

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa



**Fakulta lesnická
a dřevařská**

**Biodiverzita v městském prostředí – je rozdíl v diverzitě
dřevin ve vybraných parcích a na hřbitovech v Praze?**

David Zachař

Ing. Iva Ulbrichová, Ph.D.

2024

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Biodiverzita v městském prostředí – je rozdíl v diverzitě dřevin ve vybraných parcích a na hřbitovech v Praze?

vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil, a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 4. 4. 2024

David Zachář

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

David Zachař

Lesnictví

Ochrana a pěstování lesních ekosystémů

Název práce

Biodiverzita v městském prostředí – je rozdíl v diverzitě dřevin ve vybraných parcích a na hřbitovech v Praze?

Název anglicky

Biodiversity in urban environment – are there differences of woody vegetation in the selected parks and cemeteries in Prague?

Cíle práce

Zmapovat druhové složení dřevinné vegetace na vybraných parcích a hřbitovech v Praze. Vyhodnotit diverzitu z hlediska zařazení a typů jednotlivých dřevin (opadavé/stálezelené; domácí/introdukované; stanovištně vhodné/nevhodné...). Zhodnotit výskyt biotopových stromů (mikrostanovišť) v obou typech zeleně a vzájemně porovnat potenciál biodiverzity těchto ploch.

Metodika

Vybrat po 5 lokalitách městských parků a hřbitovů (oblast Praha a okolí).

Na každé lokalitě zjistit přítomnost všech druhů dřevin (stromy a keře), odhadnout jejich pokryvnost, zápoj, věkové kategorie a % zastoupení.

Mikrostanoviště-sběr dat pomocí aplikace do mobilu "Lesodiverzita" (sbíraná data: GPS, druh dřeviny, typy a počty mikrostanovišť...) na vybraných lokalitách.

Fotodokumentace: z každé lokality min. 3 celkové fotografie a dále fotky konkrétních skupin dřevin a významné stromy z hlediska mikrostanovišť.

Časový harmonogram:

1.březen – květen 2023 – studium literárních pramenů (doporučeno minimálně 10 pramenů v anglickém jazyce)

duben – květen 2023 – výběr ploch v mapových podkladech a v terénu

květen – říjen 2023 – sběr dat v terénu

říjen – prosinec 2023 – přepis a vyhodnocení získaných dat a jejich konzultace se školitelem

říjen – leden 2024 – práce na teoretické části BP

únor 2024 – odevzdání první verze školiteli

3. týden v březnu 2024 – odevzdání finální verze školiteli



Doporučený rozsah práce

35-40 str.

Klíčová slova

městská zeleň, biodiverzita, mikrostanoviště, funkční význam dřevin

Doporučené zdroje informací

- Angold P.G., Sadler J.P., Hill M.O., Pullin A., Rushton S., Austin K., Small E., Wood B.W., Wadsworth R., Sanderson K., Thompson K., 2006. Biodiversity in urban habitat patches. *Science of the total environment* 360 (1-3): 196-204.
- Barth B.J., FitzGibbon S.I., Wilson R.S., 2015. New urban developments that retain more remnant trees have greater bird diversity. *Landscape and Urban Planning*, 136: 122-129.
- Faeth S.H., Bang Ch., Saari S., 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223: 69-81.
- Kisvarga S., Horotán K., Wani M.A., László O., 2015. Plant Responses to Global Climate Change and Urbanization: Implications for Sustainable Urban Landscapes. *Horticulturea* (9):1051.
- Rupprecht Ch. D. D., Byrne J. A., Garden J. G., Hero J.-M., 2015. Informal urban green space: A trilingual systematic review of its role for biodiversity and trends in the literature. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14 (4): 883-908.

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Iva Ulbrichová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie lesa

Elektronicky schváleno dne 13. 10. 2023

prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 28. 1. 2024

prof. Ing. Róbert Marušák, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 02. 04. 2024

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval Ing. Ivě Ulbrichové Ph.D. za odborné vedení, praktické připomínky a rady, a hlavně za ochotu a schovívavost. Také bych rád poděkoval mé rodině za podporu při psaní mé bakalářské práce.

Biodiverzita v městském prostředí – je rozdíl v diverzitě dřevin ve vybraných parcích a na hřbitovech v Praze?

Abstrakt

Městská krajina se řadí mezi velice rozmanité systémy, ve kterých se vyskytuje nespočet rostlinných a živočišných druhů. Důležitými prvky městské zástavby jsou zelené plochy, díky kterým se diverzita organismů zvyšuje. Tato bakalářská práce se zabývá dvěma typy městských zelených ploch, a to konkrétně parky a hřbitovy.

Na deseti zkoumaných plochách, pět parků a pět hřbitovů, které se nachází v Praze a jejím okolí, bylo zmapováno druhové složení dřevinné vegetace, byla odhadnuta pokryvnost keřová i stromová a zhodnocena dřevinná skladba z hlediska významu pro ostatní živočichy. Následně bylo pomocí aplikace Lesodiverzita provedeno mapování biotopových stromů a mikrostanovišť na nich nalezených.

Z výsledků porovnání jednotlivých zkoumaných charakteristik vyplývá, že rozdíl mezi plochami parků a hřbitovů je v druhovém složení jak stromů, tak keřů. Z hlediska charakteristik vegetace se jako jediný statisticky významný ukázal vztah pokryvnosti keřů. Na hřbitovech byla pokryvnost keřová minimální, naopak v parcích se vyskytovalo velké množství keřů. Vyhodnocení výskytu biotopových stromů a mikrostanovišť v parcích a na hřbitovech ukázalo výrazně vyšší zastoupení těchto mikrohabitatů na hřbitovech.

Závěrem lze říci, že oba tyto typy městské zeleně jsou velice důležitým prvkem pro zvýšení městské biodiverzity. Jak na hřbitovech, tak i v parcích se vyskytují rozdílné dřeviny druhem, velikostí, i stářím a díky této různorodosti zvyšují potenciál pro diverzitu dalších organismů.

Klíčová slova: městská zeleň, biodiverzita, mikrostanoviště, funkční význam dřevin

Biodiversity in the urban environment - is there a difference in tree diversity in selected parks and cemeteries in Prague?

Summary

The urban landscape is one of the most diverse systems, with a myriad of plant and animal species. Green spaces are important elements of urban development and increase the diversity of organisms. This bachelor thesis deals with two types of urban green spaces, namely parks and cemeteries.

In the ten study areas, five parks and five cemeteries, located in and around Prague, the species composition of woody vegetation was mapped and shrub and tree cover was estimated, and the tree composition was assessed in terms of its importance for other animals. Subsequently, the mapping of tree habitats and microhabitats found on them was carried out using the Forest Diversity application.

A comparison of the different characteristics examined shows that the difference between the park and cemetery areas is in the species composition of both trees and shrubs. In terms of vegetation characteristics, the only statistically significant relationship was found to be that of shrub cover. In the cemeteries, shrub cover was minimal, whereas in the parks there was a large amount of shrubs. And an assessment of tree habitat and microhabitat abundance in parks and cemeteries showed significantly higher abundance of these microhabitats in cemeteries.

In conclusion, both of these types of urban greenery are very important elements for increasing urban diversity. Both cemeteries and parks have a diversity of tree species, size, and age, and this diversity increases the potential for diversity of other organisms.

Keywords: urban greenery, biodiversity, micro-habitats, functional importance of trees

Obsah

1	Úvod.....	10
2	Cíl práce.....	11
3	Literární rešerše.....	12
3.1	Biodiverzita.....	12
3.1.1	Hodnocení biodiverzity.....	14
3.1.2	Ztráta biodiverzity.....	16
3.1.3	Ochrana biodiverzity.....	16
3.2	Městská zeleň a její funkce.....	17
3.2.1	Hřbitovy.....	18
3.2.2	Parky.....	19
3.3	Diverzita dřevin ve městech.....	20
3.3.1	Diverzita dřevin a ekosystémové služby.....	20
3.3.2	Druhová diverzita živočichů navázaných na dřeviny ve městech.....	21
3.4	Stromová mikrostanoviště.....	22
4	Metodika.....	24
4.1	Charakteristika studovaných ploch.....	24
4.2	Sběr a zpracování dat.....	28
4.3	Aplikace Lesodiverzita.....	29
4.4	Hodnocení dat.....	29
5	Výsledky.....	30
5.1	Základní charakteristiky zkoumaných ploch.....	30
5.2	Hodnocení vztahů mezi charakteristikami vegetace a prostředí.....	30
5.3	Hodnocení jednotlivých zkoumaných charakteristik prostředí.....	31
5.4	Hodnocení dřevinné skladby z hlediska významu pro ostatní živočichy ..	34
5.5	Hodnocení výskytu biotopových stromů.....	35
6	Diskuze.....	37
6.1	Vztahy mezi charakteristikami vegetace a prostředím.....	37
6.2	Hodnocení dřevinné skladby z hlediska významu pro ostatní živočichy ..	37
6.3	Výskyt biotopových stromů a mikrostanovišť na zkoumaných plochách	39
7	Závěr.....	41
8	Seznam použité literatury.....	42
9	Samostatné přílohy.....	50

1 Úvod

V současnosti světová populace stále více obývá města a urbanizované oblasti se tak staly celosvětově nejrychleji se rozšiřujícím typem stanoviště. Městská zástavba radikálně mění biologická společenstva, pokud jde o druhové složení, jeho početnost, bohatost a diverzitu. Z hlediska rostlinné biodiverzity se městská krajina řadí mezi velice rozmanité systémy, ve kterých se vyskytuje nespočet rostlinných a živočišných druhů (FAETH et al., 2011). Na zvyšování diverzity rostlin ve městech se podílí přetváření typů původní vegetace, výstavba parků, anebo upravování a vytváření nových typů zahrad. Důsledkem výsadby introdukovaných druhů rostlin je větší pestrost rostlinných organismů a zvýšené estetické hledisko městské zeleně (FAETH et al., 2011). Tato vyšší diverzita rostlin však nemusí nutně znamenat zvýšenou diverzitu na vyšších trofických úrovních (ADAMS et al. 2005). Přeměna typů vegetace také dramaticky mění její další funkce jako je produktivita, uhlíková bilance, koloběhy živin např. dusíku, vodní režim a teplotní režim (FAETH et al., 2011).

Mezi stanoviště, která zvyšují městskou biodiverzitu, se řadí zelené plochy, jako jsou parky, hřbitovy, zahrady, stromy jak ve stromořadí, tak i solitéry, moderní zelené střechy a zahrady obyvatel města. Mezi plošně nejrozsáhlejší zelené plochy se ve městech řadí lesoparky, parky a hřbitovy. Parky jsou důležitým prvkem městského prostředí a mohou hrát klíčovou roli v ochraně biodiverzity. Parky připomínají lesní prostředí a z hlediska fungování mohou mít některé vlastnosti jako lesní ekosystémy (JELÍNKOVÁ, 1982). Díky tomu umožňují různým druhům rostlin a živočichů přežít v urbanizovaném prostředí. Další významnou zelenou plochu jsou hřbitovy, které díky obecně klidovému režimu a omezení těžebních zásahů, disponují pozoruhodným zdrojem biologické rozmanitosti a poskytují útočiště pro mnoho druhů rostlin a živočichů (KAPLAN, 1995). Hřbitovy jsou obvykle různorodým prostředím, které nabízí různé mikroklimatické podmínky a mikrostanoviště. Například části s vysokými stromy a hustým porostem nabízejí úkryt pro stínomilné druhy rostlin a živočichů, zatímco otevřená prostranství je vhodné pro jiné, světlomilné, druhy kvetoucích rostlin a hmyzu.

Tato bakalářská práce se zaměřuje na dva konkrétní typy městské zeleně, a to na hřbitovy a parky. Smyslem této práce je zhodnotit druhovou diverzitu dřevin na zkoumaných lokalitách a následně posoudit jaký význam tyto plochy hrají ve zvýšení možnosti biodiverzity městského prostředí.

2 Cíl práce

Předložená bakalářská práce se zabývá hodnocením diverzity dřevin v městském prostředí. Cílem je zmapovat druhové složení dřevinné vegetace ve vybraných parcích a hřbitovech v Praze. Na základě reálného pozorování ve vybraných lokalitách pak následně vyhodnotit diverzitu z hlediska zařazení a typů jednotlivých dřevin (opadavé/stálezelené; domácí/introdukované). Součástí práce je i zhodnocení výskytu biotopových stromů (mikrostanovišť) v obou typech zeleně a vzájemně porovnat potenciál biodiverzity těchto ploch.

3 Literární rešerše

3.1 Biodiverzita

Mezinárodní pojem „biodiverzita“ se ujal v 90. letech 20. století. Velký podíl v tom jistě sehrála kniha Edwarda Wilsona „Diversity of Life“ (Rozmanitost života) z roku 1993. Tento mezinárodní výraz je tvořen ze dvou slov, která pocházejí z rozdílných jazyků, a to konkrétně z řečtiny a latiny. Slovo „bios“ se překládá jako „život“ a pochází z řečtiny a slovo „divers“ „rozdílný“ nebo „rozmanitý“ pochází z latiny.

Slovo biodiverzita, či biologická rozmanitost, se používá mnoha způsoby. V současné době existuje jen v odborné literatuře více než 40 různých definic biologické rozmanitosti. Biodiverzita je chápána jako rozmanitost všech forem života na Zemi (CHANDRA et al., 2011). To zahrnuje veškerý počet druhů, jejich genetické variace a interakce organismů v rámci komplexních ekosystémů. Biodiverzita je klíčovým rysem ekosystémů, od populační úrovně regionu až po úroveň krajiny (REMEŠ, 2020). DELONG (1996) nabídl ve své práci obsáhlejší definici: Biodiverzita je atributem oblasti a konkrétně se týká rozmanitosti uvnitř a mezi živými organismy, sdružení živých organismů, biotických společenstev a biotických procesů, ať už přirozeně se vyskytujících nebo modifikovaných lidmi. Biodiverzitu lze měřit z hlediska genetické diverzity a identity a počtu různých typů druhů, společenstev druhů, biotických společenstev a biotických procesů a množství (např. hojnost, biomasa, pokryv, míra) a struktury každého z nich. Lze je pozorovat a měřit v jakémkoli prostorovém měřítku, od mikrostanovišť a stanovišť až po celou biosféru. Tato definice umožňuje modifikaci podle kontextu, ve kterém se používá. Celkově se dá říci, že biodiverzita je biologická rozmanitost na všech organizačních úrovních – od metabolických drah v buňkách či genetické rozmanitosti populací přes rozmanitost druhů i vyšších taxonomických jednotek (čeledí, řádů atd.) až po rozmanitost typů ekosystémů, vztahů v rámci nich i mezi nimi. Toto chápání biodiverzity je sice výstižné, avšak v praxi takřka neuchopitelné. Ve většině konkrétních studií či aplikací se biodiverzitou myslí druhová bohatost (KOLÁŘ, 2012).

Biodiverzita se dělí na tři základní typy, a to konkrétně na genetickou biodiverzitu, ekosystémovou biodiverzitu a druhovou biodiverzitu.

Genetická biodiverzita odráží variabilitu genetických informací uvnitř druhů. To zahrnuje veškeré geny, alely a genotypy v rámci jednoho druhu. Genetická diverzita je také nezbytná pro dlouhodobé přežití a adaptaci druhů, protože umožňuje přizpůsobení se na měnící podmínky prostředí.

Ekosystémová neboli ekologická diverzita popisuje a odráží různá biologická společenství, ale také i jednotlivé ekosystémové procesy prostředí.

Druhovú biodiverzita se týká různých druhů organismů přítomných v určitém ekosystému nebo na určitém území (CHANDRA et al., 2011)

Druhovú diverzita je v prostoru distribuována nerovnoměrně, obecně podle šířkového gradientu, s rostoucí diverzitou od pólů směrem k rovníku (MACARTHUR et al., 1965). Na regionální úrovni se ukázalo, že existují podstatné rozdíly v druhové bohatosti mezi stanovišti, např. mezi zalesněnou oblastí a otevřenými pastvinami. (MACARTHUR et al., 1965) Tyto pozorované prostorové vzorce vedly k formulaci tří úrovní druhové diverzity: alfa, beta a gama diverzity (WHITTAKER, 1960).

Alfa diverzita odkazuje na diverzitu v místním měřítku, popisuje druhovou diverzitu (bohatost) v rámci funkční komunity. Alfa diverzita například popisuje pozorovanou druhovou diverzitu v rámci definovaného pozemku nebo v rámci definované ekologické jednotky, jako je rybník, pole nebo kus lesa. Rozsah takových ekologických jednotek závisí na zájmové skupině organismů; zatímco pro ptáky může být pro popis druhové společenstva vhodný definovaný transekt lesa nebo pastvin o velikosti několika stovek m² až několik km², pro hmyz by to mohl být jeden strom. U rostlin je alfa diverzita často přirovnávána k počtu druhů identifikovaných během tvorby fytoecologického snímku (REVERRMAN et al., 2016).

Beta diverzita popisuje míru diferenciací druhů mezi společenstvy. Na rozdíl od jiných úrovní druhové diverzity se přesná interpretace a kvantifikace beta diverzity v různých studiích podstatně liší. Původně byla beta diverzita definována jako poměr mezi gama a alfa diverzitou (WHITTAKER, 1972). Dnes je jedním běžně používaným měřítkem diverzity beta

Sørensenův index odlišnosti, který zachycuje prostorový obrat a také rozdíly v diverzitě mezi lokalitami (KOLEFF et al., 2003).

Gamma diverzita popisuje celkovou druhovou diverzitu napříč společenstvy v rámci větší geografické oblasti. Často se definuje napříč biogeografickými nebo politickými jednotkami, jako jsou ekoregiony nebo země (BRUMMIT et al., 2021). Zatímco alfa diverzita představuje skutečnou druhovou diverzitu, kterou lze na daném místě měřit, gama diverzita volněji popisuje diverzitu druhů, které lze nalézt v celé oblasti. Gamma diverzita je nejvíce komunikovanou úrovní druhové diverzity, když se odkazuje na hotspoty biodiverzity, přičemž tropické oblasti, zejména neotropika, vykazují celosvětově nejvyšší hodnoty gama diverzity (RAVEN et al., 2020).

Snad nejjednodušší veličiny, jichž lze v biologickém a ekologickém monitorování použít, jsou počet druhů, druhové složení a relativní zastoupení druhů. Existuje celá řada metod, jak změřit a hodnotit bohatost prostředí – např. pomocí indexů diverzity, které rozlišujeme v závislosti na tom, zda měříme alfa, beta nebo gama diverzitu (BOHÁČ, 2013).

Pro úplnost je vhodné doplnit, že v poslední době můžeme v některých publikacích najít ještě čtvrtou úroveň diverzity, a to diverzitu kulturní, kterou se rozumí diverzita lidských společností a kultur, tj. jazykové, umělecké, technologické a jiné rozdíly (BOHÁČ, 2013).

Biodiverzita hraje v našem každodenním životě klíčovou roli, která poskytuje základní podmínky pro existenci života na Zemi (WANJUI, 2013) a hraje významnou roli v různých aspektech, jako je udržování úrodnosti půdy, regulace biogeochemických cyklů, klimatických podmínek a také snižování dopadu přírodních katastrof. Obvykle implikuje intenzitu interakce biotických společenstev s abiotickými faktory, kde jsou interakce ovlivňovány faktory prostředí (klíma) a také člověkem vytvořenými podmínkami (IRFANA, 2023).

3.1.1 Hodnocení biodiverzity

Struktura světové krajiny prochází rychlými změnami, zejména v důsledku činností souvisejících s člověkem. Některé odhady uvádějí, že jedna třetina až polovina zemské krajiny byla pozměněna lidskou činností (VITOUSEK et al., 1997). Předpokládá se, že tyto

změny ve struktuře a organizaci krajiny mají významný vliv na distribuci a udržování integrity ekosystému (DALE et al., 2000).

Zejména v rámci potřeby udržet dlouhodobou biodiverzitu je třeba zachovat prvky biodiverzity na různých přírodních úrovních, od genetických a druhových měřítek až po ekosystémy a krajinu. Indexy krajinné diverzity jsou krajinnými ekology využívány k popisu složení krajiny (REY-BENAYAS et al., 2000). Při celosvětovém srovnání se pak odhaluje všeobecný a znepokojivý pokles rozmanitosti krajiny (THOMPSON et al., 1998). Proto je udržení vysoké krajinné rozmanitosti často žádoucím cílem pro krajinný management (FU et al., 2000; 1998; BARTOLOME et al., 2000) Za tímto účelem je kvantifikace krajinné diverzity stále důležitější, a to jak v managementu krajiny, tak v hodnocení její základní diverzity.

Index diverzity může být založen na počtu přítomných druhů bez vztahu k jejich početnosti (index druhové pestrosti, viz předchozí) nebo na počtu druhů a jejich početnosti na stanovišti nebo ve společenstvu (vlastní indexy diverzity). Studium vegetace vychází z indexu diverzity, kde je místo početnosti druhů použito jejich procentuální pokryvnosti (BOHÁČ, 2013). U náhodně odebraných vzorků můžeme použít nejoblíbenější a často používané indexy diverzity Shannonův a Simpsonův index.

Shannonův index diverzity (SHANNON ,1948), známý také jako Shannon-Wienerův index, Shannonova entropie nebo nesprávně Shannon-Weaverův index, je používán k odhadu genetické diverzity v mnoha studiích. Lze jej využít k popisu variací na více úrovních od genetické variability, přes celé druhy nebo větší taxonomické jednotky až po ekosystémy (ORTIZ-BURGOS, 2004).

Dalším statistickým ukazatelem, který se používá k měření biodiverzity v ekologii je Simpsonův index diverzity (také známý jako Simpsonův index koncentrace). Tento index bere v úvahu počet přítomných druhů a také relativní hojnost každého druhu. S rostoucí druhovou bohatostí a vyrovnaností se zvyšuje i diverzita. Tento index velmi zdůrazňuje dominantní druh a z toho vyplývá, že jeho závislost je vyšší k nejpočetnějším druhům, a naopak k druhům, které se v krajině vyskytují málo, je citlivost menší (SOMERFIELD et al., 2008).

Běžně se užívá též index Margalefův. Margalefův index je jednoduchý index druhové diverzity zdůrazňující druhové bohatství. Tento index koriguje počet druhů zvyšující se se zvyšováním počtu odebraných vzorků. Navzdory určitým nepřesnostem stále zůstává široce používaným indexem diverzity (DEATH, 2008).

3.1.2 Ztráta biodiverzity

Ztráta biologické rozmanitosti je jedním z nejzávažnějších současných environmentálních problémů, ohrožujících cenné ekosystémové služby a blahobyt lidí (EHRLICH et al., 2013). Na ztrátě biodiverzity se podílí mnoho faktorů, mezi které například patří zvýšená urbanizace. Jak se města rozšiřují, původní přirozená prostředí všech druhů organismů se mění na městské oblasti, což vede k ničení ekosystémů a většina organismů se nedokáže adaptovat na nové podmínky a vymizí (ARMSWORTH, 2004).

Ne vždy je lokalita lidskou činností zničena úplně. Na mnoha místech dochází k postupné degradaci krajiny, ale ne úplné destrukci. Kontaminace odpadky, v dnešní době především plasty, dopravou a chemickými látkami využívanými v zemědělství, pesticidy, herbicidy ovlivňuje mnoho lokalit. Do přírody se dostávají látky, které zde nejsou původní a narušují přirozený chod ekosystému. I na těchto stanovištích může docházet k plynulému vymírání organismů, které se nedokáží adaptovat na nové podmínky způsobené činností člověka (ARMSWORTH, 2004).

Další typ destrukce krajiny – její fragmentaci – popsal TROMBULAK (2000). Přírodní oblast, která je celistvá se vyznačuje větší druhovou bohatostí než oblast, která je rozdrobená na menší úseky o stejné ploše. Hranice mezi úseky mohou být veliké jako například městské oblasti, ale i drobné, jako silnice a cesty, s kterými si jisté druhy, i když jde o malou překážku, nedokáží poradit. Díky tomu se ztěžují podmínky pro jejich rozmnožování a může docházet k postupnému vymírání druhů jako živočišných, tak rostlinných.

3.1.3 Ochrana biodiverzity

Hlavním důvodem ochrany biodiverzity je uchování rozmanitosti jednotlivých biologických druhů i různorodosti prostředí, ve kterých se tyto druhy nacházejí (GLOWK et al., 1994). Zachování biologické rozmanitosti se týká ochrany, zachování a správy ekosystémů

a přírodních stanovišť a zajištění jejich zdravého a funkčního stavu. Účinná ochrana biodiverzity je nezbytná pro přežití člověka a zachování ekosystémových procesů (RANDS et al., 2010).

Tlak na biologickou rozmanitost se stále zvyšuje. Mezi klíčové faktory, které způsobují ztrátu biologické rozmanitosti, se řadí nadměrné využívání přírodního bohatství, invazivní druhy, znečištění, změna klimatu, a zejména degradace, fragmentace a ničení přírodních stanovišť. Za základní dokument, který se zabývá ochranou biodiverzity, je považována „Úmluva o biologické rozmanitosti (CBD)“, která se řadí k nejvýznamnějším mezinárodním úmluvám v oblasti životního prostředí. Zabývá se ochranou biologické rozmanitosti živočišných a rostlinných druhů, jejich genetického základu a různorodostí ekosystémů. Byla podepsána na summitu v Riu de Janeiru v roce 1992. Česká republika se stala smluvní stranou CBD 3. března 1994 (Sdělení č. 134/1999 Sb. Sdělení Ministerstva zahraničních věcí o sjednání Úmluvy o biologické rozmanitosti).

Miliony lidí na celém světě aktivně podporují ochranu biologické rozmanitosti. Například organizace Nature Conservancy ve Spojených státech či Královská společnost pro ochranu ptactva ve Spojeném království mají dohromady více než 2 miliony členů. Síť Světového fondu na ochranu přírody (WWF) má více než 5 milionů příznivců po celém světě.

Navzdory některým úspěchům v ochraně přírody (zejména v místním měřítku) a rostoucímu zájmu veřejnosti a vlády o udržitelný život se biologická rozmanitost nadále snižuje (RANDS et al., 2010).

3.2 Městská zeleň a její funkce

Městská zeleň plní mnoho nezastupitelných funkcí. Mezi nejzákladnější se řadí funkce estetická, ekologická a rekreační. Lidé se rádi dívají na přírodu, zvláště když jsou obklopeni betonovou zástavbou, která v nich podmiňuje stres a negativní myšlenky (DE VRIES et al., 2013). Jedna studie z Nizozemí ukazuje, že nemovitosti v blízkosti městské zeleně mívají vyšší hodnotu než budovy nacházející se v zastavěných částech města. Z toho plyne, že lidé zelené plochy kladně hodnotí a oceňují jejich přítomnost více (LUTTIK, 2000).

Další významnou úlohou městské zeleně je funkce ekologická. Pozitivními faktory městské zeleně je, že snižuje teplotu prostředí a počet prachových částic vyskytujících se ve

vzduchu (REICHHOLF, 1999). V oblastech bez stromů se počet prachových částic na 1 m³ odhaduje na 10 000 - 12 000, na rozdíl od ploch zalesněných, kde tento počet klesá, až na pouhých 3000 částic (REICHHOLF, 1999). Městská zeleň také například vzhledem k vyššímu albedu (podíl světla odraženého povrchem) nepohlčuje tolik tepelné energie a tolik se nezahřívá, umožňuje evapotranspiraci, je schopná zastíňovat povrch (KLEEREKOPER, VAN ESCH, SALCEDO, 2012). V rámci teplotního ostrova města tak vznikají lokální tzv. „chladné ostrovy parků“, kdy se poblíž zelených prostranství vyskytují masy vzduchu chladnějšího, než jaký je obklopuje. Vyrovnáváním těchto teplotních rozdílů dochází k výraznějšímu přirozenému proudění vzduchu. Zároveň je zeleň zpravidla větrem prostupná, tudíž může docházet k lepšímu provětrávání prostředí (OLIVEIRA, ANDRADE, VAZ, 2011).

Městská zeleň může nejenom zmírnit dopady změny klimatu a zlepšit kvalitu ovzduší, ale několik studií odhaluje četné sociální, psychologické a zdravotní přínosy vystavení člověka zeleným plochám. Patří mezi ně snížení stresu a úzkosti, zlepšení kognitivních funkcí, snížení rizika deprese a celkově větší duševní a fyzická pohoda (MACKERRON et al., 2013).

Při celkovém zhodnocení vlivu a významu městské zeleně je potřeba si uvědomit, že nepůsobí na své okolí a lidskou společnost pouze pozitivními vlivy. Negativa, která se nejčastěji spojují s výskytem rostlin ve městech, jsou výskyt pylu a následné zdravotní problémy pro alergiky, narušování budov a pozemních komunikací a v neposlední řadě znečištění listy, plody a ostatními částmi rostlin. Při projektování a zakládání městské zeleně je proto potřeba zhodnotit jak pozitivní, tak i negativní vlastnosti určitých rostlin (CZEMBROWSKI et al., 2016).

3.2.1 Hřbitovy

Součástí městské zeleně je i zeleň rostoucí na hřbitovech. Hřbitovy mají vlastní duchovní rozměr a hodnotu, proto zeleň na nich bývá spíše uzavřená, kompaktní, jedině zde mohou být ve větší míře uplatněny prostrátní a pyramidální jehličnany, ovšem adekvátní výškou vůči okolní zástavbě (KUČERA, 2016). Rozdílem těchto ploch oproti jiným typům je, že primárním úkolem těchto ploch je proces pohřbívání a zeleň na nich rostoucí zastupuje až druhotnou funkci (KAPLAN, 1995). I když zastupuje vedlejší funkci, je zeleň na hřbitovech velice důležitá a je nedílnou součástí hřbitovů. Výsadby vhodných dřevin jsou ideálním

způsobem ochrany prostředí, obstarává lepší provětrání hrobů, a výsledkem je lepší rozklad zesnulých. Další pozitivní vlastností rostlin rostoucích na hřbitovech je to, že vedou ke snížení stresu lidí, kteří na hřbitovy přišli (KAPLAN, 1995). Výskyt dřevin na hřbitovech pozitivně ovlivňuje nejenom lidi, ale i nabízí vhodné prostředí pro ostatní živočichy. Typickým příkladem mohou být senescentní, mohutné stromy, které nabízejí širokou škálu možných mikrostanovišť vhodných jako úkryt pro ptactvo (JAMES BARTH et al., 2015), členovce (FAETH et al., 2011) a ostatní savce. Nejčastěji vyskytující se dřevinou na hřbitovech jsou lípy. Tento druh dřeviny se řadí mezi významné producenty nektaru, který slouží jako potrava pro opylující hmyz (FAETH et al., 2011).

Hřbitovy díky své rozloze tvoří ve větších městech nezastupitelnou plochu souvislé zeleně s požadavkem na spíše extenzivní údržbu. Prioritu má opět provozní bezpečnost (KUČERA, 2016). Negativa spojená s výsadbou dřevin na hřbitovech mohou být výskyt abnormálně velkých stromů, u kterých není proveden pravidelný a časný řez a hrozí následné nebezpečí ulomení větví a zranění návštěvníků. Dalšími negativy mohou být extrémní, jako jsou přehoustlé porosty s velkým množstvím náletů, anebo naopak minimum dřevin, které vede k malému množství zastínění, a to má za důsledek větší abiotické vlivy na hroby (sluneční svit, vítr, mráz a sníh) a to vede k jejich následné degradaci (STEJSKAL et al., 2011).

3.2.2 Parky

Nedílnou součástí městské zeleně jsou parky. Jedná se o přírodní nebo uměle osázenou plochu vyhrazenou pro lidskou zábavu a rekreaci, anebo pro ochranu volně žijících živočichů nebo přírodních stanovišť (JELÍNKOVÁ, 1982). Městská zelená prostranství jsou důležitými činiteli a podmínkou pro udržitelný rozvoj měst a základní činitel kvalitního městského života (BAYCAN-LEVENT et al., 2009). Design parku je ovlivněn účelem, za jakým byl park vybudován a také ho může ovlivňovat určitá kultura území, na kterém se vyskytuje. Městské parky tak pomáhají definovat město samotné a podporují jeho identitu, což může zvýšit atraktivitu pro život, práci, investice a turistiku. To znamená, že tato prostranství pozitivně ovlivňují kvalitu života v daném městě a konkurenceschopnost daného města. Pozitivně působí také na aktivní životní styl lidí a jejich zdraví. Parky mají estetickou funkci, poskytují prostor dětem pro trávení volného času (BAYCAN-LEVENT et al., 2009). Pokud však mají parky nevhodnou skladbu rostlin bez návaznosti na okolní krajinu, podněbí

nebo vodní zdroje, nefungují v nich přirozené přírodní mechanismy. Stromy a květiny v parcích mnohdy nemají šanci přežít bez lidské péče, která stojí mnoho energie, peněz i hmotných zdrojů, například vody.

3.3 Diverzita dřevin ve městech

3.3.1 Diverzita dřevin a ekosystémové služby

Zásah člověka má významný vliv na přirozenou strukturu krajiny, přeměňuje ji v krajinu kulturní. Města jsou vysoce fragmentovaná prostředí složená z mozaiky ploch různých velikostí a typů využití území, které sahají od zachovalých přírodních částí, přes zpevněné dopravní plochy, až po spravované trávníky majitelů domů. Fragmentace mění množství, kvalitu a strukturu stanovišť, které jsou spojeny se změnami skladby osídlení u obratlovců (COLLINGE et al., 1996), bezobratlých i mikroorganismů (WARREN et al., 2008). V posledních staletích lidská činnost způsobila významné změny v krajině a ztrátu přírodních stanovišť po celém světě. Odlesňování, intenzivní zemědělství, zvyšující se urbanizace a celkově sociální a technologický rozvoj vedou k dramatickému úbytku přirozené vegetace a populací volně žijících živočichů, ztrátě přirozených stanovišť, dokonce i oblasti s příznivými půdními podmínkami pro rostlinnou a živočišnou výrobu mají za následek ztrátu přirozeného prostředí (FAETH et al., 2011). S rostoucí populací stoupá urbanizace a z toho důvodu roste potřeba funkčních městských ekosystémů, které by uspokojovaly společenské potřeby a poskytovaly dostatečné množství ekosystémových služeb.

Mezi ekosystémové služby poskytované veškerou městskou zelení se řadí: regulace klimatu snižování znečištění ovzduší prachovými částicemi (ESCOBEDO et al., 2011) a udržování vody v krajině (JIM et al., 2008), snižování teploty vzduchu (BOWLER et al., 2010), kulturní služby (rekreace obyvatel a přínosy pro fyzické a duševní zdraví) a v dnešní době hodně diskutované sekvestraci uhlíku (NOWAK et al., 2013). Městská zeleň také poskytuje nový životní prostor živočichům (stanoviště divoké zvěře a mikrostanoviště pro malé organismy) (ADAMS et al., 2005), a tak není neobvyklé pozorovat ve městě netopýry, sovy, veverka, mnoho druhů ptáků, obojživelníky, ježky, kuny, bažanty nebo zajíce a velké množství hmyzu.

Vysoká druhová diverzita může zaručovat mnoho typů ekosystémových služeb a zajistit stabilitu městských lesů v případě narušení (COOK-PATTON et al., 2012). Některé

druhy však mohou být nežádoucí, jako jsou invazní exotické druhy, a některé druhy mající nežádoucí vlastnosti, jako ty, které produkují těkavé organické sloučeniny, ty, jejichž pyl je alergenem, nebo ty, které způsobují poškození infrastruktury (ROY et al., 2012). Tyto druhy mohou stále hrát roli při zajišťování druhové rozmanitosti, ale pouze do určité míry. Výhodou druhové bohatosti je vysoká rozmanitost dřevin, které mají specifické vlastnosti, které jim pomáhají zvládat přicházející stresory (HOOPER et al., 2005). Změny životního prostředí vyplývající ze změny klimatu naznačují, že pro dosažení odolné městské zeleně, je potřeba druhové rozmanitosti, která zajistí běžný chod ekosystému, bez velkých narušení (EASTERLINGER et al., 2000). Z toho důvodu by měl být výběr druhů prováděn strategicky, aby se optimalizovaly požadované ekosystémové služby, a naopak špatné vlastnosti dřevin se co nejvíce potlačily (ROY et al., 2012).

3.3.2 Druhová diverzita živočichů navázaných na dřeviny ve městech

Městská zástavba zásadním způsobem ovlivňuje skladbu celé šire živočišných druhů. Některá městská divoká zvířata, jako jsou například domácí myši nebo vrabci, jsou synantropní, a někteří živočichové se dokonce vyvinuli tak, že k přežití jsou zcela závislí na lidských stanovištích. Například rozsah mnoha synantropních druhů je rozšířen do zeměpisných šířek, ve kterých by nemohly přežít zimu mimo úkryty poskytované lidskými sídly. Jiné druhy prostě tolerují soužití kolem lidí a využívají zbývajících městské zelených ploch, jako jsou městské lesy, parky anebo hřbitovy. Celkově všechny tyto druhy představují menšinu organismů, které by za normálních okolností obývali určitou oblast, a obsahují velké množství divokých a zavlečených druhů na rozdíl od skutečně původních druhů. V městských oblastech, ve srovnání s odhady hustoty druhů mimo města, může být pouze 8 % původních druhů ptáků a 25 % původních druhů rostlin (ARONSON et al., 2014).

Jednou ze skupin, která je ovlivňována městskou zástavbou jsou ptačí společenstva. Ptactvo je zvláště citlivá na urbanizaci a celkové druhové bohatství v městských centrech klesá, což má za následek sdružování druhů, které jsou vázané na člověka (DEVICTOR et al., 2007; BARTH et al., 2015). Diverzita ptáků v městské krajině pozitivně roste se zachováním původní vegetace v městském fragmentovaném prostředí (BARTH et al. 2015; FONTANA et al., 2011). V novodobé husté zástavbě se obvykle zachovává minimum původních vzrostlých stromů, a naopak se vysazují stromy nové, často nepůvodní. Zachování původních porostů při

výstavbě však prospěje druhům, které jsou schopny využívat zdroje, které tyto stromy poskytují, jako například potravu a úkryt. Mezi tyto druhy se řadí například lesní ptáci, kteří se bez stromů s mikrostanovišti potřebnými pro jejich přežití neobejdou (BARTH et al., 2015).

Další skupina živočichů, která může obývat městskou zástavbu, jsou savci. Většina původních druhů savců vyskytujících se na daném území se zvyšujícím se stupněm urbanizace vyhyne (druhy citlivé na urbanizaci) a jen několik druhů se dokáže přizpůsobit městským podmínkám. Drobní savci se lépe přizpůsobují těmto podmínkám, avšak přesto potřebují k přežití stanoviště s hustým podrostem nebo půdním pokryvem a s nízkou úrovní prostorové izolace (ŁOPUCKI et al., 2017). Větší savci mají s nalezením úkrytu a bezpečného stanoviště k životu větší problém. Druhy jako jsou srnci, mufloni či prasata divoká vyhledávají úkryt nejčastěji na okrajích měst. Díky intenzivní urbanizaci se mnoho městských oblastí dále rozrůstá do prostředí s výskytem divoké zvěře, což způsobuje zvýšené setkávání člověka s ní a vzniká tak větší potenciál pro negativní a konfliktní setkání. Tato setkání nemusí být pouze fyzická, ale může zde docházet k přenosu nemocí a škodám na majetku (SOULSBURY et al., 2015)

Součástí městské fauny, vázané na zeleň vyskytující se v městské zástavbě, je hmyz. Plochy, které hmyz využívá ke svému přežití, jsou nejrůznější zelené ostrůvky, kde nalézá vhodné prostředí k úkrytu a následně k rozmnožování. Hmyz poskytuje řadu ekosystémových služeb včetně posílení koloběhu živin a působí jako zdroje potravy pro větší zvířata, jako jsou pěvci a drobní savci. Opylovači také využívají zelené plochy buď k odpočinku, nebo ke sběru nektaru a pylu z květin a kvetoucích stromů (LUNDQUIST et al., 2015).

3.4 Stromová mikrostanoviště

Tato specifická místa objevující se na stromech představují širokou škálu struktur, které jsou nezbytné pro mnoho živočišných, rostlinných nebo houbových druhů, zejména těch, které jsou vysoce závislé na konkrétních mikrohabitatech. Stromová mikrostanoviště jsou definována jako „všechny zřetelné a dobře ohraničené struktury vyskytující se na živých nebo stojících mrtvých stromech, které představují zvláštní a zásadní substrát nebo životní místo pro druhy nebo společenstva druhů během alespoň části jejich životního cyklu, důležité jako úkryt a potravní zdroj (LARRIEU et al., 2018). Tento typ stanoviště se obvykle ve vyšší

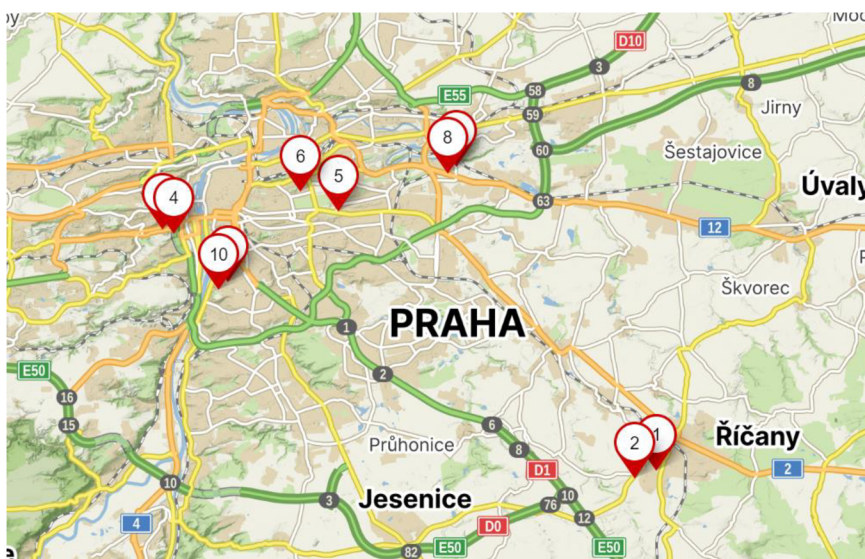
míře nachází na stromech, které jsou senescentní. Tato stanoviště jsou široce uznávána jako důležité substráty a struktury pro biologickou rozmanitost v komerčních i chráněných lesích (LARRIEU et al., 2018).

Mezi základní typy stromových mikrostanovišť se řadí dutiny (příloha 1), zranění a obnažené dřevo (příloha 2), mrtvě dřevo v koruně, výrůstky (příloha 3), plodnice saproxylických hub a hlenky (příloha 4), epifitické a epixilické struktury, výrony a exudáty. Každá z těchto kategorií se dále dělí na podkategorie, které mají specifické vlastnosti (KRAUS et al., 2016). Některá mikrostanoviště, jako jsou dutiny mohou hostit několik stovek taxonů, naproti tomu dendrotelmy (výdutě ve tvaru misky, která zadržuje vodu) hostí jen velmi málo taxonů; většina těchto taxonů je však striktně spojena s tímto typem mikrohabitatu a dendrotelmy jsou obecněji důležitým zdrojem pro hydrataci a výživu živočišných druhů (GOSSENER et al., 2020).

4 Metodika

4.1 Charakteristika studovaných ploch

Lokality vybrané pro hodnocení biodiverzity v městském prostředí se nacházely v Praze, hlavním městě České republiky, a jejím blízkém okolí. Konkrétně se jedná o výběr a charakterizaci pěti parků a pěti hřbitovů, které byly vybrány tak, aby vždy daná dvojice park - hřbitov ležela v podobné lokalitě a měla podobnou velikost. Praha leží v mírném pásu a její průměrná nadmořská výška je okolo 230 m. n. m. Roční úhrny srážek se pohybují okolo 630 mm za rok. Průměrná roční teplota v Praze je 9,7 °C (ČHMU 2022).



Obrázek 1 Deset zkoumaných lokalit vyskytujících se v Praze a okolí (mapy.cz)

Tabulka 1 Tabulka popisující základní údaje o zkoumaných plochách

	plocha (ha)	počet druhů (ks)	pokryvnost (strom)	souřadnice
Park Říčany	0,34	14	0,5	49.9907258N, 14.6609011E
Hřbitov Říčany	1	8	0,15	49.9866428N, 14.6411631E
Jiráskův sad Kyje	0,97	15	0,45	50.0907617N, 14.5427906E
Kyjský Hřbitov	0,92	20	0,18	50.0926933N, 14.5469542E
Park Kavčí hory Podolí	0,63	18	0,6	50.0510497N, 14.4214169E
Hřbitov Podolí	0,75	12	0,7	50.0534153N, 14.4262669E
Sady na Skalce Smíchov	2,4	25	0,3	50.0670836N, 14.4009269E
Malostranský hřbitov Smíchov	2,2	7	0,7	50.0717353N, 14.3915792E
Park Ivana Jilemnického	1,2	34	0,25	50.0772836N, 14.4899439E
Hřbitov Strašnice	1,27	5	0,6	50.0779267N, 14.4847486E

Park Ivana Jilemnického

Park se nachází na Praze 10 ve Strašnicích. Hraniční ulice parku jsou Na Výsluní, Černokostelecká a Na Palouku. Pojmenován byl roku 2014 po místním sochaři Ivanu Jilemnickém, který několik svých sochařských děl vystavuje v prostředí parku, jako například sochu Bouře či Vodopád. Nachází se zde několik odpočinkových lokalit s lavičkami i dětské a posilovací hřiště. V pravé straně se táhne dlouhé schodiště směřující do čtvrti v Malešicích. Zajímavostí parku je, rozmístění zasázené zeleně, které při pohledu z nebe tvoří tvar oka. (Příloha 5)

Sady na Skalce

Park leží v městské části Smíchov na Praze 5. Ulice lemující hranice parku jsou Ostrovského, Na Skalce, Bieblova a Kováků. Tvar parku je trychtýřovitý a jeho jméno vzniklo podle skal, které vyčnívají nad povrch v této lokalitě. Ve vnitřní části parku se nachází velké dětské hřiště, mohutné jezírko s vodopádem, které slouží v letním období, jako příjemné osvěžení, altán a mnoho soch a laviček. Zajímavostí je, že pod parkem se nacházejí tunely a kryty z první světové války. (Příloha 6)

Park na Kavčích horách

V městské části Kavčí Hory se nachází velké množství zelené plochy, ať už parků či přírodních památek. Pro výzkumné účely byl zvolen park mezi ulicemi Nad Cementárnou, Vápencová a Na Kavčích Horách. Jihovýchodně od zkoumané plochy stojí budova České Televize a západně se rozléhá přírodní památka Podolský profil. (Příloha 7)

Jiráskův sad

Městský park nacházející se na Praze 9 v části Praha – Kyje. Ulice, které park ohraničují, jsou: Sýkovecká, Hamerská a Českobrodská. V prostřední části se rozléhá dětské hřiště a pomník věnovaný okrašlovacímu spolku z roku 1948. Park protíná cyklostezka číslo A240 a na jižní straně je autobusová zastávka Spolská. (Příloha 8)

Park poručíka Koreše

Park Poručíka Koreše se nachází v Říčanech u Prahy. Říčany u Prahy leží východně od Prahy v okrese Praha-východ. Hraničními ulicemi parku jsou Olivova a Dvořákova. Západní stranu parku protíná cyklostezka 0200 Krajem Josefa Lady. Park je pojmenován po říčanském rodáku Josefu Korešovi, který se zapojil do protinacistického odboje a padl za osvobození vlasti 2.10.1944 ve věku 27 let. Uprostřed parku se vyjímá pomník s jeho jménem. Dále zde můžeme najít památný strom, a to konkrétně třešeň ptačí, která dosahuje úctyhodné velikosti i věku. Severovýchodně se nachází autobusová stanice Fibichova a východně mateřská školka. (Příloha 9)

Malostranský hřbitov

Malostranský hřbitov je historické pohřebiště nacházející se na Malé Straně v Praze. Ulice ohraničující tento hřbitov jsou Plzeňská, Duškova, Erbenova a U Trojice. Založen byl v roce 1680, z důvodu nedostatku pohřebních míst na tehdejších Hradčanském hřbitově. Jedná se o rozlehlý hřbitov, který je obehnaný vysokou a statnou zdí. Součástí areálu je kostel nejsvětější trojice, který byl založen roku 1831 a je postaven v empířském slohu. Dále se zde nachází několik soch a náhrobků, jako například náhrobek Leopolda Thun-Hohensteina. Malostranský hřbitov je odpočinkem pro mnoho významných českých osobností, a to například pro Antonína Máneše, známého českého malíře anebo Vincenta Bradáče, hudebního

skladatele. V roce 2016 byla provedena rozsáhlá revitalizace tohoto pietního místa, při níž byla opravena obvodová zeď v Plzeňské ulici, náhrobky a zeleň. (Příloha 10)

Podolský hřbitov

Hřbitov Podolí se rozléhá na území Prahy 4 v městské části Podolí. Hranice hřbitovu jsou tvořeny ulicemi Doudova, Lopatecká, Na Lysině a Na Klaudiánce. Založen byl roku 1885 a následná rekonstrukce a rozšíření hřbitova proběhlo v roce 1912. Hlavní vstup je umístěn na jižní straně v ulici Na Klaudiánce a od vchodu vede přímá cesta ke hřbitovní novogotické kapli. (Příloha 11)

Hřbitov Říčany

Říčanský hřbitov je pietní místo, rozkládající se jihozápadním okraji města Říčany. Jediná přístupová cesta k tomuto místu je ulice K Solné Stezce, která vede rovnoběžně s ulicí Říčanská, což je jedna z hlavních komunikací Říčan. V jižní části se nachází renovovaná hřbitovní kaple, sloužící k závěrečnému vzpomnutí na zemřelé. (Příloha 12)

Kyjský hřbitov

Kyjský hřbitov je pohřebiště nacházející se v Praze 9 v městské části Kyje. Jeho založení je datováno koncem 19. století, jako náhrada za zrušený hřbitov v Kyjích, který se nacházel u kostela svatého Bartoloměje. Ulice ohraničující tento hřbitov se jmenuje Broumarská a z této ulice je jediný možný vstup do hřbitova. Toto pietní místo je rozděleno do tří částí. Jižní část je nejotevřenější prostranství s minimem dřevin. Důvodem je, že se zde nalézá rozptylová loučka, sloužící k rozptylu popela zemřelých. Ve střední části hřbitova je umístěna márnice a nedaleko se nachází kříž s Ježíšem Kristem. Severní část je nejnovější úsek, kde se nacházejí nové hroby. (Příloha 13)

Strašnický hřbitov

Strašnický hřbitov leží v Praze 10. Ulice, které ohraničují toto místo se jmenují Vinohradská a Počernická. Založen byl roku 1795 a sloužil německým evangelíkům. Roku 1945 byl zavřen a jeho znovuotevření proběhlo až roku 2015. Aktuálně zde není možné provádět pohřbívání zemřelých, ale pouze rozptyl. Vstup do areálu je možný z ulice

Vinohradská a naproti tomuto vstupu se nachází hřbitovní kaple doktora Karla Farského. Tento hřbitov byl roku 2002 zařazen na seznam kulturních památek. (Příloha 14)

4.2 Sběr a zpracování dat

Hodnocení vybraných ploch a sběr dat probíhal za polojasného až slunečného počasí v období srpna a září. Na deseti zkoumaných plochách bylo nejprve spočítáno množství dřevin a určena pokryvnost pro stromové a keřové patro zvlášť. Následně byly dřeviny rozděleny na jednotlivé skupiny (domácí/introdukovaný, opadavý/stálezelený, keř/strom) dále byly detailně určeny přítomné druhy dřevin a odhadnuta věková skupina, do které patří (1. mladý strom ve fázi aklimatizace, 2. aklimatizovaný mladý strom, 3. dospívající strom, 4. dospělý strom, 5. senescentní strom).

Pro zpracování dat byly dřeviny rozděleny do funkčních skupin, z hlediska ekologického významu, na dřeviny s dužnatými plody, dřeviny se suchými plody, dřeviny včelařsky významné a dřeviny poskytující vhodný úkryt a možnosti k hnízdění.

Konkrétní dřeviny, které se na zkoumaných plochách nacházely, rozdělené podle ekologického významu (Koblížek 2006)

- **Dřeviny s dužnatými plody:** svída krvavá, tis červený, zimolez obecný, třešeň ptačí, slivoň okrasná, pámelník bílý, hloh jednosemenný, bez černý, bobkovišeň lékařská, skalník celokrajný, slivoň špendlí, růže šípková, jeřáb muk, mahalebka obecná, hlohyně šarlatová, višně křovištní, kalina tušalaj, jablono domáci.
- **Dřeviny se suchými plody:** dub zimní, dub červený, pustoryl věncový, jírovec maďal, javor babyka, javor mléč, javor klen, tavolník van houtteův, habr obecný, šeřík obecný, jasan ztepilý, líska turecká, trnovník akát, modřín opadavý, jilm vaz, lípa malolistá, platan javorolistý, buk lesní, smrk ztepilý, smrk pichlavý, douglaska tisolista, lípa velkolista, zerav západní, borovice, černá čárka, bříza bělokorá, cypřišek spp. zimoztráz obecný, vrba bílá, javor stříbrný, topol bílý, jedle ojiněná, cedr libanonský, pajasan žlaznatý, borovice kleč, ořešák královský, pazerav sbíhavý.
- **Dřeviny poskytující vhodný úkryt a možnosti k hnízdění:** dub zimní, dub červený, jírovec maďal, javor babyka, javor mléč, habr obecný, tis červený,

jasan ztepilý, jalovec, obecný, modřín opadavý, jilm vaz, třešeň ptačí, lípa malolistá, platan javorolistý, buk lesní, smrk ztepilý, smrk pichlavý, douglaska tisolistá, lípa velkolistá, zerav západní, borovice černá, břiza bělokorá, cypřišek spp., vrba bílá, javor stříbrný, topol bílý, jedle ojíňená, hlohyně šarlatová, cedr libanonský, borovice kleč, ořešák královský.

- **Dřeviny včelařsky významné:** pustoryl věncový, jírovec, maďal, šeřík obecný, trnovník akát, třešeň ptačí, lípa malolistá, lípa velkolistá, hloh jednosemenný, bez černý, slivoň špendlík, růže šípková, jeřáb muk, mahalebka obecná, hlohyně šarlatová, jabloň domácí

4.3 Aplikace Lesodiverzita

Součástí výzkumu bylo rovněž zaznamenání biotopových stromů a zjištěných mikrostanovišť na zkoumaných plochách. Tento záznam byl proveden za pomoci aplikace Lesodiverzita, který vzniknul v rámci stejnojmenného projektu, spadající pod Katedru ekologie lesa Fakulty lesnické a dřevařské na České zemědělské univerzitě v Praze. Tato aplikace umožňuje zaznamenání konkrétních informací o daném biotopovém stromu, a i následně o mikrostanovištích. Vkládané parametry při záznamu mikrohabitatů jsou následující: druh stromu, zeměpisná šířka, zeměpisná délka, obvod stromu, tloušťka stromu, odhad výšky stromu, status stromu (mrtvý, živý), kdy byl strom přidán. Toto jsou základní informace o biotopovém stromu. Následně byla určena, spočítána a nafocena mikrostanoviště, která se vkládají do aplikace.

4.4 Hodnocení dat

Pro analýzu dat získaných z terénních výzkumů, byl využit program Statistica (verze 14.0.0.15 Data Science Workbench). V tomto programu byly hodnoceny popisné statistiky a zjištěn průměr, minimální a maximální hodnoty a směrodatná odchylka, spočítán Pearsonův korelační koeficient pro hodnocení vztahů mezi charakteristikami vegetace a prostředí. Vytvořeny krabicové grafy porovnávající charakteristiky parků a hřbitovů a rozdíly spočítány metodou Kruskal-Wallisova testu. Statisticky významná hodnota u tohoto testu je po $p = 0,05$.

Dalším programem pro vytvoření grafů byl Microsoft Excel, ve kterém byly vytvořeny histogramy sloužící k zhodnocení výskytu mikrohabitatů na zkoumaných plochách.

5 Výsledky

5.1 Základní charakteristiky zkoumaných ploch

Výzkum byl prováděn na deseti plochách, jejichž popisné charakteristiky ukazuje Tabulka 2. Plochy se svou rozlohou pohybovaly v rozmezí od 0,34 do 2,4 hektaru, průměrná rozloha zkoumaných lokalit tedy činí 1,17 hektaru. Významným sledovaným kritériem byl počet druhů na jednotlivých lokalitách. Počet druhů na hektar vykazuje větší rozptyl, a to konkrétně od 3,2 do 41,2 druhů na hektar. Vysokou variabilitu dat ukazují i charakteristiky dřevin související s opadavostí a původem druhů.

Tabulka 2 základní popisné charakteristiky na zkoumaných plochách

Proměnná	Průměr	Minimální	Maximál.	sm.odch.
plocha (ha)	1,17	0,34	2,40	0,66
počet druhů (ks)	15,80	5,00	34,00	8,89
počet druhů (ks/ha)	17,68	3,20	41,20	12,27
pokryvnost stromová (%)	0,44	0,15	0,70	0,21
pokryvnost keřová (%)	0,12	0,00	0,35	0,12
stálezelené (ks/ha)	42,86	0,80	110,90	36,26
opadavé (ks/ha)	94,04	31,00	164,20	39,14
introdukované (ks/ha)	66,11	0,80	155,80	53,54
domácí (ks/ha)	70,88	29,00	146,50	32,21

5.2 Hodnocení vztahů mezi charakteristikami vegetace a prostředí

Tabulka č 3 prezentuje výsledky vyhodnocení vztahů mezi charakteristikami vegetace a prostředím. Z výsledků vyplývá, že počet druhů dřevin na plochu relativně klesá s velikostí plochy. Jednou z příčin tohoto jevu je to, že většina mnou zkoumaných lokalit je staršího založení a v minulosti možnost získání velkého množství druhů dřevin nebyla možná. Z tohoto důvodu se na větších plochách výsadba stejných druhů dřevin opakovala. S počtem druhů souvisí i pokryvnost keřová. S větším počtem druhů se relativně zvyšuje pokryvnost keřů a zastoupení introdukovaných dřevin. Příčinou toho může být fakt, že keře často slouží v městské zeleni jako vyplňující prvek a díky tomu se zvyšuje počet dřevin na ploše a keřová pokryvnost. Mezi tyto introdukované keře se řadí i stálezelené druhy (např. pěnišník černomořský), které tvoří atraktivní zelenou složku v městské zeleni po celý rok. Stromová pokryvnost se relativně zvyšuje se zastoupením domácích dřevin. To je převážně dáno tím, že

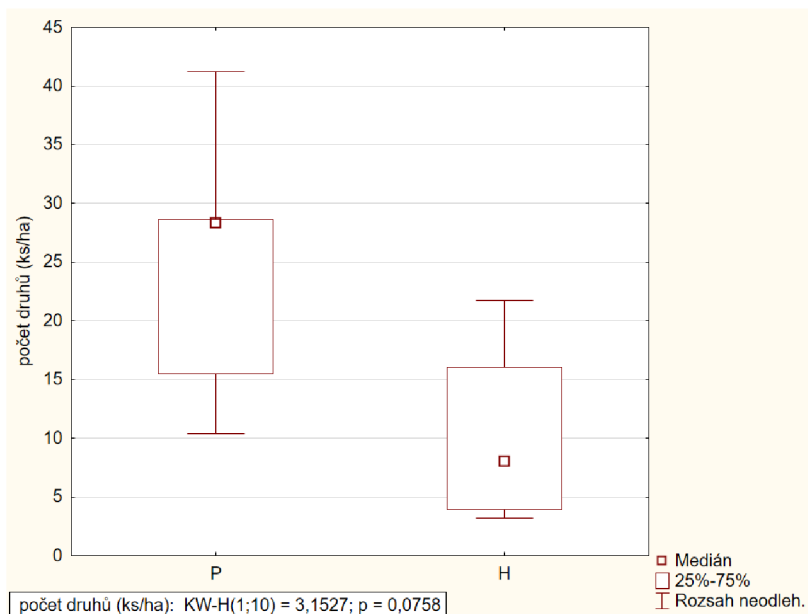
hřbitovy a starší parky oplývají velkým množstvím letitých stromů a trend introdukovaných dřevin nabírá na popularitě až v dnešní době. V parcích založených nebo revitalizovaných v dnešní době jsou často využívány populární introdukované dřeviny, které jsou ve velkém množství zařazovány do městské zeleně.

Tabulka 3 vyhodnocení vztahů mezi charakteristikami vegetace a prostředím (statisticky významné hodnoty jsou v tabulce zvýrazněny červenou barvou)

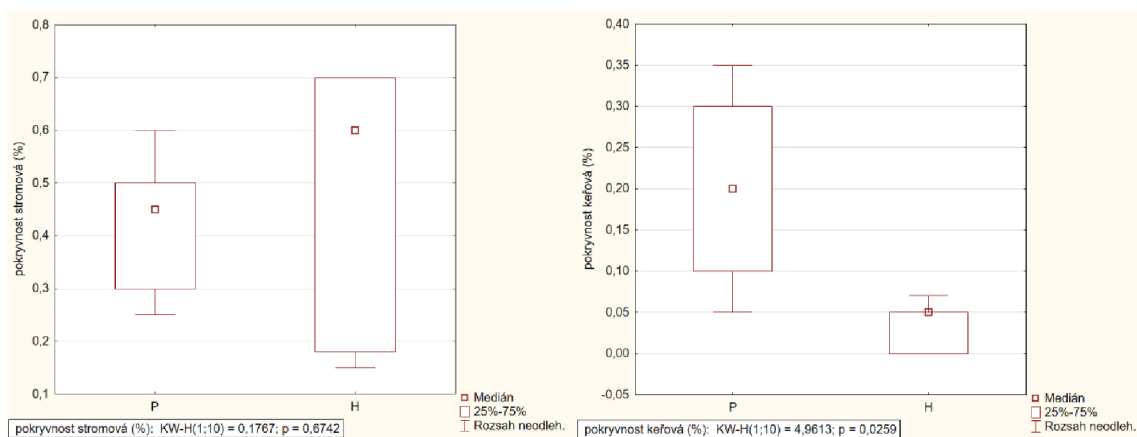
	plocha (ha)	počet druhů (ks)	počet druhů (ks/ha)	pokryvnost stromová (%)	pokryvnost keřová (%)	stálezelené (ks/ha)	opadavé (ks/ha)	introdukované (ks/ha)	domáci (ks/ha)
Proměnná									
plocha (ha)	1,00	0,08	-0,67	-0,02	0,14	-0,60	0,04	-0,32	-0,09
počet druhů (ks)	0,08	1,00	0,49	-0,50	0,87	0,14	0,55	0,80	-0,50
počet druhů (ks/ha)	-0,67	0,49	1,00	-0,11	0,51	0,61	0,26	0,72	-0,21
pokryvnost stromová (%)	-0,02	-0,50	-0,11	1,00	-0,44	-0,28	-0,02	-0,63	0,70
pokryvnost keřová (%)	0,14	0,87	0,51	-0,44	1,00	0,03	0,53	0,69	-0,46
stálezelené (ks/ha)	-0,60	0,14	0,61	-0,28	0,03	1,00	-0,21	0,67	-0,24
opadavé (ks/ha)	0,04	0,55	0,26	-0,02	0,53	-0,21	1,00	0,36	0,39
introdukované (ks/ha)	-0,32	0,80	0,72	-0,63	0,69	0,67	0,36	1,00	-0,48
domáci (ks/ha)	-0,09	-0,50	-0,21	0,70	-0,46	-0,24	0,39	-0,48	1,00

5.3 Hodnocení jednotlivých zkoumaných charakteristik prostředí

Tato bakalářská práce je zaměřena na sledování a popis biodiverzity ve dvou rozdílných typech městské zeleně – parky a hřbitovy. Oba tyto typy zkoumaných lokalit zaujímají v městské zástavbě rozdílné funkce. Na základě plnění těchto funkcí jsou zde vysazovány určité druhy dřevin, které jsou pro danou lokalitu typické. Z grafu č. 1 vyplývá, že větší rozmanitost dřevin se nacházela v parcích než na hřbitovech. Primární funkcí hřbitovů je pohřbívání mrtvých a zeleň má zde pouze doprovodnou funkci. Naopak jednou z nejdůležitějších funkcí parku je rekreace lidí a s tím spojená důležitost estetiky a atraktivnosti dřevin. Ta je dosažena sadbou většího množství dřevin, což jednoznačně potvrzuje graf č. 1.

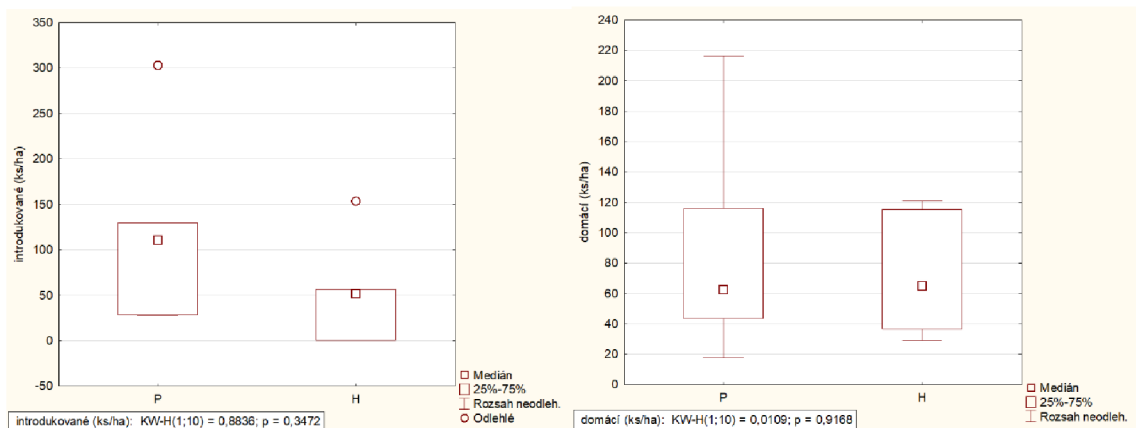


Graf 1 počet druhů dřevin na hektar



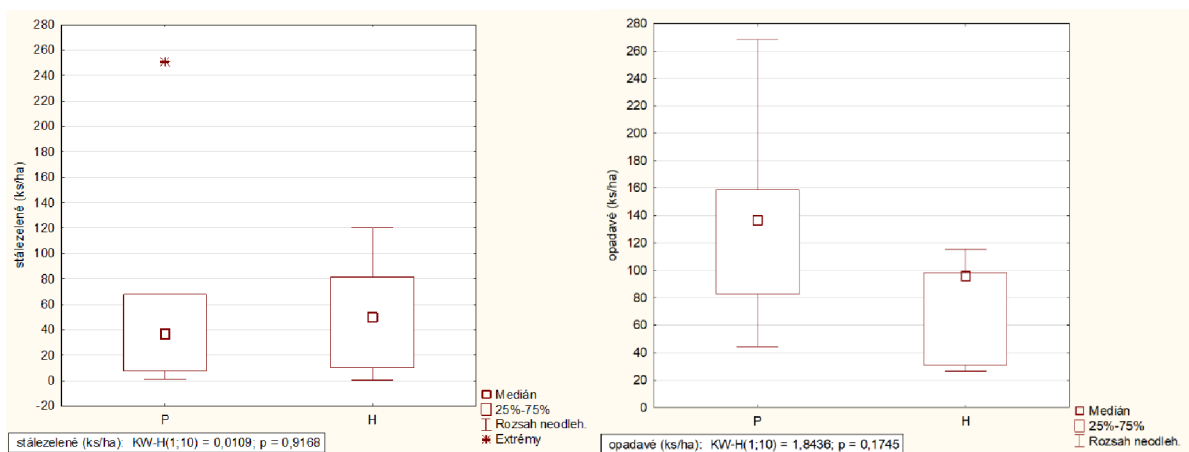
Graf 2 a 3 hodnotí pokryvnost keřů a stromů na zkoumaných lokalitách

Dalším hodnotícím prvkem zkoumaných lokalit byla pokryvnost ploch dřevinami. Pokryvnost byla rozdělena na dvě podkategorie, na pokryvnost stromovou a pokryvnost keřovou. Důležitým úkolem dřevin na hřbitovech je vytvoření stálých klimatických podmínek, které vedou k lepšímu provětrávání hrobů a rozkladu zesnulých. Z tohoto důvodu jsou na hřbitovech vysazovány stromy, které vytvoří bohatou korunu a zastíní velkou část plochy. Tento fakt potvrzují i grafy č. 2 a 3, ze kterých je jasně patrné, že stromová pokryvnost na hřbitovech je velmi vysoká, a naopak pokryvnost keřová je na hřbitovech minimální. V parcích je naopak potřeba rozmanitosti a z toho důvodu je ideální kombinace stromů a keřů. V parcích keře často tvoří ohraničující a vyplňující efekt.



Graf 4 a 5 hodnotí počet domácích a introdukovaných dřevin na zkoumaných lokalitách

Jak již bylo výše zmíněno, oba typy lokalit zaujímají v městské zástavbě rozdílné funkce. V dnešní době se v parcích často atraktivita prostředí zvyšuje začleněním a sadbou introdukovaných dřevin. Tento trend potvrzují i grafy č. 4 a 5, ze kterých je vidět, že v parcích se introdukovaných druhů nachází okolo 140 ks/ha a domácích lehce nad 60 ks/ha. Opačný trend je vidět na hřbitovech. Hřbitovy jsou památná místa, kde se nejčastěji vysazují typické české dřeviny, jako lípy, duby a jasany. Z introdukovaných druhů jsou zde nejčastěji zastoupeny neopadavé jehličnany jako zeravy a cypřišky.



Graf 6 a 7 hodnotí počet stálezelených a opadavých dřevin na zkoumaných lokalitách

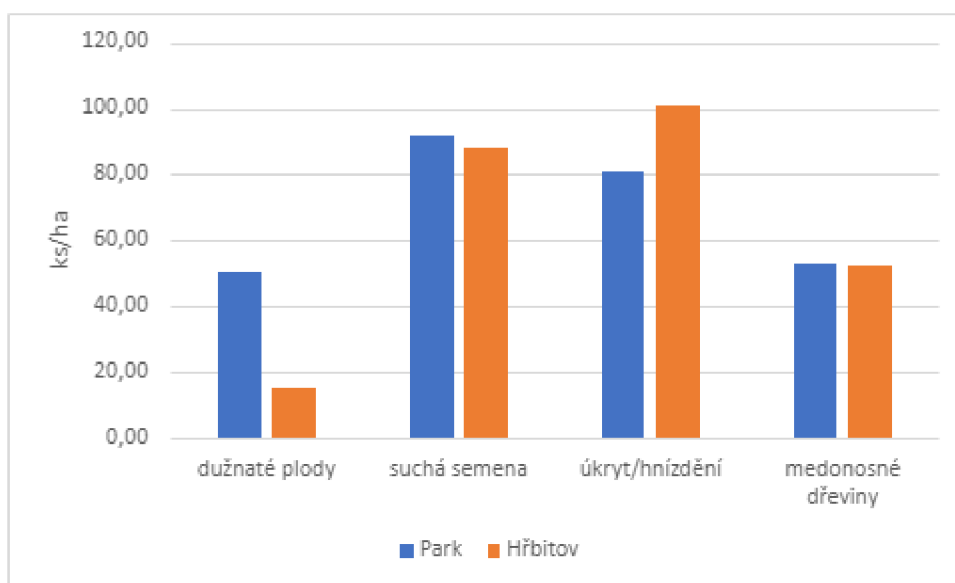
Další zkoumanou charakteristikou ploch byla opadavost dřevin (graf č. 6 a 7). Stálezelené dřeviny se na sledovaných lokalitách nacházely v nižším množství a rozsahu než dřeviny opadavé. Rozdíl v počtu stálezelených dřevin ks/ha mezi parky a hřbitovy je statisticky nevýznamný. Na hřbitovech se nachází velké množství stálezelených jehličnanů, jako jsou různé poddruhy zeravů a cypřišků, které jsou typickou dřevinou na hřbitovech.

V parcích je diverzita stálezelených dřevin vyšší, jednou z příčin je potřeba atraktivnosti místa ve všech ročních obdobích, což stálezelené rostliny plní.

Ani u charakteristiky počet opadavých dřevin nebyl pozorován statisticky významný rozdíl. Na obou typech ploch se nacházely typické dřeviny pro hřbitovy a parky. Na hřbitovech byla diverzita opadavých dřevin nižší. Je to dáno tím, že na hřbitovy jsou často sázeny typické dřeviny jako lípy, jasany či duby, které jsou zde sázeny kvůli svým praktickým účelům spojenými s funkcí hřbitovů. V parcích se naopak vyskytuje větší množství introdukovaných opadavých dřevin, což je dáno potřebou zvýšení různorodosti prostředí a větší atraktivností pro uživatele.

5.4 Hodnocení dřevinné skladby z hlediska významu pro ostatní živočichy

Při vyhodnocování dřevinné skladby, byly jednotlivé dřeviny rozděleny do kategorií, které rozlišují funkční schopnosti dřevin pro jednotlivé živočichy. Hlavní pozornost byla upřena na ptactvo a hmyz. Zkoumané znaky byly rozděleny do následujících ekologických kategorií: dřeviny, které mají dužnaté plody; suchá semena; poskytující úkryt/hnízdění a medonosné dřeviny (graf č. 7).



Graf 7 rozdělení dřevin z hlediska funkčního významu pro ostatní živočichy

Kategorie dřevin, které poskytují potravu pro ptactvo byla rozdělena na dvě podkategorie, a to na dřeviny s dužnatými plody, a dřevinami se suchými semeny. Z grafu č. 7 je patrné, že výskyt dřevin, jejichž plody mají dužnatou strukturu, je vyšší v parcích než na

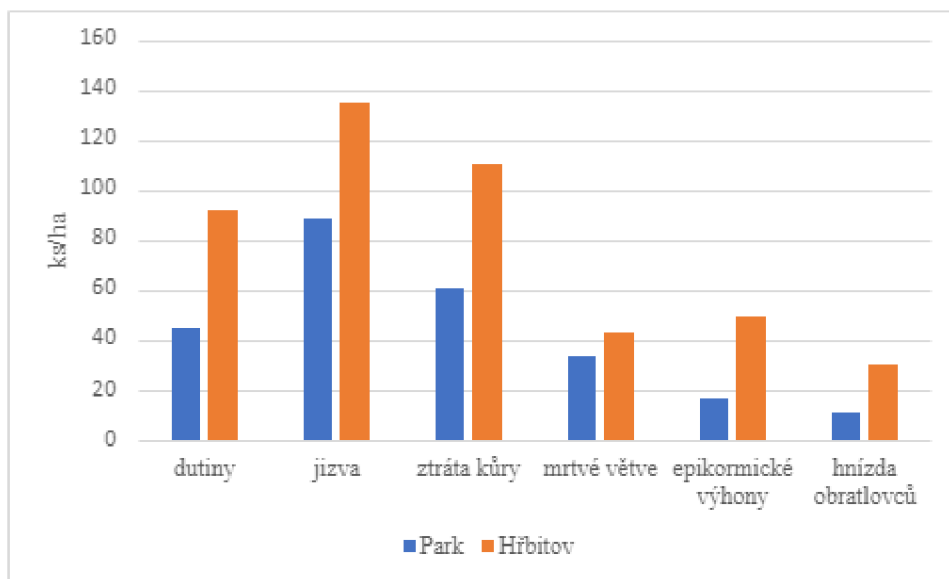
hřbitovech. Tato skutečnost souvisí s tím, že v parcích se nachází větší množství keřů, které mají semeno obalené v dužnatém obalu. Výskyt dřevin se suchými semeny byl na obou zkoumaných plochách srovnatelný. Na hřbitovech a starších parcích se nacházejí vzrostlé stromy, které ptactvu a ostatním živočichům poskytují vhodnou potravu v podobě suchých plodů. Naopak v parcích, které vznikly v nedávné době, nebo prošly revitalizací, se často mohutné stromy nachází v malém počtu a počet suchých semen je dán zastoupením keřů, které mají jako plod suché semeno.

Třetí zkoumanou kategorií byl výskyt dřevin poskytující možnost úkrytu a hnízdění pro ptactvo. Obě lokality poskytují velké množství možností, kde ptactvo může nalézt úkryt, či vhodné podmínky pro hnízdění. Na každé lokalitě se vyskytují dřeviny, které svým tvarem větví nebo koruny dávají ptactvu možnost ochrany a hnízdění.

Poslední zkoumanou kategorií z hlediska významu pro ostatní živočichy je zastoupení medonosných dřevin. Na obou typech zkoumaných lokalit se nacházelo značné množství dřevin, které poskytují pro hmyz důležitou potravu. Na hřbitovech se jedná zejména o častý výskyt lip, jírovců a popínavou liánu břečťan, který je důležitou medonosnou dřevinou v pozdních měsících. Naopak v parcích se nacházely kvetoucí keře jako pámelníky, šeříky a pustoryly, které v jarních měsících poskytují značné množství nektaru pro hmyz.

5.5 Hodnocení výskytu biotopových stromů

Pomocí aplikace „Lesodiverzita“ byly zaznamenány biotopové stromy a mikrostanoviště na nich nalezená. Vyhodnocování pak probíhalo na základě pozorovaného počtu mikrostanovišť, která se nacházela na zkoumaných plochách. V níže přiloženém grafu (graf číslo 8) je znázorněno jaké typy a zároveň počty mikrostanovišť se na obou zkoumaných typech ploch vyskytovala nejčastěji.



Graf 8 hodnocení počtu mikrostanovišť na zkoumaných plochách (ks/ha).

Na hřbitovech se nacházejí dřeviny, které jsou mohutné a vývojově jsou v senescenčním období. Tyto dřeviny často potřebují razantní zásah do koruny a díky tomu je zde ještě větší potenciál na vznik nových mikrohabitatů. To potvrzuje i graf č. 8, ze kterého vyplývá, že na hřbitovech se nachází větší množství všech zkoumaných typů mikrostanovišť než v parcích.

Specifickým typem mikrohabitatů je liána břečťan popínavý. V parcích se vyskytoval v minimálním množství, ale na některých hřbitovech byl jeho výskyt enormní. Například Malostranský hřbitov byl touto liánou pokryt až v šedesáti procentech celé své plochy.

Nejtypičtější dřevinou, na které se vyskytovala mikrostanoviště a spadala do zkoumaných ploch je lípa. To je dáno skutečností, že velký počet lip staršího, až senescenčního stavu se nalézá na hřbitovech a tyto stromy jsou ideálním místem pro vznik nových mikrostanovišť. Další dřeviny, na kterých se v početném množství mikrohabitatů nalézaly, jsou jasany, javory a duby.

6 Diskuze

6.1 Vztahy mezi charakteristikami vegetace a prostředím

Vzhledem k tomu, že všechny zkoumané plochy se nacházejí v Praze a jejím okolí a víceméně v rovinném terénu, nejsou jednotlivé plochy rozdílně ovlivňovány faktory prostředí (srážky, nadmořská výška).

Jako typ městské zeleně se však hřbitovy a parky liší funkcí a využitím a z tohoto důvodu je na obou typech ploch jiné druhové složení dřevin. Primární funkcí hřbitovů je pohřbívání mrtvých a zeleň na nich rostoucí zastupuje až druhotnou funkci (KAPLAN, 1995). Z tohoto důvodu jsou zde sázeny dřeviny, které mají pro hřbitovy praktické využití (STEJSKAL et al., 2011). Typickým příkladem jsou lípy. Tento druh dřevin je nejzastoupenější na našich hřbitovech. Tento druh dřeviny totiž tvoří hustou a bohatou korunou, která následně vytváří na hřbitovech ideální a stálé klima (HRUŠKOVÁ, 2021).

Naopak primární funkcí parků je rekreace obyvatel. Z tohoto důvodu je kladen velký důraz na estetiku a do parků jsou vkládány atraktivní dřeviny (BAYCAN-LEVENT et al, 2009). Výsledkem toho je větší druhová diverzita dřevin a vyšší zastoupení introdukovaných dřevin. Dalším důležitým prvkem parků jsou keře. Keře mají v parcích významný vyplňující efekt. Tvoří hranice parků, vyplňují prostor pod mohutnými vzrostlými solitéry, anebo vytváří samostatné souvislé porosty (pěnišník černomořský) (KUPKA, 2011). To potvrzuje i mnou získané výsledky, které jednoznačně ukazují, že pokryvnost keřů je statisticky vyšší u parků než hřbitovů.

Další charakteristiky vegetace na mnou zpracovaných plochách (opadavé x stálezelené, introdukované x domácí, počet dřevin ks/ha, pokryvnost stromová %) nevykazují statisticky významný rozdíl mezi zkoumanými typy zeleně. Tento fakt může být způsoben tím, že zkoumaných ploch bylo pouze deset a díky tomu se statistické rozdíly neprojevíly.

6.2 Hodnocení dřevinné skladby z hlediska významu pro ostatní živočichy

Hodnocení dřevinné skladby probíhalo na základě získaných dat o potravním významu dřevin pro ostatní živočichy, o včelařském významu dřevin a možnostech úkrytu a

hnízdění drobného a velkého ptactva (KOBLIŽEK, 2006). Dřeviny plodící potravně významné plody byly následně rozděleny na dřeviny plodící suchá a dužnatá semena.

Z výsledků této bakalářské práce vyplývá, že výskyt dřevin, jejichž plody mají dužnatou strukturu, je vyšší v parcích než na hřbitovech. Tato skutečnost je dána tím, že v parcích se vyskytuje velké množství keřů (pámelník bílý, zimolez obecný, ptačí zob obecný), které poskytují pro ptactvo důležitý zdroj potravy. Další důležitá dřevina plodící dužnaté plody, vyskytující se hojně na obou typech zkoumaných ploch, je tis červený. BEVAN-JONES (2016) potvrzuje skutečnost, že jedinci tisu červeného jsou důležitým potravním zdrojem pro ptactvo v městských oblastech.

Dalším zkoumanou kategorií je výskyt dřevin se suchými plody. Z námi zjištěných výsledků vyplývá, že zastoupení těchto dřevin na obou typech pozorovaných ploch je téměř totožné, i když druhové složení se v obou typech zeleně liší. Na hřbitovech jsou nejtypičtějšími dřevinami: lípa malolistá, lípa velkolistá, zeravy, smrk ztepilý a smrk pichlavý (SOMME, 2016), což se shoduje z námi zjištěnými výsledky. Typickými druhy dřevin se suchými plody v parcích jsou: šerík obecný, javor klen, buk lesní.

Třetí zkoumanou kategorií v otázce hodnocení výskytu dřevinné skladby byl ukazatel „výskyt dřevin poskytujících možnost úkrytu a hnízdění“. Obě kategorie ploch poskytují pro ptactvo velké množství úkrytu a možnosti k hnízdění. Na hřbitovech se často vyskytují letité stromy, které mají rozvětvenou bohatou korunu a dutiny ve kmeni (QUINTON, 2020). Tato stanoviště nejčastěji vyhledává větší ptactvo jako například holuby, hrdličky anebo lesní ptactvo. Podle BARTHA et al. (2015) se na hřbitovech nacházejí dřeviny s mikrostanovišti, které lesní ptactvo v dnešní době nutně potřebuje k přežití. Na hřbitovech lze ale také najít velké množství menších jehličnanů, typickým příkladem jsou zeravy, cypřišky a zakrslé kultivary smrků (KOWARIK et al., 2016). Tyto dřeviny poskytují menším druhům ptáků ochranu před dravci a možnost klidného hnízdění. Parky založené v nedávné době poskytují ochranu hlavně drobnému ptactvu. Důvodem je menší výskyt mohutných a vzrostlých stromů, a naopak velké množství keřů a celkově nižších dřevin. Naproti tomu v parcích založených v historii se nacházejí mohutné a vzrostlé dřeviny, podobně jako na hřbitovech, a proto je možnost ochrany a hnízdění ptactva více rozmanitá. Tento fakt potvrzují i výsledky této bakalářské práce. Je z nich patrné, že pokryvnost keřová, je v parcích větší než na hřbitovech

a z tohoto důvodu je v parcích větší potenciál úkrytu a hnízdění pro drobnější ptactvo. Naopak na hřbitovech je větší pokryvnost stromová a s ní silnější potenciál hnízdění pro větší ptactvo.

Poslední zkoumanou kategorií bylo zastoupení medonosných dřevin. SOMME (2016) upozorňuje, že zastoupení dřevin poskytujících možnost potravy pro opylující hmyz v městské zástavbě je velice důležitý prvek, pro zvýšení hmyzí populace. Významnou zelenou plochou, na které se tyto dřeviny nachází, jsou hřbitovy a parky. Na hřbitovech se nejčastěji vyskytují mohutné stromy jako např. lípa malolistá, lípa velkolistá, jírovec maďal a také popínavá liána břechťan, která je pro opylovače významným producentem potravy v pozdějších měsících roku (FAETH et al., 2011). Toto druhové složení bylo pozorováno i na mnou zkoumaných lokalitách. Parky naopak poskytují potravu pro opylovače v podobě velkého množství kvetoucích keřů (např. šerík obecný, skalník celokrajný, hlohyně šarlatová, pěnišník černomořský). V parcích se také vyskytují mnohé okrasné kultivary stromů, které jsou pro opylovače rovněž významným zdrojem potravy (sakura ozdobná) (DANIELS et al., 2020). Z výsledků mnou zkoumaných ploch není patrný statisticky významný rozdíl v četnosti medonosných dřevin v obou typech zeleně, i když druhové složení u medonosných dřevin není totožné.

6.3 Výskyt biotopových stromů a mikrostanovišť na zkoumaných plochách

Výskyt biotopových stromů a mikrostanovišť na nich je jedním z klíčových faktorů zvýšení biodiverzity (QUINTON, 2020). Součástí výzkumu této bakalářské práce je zhodnocení počtu stromů, na kterých se nacházejí mikrohabitaty. Z výsledků vyplývá, že na hřbitovech se nachází více mikrostanovišť oproti parkům. Příčinou tak velkého rozdílu mezi zkoumanými plochami je, že na hřbitovech se nachází velké množství dospělých, až senescenčních stromů, které jsou ideálním místem pro vznik nových mikrohabitátů. GROSSMANN (2020) tento fakt potvrzuje a následně se zmiňuje, že dalším důležitým prvkem pro vznik nových mikrostanovišť v městské zástavbě je pravidelný řez a stříh dřevin, díky kterému mohou vznikat nové mikrohabitaty (dutiny, mrtvé dřevo v koruně). Na hřbitovech se vyskytují mohutné a vzrostlé dřeviny, u kterých je tato pravidelná a poměrně radikální údržba nutná (QUINTON, 2020) a z toho důvodu je zde vysoké zastoupení mikrostanovišť. Tento jev byl pozorován i na mnou zkoumaných lokalitách.

Druhý typ zkoumaných ploch, parky, vykazuje menší zastoupení biotopových stromů a mikrohabitatů zastoupených na nich. Tato skutečnost může být způsobena tím, že část parků, které byly zařazeny do zkoumaných ploch je mladšího stáří. Tyto parky byly sice vybudovány v první polovině dvacátého století, ale v nedávné době prošly revitalizací a obměnou zeleně (Park Ivana Jilemnického). Díky tomu se zde nachází velké množství mladých dřevin ve fázi aklimatizace a dospívajících dřevin a potencionální šance na tvorbu mikrostanovišť je tak nižší (YANG et al., 2015).

7 Závěr

Z výsledků porovnání jednotlivých zkoumaných charakteristik vyplývá, že rozdíl mezi plochami parků a hřbitovů je v druhovém složení jak stromů, tak keřů. Nejtypičtější dřeviny na hřbitovech byly lípy a zeravy, a naopak v parcích se jednalo o keře jako šeřík obecný, nebo pustoryl věncový.

Z hlediska vztahu mezi velikostí plochy a počtem druhů bylo na zkoumaných plochách potvrzeno, že s větší velikostí plochy relativně klesá počet druhů. S počtem druhů souvisela i pokryvnost keřová, s větším počtem druhů se relativně zvyšuje pokryvnost keřů a zastoupení introdukovaných dřevin.

Z hlediska charakteristik vegetace se jako jediný statisticky významný vztah ukázal vztah pokryvnosti keřů. Na hřbitovech byla pokryvnost keřová minimální, naopak v parcích se vyskytovalo velké množství keřů, které tvořily vyplňující efekt prostředí.

V rámci hodnocení dřevinné skladby z hlediska významu pro ostatní živočichy vyšel nejvýznamnější rozdíl mezi parky a hřbitovy v přítomnosti dřevin s dužnatými plody, v parcích nachází více dřevin s dužnatými plody než na hřbitovech. U ostatních zkoumaných kategorií nebyl pozorován statisticky významný rozdíl.

Zhodnocení výskytu biotopových stromů a mikrostanovišť v parcích a na hřbitovech ukázalo výrazně vyšší zastoupení těchto mikrohabitatů na hřbitovech. Nejtypičtější a nejvíce zastoupené mikrostanoviště na hřbitovech byla liána břečťan popínavý, který se na některých plochách nacházel ve velkém množství a obrůstal až šedesát procent plochy. Dalším často nalézaným typem mikrohabitatu byly dutiny a jizvy na kůře.

Závěrem lze říci, že oba tyto typy městské zeleně jsou velice důležitým prvkem pro zvýšení městské diverzity. Na hřbitovech se nacházejí letité dřeviny s mohutnou korunou, nejčastěji lípy, které tvoří stálé klimatické podmínky a také jsou důležitým místem pro vznik nových mikrohabitatů. Parky na rozdíl od hřbitovů oplývají vyšším zastoupením keřů a díky tomu se zde nachází velké množství úkrytů a možnosti hnízdění pro ptactvo.

8 Seznam použité literatury

ADAMS, Lowell W. Urban wildlife ecology and conservation: A brief history of the discipline. *Urban Ecosystems* [online]. 2005, 8(2), 139-156 [cit. 2023-09-26]. ISSN 1083-8155.

ARMSWORTH, Paul R; KENDALL, Bruce E a DAVIS, Frank W. An introduction to biodiversity concepts for environmental economists. Online. *Resource and Energy Economics*. 2004, roč. 26, č. 2, s. 115-136. ISSN 09287655.

ARONSON, Myla F. J.; LA SORTE, Frank A.; NILON, Charles H.; KATTI, Madhusudan; GODDARD, Mark A. et al. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. Online. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2014, roč. 281, č. 1780. ISSN 0962-8452.

BARTOLOMÉ, J.; FRANCH, J.; PLAIXATS, J. a SELIGMAN, N.G. Grazing alone is not enough to maintain landscape diversity in the Montseny Biosphere Reserve. Online. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2000, roč. 77, č. 3, s. 267-273. ISSN 01678809.

BAVEN-JONES, Robert *The Ancient Yew : A History of Taxus baccata / Oxford (GB) : Oxbow Books, 2016 - 216 p. - ISBN: 9781911188148*

BAYCAN-LEVENT, Tüzin; VREEKER, Ron a NIJKAMP, Peter. A Multi-Criteria Evaluation of Green Spaces in European Cities. Online. *European Urban and Regional Studies*. 2009, roč. 16, č. 2, s. 193-213. ISSN 0969-7764.

BOHÁČ, J., 2013, Ochrana biodiverzity, dostupné na <http://pece.zf.jcu.cz/docs/prednasky/Ochrana-biologicke-diverzity-fa4674e0e5.pdf>

BOWLER, Diana E.; BUYUNG-ALI, Lisette; KNIGHT, Teri M. a PULLIN, Andrew S. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. Online. *Landscape and Urban Planning*. 2010, roč. 97, č. 3, s. 147-155. ISSN 01692046.

BRUMMITT, Neil; ARAÚJO, Ana Claudia a HARRIS, Timothy. Areas of plant diversity—What do we know? Online. *PLANTS, PEOPLE, PLANET*. 2021, roč. 3, č. 1, s. 33-44. ISSN 2572-2611.

COLLINGE, Sharon K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. Online. *Landscape and Urban Planning*. 1996, roč. 36, č. 1, s. 59-77. ISSN 01692046.

COOK-PATTON, Susan C. a BAUERLE, Taryn L. Potential benefits of plant diversity on vegetated roofs: A literature review. Online. *Journal of Environmental Management*. 2012, roč. 106, s. 85-92. ISSN 03014797.

CZEMBROWSKI, Piotr a KRONENBERG, Jakub. Hedonic pricing and different urban green space types and sizes: Insights into the discussion on valuing ecosystem services. Online. *Landscape and Urban Planning*. 2016, roč. 146, s. 11-19. ISSN 01692046.

DALE, Virginia H; JOYCE, Linda A; MCNULTY, Steve a NEILSON, Ronald P. The interplay between climate change, forests, and disturbances. Online. *Science of The Total Environment*. 2000, roč. 262, č. 3, s. 201-204. ISSN 00489697.

DANIELS, Benjamin; JEDAMSKI, Jana; OTTERMANN, Richard; ROSS-NICKOLL, Martina a DYER, Adrian G. A “plan bee” for cities: Pollinator diversity and plant-pollinator interactions in urban green spaces. Online. *PLOS ONE*. 2020, roč. 15, č. 7. ISSN 1932-6203.

DE VRIES, Sjerp; VAN DILLEN, Sonja M.E.; GROENEWEGEN, Peter P. a SPREEUWENBERG, Peter. Streetscape greenery and health: Stress, social cohesion and physical activity as mediators. Online. *Social Science & Medicine*. 2013, roč. 94, s. 26-33. ISSN 02779536.

DEATH, R. Margalef's Index. Online. In: *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, 2008, s. 2209-2210. ISBN 9780080454054.

DEVICTOR, VINCENT; JULLIARD, ROMAIN; COUVET, DENIS; LEE, ALEXANDRE a JIGUET, FRÉDÉRIC. Functional Homogenization Effect of Urbanization on Bird Communities. Online. *Conservation Biology*. 2007, roč. 21, č. 3, s. 741-751. ISSN 0888-8892.

DON C. DELONG Jr., 1996, Defining Biodiversity. *Wildlife Society Bulletin* , Vol. 24, No. 4, pp. 738-749

EASTERLING, David R.; MEEHL, Gerald A.; PARMESAN, Camille; CHANGNON, Stanley A.; KARL, Thomas R. et al. Climate Extremes: Observations, Modeling, and Impacts. Online. Science. 2000, roč. 289, č. 5487, s. 2068-2074. ISSN 0036-8075.

EHRlich, Paul R. a EHRlich, Anne H. Can a collapse of global civilization be avoided? Online. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences. 2013, roč. 280, č. 1754. ISSN 0962-8452.

ESCOBEDO, Francisco J.; KROEGER, Timm a WAGNER, John E. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. Online. Environmental Pollution. 2011, roč. 159, č. 8-9, s. 2078-2087. ISSN 02697491.

FAETH, Stanley H., Christofer BANG a Susanna SAARI. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. Annals of the New York Academy of Sciences [online]. 2011, 1223(1), 69-81 [cit. 2023-09-26]. ISSN 0077-8923.

FONTANA, Simone; SATTLER, Thomas; BONTADINA, Fabio a MORETTI, Marco. How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. Online. Landscape and Urban Planning. 2011, roč. 101, č. 3, s. 278-285. ISSN 01692046.

FU, Bojie a CHEN, Liding. Agricultural landscape spatial pattern analysis in the semi-arid hill area of the Loess Plateau, China. Online. Journal of Arid Environments. 2000, roč. 44, č. 3, s. 291-303. ISSN 01401963.

GLOWK, A.L., et al. 1994. A guide to the Convention on biological diversity. IUCN Gland and Cambridge, 161 s. ISBN:2-8317-0222-4.

GOSSNER, Martin M.; GAZZEA, Elena; DIEDUS, Valeriia; JONKER, Marlotte a YAREMCHUK, Mykola. Using sentinel prey to assess predation pressure from terrestrial predators in water-filled tree holes. Online. European Journal of Entomology. 2020, roč. 117, s. 226-234. ISSN 12105759.

GROSSMANN, Josef; PYTTEL, Patrick; BAUHUS, Jürgen; LECIGNE, Bastien a MESSIER, Christian. The benefits of tree wounds: Microhabitat development in urban trees as affected by intensive tree maintenance. Online. Urban Forestry & Urban Greening. 2020, roč. 55. ISSN 16188667

HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge Online. *Ecological Monographs*. 2005, roč. 75, č. 1, s. 3-35. ISSN 0012-9615.

HRUŠKOVÁ, Marie. Lípy - vlídné i majestátní. Brno: Kazda, 2021. ISBN 978-80-7670-022-2.

CHANDRA, Alvin a IDRISOVA, Anastasiya. Convention on Biological Diversity: a review of national challenges and opportunities for implementation. Online. *Biodiversity and Conservation*. 2011, roč. 20, č. 14, s. 3295-3316. ISSN 0960-3115.

IRFANA, K., 2023, Chapter -23 Biodiversity Threats and Conservation Chapter, In book: *Energy and Environment Management Audits*, 283-287s. ISBN 9781003220398.

JAMES BARTH, Benjamin, Sean IAN FITZGIBBON a Robbie STUART WILSON. New urban developments that retain more remnant trees have greater bird diversity. *Landscape and Urban Planning* [online]. 2015, 136, 122-129 [cit. 2023-09-23]. ISSN 01692046.

JELÍNKOVÁ, M. a kol. *Generely zeleně*. Průhonice: 1982. 103 s.

JIM, C.Y. a CHEN, Wendy Y. Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). Online. *Journal of Environmental Management*. 2008, roč. 88, č. 4, s. 665-676. ISSN 03014797.

KAPLAN Rachel, Kaplan Stephen. 1995. *The Experience of Nature. A psychological Perspective*. Ulrich Bookstore. Michigan ISBN 978-0521349390.

KLEEREKOPER, Laura; VAN ESCH, Marjolein a SALCEDO, Tadeo Baldiri. How to make a city climate-proof, addressing the urban heat island effect. Online. *Resources, Conservation and Recycling*. 2012, roč. 64, s. 30-38. ISSN 09213449.

KOBLÍŽEK, Jaroslav. *Jehličnaté a listnaté dřeviny našich zahrad a parků*. Tišnov: Sursum, 2006. ISBN 80-7323-117-4.

KOLÁŘ, Filip a kolektiv autorů. *Ochrana přírody z pohledu biologa: proč a jak chránit českou přírodu*. Praha: Dokořán, s.r.o., 2012. 213 s. ISBN 978-80-7363-414-8.

KOLEFF, Patricia; GASTON, Kevin J. a LENNON, Jack J. Measuring beta diversity for presence-absence data. Online. *Journal of Animal Ecology*. 2003, roč. 72, č. 3, s. 367-382. ISSN 0021-8790.

KOWARIK, Ingo; BUCHHOLZ, Sascha; VON DER LIPPE, Moritz a SEITZ, Birgit. Biodiversity functions of urban cemeteries: Evidence from one of the largest Jewish cemeteries in Europe. Online. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2016, roč. 19, s. 68-78. ISSN 16188667.

KRAUS, D., Büttler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergner, U., Paillet, Y., Rydkvist, T., Schuck, A., Winter, S., 2016. Catalogue of tree microhabitats – Reference field list. *Integrate+ Technical Paper 13*. 16 p

KUPKA, Jiří; VOREL, Ivan a LÍČENÍKOVÁ, Michaela, HENDRYCH, Jan (ed.). *Slavné zahrady a parky Středočeského kraje*. Praha: Foibos, 2011. ISBN 9788087073360.

LARRIEU, Laurent; PAILLET, Yoan; WINTER, Susanne; BÜTLER, Rita; KRAUS, Daniel et al. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. Online. *Ecological Indicators*. 2018, roč. 84, s. 194-207. ISSN 1470160X.

LESODIVERZITA, <https://lesodiverzita.cz/mapa-biotopovych-stromu>

ŁOPUCKI, Rafał a KITOWSKI, Ignacy. How small cities affect the biodiversity of ground-dwelling mammals and the relevance of this knowledge in planning urban land expansion in terms of urban wildlife. Online. *Urban Ecosystems*. 2017, roč. 20, č. 4, s. 933-943. ISSN 1083-8155.

LUNDQUIST, Matthew J.; WEISEND, Madison R. a KENMORE, Hope H. Insect biodiversity in urban tree pit habitats. Online. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2022, roč. 78. ISSN 16188667.

LUTTIK, Joke. The value of trees, water and open space as reflected by house prices in the Netherlands. Online. *Landscape and Urban Planning*. 2000, roč. 48, č. 3-4, s. 161-167. ISSN 01692046

MACARTHUR, ROBERT H. PATTERNS OF SPECIES DIVERSITY. Online. Biological Reviews. 1965, roč. 40, č. 4, s. 510-533. ISSN 1464-7931.

MACKERRON, George a MOURATO, Susana. Happiness is greater in natural environments. Online. Global Environmental Change. 2013, roč. 23, č. 5, s. 992-1000. ISSN 09593780.

MAPY.CZ. Online. Seznam.cz, 2023. Dostupné z: <https://mapy.cz/>, [citováno 2024-09-012].

NOWAK, David J.; GREENFIELD, Eric J.; HOEHN, Robert E. a LAPOINT, Elizabeth. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. Online. Environmental Pollution. 2013, roč. 178, s. 229-236. ISSN 02697491.

OLIVEIRA, Sandra; ANDRADE, Henrique a VAZ, Teresa. The cooling effect of green spaces as a contribution to the mitigation of urban heat: A case study in Lisbon. Online. Building and Environment. 2011, roč. 46, č. 11, s. 2186-2194. ISSN 03601323.

ORTIZ-BURGOS, Selene. Shannon-Weaver Diversity Index. Online. In: KENNISH, Michael J. (ed.). Encyclopedia of Estuaries. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Dordrecht: Springer Netherlands, 2016, s. 572-573. ISBN 978-94-017-8800-7.

QUINTON, Jessica M.; DUINKER, Peter N.; STEENBERG, James W.N. a CHARLES, John D. The living among the dead: Cemeteries as urban forests, now and in the future. Online. Urban Forestry & Urban Greening. 2020, roč. 48. ISSN 16188667

RANDS, Michael R. W.; ADAMS, William M.; BENNUN, Leon; BUTCHART, Stuart H. M.; CLEMENTS, Andrew et al. Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. Online. Science. 2010, roč. 329, č. 5997, s. 1298-1303. ISSN 0036-8075.

RAVEN, Peter H.; GEREAU, Roy E.; PHILLIPSON, Peter B.; CHATELAIN, Cyrille; JENKINS, Clinton N. et al. The distribution of biodiversity richness in the tropics. Online. Science Advances. 2020, roč. 6, č. 37. ISSN 2375-2548.

REICHHOLF, Josef. Životní prostředí: ekologie lidských sídel. Přeložil Evžen KŮS, ilustroval Fritz WENDLER. Praha: Ikar, 1999. ISBN 9788024200804.

REMEŠ, Václav Zumr–Jiří. Saproxyliční brouci jako indikátor biodiverzity lesů a vliv lesnického managementu na jejich rozhodující životní atributy. zprávy lesnického výzkumu, 2020, 65.4: 242-257

REVERMANN, Rasmus; FINCKH, Manfred; STELLMES, Marion; STROHBACH, Ben; FRANTZ, David et al. Linking Land Surface Phenology and Vegetation-Plot Databases to Model Terrestrial Plant α -Diversity of the Okavango Basin. Online. Remote Sensing. 2016, roč. 8, č. 5. ISSN 2072-4292.

REY-BENAYAS, Jose M. a POPE, Kevin O. Landscape Ecology and Diversity Patterns in the Seasonal Tropics from Landsat TM Imagery. Online. Ecological Applications. 1995, roč. 5, č. 2, s. 386-394. ISSN 10510761.

ROY, Sudipto; BYRNE, Jason a PICKERING, Catherine. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. Online. Urban Forestry & Urban Greening. 2012, roč. 11, č. 4, s. 351-363. ISSN 16188667.

SHANNON, C. E. A Mathematical Theory of Communication. Online. Bell System Technical Journal. 1948, roč. 27, č. 3, s. 379-423. ISSN 00058580.

SOMERFIELD, P.J.; CLARKE, K.R. a WARWICK, R.M. Simpson Index. Online. In: Encyclopedia of Ecology. Elsevier, 2008, s. 3252-3255. ISBN 9780080454054.

SOMME, Laurent; MOQUET, Laura; QUINET, Muriel; VANDERPLANCK, Maryse; MICHEZ, Denis et al. Food in a row: urban trees offer valuable floral resources to pollinating insects. Online. Urban Ecosystems. 2016, roč. 19, č. 3, s. 1149-1161. ISSN 1083-8155.

SOULSBURY, Carl D. a WHITE, Piran C. L. Human–wildlife interactions in urban areas: a review of conflicts, benefits and opportunities. Online. Wildlife Research. 2015, roč. 42, č. 7. ISSN 1035-3712.

STEJSKAL, David a ŠEJVL, Jaroslav. Pohřbívání a hřbitovy. Praha: Wolters Kluwer Česká republika, 2011. ISBN 978-80-7357-680-6.

THOMPSON, Ian D.; FLANNIGAN, Michael D.; WOTTON, B. Michael a SUFFLING, Roger. Online. Environmental Monitoring and Assessment. Roč. 49, č. 2/3, s. 213-233. ISSN 01676369.

TROMBULAK, Stephen C. a FRISSELL, Christopher A. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. Online. Conservation Biology. 2000, roč. 14, č. 1, s. 18-30. ISSN 08888892.

VITOUSEK, Peter M.; MOONEY, Harold A.; LUBCHENCO, Jane a MELILLO, Jerry M. Human Domination of Earth's Ecosystems. Online. Science. 1997, roč. 277, č. 5325, s. 494-499. ISSN 0036-8075.

WANJUI, J. 2013. Biodiversity conservation needs and method to conserve the biological diversity. J.Biodiv. Endan.Spec. 11(113):1-2.

WARREN, Paige S.; LERMAN, Susannah B. a CHARNEY, Noah D. Plants of a feather: Spatial autocorrelation of gardening practices in suburban neighborhoods. Online. Biological Conservation. 2008, roč. 141, č. 1, s. 3-4. ISSN 00063207.

WHITTAKER, R. H. EVOLUTION AND MEASUREMENT OF SPECIES DIVERSITY. Online. TAXON. 1972, roč. 21, č. 2-3, s. 213-251. ISSN 0040-0262.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Online. Ecological Monographs. 1960, roč. 30, č. 3, s. 279-338. ISSN 0012-9615.

YANG, Gang; XU, Jie; WANG, Yong; WANG, Xiaoming; PEI, Enle et al. Evaluation of microhabitats for wild birds in a Shanghai urban area park. Online. Urban Forestry & Urban Greening. 2015, roč. 14, č. 2, s. 246-254. ISSN 16188667.

9 Samostatné přílohy

Příloha 1 a 2 Mikrostanoviště dutina a jizva



Příloha 3 a 4 Mikrostanoviště výrůstky a houby



Příloha 5 Park Ivana Jilemnického



Příloha 6 Sady na Skalce



Příloha 7 Park na Kavčích Horách



Příloha 8 Jiráskův sad



Příloha 9 Park poručíka Koreše



Příloha 10 Malostranský hřbitov



Příloha 11 Podolský hřbitov



Příloha 12 Hřbitov Říčany



Příloha 13 Kyjský hřbitov



Příloha 14 Strašnický hřbitov

