 46 % vyšší hustota dřeva (Cukor et al. 2022).

Dynamika radiálního růstu v reakci na klima v naší studii vykazovaly borovice a jedle nejstabilnější radiální růst, zatímco smrk a tis vykazovaly největší variabilitu. Pokud jde o negativně významné roky (NPY), charakterizované výrazným poklesem radiálního růstu,

borovice a jedle nevykazovaly žádné, a to ani během extrémně stresových období, jako byly závažná sucha v letech 2003 a 2015–2018. Tato stabilita růstu jedle je v souladu s předchozími zjištěními, která neprokázala žádné významné krátkodobé poklesy po extrémním suchu; při dostatečné půdní vlhkosti a mírných klimatických podmínkách si jedle dokáže udržet stabilní růst i v teplém prostředí (Walder et al. 2021).

Modřín zaznamenal dva významné negativní roky (1992 a 2020). Největší výkyvy v radiálním růstu byly zaznamenány u smrku (1990, 1998, 2007, 2017) a tisů (1976, 2003, 2007, 2017), u nichž se v každém z těchto let vyskytly čtyři roky s nulovým ročním přírůstkem (NRP). Absence NRP u borovice a jedle se vysvětluje standardním detekčním postupem aplikovaným na všechny druhy, který zahrnoval 20% prahovou hodnotu a odstranění trendu v růstových řadách v souladu s běžně používanými postupy. Tento přístup zajišťuje, že pozorované NRP odrážejí skutečné poklesy růstu. U všech zkoumaných druhů měly měsíční teploty vzduchu silnější vliv na přírůst v tloušťce kmene než celkové srážky, s výjimkou smrku, u něhož měly oba faktory ve studovaných nadmořských výškách srovnatelné účinky. Dále v této studii byly pro růst nejkritičtějšími měsíci červen z hlediska teploty a červenec z hlediska srážek. Tyto měsíce jsou důležité pro tvorbu kambia a přírůst v tloušťce kmene, jak dokládá řada studií o dynamice růstu jehličnanů v jiné literatuře (Mäkinen et al. 2009; Rybníček et al. 2010; Putalová 2019).

Klimatické faktory, zejména vysoké teploty vzduchu a nízké srážky, měly v letech 1986–2016 ve srovnání s obdobím 1951–1985 stále větší vliv na růst borovic ve střední Evropě vlhké podmínky (Bunn et al. 2008; Shumilov et al. 2011; Zang et al. 2014). Tis evropský vykazoval v naší studii nejnižší a nejkolísavější radiální růst (1,18 mm). To je pravděpodobně způsobeno výraznou konkurencí, téměř nevychovávaného porostu, již jsou tisy vystaveny. Také je to dáno jejich specifickou ekologií růstu (Dobrowolska 2017). Tento souhrn informací odráží strategie specifické pro jednotlivé druhy: jedle a borovice jsou stabilní a plastické, zatímco smrk a tis jsou citlivější a variabilnější kvůli svým ekologickým vlastnostem. Podobně i jiné studie porovnávající více druhů jehličnanů v celé Evropě dospěly ke shodným závěrům a identifikovaly jedli bělokorou jako nejméně citlivý druh v porovnání s ostatními srovnávanými druhy dřevin (Bouriaud, Popa 2009).

7. Doporučení a limitace

7.1. Doporučení pro lesnickou praxi

Z dosavadních získaných výsledků lze vyhodnotit několik základních doporučení, která jsou naprosto zásadní pro zabezpečení kvalitního růstu a budoucího vývoje porostů s jedlí bělokorou. Mezi nejkritičtější body patří zakládání druhově pestrých porostů odpovídajících stanovištním podmínkám a vlivům velikosti a situování obnovních prvků. Dále důsledná ochrana proti vzniku škod zvěří a harmonizace myslivecko-lesnického managementu. Využití vhodných proveniencí osiv při pěstování reprodukčního materiálu. Adekvátní využití potenciálu jedle při umělé i přirozené obnově lesa. Kombinované obnovní postupy cílené na přirozenou i umělou obnovu jedle s dalšími druhy dřevin. Včasné intenzivní výchovné zásahy v prvních prořezávkách a výchově do 40 let, strukturální probírky s cílem maximalizace objemové produkce vybraných elitních jedinců.

7.1.1. Konkrétní doporučení

A. Výběr vhodných zdrojů reprodukčního materiálu

Pro umělou obnovu lesa je třeba vybírat kvalitní zdroje reprodukčního materiálu. Za kvalitní zdroje lze považovat především kvalifikované zdroje, jejímž nositelem v rámci ČR jsou semenné sady. Následně se jedná o zdroje selektovaného reprodukčního materiálu, vysoké fenotypové kvality (2A, 2B). Z pohledu udržení kvality budoucích porostů původem z výše zmíněných vysoce kvalitních zdrojů není vhodné využívat ostatních zdrojů. Tímto kritickým myšlením by měl být vyvinut tlak na sektor lesního školkařství pro využívání striktně žádaných zdrojů reprodukčního materiálu. Současně při přenosu reprodukčního materiálu v rámci PLO a LVS je třeba klást důraz na využívání místních zdrojů a jejich asistovaný přesun z nižšího do vyšších LVS může být vhodným opatřením. V případech absence vhodných zdrojů v dané oblasti je vhodné využívat zdroje z porostů adaptovaných na trvale teplejší oblasti.

B. Optimalizace pěstebních postupů v lesních školkách

Pěstební postupy výroby sazenic je stále vhodné udržovat ve variantě prostokořenné sadby jedle způsobem školkování dvouletých semenáčků a optimalizovat následný růst dva roky na záhonu. Zkrácení doby produkce z pěti na čtyři roky je prioritním krokem ke snižování vysokých nákladů a současně zajištění kvalitní výsadby schopné sazenice. Není vhodné pěstovat výrazně silný sadební materiál (s nadměrně vyspělou nadzemní částí: 40+ cm). Tento typ sadebního

materiálu (36–50 cm s vyšším podílem jedinců 40+ cm) vykazuje výrazně vyšší ztráty z první obnovy při jarním zalesnění. Prohlubující se klimatické extrémy jarního období je vhodné eliminovat podzimními výsadbami krytokořenných sazenic, výsadbou nižších výškových tříd prostokořenných sazenic (15–25 cm; 26–35 cm). Při výrobě krytokořenné sadby využívat moderních postupů. Příkladem jsou přímé sje do typu obalu miniplug. Rozpěstování jednoletých semenáčků s letním přepichováním do cílové buňky (QP 12;24;40). Tento postup zajišťuje rychlý rozvoj kořenového systému a rychlý růst v druhém roce. Celkovým pěstební cílem je výroba dvouletých sazenic (k0,5+k1,5) výškové třídy 15–25 cm a tříletých sazenic k0,5+1,5 s výškovou třídou 15–25; 26–35 cm. Rizikem v tomto případě pěstování je vymrzání kořenového systému vázající se na prohlubující se extremitu klimatu i v zimě. Je nutné sadbovače zabezpečit proti vymrznutí běžnými praktickými postupy (odstranění pěstebních rámců na zimní období, zabezpečení okrajů sadbovačů i části rostlin proti vymrzání kořenového systému).

C. Důsledná volba stanovišť pro umělou obnovu

Volba stanovišť je velmi důležitou otázkou v případě umělé obnovy jedle. Je vhodné vybírat stanoviště ovlivněná vodou a živinami v nižších a středních polohách, od 5 LVS lze využít jedli i na kyselých i exponovaných stanovištích. Velikost obnovního prvku je primární pro zdárný růst. Může mít širokou variabilitu od 0,01–0,30 ha. Nejmenší obnovní prvky mohou mít význam v praktickém lesnictví jako skupinkovité podsadby v monokulturních rozlehlých porostech, kde je cílem vnášení jedle budoucí bezpečnost produkce a souběžné cíle. Středně velké skupiny jedle (0,04–0,10 ha) jsou jedním z nejvhodněji využívaných postupů pro umělou obnovu jedle kotlíkovou sečí. Větší porostní skupiny ve velikosti 0,10–0,30 ha (v obtížně dostupných svazích až 0,50 ha) jsou stejně účinnou alternativou při šířce holé seče velikosti náseku do 2/3 výšky těžného porostu. Velmi efektivní odrůstání výsadeb bylo potvrzeno při šíři náseku od 16–20 m v porostech s běžnou porostní výškou 25–32 m (Bledý 2014; 2016).

D. Tvorba porostních směsí

Adekvátním přístupem při zakládání umělé obnovy je tvorba porostních směsí jedle bělokoré. V nižších a středních polohách kombinací postupu prvního zalesnění cílovou dřevinou a opakovaným zalesněním vnášet vhodné kompatibilní dřeviny. Příkladem může být kombinace jedle a dubu letního pro stanoviště ovlivněná vodou. Dále porostní směs jedle s dubem zimním na živinově bohatých stanovištích. V případech obou těchto směsí je vhodné dodržet dvouletý odstup při obnově dubu. Nevylučuje se ani společná výsadba, pokud vlastník lesa dokáže ve

vznikající kultuře následnou péčí tvarovat kmeny dubu za pomoci vyvětřování. Současná růstová rychlost těchto dřevin má na vhodných stanovištích ve věku 1–20 let naprosto srovnatelnou dynamiku. Dalšími alternativami hodnotové a bezpečné produkce jsou směsi jedle bělokoré a třešně ptačí, stejnou alternativou s delším časovým odstupem mezi umělou obnovou obou dřevin je směs s jilmou (jilm vaz na vodou ovlivněných stanovištích, jilm horský/habrolistý: kyselá a živná stanoviště). Kompaktní alternativou je také porostní směs Jedle s javorů (mlč i klen) opět s rozhodujícím faktorem typu stanoviště. Další alternativou je směs jedle a buku, která je vhodná od středních po vyšší polohy s širokým spektrem pro uplatnění v rozličných stanovištních podmínkách. Tvorba porostní směsi vyvrací rizika náhlého odumírání dřevin, zvyšuje potenciál tvorby porostních zásob, sekvestrace uhlíku a jedinečně zlepšuje produkční i mimoprodukční funkce hospodářského lesa. Nejen z pohledu ekonomiky, zlepšování stavu lesních půd i jejich hydrický systém, prostorovou i druhovou diverzitu.

E. Podpora přirozené obnovy

Využití postupů přírodě blízkého hospodaření je zásadním opatřením pro podporu přirozené obnovy. Kombinace obnovních postupů a optimalizace světelných podmínek lesních porostů a současně s množstvím dotace srážek do půdní části jsou základem úspěšnosti přirozené obnovy. Vhodné je kombinovat clonné seče s předsunutými obnovními prvky s cílem vnášení melioračních dřevin. Současně jde i o využití naroušení půdního povrchu mechanickou přípravou půdy ve vhodném termínu, a to s ohledem na semenný rok daných druhů dřevin obnovovaných porostů.

Intenzitu clonných sečí volit s proměnlivým charakterem, nikoliv plošně stejnorodou intenzitou. Zohlednit je třeba zastoupení dřevin obnovovaných porostů. Tzn. v místech s výskytem světlomilných dřevin se ubírat k volbě silnějšího snižování zakmenění, případně tvorbou malých holosečných prvků pro jejich obnovu. V místech se zastoupením stínomilných dřevin snižovat zakmenění minimálně, formou odstranění podúrovňových stromů a jedinců vrůstajících do korunového zápoje. Při výskytu kvalitních jedinců jedle a buku uvolňovat jejich koruny s cílem zlepšení fruktifikace pro současné zvýšení potenciálu přirozené obnovy v jejich blízkém okolí. Prvotní zásahy v počátcích obnovní doby směřovat vždy k maximální podpoře stínomilných a stín snášejících dřevin. Obnova světlomilných dřevin by měla být směřována do druhé fáze obnovy (II. decennia), kdy budou prvotně vzniklé obnovní prvky z přirozené

obnovy uvolněny obrubnými obnovními prvky, a proto zde vznikne přirozeně vyšší potenciál pro obnovu světlomilných druhů dřevin (BO, MD).

F. Úprava obnovních postupů

Odklon od klasického holosečného hospodaření je naprosto klíčovým způsobem pro zvyšování podílu uplatnění jedle v lesních porostech. Prvním z předpokladů je zmenšení obnovních prvků ve formě holé seče. Tvorba holosečných obnovních prvků do 0,30 ha. Využití prvků této velikosti realizovat pouze v případě úzkých náseků pro umělou obnovu jedle, kde nelze očekávat přirozenou obnovu nebo jsou tyto porosty geneticky nevhodné. Rozpracování rozsáhlých monokulturních porostů je vhodné za pomoci kotlíků v kombinaci clonné seče a využití přípravy půdy pod porostem. Předpokladem pro takové způsoby obnovy je absence přirozené obnovy ostatních druhů dřevin v místech plánovaných obnovních prvků v době jejich zakládání.

G. Intenzivní výchovné zásahy

Prostředkem k výrazné výškové, tloušťkové i prostorové diferenciaci porostů je jejich včasná a účinná výchova. V prvních fázích prořezávek naprosto zásadně závisí na budoucím růstu její první provedení. Je vhodné i využití komolení jedinců. Ubírat konkurenty cílovým předrůstavým stromům (1–2 přímí konkurenti) ve fázi nárostů. Studie Wicht-Lückge et al. (2014) doporučuje ve směsích jedle se smrkem, borovicí, douglaskou, modřínem a bukem v probírkách v intervalu 5–10 let podporovat jedli z podúrovně i meziúrovně. Při vhodném rozčleňování s dostatečně hustou sítí odvozních i dočasných přibližovacích linií jsou porosty připravovány pro přirozenou obnovu a cíl difference. V tyčovinách by rozestupy měly dosáhnout 5–6 m, tj. cca 300–400 ks ha⁻¹ (Novák et al. 2021). Rozestupy dominantních jedlí v probírkách by měly pro zachování optimálních parametrů korun přesahovat 4 m (Poleno et al. 2009). V druhé polovině obmýtlí (po 50–60 letech věku) je třeba nadále intenzivně a často (cca v 5letých intervalech) uvolňovat nadějně jedince, aby délka jejich zelených korun neklesla pod 1/3 výšky stromu. Živá koruna by měla mít dostatečnou délku, avšak neměla by se příliš rozrůstat do šířky.

H. Preventivní opatření v ochraně lesa

Nedílnou součástí při pěstování jedle bělokoré musí být adekvátní ochrana před vznikem škod zvěří. Základním cílem je analýza stavu konkrétních území, zajištění kvalitního sčítání zvěře pomocí moderních metod, které zajišťuje vlastníkům výzkumný ústav lesního hospodářství a

myslivosti. Na základě výsledků sčítání stanovit adekvátní výši lovu. Další nedílnou součástí je rozhodování o ekonomicky nejvhodnějším způsobu ochrany. Lokality s vysokými stavy zvěře vyžadují mimořádná opatření – mimořádně nákladná. V takových případech je nutno jedlové kultury udržovat v trvalém oplocení alespoň 15 let. Při dožívání funkce hlavního oplocení včas oplotit hlavní kostru porostu individuální ochranou v počtu 100–200 ks ha⁻¹ a provést výchovný zásah komolením jedinců. Tento způsob zajistí budoucnost kvality produkce na dané konkrétní kultuře. Cílem je udržení ochrany cílových jedinců do věku 40 let porostu, v horských oblastech až do 50 let věku. Oplocování přirozené obnovy musí v těchto oblastech s vyšším zatížením spárkatou zvěří probíhat taktéž ve 100 % případů. Od fáze prvních známek přirozené obnovy, tj. jednoletých semenáčků je nutné plochy oplocovat. Při dostatečné hustotě jedlových nárostů může být zvolena varianta biologické ochrany ovčí vlnou, nebo chemické ochrany repelenty. V oblastech s intenzivním lovem a malou mírou poškozování lesních porostů je vhodné využít cílených individuálních ochran pouze pro elitní jedince.

I. Doba obmýtí

Vzhledem k prohlubující klimatické změně je důležitým faktorem snižování doby obmýtí, jakožto nástroje k zmírňování dopadů GKZ (Novák et al. 2017). Započítí obnovy porostů neoddalovat. Rozpracovávat prioritně porosty jehličnatých monokulturních typů. Využívat maximální tvořivé síly přírodních procesů usměrňovaných cílenými obnovními postupy. Při prvních obnovách vnášet jedli v počáteční fázi obnovy předsunutými prvky (podsadby, kotlíky, náseky) a podpořit příznivé podmínky pro rozvoj přirozené obnovy v okolí těchto obnovních prvků. Využívat prostředků novelizace lesního zákona 250/2025 Sb., který umožňuje mýtní úmyslnou těžbu v porostech nad 60 let věku. Pro tyto případy je vhodné využívat výše zmiňované monokulturní porosty jehličnanů, výrazně ohroženými kalamitami v podobě abiotických činitelů (vítr, sucho, námraza, těžký sníh) a biotických hrozeb (kůrovci, bekyně mniška a další).

J. Systém celoživotního vzdělávání

S ohledem na zvyšující se nároky směrem k lesnické praxi je naprosto klíčové celoživotní vzdělávání. Vychází z novostí postupů a z mnohem širší škály druhů dřevin, využívaných v současné obnově lesa. Doporučením zaměstnavatelům lesnického sektoru je proto pořádání interních exkurzí, které pomohou sdílet vlastní zkušenosti zaměstnanců a mohou poskytnout možnosti ke zlepšení úrovně pěstebních i obnovních postupů. Dalším doporučením jsou exkurze u jiných zaměstnavatelů, s rozdílnou organizační strukturou a organizací práce. Účast

zaměstnanců na odborných seminářích, zaměřující se na konkrétní aktuální témata. Podpora zvyšování stupně vzdělání je taktéž vhodným prostředkem ke zvýšení kvalifikace zaměstnanců.

K. Využití nástrojů státní dotační politiky

Státní dotace skýtají vlastníkům lesů možnosti čerpání finančních příspěvků na hospodaření v lesích. Konkrétně se jedná o NV. 24/2026 Sb. Tyto příspěvky jsou rozděleny na: příspěvek na obnovu, zajištění a výchovu lesních porostů do 40 let věku, ekologické a k přírodě šetrné technologie při hospodaření v lese, příspěvek na ochranu lesa, příspěvek na vyhotovení lesních hospodářských plánů. Vlastníci lesů tak mohou efektivně čerpat na téměř veškeré pěstební i těžební činnosti prováděné v běžné praxi. Je nutné chápat tyto příspěvky, jako nástroj lesnické politiky, který umožňuje efektivní podporu druhově pestrých lesních porostů. Vlastník lesa se může rozhodovat dle současného zákona 456/2021 Sb. velmi benevolentně o druhové skladbě lesa. Pokud však chce využívat dotačních titulů, tak musí plnit jejich předepsané podmínky a tímto způsobem je pozitivně motivován k vytváření druhové pestrosti. Ekonomicky je pro každého vlastníka i správce lesa velmi pozitivní tyto příspěvky čerpat. Vlastníci rozhodující se pro pěstování monokulturních porostních skupin smrku ztepilého 4. LVS zaplatí v průměru 150–200 tis. Kč ha⁻¹ bez DPH za zajištění kultury, bez nároku na dotaci. Naopak vlastníci, kteří využijí v obnově alespoň 30 % melioračních a zpevňujících dřevin (MZD) mohou čerpat příspěvky na: zalesnění MZD, zalesnění stanovištně vhodné dřeviny základní a cílové (DZC), oplocení lesního porostu a následnou péči, případně zajištění kultur. V součtu je 1 ha takto založeného porostu bez rozdílu druhu využitě dřeviny a typu použitého oplocení výsledná cena s využitím dotací v rozmezí 35–79 tis. Kč ha⁻¹ bez DPH. Rozhodování o volbě dřevinné skladby bude v tomto případě ekonomicky velmi pozitivní motivací, k vytváření druhově pestrých lesních porostů.

7.2. Doporučení pro lesnický výzkum

V následujících bodech je uvedeno několik možných doporučení v oblasti lesnického výzkumu. Důležitými prvky v této oblasti je především trvalý přínos hodnotných dat v rámci vytváření TVP, kvalitní analýza a přesun poznatků do lesnické praxe formou cíleně pořádaných akcí. Nadále je důležité vhodné propojení teoretických a praktických zkušeností prostřednictvím stipendijních programů či studentských praxí.

7.2.1. Konkrétní doporučení

A. Vytvoření sítě trvalých výzkumných ploch

Z výsledků provedeného výzkumu lze hodnotit jedli bělokorou jako vysoce perspektivní dřevinu současnosti i budoucnosti. Je důležitou otázkou, jak nadále bude vývoj a růst této dřeviny ovlivňovat měnící se klima. Pro aktuální hodnocení zdravotního stavu, produkce a funkčního využití jedle v lesních porostech je vhodné založit síť ploch kde budou tyto charakteristiky hodnoceny. Zakládání ploch by mělo postihovat výškový gradient od 2. do 7. LVS. Rozdělení ploch je vhodné situovat do rozdílných stanovištních podmínek. Současně je důležité zaměřit se na zakládání výzkumných ploch v porostních směsích rozličných dřevin, kde mohou být sledovány jejich kompetiční vztahy. Pravidelná měření a vyhodnocení mohou trvale přinášet aktuální poznatky lesnickému provozu, který tak může operativně reagovat na nejnovější vědecké poznatky.

B. Dlouhodobý monitoring

Trvalé sledování výzkumných ploch umožňuje hodnotit a porovnávat růstové reakce dřevin v reálném krátkodobém i dlouhodobém časovém horizontu. Tyto kroky mají za cíl poskytovat aktuální informace o růstu a možnosti rychlého přizpůsobování hospodaření, a to především v kontextu biotických a abiotických poškození zkoumaných druhů dřevin.

C. Detailní analýza a sledování změn lesních půd

Výzkum půdního chemismu a změny dostupných prvků v půdě je naprosto zásadním krokem v oblasti lesnického výzkumu. Je nutné sledovat tok živin a jejich změny v čase. Dále se pak jedná o úzce související vliv opadu jednotlivých druhů dřevin na kvalitu a rychlost rozkladu nadzemní biomasy. Též je třeba zkoumat vliv opadu na jednotlivé složky půdních horizontů.

D. Sledování kvality dřevní hmoty

Významná část výzkumu by měla směřovat k dlouhodobému sledování kvality dřevní suroviny (hustota dřeva, pružnost, pevnost) a to především v kontextu klimatických změn. Růstová rychlost dřevin se bude lišit a jejich kvalita v tomto případě bude výrazně proměnlivá. Sledování růstových změn proto představuje důležitou roli pro dřevozpracující průmysl. Důležitou otázkou je též sledování kvality dřevní hmoty v rámci rozdílných stanovištních poměrů a druhů dřevin. Na základě těchto informací lze upravovat technologické postupy výroby v dřevařském sektoru a pružně reagovat na růstové změny.

E. Kvalitní prezentace výsledků výzkumu do lesnické praxe

Součástí výzkumu je neodmyslitelně transfer výsledků do lesnické praxe. Tyto výsledky bez adekvátní prezentace ztrácí svou hodnotu. Příkladem dobré praxe mohou být publikace v podobě článků vědecké sféry, lesnických průvodců, lesnické práce atd. Důležité je též přenášet výsledky přímou komunikací prostřednictvím workshopů, seminářů a provozními exkurzemi. V neposlední řadě jde i o sdílení výsledků za pomoci sociálních sítí a médií.

F. Aktivní spolupráce s praxí

Navazování spolupráce se soukromými i státními vlastníky a správci lesů je naprosto klíčové pro řešení aktuálních výzev v lesním hospodářství. Především je nezbytné zpracovávat témata, která vyplývají z provozních potřeb. K tomu je třeba využít i potenciálu propojení univerzit a praxe k řešení bakalářských, diplomových i disertačních prací. Důležité z tohoto hlediska je zakládání trvalých výzkumných ploch a jejich pravidelné vyhodnocení. Důraz přitom klást na transfer poznatků do praxe prostřednictvím sociálních sítí, lesnického tisku a odborných seminářů. Studentům poskytnout možnosti výkonu studijní praxe u partnerských podniků. Zajištění možnosti pracovních stáží pro studenty v širokém spektru uplatnění, od středních škol po nejvyšší stupně vysokoškolského vzdělávání.

7.3. Limitační rámec práce

Poznatků o ekologických nárocích jedle bělokoré a jejích růstových trendech je v současnosti široké spektrum. Navzdory tomu jsou dostupné informace o jejím růstu pod vlivem klimatických změn stále poměrně omezené. Současné jsou omezené dosavadní poznatky o meliorační funkci jedle. Oproti prvotním předpokladům se výrazný meliorační vliv jedle bělokoré z hlediska pedochemických parametrů neprojevil. Ve srovnání se smrkem ztepilým byla sice prokázána výrazně nižší akumulace nadložního humusu, ten se však příliš nelišil od stavu humusových horizontů dokumentovaných ve skupinách s dominancí smrku (Třeštík, Podrázský 2017).

Ukazatele výměnné acidity byly mírně vyšší pod porostem jedle. Rozdíly v půdní reakci nebyly doloženy a charakteristiky půdního sorpčního komplexu byly také srovnatelné. Na jedné straně obsahovaly humusové horizonty pod jedlí významně vyšší obsah celkového dusíku a vápníku, na druhé straně pak nižší obsah celkového hořčíku. V přístupné formě živin byl významně

příznivější stav pod jedlí doložen pouze v případě fosforu a draslíku. Zvýšený obsah celkového dusíku v holorganických vrstvách a svrchní vrstvě minerální půdy ukazuje na bohatší opad této dřeviny a jeho rychlejší dekompozici. Vcelku je možno shrnout, že na dané lokalitě byl meliorační vliv jedle na půdu ve srovnání se smrkem malý. Pro vhodné vyhodnocení mohou sloužit dlouhodobě udržované trvalé výzkumné plochy jako jsou například provenienční plochy založené na území školního polesí Hůrky při Vyšší odborné škole lesnické a Střední lesnické škole Bedřicha Schwarzenberga Písek (Čáp et. al. 2013).

Tyto plochy dokážou přinášet trvalé zhodnocení produkce jedle bělokoré a vnitrodruhové porovnání dle rozdílného původu reprodukčního materiálu, současně zde může být hodnocen vliv meliorační funkce a poškození dřevin rozličnými vlivy prostředí i biotických činitelů. V návaznosti na tento druh výzkumu je však nutné postihnout růstové vlastnosti dřeviny v širším spektru věku, od stadia výsadeb po dospělé diferencované porosty různého stadia vývoje. Tyto informace mohou poskytovat vhodný podklad pro tvorbu koncepčních dokumentů pěstování lesů. V rámci pěstování sadebního materiálu se tato práce zaměřovala na specifické cíle jednoho vlastníka lesa. Pro komplexnější vyhodnocení by mělo být provedeno vícečetné sledování jednotlivých částí výzkumu. Například zapojení širokého spektra oddílů sledovaných osiv PLO 7 a 8 a případná komparace výsledků s oblastmi blízkými (PLO 6, 9 a 10).

Dalším limitujícím faktorem jsou veškerá ekonomická zhodnocení. Pro jejich objektivitu by bylo vhodné zahrnout do tohoto zhodnocení širší spektrum státních i nestátních vlastníků, či odborných lesních hospodářů pro případné zobecnění výsledků ve vztahu k celé ČR. Při hodnocení výpěstnosti sazenic a semenáčků zapojit do výzkumu sdružení lesních školkařů, případně více školkařských subjektů napříč celou ČR. V rámci části vyhodnocení kvality osiv a sypavosti šišek zajistit výsledky širokého spektra oddílů např. semenářského závodu Týniště n. Orlicí, případně komparovat výsledky dalších soukromých subjektů. Ekonomická hodnocení zajištěnosti kultur komparovat taktéž v rámci širšího spektra státních i nestátních vlastníků lesů. Další limitací této práce je úzké spektrum genetických zdrojů zkoumaných oddílů osiv. Hlavními limitujícími faktory v případě hodnocení přirozené i umělé obnovy byl nedostatek referenčních ploch s obdobnými klimatickými podmínkami.

Další velmi důležitým omezením je nízký počet zkoumaných souborů lesních typů. Pro komplexnější zhodnocení by bylo vhodné zahrnout další soubory lesních typů v zájmovém území, jako jsou: 3N, 3M, 3I, 3F, 3C, 3W, 3D, 3A, 3J, 3V, 3Q. Tytéž edafické kategorie v rámci vyšších LVS (4, 5 a 6). Současně by pro toto konkrétní vyhodnocení vlivu půdních charakteristik měly být zajištěny uniformní světelné podmínky. V tomto případě by tak měly

být vytvořeny stejně velké obnovní prvky, nedaleko vzdálené, ve stejnorodých lesních porostech pro zajištění oddělení vlivů klimatických podmínek a způsobu hospodaření. Vliv na výsledky výzkumu má i časové rozlišení sběru dat. Roční přírůst, který je v rámci výzkumu hodnocen, postihuje jediný rok. Dále by bylo vhodné tato měření opakovat a jejich výsledky vzájemně porovnávat. Pro zobecnitelnost výstupů je vhodné opakování měření v širším spektru poloh a stanovištních podmínek na celém území ČR. Limitujícími aspekty studie dendrochronologických, objemových charakteristik a biodiverzity porostů je omezený počet TVP a jejich prostorové rozmístění, což může snižovat zobecnění výsledků na širší území. Současně nebylo využito při této studii širší spektrum stanovištních podmínek. Výsledky může ovlivňovat také původ použitého sadebního materiálu jedle bělokoré (Kowalkowski et al. 2025). Rozdíly mezi proveniencemi však nebylo možné v rámci této studie detailně zohlednit, přestože mohou výrazně formovat růstovou dynamiku i odolnost vůči klimatickému stresu (Fulín et al. 2023; Čáp et al. 2024).

Interpretace dendrochronologických výsledků je dále omezena tím, že radiální růst odráží souhru klimatických, stanovištních a pěstebních faktorů, jejichž individuální vlivy nelze zcela spolehlivě oddělit. V kontextu probíhající klimatické změny se jako klíčové jeví zaměřit budoucí výzkum na možnosti postupné náhrady a snížení podílu odumírajícího smrku ztepilého v lesích České republiky (Černý et al. 2025; Jablonická et al. 2025). Tento směr by měl zohlednit zachování produkčních funkcí porostů, posílení jejich stability a zvýšení potenciálu sekvestrace uhlíku jako významného nástroje klimatické mitigace, a současně reflektovat adaptabilitu dřevin k měnícím se klimatickým podmínkám (Perunová et al. 2024; Synek et al. 2025). Navazující studie by se rovněž měly zaměřit na komplexní hodnocení role smíšených porostů s jedlí bělokorou a jejich dlouhodobé stability při rostoucí frekvenci klimatických extrémů (Vacek et al. 2021; Šebek et al. 2024). Dalším nástrojem pro získání komplexních dat tohoto výzkumu je rozšíření sběru dat na spektrum porostů s rozdílným věkem.

8. Závěr

Celkové shrnutí dosavadních poznatků této práce o jedli bělokoré naznačuje její vysoký potenciál v možné náhradě smrku ztepilého jakožto hlavní produkční dřeviny současnosti, poskytující adekvátně kvalitní surovinu k pilařskému zpracování. Současně je její produkční potenciál v objemové produkci vysoký, souvisí také s vysokou úrovní vazby uhlíku a nesrovnatelnou stabilitou lesních porostů v porovnání se současnými monokulturními porosty. Veškeré současné poznatky potvrzují potřeby přeměn na strukturně i druhově bohatější lesní ekosystémy. Diverzita ve všech směrech současně podporuje produkční potenciál. Byť byly v minulosti zaznamenány dramatické změny zastoupení jedle v průběhu času, ve vysoké míře bylo jejich příčinou lidské jednání. Přitom se jedná zejména o nevhodné obnovní postupy od 18 stol. po současnost, rozvoj průmyslu s vysokým množstvím produkovaných exhalací (70. léta 20. století), nebo rozsáhlý systémem pasečného hospodářství s absolutní ignorací stanovištních nároků jedle bělokoré. V dřívější historii (tisíce let př. n. l.), hrály největší vliv na zastoupení jedle v rámci střídání glaciálních a interglaciálních období. Klimatické podmínky mají primární vliv stejně tak v současnosti, společně s neméně důležitým vlivem denzity býložravců na našem území a škodami, které způsobují. Výsledky práce v celku jasně potvrzují rychlý růst a vysoký produkční potenciál jedle ($711 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Kruhová základna dosahovala nejvyšších hodnot u jedle bělokoré $58,8 \text{ m}^2 \text{ ha}$. Současně byla zjištěna nejvyšší průměrná hmotnatost $1,54 \text{ m}^3$. Z pohledu GKZ byla zjištěna nejvyšší sekvestrace uhlíku u modřínu opadavého jež je charakteristický vysokou hustotou dřeva, přičemž je nutno podotknout, že ve výpočtu figuruje objem celé dendromasy. Současně jde také vliv účelné míry ochrany před zvěří, jako adekvátní cesty pěstování jedlových porostů – respektive smíšených porostů s jedlí bělokorou. Průměrná výška jedlových pětiletých kultur se pohybovala v rozmezí minima 89,3 cm na kyselých stanovištích středních poloh (SLT 3K) a maxima 133,1 cm na stanovištích živných (SLT 3H). Současně byl velmi dobrý růst prokázán na stanovištích oglejených 120,9–122,1 cm (SLT 4O, 4P). Přirozená obnova vykazovala vysokou variabilitu růstu podle typu stanoviště, roční výškové přírůsty od 2,1–10,6 cm. Přičemž nevyšší přírůst byl pozorován na souboru lesních typů 4P (10,6 cm) a nejnižší na SLT 3S (2,1 cm). Cílená podpora přirozené obnovy jedle je tak efektivním nástrojem přírodě blízkého hospodaření. Jedním z důležitých faktorů v této souvislosti je potřebná příprava půdy naoráváním, nebo jinými mechanickými způsoby narušení půdního krytu. Za těchto podmínek se může přirozená obnova úspěšně dostavovat za předpokladu nízkého poškození zvěří. Z pohledu typologie byly nejpříznivější podmínky pro přirozenou obnovu na stanovištích oglejených (SLT 4O) a nejrychlejší růst byl

pozorován taktéž na tomto typu stanoviště SLT 4P. Tvorba porostních směsí s jedlí bělokorou je nástrojem k několika důležitým cílům. Důležité přitom jsou vytváření výškové difference, tvorba vysoké porostní zásoby zahrnující sekvestraci uhlíku, rychlá a efektivní obnova lesa (zajištěnost porostních směsí ve věku 7 let) a efektivní hodnotová produkce při využití stanovištně vhodných druhů dřevin. Veškeré výsledky této práce dávají zřetelný signál k vyšší míře využití jedle v lesních porostech s akcentem na optimalizaci dlouhodobě udržitelného myslivecko-lesnického managementu. Potvrzují také skutečnost, že heterogenní struktura lesních porostů představuje účinný nástroj pro trvale udržitelné a přírodě blízké hospodaření. Tyto postupy zvyšují odolnost lesa vůči stresovým faktorům, včetně dopadů klimatické změny.

9. Literatura

- AHMADI, K., ALAVI, S.J., HOSSEINI, S.M. 2022. Modeling response curves of European yew (*Taxus baccata* L.) using HOF models along the environmental gradient in north of Iran. *Acta Ecol. Sin.*, 42 (4): 383-391.
- ALAVI, S. J., AHMADI, K., HOSSEINI, S. M., TABARI, M., NOURI, Z. 2019. The response of English yew (*Taxus baccata* L.) to climate change in the Caspian Hyrcanian Mixed Forest ecoregion. *Regional Environmental Change*, 19: 1495-1506.
- 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.
- ANČÁK, J. 1965. Pokyny na obhospodarovanie jedľových a s jedľou zmiešaných porastov. Praha, Správa lesního hospodářství MZLH, 28 s.
- ANISZEWSKA, M., BŁUSZKOWSKA, U. 2016. Variability of silver fir (*Abies alba* Mill.) cones – variability of cone parameters. *Leśne Prace Badawcze*, 77(3): 221–229.
- APLTNAUER, J., BJÁČEK, K., JANOUŠEK, P., KOTRLA, P., MANSFELD, V., TOMÁŠOVÁ, Z., TUMA, P. 2021. Jedle bělokorá, Rozbory stavu a předpokládaného vývoje na základě analýzy dat LHPO, ERMA a OPRL, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, s. 1-53.
- AUGUSTAITIS, A., AUGUSTAITIENE, I., KLIUCIUS, A., GIRGZDIENE, R., SOPAUSKIENE, D. 2007. Contribution of ambient ozone to changes in Scots pine defoliation on territories under regional pollution. Step II of Lithuanian studies. *The Scientific World journal*, 7(S1), 47–57.
- BAÑUELOS, M.J., OBESO, J.R. 2005. How is fruit production regulated in the dioecious fleshy-fruited shrub *Rhamnus alpinus*? *Basic Appl. Ecol.*, 6 (3): 249-259.
- 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): 1–15.
- BAUHUS, J., FORRESTER, D.I., GARDINER, B., JACTEL, H., VALLEJO, R., PRETZSCH, H. 2017. Ecological stability of mixed-species forests. In: Pretzsch, Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 337–382.
- BEBCHUK, T., KRUSIC, P.J., PIKE, J.H., PIERMATTEI, A., FRIEDRICH, R., WACKER, L., CRIVELLARO, A., AROSIO, T., KIRDYANOV, A.V., GIBBARD, P., BROWN, D., ESPER, J., REINIG, F., BÜNTGEN, U. 2024. Sudden disappearance of yew (*Taxus*

- baccata*) woodlands from eastern England coincides with a possible climate event around 4.2 ka ago. *Quat. Sci. Rev.*, 323: 108414.
- BEBCHUK, T., MOIR, A.K., AROSIO, T., KIRDYANOV, A.V., TORBENSON, M.C.A., KRUSIC, P.J., HINDSON, T.R., HOWARD, H., BUCHWAL, A., NORMAN, C.A.P., BÜNTGEN, U. 2025. *Taxus* tree-ring chronologies from southern England reveal western European hydroclimate changes over the past three centuries. *Clim. Dyn.*, 63: 108.
- BECK, H.E., ZIMMERMANN, N.E., MCVICAR, T.R., VERGOPOLAN, N., BERG, A., WOOD, E.F. 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*, 5: 180214.
- BEDNARZ, Z., JAROSZEWICZ, B., PTAK, J., SZWAGRZYK, J. 1999. Dendrochronology of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in the Babia Góra National Park, Poland. *Dendrochronologia*, 16–17: 45–55.
- BENHAM, S. E., HOUSTON DURRANT, T., CAUDULLO, G., DE RIGO, D. 2016. *Taxus baccata* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: SAN-MIGUEL-AYANZ J., DE RIGO D., CAUDULLO G., HOUSTON DURRANT T., MAURI A. (Eds.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxembourg, pp. e015921+.
- BEZDĚČKOVÁ, L., ŘEZNÍČKOVÁ, J. 2012. Vliv předosevní přípravy na klíčivost a vzcházivost semen jedle bělokoré, *Zprávy lesnického výzkumu*, 57(3): 249-256.
- BÍLEK, L., VACEK, S., VACEK, Z., REMEŠ, J., KRÁL, J., BULUŠEK, D., GALLO, J. 2016. How close to nature is close-to-nature pine silviculture, *Journal of Forest Science*, 62: 24–34.
- BJURHAGER, I., GAMSTEDT, E. K., KEUNECKE, D., NIEMZ, P., BERGLUND, L. A. 2013. Mechanical performance of yew (*Taxus baccata* L.) from a longbow perspective. *Holzforschung*, 67: 763-770.
- BLEDÝ, M. 2014. Vnášení jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) do lesních porostů na LS Lužná, lokalitě Bor, Bakalářská práce, FLD ČZU v Praze, 66 s.
- BLEDÝ, M. 2016. Analýza způsobů umělé obnovy jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) ve vybraných lesních porostech LS Lužná, Diplomová práce, FLD ČZU v Praze, 103 s.
- BLEDÝ, M. 2023. Alternativní způsoby obnovy v kontextu klimatické změny u firmy Colloredo-Mannsfeld spol. s r.o. In: *Alternativní obnovní postupy hospodářských dřevin v ČR. Sborník příspěvků. Doksy, 6. 6. 2023. Praha, Česká lesnická společnost*, s 18–22.
- BLEDÝ M. 2023. Využití jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) v přírodě blízském hospodaření v podmínkách 2. -4. lesního vegetačního stupně, Rešerše disertační práce.
- BLEDÝ M. 2024. Výroční zpráva pěstební činnosti Colloredo-Mannsfeld spol. s r.o., 2024

- BLEDÝ, M., VACEK, S., BRABEC, P., VACEK, Z., CUKOR, J., ČERNÝ, J., ŠEVČÍK, R., BRYNYCHOVÁ, K. 2024. Silver Fir (*Abies alba* Mill.): Review of Ecological Insights, Forest Management Strategies, and Climate Change Impact on European Forests. *Forests*, 15: 998.
- BLEDÝ, M., VACEK, S., VACEK, Z., ČERNÝ, J., CUKOR, J., KUBĚNKA, M., ZEIDLER, A., TOMCZAK, K., LUKÁČIK, I., KRÁLÍČEK, I. (2025): Tis červený (*Taxus baccata* L.) a jeho význam v přírodě blízském obhospodařování lesů v podmínkách klimatické změny – review. [European yew (*Taxus baccata* L.) and its importance in close to-nature management in climate change conditions – review]. *Zprávy lesnického výzkumu*, 70: 1: 33–44.
- BLEDÝ, M. 2026. Podklady pro tvorbu diplomové práce: Optimalizace nákladů pěstební činnosti vybraného lesnického podniku, Doležalová S., Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra lesnické a dřevařské ekonomiky, 2026
- BLEDÝ, M., VACEK, S., VACEK, Z., CUKOR, J., ČERNÝ, J., ŠIMŮNEK, V., PECHAČOVÁ, J., BRABEC, P., BUDÍNSKÝ, J., KUBĚNKA, M., GALLO, J. 2026. Vyhodnocení pěstování jedle bělokore od sběru semenné suroviny po zajištěný porost v podmínkách 3. a 4. LVS, *Zprávy lesnického výzkumu*, 2/2026, 787, 10.59269/zlv/2026/2/787
- BLEDÝ, M., BUDÍNSKÝ, J., VACEK, Z., VACEK, S., ŠIMŮNEK, V., ČERNÝ, J., CUKOR, J., TROJAN, V., GALLO, J., RUS P., 2026., Drivers of silver fir regeneration success: Interactions between site conditions, game browsing and close-to-nature forest management, *Journal of Forest Science*, 2026, 72(5):236-245.
- BLEDÝ, M., VACEK, S., VACEK, Z., ČERNÝ, J., CUKOR, J., TOMCZAK, K., TROJAN, V., BUDÍNSKÝ, J., PLAČKOVÁ, A., HÁJEK, V. 2026. Variability of Structure, Volume, Carbon Sequestration, and Growth-Climate Responses of Fir, Yew, Spruce, Pine and Larch Under Global Climate Change, *Forests*, 17:422.
- BOGDZIEWICZ, M. 2022. How will global change affect plant reproduction, A framework for mast seeding trends. *New Phytologist*, 234: 14–20.
- BOGDZIEWICZ, M., ASCOLI, D., HACKET-PAIN, A., KOENIG, W.D., PEARSE, I.S., PESENDORFER, M.B., SATAKE, A., THOMAS, P., VACCHIANO, G., WOHLGEMUTH, T., TANENTZAP, A. 2019. From theory to experiments for testing the proximate mechanisms of mast seeding: an agenda for an experimental ecology. *Ecology Letters*, 23(2): 210–220.
- BOGDZIEWICZ, M., CHYBICKI, I., SZYMKOWIAK, J., ULASZEWSKI, B., BURCZYK, J., SZAREK-ŁUKACZEWSKA, G., MEYZA K., SZTUPECKA, E., LEDWOŃ, M.,

- PIECHNIK, Ł., SEGET, B., KONDRAT, K., GAZDA, A., ŻYWIEC, M. 2024. Relatives reproduce in synchrony: kinship and individual condition shape intraspecific variation in masting phenotype. *The Royal Society Proceedings B*, 291: 20232732.
- BOGDZIEWICZ, M., KELLY, D., TANENTZAP, A.J., THOMAS, P., FOEST, J., LAGEARD, J., HACKETT-PAIN, A. 2023. Reproductive collapse in European beech results from declining pollination efficiency in large trees. *Global Change Biology*, 29(16): 4595–4604.
- BOGINO, S., FERNÁNDEZ NIETO, M., BRAVO, F. 2009. Drought index and radial growth of *Pinus sylvestris* L. in its southern and western distribution threshold. *Silva Fennica*, 43: 609–623.
- BOŠELA, M., PETRÁŠ, R., SITKOVÁ, Z., PRIWITZER, T., PAJTÍK, J., HLAVATÁ, H., SEDMÁK, R., TOBIN, B. 2014. Possible causes of the recent rapid increase in the radial increment of silver fir in the Western Carpathians. *Environmental Pollution*, 184: 211–221.
- BRABEC, P., CUKOR, J., VACEK, Z., VACEK, S., SKOTÁK, V., ŠEVČÍK, R., FUCHS, Z. 2024. Wildlife damage to forest stands in the context of climate change – a review of current knowledge in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal*, 70(4): 207–221.
- BRANG, P., KUCHLI, C., SCHWITTER, R., BUGMANN, H., AMMANN, P. 2016. Waldbauliche Strategien im Klimawandel. In: Pluess, A.R., Augustin, S., Brang, P. (Red.) *Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien*. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf. Haupt, Bern, Stuttgart, Wien. pp. 341–364.
- BRANG, P., SPATHELF, P., BO LARSEN, J., BAUHUS, J., BONCČINA, A., CHAUVIN, C., DROSSLER, L., GARCIA-GUEMES, C., HEIRI, C., KERR, G., LEXER, M.J., MASON, B., MOHREN, F., MUHLETHALER, U., NOCENTINI, S., SVOBODA, S. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87, 492–503.
- BRICHTA, J., ŠIMŮNEK, V., BÍLEK, L., VACEK, Z., GALLO, J., DROZDOWSKI, S., BRAVO-FERNÁNDEZ, J.A., MASON, B., GOMEZ, S.R., HÁJEK, V., VACEK, S., ŠTÍCHA, V., BRABEC, P., FUCHS, Z. 2024. Effects of climate change on Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growth across Europe: decrease of tree ring fluctuation and amplification of climate stress. *Forests*, 15: 91.
- BROOME, A., HENDRY, S., PEACE, A. 2007. Annual and spatial variation in coning shown by Forest Condition Monitoring programme data for Norway spruce, Sitka spruce and Scots pine in Britain. *Forestry*, 80: 17–28.

- BRZEZIECKI, B. KIENAST, F. 1994. Classifying the life-history strategies of trees on the basis of the Grimian model. *Forest Ecology and Management*, 69: 167–187.
- BRZEZIECKI, B. KIENAST, F. 1994. Classifying the life-history strategies of trees on the basis of the Grimian model. *Forest Ecology and Management*, 69: 167–187.
- BUČEK, A. 2001: Trend posunu vegetačních stupňů v důsledku možných globálních změn klimatu. In: Viewegh, J. (ed.): *Problematika lesnické typologie III*. Sb. příspěv. sem., ČZU Praha, s. 12-16,
- BUGALA, W. 1978. Systematics and variability. The Yew – *Taxus baccata* L., pp. 15–32. Foreign Scientific Publications, Department of the National Center for Scientific and Technical, and Economic Information (for the Department of Agriculture and the National Science Foundation, Washington, DC), Warsaw, Poland.
- BUCHER, H. U. 2014. *Abies alba*. In: *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie*; John Wiley & Sons, Ltd.: Hoboken, NJ, USA, pp. 1–18.
- BUJOCZEK, L., BUJOCZEK, M. 2018. The dynamics of the *Taxus baccata* L. population and the factors affecting its regeneration in the Jasień Nature Reserve. *Dendrobiology*, 80: 24-36.
- BUNN A., MIKKO K. (2018): *Chronology Building in dplR*. Vienna, R Foundation for Statistical Computing: 13.
- BÜNTGEN, U., TEGEL, W., KAPLAN, J.O., SCHAUB, M., HAGEDORN, F., BÜRGI, M., BRÁZDIL, R., HELLE, G., CARRER, M., HEUSSNER, K.-U., HOFMANN, J., KONTIC, R., KYNCL, T., KYNCL, J., CAMARERO, J.J., TINNER, W., ESPER, J., LIEBHOLD, A. 2014. Placing unprecedented recent fir growth in a European-wide and Holocene-long context. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12: 100–106.
- BÜNTGEN, U., FRANK, D., KACZKA, R., VERSTEGE, A., ZWIJACZ-KOZICA, T., ESPER, J. 2007. Growth responses to climate in a multi-species tree-ring network in the Western Carpathian Tatra Mountains, Poland and Slovakia. *Tree Physiology*, 27: 689–702.
- CAFOUREK, J., KOTRLA, P. 2022. Průměrná výpěstnost sadebního materiálu lesních dřevin v ČR. (semenáčky a sazenice). Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti v. v. i., Výroční zpráva 2022.
- CAMARERO, J., GAZOL, A., VALERIANO, C., VERGARECHEA, M., CATTANEO, N. 2024. Growth data of outlying plantations allows benchmarking the tolerance to climate extremes and drought stress in the European larch. *Front. Plant Sci.*, 15:1404347.
- CASIER, M., VAN DIEST, A., AERTS, R., PEETERS, G., VAN ACKER, K., HELLEMANS, B., HONNAY, O., MUYS, B. 2024. Genetic diversity and structure of endangered native

- yew *Taxus baccata* in remnant populations in Belgium. *Forest Ecology and Management*, 553: 121633.
- CAUDULLO, G., WELK, E., MIGUEL-AYANZ, J. 2017. Chorological maps for the main European woody species, *Data in Brief* 12(C): 662-666.
- CEDRO, A. 2023. Dendrochronology and dendroclimatology of yew in Poland. *Dendrochronologia*, 73: 126068.
- CEDRO, A. 2023. Dendrochronology and dendroclimatology of yew in Poland. *Dendrochronologia*, 73: 126068.
- CEDRO, A., CEDRO, B. 2015. Growth-climate relationships at yew and wild service trees on the eastern edge of their range in Europe. *For. Syst.*, 24 (3), e044.
- CEDRO, A., ISZKUŁO, G. 2011. Do females differ from males of European yew (*Taxus baccata* L.) in dendrochronological analysis? *Tree-Ring Res* 67 (1):3-11.
- CLARK, J.S., ANDRUS, R., AUBRY-KIENTZ, M., BERGERON, Y., BOGDZIEWICZ, M., BRAGG, D.C., BROCKWAY, D., CLEAVITT, N.L., COHEN S., COURBAUD B., DALEY R., DAS A.J., DIETZE M., FAHEY T.J., FER I., FRANKLIN J.F., GEHRING C.A., GILBERT G.S., GREENBERG C.H., GUO Q., LAMBERS J.H.R., IBANEZ I. JOHNSTONE J., KILNER CH.L., KNOPS J., KOENIG W.D., KUNSTLER G., LAMONTAGNE J.M., LEGG K.L., LUONGO J., LUTZ J.A., MACIAS D., MCINTIRE E.J.B., MESSAOUD Y., MOORE CH.M., MORAN E., MYERS J.A., MYERS O.B., NUNEZ CH., PARMENTER R., PEARSE S., PEARSON S., POULTON-KAMAKURA R., READY E., REDMOND M.D., REID CH.D., RODMAN K.C., SCHER C.L., SCHLESINGER W.H., SCHWANTES A.M., SHANAHAN E., SHARMA S., STEELE M.A., STEPHENSON N.L., SUTTON S., SWENSON J.J., SWIFT M., VEBLEN T.T., WHIPPLE, A.V., WHITMAN, T.G., WION A.P., ZHU, K., ZLOTIN, R. 2021. Continent-wide tree fecundity driven by indirect climate effects. *Nature Communications*, 12: 1242.
- CLARK, TILMAN (2008): Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature*, 451(7179):712-715.
- COLES, J.M., HEAL, S.V.E., ORME, B.J. 1978. The use and character of wood in prehistoric Britain and Ireland. *Proceedings of the Prehistoric Society*, 44: 1–45.
- COOTE, L., DIETZSCH, A.C., WILSON, M.W., GRAHAM, C.T., FULLER, L., WALSH, A.T., IRWIN, S., KELLY, D.L., MITCHELL, F.J.G., KELLY, T.C., O'HALLORAN, J. 2013. Testing indicators of biodiversity for plantation forests. *Ecological Indicators* 32: 107–115.

- COPE, E.A. 1998. Taxaceae: the genera and cultivated species. *Botanical Review*, 64: 291–323.
- CUKOR, J., VACEK, Z., VACEK, S. 2023. Škody zvěří. In: NOVÁK, J., KACÁLEK, D. et al. (eds.): Podpora a perspektiva jedle bělokoré v České republice. Opočno, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i., s. 212–227.
- CUKOR, J., ZEIDLER, A., VACEK, Z., VACEK, S., ŠIMŮNEK, V., GALLO, J., 2020. Comparison of growth and wood quality of Norway spruce and European larch: effect of previous land use. *Eur. J. For. Res.*, 139.
- CUNY, H.E., RATHGEBER, C.B.K., KIESS_E, T.S., HARTMANN, F.P., BARBEITO, I., FOURNIER, M., 2013. Generalized additive models reveal the intrinsic complexity of wood formation dynamics. *J. Exp. Bot.*, 64: 1983–1994.
- CURRAN L. M., LEIGHTON M. 2000. Vertebrate responses to spatiotemporal variation in seed production of mast-fruited Dipterocarpaceae. *Ecological Monographs*, 70: 101–128.
- ČÁP, J., FULÍN, M., BERAN, F., DOSTÁL, J., KOMÁRKOVÁ, M. 2024. Comparison of the growth of the provenances of silver fir (*Abies alba* Mill.) on research plots in the regions Novohradské hory and Českomoravská vrchovina at the age of 50 years. *Journal of Forest Science*, 70(1): 14–23.
- ČAVLOVIĆ, J., BONČINA, A., BOŽIĆ, M., GORŠIĆ, E., SIMONČIĆ, T., TESLAK, K. 2015. Depression and growth recovery of silver fir in uneven-aged Dinaric forests in Croatia from 1901 to 2001. *Forestry*, 88(5): 586–598.
- ČERVENÝ SEZNAM IUCN 2020. Červený seznam ohrožených živočichů a rostlin. Mezinárodní svaz ochrany přírody (IUCN).
- ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV 2025, Ústavem globální změny Akademie věd ČR, v.v.i. projekt SS02030040 Predikce, hodnocení a výzkum citlivosti vybraných systémů, vlivu sucha a změny klimatu v Česku (PERUN) a projektu SustES.
- D'ANDREA, G., ŠIMŮNEK, V., PERICOLO, O., VACEK, Z., VACEK, S., CORLETO, R., OLEJÁR L., RIPULLONE, F. 2023. Growth Response of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in Central Bohemia (Czech Republic) to Climate Change. *Forests*, 14: 1215.
- DANĚK, M., DANĚK, T. 2021. Recent changes in the climate-growth response of European larch (*Larix decidua* Mill.) in the Polish Sudetes. *Trees*, 1–15.
- DANIEWSKI, W.M., GUMULKA, M., ANCZEWSKI, W., MASNYK, M., BLOSZYK, E., GUPTA, K.K. 1998. Why the yew tree (*Taxus baccata*) is not attacked by insects. *Phytochemistry*, 49: 1279–1282.

- DAUŠKANE, I.; BRVLOŽIT SYMBOLŪMELIS, G.; ELFERTS, D. 2011. Effect of climate on extreme radial growth of Scots pine growing on bogs in Latvia. *Est. J. Ecol.*, 60: 236.
- DE VRIES, S.M.G., ALAN, M., BOZZANO, M., BURIANEK, V., COLLIN, E., et al. 2015. Pan-European strategy for genetic conservation of forest trees and establishment of a core network of dynamic conservation units. European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), Biodiversity International, Rome, Italy. xii + 1–40.
- DESPLANQUE, C., ROLLAND, C., SCHWEINGRUBER, F. H., 1999. Influence of species and abiotic factors on extreme tree ring modulation. *Trees*, 13:218–227.
- DHAR, A., RUPRECHT, H., KLUMPP, R., VACIK, H. 2007. Comparison of ecological condition and conservation status of English yew population in two Austrian gene conservation forests. *Journal of Forest Research*, 18: 181–186.
- DIACI, J., KERR, G., O'HARA, K. 2011. Twenty-first century forestry: integrating ecologically based, uneven-aged silviculture with increased demands on forests. *Forestry*, 84: 463–465.
- DITTMAR, C., ELLING, W. 2004: Radial growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) at the Coulissenhieb Site in relation to environmental conditions and comparison with sites in the Fichtelgebirge and Erzgebirge. (ed. by E Matzner) Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Germany, p. 291–311.
- DOBROWOLSKA, D., BONČINA, A., KLUMPP, R. 2017a. Ecology and silviculture of silver fir (*Abies alba* Mill.): a review, *Journal of Forest Research*, 22: 6: 326–335.
- DOBROWOLSKA, D., BONČINA, A., KLUMPP, R. 2017. Ecology and silviculture of silver fir (*Abies alba* Mill.): A review. *Journal of Forest Research*, 22: 326–335.
- DOBROWOLSKA, D., NIEMCZYK, M., OLSZOWSKA, G. 2017. The influence of stand structure on European yew *Taxus baccata* populations in its natural habitats in central Poland. *Polish Journal of Ecology*, 65: 369–384.
- DOBROWOLSKA, D., NIEMCZYK, N., OLSZOWSKA, G. 2017b. The influence of stand structure on European yew *Taxus baccata* populations in its natural habitats in central Poland. *Pol. J. Ecol.*, 65: 369–384.
- DUBREUIL, M., RIBA, M., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S.C., VENDRAMIN, G.G., SEBASTIANI, F., MAYOL, M. 2010. Genetic effects of chronic habitat fragmentation revisited: strong genetic structure in a temperate tree, *Taxus baccata* (Taxaceae), with great dispersal capability. *American Journal of Botany*, 97: 303–310.

- DUBREUIL, M., SEBASTIANI, F., MAYOL, M., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S.C., RIBA, M., VENDRAMIN, G. G. 2008. Isolation and characterization of polymorphic nuclear microsatellite loci in *Taxus baccata* L. *Conservation Genetics*, 9: 1665–1668.
- DULAMSUREN, C., HAUCK, M., KOPP, G., RUFF, M., LEUSCHNER, C., 2017. European beech responds to climate change with growth decline at lower, and growth increase at higher elevations in the center of its distribution range (SW Germany). *Trees*, 31: 673–686.
- DVOŘÁKOVÁ B., HRADECKÝ J., BLEDÝ M., HOLUŠA J. 2026. Stump grinding management enhances pine weevil (*Hylobius abietis*) abundance on clear-cuts, *Forest Ecology and Management*, 600: 123313.
- EATON, R.A., HALE, M.D.C. 1993. *Wood: Decay, Pests and Protection*. Chapman & Hall, London, UK.
- ECKENWALDER, J. E. 2009. *Conifers of the world the complete reference*. 1st ed. Portland, Or, 720 p.
- EILMANN, B., RIGLING, A. 2012. Tree-growth analyses to estimate tree species' drought tolerance. *Tree Physiol.*, 32, 178–187.
- ELLENBERG, H. 2009. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- ELLING, W., DITTMAR, C., PFAFFELMOSER, K., RÖTZER, T. 2009. Dendroecological assessment of the complex causes of decline and recovery of the growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Southern Germany. *Forest Ecology and Management*, 257: 1175–1187.
- ELLISON, D., MORRIS, C.E., LOCATELLI, B., SHEIL, D., COHEN, J. et al. 2017. Trees, forests and water: cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43: 51–61.
- FADY, B., ARAVANOPOULOS, F.A., ALIZOTI, P., MÁTYÁS, C., VON WÜHLISCH, G., WESTERGREN M., BELLETTI P., CVJETKOVIC B., DUCCI F., HUBER G., KELLEHER C.T., KHALDI A., KHARRAT M.B.D., KRAIGHER H., KRAMER K., MÜHLETHALER U., PERIC S., PERRY A., ROUSI M., SBAY H., STOJNIĆ S., TIJARDOVIČ, M., TSVETKOV, I., VARELA, M.C., VENDRAMIN, G.G., ZLATANOV, T. 2016. Evolution-based approach needed for the conservation and silviculture of peripheral forest tree populations. *Forest Ecology Management*, 375: 66–75.
- FADY, B., FOREST, I., HOCHU, I., RIBIOLLET, A., DE BEAULIEU, J.-L., PASTUSZKA, P. 1999. Genetic differentiation in *Abies alba* (Mill.) populations from south-eastern France. *Forest Genetics*, 6: 129–138.

- FALK, D.A., VAN MANTGEM, P.J., KEELEY, J.E., GREGG, R.M., GUITERMAN, C.H., TEPLEY, A.J., YOUNG, J.N., MARSHALL, L.A. 2022. Mechanisms of forest resilience. *Forest Ecology and Management*, 512: 120129.
- FANG, W-J., CAI, O., ZHAO, O., JI, CH-J., ZHU, J-L., TANG, Z-Y., FANG, J-Y. 2022. Species richness patterns and the determinants of larch forests in China. *Plant Diversity*, 44: 5: 436-444.
- FARJON A. 2017. *A Handbook of the World's Conifers*. Vol.1 & 2. (pp. 1112), Leiden & Boston: Brill.
- FARJON, A. (Ed.), 2010. *A Handbook of the World's Conifers* (2 Vols.). Koninklijke Brill NV, Leiden, The Netherlands.
- FARRIS, E., FILIGHEDDU, R. 2008. Effects of browsing in relation to vegetation cover on common yew (*Taxus baccata* L.) recruitment in Mediterranean environments. *Plant Ecology*, 199: 309–318.
- FELIKSIK, E. 1972. Studia dendrochronologiczne nad świerkiem (*Picea excelsa* L.). Część I. Badania nad świerkiem z Lasu Gąsienicowego w Tatrach. *Acta Agraria et Silvustria*, 12:39–70.
- FELIKSIK, E., WILCZYNSKI, S., WALECKA, M. 1994: Klimatyczne uwarunkowania przyrostów kambialnych świerka pospolitego (*Picea abies* Karst.) w lesnictwie Piersiec. *Acta Agraria et Silvustria*. Series Silvestris, 32:53–59.
- FERNÁNDEZ-MANSO, O., FERNÁNDEZ-MANSO, A., SANTAMARÍA, E., QUINTANO, C. 2011. Análisis territorial de la Tejedas de Castilla y León (España). *Spanish Journal of Rural Development*, 2: 69-80.
- FICKO, A., POLJANEC, A., BONČINA, A. 2011. Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (*Abies alba* Mill.) indicate its decline? *Forest Ecology and Management*, 261(4): 844–854.
- FILER, D., FARJON, A. 2013. *An Atlas of the World's Conifers: An Analysis of their Distribution, Biogeography, Diversity and Conservation Status*. Leiden & Boston: Brill.
- FOEST, J.J., BOGDZIEWICZ, M., PESENDORFER, M.B., ASCOLI, D., CUTINI, A., NUSSBAUMER A., VERSTRAETEN A., BURKHARD B., CHIANUCCI F., MEZZAVILLA F., GRATZER G., KUNSTLER G., MEESENBURG H., WAGNER M., MUND, M., COOLS, N., SCHMIDT, W., VACEK, S., VACEK, Z., HACKET-PAIN, A. 2024. Widespread breakdown in masting in European beech due to rising summer temperatures. *Global Change Biology*, 30(5): e17307.

- FORRESTER, D.I., BAUHUS, J. 2016. A Review of Processes Behind Diversity—Productivity Relationships in Forests. *Current Forestry Reports*, 2, (1):45-61.
- FRYČ D., ZAHRADNÍKOVÁ M. 2024. Spektrum odchyceného aphidomorfního hmyzu jedlových porostů, *Zprávy lesnického výzkumu*, 69, (1): 1-12
- FRITTS, H. C., 2001. *Tree Rings and Climate*. Blackburn Press, Caldwell, NJ, USA, 567 p.
- FULÍN M., DOSTÁL J., ČÁP J., NOVOTNÝ P. 2023. Evaluation of silver fir provenances at 51 years of age in provenance trials in the Předhoří Hrubý Jeseník and Nízký Jeseník Mts. regions, Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 69(2): 44–59.
- GALLO, J., BÍLEK, L., ŠIMŮNEK, V., ROIG, S., FERNÁNDEZ, J. A. B. 2020b. Uneven-aged silviculture of Scots pine in Bohemia and Central Spain: comparison study of stand reaction to transition and long-term selection management. *Journal of Forest Science*, 66: 22–35.
- GALVIN, S., POTITO, A., HICKEY, K. 2014. Evaluating the dendroclimatological potential of *Taxus baccata* (yew) in southwest Ireland. *Dendrochronologia* 32 (2): 144-152.
- GAO T., HEDBLÖM M., EMILSSON T., NIELSEN A.B. 2014. The role of forest stand structure as bio-diversity indicator. *Forest Ecology and Management* 330: 82–93.
- GAZOL A., CAMARERO J.J., GUTIÉRREZ E., POPA I., ANDREU-HAYLES L., MOTTA R., NOLA P., RIBAS M., SANGÜESA-BARREDA G., URBINATI C., CARRER M. 2015. Distinct effects of climate warming on populations of silver fir (*Abies alba*) across Europe. *Journal of Biogeography*, 42: 1150–1162.
- GAZOL, A., CAMARERO, J.J., COLANGELO, M., DE LUIS, M., DEL CASTILLO, E.M., SERRA-MALUQUER, X. 2019. Summer drought and spring frost, but not their interaction, constrain European beech and Silver fir growth in their southern distribution limits. *Agric. For. Meteorol.*, 278: 107695.
- GAZOL, A., CAMARERO, J.J., GUTIERREZ, E., POPA, I., ANDREU-HAYLES, L., MOTTA, R., NOLA, P., RIBAS, M., SANGÜESA-BARREDA, 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.
- GODVOD, K., BRAZAITIS, G., BAČKAITIS, J., KULBOKAS, G. 2018. The development and growth of larch stands in Lithuania. *J. For. Sci.*, 64: 199–206.
- GREENE D.F., JOHNSON E.A. 2004. Modelling the temporal variation in the seed production of North American trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 65–75.
- HACKET-PAIN A., ASCOLI D., BERRETTI R., MENCUCCINI M., MOTTA R., NOLA P., PIUSSI P., RUFFINATTO F., VACCHIANO G. 2019. Temperature and masting control

- Norway spruce growth, but with high individual tree variability. *Forest Ecology and Management*, 438: 142–150.
- HAGENEDER F. 2011. *Yew: A History*. The History Press, 320 p.
- HARTZELL H.R. JR 1995. Yew and us: a brief history of the yew tree. *Taxol: Science and Applications* (ed. M. Suffness), pp. 27–34. CRC Press, New York, USA.
- HASSLER J., SCHOCH W., ENGESSER R. 2004. Auffällige Stammkrebse an Eiben (*Taxus baccata* L.) im Fürstenwald bei Chur (Graubünden, Schweiz) | Stem Canker of Yew Trees (*Taxus baccata* L.) in the Fürstenwald near Chur, Canton Grisons, Switzerland. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 155: 400–403.
- HIEKE K. 1978. *Praktická dendrologie I*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 533 s.
- HLÁSNÝ, T.; ZIMOVÁ, S.; MERGANIČOVÁ, K.; ŠTĚPÁNEK, P.; MODLINGER, R.; TURČÁNI, M. 2021: Devastating Outbreak of Bark Beetles in the Czech Republic: Drivers, Impacts, and Management Implications. *For. Ecol. Manag.*, 490: 119075.
- CHÁVEZ V., MACDONALD S.E. 2012. Partitioning vascular understory diversity in mixed wood boreal forests: the importance of mixed canopies for diversity conservation. *Forest Ecology and Management*, 271: 19–26.
- CHEN X., GUO Q., BROCKWAY D.G. 2016. Analyzing the Complexity of Cone Production in Longleaf Pine by Multiscale Entropy. *Journal of Sustainable Forestry*, 35: 172–182.
- CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČÍ M. (eds.) et al. 2010. *Katalog biotopů České republiky*. 2. upravené a rozšířené vydání Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 445 s.
- ISZKUŁO G., BORATYŃSKI A. 2006. Analysis of the relationship between photosynthetic photon flux density and natural *Taxus baccata* seedlings occurrence. *Acta Oecologica*, 29: 78–84.
- ISZKUŁO, G., JASIŃSKA, A.K., GIERTYCH, M.J. et al. 2009: Do secondary sexual dimorphism and female intolerance to drought influence the sex ratio and extinction risk of *Taxus baccata*, *Plant Ecol.*, 200: 229–240.
- IUCN 2020. Červený seznam ohrožených živočichů a rostlin. Mezinárodní svaz ochrany přírody (IUCN).
- JACTEL, H., GRITTI, E.S., DROSSLER, L., FORRESTER, D.I., MASON, W.L., MORIN, X., PRETZSCH, H., CASTAGNEYROL, B. 2018. Positive biodiversity-productivity relationships in forests: climate matters. *Biol. Lett.*, 14: 20170747.
- JACTEL, H., GRITTI, E.S., DROSSLER, L., FORRESTER, D.I., MASON, W.L., MORIN, X., PRETZSCH, H., CASTAGNEYROL, B., 2018. Positive biodiversity-productivity relationships in forests: climate matters. *Biol. Lett.*, 14: 20170747.

- JAGODZIŃSKI, A.M., DYDERSKI, M.K., GĘSIKIEWICZ, K., HORODECKI, P. 2018. Tree – and stand-level biomass estimation in a *Larix decidua* Mill. Chronosequence. *Forests*, 9(10): 587.
- JANKAUSKAS, M., 1962. Larch Stands. Lithuanian SSR Forests, Vilnius.
- JAWORSKI A. 2011. Hodowla Lasu. Charakterystyka Hodowlana Drzew i Krzewów Leśnych Silviculture, Characteristics of Forest Trees and Shrubs; PWRiL: Warszawa, Poland.
- JENNEWEIN S., CROTEAU R. 2001. Taxol: biosynthesis, molecular genetics, and biotechnological applications. *Applied Microbiological Biotechnology*, 57: 13–19.
- JOHANSSON T. 1999. Biomass production of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) growing on abandoned farmland. *Silva Fennica*, 33 (4): 649.
- JOHANSSON, T 2014: Total Stem and Merchantable Volume Equations of Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) Growing on Former Farmland in Sweden. *Forests*, 5 (8): 2037-2049.
- KADLEC J., NOVOSADOVÁ K., POKORNÝ R. 2025. Růst a zdravotní stav výsadeb jedle bělokoré (*abies alba* Mill.) na slunečných a zastíněných stanovištních podmínkách v Beskydech, zprávy lesnického výzkumu, 70, 2025 (1): 51-59
- KAHLE, H.P., SPIECKER, H. 1996. Adaptability of radial growth of Norway spruce to climate variations: results of a site specific dendroecological study in high elevations of the Black Forest (Germany). *Radiocarbon*, 38:785–801.
- KANG K.-S. 2003. Estimation of Fertility Variation in Forest Tree Populations. *Forestry*, 76: 329–344.
- KARLSSON C., ÖRLANDER G. 2002. Mineral nutrients in needles of *Pinus sylvestris* seed trees after release cutting and their correlations with cone production and seed weight. *Forest Ecology and Management*, 166: 183–191.
- KAŠTIER P. 2016. Ungulate density and its impact on Slovak forests. In *The Current Issues in Forest Establishment and Silviculture 2016-4th International Conference* (in Slovak); National Forest Centre: Zvolen, Slovak, 2016; pp. 88–95.
- KNOCHE, D., 2005. Effects of stand conversion by thinning and underplanting on water and element fluxes of a pine ecosystem (*P. sylvestris* L.) on lignite mine spoil. *For. Ecol. Manage.*, 212, 214–220.
- KNOPS J.M.H., KOENIG W.D., CARMEN W.J. 2007. Negative correlation does not imply a tradeoff between growth and reproduction in California oaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104: 16982–16985.

- KOENIG W.D., KNOPS J.H.M., CARMEND J.H. 2020. Can mast history be inferred from radial growth? A test using five species of California oaks. *Forest Ecology and Management*, 472: 118233.
- KOENIG W.D., KNOPS J.M.H. 2000. Patterns of annual seed production by northern hemisphere trees: a global perspective. *The American Naturalist*, 155: 59–69.
- KOENIG W.D., KNOPS J.M.H. 2001. Seed-crop size and eruptions of North American boreal seed-eating birds. *Journal of Animal Ecology*, 70: 609–620.
- KOPROWSKI, M., ZIELSKI, A., 2006: Dendrochronology of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) from two range centres in lowland Poland. *Trees*, 20:383–390.
- KORNER, CH, 2005. An introduction to the functional diversity of temperate forest trees. In: Scherer-Lorenzen, M., Korner, Ch, Schulze, E.D. (Eds.), *Forest Diversity and Function. Temperate and Boreal Systems. Ecological Studies*, vol. 176. Springer, Germany, pp. 291–307.
- KORPEL Š. 1995. The importance of European yew, *Taxus baccata*, in forest ecosystems of Slovakia and possibilities to improve its status. SEA, Banská Bystrica.
- KORPEL, Š., VINŠ, B. 1966. Pestovanie jedle. Bratislava. Slovenské vydavateľstvo pôdohospodárskej literatúry. 342 s.
- KOWALKOWSKI W., JAGIEŁŁO R., BARANOWSKA M., BARZDAJN W. 2025. Silver fir restitution: The role of seedling stock type in adapting to various environmental conditions. *Journal of Forest Science*, 71(7): 358–371.
- Krejzlík J. 1972. K obnově jedle a její výchově na hlubokou korunu v oblasti středočeských chlumů. *Lesnická práce*, 51 (9): 396–403
- 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. *Lesnický časopis – Forestry Journal*, 61: 3: 175–187.
- KUČERAVÁ B., DOBROVOLNÝ L, REMEŠ J., (2013) Responses of *abies alba* seedlings to different site conditions in *Picea abies* plantations, *Dendrobiology*, 69: 49-58.
- KUNZMANN L., MAI D.H. 2005. Conifers of the mastixioideae-flora from Wiesa near Kamenz (Saxony, Miocene) with special consideration of leaves. *Palaeontographica Abteilung B-Paläophytologie*, 272: 67–135
- KUPKA I. 2005. Reaction of Silver fir (*Abies alba* Mill.) plantation to fertilization. *Journal of Forest Science*, 51(3): 95–100.

- KVARATSKHELIA, R., GAVASHELISHVILI, A., 2025. Common Yew (*Taxus baccata*) as a climate archive: Reconstructing 200 years of temperature change in Georgia (*Caucasus*). *Dendrochronologia*, 89: 126285.
- KÝPEŤOVÁ M., JALOVÍAR P. 2016. The influence of light conditions on growth and development of natural regeneration of European yew (*Taxus baccata* L.) in managed forest stand at the regeneration stage (in Slovak). *Acta Facultatis Forestalis Zvolen*, 58: 33–46.
- KÝPEŤOVÁ M., WALAS Ł., JALOVÍAR P., ISZKUŁO G. 2018. Influence of herbivory pressure on the growth rate and needle morphology of *Taxus baccata* juveniles. *Dendrobiology*, 79: 10–19.
- LANGE O.L. 1961. Die Hitzeresistenz einheimischer immerund wintergrüner Pflanzen im Jahreslauf. *Planta*, 56: 666–683.
- LARSON D.W., MATTHES U., KELLY P.E. 2000. *Cliff Ecology: Pattern and Process in Cliff Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- LEBOURGEOIS, F., RATHGEBER, C.B.K., ULRICH, E. 2010. Sensitivity of French temperate coniferous forests to climate variability and extreme events (*Abies alba*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*). *J. Veg. Sci.*, 21, 364–376.
- LEUSCHNER C., ELLENBERG H. 2017. *Ecology of Central European forests—vegetation ecology of Central Europe*, vol I. Springer International Publishing, Cham.
- 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.
- LEWANDOWSKI A., BURCZYK J., MEJNARTOWICZ L. 1995. Genetic structure of English yew (*Taxus baccata* L.) in the Wierchlas Reserve: implications for genetic conservation. *Forest Ecology and Management*, 73: 221–227.
- LINARES J.C. 2013. Shifting limiting factors for population dynamics and conservation status of the endangered English yew (*Taxus baccata* L., *Taxaceae*). *Forest Ecology and Management*, 291: 119–127.
- LINARES J.C. 2013. Shifting limiting factors for population dynamics and conservation status of the endangered English yew (*Taxus baccata* L., *Taxaceae*). *Forest Ecology and Management*, 291: 119–127.
- LIŠKA J., MODLINGER R., HAVELKA J. 2009. Korovnice rodu *Dreyfusia* na jedli – leták LOS. *Lesnická práce*, 88 (12), 4 s.

- LOREAU, M., HECTOR, A., 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, 412: 72–76.
- LORENC F., NOVOTNÝ J., 2020. Vliv živin v půdě na úspěšnost umělé inokulace ektomycorhizními houbami u sazenic dubu letního (*Quercus robur* L.), zprávy lesnického výzkumu, 65 (1): 50-56
- LUBOJACKÝ J., LIŠKA J. 2023. Ochrana smrkových porostů před kůrovci (*Coleoptera:Curculionidae, Scolytinae*) pro drobné vlastníky lesa, certifikovaná metodika, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště
- MACHANÍČEK J., PRUDIČ Z. 1989. Rozbor základních parametrů jakosti lesního osiva borovice a jedle v ČR v období 1961–1985. *Práce VÚLHM*, 74: 89–125.
- MÁCHOVÁ, P., CVRČKOVÁ, H., TRČKOVÁ, O., 2000. Evaluation of genetic diversity and clonal identity of European larch using microsatellite markers. *Reports For. Res.*, 65: 288–296.
- MÄKINEN, T., VEIKKOLA, T., MUSTJOKI, S., KARPANEN, T., CATIMEL, B., NICE, E. C. et al., 2001: Isolated lymphatic endothelial cells transduce growth, survival and migratory signals via the VEGF-C/D receptor VEGFR-3. *The EMBO Journal*, 20: 4762–4773.
- MARTÍN D., VÁZQUEZ-PIQUÉ J., CAREVIC F.S., FERNÁNDEZ M., ALEJANO R. 2015. Trade-off between stem growth and acorn production in holm oak. *Trees*, 29: 825–834.
- MARTÍNEZ-VILALTA, J.; LÓPEZ, B.C.; LOEPFE, L.; LLORET, F. 2012. Stand- and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. *Oecologia*, 168: 877–888.
- MATZIRIS D. 1993. Variation in cone production in a clonal seed orchard of black pine. *Silvae Genetica*, 42: 136–141.
- MAXIME, C., HENDRIK, D., 2011. Effects of climate on diameter growth of co-occurring *Fagus sylvatica* and *Abies alba* along an altitudinal gradient. *Trees (Berl.)* 25: 265–276.
- MCDOWELL N.G., ALLEN C.D., ANDERSON-TEIXEIRA K., AUKEMA B.H., BOND-LAMBERTY B., CHINI L., CLARK J.S., DIETZE M., GROSSIORD C., HANBURY-BROWN A., HURTT G.C., JACKSON R.B., JOHNSON D.J., KUEPPERS L., LICHSTEIN J.W., OGLE K., POULTER B., PUGH T.A.M., SEIDL R., XU C. 2020. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science*, 368(6494): eaaz9463.
- MESSIER C., BAUHUS J., SOUSA-SILVA R., AUGÉ H., BAETEN L., et al. 2022. For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests! *Conservation Letters*, 15: e12829.

- MEYER, F. D., BRÄKER, O. U. 2001. Climate response in dominant and suppressed spruce trees, *Picea abies* [L.] Karst., on a subalpine and lower montane site in Switzerland. *Ecoscience*, 8:105–114.
- MIHAI G., ALEXANDRU A. M. 2021. Silver Fir Seeds Conservation; Forestry Publishing: Bucharest, Romania, 65 p.
- MIKESKA, M., VACEK, S., PRAUSOVÁ, R., SIMON, J., MINX, T., PODRÁZSKÝ, V., MALÍK, V., KOBLIHA, J., ANDĚL, P., MATĚJKA, K. 2008: Typologické vymezení, struktura a management přirozených borů a borových doubrav v ČR. [Forestry–typological determination, structure and management of natural pine and pine–oak forests in the Czech Republic]. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 450 s.
- MIKULENKA, P., PROKŮPKOVÁ, 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.
- MILNER J.E. 1992. The Tree Book. Collins & Brown, London, UK.
- MITCHELL F.J.G. 1990. The history and vegetation dynamics of a yew wood (*Taxus baccata* L.) in S.W. Ireland. *New Phytologist*, 115: 573–577.
- MODLINGER R., KNÍŽEK M. 2009. Klikoroh borový (*Hylobius abietis* L.), Lesní ochranná služba, Lesnická práce, 100/2009.
- MUNDRY I., MUNDRY M. 2001. Male cones in Taxaceae s.l. – an example of Wettstein's pseudanthium concept. *Plant Biology*, 3: 405–416.
- MUSIL I., HAMERNÍK J. 2008. Jehličnaté dřeviny. Lesnická dendrologie 1. Academia Praha, 352 s.
- MUSIL I., HAMERNÍK J. 2007 Jehličnaté dřeviny, přehled nahosemenných i výtrusných dřevin, Lesnická dendrologie 1, Academia Praha 2007, ISBN 978-80-200-1567-9.
- MZE 1996. Vyhláška Ministerstva zemědělství o genetické klasifikaci, obnově lesa, zalesňování a o evidenci při nakládání se semeny a sazenicemi lesních dřevin.
- MZE 2024. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2023. Ministerstvo zemědělství, Praha, 126 s.
- MZE 2025. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2024. Ministerstvo zemědělství, Praha, 128 s.
- NĚMEC P. 2001 Pěstování lesní sadby na vzduchovém polštáři, Archiv časopisu lesnická práce, 80, Lesnická práce 9/01.

- NEUNER, S., ALBRECHT, A., CULLMANN, D., ENGELS, G., GRIESS, V., HAHN, A.W., HANNEWINKEL, M., HARTL, F., KOLLING, C., STAUPENDAHL, K., KNOKE, T., 2015. Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. *Glob. Change Biol.*, 21, 935–946.
- NIKOLOVA, PS., ROHNER, B., ZELL, J., BRANG, P. 2019. Tree species dynamics in Swiss forests as affected by site, stand and management: A retrospective analysis. *Forest Ecology and Management*, 448: 278-293.
- NOETZLI, K. P., MÜLLER, B., SIEBER, N. 2003. Impact of population dynamics of white mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) on European silver fir (*Abies alba*). *Annals of Forest Science*, 60: 773–779
- NOSS, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.*, 4: 355–364.
- NOVÁK J., HLÁSNÝ T., MARUŠÁK R., DUŠEK D., SLODIČÁK M. 2017., Využití dubů při adaptaci lesů ČR na změnu klimatu: pěstování a hospodářská úprava lesa, certifikovaná metodika, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, lesnický průvodce 11/2017
- NOVÁK J, KACÁLEK D. ET AL. 2023: Podpora a perspektiva jedle bělokoré v České republice. *Lesnická práce s.r.o., Kostelec nad Černými lesy*, 240 s.
- NOVÁK, J., SLODIČÁK, M., DUŠEK, D. 2011. Aboveground biomass of substitute tree species stand with respect to thinning - European larch (*Larix decidua* Mill.). *J. For. Sci.*, 57: 8–15.
- OAKLEY K.P., ANDREWS P., KEELEY L.H., CLARK J.D. 1977. *Proceedings of the Prehistoric Society* 43: 13, University of Cambridge. University Museum of Archaeology and Ethnology. London, England.
- OBERHUBER W. 2001. The role of climate in the mortality of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) exposed to soil dryness. *Dendrochronologia*, 19: 45–55.
- OBERHUBER W. 2004. Influence of climate on radial growth of *Pinus cembra* within the alpine timberline ecotone. *Tree physiology*, 24:291–301.
- OBESO, J.R. 2002. The costs of reproduction in plants. *New phytol.*, 155 (3): 321–348.
- PAUL J. 2011. Produkce sadebního materiálu jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) s důrazem na specifické metody pěstování pod porostem, *Bakalářská práce, FLD ČZU v Praze*, 41 str.
- PAUSAS J.G. 2004. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula. *Climatic Change*, 63: 337-350.
- PEARSE I.S., KOENIG W.D., KELLY D. 2016. Mechanisms of mast seeding: resources, weather, cues, and selection. *New Phytologist*, 212: 546–562.

- PEEL M.C., FINLAYSON B.L., MCMAHON T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5): 1633–1644.
- PEÑALBA M.C. 1994. The history of the Holocene vegetation in northern Spain from pollen analysis. *Journal of Ecology*, 82: 815–832.
- PENSA, M., SELLIN, A., LUUD, A., VALGMA, I., 2004. An analysis of vegetation restoration on opencast oil shale mines in Estonia. *Restor. Ecol.*, 12: 200–206.
- PERNEK M., 2010. Fungal and mite associates of the fir bark beetle *Pityokteines spinidens*, Conference: Entomological Society of America Annual Meeting 2010.
- PERRIN P.M., KELLY D.L., MITCHELL F.J.G. 2006. Long-term deer exclusion in yew-wood and oakwood habitats in southwest Ireland: natural regeneration and stand dynamics. *Forest Ecology and Management*, 236: 356–367.
- PERRIN P.M., MITCHELL F.J.G. 2013. Effects of shade on growth, biomass allocation and leaf morphology in European yew (*Taxus baccata* L.). *European Journal of Forest Research*, 132: 211–218.
- PICHLER, P., OBERHUBER, W. 2007. Radial growth response of coniferous forest trees in an inner Alpine environment to heat-wave in 2003. *Forest Ecology and Management*, 242 (2–3): 688–699.
- PIOVESAN G., SABA E.P., BIONDI F., ALESSANDRINI A., DI FILIPPO A., SCHIRONE B. 2009. Population ecology of yew (*Taxus baccata* L.) in the Central Apennines: spatial patterns and their relevance for conservation strategies. *Plant Ecology*, 205: 23–46.
- PISEK A., LARCHER W., MOSER W., PACK I. 1969. Kardinale Temperaturbereiche der Photosynthese und Grenztemperaturen des Lebens der Blätter verschiedener Spermatophyten. III. Temperaturabhängigkeit und optimaler Temperaturbereich der Netto-Photosynthese. *Flora*, 158: 608–630.
- PODRÁZSKÝ, V., VACEK, Z., VACEK, S., VÍTÁMVÁS, J., GALLO, J., PROKŮPKOVÁ, A., GIUSEPPE D'A. 2020. Production potential and structural variability of pine stands in Czech Republic: Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) vs. introduced pines – case study and problem review. *Journal of Forest Science*, 66: 5: 185–195.
- POKORNÝ, J. 1963: Jehličnany lesů a parků. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 308 s.
- POLENO Z., VACEK S., PODRÁZSKÝ V., REMEŠ J., ŠTEFANČÍK I., MIKESKA M., KOBLIHA J., KUPKA I., MALÍK V., TURČÁNI M., DVOŘÁK J., ZATLOUKAL V., BÍLEK L., BALÁŠ M., SIMON J. 2009. Pěstování lesů III. Praktické postupy pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 952 s.

- PRETZSCH, H., FORRESTER, D.I., BAUHUS, J., 2017. Mixed-Species Forests. Ecology and Management. Springer, Germany, pp. 653
- PRIMICIA, I., CAMARERO, JJ., JANDA, P., ČADA, V., MORRISSEY, RC., TROTSIUK, V. et al. 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.
- PUETTMANN, K.J. 2011. Silvicultural challenges and options in the context of global change: “Simple” fixes and opportunities for new management approaches. *J. Forest.*, 109: 321–331.
- PUKKALA T., HOKKANEN T., NIKKANEN T. 2010. Prediction models for the annual seed crop of Norway spruce and Scots pine in Finland. *Silva Fennica*, 44: 629–42.
- 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: 1: 21–33.
- REMEŠ J., ZEIDLER A. 2024. Sborník příspěvků z odborného semináře s mezinárodní účastí Managment tisů červeného III. 15.-16.10.2024, Bítov, Lesnický potenciál tisů červeného str. 56-62.
- RIVERS M.C., BEECH E., BAZOS I., BOGUNIĆ F., BUIRA A., et al. 2019. European Red List of Trees. IUCN, Cambridge, UK and Brussels, Belgium. viii + 1–60.
- RODWELL J.S. 1991. *British Plant Communities*, Vol. 1 Woodlands and Scrub. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- ROHNER, B., WEBER, P., THÜRIG, E. 2016. Bridging tree rings and forest inventories: How climate effects on spruce and beech growth aggregate over time. *Forest Ecology and Management*, 360:159–169.
- ROLLAND, C., BALTENSWEILER, W., PETITCOLAS, V., 2001: The potential for using *Larix decidua* ring widths in reconstructions of larch budmoth (*Zeiraphera diniana*) outbreak history: dendrochronological estimates compared with insect surveys. *Trees*, 15:414–424.
- ROMO A., ISZKUŁO G., TALEB M.S., WALAS Ł., BORATYŃSKI A. 2017. *Taxus baccata* in Morocco: a tree in regression in its southern extreme. *Dendrobiology*, 78: 63–74.
- ROZENBERG, P., CHAUVIN, T., ESCOBAR-SANDOVAL, M., HUARD, F., SHISHOV, V., CHARPENTIER, J-P. et al. (2020). Climate warming differently affects *Larix decidua* ring formation at each end of a French Alps elevational gradient. *Ann. For. Sci.*, 77: 1–20.

- RUPRECHT H., DHAR A., AIGNER B., OITZINGER G., KLUMPP R., VACIK H. 2010. Structural diversity of English yew (*Taxus baccata* L.) populations. *European Journal of Forest Research*, 129: 189–198.
- RYBNÍČEK, M., ČERMÁK, P., KOLÁŘ, T., PŘEMYSLOVSKÁ, E., ŽID, T. 2009. Influence of temperatures and precipitation on radial increment of Orlické hory Mts. Spruce stands at altitudes over 800 m asl. *Journal of Forest Science*, 55:257–263.
- RYBNÍČEK, M.; ČERMÁK, P.; 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.
- ŘEZNÍČKOVÁ J., BEZDĚČKOVÁ L., PROCHÁZKOVÁ Z. 2010. Sběr a zpracování šišek, skladování, předosevní příprava a kvalita semen jedle bělokoré (*Abies alba*): literární rešerše. *Zprávy lesnického výzkumu*, 55(3): 180–186.
- SAMEK M. 2024. Current and Potential Phytopathological Problems of Silver Fir, Department of Forest Protection Service, Forestry and Game Management Research Institute, Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic
- SANDER, C., ECKSTEIN, D., KYNCL, J., DOBRÝ, J., 1995: The growth of spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in the Krkonoše Mountains as indicated by ring width and wood density. *Annals of Forest Science*, 52:401–410.
- SANIGA M. 2000. Structure, production and regeneration processes of English yew in the state nature reserve Plavno (in Slovak). *Journal of Forest Science*, 46: 76–90.
- SAN-MIGUEL-AYANZ J., DE RIGO D., CAUDULLO G., DURRANT T.H., MAURI A. 2016. European Atlas of Forest Tree Species. *Abies alba* in Europe: Distribution, Habitat, Usage and Threats; Publications Office of the European Union: Luxembourg.
- SARMAJA-KORJONEN K., VASARI Y., HAEGGSTRÖM C.-A. 1991. *Taxus baccata* and influence of Iron Age man on the vegetation in Åland S.W. Finland. *Annales Botanica Fennici*, 28: 143–159.
- SAVVA, Y., OLEKSYN, J., REICH, P. B., TJOELKER, M. G., VAGANOV, E., MODRZYNSKI, J. 2006. Interannual growth response of Norway spruce to climate along an altitudinal gradient in the Tatra Mountains, Poland. *Trees*, 20:735–746.
- SEDMÁKOVÁ D., KÝPETOVÁ M., SANIGA M., PITTNER J., VENCURIK J., KUCBEL S., JALOVÍAR P. 2018. Deer game, a key factor affecting population of European yew in beech forests of the Velká Fatra Mts, Slovakia. *Folia Oecologica*, 45: 1–7.
- SEDMÁKOVÁ D., SANIGA M., KUCBEL S., PITTNER J., KÝPEŤOVÁ M., JALOVÍAR P., BUGALA M., VENCURIK J., LUKÁČIK I. 2017. Irregular shelterwood cuttings

- promote viability of European yew population growing in a managed forest: a case study from the Starohorské Mountains, Slovakia. *Forests*, 8: 289.
- SEDMÁKOVÁ D., SANIGA M., PITTNER J., VENCURIK J., SEDMÁK R. 2020. Interaction between stem damage, crown vitality and growth performance of European yew in Central–East Europe. *Geochronometria*, 47: 35–53.
- SEIDL R., THOM D., KAUTZ M., MARTIN-BENITO D., PELTONIEMI M., VACCHIANO G., WILD J., ASCOLI D., PETR M., HONKANIEMI J., LEXER M.J., TROTSIUK V., MAIROTA P., SVOBODA M., FABRIKA M., NAGEL T.A., REYER C.P.O. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7(6): 395–402.
- SENN J., SUTER W. 2003. Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba* Mill.) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. *Forest Ecology and Management*, 181(1–2): 151–164.
- SERRA L., GARCIA-MARTÍ X. 2011. Distribución del tejo en España. In: II Jornadas del Tejo en el Mediterráneo Occidental (Caritat A, ed). Delegació en la Garrotxa de la Institució Catalana de Historia Natural i Fundació Estudis Superiors d'Olot (Girona, Spain). pp:17–43
- SHUMILOV, O.; TIMONEN, M.; KANATJEV, A.G. 2011: Palaeovolcanos, Solar Activity and Pine Tree-Rings from the Kola Peninsula (Northwestern Russia) over the Last 560 Years Palaeovolcanos. *Int. J. Environ. Res.*, 5: 855–864.
- SCHEEDER T. 2000. Eibentagung im Westkaukasus. *AFZ-DerWald*, 24/2000: 1290–1291.
- SCHURMAN, JS., BABST, F., BJÖRKLUND, J., RYDVAL, M., BAČE, R., ČADA, V., JANDA, P. ET AL. 2019: The climatic drivers of primary *Picea* forest growth along the Carpathian arc are changing under rising temperatures. *Global Change Biology* 25 (9), 3136–3150.
- SCHÜTZ, J-P. 2002. Silvicultural tools to develop irregular and diverse forest structures, *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 75 (4): 329–337.,
- SCHWEINGRUB, F.H.; ECKSTEIN, D.; SERRE-BACHET, F.; BRAKER, O.U. 1990. Identification, Presentation and Interpretation of Event Years and Pointer Years in Dendrochronology. *Dendrochronologia*, 8: 9–38.
- SCHWEINGRUBER F.H. 1993. *Trees and Wood in Dendrochronology*. Springer, Berlin, Germany.
- SKALICKÁ A. 1988. *Taxus* L. – tis. In: Hejtný, Slavomil a Slavík, Bohumil, ed. Květena České socialistické republiky. 1. Praha: Academia, 344–346.
- SKORUPSKI M., LUXTON M. 1998. Mesostigmatid mites (Acari: Parasitiformes) associated with yew (*Taxus baccata*) in England and Wales. *Journal of Natural History*, 32: 419–439.

- SKOŘEPA H. 2006. Jedle bělokorá v našich lesích. *Živa*, 3: 108–110.
- SKUHRAVÁ M. 1965. Rozšíření bejlomorky tisové v ČSSR a její škodlivost. *Lesnický časopis*, 71–76.
- SMĚRNICE EU O STANOVIŠTÍCH 92/43/EHS 1992. Směrnice Rady č. 92/43/EHS z 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin.
- SMITH G.F., GITTINGS T., WILSON M., FRENCH L., OXBROUGH A., O'DONOGHUE S., O'HALLORAN J., KELLY D.L., MITCHELL F.J.G., KELLY T., IREMONGER S., MCKEE A.-M., GILLER P. 2008. Identifying practical indicators of biodiversity for stand-level management of plantation forests. *Biodiversity and Conservation* 17: 991–1015.
- SOUKUP, F. 2005. *Armillaria ostoyae* (Romagn.) Herink václavka smrková. *Lesnická práce*. 84(10), příloha I–IV.
- SPORNE K.R. 1974. *The Morphology of Gymnosperms*, 2nd edn. Hutchinson, London, UK.
- STEJSKALOVÁ J. 2008. Způsoby zpracování a manipulace se semenným materiálem jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.) před výsevem, bakalářská práce, Česká zemědělská univerzita v Praze Fakulta lesnická a dřevařská Katedra pěstování lesa, 62 s.
- STROUTS R.G., WINTER T.G. 1994. *Diagnosis of Ill-Health in Trees. Research for Amenity Trees* no. 2. HMSO/Forestry Commission, London, UK.
- STRNADOVÁ I., STRNAD F., HECZKO D., HANEL M. 2026. Odhad změn návrhových srážek ve vybraných nepozorovaných lokalitách pomocí geostatistického modelu regionální frekvenční analýzy s využitím klimatických projekcí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha.
- SUFFNESS, M. (1995) *Taxol: Science and Applications*. CRC Press, New York, USA.
- SUK P. 2022. Růst a vývoj jedlových výsadeb ve vztahu ke způsobu obnovy a světelným poměrům na vybrané lokalitě LS Tábor, Lesy ČR, s. p., diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Katedra pěstování lesa, 127 s.
- SVENNING J.-C., MAGÅRD E. 1999. Population ecology and conservation status of the last natural population of English yew *Taxus baccata*. Denmark. *Biological Conservation*, 88: 173–182.
- SVOBODA, M., JANDA, O., NAGEL, TA., FRAVER, S., REJZEK, J., BAČE, R. 2012. Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of vegetation science*, 23 (1): 86-97.
- SZABÓ P. 2012. Sources and methods to reconstruct past masting patterns in European oak species. *Arboricultural Journal*, 34(4): 203–214.

- SZYMAŃSKI, N., WILCZYŃSKI, S. 2021. Radial Growth Response of European Larch Provenances to Interannual Climate Variation in Poland. *Forests*, 12: 334.
- SZYMAŃSKI, N., WILCZYŃSKI, S., KOWALCZYK, J. ET AL. (2025): 2The tree-ring width and interval trend values as indicators of sensitivity to temperature and precipitation in different provenances of European larch. *Sci Rep.*, 15: 1656.
- ŠIMŮNEK V., PROKŮPKOVÁ A., VACEK Z., VACEK S., CUKOR J., REMEŠ J., HÁJEK V., D'ANDREA G., ŠÁLEK M., NOLA P., PERICOLO O., HOLZBACHOVÁ Š., RIPULLONE F. 2023. Silver fir tree-ring fluctuations decrease from north to south latitude—solar irradiance and NAO are indicated as the main influencing factors. *Forest Ecosystems*, 10: 100150.
- ŠIMŮNEK, V., PROKŮPKOVÁ, A., VACEK, Z., VACEK, S., CUKOR, J., REMEŠ, J., HÁJEK, V., D'ANDREA, G., ŠÁLEK, M., NOLA, P., PERICOLO, O., HOLZBACHOVÁ, Š., RIPULLONE, F. 2023. Silver fir tree-ring fluctuations decrease from north to south latitude— solar irradiance and NAO are indicated as the main influencing factors. *Forest Ecosystems*, 10:100150.
- ŠIMŮNEK, V., STEJSKAL, J., ČEPL, J., KORECKÝ J., VACEK, Z., VACEK, S., BÍLEK, L., ŠVANDA, M. 2023. Different adaptive potential of Norway spruce ecotypes in response to climate change in Czech long-term lowland experiment. *Forests*, 14: 1922.
- ŠINDELÁŘ J., 2000. Přirozená obnova lesních porostů v České republice, *Archiv lesnické práce* 7/00, Ročník 79(2000)
- ŠMELKOVÁ L. 2001. Pestovanie lesa I. Ústav pre výchovu a vzdelávanie, Zvolen, 135 s.
- ŠMELKOVÁ L. 2009. Zakladanie lesa. Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Zvolen 339 s.
- TABASZEWSKA M., RUTKOWSKA J., SKOCZYLAS Ł., SŁUPSKI J., ANTONIEWSKA A., SMOLEŃ S., et al. 2021. Red arils of *Taxus baccata* L.—A new source of valuable fatty acids and nutrients. *Molecules*, 26: 723.
- TAYYAB, M., MUHAMMAD, S., NAWAZ, H., ALI, A., MALIK, S.M., WAHEED, M., RASOOL, K., KHAN, M.J.T., KHAN, Z.U.D., ZAHID, M. 2023. Climatically induced anomalies in tree- ring structure of *Abies pindrow* (Royal ex D. Don) and *Taxus baccata* (L.) growing in Hindu-Kush mountainous region of Pakistan. *Environ. Res. Commun.*, 5: 065002.
- TEODOSIU M., BOTEZATU A., CIOCÎRLAN E., MIHAI G. 2023. Variation of Cones Production in a Silver Fir (*Abies alba* Mill.) Clonal Seed Orchard. *Forests*, 14: 17.

- TEODOSIU M., MIHAI G., FUSSI B., CIOCÎRLAN E. 2019. Genetic Diversity and Structure of Silver Fir (*Abies alba* Mill.) At the South-Eastern Limit of Its Distribution Range. *Annals of Forest Research*, 62(2): 139–156.
- THOMAS P.A., GARCIA-MARTÍ X. 2015. Response of European yews to climate change: a review. *Forest Systems*, 24: 1–11.
- THOMAS P.A., POLWART A. 2003. *Taxus baccata* L. *Journal of Ecology*, 91: 489–524.
- TINNER W., COLOMBAROLI D., HEIRI O., HENNE P.D., STEINACHER M., UNTENECKER J., VESCOVI E., ALLEN J.R.M., CARRARO G., CONEDERA M., JOOS F., LOTTER A.F., LUTERBACHER J., SAMARTIN S., VALSECCHI V. 2013. The past ecology of *Abies alba* provides new perspectives on future responses of silver fir forests to global warming. *Ecological Monographs*, 83: 419–439.
- TOMICZEK C. 2005. Atlas chorob a škůdců okrasných dřevin. Biocont Laboratory.
- TONELLI E., AVANZI, C., BITOCCHI, E., VITALI, A., PIOTTI, A., SPANU, I., BAROCCI, E., URBINATI, C. 2025. Variation in radial growth sensitivity to drought among genetic groups of common yew (*Taxus baccata* L.) in central Italy. *Dendrochronologia*, 92: 126360.
- 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.
- TŘEŠTÍK M., PODRÁZSKÝ V. 2017. Meliorační funkce jedle bělokoré (*Abies alba* Mill.): Případová studie, *Zprávy lesnického výzkumu*, 62/2017(3): 182-188.
- TURNER J.S., WATT A.S. 1939. The oakwoods (*Quercetum sessiliflorae*) of Killarney, Ireland. *Journal of Ecology*, 27: 202–233.
- ÚRADNÍČEK L., MADERA P., TICHÁ S., KOBLÍŽEK J. 2009. Dřeviny České republiky. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy, 367 s.
- ÚRADNÍČEK, MADĚRA et al., 2001, Dřeviny České republiky, Matice Lesnická s.r.o., Písek pro Mendelovu zemědělskou a lesnickou univerzitu v Brně, Písek 2001, ISBN 80-86271-09-9
- UZQUIANO P., ALLUÉ E., ANTOLÍN F., BURJACHS F., PICORNEL L., PIQUÉ R., ZAPATA L. 2015. All about yew: on the trail of *Taxus baccata* in southwest Europe by means of integrated palaeobotanical and archaeobotanical studies. *Vegetation History and Archaeobotany*, 24: 229–247.
- VACEK S., PODRÁZSKÝ V. 2006. Přírodě blízké lesní hospodářství v podmínkách střední Evropy, Pěstování lesů, Česká zemědělská univerzita v Praze Fakulta lesnická a environmentální, Katedra pěstování lesů, 70 s.

- 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., SIMON J., REMEŠ J., PODRÁZSKÝ V., MINX T., MIKESKA M., MALÍK V., JANKOVSKÝ L., TURČÁNI M., JAKUŠ R., SCHWARZ O., KOZEL J., VALENTA M., LIČKA L., HLÁSNÝ T., ZÚBRÍK M., KREJČÍ F., TŘEŠŇÁK J., HOFMEISTER Š. 2007. Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 447 s.
- VACEK S., VACEK Z., BÍLEK L., NOSKOVÁ I., SCHWARZ O. 2010a. Structure and development of forest stands on permanent research plots in the Krkonoše Mts. *Journal of Forest Science*, 56: 11: 518–530.
- VACEK S., VACEK Z., BÍLEK L., SIMON J., REMEŠ J., HŮNOVÁ I., KRÁL J., PUTALOVÁ T., MIKESKA M. 2016. Structure, regeneration and growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands with respect to changing climate and environmental pollution. *Silva Fennica*, 50: 4: id 1564.
- 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., CUKOR J., ČERNÝ J. 2025. Jak mohou ovlivňovat škody zvěří zakládání smíšených lesů? *Lesnická práce*, 104(3): 36–37.
- VACEK Z., 2022, Struktura, produkce a škody zvěří ve smrkojedlových porostech v genové základně Hochwald, (In.) Význam přírodě blízkých způsobů pěstování lesů pro jejich stabilitu, produkční a mimoprodukční funkce. Sborník příspěvků, Česká lesnická společnost, z.s., Praha. 23-39. s.
- VACEK Z., VACEK S., CUKOR J. 2023. European forests under global climate change: review of tree growth processes, crises and management strategies. *Journal of Environmental Management*, 332: 117353.
- VACEK Z., VACEK S., CUKOR J., MIKULENKA P. 2022. Struktura, produkce a škody zvěří ve smrkojedlových porostech v genové základně Hochwald. In: Remeš J., Vacek Z. (eds.): Pěstování jedle bělokoré v podmínkách klimatické změny. 18. 10. 2022, Stará Ves u Rýmařova, Potočná 396, Chata Severka, Česká lesnická společnost, z. s., s. 23–33.
- VACEK, S., BÍLEK, L., SCHWARZ, O., HEJCMANOVÁ, P., MIKESKA, M., 2013a. Effect of air pollution on the health status of spruce stands – a case study in the Krkonoše Mountains, Czech Republic. *Mountain Research and Development*, 33:40–50.

- VACEK, S., ČERNÝ, T., VACEK, Z., PODRÁZSKÝ, V., MIKESKA, M., KRÁLÍČEK, I. 2017b. 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. 2015b. 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. ET AL., 2015b. 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., KREJČÍ, F., MATĚJKA, K., PODRÁZSKÝ, V., REMEŠ, J., ULBRICHOVÁ, I., ZATLOUKAL, V., SVOBODA, M., SIMON, J., MINX, T., JANKOVSKÝ, L., TURČÁNI, M., LEPŠOVÁ, A., STARÝ, J., VIEWEGH, J., BEDNAŘÍK, J., MALÍK, K., BÍLEK, L., ŠTÍCHA, V., SEMELOVÁ, V., VOKOUN, J., MIKESKA, M., PRAUSOVÁ, R., POUSTKA, V., EŠNEROVÁ, J., MÁNEK, J., KUČERA, A., VOJTĚCH, O., JAKUŠ, R., KOZEL, J., MALÍK, V., VOJTÍŠEK, R., BALÁŠ, M. 2008. *Lesní ekosystémy Šumavy a jejich management, Forest ecosystems. of the Bohemian Forest and their management, Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 512 s.*
- VACEK, S., LEPŠ, J. 1987. Changes in the horizontal structure in a spruce forest over a 9–year period of pollutant exposure in the Krkonoše Mountains, Czechoslovakia. *Forest Ecology and Management*, 22: 3/4: 291–295.
- VACEK, S., SIMON, J. PODRÁZSKÝ, V., BALÁŠ, M., SLÁVIK, M., MIKESKA, M., ŠTEFANČÍK, I., KAMENSKÝ, M., PETRÁŠ, R., TURČÁNI, M., ŠRŮTKA, P., ČÍŽKOVÁ, D., NAKLÁDAL, O., JANKOVSKÝ, L., ČERMÁK, P., MALÍK, V., MACKŮ, J., ZATLOUKAL, V., PRAUSOVÁ, R., KOBLIHA, J., BUČEK, A., ÚRADNÍČEK, L., TICHÁ, S., MINX, T., REMEŠ, J., KUNEŠ, I., VALENTA, M., HATLAPATKOVÁ, L., KAŠÍKOVÁ, V., BÍLEK, L., ZLATNÍK, J. 2009. *Zakládání a stabilizace lesních porostů na bývalých zemědělských a degradovaných půdách. [Afforestation and stabilization of forest stands on agricultural land and degraded areas]. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 792 s.*
- VACEK, S., SIMON, J., REMEŠ, J., PODRÁZSKÝ, V., MINX, T., MIKESKA, M., MALÍK, V., JANKOVSKÝ, L., TURČÁNI, M., JAKUŠ, R., SCHWARZ, O., KOZEL, J., VALENTA, M., LIČKA, L., HLÁSNÝ, T., ZÚBRÍK, M., KREJČÍ, F., TŘEŠŇÁK, J.,

- HOFMEISTER, Š. 2007. Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. [Management of structure-rich and close-to-nature forests]. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 447 s.
- VACEK, S., VACEK, Z., BÍLEK, L., REMEŠ, J., HŮNOVÁ, I., BULUŠEK, D., KRÁL, J., BRICHTA, J. 2019. Stand dynamics in natural scots pine forests as a model for adaptation management? *Dendrobiology*, 82, 24–42
- VACEK, S., VACEK, Z., BULUŠEK, D., BÍLEK, L., SCHWARZ, O., SIMON, J., ŠTÍCHA, V. 2015a. 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., REMEŠ, J., BÍLEK, L., HŮNOVÁ, I., BULUŠEK, D., PUTALOVÁ, T., KRÁL, J., SIMON, J. 2017. Sensitivity of unmanaged relict pine forest in the Czech Republic to climate change and air pollution. *Trees – Structure and Function*, 31: 1599–1617.
- VACEK, S., VACEK, Z., SCHWARZ, O., RAJ, A., BÍLEK, L., NOSKOVÁ, I., BALCAR, Z., ZAHRADNÍK, D., BALÁŠ, M., BEDNARČÍK, J., MIKESKA, M., SIMON, J., MINX, T., MATĚJKA, K. 2010b. Struktura a vývoj lesních porostů na výzkumných plochách v národních parcích Krkonoš. [Structure and Development of Forest Stands on Research Plots in the Krkonoše National Parks]. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., 567 s.
- VACEK, Z., LINDA, R., CUKOR, J., VACEK, S., 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 Europe. *Forest Ecology and Management*, 488: 119019.
- VEJPUSTKOVÁ M., 2022., Klimatické faktory limitující růst smrk na území České republiky v období 1968-2013, *Zprávy lesnického výzkumu*, 67, 2022(1): 60-71.
- VEJPUSTKOVÁ M., ČIHÁK T., FIŠER P. 2023. The increasing drought sensitivity of silver fir (*Abies alba* Mill.) is evident in the last two decades. *Journal of Forest Science*, 69(2): 67–79.
- VENCURIK J., BOŠELA M., SEDMÁKOVÁ D., PITTNER J., KUCBEL S., JALOVIAR P., PAROBEKOVÁ Z., SANIGA M. 2019. Tree species diversity facilitates conservation efforts of European yew. *Biodiversity and Conservation*, 28: 791–810.

- VENCURIK J., BOŠEĽA M., SEDMÁKOVÁ D., PITTNER J., KUCBEL S., JALOVÍAR P., PAROBEKOVÁ Z., SANIGA M. 2019. Tree species diversity facilitates conservation efforts of European yew. *Biodiversity and Conservation*, 28: 791–810.
- VERMA, S.; SHARMA, A.; YADAVA, P.K.; GUPTA, P.; SINGH, J.; PAYRA, S. 2022: Rapid flash flood calamity in Chamoli, Uttarakhand region during Feb 2021: An analysis based on satellite data. *Nat. Hazards*, 112: 1379–1393.
- VESELA D., SAMAN D., VALTEROVA I., VANEK T. 1999. Seasonal variations in the content of taxanes in the bark of *Taxus baccata* L. *Phytochemical Analysis*, 10: 319–321.
- VOVESNÝ P. 2017. Herbicidy a další opatření pro zajištění lesních kultur – nové trendy, 4. pokračování, sborník přednášek z odborného semináře (průvodce po terénních ukázkách), Olšičky u Sobědraže 20. června 2017, s. 39–40.
- VIDAKOVIC M. 1991. *Conifers: Morphology and Variation*. Graficki Zavod Hrvatske, Zagreb, Croatia.
- VIEWEGH J., KUSBACH A., MIKESKA M. 2003. Czech forest ecosystem classification. *Journal of Forest Science*, 49(2): 74–82.
- VINCENT G. 1965. *Lesní semenářství*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 307 s.
- 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. *Glob. Chang. Biol.*, 23: 5108–5119.
- VITAS, A. 2008. Influence of droughts to the radial growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Ekológia* 27, 367–378.
- VRŠKA T., ADAM D., HORT L., KOLÁŘ T., JANÍK D. 2009. European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) rotation in the Carpathians – a developmental cycle or a linear trend induced by man, *Forest Ecology and Management*, 258(4): 347–356.
- WATTS W.A., ALLEN J.R.M., HUNTLEY B., FRITZ, S.C. 1996. Vegetation history and climate of the last 15,000 years at Laghi di Monticchio, southern Italy. *Quaternary Science Reviews*, 15: 113–132.
- WEBER, P., HEIRI, C., LÉVESQUE, M., SANDERS, T., TROTSIUK, V., WALTHERT, L., 2015. Zuwachs und Klimasensitivität von Baumarten im Ökogramm für die kolline und submontane Stufe. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 6:380–388.
- WICHT-LÜCKGE G., BIEWALD G., GÖCKEL C., JACOB A., KILIAN M., KOHNLE U., MICHIELS H-G., NAGEL J., SCHABEL A., SCHMALFUSS N. 2014. *Richtlinie Landesweiter Waldentwicklungstypen*, Stuttgart, Landesbetrieb Forst Baden-Württemberg. Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden.

- WILSON C.R., SAUER J.-M., HOOSER S.B. 2001. Taxines: a review of the mechanism and toxicity of yew (*Taxus* spp.) alkaloids. *Toxicon*, 39: 175–185.
- YANG, Y., WANG, Z.H., XU, X.T., 2017. Taxonomy and Distribution of Global Gymnosperms. Science and Technology Press, Shanghai.
- ZAIDLER, A., VACEK, Z., CUKOR, J., BORŮVKA, V., VACEK, S., PROKŮPKOVÁ, A., LINDA, R., VACEK, O. 2022. Is European larch (*Larix decidua* Mill.) a suitable substitute for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) for agricultural land afforestation. *Forest Ecology and Management*, 517: 120257.
- ZANG, C.; BURAS, A.; CECILE, J.; MUDELSEE, M.; SCHULZ, M.; PUCHA-COFREP, D. 2018. Dendrochronology Program Library in R Version 2018. Available online: <https://r-forge.r-project.org/projects/dplr/>.
- 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.
- ZATLOUKAL V., HOLÁ Š., KAČMAR M. 2013. Tis červený (*Taxus baccata*) v České republice: výsledky inventarizace 2007–2012. 1. vyd. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, 204 s.
- ZATLOUKAL V., HOLECYOVÁ J. 2009. Metodika managementu populace tisů červeného v přírodní rezervaci V Horách (Terešovské tisy) a v souvisejícím území se zřetelem na posílení jeho populace v daném území a záchranu genofondu tohoto silně ohroženého druhu. Dílčí výstup projektu SP/2d4/31/07. Plzeň, IFER, Ústav pro výzkum lesních ekosystémů: 53 s.
- ZHANG, X., LIU, X., ZHANG, Q., ZENG, X., XU, G., WU, G., et al. 2018. Species-specific tree growth and intrinsic water-use efficiency of Dahurian larch (*Larix gmelinii*) and Mongolian pine (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) growing in a boreal permafrost region of the Greater Hinggan Mountains, Northeastern China. *Agric. For. Meteorol.*, 248: 145–155.
- ZIMMERMANN, J., HAUCK, M., DULAMSUREN, C., LEUSCHNER, C. 2015. Climate warming-related growth decline affects *Fagus sylvatica*, but not other broadleaved tree species in Central European mixed forests. *Ecosystems*, 18:560–572.

Jiné zdroje:

- MONUMENTAL TREES 2025. The thickest, tallest, and oldest European Yews (*Taxus baccata*). Dostupné: <https://www.monumentaltrees.com/en/trees/europeanyew/records/>
- EDELHOLZVERKAUF 2025. Yew wood. Dostupné: <https://www.edelholzverkauf.de/>
- KLIMATICKÁ ZMĚNA 2026., <https://www.klimatickazmena.cz/pozorovane-zmeny-srazek2/>

