

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

Katedra ekologie lesa



**Fakulta lesnická
a dřevařská**

**Městské lesnictví – analýza vybraných zalesněných
ploch na území hl. města Prahy**

Diplomová práce

Bc. Eva Zelingrová

Ing. Vladimír Janeček, Ph.D.

2024

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Eva Zelingrová

Lesní inženýrství

Lesní inženýrství

Název práce

Městské lesnictví – analýza vybraných zalesněných ploch na území hl. města Prahy

Název anglicky

Urban forestry – analysis of selected urban forests in Prague

Cíle práce

Cílem práce je vyhodnocení 13 výsadeb realizovaných Lesy hl. města Prahy na území Prahy. Vyhodnocení se bude týkat druhové skladby, přežívání a ekonomické náročnosti výsadby. Bude vyhodnoceno biotické i abiotické poškození dřevin. Na závěr budou navržena pěstební opatření pro úspěšný vývoj na dané lokalitě zejména s ohledem na měnící se klimatické podmínky.

Metodika

Bude zpracována literární rešerše k problematice městského lesnictví, včetně funkcí, které městský les poskytuje. Bude vyhodnocena dřevinná skladba jednotlivých ploch, odrůstání a poškození jednotlivých druhů na výsadbách. Vedle toho bude analyzována finanční náročnost zalesňování jednotlivých ploch.

Plochy budou porovnány mezi sebou a dále s podobnými pracemi zejména ze zahraničí.

Doporučený rozsah práce

50 s. + přílohy

Klíčová slova

městské lesnictví, význam zeleně ve městech, péče o porosty

Doporučené zdroje informací

- Blennow, K., Persson, J., & Tomé, M. (2012). The potential of forest management to reduce climate change impacts on ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, 261(9), 1558-1566.
- Bürgi, M., Konold, W., & Morsdorf, F. (2017). Degradation and fragmentation of urban forests: an introduction. *Forest Snow and Landscape Research*, 88(1), 1-6.
- De Schrijver, A., De Keersmaeker, L., Mertens, J., Muys, B., Vandekerkhove, K., & Verheyen, K. (2017). Biodiversity and forest management—the Belgian forest case. *Forest Ecology and Management*, 389, 38-50.
- Fanta, J., Šebesta, J., & Vacek, S. (2014). Forest Ecosystems in the Czech Republic: Changes, Threats, and Management Challenges. *Forests*, 5(9), 2027-2047.
- McPherson, E. G., & Simpson, J. R. (1999). Trees and impervious surface as predictors of water quality in an urban watershed. *Journal of the American Water Resources Association*, 35(3), 495-502.
- Parviainen, J., Päivinen, R., & Välimäki, E. (2016). Forests as a Source of Welfare and Well-being. In J. Parviainen, R. Päivinen, & E. Välimäki (Eds.), *Forest Bioeconomy: Policies, Governance and Management* (pp. 1-12). Springer.
- Raitanen, J. E., Punttila, P., Kellomäki, S., & Peltola, H. (2017). Impacts of site preparation on timber production, carbon sequestration and nutrient leaching in drained peatland forests. *Forest Ecology and Management*, 405, 225-238.
-

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Vladimír Janeček, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie lesa

Elektronicky schváleno dne 30. 3. 2023

prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 31. 3. 2023

prof. Ing. Róbert Marušák, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 31. 03. 2023

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Městské lesnictví – analýza vybraných zalesněných ploch na území hl. města Prahy" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 5. dubna 2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu mé diplomové práce Ing. Vladimíru Janečkovi Ph.D. za pomoc, ochotu, podnětné připomínky a odborné konzultace. Dále kolektivu střediska Lesy za organizaci Lesy hl. m. Prahy za poskytnutí dat a přístup k materiálům.

Mé poděkování patří též mým nejbližším za pomoc a podporu během studia.

Abstrakt

Tato práce shrnuje základní význam a podmínky výsadby dřevinné vegetace ve městech. Z literární rešerše vyplývá, že zeleň má významný přínos pro zpříjemnění a zkvalitnění života obyvatel ve městech.

Data pro praktickou část diplomové práce byla získána ze zalesňovacích projektů organizace Lesy hl. m. Prahy. Z těchto dat bylo zjištěno zastoupení jednotlivých druhů a fyziologický stav sazenic. Nejvíce zastoupeným druhem je dub zimní (*Quercus petraea*) (62,7 % celkové plochy). Buk lesní (*Fagus sylvatica*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*) se vysazují v obdobném zastoupení (každá z dřevin 5–8 % celkové plochy). Na 13 nově zalesněných plochách bylo vysázeno 21 druhů dřevin.

Ze 13 ploch je vybráno 5 největších a na těchto plochách je provedena statistická analýza výšky a tloušťky kořenového krčku. Nejmenší průměrná výška je u lesa Lítožnice, necelých 61 cm, stejně tak průměrná tloušťka kořenového krčku necelé 3,0 cm. Největší průměrná výška je u lesa V Panenkách, zhruba 262 cm. Na této ploše je i největší průměrná tloušťka kořenového krčku a to 5,59 cm. Jednotlivé plochy jsou mezi sebou porovnány s následně je vyhodnocena plocha s nejlépe odrůstajícími dřevinami a největší druhovou různorodostí. Z tohoto pohledu nejlépe vychází les Robotka. Z ekonomického porovnání nákladů nejlépe vychází les V Panenkách. Celkové náklady na hektar se pohybují od 210 do 336 tisíce korun.

Klíčová slova

Městské lesnictví, význam zeleně ve městech, péče o porosty

Abstract

This research paper summarizes main challenges and conditions of plantation of woody vegetation in cities. Base on the related literature it is concluded that green areas have significant benefit for wellbeing and quality of life of the citizens of urban areas.

Data used for practical part of the master thesis were collected from the reforestation projects from the organization Forests of Capital city Prague. Data regarding proportion of all species and physiological status of seeds were collected. The highest representation has *Quercus petraea* (62,7 % of the whole area). *Fagus sylvatica*, *Tilia cordata* and *Pinus sylvestris* have same share (each between 5–8 % from the whole area). On 13 tested areas 21 species of woody plants were seeded.

From 13 areas 5 which have biggest area were chosen and on those statistical analysis of height and root level thickness was performed. The smallest trees are on average in forest Lítóžnice with less than 61 cm similar to the thickness which is on average less than 3 cm. On the other hand, the biggest, most robust trees are in forest V Panenkách with the average heighs of 262 cm and thickness of 5,59 cm.

5 biggest areas are compared with each other with respect to the richness of species and growing/mortality and the decision on the best and worst performing forest is made. Based on the previous criteria the best forest is Robotka. From the economic perspective of cost comparison, the cheapest seeding was in forest V Panenkách. For all the 5 areas the costs are from 210 to 336 thousand CZK per hectar.

Key words

Urban Forests, importance of the green areas in cities, forest management

Obsah

1	Úvod.....	12
2	Cíle práce	13
3	Rozbor problematiky.....	14
3.1	Organizace Lesy hlavního města Prahy	14
3.2	Hospodářský les	14
3.3	Městský les.....	15
3.3.1	Význam městských lesů	15
3.3.2	Problematika městských lesů	16
3.4	Význam a funkce lesů v městském lesnictví (se zaměřením na městské lesy).....	17
3.4.1	Funkce hygienická.....	18
3.4.2	Funkce rekreační	20
3.4.3	Funkce estetická a prostorotvorná.....	20
3.4.4	Funkce ochrany zdrojů.....	21
3.4.5	Funkce ekonomická.....	21
3.4.6	Funkce ekologická.....	21
3.5	Negativní vliv.....	23
3.6	Městské prostředí a jeho vliv na dřeviny	25
3.6.1	Půdy ve městech.....	25
3.6.2	Stresové faktory.....	25
3.7	Obnova lesa – zalesňování	26
3.8	Problematika zalesňování.....	27
3.9	Příprava půdy před zalesněním	28
3.10	Popis sázení a podpora sazenic	29
3.11	Povýsadbový šok.....	31
3.12	Zalesňování nových ploch v Evropě	32
3.13	Výchova městských lesů ve světě	34
4	Metodika	36
4.1	Charakteristika zájmového území.....	36

4.2	Sběr dat	37
4.3	Popis ploch.....	38
4.3.1	Les Na Musile	38
4.3.2	Les Arborka.....	38
4.3.3	Les V Panenkách.....	39
4.3.4	Les Robotka a les Lítožnice	40
4.4	Statistická analýza všech zalesněných ploch	40
4.5	Statistická analýza vybraných zalesněných ploch.....	41
4.5.1	Les Na Musile	41
4.5.2	Les Arborka.....	45
4.5.3	Les V Panenkách.....	48
4.5.4	Les Robotka.....	52
4.5.5	Les Lítožnice	56
4.6	Porovnání ploch	59
4.6.1	Porovnání výšek a tloušťek.....	60
4.6.2	Porovnání druhového složení	62
4.6.3	Porovnání úmrtnosti	62
4.6.4	Porovnání ekonomické náročnosti	63
5	Diskuze.....	65
6	Závěr	68
	Seznam literatury	70
	Seznam příloh	81
	Seznam zkratk	82

Seznam obrázků

Obrázek 1 Celkové zastoupení dřevin.....	41
Obrázek 2 Graf Výška Les Na Musile	42
Obrázek 3 Graf Tloušťka Les Na Musile.....	42
Obrázek 4 Korelace Výšky a Tloušťky Les Na Musile	43
Obrázek 5 Zastoupení Dřevin Les Na Musile.....	43
Obrázek 6 Náklady Zalesnění Les Na Musile.....	45
Obrázek 7 Graf Výška Les Arborka.....	45
Obrázek 8 Graf Tloušťka Les Arborka	46
Obrázek 9 Korelace Výšky a Tloušťky Les Arborka.....	46
Obrázek 10 Zastoupení dřevin Les Arborka	47
Obrázek 11 Náklady Zalesnění Les Arborka	48
Obrázek 12 Graf Výška Les V Panenkách.....	49
Obrázek 13 Graf Tloušťka Les V Panenkách	49
Obrázek 14 Korelace Výšky a Tloušťky Les V Panenkách.....	50
Obrázek 15 Zastoupení dřevin Les V Panenkách	50
Obrázek 16 Náklady Zalesnění Les V Panenkách	52
Obrázek 17 Graf Výška Les Robotka	53
Obrázek 18 Graf Tloušťka Les Robotka	53
Obrázek 19 Korelace Výšky a Tloušťky Les Robotka.....	54
Obrázek 20 Zastoupení Dřevin Les Robotka	54
Obrázek 21 Náklady Zalesnění Les Robotka.....	56
Obrázek 22 Graf Výška Les Lítožnice.....	56
Obrázek 23 Graf Tloušťka Les Lítožnice	57
Obrázek 24 Korelace Výšky a Tloušťky Les Lítožnice.....	57
Obrázek 25 Zastoupení dřevin Les Lítožnice	58
Obrázek 26 Náklady Zalesnění Les Lítožnice	59
Obrázek 27 Porovnání výšky dubu zimního (Quercus petraea).....	61
Obrázek 28 Porovnání tloušťky dubu zimního (Quercus Petraea).....	61

Seznam tabulek

Tabulka 1 Zastoupení dřevin.....	40
----------------------------------	----

1 Úvod

Kontakt s přírodou je přirozenou potřebou člověka. Při zakládání měst se příliš neuvažovalo o vegetaci, což má za následek nedostatek zelených ploch v centrech měst. Dnes je začlenění vegetace neodmyslitelnou součástí územního plánování. Vzhledem k tomu, že téměř polovina světové populace žije ve městech a životní standard se stále zvyšuje, je žádoucí co nejvíce rozšířit zelené plochy. Městská zeleň je důležitým prvkem při protierozních a odhlučňovacích opatřeních nebo důležitým doplňkem silničních a cestovních tras.

Teoretická část práce se zabývá funkcemi, významem i problematikou zeleně ve městě, vlivem stromů na člověka i člověka na stromy. Shrnuje dostupnou literaturu, která se bezprostředně týká významu a funkcí zeleně a podmínek městského prostředí, ve kterých stromy žijí.

Data pro praktickou část diplomové práce byla získána ze zalesňovacích projektů Lesů hl. m. Prahy. Na každé nově zalesněné ploše byl vyhodnocen stav odrůstání jedinců a na vybraných plochách byla provedena statistická analýza základních růstových ukazatelů. Praktická část se dále zabývá analýzou jednotlivých druhů stromů, odrůstáním a poškozením jednotlivých druhů dřevin ve výsadbách. Data jsou zpracována koláčovými grafy, histogramy, korelačními diagramy a krabicovými grafy. Mimo statistické analýzy růstových veličin, je v praktické části porovnána druhová skladba porostů a finanční náročnost prvního zalesnění a následného vylepšení.

2 Cíle práce

Tato práce si klade za cíl zhodnotit problematiku městského lesnictví, včetně funkcí, které městský les poskytuje. Smyslem teoretické části je podat ucelený přehled použité literatury, která se zabývá zelení ve městech.

Cílem praktické části je průzkum a popis dřevinné skladby jednotlivých ploch, odrůstání jednotlivých druhů dřevin ve výsadbách a následné vyvození závěrů pomocí statistických metod. Vedle toho bude analyzována finanční náročnost zalesňování jednotlivých ploch. Plochy budou porovnány mezi sebou a s pracemi zejména ze zahraničí, kde jsou zpracována obdobná témata.

3 Rozbor problematiky

3.1 Organizace Lesy hlavního města Prahy

Lesy hl. m. Prahy jsou příspěvkovou organizací jejímž zřizovatelem je Magistrát hl. m. Prahy. Obhospodařují více než 2 900 ha lesních porostů ve vlastnictví Magistrátu hl. m. Prahy. Dále vykonávají pro drobné vlastníky lesů na území hl. m. Prahy funkci odborného lesního hospodáře. Organizace se člení na jednotlivá střediska: středisko Lesy, středisko Vodní toky, středisko Městská zeleň a středisko Ekologická výchova. Středisko Lesy je rozděleno na šest lesních úseků (lesní úsek Šárka, lesní úsek Chuchle, lesní úsek Hodkovičky, lesní úsek Hostivař, lesní úsek Běchovice, lesní úsek Bohnice), truhlárnu a štípárnu ve Kbelích.

Středisko Lesy, obhospodařuje jak lesy, tak lesní louky v majetku města a ve správě odboru ochrany prostředí Magistrátu hl. m. Prahy.

Lesy na území hlavního města plní převážně mimoprodukční a rekreační funkci lesa. Jakékoliv hospodaření je zde prováděno šetrným způsobem k lesnímu ekosystému a v rámci certifikací PEFC a FSC, jehož je držitelem Magistrát hl. m. Prahy. K těmto certifikacím je přihlíženo v následném zalesňování. V pražských lesích se nejvíce sází dub zimní (*Quercus petraea*), buk lesní (*Fagus sylvatica*) nebo jedle bělokorá (*Abies alba*). Na všech místech, která byla v posledních letech zalesněna, jsou sázeny velmi rozmanité lesní porosty, obvykle je sázeno okolo šesti druhů dřevin. Magistrát hl. m. Prahy zároveň klade důraz na odstraňování nepůvodních dřevin jako jsou dub červený (*Quercus rubra*) a trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a jejich následným nahrazením původními druhy danými pro tuto přírodní lesní oblast (LHMP, 2022).

3.2 Hospodářský les

Hospodářský les je definován jako les, který je záměrně pěstován s ohledem na jeho hospodářské využití, jako zdroj dřeva a dalších lesních produktů (FAO, 2015). V současné době je význam hospodářského lesa v mnoha zemích stále rostoucí a využívá se jako zdroj dřeva pro stavebnictví, nábytek, papír a další průmyslové účely (Blennow et al., 2012). Hospodářský les přináší mnoho ekonomických a sociálních výhod, jako jsou příjmy z prodeje dřeva, vytváření pracovních míst a podpora místních komunit (Tyrväinen, 2001).

Hospodářský les zahrnuje různé typy lesních porostů, od monokultur až po smíšené lesy, které mají různé účely a využití (Nilsson et al., 2011). Pro správné hospodaření s hospodářským lesem je nezbytné brát v úvahu mnoho faktorů, jako jsou biologické, ekonomické a sociální aspekty (Blennow et al., 2012). Důležitost těchto faktorů je klíčová pro zajištění udržitelnosti hospodářského lesa a pro vytvoření rovnováhy mezi ekonomickými, sociálními a environmentálními cíli (Nilsson et al., 2011).

Důležitost hospodářského lesa pro udržitelný rozvoj byla zdůrazněna v rámci Agendy 2030 pro udržitelný rozvoj, která stanovuje cíle pro udržitelný rozvoj, včetně cílů týkajících se lesů a udržitelného lesního hospodářství. Hospodářský les může přispět k naplňování těchto cílů, pokud je správně spravován a zajišťuje se tak jeho udržitelnost. Podle FAO (2015) může udržitelné lesní hospodářství, včetně hospodářského lesa, přinést mnoho výhod, jako je zajištění ochrany přírodního prostředí, udržení biologické rozmanitosti a napomáhání k řešení změny klimatu. V této souvislosti je důležité zohlednit různé způsoby hospodaření s hospodářským lesem a posuzovat jejich dopady na přírodu a společnost (Blennow et al., 2012).

3.3 Městský les

Městské lesy jsou zelenou oázou uprostřed zástavby a slouží jako důležitý prvek pro zlepšení kvality života v městském prostředí. Tyto lesy jsou plné přírodního bohatství a poskytují mnoho ekosystémových služeb pro obyvatele města a živočichy.

Podle Českého statistického úřadu je městský les definován jako "soubor lesních porostů, které jsou součástí městského území a mají význam pro rekreaci a ochranu životního prostředí". Městské lesy se vyznačují vysokou hustotou obyvatelstva a vysokým stupněm urbanizace v okolí.

3.3.1 Význam městských lesů

Městské lesy mají mnoho významů pro obyvatele města. Jsou to nejen místa pro rekreaci a relaxaci, ale také poskytují mnoho ekosystémových služeb, jako jsou například:

- Snížení teploty a zlepšení kvality vzduchu
- Zlepšení kvality vody a ochrana před povodněmi
- Ochrana biodiverzity a podpora přírodních procesů
- Vzdušná kvalita a půdní mikrobiota

Existuje mnoho výzkumů, které se zaměřují na městské lesy. Výzkumy se týkají různých aspektů, jako je vliv městských lesů na kvalitu vzduchu, biodiverzitu a sociální vlivy lesů na obyvatele města. Například výzkum provedený v roce 2019 ukázal, že "městské lesy mohou být účinným prostředkem pro snižování množství PM10 částic v ovzduší, a tedy pro zlepšení kvality vzduchu v městském prostředí" (Růžičková, 2010).

Další výzkum, který se týkal sociálního vlivu městských lesů, ukázal, že pobyt v přírodě má pozitivní vliv na lidskou psychiku a může pomoci snížit stres a úzkost (Nowak et al., 2012). Tento výzkum zároveň potvrdil, že městské lesy mohou být významným faktorem pro zlepšení mentálního zdraví obyvatel města.

Městské lesy jsou však také ohroženy různými faktory, jako jsou například urbanizace, kácení stromů a znečištění ovzduší. Proto je důležité chránit tato přírodní bohatství a zachovat je pro budoucí generace. Ochrana městských lesů vyžaduje spolupráci mezi městskými orgány, obyvateli města a ochranářskými organizacemi.

3.3.2 Problematika městských lesů

Podle Nowak et al. (2018) městské lesy hrají zásadní roli při utváření fyzické, sociální a environmentální struktury měst. Navzdory svým četným výhodám čelí zelené plochy ve městech, včetně lesů, řadě problémů jako je degradace a fragmentace. Problémem je také nerovnoměrné rozdělení přístupu do těchto prostor, přičemž někteří obyvatelé mají lepší přístup k výhodám, které městská zeleň nabízí.

Vztah mezi přístupem obyvatel různých sociálních skupin k městským parkům a otázkou environmentální spravedlnosti v Baltimoru, Maryland zkoumá Boone et al. (2009). Zjistili, že chudší a rasově menšinové komunity mají méně přístupu k městským parkům a výhodám, které nabízejí, než mají bohatší obyvatelé. Autoři také poukázali na potřebu zohlednit otázky environmentální spravedlnosti při plánování a rozvoji městských zelených ploch, aby se zajistilo rovnoměrné rozdělení přínosů a přístupu pro všechny obyvatele města. České republiky se tato problematika netýká.

Problematika městské zeleně není pouze urbanistický problém a Cook et al. (2012) zdůrazňují důležitost interdisciplinárních přístupů k podpoře a ochraně městských zelených ploch, zvažování distribuce přínosů a přístupu a začleňování zelených ploch do městského plánování a designu. Bylo prokázáno (Aronson et al., 2017), že městské lesy mají pozitivní vliv na lidské zdraví, včetně zlepšení duševního zdraví, snížení stresu

a zvýšené fyzické aktivity. Městská zeleň také poskytuje důležité stanoviště pro řadu druhů.

Jednou z klíčových výzev je ohrožení městských zelených ploch, včetně lesů, fragmentací a degradací. Tyto faktory jsou spojeny s řadou hrozeb, včetně ztráty biodiverzity, zhoršení kvality ovzduší a vody a zvýšením rizika přírodních katastrof. Longo et al. (2012) zdůrazňují, že pro řešení těchto problémů je nezbytné komplexní a multidisciplinární řešení, které zahrnuje nejen ochranu městských lesů, ale také úpravu městského plánování a rozvoje infrastruktury tak, aby byly tyto lesy integrovány do městského prostředí co nejlépe a aby byla zajištěna udržitelnost. To je zvláště důležité vzhledem k již zmíněnému problému rostoucí urbanizace a s tím spojeným omezeným prostorem dostupným pro zelené plochy ve městech. To má za následek rostoucí tlak ze strany rozvoje na jiné využití půdy.

Dalším z možných hrozeb je rozšiřování invazivních druhů a následný útlak původních druhů. Tato hrozba paradoxně souvisí s příliš velkou hustotou zelených ploch ve městech. Invazivní druhy mohou mít negativní dopad na městský les a jeho biodiverzitu, například omezením růstu a přežití původních druhů rostlin nebo narušením ekosystémových funkcí. Lonsdale (1999) poukazuje na důležitost správy městských lesů, aby se minimalizovalo riziko invazí a zachovala se biologická rozmanitost.

Z výše uvedených důvodů je nezbytné, aby městské lesy byly správně řízeny, aby byly zajištěny jejich ekosystémové služby a aby byly přístupné pro všechny obyvatele měst.

3.4 Význam a funkce lesů v městském lesnictví (se zaměřením na městské lesy)

Zeleň v zastavěném území plní tyto funkce:

- funkci hygienickou
- funkci rekreační
- funkci estetickou a prostorotvornou
- funkci ochrany zdrojů
- funkci ekonomickou
- funkci ekologickou (Balabánová et al., 2013)

V obecné rovině lze říci, že je vhodné mít ve městech více vegetace, ať už parků nebo lesů, ve většině případů totiž přítomnost zeleně snižuje dopad antropogenní činnosti.

3.4.1 Funkce hygienická

Kvalita vzduchu

Stromy mají schopnost eliminovat plyny, které zhoršují kvalitu ovzduší, a to díky povrchové ploše listů. Množství absorbovaného znečištění závisí na vegetačním období, ročním srážkovém průměru a dalších meteorologických faktorech. Ačkoli stromy mohou zachytit částice plynu, většina z nich zůstane na povrchu a může se uvolnit zpět do ovzduší, být odnesena větrem nebo spláchnuta deštěm. Vegetace proto slouží pouze jako dočasné zadržovací místo pro atmosférické částice (Nowak, 2002).

Zelená plocha také pomáhá snižovat počet prachových částic. Vnitrobloková zeleň může snížit prašnost o 30 až 40 % (Růžičková, 2010). V ulicích bez vegetace bylo naměřeno až 10 000 prachových částic na jeden litr vzduchu, zatímco v ulicích s vegetací jen 3 000 a v parcích jen 1 000 prachových částic. Listnaté stromy jsou účinnější v zachycování prachu než jehličnaté stromy. Jeden hektar listnatého lesa může zachytit 50 až 70 tun prachu ročně, zatímco jehličnatý les pouze 30 až 35 tun. Kromě toho je množství zachyceného prachu ovlivněno velikostí listové plochy. Menší rostliny s menšími listy účinněji rozloží prach v daném prostoru (Šerá, 2015).

Je dokázáno, že stromy mohou významně snižovat znečištění a měnit mikroklima odstraňováním škodlivin z ovzduší. Je však nutné brát v úvahu energetickou náročnost údržby městských stromů, parků a lesů (použití vysokozdvíhových plošin, motorových pil nebo sekaček na trávu). Tato energie je obvykle získávána spotřebou fosilních paliv, což zhoršuje kvalitu vzduchu. Při hodnocení dopadu zeleně a parků na ovzduší ve městech je proto třeba zohlednit i tento faktor a sázet druhy dřevin s nízkými náklady na údržbu a výsadbu (Nowak et al., 2010).

Vliv přítomnosti stromů na průměrnou teplotu

Klima v městech je výrazně aridnější než klima v přirozených lesních krajinách. Průměrná roční teplota vzduchu v městském prostředí je v průměru o 1–2 °C vyšší než v lesní krajině (Hamerník et al., 2008). To je především způsobeno vytápěním budov, absorpcí, akumulací a následným uvolňováním tepla budovami a pozemními komunikacemi. S přetrvávajícím trendem urbanizace se očekává, že tento rozdíl bude

nadále narůstat (Paravantis et al., 2007). Vyšší teplota má negativní dopad na relativní vlhkost, která je v městských oblastech o 8 až 10 % nižší než v lesní krajině při stejném obsahu vodní páry v m³ vzduchu. Vlivem této nižší vlhkosti se v městském prostředí zvyšuje výpar vody ze stromů o 15 až 20 % v porovnání s lesními porosty (Hamerník et al., 2008).

V poslední době jsou extrémně vysoké teploty v létě stále častější. Tyto vlny horka mají negativní dopad na lidské zdraví, spotřebu energie a náklady na spotřebu města. Začlenění zelených ploch, především stromů, je jednou z možností, jak se proti těmto vedrům bránit. Stromy jsou schopné výrazně eliminovat teplo pohlcené budovami a komunikacemi. Koruny stromů vytvářejí stín a snižují průnik slunečních paprsků. Pomocí transpirace uvolňují vodu do vzduchu, čímž se snižuje teplota vzduchu (Ziter et al., 2019).

Bylo prokázáno, že minimální zastínění, které je potřebné k tomu, aby se nevytvořil městský tepelný ostrov, je 40 %. Tepelný ostrov způsobuje vyšší teplotu oproti okolní krajině. S rostoucím množstvím zelených ploch a stínících prvků se teplota snižuje. Při kruhové zkusné ploše s desetimetrovým poloměrem a zastíněním z 0 na 100 % klesá denní teplota o 0,7 °C. Kruhové zkusné plochy s třicetimetrovým poloměrem a zastíněním z 0 na 100 % snižují denní teplota o 1,3 °C. Při zastínění větších ploch alespoň ze 40 % dochází k výrazně vyššímu poklesu teploty. Vztah mezi teplotou a zastíněním je tedy takový, že velikost zastínění snižuje teplotu a pozitivně ovlivňuje možnost života ve městě (Ziter et al., 2019).

Pohlcování hluku a větru

Výzkum Martínez-Sala (2006) ukázal, že uměle vytvořené protihlukové bariéry v městských oblastech mohou být nahrazeny skupinami stromů. Pro nejefektivnější absorpci nízkofrekvenčního zvuku se doporučuje uspořádat stromy v řadách. Pro vyšší frekvence zvuku jsou výhodné pásy o výšce 13 až 20 m a šířce 20 až 30 m.

Klíčovými faktory, které ovlivňují pohlcování hluku, jsou hustota porostu, různorodost druhů a míra olistění. V období olistění jsou listnaté stromy schopny pohlcovat více hluku než stromy jehličnaté (Price, 1988).

Podrosty jsou dalším faktorem, který může pozitivně ovlivnit pohlcování hluku. Proto je doporučeno, aby listoví stromů dosahovalo až k zemi (Bucur, 2006).

Různé druhy stromů mají odlišné schopnosti absorbovat hluk. Laboratoř pro kontrolu hluku ministerstva zemědělství v USA provedla studii absorpce hluku šesti vybranými druhy dřevin při různých vlnových délkách. Pro vyšší frekvence nad 1000 Hz je nejlepším pohlcovačem ořechovec plstnatý (*Carya tomentosa*), který dokáže pohltit až 20 % hluku. U nižších a středních frekvencí nejvíce hluku pohlcuje dub červený (*Quercus rubra*), avšak pouze okolo 10 % hluku (Reethof et al., 1967).

Stromy mohou sloužit jako větrolamy, které snižují rychlost větru a minimalizují negativní dopad na obyvatele a jejich obydlí. I když je tato funkce stromů v městském prostředí spíše periferní, je třeba ji zmínit. Vysazování větrolamů na našem území je relativně novým trendem, který se objevil až v minulém století. Oblíbenými stromy pro větrolamy jsou topoly a jasany, s průměrnou výškou mezi 10 až 20 metry. Větrolamy se tradičně používají k ochraně polí před vysycháním a vesnic před bouřlivými větry (Litschmann et al., 2007).

3.4.2 Funkce rekreační

Psychika a rekreace

Existuje řada výzkumů v oblasti environmentální psychologie, které prokazují pozitivní vliv stromů na psychické zdraví člověka, a to zlepšením nálady, klidu a kreativity. Tyto pozitivní účinky byly poprvé prokázány v 60. letech 20. století. Například studie Boldemanna et al. (2011) ukázala, že děti, které tráví čas mezi stromy, jsou aktivnější a lépe snášejí sluneční záření, než když si hrály na rozpáleném asfaltu.

Burt (2019) se zaměřil na vliv zeleného prostředí na psychiku dospělých. Jeho výzkum zahrnoval 46 tisíc lidí nad 45 let žijících v Sydney. Výsledky ukázaly, že alespoň 30 % zastínění v místě bydliště může snížit možnost vzniku psychických poruch až o 31 %. Studie také vyvrátila hypotézu, že druh vegetace není důležitý. Benefity jsou vyšší u stromů než u travnatých ploch. Proto je důležité chránit a rozšiřovat městské zastínění stromy, aby se podpořilo zdraví obyvatel měst.

3.4.3 Funkce estetická a prostorotvorná

Tyto aspekty spolu souvisejí a jejich dopad na lidskou psychiku je subjektivní. Vnímání zeleně však obecně působí pozitivně. Zahradní architektura se zabývá estetikou, která má za cíl vytvořit trvale okrasné celky s využitím stálezelených nebo stálezelených prvků. Často lze dekorativní zeleň nalézt ve vilových čtvrtích, mezi rodinnými domy a v rezidenčních čtvrtích (Gobster, 1999).

3.4.4 Funkce ochrany zdrojů

V přírodě se většina srážek přirozeně vypaří nebo vsákne do půdy. V městském prostředí tento cyklus narušuje antropogenní vliv. Zastavěné plochy ve městech neumožňují dešťové vodě vsáknout se do půdy, což vede k rychlému odtoku vody. Podle studií odtéká v oblastech s dostatkem vegetace pouze 5 až 15 % dešťové vody povrchově, zatímco v městech bez dostatečného množství zeleně může odtečení povrchově dosáhnout až 60 % (Bernatzky, 1978). Tento proces má negativní dopad na místní klima a může negativně ovlivnit hladinu podzemní vody. Bez náležité péče o zeleň v městském prostředí tak dochází k postupnému poškozování půdy, rostlin a živočichů (Botkin et al., 1997).

3.4.5 Funkce ekonomická

Vytváření kvalitního prostředí v městských oblastech není záležitostí ekonomického výnosu z vegetace. Naopak, kvalita prostředí se projevuje jako podpora rekreace a turismu v městském prostoru. V městských oblastech se stromy nepěstují za účelem těžby a ekonomické výhodnosti. Stromy jsou v městské krajině nejčastěji káceny z důvodu změny v územním plánování, potenciálního ohrožení obyvatelstva nebo obnovy zeleně. V zahrádkářských oblastech a ve čtvrtích s rodinnými domy jsou stromy sázeny kvůli sklizni plodů. Ekonomický přínos zeleně v městech zajišťuje především zelená infrastruktura, jako jsou vinice, chmelnice, ovocné sady, prutníky, pole (řepka, jahody) a produkční lesy. Tyto zelené oblasti nejsou primárně určeny k rekreaci, ale agroturistika může být doplňkovým příjmem. Výskyt stromů a lesoparků ve městě má pro místní obyvatele značné výhody. V současné době se výskyt zeleně a stromů na pozemcích výrazně podílí na tvorbě ceny nemovitosti (Balabánová et. al, 2013).

3.4.6 Funkce ekologická

Významný počet druhů rostlin a živočichů je vázáno na staré, nemocné a odumírající stromy. V městských oblastech je snaha ochraňovat stromy všech věkových kategorií, protože slouží jako domov různým druhům zvířat. Všeobecně lze konstatovat, že biologická hodnota stromu se zvyšuje s jeho věkem (Bobiec, 2005). Odumírající stromy poskytují útočiště pro mnoho saprofytických organismů, ale krajina s mrtvými stromy se zmenšuje a v současnosti se nachází převážně v městských oblastech. Pokud se odstraní staré stromy z měst a krajin, snižuje se biodiverzita rostlin a zvířat a může být tak ohroženo jejich přežití (Podrázský, 2017).

V městských oblastech existuje mnoho faktorů ovlivňujících biodiverzitu živočichů. Tyto faktory lze rozdělit na biotické a abiotické. Beninde et al. (2015) se zabývali faktory ovlivňujícími biodiverzitu v 75 světových metropolích od roku 1900. Pomocí korelační analýzy zjistili, které z 331 možných kombinací faktorů mají největší vliv na druhovou rozmanitost. Výsledky ukázaly, že na druhovou rozmanitost má vliv 14 faktorů. Mezi významné abiotické faktory patří podíl vodních ploch na zkoumaném území. Mezi významné biotické faktory patří struktura a hustota vegetace tvořená stromovým, keřovým a bylinným patrem.

Hmyz

Staré aleje a zapomenuté ovocné sady jsou důležitými biotopy pro výskyt hmyzu, zde se nachází i řada vzácných druhů, jako například kravec třešňový (*Anthaxia candens*). Tyto sady poskytují také významný zdroj pylu a nektaru pro opylovače. Hmyz patří mezi nejhroženější druhy a kvůli monokulturnímu hospodaření s lesy se mnoho druhů přesunulo do zámeckých zahrad, městských parků a sadů. Stromy v těchto oblastech poskytují důležitá mikrostaniště, jako jsou proschlé větve, dutiny, plodnice hub, mycelia, odřeniny kůry a podkorní kapsy, na nichž můžeme najít řadu vzácných druhů, jako jsou zlatohlávci, tesaříci, krasci nebo mravenci (Řehounek, 2011). Z entomologických studií vyplývá, že populace druhů hmyzu výrazně klesá. Důvodem tohoto trendu je především chemické znečištění a tvorba velkých monokulturních parků, které nahrazují soukromé zahrady s vyšší druhovou rozmanitostí (Zapparoli, 1997).

Ptáci

V městském prostředí nalezneme množství parků, lesoparků či sadů, které slouží jako útočiště pro ptáky. Tato místa jim poskytují úkryt před přirozenými nepřáteli a zároveň i před městským ruchem. Pro ptáky jsou nejlepší stromy s dutinami a objemnou korunou, které poskytují dostatek úkrytu a zdroj potravy v podobě hmyzu a plodů. Dravci se v městském prostředí živí drobnějšími ptáky a savci. Výzkum provedený ve švédských městech ukázal, že z 34 nejčastěji se vyskytujících druhů ptáků 13 preferuje centrum města, 7 předměstí, u zbývajících 14 druhů nelze stanovit jednoznačnou lokalizační preferenci. Pravděpodobně menší výskyt predátorů a snadnější dostupnost potravy jsou hlavními důvody pro hojnější výskyt ptáků v centrech měst (Hedblom, 2010).

Savci

Většina druhů savců obývá parky, lesní zóny, hřbitovy a okolí měst, podobně jako hmyz a ptáci. Stromová vegetace a zastavěné plochy jsou domovem několika druhů netopýrů, kteří v městské zástavbě nahrazují svůj přirozený skalní a lesní biotop. Mezi další časté zástupce patří veverky (*Sciurus vulgaris*), a méně často se v městských oblastech vyskytují zajáci polní (*Lepus europaeus*) a kuny lesní (*Martes martes*) (Anděra, 2016).

Výzkum Zorenka et al. (2003) se zaměřil na biodiverzitu savců v neobydlených částech Rigy, hlavního města Lotyšska. Výsledky ukázaly, že největší počet druhů byl zaznamenán v zalesněných zónách a městských parcích, celkem 16 druhů. Nejnižší počet druhů byl pozorován na dálnicích a hřbitovech, pouze 3 druhy. Myš domácí (*Mus musculus*) byla nejhojnějším druhem savce, který se vyskytoval na téměř 40 % území. Zároveň bylo zjištěno, že rozmanitost druhů stoupá směrem od centra města.

3.5 Negativní vliv

Bezpečnost

Vysazování dřevin ve městech často vyvolává diskuse o tom, zda je to vždy pozitivní krok. Argumenty proti přítomnosti stromů jsou obvykle spojeny s těmito obavami: nebezpečí pro chodce, bezpečnost provozu a špatná viditelnost v blízkosti přechodů. Další problémy, které dřeviny přinášejí, je poškozování inženýrských sítí, chodníků a budov, a to v důsledku růstu kořenových systémů stromů. Biologické vlastnosti určitých druhů stromů mohou také mít negativní dopad, například na pylové alergie. Tyto negativní účinky mohou být sníženy pomocí pravidelné údržby. Stromy mohou být zranitelné při extrémních povětrnostních podmínkách, což může mít za následek škody na budovách a infrastruktuře města. Je tedy žádoucí udržovat stromy v dobré kondici.

Alergie

Jedním z negativních dopadů na lidské zdraví je tvorba alergenního pylu nebo poletujících chmýříček plodů, což má za následek zvýšení počtu alergií. Ve městských oblastech je výskyt alergií více patrný, což lze přisoudit vlivu znečištěného ovzduší, které zvyšuje alergenicitu pylů. Znečištěný městský vzduch zhoršuje projevy alergie u různých jedinců a zvyšuje alergenicitu pylových zrn. Mezi nejvíce alergenní dřeviny patří olše

(*Alnus spp.*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), lísky (*Corylus spp.*), habr obecný (*Carpinus betulus*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), platany (*Platanus spp.*), topoly (*Populus spp.*), vrby (*Salix spp.*) a bez černý (*Sambucus nigra*). Po dopadu na zem zrna ztrácí své alergenní vlastnosti (Šerá, 2014).

V poslední době došlo v České republice k výraznému nárůstu počtu alergiků, který se odhaduje na 20 až 30 % populace. Problémy s alergií jsou nejvíce patrné u dětí (Fučíková et al., 2002). Proto je důležité při výsadbě dřevin ve městech dbát na to, aby byly potlačeny kromě druhů jedovatých i druhy způsobující alergie. Další možností, jak snížit výskyt alergií, je vysazovat pouze samičí jedince u dvoupohlavních druhů. Samičí rostliny obsahují prašníky s pylovými zrny, které se uvolňují v době květu, což může způsobovat alergie. Samičí rostliny mají jen květy pestíkové a po opylení a oplození vzniká plod, takže tyto jedinci alergie nezpůsobují (Šerá, 2014).

Mezi lety 1980 a 2000 se zvýšil výskyt dětského astmatu o polovinu, přičemž chudinské čtvrti velkých měst zaznamenaly zvlášť vysoké procento astmatiků. Lovasi (2008) se proto věnoval problematice snížení výskytu astmatu využitím výsadby stromů v městských oblastech. Na základě regresní analýzy bylo zjištěno, že pokud bude na jednom kilometru čtverečním vysázeno 343 stromů, dojde ke snížení výskytu astmatu u dětí o 29 %. Nicméně, počet dětí, které musí být hospitalizovány kvůli astmatu, se snížil pouze o 11 %.

Znečištění

Mírně nepříznivý dopad může mít také proces opadu plodů stromů, který způsobuje znečištění plochy pod korunami stromů. Listí opadající na podzim je většinou vnímáno lidmi jako nepříjemné. Listí může znečistit okapy a sloužit jako potenciální zdroj šíření houbových patogenů.

3.6 Městské prostředí a jeho vliv na dřeviny

3.6.1 Půdy ve městech

Výsadba stromů v městském prostředí může být ohrožena problémy s půdou, které se stávají stále častějšími. Při plánování výsadby městské zeleně je třeba mít povědomí o půdních vlastnostech a případných problémech, které se mohou vyskytnout v souvislosti s výsadbou. Jim (1998) zkoumal fyzikální a chemické vlastnosti půd v Hong Kongu a zjistil, že hloubka půdy a její struktura jsou pro stromy nedostatečné. Tyto faktory omezovaly růst stromů a snižovaly zásobu živin. Proto navrhuje, aby se hodnocení půdních vlastností provádělo před plánovanou výsadbou na všech místech. Je zřejmé, že v podzemním prostředí měst může být situace ještě komplikovanější kvůli existenci sítě kanalizace, sklepů, garáží, plynovodů, vodovodů a kolektorů. Tento fakt může způsobit nedostatek půdy pro kořenový systém stromů.

3.6.2 Stresové faktory

V urbanizovaných oblastech se pro dřeviny stávají hlavními stresovými faktory podmínky půdy. Většina půd v těchto oblastech je vytvořena z různých typů navážek, často s obsahem stavebního odpadu, a tudíž nedisponují přirozenými minerálními látkami, které jsou důležité pro růst rostlin. Kromě toho dochází ke značnému nedostatku humusu, protože se každoročně sbírá podzimní opad listí, který tvoří zdroj organických látek pro rostliny.

Dalším významným stresovým faktorem je zhutňování půdy, které je způsobeno vibracemi, provozem vozidel a chůzí lidí. Tyto faktory narušují zrnitost a strukturu půdy a snižují schopnost půdy vsáknout dostatečné množství dešťové vody. Rostliny v městském prostředí tak trpí nedostatkem vláhy a jsou vystaveny dalšímu stresu, když jsou srážkové vody odváděny pryč kanalizací nebo drénovány zásypem inženýrských sítí. Zhutněný nebo zpevněný povrch způsobuje nedostatečnou provzdušněnost kořenů. Ty mohou být také poškozeny mechanickými poraněními, jako je například náraz vozidel nebo strojní techniky při výkopových pracích.

Důležitou příčinou stresu je změna úrovně terénu, která ovlivňuje prokořeněný prostor. Chemismus půd ve městech může být také stresovým faktorem, kdy dochází ke kontaminaci solnými ionty, těžkými kovy a oleji z motorových vozidel. Tyto škodlivé látky mohou být přeneseny do rostlin skrze kořeny nebo přímo skrze listy, které mohou obsahovat prachové částice s těmito látkami. Listy se pak nemohou správně ochlazovat

a přehřívají se, což může vést k vážnému poškození rostlin. Vandalismus a nedostatečná péče mohou být dalšími faktory, které přispívají ke stresu rostlin, jako například zarůstání provázků, drátů nebo cedulí do kmene (Kolařík, 1994).

3.7 Obnova lesa – zalesňování

Podle The International Union of Forest Research Organizations (IUFRO) může být obnova lesa prováděna buď přirozeným způsobem, kdy se obnova odehrává spontánně pomocí přírodních procesů, nebo umělým způsobem, kdy je nutná lidská intervence. K přirozené obnově lesa dochází v momentě, kdy jsou okolní podmínky natolik příznivé, že pod matečným porostem dochází k přirozenému vývoji spodní etáže. Nejdůležitějším faktorem pro podporu přirozené obnovy, je množství semenáčků pod matečným porostem. Přirozená obnova je často vhodná pro oblasti, kde byly lesy nedávno vypáleny, nebo oblasti, kde se jedná o původní ekosystém (Devkota et al., 2023).

Přirozená obnova lesa má několik výhod. Jednou z hlavních výhod je, že se jedná o proces, který se odehrává bez lidské intervence, která je mnohdy velmi nákladná. Kromě toho, přirozená obnova lesa může být důležitá pro zachování biodiverzity, protože při přirozené obnově jsou zahrnuty i další druhy rostlin a živočichů, které jsou součástí ekosystému. Na druhou stranu, přirozená obnova lesa může trvat déle, což může být nevýhodou v případech, kdy je potřeba les obnovit v kratším časovém intervalu (The Nature Conservancy, 2021).

Umělá obnova lesa zahrnuje zásahy lidí, jako je výsadba stromů, výsev semen nebo odstranění invazních druhů rostlin (WWF Annual Report, 2019). Umělá obnova lesa bývá nezbytná v případech, kdy byly lesy poškozeny lidskou aktivitou, například těžbou dřeva, nebo pokud se jedná o oblast s vysokou úrovní lidské aktivity. Využívá se i v případech, kdy jsou potřeba rychlé výsledky. Umělá obnova lesa umožňuje výběr druhů stromů, které jsou vhodné pro dané stanoviště a klima, což může zlepšit výslednou kvalitu lesa.

Nevýhodami umělé obnovy lesa jsou nákladnost, nutnost pravidelné údržby, aby se zajistil správný růst a vývoj nových stromů a nižší biodiverzita než u lesa, který se obnovil přirozenou cestou (Simmathiri et al., 2016).

3.8 Problematika zalesňování

Zalesňování nových ploch je důležité opatření, které pomáhá zlepšit stav životního prostředí a bojovat proti klimatickým změnám. Tento proces není bezproblémový a v současné době existují mnohé výzvy, kterým se musí čelit při zalesňování nových ploch.

Jedním z hlavních problémů je **výběr vhodných druhů stromů pro danou oblast**. Jak uvádí Monárrez-González et al. (2018), klimatické podmínky se v různých oblastech liší, a ne všechny druhy stromů jsou schopny přežít všude. Pokud se nepodaří vybrat vhodné druhy stromů, může to vést k selhání celého projektu zalesňování a zbytečným výdajům.

Dalším problémem je **kvalita zeminy** a možnosti jejího zlepšení. Jak uvádí řada autorů, včetně Di Sacco et al. (2021), pokud je půda na nové ploše chudá na živiny, je nutné ji obohatit vhodnými hnojivy a dalšími prostředky. Pokud je půda naopak příliš úrodná, může to vést k rychlému růstu některých druhů stromů a přemnožení škůdců.

Dalším problémem může být **nedostatek vody**. Jak uvádí Gruwez et al. (2017), pokud nově vysazené stromy nedostávají dostatek vody, mohou se stát méně odolnými vůči hmyzu a dalším škůdcům. Jako řešení těchto problémů mohou být například zlepšené technologie zavlažování, výzkum nebo vývoj nových druhů stromů, které jsou odolnější vůči škůdcům a klimatickým podmínkám.

Podle studie publikované v časopise Environmental Science and Pollution Research (2018) mohou **periody sucha** vést ke snížení výnosů plodin, jako jsou obiloviny, luštěniny a ovoce, což může mít negativní dopad na zemědělskou výrobu a tržní ceny těchto plodin. Navíc, když jsou plodiny vystaveny dlouhodobému suchu, mohou být náchylnější k napadení škůdci a nemocemi, což dále zhoršuje situaci. Podle Evropského monitorovacího centra pro sucha jsou periody sucha v Evropě velmi variabilní v závislosti na oblasti (Toreti, 2022). V oblasti střední Evropy jsou typická letní sucha, kdy se obvykle vyskytuje nedostatek srážek v období června až srpna. Průměrná délka těchto suchých období je asi 30 dní (Toreti, 2022). V oblasti Středozeří jsou periody sucha častější a delší než v oblastech se severnějším klimatem. Konkrétně byly například v roce 2018 v některých oblastech Evropy zaznamenány výrazné periody sucha. V oblasti Balkánu a východní Evropy byla situace velmi kritická, když v některých oblastech nepršelo téměř 6 měsíců. Zemědělská produkce byla ovlivněna zásadním

způsobem, a to jak v oblastech produkujících obiloviny, tak v oblastech produkujících zeleninu (Paul et al., 2021). Periody sucha nemají vliv jen na růst a vývoj zemědělských plodin, ale také na růst a vývoj lesních porostů.

Je tedy nutné důkladně přemýšlet o strategii zalesňování a zohlednit mnoho faktorů, aby bylo dosahováno co nejlepších výsledků a minimalizovány negativní dopady na životní prostředí.

Dalším problémem zalesňování nových ploch je využití **geneticky modifikovaných druhů stromů**. Tyto druhy stromů byly geneticky upraveny tak, aby byly odolnější vůči škůdcům, chorobám nebo klimatickým změnám. Tato technologie ale může mít nežádoucí dopady na přírodu a genetickou rozmanitost. Jak uvádí Wolfenbarger and Phifer (2000), využití geneticky modifikovaných druhů stromů může vést k vytvoření monokultur a ohrožení původních druhů stromů.

Dalším problémem je **vliv lidské činnosti** na zalesňování nových ploch. V mnoha případech jsou nové lesy vysazovány na území, které bylo dříve využíváno pro zemědělskou či jinou lidskou činnost. Pokud není tato činnost zcela ukončena, může mít negativní dopad na nově vysazené lesy. Jak uvádí Verstraeten et al. (2013), lidé mohou například používat chemické látky, což může vést k nežádoucím důsledkům pro nové lesy.

V závěru je třeba zdůraznit, že zalesňování nových ploch je důležitou a nezbytnou činností pro ochranu životního prostředí a boj proti klimatickým změnám. Nicméně, je nutné zohlednit mnoho faktorů, které mohou mít vliv na výsledky zalesňování a na přírodu jako celek.

3.9 Příprava půdy před zalesněním

Při přípravě půdy pro zalesnění je důležité nejprve zjistit **charakteristiku půdy**. Tyto informace umožňují určit, jaký druh stromu na dané místo nejlépe vyhovuje. Důležité charakteristiky půdy jsou například pH, obsah živin, struktura a typ půdy (Högberg et al., 2007). Na základě těchto informací lze rozhodnout o nutnosti provedení některých úprav půdy.

Dalším krokem v přípravě půdy pro zalesnění je **odstranění překážek**, jako jsou dřeviny, kořeny, tráva a další rostliny. K tomuto účelu lze použít různé metody, jako je kácení stromů, frézování kořenů a odstraňování trávy a dalších rostlin herbicidy (Lohila

et al., 2011). Použití herbicidů může mít negativní dopad na půdní mikroorganismy, jako jsou například bakterie, houby a žížaly, které jsou důležité pro zdraví půdy a růst rostlin, to má za následek ztrátu biologické rozmanitosti půd (Lo, 2010). Za účelem minimalizace negativních vlivů herbicidů na půdu a ekosystém se v současné době uplatňují alternativní metody – mechanické odstraňování nežádoucích rostlin a použití biologických látek na bázi přírodních rostlinných extraktů nebo mikroorganismů (Zimmermann et al., 2004).

Poté je nutné provést **úpravu půdy**, aby se vytvořily vhodné podmínky pro zalesnění. To zahrnuje například změnu pH půdy, přidání hnojiv a hloubkové orání (Bassaco et al., 2018). Hloubkové orání půdy zlepšuje její strukturu a odstraňuje případné nečistoty. Přidání hnojiv zase zvyšuje obsah živin v půdě a tím i kvalitu půdy pro růst stromů.

Nakonec je potřeba **zpracovat půdu** pro výsadbu stromů. K tomuto účelu se používají různé metody, jako je vytváření řádků a příkopů, na kterých se následně provádí výsadba stromů (Raitanen et al., 2017). Vytváření řádků a příkopů zlepšuje průchod vzduchu a vody půdou, což podporuje růst stromů. Důležité je také dodržovat vhodné spony mezi stromy, aby měly dostatek prostoru pro růst a nekonkurovaly si v boji o živiny a světlo.

Další důležitou technikou pro přípravu půdy před zalesněním je **mulčování**. Mulčování spočívá v pokrytí půdy organickým materiálem, například kůrou, listím nebo slámou, které pomáhají udržovat půdní vlhkost a omezují růst nežádoucího plevelu. Tento proces také pomáhá udržovat půdní strukturu a dodávat živiny do půdy.

Podle výzkumu provedeného Sun et al. (2010) mulčování pomáhá zlepšovat vlastnosti půdy, jako jsou obsah organické hmoty a mikrobiální aktivita. Tyto faktory jsou důležité pro růst stromů a obnovu lesního ekosystému. Výhody mulčování však mohou být ovlivněny druhem mulčovacího materiálu a množstvím použitého materiálu.

3.10 Popis sázení a podpora sazenic

Pro úspěšné zalesňování je klíčové, aby sazenice rostly a přežily po vysazení v novém prostředí.

Jednou z možností, jak podpořit růst sazenic, je použití **vhodných hnojiv**. Hnojiva mohou dodat rostlinám potřebné živiny, které jsou důležité pro růst a vývoj. Některé druhy rostlin vyžadují více dusíku, zatímco jiné potřebují více fosforu. Proto je důležité

používat vhodné hnojivo, které bude obsahovat potřebné živiny. Výběr správného hnojiva je klíčový, protože nevhodné hnojivo může být pro rostliny škodlivé.

Studie provedená v Indonésii ukázala, že použití organických hnojiv může zlepšit růst sazenic a zvýšit jejich odolnost vůči stresu a nemocem (Prematuri et al., 2020). V této studii byly použity dva druhy organických hnojiv – organické hnojivo na bázi kompostu a hnojivo z listového odpadu. Oba druhy hnojiv vedly k lepšímu růstu a vývoji sazenic, ale hnojivo z listového odpadu mělo větší vliv na zvýšení odolnosti sazenic vůči stresu.

Dalším typem hnojiv, která mohou být použita při zalesňování, jsou minerální hnojiva. Tyto druhy hnojiv jsou vyrobeny synteticky a obsahují koncentrované formy živin, jako je dusík, fosfor a draslík. Výhodou minerálních hnojiv je, že je lze přesněji dávkovat a jsou rychleji rozpustná než organická hnojiva. Studie provedená v Keni ukázala, že použití minerálních hnojiv může zlepšit růst sazenic a zvýšit jejich přežití (Legesse, 2003).

Při používání hnojiv je nutné dbát na správné dávkování, aby nedošlo k předávkování a poškození sazenic nebo k vyluhování živin do podzemní vody. Je také důležité vybírat hnojiva, která neobsahují škodlivé látky, které by mohly způsobit znečištění půdy nebo vody.

Nedávná studie zkoumala využití mikroorganismů, jako jsou **mykorhizní houby**, k podpoře růstu sazenic (Veresoglou et al., 2017). Tyto mikroorganismy mohou pomoci zlepšit příjem živin rostlinami a zvýšit odolnost vůči stresu a nemocem. Mykorhizní inokulace může být užitečná při zalesňování, protože pomáhá zlepšovat růst a přežití sazenic v novém prostředí. Výzkum v této oblasti ukazuje, že aplikace mykorhizních hub může výrazně zlepšit růst a přežití sazenic v nově zalesněných oblastech. Například studie provedená v Austrálii ukázala, že aplikace mykorhizních hub mohla zvýšit růst a přežití sazenic až o 80 % (Smith et al., 2013). Podobné výsledky byly pozorovány i v jiných studiích, které zkoumaly využití mykorhizních hub při zalesňování v různých oblastech světa (Xiao et al., 2022), (Wang et al., 2015).

Využití mykorhizních hub při zalesňování může mít i další pozitivní dopady na životní prostředí. Tyto mikroorganismy mohou pomoci zlepšit kvalitu půdy a zvýšit odolnost rostlin vůči stresu a nemocem (Mosse, 1986). Díky tomu může být zalesňování účinnější a udržitelnější.

Výzkum využití mykorhizních hub při zalesňování je stále v rané fázi, a tak je třeba provést další studie, aby se lépe pochopily mechanismy, kterými tyto mikroorganismy ovlivňují růst a přežití sazenic. Zatímco některé druhy mykorhizních hub mohou být užitečné při zalesňování, jiné druhy mohou být škodlivé a mohou způsobit negativní dopady na ekosystémy (Klironomos, 2003). Proto je důležité pečlivě zvážit výběr mykorhizních hub při plánování zalesňování a zohlednit místní podmínky.,

V poslední době se také objevují nové přístupy využívající **strojové učení a modelování** k optimalizaci procesu zalesňování. Tyto technologie mohou pomoci předpovědět optimální podmínky pro růst a přežití sazenic a umožnit efektivnější plánování zalesňování (Lidberg et al., 2020).

Další z možností, jak zlepšit odrůstání sazenic, je **sázení melioračních bylin**. Cílem je obohatit půdu organickou hmotou a výrazně zlepšit biologickou aktivitu svrchních půdních vrstev. Vyšší byliny mohou plnit i funkci mikroklimatickou nebo krycí. Nejčastěji se používají motýlokvěté byliny, jako je vlčí bob, komonice nebo plané žito. Tyto byliny se obvykle zakládají ze semen, nebo mohou být přesazeny odjinud. Pokud tyto byliny nejsou v dané oblasti běžné, mohou přilákat zvěř, což má negativní dopad na půdu. Zelené hnojení často bývá prvním krokem při obnově recentních útvarů a silně degradovaných půd. Je základním postupem pro hnojení organickými hnojivy (Mauer, 2009).

Existuje mnoho možností, jak podpořit růst sazenic při zalesňování. Použití vhodných hnojiv, zajištění vhodného prostředí a využití moderních technologií mohou pomoci zlepšit růst a přežití sazenic v novém prostředí. Je nutné přizpůsobit přístupy a technologie místním podmínkám, protože klima, půda a rostlinné druhy se mohou v různých oblastech lišit. Další výzkumy v této oblasti mohou pomoci identifikovat nové přístupy a technologie, které mohou pomoci zlepšit úspěšnost zalesňování a snížit náklady na péči o lesy.

3.11 Povýsadbový šok

Povýsadbový šok je stav, který mohou zažívat stromy po přesazení, kdy jsou přemístěny z původního stanoviště na nové místo. Tento proces může způsobit stres pro sazenici a může mít negativní vliv na její růst a zdraví. Povýsadbový šok lze očekávat prakticky na jakémkoliv stanovišti a zejména při použití prostokořenného sadebního

materiálu (Kriegel, 2002), (Hobza et al., 2008). Vysazeným sazenicím škodí zejména stres z nedostatku vody, kterého není zcela ušetřen ani krytokořenný sadební materiál.

Povýsadbový šok může vést ke snížení fotosyntézy, ztrátě listů, vadnutí, a dokonce i úhynu sazenice. Aby se minimalizovalo riziko povýsadbového šoku, je důležité zajistit, aby bylo přesazení provedeno správným způsobem, s minimálním poškozením kořenového systému (Wirtz et al., 2021).

Povýsadbový šok může vést ke snížení fotosyntetického výkonu stromů, ztrátě listů a porušení homeostázy rostlinné tkáně. Studie (Hallman et al., 1978) také ukázala, že výsledky se liší v závislosti na druhu stromu, podmínkách přesazení a okolních podmínkách.

Další studie (Ibañez Moro et al., 2021) zkoumala vliv povýsadbového šoku na aklimatizaci stromů v městských prostředích. Autoři studie zjistili, že povýsadbový šok může mít vliv na vodní režim a metabolismus rostlin, což může vést k narušení přijímání živin a vody a ovlivnit tak růst a zdraví stromů. Studie dále ukazuje, že u sazenic, které prošly povýsadbovým šokem, došlo ke snížení schopnosti přežít a ke snížení rychlosti růstu ve srovnání se sazenicemi, které nebyly tomuto šoku vystaveny.

Aby se minimalizovalo riziko povýsadbového šoku a jeho negativní vliv na přírůst stromů po výsadbě, je důležité dodržovat správné postupy při přesazování a zajistit dostatečné zavlažování a přísun živin. Některé studie také navrhují použití různých přípravků k ochraně kořenového systému a podpoře růstu stromů.

3.12 Zalesňování nových ploch v Evropě

Zalesňování nových ploch v Evropě je v současné době aktuálním tématem, které získává stále větší pozornost jak veřejnosti, tak i vědecké komunity. Podle studie provedené Evropskou komisí (European Commission. Joint Research Centre., 2021) je zalesnění považováno za jedno z nejúčinnějších opatření ke snižování emisí skleníkových plynů a ochraně biodiverzity. V současné době je zalesňování nových ploch řešeno jak na národní úrovni jednotlivých evropských států, tak i na úrovni Evropské unie.

Jedním z klíčových dokumentů, který se týká zalesňování nových ploch v rámci Evropy, je Strategie EU pro lesy (Singer, 2016). Tento dokument vymezuje hlavní cíle a priority pro ochranu a udržitelné využívání lesů v Evropě. V rámci této strategie se klade

důraz na zvyšování ploch lesů v Evropě, zlepšování zdraví lesů a zajištění udržitelného hospodaření s lesy.

Dalším důležitým dokumentem je Evropský lesní akční plán (European Commission, 2020), který má za cíl podpořit udržitelné zalesňování nových ploch v Evropě. Tento plán stanoví řadu konkrétních opatření, jako například podporu obnovy lesů po lesních požárech, zalesňování opuštěných zemědělských ploch a rozvoj agrolesů.

V Německu se při zalesňování nových ploch využívají různé druhy dřevin, jako jsou buk lesní (*Fagus sylvatica*), dub letní (*Quercus robur*), smrk ztepilý (*Picea abies*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), jedle bělokorá (*Abies alba*) a další. Podle některých studií jsou tyto druhy dřevin schopné lépe odolávat suchu a kůrovci, který je v Německu v poslední době velkým problémem (Felsmann et al., 2017).

V Polsku jsou často používány dřeviny jako borovice (*Pinus spp.*), smrk (*Picea spp.*), modřín (*Larix spp.*), dub (*Quercus spp.*) a bříza (*Betula spp.*). Tyto druhy dřevin jsou schopné dobře růst i při nižším množství srážek a při kůrovcových kalamitách (Ministry of Climate, 2019).

V Rakousku se při zalesňování nových ploch sází především smrk ztepilý (*Picea abies*), který tvoří zhruba 50 % všech nově vysazených stromů. Dále se zde vysazují také druhy jako je modřín opadavý (*Larix decidua*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), jedle bělokorá (*Abies alba*), buk lesní (*Fagus sylvatica*) a další. V poslední době se v Rakousku také více uplatňuje koncepce smíšených lesů, kdy jsou na jednom stanovišti kombinovány různé druhy dřevin s cílem zvýšit biodiverzitu a zlepšit ekologické funkce lesa (Bravo-Oviedo et al., 2014). Tyto druhy jsou schopny růst v horských oblastech s náročnými podmínkami a přispívají k udržení stability půdy a snižování rizika lavin a sesuvů (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018).

Ve Francii jsou při zalesňování nových ploch využívány jak původní druhy dřevin, jako jsou dub letní (*Quercus robur*), buk lesní (*Fagus sylvatica*) a javor klen (*Acer pseudoplatanus*), tak i exotické druhy, jako je například douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*). Výběr konkrétních druhů dřevin se liší v závislosti na klimatických podmínkách a druhu půdy (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2017).

3.13 Výchova městských lesů ve světě

V Kanadě se při výchově městských lesů klade důraz na péči o stromy a lesy v městských oblastech s cílem zlepšit kvalitu životního prostředí a podpořit biodiverzitu. Výběr druhů stromů závisí na specifických podmínkách daného místa, jako jsou sluneční expozice, vlhkost půdy nebo urbanistické uspořádání. Nejčastěji se sází místní druhy dřevin, které jsou nejlépe přizpůsobené místnímu klimatu a půdním podmínkám. Kromě toho se při výsadbě stromů a rostlin v městských oblastech klade důraz na jejich estetickou hodnotu, zlepšení kvality ovzduší, snížení hluku a další benefity pro městské prostředí (Ordóñez et al., 2013).

Protože významně klesají výměry zalesněných ploch v Hamiltonu na Novém Zélandu, je věnována zvýšená pozornost posílení biodiverzity, obnově porostů a jejich následné výchově. Kromě výsadby nových stromů dochází ke zlepšování zdraví stávajících stromů, a to za pomoci konkrétních metod jako jsou výchova výsadeb místně původních druhů stromů nebo odstraňování částí stromů, které jsou napadeny chorobami a škůdci. Ke zvýšení ekologické odolnosti města se zakládají mokřady, vytváří se místa pro hnízdění ptáků a využívají se biologické metody na snížení znečištění půdy. Cílem je také zapojení veřejnosti do péče o městské lesy pomocí vzdělávacích programů (Wallace et al., 2019).

Jako reakce na rozsáhlé požáry v Izraeli v roce 2010 došlo k obnově městských lesů ve městě Haifa. Během výchovy se kromě výsadby nových stromů také zohlednila ochrana půdy před erozí, zlepšení kvality půdy a zavlažování, což zlepšuje průběh přírodních procesů. Druhy, které byly vysazovány, jsou především původní, a to blízké středomořskému podnebí jako jsou cypřiše nebo borovice, ale také duby. Vzhledem k ničivosti požáru byl kladen důraz i na zapojení veřejnosti do péče o městské lesy. Zvýšený důraz byl kladen i na pravidelné monitorování a řízení. Kromě běžného průzkumu terénu byly nově sledovány porosty za pomoci satelitních snímků (Tessler et al., 2019).

Gudurić et al. (2011) ve své studii porovnává výchovu lesa v srbském Bělehradě a německém Freiburgu. V obou městech se snaží o výchovu stromů zlepšující životní prostředí a podporující biodiverzitu. Hlavním rozdílem mezi výchovou městských lesů v Bělehradě a Freiburgu je výběr druhů rostlin. Zatímco v Bělehradě se preferují místně původní druhy stromů a rostlin, které jsou přizpůsobené místnímu klimatu a půdním

podmínkám, ve Freiburgu je výběr druhů rostlin rozmanitější a zahrnuje i exotické druhy. Ty jsou však vybírány s důrazem na to, aby byly odolné vůči místním podmínkám. I když je v obou městech snaha o zapojení veřejnosti do procesu výchovy a zvýšení zájmu o městské lesy, úroveň participace je výrazně vyšší ve Freiburgu.

4 Metodika

4.1 Charakteristika zájmového území

Praha, hlavní město České republiky, se nachází v nadmořské výšce 177 metrů nad mořem a rozkládá se na ploše 496,2 km² (ČSÚ, 2014). Průměrná roční teplota v Praze je 9,6 °C (Meteopress, 2021), zatímco srážkový úhrn se pohybuje kolem 583 mm ročně (ČHMÚ, 2023).

Praha leží v oblasti přirozených lesů, která je charakteristická listnatými lesy s dominantním podílem dubů (*Quercus spp.*), buků (*Fagus spp.*) a javorů (*Acer spp.*) (Praha.eu, 2014). Z hlediska povrchu je Praha rozdělena na tři geomorfologické jednotky: Pražskou plošinu, Pražskou kotlinu a České středohoří (Demek et al., 2006).

Podloží Prahy se skládá z převážně sedimentárních hornin, jako jsou jíly, písky a štěrky. Na některých místech se však vyskytují i horniny magmatického původu, jako jsou granit nebo rula (Demek et al., 2006).

Historie lesů a velkých parků v Praze sahá až do středověku, kdy byly v okolí města rozsáhlé lesní komplexy. Postupem času se tyto lesy staly oblastí lovu a rekreace pro šlechtu a měšťany. Mezi nejvýznamnější z těchto lesů patřil Královský Háj, který se nacházel v dnešních oblastech Bubenče, Dejvic, Veleslavína a Stromovky, která je dodnes největším parkem v Praze.

V průběhu 18. a 19. století se město Praha stávalo stále významnějším a rozrůstalo se. V té době byly vybudovány další velké parky, jako například Letenské sady, Vojanovy sady a Petřínské sady. Tyto parky se staly oblíbeným místem pro procházky a rekreaci pro obyvatele města (Šeletová, 1972).

V průběhu 20. století došlo k výraznému rozvoji města a urbanizaci, což vedlo k výraznému úbytku lesních ploch a parků v centru města. Ale i v této době docházelo k zakládání nových zelených ploch, jako například parku Ladronka, který vznikl na místě bývalého letiště.

Dnes je Praha známá svými rozsáhlými zelenými plochami a parky, které jsou oblíbenými místy pro místní obyvatele i turisty. Tyto parky a lesy hrají také důležitou roli v ochraně životního prostředí a ekosystémů města (Moravec, 2009).

Podle statistiky z roku 2021 má Praha celkovou plochu zeleně, tedy lesů, parků a zahrad, 51,8 km², což představuje více než 1/3 celkové plochy města (ČSÚ, 2020).

Z výzkumu publikovaného v roce 2020 vyplývá, že parky a zelené plochy mají pozitivní vliv na zdraví a psychickou pohodu obyvatel Prahy, protože umožňují odpočinek a relaxaci (Pondělíček, 2010). Tato zjištění potvrzují, že zelené plochy jsou pro město Prahu důležité nejen z hlediska estetického, ale také z hlediska zdraví a kvality života obyvatel.

4.2 Sběr dat

Zdrojem dat pro tuto diplomovou práci jsou zalesňovací projekty a ceník sazenic ze školek, ze kterých organizace LHMP sazenice odebírá. Celková plocha všech 13 lokalit je více než 73 ha. Zdrojem dat pro klimatické a geografické podmínky pro zalesněné plochy jsou mapy.cz, ČHMÚ, weatherspark.com a meteoblue.com. Dalším zdrojem dat byla následná terénní kontrola jednotlivých ploch, při níž byl zjišťován stav odrůstání porostu. Kontrola byla provedena tak, že na každé ploše byl projit každý dvacátý řádek. V těchto řádcích byly u jednotlivých bodů, kde byly původně zasazeny sazenice, nejprve zkontrolován výskyt dřeviny. Následně byl pro existující dřeviny určen druh, pro pět největších ploch i výška a tloušťka u kořenového krčku. Tímto způsobem bylo zkontrolováno zhruba 5 % všech bodů původně vysázených sazenic.

Nejprve bylo na každé ploše zjištěno, kolik vysázených sazenic odrůstá. Tímto je spočítána průměrná úmrtnost stromů. Následně bylo spočteno procentní zastoupení jednotlivých druhů na každé ploše. Na plochách bylo zkoumáno i poškození biotickými a abiotickými činiteli, ale vzhledem k minimálnímu poškození sazenic není toto poškození zahrnuto ve statistické analýze.

Pro jednotlivé plochy byla provedena statistická analýza naměřených veličin tloušťky a výšky. Byly vypočteny průměry a standardní odchylky obou veličin a následně byla spočtena i jejich vzájemná korelace. Tato analýza byla provedena, jak pro plochy jako celky, tak i pro druhy, které mají nejvyšší zastoupení na vybraných plochách. Jednotlivé veličiny jsou porovnány mezi jednotlivými druhy a je vyhodnoceno, kterým se na dané ploše daří a kterým nikoliv. Porovnání je také provedeno s ohledem na jednotlivé druhy napříč plochami, aby bylo možné zjistit, které plochy jsou zdravější a prosperují více než jiné.

Poslední částí analýzy je ekonomická analýza nákladů na sazenice jednotlivých druhů a ploch. Organizace Lesy hlavního města Prahy tyto nové plochy zalesňuje 10 tisíci ks sazenic na hektar, k určitým ztrátám dochází během vyžínání. První rok se plocha

vylepšuje. Vzhledem k tomu, že se cena sazenic jednotlivých druhů liší a každá plocha má rozdílnou druhovou skladbu, byla provedena analýza nákladů sazenic na jednotlivých plochách. Aby bylo možné tyto plochy o rozdílných rozměrech porovnat, náklady na sazenice na hektar byly vypočteny jako celkové náklady podělené plochou v hektarech. Kromě nákladů na sazenice byly také zohledněny náklady na práci a oplocení. Následně byly spočtené celkové náklady na hektar, a to před a po vylepšení, zároveň byl také vypočten podíl vylepšení na celkových nákladech.

4.3 Popis ploch

V následující kapitole je popsáno pět největších nově zalesněných ploch na území hlavního města, pro které byla změřena výška a tloušťka kořenového krčku. Kromě plochy v hektarech jsou také popsány lokální klimatické a geografické podmínky.

4.3.1 Les Na Musile

Les Na Musile se rozkládá na ploše 6,4 hektarů, nacházející se v nadmořské výšce 290 až 300 metrů nad mořem. S průměrnou maximální denní teplotou 12,75 °C a průměrnou minimální denní teplotou 4,67 °C vykazuje oblast celoročně mírné klima. Průměrné měsíční srážky dosahují hodnoty 35,15 mm, zatímco procento slunečního svitu je 45,50 %, což ukazuje na vyvážené podmínky pro různé druhy rostlin.

Srážky v lese Na Musile vykazují mírný vzestup od jara do léta, s maximem 68,4 mm v červenci. Tento průběh poskytuje dostatek vody pro rostliny během jejich nejaktivnějšího růstového období a podporuje různé ekosystémové procesy. Na druhou stranu relativně nízké srážky v zimních měsících napovídají, že rostliny musejí být schopny přežít období s menším množstvím srážek.

Průměrný podíl slunečního svitu v lese Na Musile je téměř 46 %. V zimě dosahuje hodnot okolo 39 %, což značí menší množství přímého slunečního svitu, a v létě se toto procento zvyšuje až na 57 %. Vysoké hodnoty během léta jsou ideální pro fotosyntetické procesy, zatímco nižší hodnoty v zimních měsících odpovídají období vegetačního klidu u většiny rostlin.

4.3.2 Les Arborka

Les Arborka s plochou 12,1 hektarů, se nachází ve výšce 240 až 245 metrů nad mořem a je charakterizována průměrnou maximální denní teplotou 13,83 °C a průměrnou minimální denní teplotou 5,25 °C. Srážky dosahují průměru 46,5 mm a procento slunečního svitu je 63 %, což indikuje, že většina dní je relativně málo slunečných.

Maximální denní teploty v lese Arborka se pohybují od 3 °C v lednu až po 24 °C v červenci a srpnu, což reflektuje typický mírný klimatický model.

Srážkové podmínky v lese Arborka vykazují mírný nárůst od jara do léta s vrcholem v červenci, což umožňuje rostlinám získat dostatek vody během jejich nejproduktivnějšího období. Podzimní a zimní srážky zůstávají většinou stabilní, což umožňuje rostlinám přežít chladnější měsíce.

Sluneční svitová aktivita v lese Arborka je poměrně omezena – s průměrem kolem 63 % naznačuje vyšší podíl oblačných nebo polojasných dnů. Tento faktor může omezovat fotosyntetickou aktivitu určitých rostlin, zvláště těch, které preferují plné slunce.

4.3.3 Les V Panenkách

Les V Panenkách se rozkládá na ploše 10,5 hektaru a leží ve výšce 250 až 255 metrů nad mořem. Průměrné hodnoty ukazují na maximální denní teplotu 13,00 °C a minimální denní teplotu 5,17 °C. Průměrný roční úhrn srážek činí 51,67 mm a průměrná denní sluneční svitová aktivita je 46,50 %, což naznačuje, že téměř polovina dnů je jasných.

V průběhu roku zaznamenává les V Panenkách teplotní maximum od 2 °C v lednu až po 24 °C v červenci, zatímco minimální teploty se pohybují od -3 °C v lednu do 14 °C v červenci.

Měsíční srážky v lese V Panenky vykazují průměrnou hodnotu 35,09 mm s mírným nárůstem v jarních měsících a vrcholícím v letních měsících, kde červenec má nejvyšší průměr srážek a to 68,1 mm. Různé typy vegetace jsou po celou dobu vegetačního období dostatečně hydratovány, ale zároveň je nutné předpokládat případné odvodnění půdy, aby se předešlo jejímu přesycení, což může být škodlivé pro některé druhy rostliny.

Procento jasných hodin ve dne v lese V Panenkách dosahuje průměrné hodnoty 46,50 %. Zimní měsíce jsou méně slunečné s hodnotami okolo 41 %, zatímco letní měsíce dosahují až 57 %. Vysoké hodnoty během letních měsíců naznačují, že stromy a rostliny, které vyžadují mnoho slunečního svitu pro fotosyntézu, jako jsou ovocné stromy, mohou v Panenkách dobře prosperovat.

4.3.4 Les Robotka a les Lítožnice

Les Lítožnice a les Robotka jsou dvě plochy situované v těsné blízkosti u sebe, tudíž sdílí stejné klimatické podmínky. Obě plochy mají podobnou průměrnou maximální denní teplotu 13,33 °C a minimální denní teplotu 5,33 °C. Nacházejí se ve výškách 230 až 260 metrů nad mořem. Průměrné srážky jsou 35,08 mm a průměrné procento slunečního svitu dosahuje hodnoty 45,83 %.

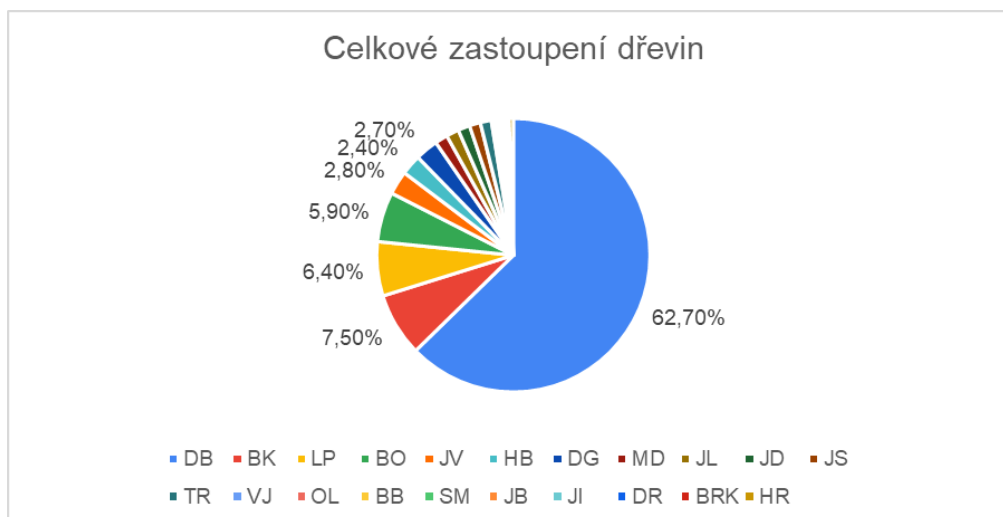
Les Lítožnice se nachází na svahu s převýšením až 12 % a les Robotka na svahu s převýšením 9 %. Svahy mohou výrazně ovlivňovat lokální mikroklima, odvodnění, erozi půdy a expozici slunci. Rostliny v těchto oblastech jsou vystaveny specifickým podmínkám, které mohou ovlivnit jejich růst a vývoj. Přirozené odvodnění na svazích může napomáhat k prevenci stagnace vody, což je příznivé pro stromy, které preferují dobře odvodněné půdy, jako jsou například dub nebo borovice. Na druhou stranu může být nutná přídavná zálivka během suchých období, jelikož voda může rychleji odtékat.

4.4 Statistická analýza všech zalesněných ploch

Celkem je na 13 plochách vysázeno s alespoň minimálním zastoupením 21 dřevin. Nejvýznamnější zastoupení má dub zimní (*Quercus petraea*). Tento druh roste na skoro 63 % veškeré plochy. Na 13 plochách bylo vysazeno přes 455 tisíc sazenic dubu. Druhou nejvýznamnější dřevinou je buk lesní (*Fagus sylvatica*) s necelými 7,5 %, následovaný lípou srdčitou (*Tilia cordata*) a borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) s 6,4 respektive 5,9 %.

Tabulka 1 Zastoupení dřevin

Dřevina	Počet sazenic	Procentuální zastoupení
DB	45642841	62,70%
BK	5459670	7,50%
LP	4658918	6,40%
BO	4294940	5,90%
JV	2038277	2,80%
HB	1747094	2,40%
DG	1965481	2,70%
MD	1091934	1,50%
JL	1091934	1,50%
JD	1019138	1,40%
JS	946343	1,30%
TR	946343	1,30%
VJ	291182	0,40%
OL	291182	0,40%
BB	218387	0,30%
SM	218387	0,30%
JB	218387	0,30%
JI	145591	0,20%
DR	72796	0,10%
BRK	72796	0,10%
HR	363978	0,50%



Obrázek 1 Celkové zastoupení dřevin

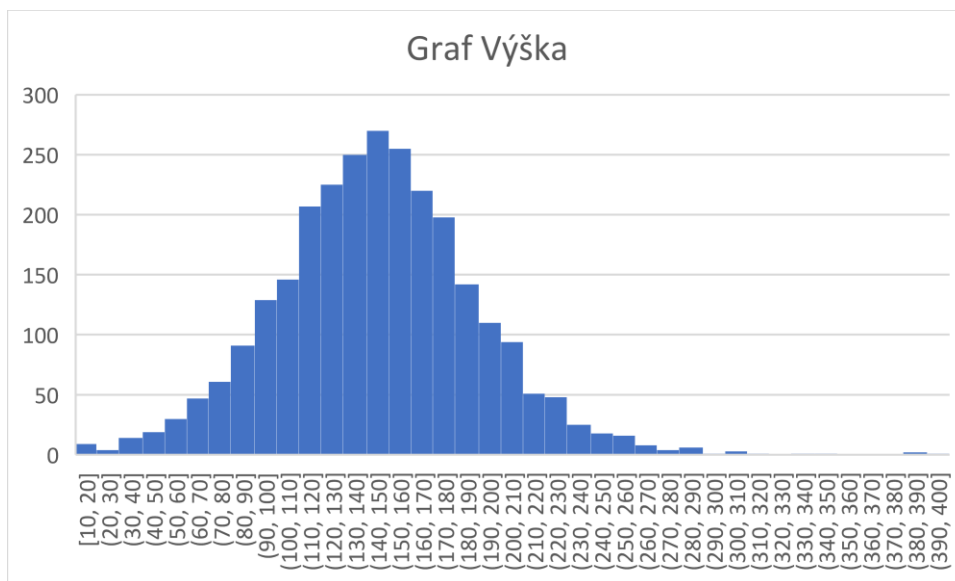
Odrůstání

Při kontrole vývoje porostu bylo zkontrolováno množství odrůstajících a chybějících jedinců. Hodnoty odrůstání porostu se pohybují mezi 75 a 90 %. Faktory, které mohou mít vliv na odrůstání porostu, mohou být kromě jiného i zvolené dřeviny a jejich zastoupení.

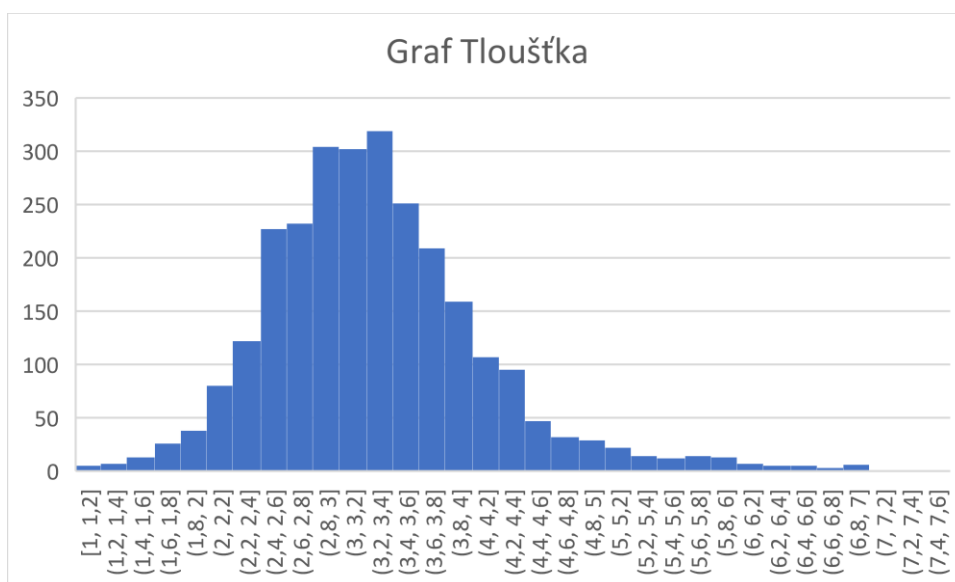
4.5 Statistická analýza vybraných zalesněných ploch

4.5.1 Les Na Musile

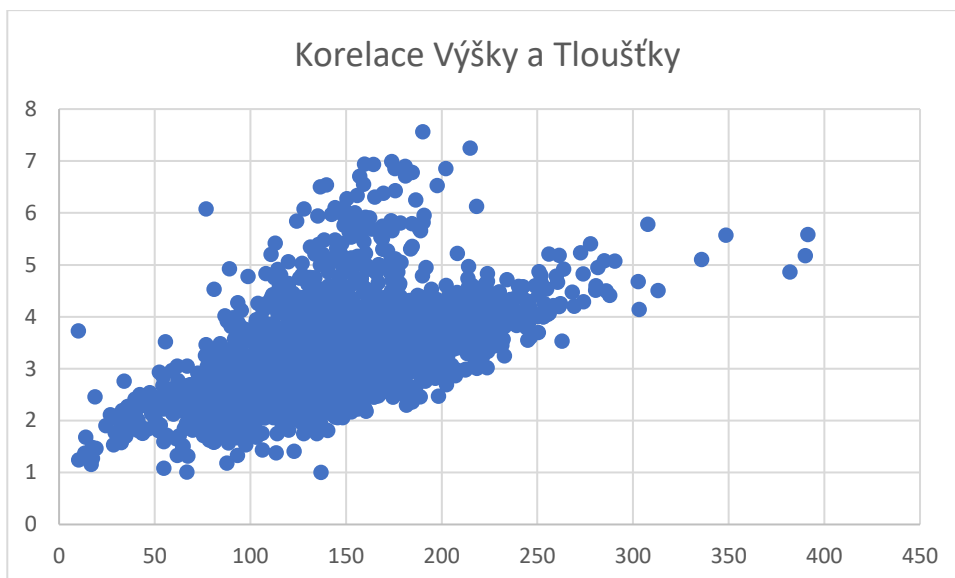
Les Na Musile se rozkládá na ploše 6,4 ha, úmrtnost sazenic je přibližně 18 %. Průměrná tloušťka stromů na zalesněné ploše je 3,28 cm se standardní odchylkou 0,63 cm, a průměrná výška stromů je 145,14 cm se standardní odchylkou 53,97 cm. Korelace mezi tloušťkou a výškou stromů je 0,55, tato hodnota naznačuje mírnou pozitivní lineární závislost.



Obrázek 2 Graf Výška Les Na Musile

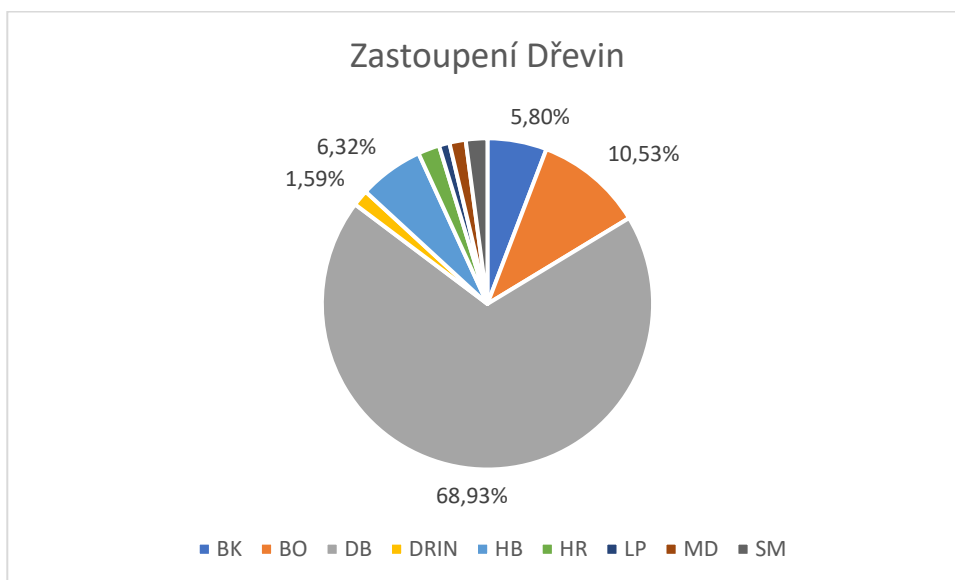


Obrázek 3 Graf Tloušťka Les Na Musile



Obrázek 4 Korelace Výšky a Tloušťky Les Na Musile

V lese Na Musile je nejčastějším druhem stromu dub zimní (*Quercus petraea*) se zastoupením téměř 68,93 %. Následuje borovice lesní (*Pinus sylvestris*) - 10,53 %, habr obecný (*Carpinus betulus*) - 6,32 %, buk lesní (*Fagus sylvatica*) - 5,80 % a hrušeň obecná (*Pyrus communis*) - 2,11 %. Tyto nejčastější druhy stromů dohromady tvoří 93,68 % všech stromů v lese Na Musile, což odráží jejich dominantní přítomnost a přizpůsobení se místním podmínkám.



Obrázek 5 Zastoupení Dřevin Les Na Musile

Dub zimní (*Quercus petraea*) je nejčastější druh stromu v lese Na Musile, jeho průměrná tloušťka kmenu činí 3,14 cm, což je méně než celkový průměr tloušťky stromů v lese (3,28 cm), a s průměrnou výškou 137,17 cm je dub zimní (*Quercus petraea*) nižší

než celkový průměr výšky stromů (145,14 cm). Korelace mezi tloušťkou a výškou u dubu je 0,70, což je vyšší než celková korelace ve výsadbě (0,55), to naznačuje silnější vztah mezi těmito dvěma charakteristikami u dubu (*Quercus spp.*).

Borovice lesní (*Pinus sylvestris*), tvoří 10,53 % stromů v lese Na Musile. S průměrnou tloušťkou 3,62 cm vyniká mezi ostatními druhy svou robustností, přičemž její průměrná výška je 132,41 cm – je tedy nižší než u dubu. Korelace mezi tloušťkou a výškou u borovice lesní je 0,57, to naznačuje mírně slabý, ale stále pozitivní vztah mezi těmito růstovými charakteristikami.

Habr obecný (*Carpinus betulus*) se v lese Na Musile vyskytuje s celkovým počtem 171 stromů, což představuje 6,32 % celkové populace stromů. Průměrná tloušťka habrů je 3,32 cm, což je těsně nad průměrnou tloušťkou všech stromů ve výsadbě (3,28 cm). S průměrnou výškou 165,18 cm patří mezi vyšší stromy, překonávající průměrnou výšku 145,14 cm. Silná korelace 0,74 mezi tloušťkou a výškou habrů naznačuje konzistentní růstový vzorec, který může být výsledkem jejich adaptace na lokální podmínky.

Ekonomické zhodnocení:

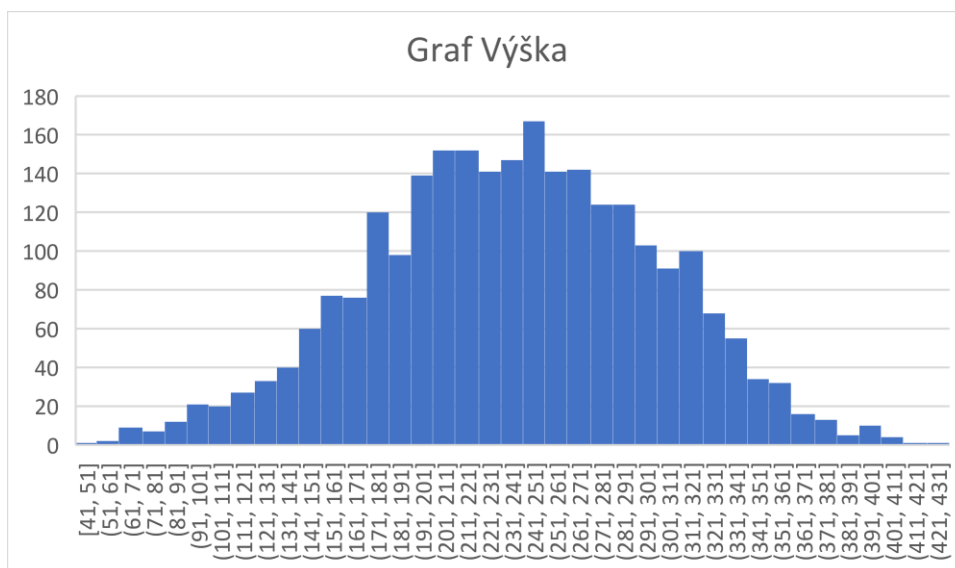
Náklady za sazenice při prvním zalesnění Na Musile jsou 620 tisíc korun, což při četnosti 10 tisíc kusů na hektar vychází přibližně 9,68 korun za sazenici, to odpovídá skladbě porostu a zařazení druhů jejichž sazenice jsou ty z levnějších (HB a BO). Kromě nákladů na sazenice byly také provedeny celkové práce za 384 tisíc korun tedy 60 000 korun za hektar a náklady na oplocenku činily 555 tisíc, to je necelých 87 tisíc korun na hektar. Následující rok byla plocha vylepšena 5130 sazenicemi s průměrnou cenou 12,5 Kč/kus, k vylepšení došlo především u dražších druhů. Celkové náklady na hektar v lese Na Musile tedy činí 267 tisíc korun.



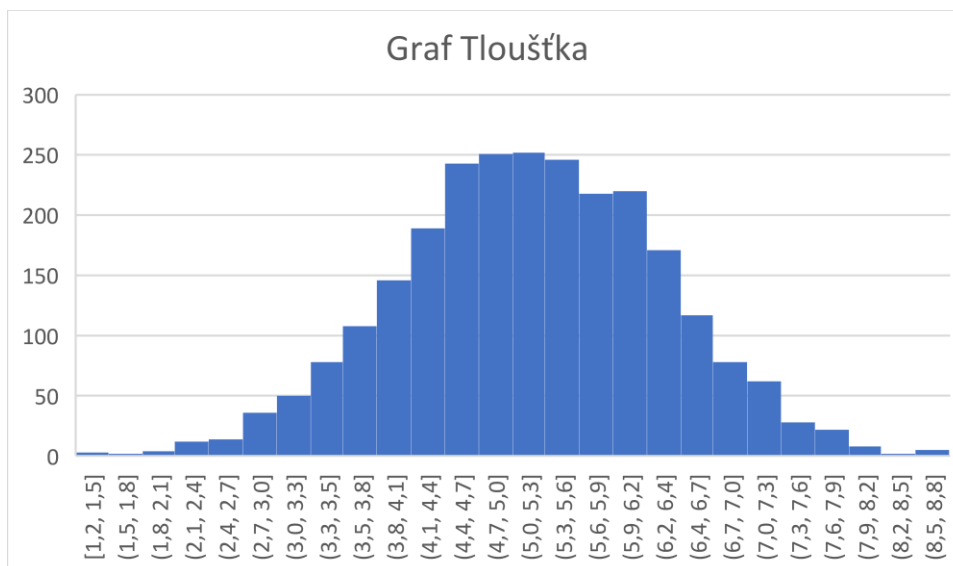
Obrázek 6 Náklady Zalesnění Les Na Musile

4.5.2 Les Arborka

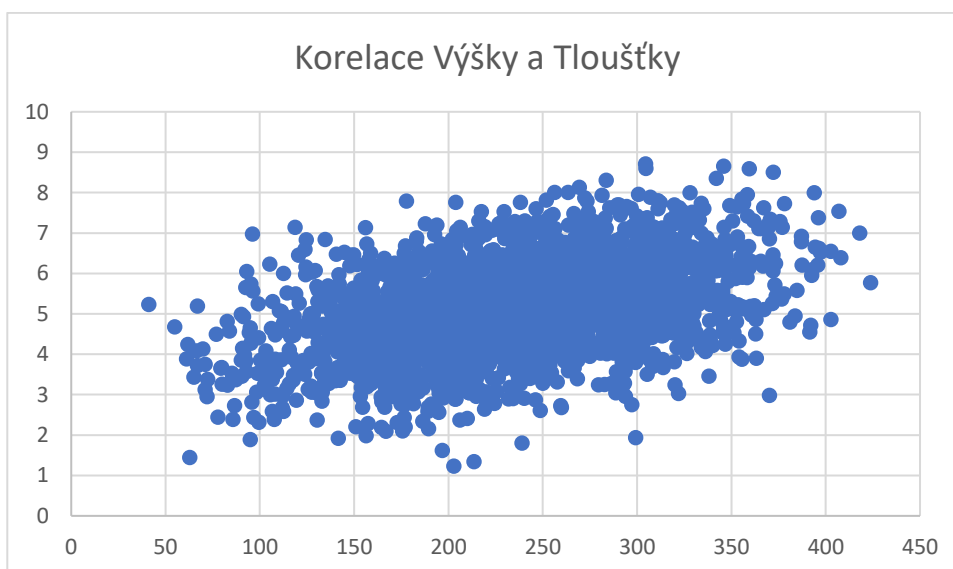
Les Arborka má velikost 12,1 ha s úmrtností přibližně 12,64 %. Průměrné hodnoty pro změřené stromy ukazují, že mají průměrnou tloušťku 5,44 cm a průměrnou výšku 243,11 cm. Vzájemná korelace mezi tloušťkou a výškou dosahuje hodnoty 0,66, což naznačuje středně silnou pozitivní lineární závislost. Větší průměr kmene stromu obvykle souvisí s jeho vyšší výškou.



Obrázek 7 Graf Výška Les Arborka

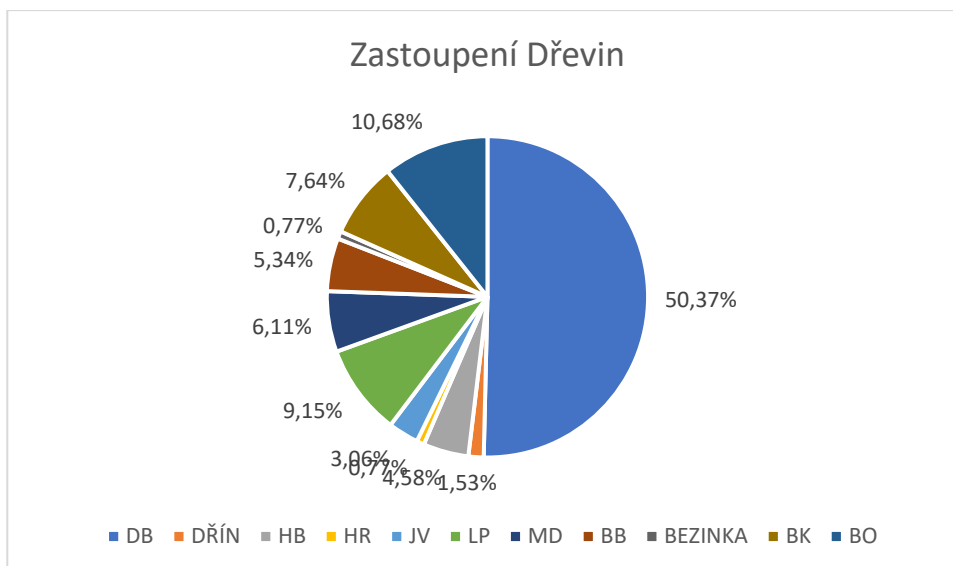


Obrázek 8 Graf Tloušťka Les Arborka



Obrázek 9 Korelace Výšky a Tloušťky Les Arborka

V rámci druhového zastoupení dominuje dub zimní (*Quercus petraea*), který představuje přes 50 % všech stromů. Následuje borovice lesní (*Pinus sylvestris*) - 10,7 %, lípa srdčitá (*Tilia cordata*) - 9,1 %, buk lesní (*Fagus sylvatica*) - 7,6 % a modřín opadavý (*Larix decidua*) - 6,1 %. Těchto pět druhů tvoří převážnou většinu stromové populace na dané ploše, což poukazuje na jejich adaptabilitu na místní podmínky.



Obrázek 10 Zastoupení dřevin Les Arborka

Na ploše Arborka je dub zimní (*Quercus petraea*) nejčastějším druhem, což dokládá jeho schopnost adaptace na místní podmínky. S průměrnou tloušťkou kmenu 5,19 cm je o něco tenčí než celkový průměr výsadby (5,44 cm), ale s průměrnou výškou 247,60 cm převyšuje průměrnou výšku stromů ve výsadbě (243,11 cm). Korelace mezi tloušťkou a výškou u dubu letního (0,44) je nižší než celková korelace ve výsadbě (0,66), což naznačuje určitou variabilitu ve vzájemném vztahu těchto charakteristik.

Borovice lesní (*Pinus sylvestris*) má průměrnou tloušťkou 6,62 cm a průměrnou výškou 215,23 cm, tloušťka kmene je výrazně nad průměrem výsadby. Korelace mezi tloušťkou a výškou (0,58) poukazuje na silný vztah mezi těmito charakteristikami, což je známkou stabilního růstu.

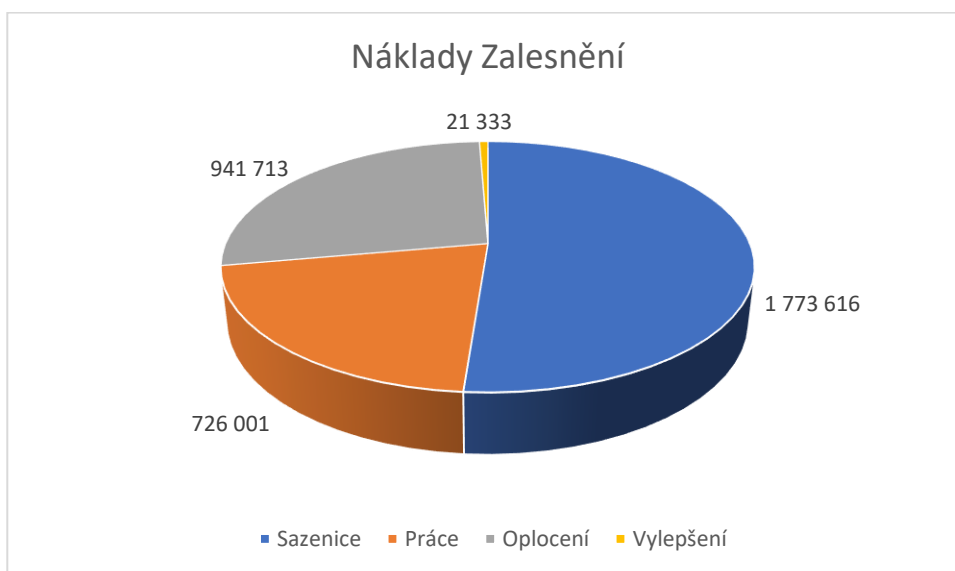
Lípa srdčitá (*Tilia cordata*) s průměrnou tloušťkou 4,66 cm a výškou 191,50 cm vykazuje nižší hodnoty v porovnání s celkovými průměry výsadby. Slabá korelace (0,35) mezi tloušťkou a výškou naznačuje méně předvídatelný vzájemný vztah těchto charakteristik.

Studie od Wang (2006), ukázala, že přítomnost lípy (*Tilia spp.*) v dubových porostech může také pozitivně ovlivnit kvalitu dřeva dubů (*Quercus spp.*). Lípy (*Tilia spp.*) produkují medovici, což láká mnoho druhů hmyzu (mravenci rodu *Formica*), kteří mohou pomoci v boji proti škodlivým organismům, jako jsou fytofágní druhy hmyzu (například *Torix viridana*). Tím se snižuje pravděpodobnost infekce dubových stromů a zlepšuje se kvalita jejich dřeva.

Je třeba brát v úvahu i negativní vlivy pomocných dřevin na dubové porosty. Například přílišná hustota habrových a lípových dřevin může vést ke stínění dubových stromů, což může ovlivnit jejich růst a vývoj.

Ekonomické zhodnocení:

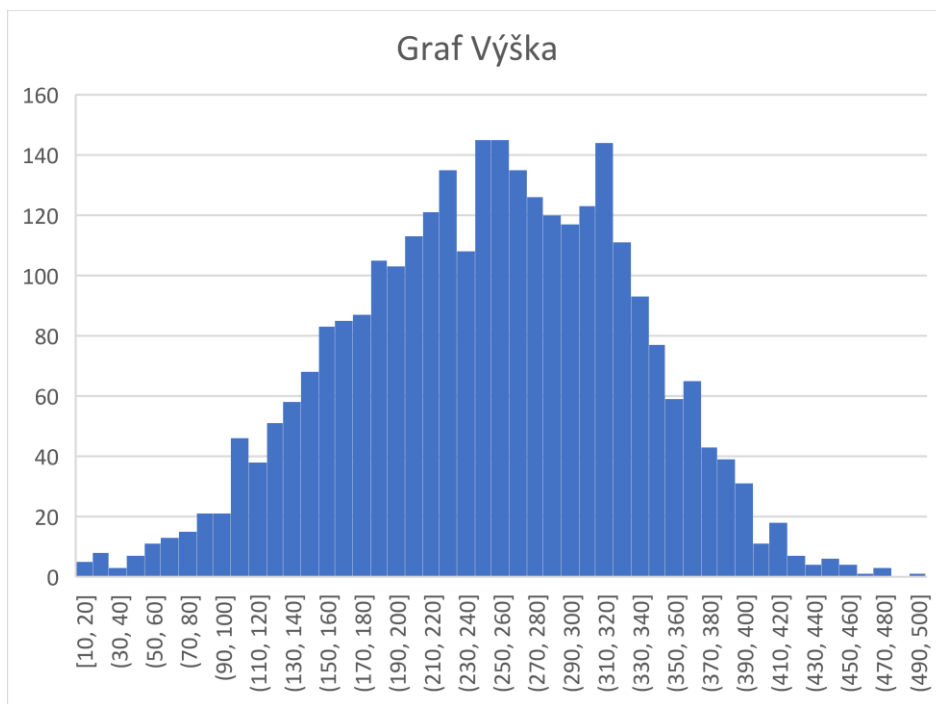
Náklady za sazenice při prvním zalesnění na ploše Arborka jsou 1 774 tisíc korun, což při četnosti 10 tisíc kusů na hektar vychází přibližně 14,65 korun za sazenici, to odpovídá skladbě porostu. Kromě nákladů na sazenice byly také provedeny celkové práce za 726 tisíc korun tedy 60 000 korun za hektar a náklady na oplocení činily 942 tisíc, to je necelých 79 tisíc na hektar. Následující rok byla plocha vylepšena 1230 sazenicemi s průměrnou cenou 12,8 Kč/kus. Celkové náklady na hektar v Arborce tedy činí 286 tisíc korun.



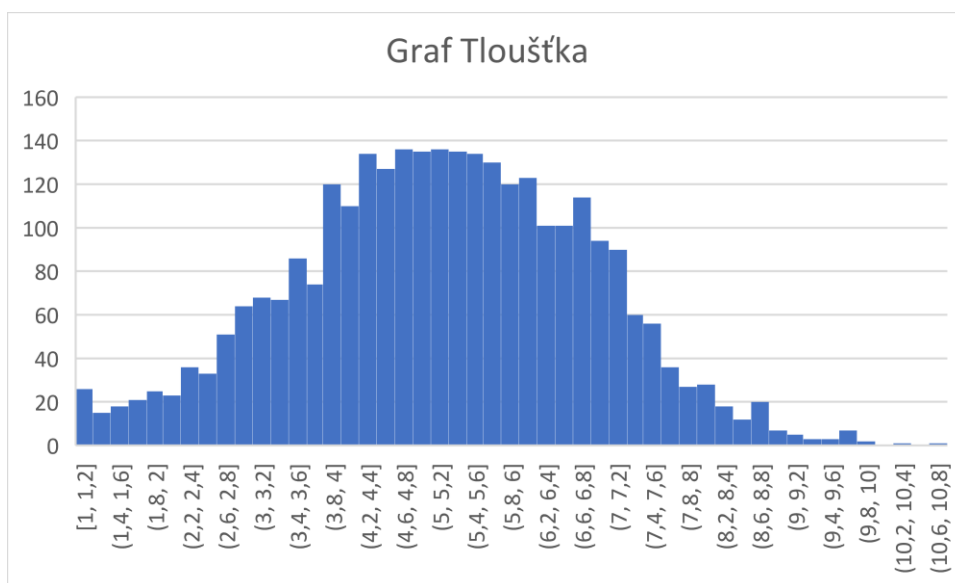
Obrázek 11 Náklady Zalesnění Les Arborka

4.5.3 Les V Panenkách

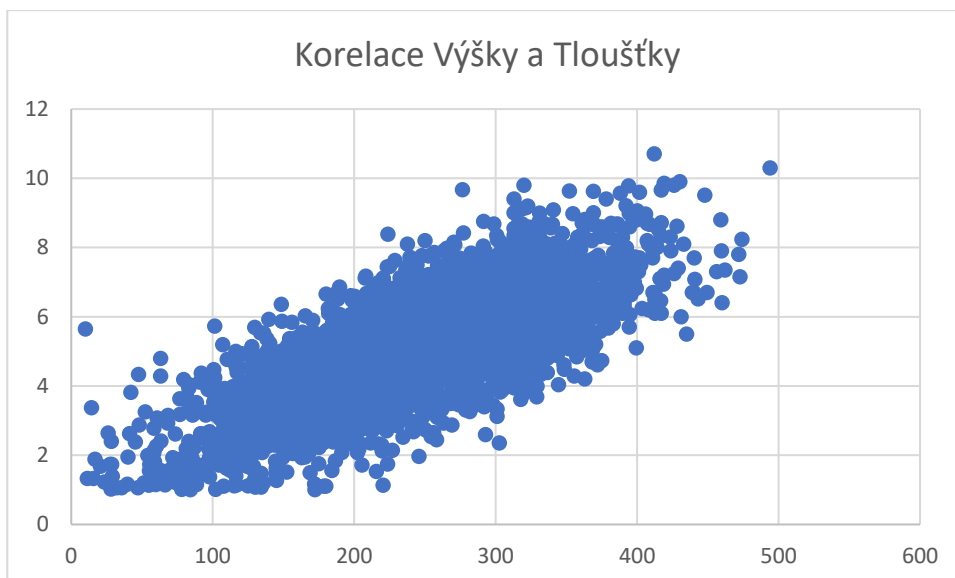
V lese V Panenkách, který se rozkládá na ploše 10,5 ha, je úmrtnost přibližně 13 %. Průměrná tloušťka stromů ve výsadbě je 5,59 cm a průměrná výška stromů je 261,73 cm. Mezi tloušťkou a výškou stromů byla zjištěna silná pozitivní korelace s hodnotou 0,80, což naznačuje, že stromy s větší tloušťkou jsou obecně vyšší.



Obrázek 12 Graf Výška Les V Panenkách

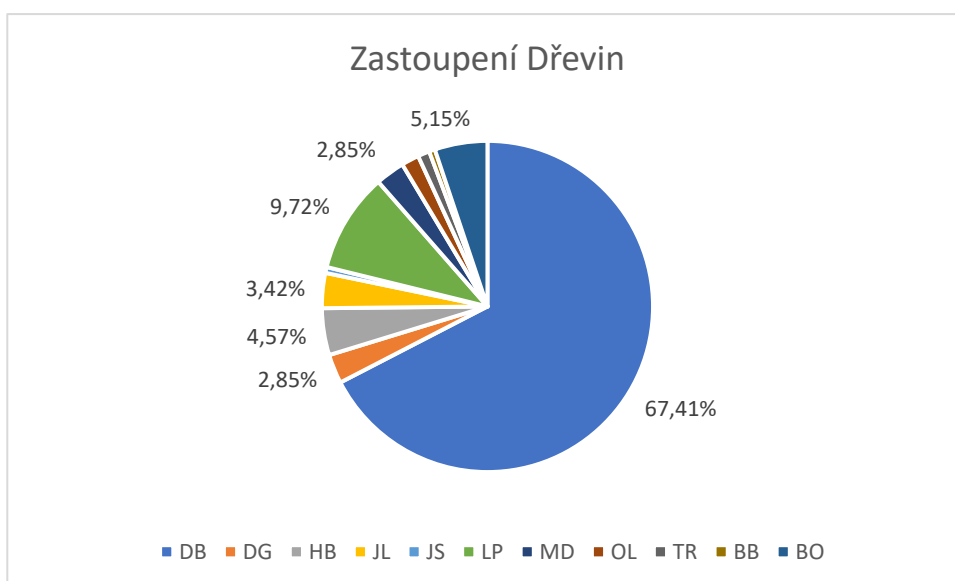


Obrázek 13 Graf Tloušťka Les V Panenkách



Obrázek 14 Korelace Výšky a Tloušťky Les V Panenkách

Mezi jednotlivými druhy stromů ve výsadbě dominuje dub zimní (*Quercus petraea*) se zastoupením 67,41 %. Lípa srdčitá (*Tilia cordata*) je zastoupena 9,72 %, borovice lesní (*Pinus sylvestris*) 5,15 %, habr obecný (*Carpinus betulus*) 4,57 % a jilm habrolistý (*Ulmus minor*) 3,42 %.



Obrázek 15 Zastoupení dřevin Les V Panenkách

Dub zimní (*Quercus petraea*) je nejčetnější druh stromu v lese V Panenkách. Jeho průměrná tloušťka kmenu činí 5,21 cm, což je o něco méně než celkový průměr výsadby (5,59 cm), a s průměrnou výškou 270,75 cm převyšuje celkovou průměrnou výšku stromů ve výsadbě (261,73 cm). Korelace mezi tloušťkou a výškou u dubu zimního (*Quercus*

petraea) je 0,78, což je nižší než celková korelace ve výsadbě (0,80), naznačuje to tedy určitou variabilitu ve vzájemném vztahu těchto růstových charakteristik.

Lípa srdčitá (*Tilia cordata*) je v lese V Panenkách zastoupena 9,72 %. S průměrnou tloušťkou 4,83 cm a průměrnou výškou 207,73 cm jsou lípy menší jak v tloušťce, tak ve výšce ve srovnání s průměrem výsadby. Standardní odchylka tloušťky 2,72 cm a výšky 109,85 cm svědčí o variabilitě těchto stromů ve výsadbě. Korelace mezi tloušťkou a výškou lípy srdčité (*Tilia cordata*) je 0,70, což je o něco nižší než u dubu zimního (*Quercus petraea*), což naznačuje, že vztah mezi obvodem kmene a výškou stromu je u lip (*Tilia spp.*) méně konzistentní.

Borovice lesní (*Pinus sylvestris*) je v lese V Panenkách 5,15 %. S průměrnou tloušťkou 6,39 cm a průměrnou výškou 263,67 cm mají borovice robustnější stavbu ve srovnání s průměrnými hodnotami ostatních druhů dřevin. Standardní odchylka tloušťky 1,52 cm a výšky 63,83 cm ukazuje na značnou variabilitu u tohoto druhu. Korelace mezi tloušťkou a výškou borovice lesní je 0,65. Borovice lesní (*Pinus sylvestris*) jsou dobře adaptované na plně osluněné podmínky, a proto výhodou pro ně může být 46,5 % slunečního svitu, který les V Panenkách charakterizuje. Přestože jsou borovice obecně odolné proti suchu, srážky 35,09 mm a chladnější teploty jsou pro jejich růst příznivé a mohou přispět k jejich celkové odolnosti a zdraví.

Ekonomické zhodnocení:

Náklady na sazenice při prvním zalesnění V Panenkách dosáhly 867 tisíc korun, což při četnosti 10 tisíc kusů na hektar vychází přibližně 8,25 korun za sazenici. Tento cenový rozpočet odpovídá skladbě porostu a zařazení druhů, jejichž sazenice patří mezi nejlevnější (BO a LP). Kromě nákladů na sazenice byly také provedeny celkové práce za 455 tisíc korun, což je ekvivalent 43 310 korun na hektar. Náklady na oplocenku činily 198 tisíc korun, což představuje necelých 18 tisíc korun na hektar, následující rok bylo provedeno rozsáhlé vylepšení. Plocha byla vylepšena 7 542 sazenicemi s průměrnou cenou 8,6 Kč/kus. Celkové náklady na hektar V Panenkách činí po vylepšení 209 tisíc korun.

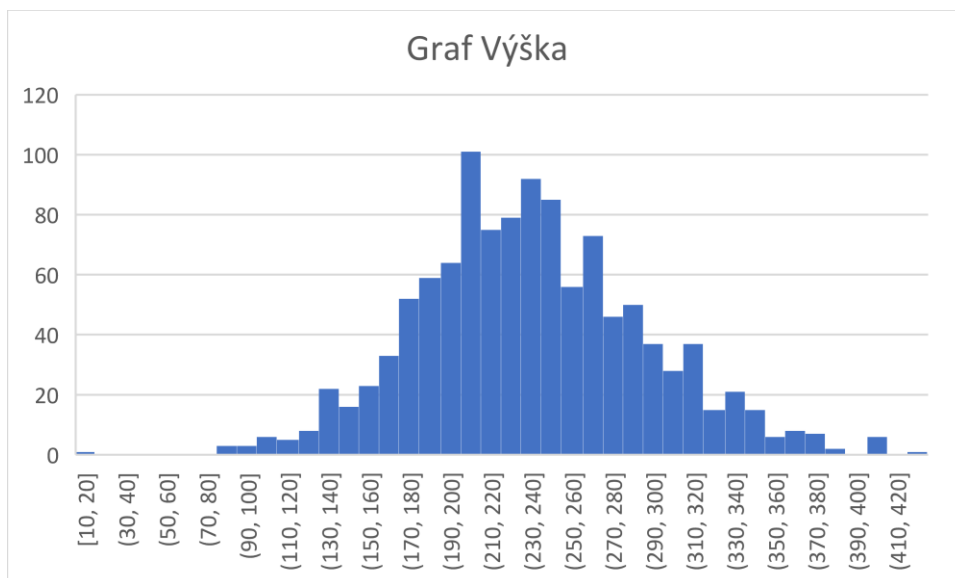


Obrázek 16 Náklady Zalesnění Les V Panenkách

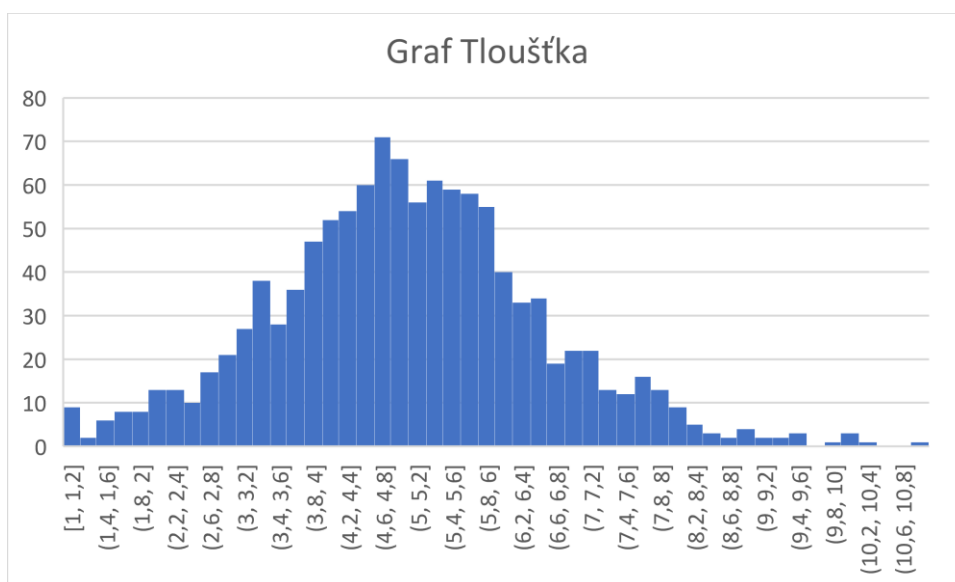
4.5.4 Les Robotka

Les Robotka se rozprostírá na 2,7 hektarech s nadmořskou výškou mezi 230 a 250 metry nad mořem. Úmrtnost na této zalesněné ploše je pouhých 1,48 %. Tato nízká úmrtnostní míra naznačuje, že podmínky v lese Robotce jsou pro stromy velmi příznivé.

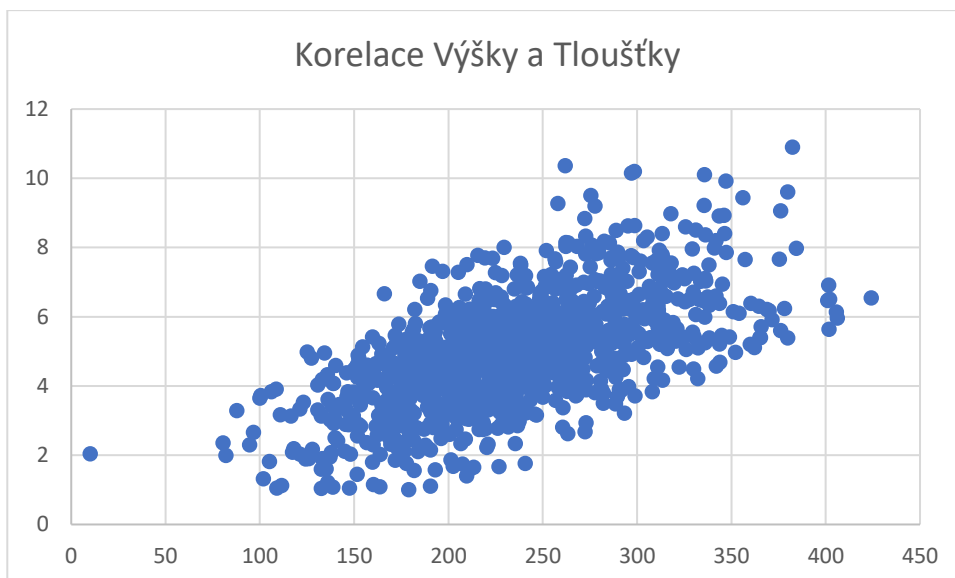
Průměrná tloušťka stromů ve výsadbě je 5,06 cm se standardní odchylkou 1,68 cm, což poukazuje na značnou variabilitu v tloušťce stromů na této lokalitě. Průměrná výška stromů dosahuje 235,71 cm se standardní odchylkou 57,75 cm, to opět svědčí o rozmanitosti v růstových charakteristikách stromů ve výsadbě. Korelace mezi tloušťkou a výškou stromů je 0,60, tento údaj signalizuje pozitivní lineární závislost mezi těmito dvěma charakteristikami.



Obrázek 17 Graf Výška Les Robotka

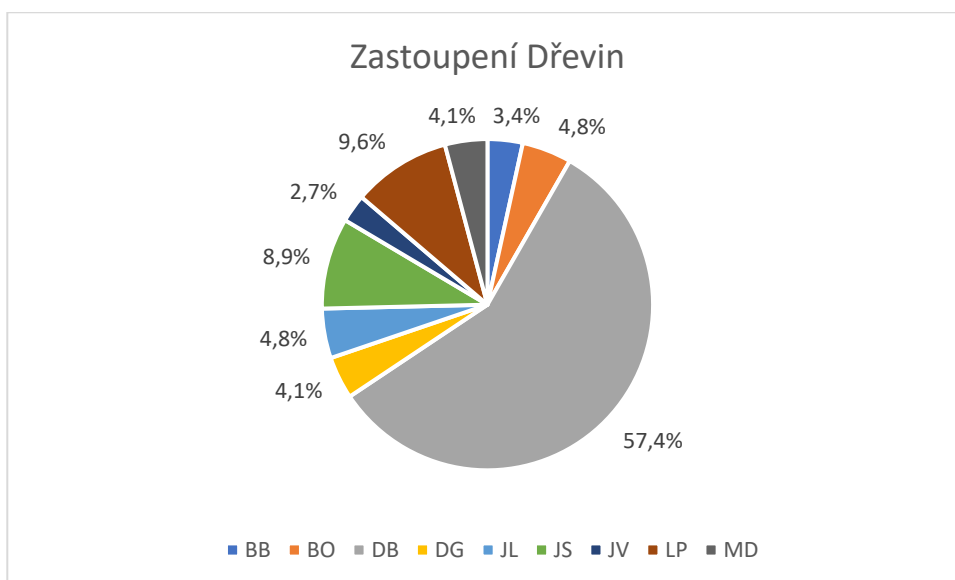


Obrázek 18 Graf Tloušťka Les Robotka



Obrázek 19 Korelace Výšky a Tloušťky Les Robotka

Na ploše Robotka je nejčastějším druhem stromu dub zimní (*Quercus petraea*), který je zastoupen 57,36 %. Následuje lípa srdčitá (*Tilia cordata*) se zastoupením 9,60 %, jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) 8,90 %, borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a jilm vaz (*Ulmus laevis*), každý 4,84 %. Tyto nejčastější druhy stromů dohromady tvoří významnou část všech stromů v lese Robotka.



Obrázek 20 Zastoupení Dřevin Les Robotka

Dub zimní (*Quercus petraea*), představuje 57,36 % všech stromů, což jej řadí na první místo v početnosti druhů ve výsadbě. Průměrná tloušťka kmene je 6,06 cm a průměrná výška je 242,71 cm, tyto hodnoty jsou nad průměrem celé výsadby, korelace

mezi tloušťkou a výškou je 0,60, to dokládá silnou vzájemnou závislost těchto růstových charakteristik.

Adaptace dubu zimního (*Quercus petraea*) na podmínky v lese Robotka je vynikající. Průměrná maximální denní teplota 13,33 °C, minimální denní teplota 5,33 °C, roční úhrn srážek 35,08 mm a průměrná denní doba slunečního svitu 45,83 % jsou ideální pro růst tohoto druhu. Sklon svahu 12 % může dále podporovat odvodnění a přístup ke slunci, což přispívá k dobrým růstovým podmínkám.

Lípa srdčitá (*Tilia cordata*), tvoří 9,60 % stromů ve výsadbě a její průměrná tloušťka kmenu 5,23 cm a průměrná výška 233,29 cm jsou srovnatelné s dubem zimním (*Quercus petraea*). Korelace mezi tloušťkou a výškou je také 0,60, což naznačuje podobný růstový vzorec.

Jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) představuje 8,90 % celkové populace stromů. Průměrná tloušťka kmenu je 6,02 cm a průměrná výška je 238,52 cm, tyto hodnoty naznačují, že se jedná o strom s růstovými charakteristikami srovnatelnými s dubem zimním (*Quercus petraea*) a lípou srdčitou (*Tilia cordata*). Korelace mezi tloušťkou a výškou je 0,60.

Jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) nejlépe prospívá na slunném stanovišti ve vlhkých půdách, což mu sklon svahu 12 % v lese Robotka může poskytovat. Kombinace teplot a průměrného ročního úhrnu srážek vytváří podmínky, které jsou pro tento druh stromu ideální, zejména podporují jeho růst na jaře a v raném létě. Průměrná denní doba slunečního svitu 45,83 % rovněž přispívá k optimální fotosyntéze.

Ekonomické zhodnocení:

Na nejmenší ploše Robotka bylo za 177 tisíc korun vysázeno celkem 27 tisíc sazenic s průměrnou cenou 6,57 Kč za kus, náklady jsou nejnižší, a to i přes nejmenší velikost plochy. Kromě toho byly provedeny práce, které činí necelých 46 tisíc za hektar. I přes relativně menší množství práce lze říci, že není výrazně vyšší cena s tím spojená. Kromě toho bylo provedeno oplocení, které je naopak v porovnání nejdražší, to může být vysvětleno zohledněním množství pletiva potřebného pro oplocení. I přes nejmenší velikost plochy a relativně nejdražší oplocení došlo v dalším roce k jasně nejvýraznějšímu vylepšení, což může souviset s nízkou cenou a kvalitou sazenic. Celkem bylo vysázeno přes 32 tisíc nových sazenic za necelých 44 tisíc korun, značí, že nově zakoupené

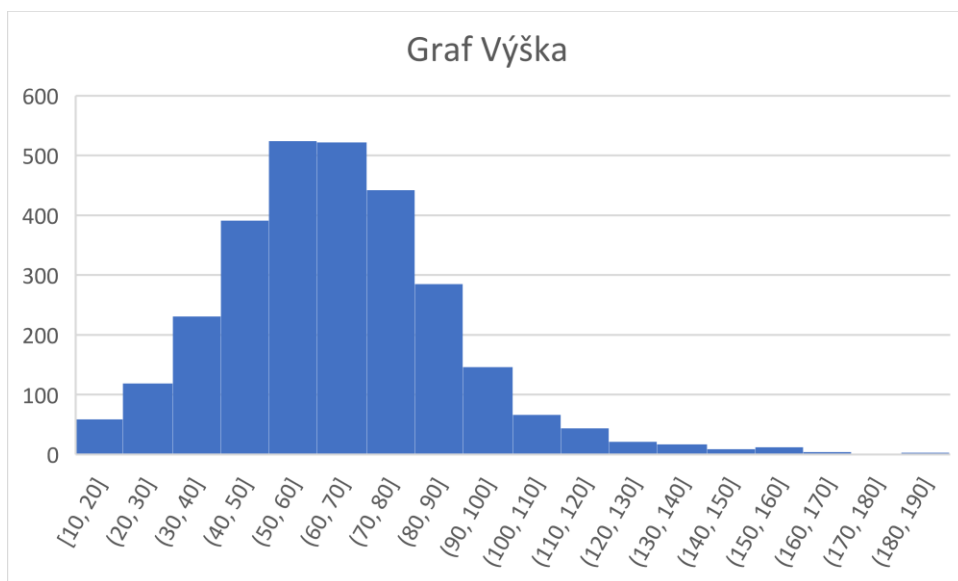
sazenice byly dražší než ty původní. Celkové náklady na výsadbu včetně vylepšení jsou 243 tisíc za hektar z čehož necelých 18 % tvoří náklady na vylepšení.



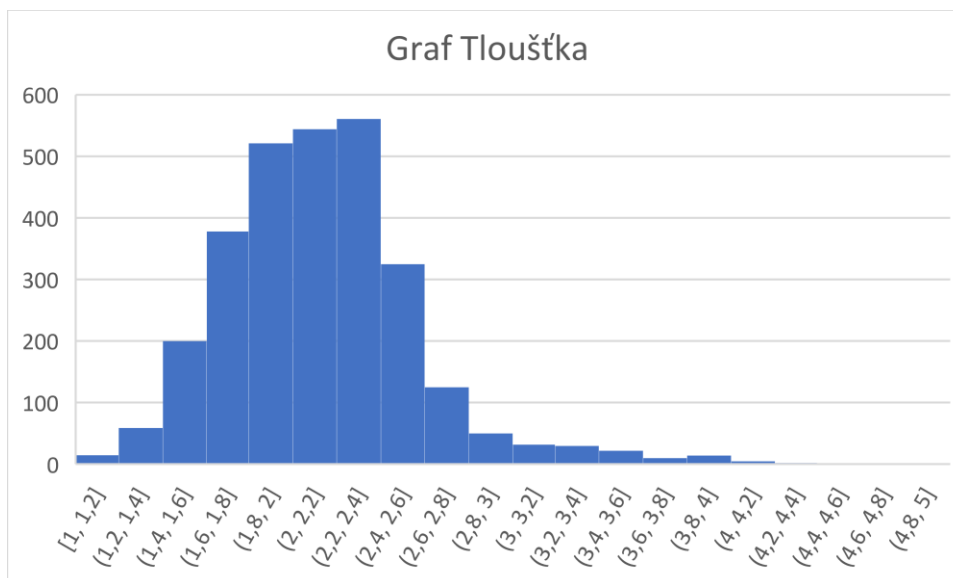
Obrázek 21 Náklady Zalesnění Les Robotka

4.5.5 Les Lítožnice

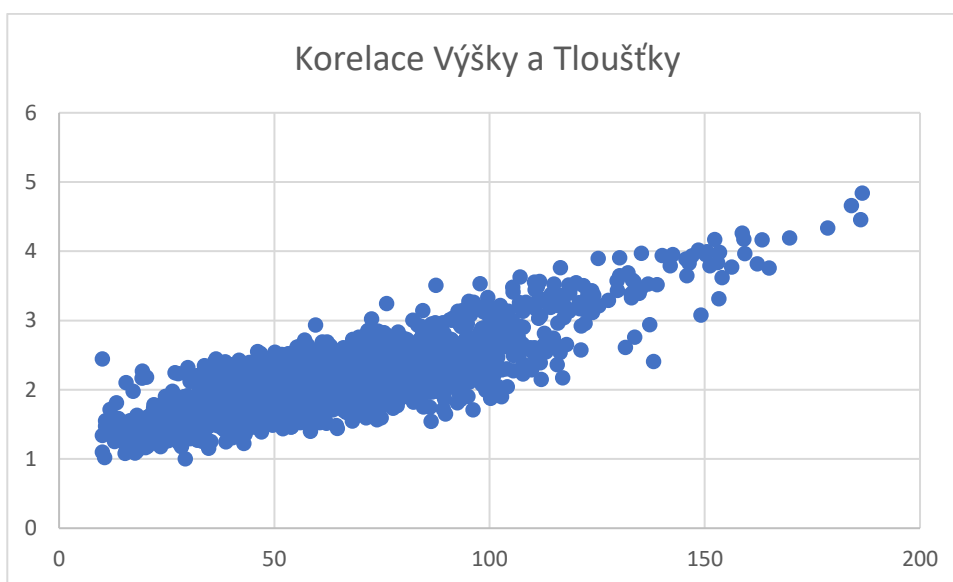
Les Lítožnice se rozprostírá na ploše 6,3 ha, který je charakteristický průměrným sklonem svahu 12 %. Úmrtnost na této zalesněné ploše je 9,81 %. Průměrná tloušťka stromů ve výsadbě je 2,29 cm se standardní odchylkou 0,12 cm, a průměrná výška stromů je 60,23 cm se standardní odchylkou 10,15 cm. Korelace mezi tloušťkou a výškou stromů je 0,87, což naznačuje výraznou pozitivní lineární závislost.



Obrázek 22 Graf Výška Les Lítožnice

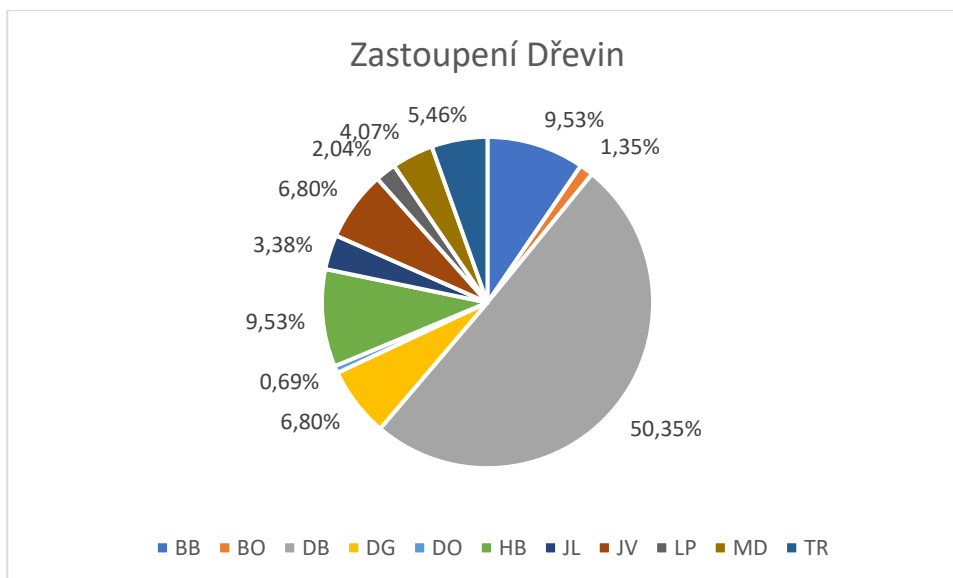


Obrázek 23 Graf Tloušťka Les Litoznice



Obrázek 24 Korelace Výšky a Tloušťky Les Litoznice

V lese Litoznice je nejčastějším druhem stromu dub zimní (*Quercus petraea*) se zastoupením 50,35 %. Následují druhy habr obecný (*Carpinus betulus*) a javor babyka (*Acer campestre*) každý se zastoupením 9,53 %, douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*) a javor klen (*Acer pseudoplatanus*), oba druhy jsou zastoupeny z 6,80 %. Tyto nejčastější druhy stromů dohromady tvoří 83,01 % všech stromů v lese Litoznici.



Obrázek 25 Zastoupení dřevin Les Litožnice

Dub zimní (*Quercus petraea*) je nejčastějším druhem stromu v lese Litožnice, představuje 50,35 % ze zasázených stromů. Průměrná tloušťka kmene dubu zimního (*Quercus petraea*) je 1,88 cm, tato hodnota je mírně pod celkovým průměrem výsadby, i průměrná výška 54,33 cm indikuje, že se jedná o menší stromy ve srovnání s průměrem ve výsadbě. Korelace mezi tloušťkou a výškou je silná, s hodnotou 0,80, ukazuje na konzistentní růstový vzorec u tohoto druhu.

Habr obecný (*Carpinus betulus*) tvoří významnou část populace stromů ve výsadbě. Průměrná tloušťka kmenu 2,40 cm a průměrná výška 61,93 cm jsou nad průměry celé sady, což naznačuje, že javor babyka je robustnější ve srovnání s mnoha jinými druhy. Korelace mezi tloušťkou a výškou u tohoto druhu je 0,76, což značí silnou spojitost mezi těmito dvěma růstovými charakteristikami.

Javor babyka (*Acer campestre*) je procentuálně zastoupen stejně jako habr obecný (*Carpinus betulus*). Jeho průměrná tloušťka kmenu 2,30 cm a průměrná výška 65,19 cm naznačují, že je to jeden z vyšších druhů stromů ve výsadbě. Korelace mezi tloušťkou a výškou je však nízká (0,08), což ukazuje na menší spojitost mezi těmito charakteristikami u javoru babyka (*Acer campestre*).

Přestože korelace mezi tloušťkou a výškou je u javoru babyka (*Acer campestre*) nízká, jeho adaptabilita na místní podmínky je významná. Javor babyka (*Acer campestre*) je schopen efektivně využívat místní teplotní rozpětí a dostatečný roční úhrn srážek, což mu umožňuje růst do výšky a dobře prosperovat.

Ekonomické zhodnocení:

V porostu Lítožnice bylo vysázeno celkem 63 tisíc sazenice celkem za 967 tisíc Kč odpovídající průměrné ceně 15,35 korun za kus. Cena odpovídá skladbě a době výsadby (rok 2021). I přesto, že je porost ve svahu náklady na práci jsou v průměru nižší a činí 50,5 tisíc korun za hektar. Náklady na oplocení jsou celkem 264 tisíc korun. I přes značné náklady na oplocení bylo v následujícím roce potřeba značné vylepšení a to celkem 28 tisíci sazenicemi. Celkové náklady tak činily 336 tisíc korun na hektar, kde značnou část, necelých 27 %, tvořily náklady při vylepšení.



Obrázek 26 Náklady Zalesnění Les Lítožnice

4.6 Porovnání ploch

První část je zaměřena na fyzické charakteristiky stromů, je porovnáno, jak různé podmínky ovlivňují jejich výšku a tloušťku. Specifická pozornost bude věnována tomu, jak se stromy přizpůsobují danému prostředí a jak se tyto adaptace odrážejí v jejich růstových charakteristikách.

Druhá část se věnuje druhovému složení na jednotlivých plochách. Bude porovnáno druhové složení, což nám umožní lépe pochopit, jak různé podmínky ovlivňují biodiverzitu a jaký může mít biodiverzita dopad na ekosystémové služby, které lesy poskytují.

Třetí část se zaměří na analýzu úmrtnosti vysazených stromů na jednotlivých plochách. Bude vyhodnocena vhodnost výběru druhů a jejich kombinací, a péče o nově vysazené stromy ovlivňují míru jejich přežití.

4.6.1 Porovnání výšek a tloušťek

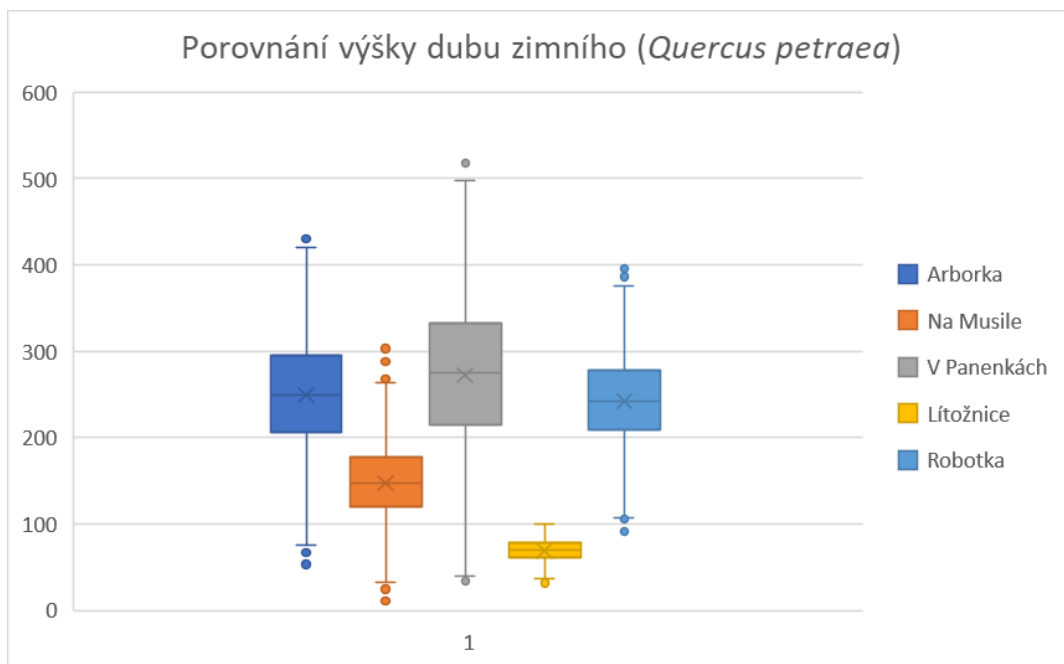
Ve srovnání výšky a tloušťky stromů napříč vybranými plochami se ukazuje, že nejvyšší průměrnou výšku mají stromy v lese Arborka s hodnotou 243,11 cm, zatímco plocha Lítožnice, která je o rok mladší a nachází se ve svahu, vykazuje nejnižší průměrnou výšku stromů, konkrétně 60,23 cm. Tento výrazný rozdíl může být částečně připsán věku porostů, ale také sklonu svahu, ve kterém se nachází les Lítožnice. Sklon svahu může ovlivnit rozložení světla a vody, což jsou klíčové faktory pro růst stromů.

Les Robotka, přestože je také mladší a je umístěn ve svahu, vykazuje vyšší průměrnou výšku 235,71 cm, která je srovnatelná s lesem Arborkou. Toto naznačuje, že podmínky na Robotce, včetně péče o stromy a možná lepší akumulace vody a přístupu ke slunci na svahu, jsou optimální pro růst stromů. Nízká úmrtnost stromů na této ploše, pouhých 1,48 %, dále potvrzuje příznivé podmínky.

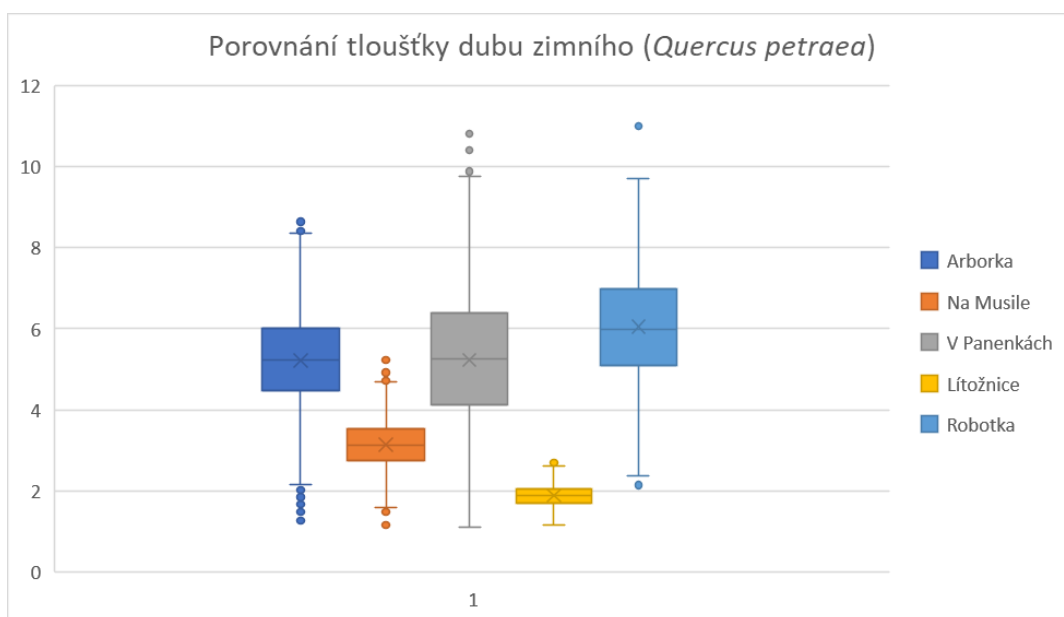
Co se týče tloušťky stromů, les V Panenkách se vyznačuje nejvyšší průměrnou tloušťkou - 5,59 cm. To může být důsledkem specifických růstových podmínek na této ploše, které podporují růst robustnějších stromů. Naopak les Lítožnice vykazuje nejnižší průměrnou tloušťku stromů, tou je hodnota 2,29 cm, což opět odráží její mladší věk a možná méně stabilní růstové podmínky ve svahu.

Korelace mezi výškou a tloušťkou stromů se liší napříč plochami. V lese Lítožnice je korelace vysoká (0,87), naznačuje tedy velmi konzistentní vzorec růstu mezi tloušťkou a výškou stromů. V lese Arborka je tato korelace nízká (0,66), může naopak naznačovat větší variabilitu ve vzájemném vztahu těchto dvou růstových charakteristik v důsledku různorodějších růstových podmínek.

Při porovnání dubu zimního (*Quercus petraea*) napříč vybranými plochami se objevují významné rozdíly v růstových charakteristikách. V lese Arborka dosahuje dub zimní (*Quercus petraea*) průměrné tloušťky 5,19 cm a výšky 247,60 cm s korelací 0,44. Tyto hodnoty naznačují mírnou variabilitu ve vzájemném vztahu mezi tloušťkou a výškou. Naopak v lese V Panenkách, přestože má dub zimní (*Quercus petraea*) podobnou průměrnou tloušťku 5,21 cm, jeho průměrná výška je 270,75 cm, korelace mezi hodnotami je 0,78, ta poukazuje na silnější vztah mezi těmito dvěma parametry. Tato silnější korelace může být důkazem konzistentnějších růstových podmínek pro dub zimní (*Quercus petraea*) lese V Panenkách.



Obrázek 27 Porovnání výšky dubu zimního (*Quercus petraea*)



Obrázek 28 Porovnání tloušťky dubu zimního (*Quercus Petraea*)

Tato srovnání zdůrazňují, jak různé environmentální podmínky, včetně věku porostů a svahovitosti terénu, ovlivňují růst a adaptabilitu stromů. Dub zimní (*Quercus petraea*) a lípa srdčitá (*Tilia cordata*) vykazují vysokou míru adaptability napříč různými plochami, zatímco borovice lesní (*Pinus sylvestris*) může vyžadovat pečlivější výběr lokality pro optimální růst. Tyto zjištění podtrhují důležitost pečlivého plánování a výběru druhů pro výsadbu s ohledem na charakteristiku a podmínky konkrétních lokalit.

4.6.2 Porovnání druhového složení

V analýze druhového složení na vybraných plochách se ukázalo, že koncentrace dominantních druhů stromů se moc neliší, což ovlivňuje celkovou strukturu a funkčnost těchto ekosystémů. Na všech zalesněných plochách dominuje dub zimní (*Quercus petraea*), nejvíc zastoupen je v lese Na Musile - 68,93 %, nejnižší zastoupen je v lese Arborka – 50,37 %. Na všech zalesněných plochách je dub zimní (*Quercus petraea*) zastoupen z více než 50 %.

Co se týče ovocných stromů, na ploše Na Musile bylo zaznamenáno zastoupení hrušní, které představují 9,60 % všech stromů. Tato přítomnost ovocných stromů přináší do ekosystému produkční prvek a podporuje biodiverzitu, nabízí potravu pro divokou zvěř a podporuje pollinátory.

Celkem je na 5 plochách vysazeno s alespoň minimálním zastoupením 19 dřevin. Nejvýznamnější zastoupení má dub zimní (*Quercus petraea*). Tento druh dohromady zabírá skoro 59 % veškeré plochy. Na 5 plochách bylo vysazeno přes 223 tisíc sazenic dubu. Dalšími významnými dřevinami jsou borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a lípa srdčitá (*Tilia cordata*) se zastoupením přes 7 %.

4.6.3 Porovnání úmrtnosti

Ve třetí části je analyzována míra úmrtnosti stromů napříč plochami. Zajímavým zjištěním je, že les Na Musile vykazuje nejvyšší úmrtnost, konkrétně 18 %, tato hodnota je o dost vyšší než na ostatních plochách. Tato vysoká míra úmrtnosti může být důsledkem kombinace faktorů, včetně potenciálních výzev spojených s mladším věkem porostů.

Na opačném konci spektra se nachází les Robotka s nejnižší úmrtností, pouhých 1,48 %. I přesto, že les Robotka je podobně jako les Na Musile mladší, plocha umístěná ve svahu, příznivější podmínky a možná efektivnější péče o stromy zde vedou k výrazně lepšímu přežití stromů. Teplotní rozpětí mezi 5,33 °C a 13,33 °C a roční úhrn srážek 35,08 mm v lese Robotce mohou napomáhat k udržení zdraví stromů.

Les Lítožnice ukazuje střední míru úmrtnosti 9,81 %. Svahovité umístění a mladší věk porostů v lese Lítožnici společně s průměrným sklonem svahu 12 % představují specifické výzvy, které mohou ovlivnit distribuci vody a expozici slunci, avšak příznivé klimatické podmínky zde pomáhají podporovat zdraví stromů.

Les Arborka a V Panenkách s úmrtností přibližně 13 %, naznačují, že i starší porosty a plochy bez výrazného svahu mohou čelit výzvám, které ovlivňují přežití stromů. Faktory jako lokální klima, konkurence mezi druhy a management lesa hrají klíčovou roli ve zdraví a udržitelnosti těchto ekosystémů.

Tato porovnání zdůrazňují, jak věk porostů, nadmořská výška, sklon svahu a lokální klimatické podmínky společně ovlivňují úmrtnost stromů v lesních ekosystémech. Efektivní management, který zohledňuje tyto specifické faktory, je klíčový pro podporu zdraví a udržitelnosti stromů.

Při srovnání ploch na základě výšky a tloušťky stromů, druhového složení a míry úmrtnosti se ukazuje, že každá plocha má své unikátní charakteristiky a výzvy. Robotka vyniká s průměrnou výškou stromů 235,71 cm a tloušťkou 5,06 cm, což je doprovázeno nejnižší mírou úmrtnosti 1,48 %.

Na druhé straně les Na Musile se potýká s nejvyšší mírou úmrtnosti, a to 18 %, ačkoli výška stromů zde dosahuje průměrných 145,14 cm s tloušťkou 3,28 cm. Tato plocha se také vyznačuje nižším druhovým zastoupením.

Les Arborka a V Panenkách nabízí smíšené výsledky s průměrnou výškou stromů 243,11 cm v lese Arborka a 261,73 cm v lese V Panenkách, a tloušťkou 5,44 cm a 5,59 cm. Tyto plochy vykazují střední míru úmrtnosti, 12,64 % v lese Arborka a přibližně 13 % na Panenkách.

Z těchto hodnot je zřejmé, že nejlepší podmínky pro stromy nabízí les Robotka, která vyniká jak ve výšce a tloušťce stromů, tak v nízké míře úmrtnosti a vysokým druhovým zastoupením. Les Na Musile čelí největším výzvám s nejvyšší mírou úmrtnosti a nižším druhovým zastoupením, což poukazuje na potřebu zlepšení managementu a strategií pro výběr druhů stromů, aby se podpořilo zdraví a druhové složení lesních ekosystémů.

4.6.4 Porovnání ekonomické náročnosti

Každá z vybraných ploch má rozdílnou plochu, proto jsou pro nákladovou analýzu a srovnání použity náklady na hektar. Porovnány jsou náklady na sazenice, oplocení, práci a případné vylepšení.

Nejvyšší náklady na sazenice jsou na ploše Arborka a Lítožnice, které jsou skoro dvojnásobné oproti zbylým třem plochám. U lesa Arborka lze tuto nejvyšší cenu vysvětlit výrazně vyšším procentem jiných dřevin, než je převažující dub (*Quercus spp.*). Oproti dalším plochám je ho jen přibližně 50 %. U lesa Lítožnice mohou být náklady na sazenice způsobeny ekonomickou situací a vyššími pořizovacími cenami obecně a zároveň zahrnutím druhů jako je douglaska (*Pseudotsuga spp.*), která je i přes nízké zastoupení výrazně dražší než například dub (*Quercus spp.*) či borovice (*Pinus spp.*).

Náklady na práci se pohybují od 430 do 600 tisíc korun za hektar. Nejnižší náklady jsou na ploše V Panenkách, která je druhá největší, což by mohlo značit jisté úspory z rozsahu s ohledem na velikost plochy. Na druhou stranu nejvyšší cena je srovnatelná u největší plochy Arborky a u lesa Na Musile, kde jsou náklady shodné a to 600 tisíc za hektar. Náklady na zalesnění nejmenších ploch se pohybují mezi náklady na zalesnění u lesa Arborka a V Panenkách. Závěrem lze usuzovat, že náklady na práci jsou ovlivněny jinými faktory, než je velikost plochy.

Vylepšení v lese V Panenkách stálo dalších 65 tisíc korun na hektar a u lesa Lítožnice dokonce 90 tisíc korun na hektar. Nejnižší náklady na vylepšení byly třeba na ploše Arborka, kde náklady na hektar byly bezmála 2 tisíce korun.

Pokud shrneme celkové náklady na hektar mezi těmito plochami nejvýhodněji vycházejí náklady na ploše V Panenkách, a to především díky nižším nákladům na sazenice a oplocení. Na druhou stranu nejvyšší náklady jsou lesa u Lítožnice, kde jsou náklady ovlivněny především odlišnou cenou sazenic ale také vylepšením.

5 Diskuze

Ze zjištěných výsledků je zřejmé, že druhová rozmanitost na nově zalesněných plochách v Praze je na vysoké úrovni. Na 13 zalesněných plochách se vyskytuje 21 druhů dřevin. Nejčastěji se vyskytující dřevinou je dub zimní (*Quercus petraea*) (62,7 % celkové plochy), buk lesní (*Fagus sylvatica*) se zastoupením 7,5 %, v podobném zastoupení se vysazují borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a lípa srdčitá (*Tilia cordata*) (6,4 a 5,9 %).

Pokud se porovnájí vysazované druhy u nás s těmi vysazovanými v sousedních zemích, je zřejmé, že v Polsku a Německu jsou vysazované stejné druhy jako u nás (duby (*Quercus spp.*) a buky (*Fagus spp.*)). Rozdíl je zřejmý v porovnání s Rakouskem, kde jsou sázeny především smrky (*Picea spp.*).

S ohledem na nadmořskou výšku a nedávnou gradaci kůrovcové kalamity u nás, v Polsku a Německu se od sázení smrku (*Picea spp.*) v nižších nadmořských výškách ustupuje. Jsou podporovány druhy, které jsou lokálně vhodnější.

Protože se na zalesněných plochách vyskytují v dostatečném počtu opadavé i neopadavé dřeviny, dá se předpokládat, že druhová skladba je optimální pro zachycování prachových částic, hluku a větru – a to zejména během vegetační sezóny, kdy je tato schopnost zvýšená. V zimě je tomu naopak, proto je důležité sázet listnaté i jehličnaté dřeviny. Zamezí se tak výkyvům v zachycování nežádoucích faktorů mezi vegetační dobou a vegetačním klidem (Price, 1988).

Lesní hospodářství úzce souvisí s vodohospodářstvím, proto je důležité vzájemné propojení mezi těmito obory. Dlouhodobě udržitelná vodní plocha by měla být zastíněná lesem, tudíž by plánování mělo být provázáno. Další studie by se mohla věnovat návrhům vodních opatření. V blízkosti lesů Na Musile a V Panenkách je potok, pouze u lesa Robotka je Lítožnický rybník.

V případě, že se zastínění dřevinami ve městech zvýší alespoň na 30 %, sníží tak možný rozvoj psychických poruch (Burt, 2019). Výhody stromové vegetace jsou výrazně vyšší než u trav, a je tedy důležité chránit a sázet stromy, protože mohou lépe přispět ke zlepšení zdraví lidí. Kromě toho, že zastínění má pozitivní vliv na zdraví člověka, při zvýšení zastínění alespoň na 40 % výrazně klesá teplota okolního vzduchu (Ziter et al., 2019).

Zalesňování nových ploch je v Evropě klíčové pro obnovu lesních ekosystémů. Nicméně, významnou roli hraje vysoká úmrtnost sazenic, která v některých nově zalesněných oblastech, jako je Island, dosahuje 30–40 % v prvních pěti letech. Tento problém je často způsoben nedostatkem mykorhizních hub v půdě. Pro zvýšení úspěšnosti zalesňování a snížení úmrtnosti sazenic je třeba zlepšit péči o sazenice a investovat do výzkumu zaměřeného na jejich odolnost vůči nepříznivým podmínkám (Collet et. Le Moguedec, 2007). Na pěti zkoumaných plochách je nejvyšší úmrtnost v lese Na Musile a to 18 %. V porovnání s Evropou je tato míra úmrtnosti stále velmi nízká.

Ve všech městských lesích, které jsou v rešerši zmíněny, až na výjimku městských lesů ve Freiburgu, se sází především původní druhy a prohlubuje se zde snaha o podporu přirozené diverzity. Tyto cíle jsou shodné s těmi, které má organizace Lesy hl. m. Prahy. Dalším společným rysem je i snaha o rozšíření povědomí o městských lesích mezi širokou veřejnost. Všechny organizace, které spravují městské lesy pořádají vzdělávací akce. To se daří i organizaci Lesy hl. m. Prahy, která pořádá řadu ekologicko-výchovných akcí a programů, a to jak pro širokou veřejnost, tak pro školní skupiny. Mimo to Lesy hl. m. Prahy působí na sociálních sítích a organizují osvětové projekty a kampaně.

V obecné rovině lze říci, že dřeviny vysazované ve městech je nutné volit dle jejich ekologických nároků a biologických předpokladů. Vzhledem k tomu že se ve všech případech jedná o zalesnění jiných pozemků než pozemků určených k plnění funkce lesa, nemůže se pracovat s přirozenou obnovou. Tyto plochy nejsou pod ochranou matečného porostu. Z biologického hlediska by se měla upřednostňovat přirozená obnova, avšak v těchto případech to není možné. Z ekonomického hlediska je umělá obnova nákladnější než přirozená, může ovšem očekávat dřívější zapojení nového porostu.

Výchova smíšených porostů je klíčová pro udržení zdravého a odolného lesního ekosystému. Smíšené porosty, tedy lesy složené z různých druhů stromů, nabízejí řadu ekologických výhod, včetně lepší odolnosti vůči škůdcům, nemocem a extrémním povětrnostním podmínkám. Správná péče o smíšené porosty zahrnuje také pravidelné prořezávání, odstraňování konkurenčních rostlin a ochranu proti chorobám a škůdcům. Cílem je dosáhnout optimálního vývoje každého jednotlivého stromu a současně udržovat vyváženost v celém porostu.

Při výchově na nově zalesněných plochách v Praze by se mělo dbát na podporu méně zastoupených dřevin jako je například buk lesní (*Fagus sylvatica*) nebo lípa srdčitá

(*Tilia cordata*). Vzhledem k tomu, že se predikuje kůrovcová kalamita v borových porostech, není třeba tolik podporovat borovici lesní (*Pinus sylvestris*), v následujících letech by byla pravděpodobně oslabena, a tak je vhodné věnovat se odolnějším druhům dřevin. I při případných 100% ztrátách borovice lesní (*Pinus sylvestris*) v porostech zůstane zachována dostatečná diverzita.

Podobná situace jako je u borovice lesní (*Pinus sylvestris*) je u jasanu ztepilého (*Fraxinus excelsior*). Téměř všechny jasanu v Praze jsou napadeny nekrózou jasanu (*Chalara fraxinea*) a postupně odumírají. S ohledem na zvěř žijící v Praze (savci, ptáci, hmyz) je vhodné podporovat druhy jako jsou třešeň ptačí (*Prunus avium*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) nebo hrušeň planou (*Pyrus pyraeaster*).

Lesy mají mnoho funkcí a využití, jako například ochranu před erozí, zachování biodiverzity, produkci dřeva a mnoho dalšího. Je důležité mít na paměti, že výsledky naší práce zhodnotí až další generace. Proto je nutné při sázení lesů brát v úvahu nejen aktuální potřeby, ale i potřeby budoucích generací a snažit se zajistit, aby lesy byly udržitelné a trvalé. Potřeby budoucích generací lze však jen předvídat.

Zakládání nových lesů je tedy důležitý a zajímavý proces, který by měl být plánován dlouhodobě a měl by zohledňovat nejen aktuální potřeby společnosti, ale i budoucí vývoj a změny v životním prostředí, aby mohly lesy plnit své funkce efektivně a trvale.

6 Závěr

Tato práce se zabývá tématy, která již byla zpracována i tématy, která dosud v literatuře probírána nebyla. Přínos této práce je trojí: 1) shrnuje použitou literaturu spojenou s tématy stromů ve městech, 2) statisticky zhodnocuje a porovnává proměnné na vybraných plochách městských lesů v Praze, 3) nabízí nová témata pro další vědecké práce.

Na 13 zalesněných lokalitách je zaznamenán výskyt 21 druhů dřevin, které se mohou lišit ve větším či menším zastoupení. Nejčastěji se vyskytujícím druhem je dub zimní (*Quercus petraea*), pokrývající 62,7 % celkové plochy. Buk lesní (*Fagus sylvatica*) představuje 7,5 %, borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a lípa srdčitá (*Tilia cordata*) jsou vysazovány s podobným zastoupením kolem 6,4 % a 5,9 %.

Při porovnání pěti největších ploch s novou výsadbou jsou zřejmé rozdíly v kvantitativních proměnných – výšce a tloušťce. Nejmenší průměrná výška je u lesa Lítožnice, necelých 61 cm, stejně tak průměrná tloušťka kořenového krčku necelé 3,0 cm. Největší průměrná výška je u lesa V Panenkách, zhruba 262 cm. Na této ploše je i největší průměrná tloušťka kořenového krčku a to 5,59 cm.

Rozdíly jsou také patrné v zastoupení jednotlivých druhů dřevin. Nejčastějšími druhy jsou dub zimní (*Quercus petraea*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*). Na všech pěti zkoumaných plochách je nejdominantnějším druhem dub zimní (*Quercus petraea*), zastoupený od 50,37 % (les Arborka) do 68,93 % (les Na Musile). Na všech zkoumaných plochách je tedy dub zimní (*Quercus petraea*) zastoupený z více než 50 %.

Dále byly plochy porovnány s ohledem na náklady výsadby a následného vylepšení. Vzhledem k rozdílným velikostem zalesněných ploch, byly náklady porovnány na hektar. Porovnány byly náklady na sazenice, práci, oplocení a vylepšení a nejvýhodněji se z hlediska nákladů jeví les V Panenkách a nejhůře les Lítožnice. Celkové náklady na hektar se pohybují mezi 210 a 336 tisíci.

V celkovém porovnání se nejlépe jeví les Robotka, a to s ohledem jak na kvantitativní, kvalitativní i ekonomické faktory. Na druhou stranu je potřeba v tomto porovnání brát v potaz i další faktory, které mají vliv na růst a prosperitu vybraných ploch.

V dalších studiích navazujících na tuto práci by bylo dobré kromě vybraných faktorů zohlednit i další faktory, a to například možné mimoprodukční benefity s ohledem na les zvláštního učení, ekonomické benefity z porostu z prodeje dřeva po zohlednění probírek, ceny a simulovaného objemu kulatiny. Dále je také potřeba zahrnout faktory, které nejsou přímo spojené s rozhodnutím lesníka o vybraných druzích, a to jsou klimatické a ekonomické podmínky během výsadby a růstu stromů, které mohou buď celkovou kvalitu porostu zvýšit nebo snížit.

Závěrem by tak mohl být ucelený postup pro hodnocení kvality porostu zohledňující většinu významných proměnných vstupujících do výsadby a následné růstové fáze. Toto shrnutí by mohlo sloužit k věrohodnějšímu porovnání zalesněných ploch. V případě, že by se studie rozšířila na celé území Prahy, mohla by sloužit jako zdroj dat pro tvorbu Lesního hospodářského plánu.

Seznam literatury

- 2019 WWF Annual report. (2019).
https://files.worldwildlife.org/wwfemsprod/files/FinancialReport/file/7m1y8wax5s_WWF_AR2019_FINALPAGES.pdf
- Anděra, M. (2016). Savci (Mammalia) Prahy The mammals (Mammalia) of Prague (Central Bohemia). In *Natura Pragensis, Praha* (Vol. 23).
- Aronson, M. F., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S., Nilon, C. H., & Vargo, T. (2017). Biodiversity in the city: Key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 189–196.
<https://doi.org/10.1002/fee.1480>
- Balabánová, P., & Kyselka, I. (2013). Principy a pravidla územního plánování.
www.uur.cz
- Bassaco, M. V. M., Motta, A. C. V., Pauletti, V., Prior, S. A., Nisgoski, S., & Ferreira, C. F. (2018). Nitrogen, phosphorus, and potassium requirements for Eucalyptus urograndis plantations in southern Brazil. *New Forests*, 49(5), 681–697.
<https://doi.org/10.1007/s11056-018-9658-0>
- Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18(6), 581–592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>
- Bernatzky, A. (1978). *Tree Ecology and Preservation*. Elsevier Scientific Publishing Company.
https://books.google.cz/books?hl=cs&lr=&id=xqFtdRNPEysC&oi=fnd&pg=PP1&dq=bernatzky+tree+ecology&ots=9d6UgSPGUO&sig=ycYO0vRQ0lFbGViyT0vHFYiqNU&redir_esc=y#v=onepage&q=bernatzky+tree+ecology&f=false
- Blennow, K., Persson, J., Tomé, M., & Hanewinkel, M. (2012). Climate Change: Believing and Seeing Implies Adapting. *PLOS ONE*, 7(11), e50182.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0050182>
- Bobiec, A. (2005). THE AFTERLIFE OF A TREE.

- Boldemann, C., Dal, H., Mårtensson, F., Cosco, N., Moore, R., Bieber, B., Blennow, M., Pagels, P., Raustorp, A., Wester, U., & Söderström, M. (2011). Preschool outdoor play environment may combine promotion of children's physical activity and sun protection. Further evidence from Southern Sweden and North Carolina. *Science and Sports*, 26(2), 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.scispo.2011.01.007>
- Boone, C. G., Buckley, G. L., Grove, J. M., & Sister, C. (2009). Parks and People: An Environmental Justice Inquiry in Baltimore, Maryland. *Annals of the Association of American Geographers*, 99(4), 767–787. <https://doi.org/10.1080/00045600903102949>
- Botkin, D. B., & Beveridge, C. E. (1997). Cities as environments.
- Bravo-Oviedo, A., Pretzsch, H., Ammer, C., Andenmatten, E., Barbati, A., Barreiro, S., Brang, P., Bravo, F., Coll, L., Corona, P., Ouden, J. den, Ducey, M. J., Forrester, D. I., Giergiczny, M., Jacobsen, J. B., Lesinski, J., Löf, M., Mason, B., Matovic, B., ... Zlatanov, T. (2014). *European Mixed Forests: Definition and research perspectives*. <https://doi.org/10.5424/fs/2014233-06256>
- Bucur, V. (2006). Urban forest acoustics. In *Urban Forest Acoustics*. <https://doi.org/10.1007/3-540-30789-3>
- Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. (2018). *ÖSTERREICHISCHE WALDSTRATEGIE 2020+*. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus.
- Collet, C., & Le Moguedec, G. (2007). Individual seedling mortality as a function of size, growth and competition in naturally regenerated beech seedlings. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 80(4), 359–370. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm016>
- Cook, E. M., Hall, S. J., & Larson, K. L. (2012). Residential landscapes as social-ecological systems: A synthesis of multi-scalar interactions between people and their home environment. *Urban Ecosystems*, 15(1), 19–52. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0197-0>
- ČHMÚ. (2023). *Územní srážky v roce 2022*. <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky#>

ČSÚ. (2014). *Praha je hlavním městem České republiky*.
https://www.czso.cz/csu/czso/13-1111-03-rok_2001-1__charakteristika_kraje

ČSÚ. (2020). *Statistická ročenka Hl. M. Prahy—2020*.
<https://www.czso.cz/csu/czso/statisticka-rocenka-hl-m-prahy-2020>

Demek, J., & Macovčín, P. (2006). *GEOMORFOLOGICKÉ ČLENĚNÍ RELIÉFU ČR*.

Devkota, D., Konijnendijk, C., Mansourian, S., & Wildburger, C. (2023). *Forests and Trees for Human Health: Pathways, Impacts, Challenges and Response Options - Policy Brief*.

Di Sacco, A., Hardwick, K. A., Blakesley, D., Brancalion, P. H. S., Breman, E., Cecilio Rebola, L., Chomba, S., Dixon, K., Elliott, S., Ruyonga, G., Shaw, K., Smith, P., Smith, R. J., & Antonelli, A. (2021). Ten golden rules for reforestation to optimize carbon sequestration, biodiversity recovery and livelihood benefits. *Global Change Biology*, 27(7), 1328–1348. <https://doi.org/10.1111/gcb.15498>

European Commission. (2020). *Nový akční plán pro oběhové hospodářství Čistší a konkurenceschopnější Evropa*.

European Commission. Joint Research Centre. (2021). *Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe*. Publications Office.
<https://data.europa.eu/doi/10.2760/13239>

FAO. (2015). *Global Forest Resources Assessment 2015*.
<https://www.fao.org/3/i4793e/i4793e.pdf>

Felsmann, K., Baudis, M., Kayler, Z. E., Puhmann, H., Ulrich, A., & Gessler, A. (2017). Responses of the structure and function of the understory plant communities to precipitation reduction across forest ecosystems in Germany. *Annals of Forest Science*, 75(1), 3. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0681-7>

Fučíková, T., & Klener, P. (2002). Vnitřní lékařství. *Imunologie*.

Gobster, P. H. (1999). An Ecological Aesthetic for Forest Landscape Management. *Landscape Journal*, 18(1), 54–64. <https://doi.org/10.3368/lj.18.1.54>

- Gruwez, R., De Frenne, P., De Schrijver, A., Vangansbeke, P., & Verheyen, K. (2017). Climate warming and atmospheric deposition affect seed viability of common juniper (*Juniperus communis*) via their impact on the nutrient status of the plant. *Ecological Research*, 32(2), 135–144. <https://doi.org/10.1007/s11284-016-1422-3>
- Gudurić, I., Tomićević, J., & Konijnendijk, C. C. (2011). A comparative perspective of urban forestry in Belgrade, Serbia and Freiburg, Germany. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(4), 335–342. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.08.002>
- Hallman, E., Hari, P., Rasanen, P., & Smolander, H. (1978). Effect of planting shock on the transpiration, photosynthesis, and height increment of Scots pine seedlings. *171*, 1978.
- Hamerník, & Borýsek. (2008). Výsadba městské zeleně a její úskalí
- Hedblom, M., & Söderström, B. (2010). Landscape effects on birds in urban woodlands: an analysis of 34 Swedish cities. *Journal of Biogeography*, 37(7), 1302–1316. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02299.x>
- Hobza, P., Mauer, O., & Pop, M. (2008). Current use of European beech (*Fagus sylvatica* L.) for artificial regeneration of forests in the air-polluted areas. *Journal of Forest Science*, 54(4), 139–149. <https://doi.org/10.17221/788-JFS>
- Högberg, M. N., Högberg, P., & Myrold, D. D. (2007). Is microbial community composition in boreal forest soils determined by pH, C-to-N ratio, the trees, or all three? *Oecologia*, 150(4), 590–601. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0562-5>
- Ibañez Moro, A. V., Bravo, S. J., Abdala, N. R., Borghetti, F., Chaib, A. M., & Galetto, L. (2021). Heat shock effects on germination and seed survival of five woody species from the Chaco region. *Flora*, 275, 151751. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151751>
- Jim, C. Y. (1998). Physical and chemical properties of a Hong Kong roadside soil in relation to urban tree growth. *Urban Ecosystems*, 2(2/3), 171–181. <https://doi.org/10.1023/A:1009585700191>
- Klironomos, J. N. (2003). Variation in Plant Response to Native and Exotic Arbuscular Mycorrhizal Fungi. *Ecology*, 84(9), 2292–2301. <https://doi.org/10.1890/02-0413>

Kolařík, J. (1994). Strom ve městě: zásady výsadby, řezu a konzervčního ošetření stromů. <https://iispp.npu.cz/carmentest/library/cb/detail/658317>

Kriegel, H. (2002). Snaha o vypěstování některých cenných listnáčů a hospodářských dřevin výsadbou do smrkové mlaziny určené k postupné likvidaci Growing of some valuable broadleaf and commercial tr. *ZPRÁVY LESNICKÉHO VÝZKUMU*, 2002(4), 195–198. https://www.vulhm.cz/files/uploads/2019/03/zlv_2002_04.pdf

Legesse, N. (2003). *Rapid seed-based propagation method for the threatened African cherry (Prunus africana)—ProQuest*. <https://www.proquest.com/openview/86eff75b9b25c250c077bc0210f2d590/1?pq-origsite=gscholar&cbl=54097>

LHMP. (2022). *VŠECHNY CESTY VEDOU DO LESA výroční zpráva Lesů hl. M. Prahy za rok 2021*. https://lhmp.cz/wp-content/uploads/2022/09/vz_2021_nahled_vcetne_vcetne_ekonomicke_prilohy.pdf

Lidberg, W., Nilsson, M., & Ågren, A. (2020). Using machine learning to generate high-resolution wet area maps for planning forest management: A study in a boreal forest landscape. *Ambio*, 49(2), 475–486. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01196-9>

Litschmann, T., Rožnovský, J., & Podhrázká, J. (2007). Využití optické porosity ke klasifikaci větrolamů. *BIOCLIMATOLOGY AND NATURAL HAZARDS*

Lo, C.-C. (2010). Effect of pesticides on soil microbial community. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 45(5), 348–359. <https://doi.org/10.1080/03601231003799804>

Lohila, A., Minkkinen, K., Aurela, M., Tuovinen, J.-P., Penttilä, T., Ojanen, P., & Laurila, T. (2011). Greenhouse gas flux measurements in a forestry-drained peatland indicate a large carbon sink. *Biogeosciences*, 8(11), 3203–3218. <https://doi.org/10.5194/bg-8-3203-2011>

Longo, R. M., Reis, M. S., Yamaguchi, C. S., Demamboro, A. C., Bettine, S. C., Ribeiro, A. I., & Medeiros, G. A. (2012). *Indicators of soil degradation in urban forests: Physical and chemical parameters*. 497–503. <https://doi.org/10.2495/EID120431>

Lonsdale, W. M. (1999). Global Patterns of Plant Invasions and the Concept of Invasibility. *Ecology*, 80(5), 1522–1536. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1522:GPOPIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2)

Lovasi, G. S., Quinn, J. W., Neckerman, K. M., Perzanowski, M. S., & Rundle, A. (2008). Children living in areas with more street trees have lower prevalence of asthma. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 62(7), 647–649. <https://doi.org/10.1136/jech.2007.071894>

Martínez-Sala, R., Rubio, C., García-Raffi, L. M., Sánchez-Pérez, J. V., Sánchez-Pérez, E. A., & Llinares, J. (2006). Control of noise by trees arranged like sonic crystals. *Journal of Sound and Vibration*, 291(1–2), 100–106. <https://doi.org/10.1016/j.jsv.2005.05.030>

Mauer, O. (2009). *ZAKLÁDÁNÍ LESŮ I*.

Meteopress. (2021). *Statistiky*. <https://www.meteopress.cz/statistika/>

Ministere de la Transition ecologique et solidaire. (2017). *Plan national d'adaptation au changement climatique*. Ministere de la transition ecologique et solidaire.

Ministry of Climate. (2019). *National Forestry Accounting Plan*. Ministry of Climate.

Monárrez-González, J. C., Pérez-Verdín, G., López-González, C., Márquez-Linares, M. A., González-Elizondo, M. del S., Monárrez-González, J. C., Pérez-Verdín, G., López-González, C., Márquez-Linares, M. A., & González-Elizondo, M. del S. (2018). Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y bosques*, 24(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421569>

Mosse, B. (1986). Mycorrhiza in a Sustainable Agriculture. *Biological Agriculture & Horticulture*, 3(2–3), 191–209. <https://doi.org/10.1080/01448765.1986.9754471>

Nilsson, K., Sangster, M., & Konijnendijk, C. C. (2011). Forests, Trees and Human Health and Well-being: Introduction. In K. Nilsson, M. Sangster, C. Gallis, T. Hartig, S. de Vries, K. Seeland, & J. Schipperijn (Eds.), *Forests, Trees and Human Health* (pp. 1–19). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9806-1_1

Nowak, D. J. (2002). The effects of urban trees on air quality. USDA Forest Service, 1–5

Nowak, D. J., & Heisler, G. M. (2010). Air Quality Effects of Urban Trees and Parks. In National Recreation and Park Association Research Series. www.NRPA.org

Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., & Pasher, J. (2018). Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.019>

Nowak, D., & Greenfield, E. (2012). Tree and impervious cover in the United States. *Landscape and Urban Planning*, 107, 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.005>

Ordóñez, C., & Duinker, P. N. (2013). An analysis of urban forest management plans in Canada: Implications for urban forest management. *Landscape and Urban Planning*, 116, 36–47. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.04.007>

Paravantis, J. A., & Georgakellos, D. A. (2007). Trends in energy consumption and carbon dioxide emissions of passenger cars and buses. *Technological Forecasting and Social Change*, 74(5), 682–707. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2006.05.005>

Paul, V., & Gaffuri, A.-L. (2021). *Agriculture, bioeconomy and rural development—Overview 2021*.

Podrázský, V. (2017). Podklady pro přípravu na přijímací zkoušky EKOLOGIE LESA. 76

Pondělíček, M. (2010). *Zeleň v urbánním prostoru jako indikátor kvality života města*. Univerzita Pardubice. <https://dk.upce.cz/handle/10195/38582>

Praha.eu. (2014). *Základní informace o pražských lesích ve vlastnictví hl.m. Prahy*. https://portalzp.praha.eu/jnp/cz/priroda_krajina_a_zelen/lesy/zaklinfo_o_prazskych_lesich_vlastHMP.html

Prematuri, R., Turjaman, M., Sato, T., & Tawaraya, K. (2020). Post Bauxite Mining Land Soil Characteristics and Its Effects on the Growth of *Falcataria moluccana* (Miq.) Barneby & J. W. Grimes and *Albizia saman* (Jacq.) Merr. *Applied and Environmental Soil Science*, 2020, e6764380. <https://doi.org/10.1155/2020/6764380>

Price, M. A. (1988). Sound Attenuation Through Trees: Measurements And Models. *Journal of the Acoustical Society of America*, 84(5), 1836–1844.
<https://doi.org/10.1121/1.397150>

Reethof, G., McDaniel, L. D., & Frank, O. H. (1967). Absorption of Sound by Tree Bark.
[https://books.google.cz/books?hl=cs&lr=&id=yXoeWHzOpXC&oi=fnd&pg=PP5&dq=tree species best absorb sound&ots=jmSWsC7rFC&sig=N4-VzaFFz6_vygvfTiZDfDudG9I&redir_esc=y&fbclid=IwAR3e2Wuv5WqkPmlXzYUrmPohXPUft0DYoIO7AV7M8fz7MwY_yB7o4leQkUw#v=onepage&q=tomentosa&f](https://books.google.cz/books?hl=cs&lr=&id=yXoeWHzOpXC&oi=fnd&pg=PP5&dq=tree+species+best+absorb+sound&ots=jmSWsC7rFC&sig=N4-VzaFFz6_vygvfTiZDfDudG9I&redir_esc=y&fbclid=IwAR3e2Wuv5WqkPmlXzYUrmPohXPUft0DYoIO7AV7M8fz7MwY_yB7o4leQkUw#v=onepage&q=tomentosa&f)

Růžicková, I. ing. (2010). ZELEŇ JAKO REKREAČNÍ ZÁZEMÍ MĚSTA.

Řehounek, J. (2011). Hmyz ve městech a veřejné zeleni

Science and Pollution Research. (2018). Springer.
<https://www.springer.com/journal/11356>

Simmathiri, & Robin. (2016). *Forest landscape restoration for Asia-Pacific forests*.
<https://www.fao.org/documents/card/en/c/22469e99-229b-4fa5-a52d-32cb03ef08fa/>

Singer, B. (2016). Financing sustainable forest management in developing countries: The case for a holistic approach. *International Forestry Review*, 18(1), 96–109.
<https://doi.org/10.1505/146554816818206159>

Smith, F. A., & Smith, S. E. (2013). How useful is the mutualism-parasitism continuum of arbuscular mycorrhizal functioning? *Plant and Soil*, 363(1), 7–18.
<https://doi.org/10.1007/s11104-012-1583-y>

Sun, F., Kuang, Y., Wen, D., Xu, Z., Li, J., Zuo, W., & Hou, E. (2010). Long-term tree growth rate, water use efficiency, and tree ring nitrogen isotope composition of *Pinus massoniana* L. in response to global climate change and local nitrogen deposition in Southern China. *Journal of Soils and Sediments*, 10(8), 1453–1465.
<https://doi.org/10.1007/s11368-010-0249-8>

Šeletová, V. (1972). Z historie pražských zahrada a parků. *Živa*, 1972(6).

Šerá, B. (2014). Pylové alergie – negativní vliv dřevin ve městech. *Životné Prostredie*, 48(2), 104–109.

Šerá, B. (2015). Pozitívny vliv zeleně na uživatele městských sídlišť. *Životné Prostredie*, 49(2), 100–105.

https://www.researchgate.net/publication/279317255_Pozitivni_vliv_zelene_na_uzivatele_mestskych_sidlist

Tessler, N., Borger, H., Rave, E., Argaman, E., Kopel, D., Brook, A., Elkabets, E., Wittenberg, L., Tessler, N., Borger, H., Rave, E., Argaman, E., Kopel, D., Brook, A., Elkabets, E., & Wittenberg, L. (2019). Haifa fire restoration project – urban forest management: A case study. *International Journal of Wildland Fire*, 28(7), 485–494. <https://doi.org/10.1071/WF18095>

The Nature Conservancy. (2022). *Creating Resilient Forests*. <https://www.nature.org/en-us/about-us/where-we-work/united-states/michigan/stories-in-michigan/resilient-forests/>

Toreti, A. (2022). *Drought in Europe: August 2022 : GDO analytical report*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/264241>

Tyrväinen, L. (2001). Economic valuation of urban forest benefits in Finland. *Journal of Environmental Management*, 62(1), 75–92. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0421>

Veresoglou, S. D., Wulf, M., & Rillig, M. C. (2017). Facilitation between woody and herbaceous plants that associate with arbuscular mycorrhizal fungi in temperate European forests. *Ecology and Evolution*, 7(4), 1181–1189. <https://doi.org/10.1002/ece3.2757>

Verstraeten, G., Baeten, L., De Frenne, P., Vanhellemont, M., Thomaes, A., Boonen, W., Muys, B., & Verheyen, K. (2013). Understorey vegetation shifts following the conversion of temperate deciduous forest to spruce plantation. *Forest Ecology and Management*, 289, 363–370. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.049>

Wallace, K. J., & Clarkson, B. D. (2019). Urban forest restoration ecology: A review from Hamilton, New Zealand. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 49(3), 347–369. <https://doi.org/10.1080/03036758.2019.1637352>

- Wang, C. (2006). Biomass allometric equations for 10 co-occurring tree species in Chinese temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 222(1), 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.074>
- Wang, C., Gu, Z., Cui, H., Zhu, H., Fu, S., & Yao, Q. (2015). Differences in Arbuscular Mycorrhizal Fungal Community Composition in Soils of Three Land Use Types in Subtropical Hilly Area of Southern China. *PLOS ONE*, 10(6), e0130983. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130983>
- Wirtz, Z., Hagerman, S., Hauer, R. J., & Konijnendijk, C. C. (2021). What makes urban forest governance successful? – A study among Canadian experts. *Urban Forestry & Urban Greening*, 58, 126901. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126901>
- Wolfenbarger, L. L., & Phifer, P. R. (2000). The Ecological Risks and Benefits of Genetically Engineered Plants. *Science*, 290(5499), 2088–2093. <https://doi.org/10.1126/science.290.5499.2088>
- Xiao, X., Chen, J., Liao, X., Yan, Q., Liang, G., Liu, J., Wang, D., & Guan, R. (2022). Different Arbuscular Mycorrhizal Fungi Established by Two Inoculation Methods Improve Growth and Drought Resistance of Cinnamomum Migao Seedlings Differently. *Biology*, 11(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/biology11020220>
- Zapparoli, M. (1997). Urban development and insect biodiversity of the Rome area, Italy. *Landscape and Urban Planning*, 38(1–2), 77–86. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00020-0](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00020-0)
- Zimmermann, H. G., Moran, V. C., & Hoffmann, J. H. (2004). Biological control in the management of invasive alien plants in South Africa, and the role of the Working for Water programme: Working for water. *South African Journal of Science*, 100(1), 34–40. <https://doi.org/10.10520/EJC96216>
- Ziter, C. D., Pedersen, E. J., Kucharik, C. J., & Turner, M. G. (2019). Scale-dependent interactions between tree canopy cover and impervious surfaces reduce daytime urban heat during summer. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(15), 7575–7580. <https://doi.org/10.1073/pnas.1817561116>

Zorenko, T., & Leontyeva, T. (2003). Species Diversity and Distribution of Mammals in Riga. *Acta Zoologica Lituanica*, 13(1), 78–86.
<https://doi.org/10.1080/13921657.2003.10512547>

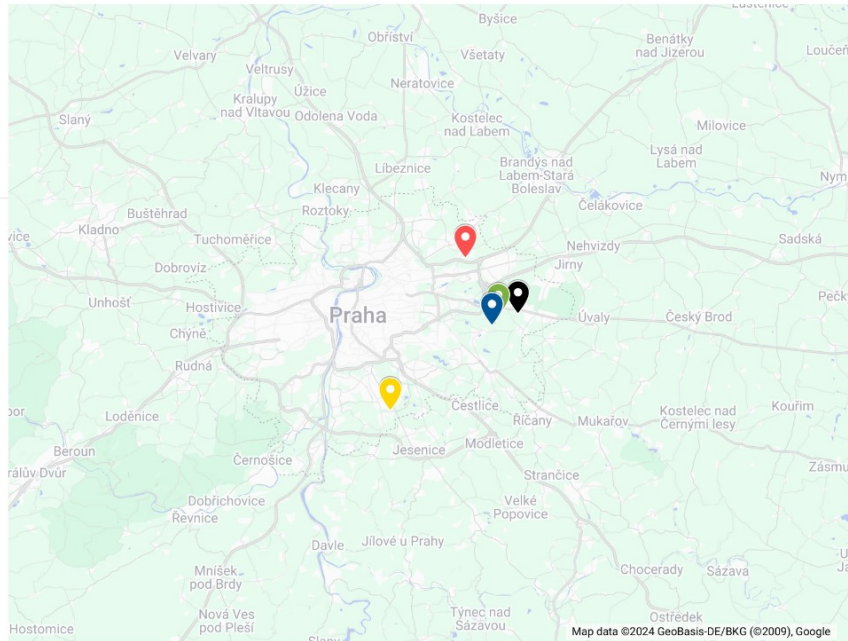
Seznam příloh

A Mapa nově zalesněných ploch

Nově zalesněné plochy

Vrstva bez názvu

- Les Na Musile
- Les Robotka
- Les Lítožnice
- Les V Panenkách
- Les Arborka



Seznam zkratk

DB	Dub zimní
BK	Buk lesní
LP	Lípa srdčitá
BO	Borovice lesní
JV	Javor mléč
HB	Habr obecný
DG	Douglaska tisolistá
MD	Modřín opadavý
JL	Jilm harbrolistý
JD	Jedle bělokorá
JS	Jasan ztepilý
TR	Třešeň ptačí
VJ	Borovice vejmutovka
OL	Olše lepkavá
BB	Javor babyka
SM	Smrk ztepilý
JB	Jabloň lesní
JI	Vrba jíva
DR	Dřín obecný
BRK	Jeřáb břek
HR	Hrušeň planá