

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



**Monitoring stromových dutin ve starých ovocných sadech
na území Prahy**

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

Bakalant: Jan Suchomel

2022

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Jan Suchomel

Environmentální vědy
Aplikovaná ekologie

Název práce

Monitoring stromových dutin ve starých ovocných sadech na území Prahy

Název anglicky

Tree Cavities in old fruit orchards in the Prague City

Cíle práce

- 1) Zpracovat literární rešerši týkající se stromových dutin jako významného mikrohabitatu pro hnízdění dutinových druhů ptáků.
- 2) Provést mapování hnízdních dutin ve vybraných sadech na území Prahy.
- 3) Vyhodnotit zjištěné výsledky ve vztahu k velikosti sadu, urbánnímu gradientu, hlukové zóně, managementu, druhové a věkové skladbě a dalším charakteristikám prostředí.
- 4) Vyhodnotit umístění jednotlivých dutin z hlediska dřeviny, výšky, orientace ke světovým stranám, vzdálenosti od okraje sadu apod.

Metodika

Ve vybraných sadech na území Prahy bude provedeno mapování hnízdních dutin. Pro každou dutinu bude zaznamnána GPS souřadnice, druh dřeviny, stáří a zdravotní stav dřeviny, výčetní tloušťka, výška umístění dutiny, šíře vletového otvoru (půjde-li zjistit), orientace ke světovým stranám, orientace z hlediska okraje sadu. Pro jednotlivé sady bude zjištěna jejich velikost, vzdálenost od středu Prahy, orientace, management, zařazení do hlukových zón, zdroje světelného znečištění. Výsledky budou po té statisticky vyhodnoceny.

Doporučený rozsah práce

Cca 25 stran + přílohy

Klíčová slova

Stromové dutiny, dutinová ptáci, staré ovocné sady, agrolesnictví

Doporučené zdroje informací

- Bailey D., Eberhart P., Herrmann D. J., Herzog F., Hofer G., Kormann U., Schmidt-Entling M., 2010: Effect of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *Journal of Applied Ecology*, 47: 1003-1013.
- Gruebler M.U., Schaller S., Keil H., Naef-Daenzer B. 2013: The occurrence of cavities in fruit trees: effects of tree age and management on biodiversity in traditional European orchards. *Biodiversity and conservation* 22: 3233-3246.
- Horak J., Peltanova A., Podavkova A., Safarova L., Bogusch P., Romportl D., Zasadil P., 2013: Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 178: 71 – 78.
- Horak J., Rom J., Rada P., Safarova L., Koudelkova J., Zasadil P., Halda J.P., Holusa J. 2018: Renaissance of a rural artifact in a city with a million people: biodiversity responses to an agro-forestry restoration in a large urban traditional fruit orchard. *Urban ecosystems* 21/2: 263-270.

Předběžný termín obhajoby

2021/22 LS – FZP

Vedoucí práce

Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 24. 2. 2022

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 25. 2. 2022

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 17. 03. 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: „Monitoring stromových dutin ve starých ovocných sadech na území Prahy“ vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použité literatury.

Jsem si vědom, že se na moji bakalářskou práci 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 29. 3. 2022

Podpis:

Poděkování

Děkuji Ing. Petru Zasadilovi, Ph.D. za cenné rady a obecně za kvalitní vedení práce.

Abstrakt

Hlavním cílem této práce byl monitoring stromů a dutin v nich ve starých ovocných sadech na území Prahy. Bylo porovnáváno 5 sadů, které prošly obnovou a probíhá v nich aktivní management, a 5 sadů zanedbaných. U sadů byla zjištěna jejich vzdálenost od středu Prahy a hustota stromů vztažená k jednomu hektaru. Měřeny byly všechny stromy nacházející se v určené oblasti s plochou 50 m². U všech měřených dřevin byl zaznamenán jejich druh a příslušnost do jedné z kategorií: ovocné dřeviny, neovocné dřeviny, nepůvodní dřeviny, dále pak DBH, zdraví stromu, stáří, celistvost koruny, zápoj keřového patra a byla odhadnuta jeho výška. Nakonec byly zaznamenány všechny nedokončené i dokončené stromové dutiny. U dokončených byla změřena jejich výška, průměr vletového otvoru, typ dutiny a její orientace ke světovým stranám.

Samotný monitoring probíhal od listopadu 2021 do ledna 2022. Na všech sledovaných územích bylo zjištěno 11 rodů dřevin v celkovém počtu 827 stromů. Skladba stromů ve všech sadech byla poměrně vyrovnaná. Ovocné dřeviny celkově představovaly 48 % všech stromů. V obnovených sadech měly ovocné stromy zastoupení 76 % a v zanedbaných sadech 31 %. Nejzastoupenější dřevinou byla třešeň (*Prunus* sp.) s celkovým zastoupením 29 %. Celkově bylo zjištěno 137 dokončených dutin. Jejich distribuce mezi obnovené (53 %) a zanedbané (47 %) sady byla opět vyrovnaná. Poměr mezi vyhloubenými (42 %) a vyhnílymi (58 %) dutinami byl nakloněn ve prospěch vyhnílych. Většina dutin (98 %) se nacházela v ovocných dřevinách.

Analýza vlivů charakteristik stromů na početnost dutin v ovocných dutinách ukázala, že početnost dutin nejvíce ovlivňovalo DBH (průměr kmene stromu v prsní výšce), celistvost stromové koruny a počet nedokončených dutin. Se zvyšujícím se DBH stoupá početnost dutin. Poškozená stromová koruna a výskyt nedokončených dutin má pozitivní vliv na početnost dutin. Tyto proměnné jako signifikantní uvádí několik studií zabývajících se podobnou tematikou. Další signifikantní faktory pak byly hustota porostu, management, zdraví a výška stromu.

Klíčová slova:

Ovocný sad, stromové dutiny, obnova, agrolesnictví, dutinová ptáci

Abstract

The main goal of this thesis was monitoring of trees and cavities within them in old fruit orchards located in city of Prague. Five restored orchards with active management and five non restored orchards were compared. The distance to the center of Prague was measured for every orchard as well as density of trees calculated for area of one acre. Every tree in area of 50 m² was measured. Species and categorization into these three classes: fruit trees, non-fruit trees and non-native trees was recorded. Furthermore DBH, vitality, age, cohesiveness of tree canopy, occurrence of shrub layer and estimated height was measured for every tree. Last but not least quantity of unfinished and finished tree cavities was counted. For every finished cavity, height and diameter of cavity entrance, type of cavity and orientation was measured.

The monitoring was done between november 2021 and January 2022. In all studied areas 11 genres of 820 trees were found. Species composition was balanced in both types of orchards. Fruit trees represented 48 % of trees in total. In restored orchards the representation of fruit trees was a higher (76 %) and much higher than in non-restored orchards (31 %). The most numerous was cherry tree (*prunus* sp.) which represented 29 % of all trees. In total 137 finished tree cavities were found. Distribution of cavities between two types of orchards was again balanced (restored 53 %, non restored 47 %). Nonexcavated cavities were more numerous (58 %). Most of the cavities (98 %) were located in fruit trees.

Analysis of impact of characteristics of fruit trees showed, that quantity of cavities was most affected by DBH, cohesiveness of tree canopy and quantity of unfinished cavities. The occurrence of cavities was rising with DBH (diameter of tree trunk in breast height). Damaged tree canopy and occurrence of unfinished tree cavities have positive impact on quantity of finished tree cavities. These characteristics of trees was also significant in several studies on a similar topic. Another, but less significant characteristics were density of trees, management of orchards, vitality and height of tree.

Key words:

Fruit orchard, tree cavities, habitat restoration, agroforestry, cavity nesting birds

Obsah

1 Úvod.....	1
2 Cíle práce	2
3 Literární rešerše.....	3
3.1 Sady.....	3
3.1.1 Ovocné sady	3
3.1.2 Nebezpečí pro sady	4
3.1.3 Obnova ovocných sadů	5
3.2 Dutiny.....	6
3.2.1 Hnízdění v dutinách	6
3.2.2 Mikroklíma dutin	7
3.2.3 Tvůrci dutin a sekundární dutinové hnízdiči	8
3.2.4 Vznik a výskyt dutin	9
3.2.5 Dutiny ve městě.....	11
3.2.6 Vliv stáří na kvalitu dutin.....	12
3.2.7 Vliv managementu na tvorbu a výskyt dutin	13
4 Metodika	14
4.1 Výběr sadů	14
4.2 Sběr dat	15
4.3 Charakteristiky sadů.....	15
4.4 Veličiny stromů.....	16
• Id.....	16
• Druh.....	16
• Klasifikace	16
• Obvod kmene	16
• DBH (průměr kmene v prsní výšce).....	16
• Tloušťková třída	16
• Zdraví	16
• Stáří	17
• Odhadovaná výška	17
• Výšková třída	17
• Celistvost koruny.....	17
• Zápoj keřového patra.....	17
• Počet dokončených dutin.....	18
• Počet nedokončených dutin.....	18

• Počet vletových otvorů	18
4.5 Veličiny dutin.....	18
• Id.....	18
• Typ.....	18
• Výška vletového otvoru.....	18
• Průměr vletového otvoru	18
• Orientace	19
4.6 Zpracování dat.....	19
5 Výsledky	20
5.1 Sady.....	20
5.1.1 Druhá skladba.....	20
5.1.2 Hustota porostu	22
5.1.3 Zdraví stromů	22
5.1.4 DBH	23
5.1.5 Stáří stromů	24
5.1.6 Výška stromů	25
5.2 Dutiny.....	26
5.2.1 Výskyt dutin	26
5.2.2 Distribuce dutin.....	27
5.2.3 Průměr vletového otvoru.....	28
5.2.4 Výška vletového otvoru	29
5.2.5 Orientace vyhloubených dutin	30
5.3 Porovnání vlivu charakteristik stromů na výskyt dutin v ovocných stromech	31
6 Diskuse.....	37
Sady	37
Dutiny.....	39
Porovnání vlivu charakteristik stromů na výskyt dutin.	40
Vletové otvory	41
7 Závěr	43
8 Seznam použité literatury.....	44
9 Přílohy	52

1 Úvod

Urbanizace představuje mnoho výzev, ale také příležitostí ke zlepšení stability a ekologické funkčnosti města. Městské ekosystémy mohou nabývat mnoha podob, jako parky, lesoparky, hřbitovy nebo ovocné sady, a nabízet mnohé benefity pro obyvatelstvo i pro celkovou stabilitu prostředí. Jako příklady Elmqvist et al. (2015) uvádí například regulaci mikroklimatu, kdy vegetace pomáhá snižovat jev takzvaných městských tepelných ostrovů (Pataki et al. 2011), nebo pomáhá půdě vyrovnávat se s prudkými dešti a snižuje riziko povrchových záplav (Pataki et al. 2011). Kromě těchto vlivů na stabilitu městského ekosystému má zeleň ve městě i spoustu pozitivních vlivů na samotné obyvatelstvo města, zejména co se týče fyzického a psychického zdraví. Studie prokázaly, že přístup k zeleni koreluje s dlouhověkostí (Takano et al. 2002), sníženou hladinou stresu (Korpela a Ylén 2007; White et al. 2013), nebo zlepšení mentálního zdraví (Alcock et al. 2014). Městská zeleň poskytuje prostor pro setkávání a skupinové aktivity, což přispívá k sociální soudržnosti obyvatelstva (Mass et al. 2009). Jedním z typů městské zeleně, který byl v minulosti hojně zastoupen, jsou ovocné sady. Právě ovocné sady, na které je tato práce zaměřena, poskytují útočiště a zdroj potravy pro rozmanitá společenstva organismů. Jedním takovým společenstvem, které hojně sady využívá, jsou ptáci hnízdící v dutinách. Populace a aktivita ptáků, kteří dokáží dutiny vyhloubit, ovlivňuje celé populace dalších druhů využívající volné dutiny (Blanc a Walters 2008; Martin et al. 2004), a jsou tak velmi cennými členy ekosystému. V deseti pražských sadech převzatých ze starší práce V. Janečka (Janeček et al. 2019) byl proveden monitoring stromů a dutin v nich s cílem zjistit, zda jsou mezi sady obnovenými a zanedbanými rozdíly co do skladby porostu a četnosti dutin.

2 Cíle práce

Cílem této bakalářské práce je zmonitorovat vzorek stromů ve dvou typech pražských ovocných sadů – v sadech, které prošly obnovou, a v sadech, které obnovou neprošly a jsou zanedbané. Dále pak zhodnotit druhovou, věkovou, a velikostní skladbu stromů ve sledovaných oblastech stejně jako početnost a charakteristiku stromových dutin v nich. Nakonec pomocí statistiky vyhodnotit rozdíly mezi porosty a početností dutin v obnovených a zanedbaných sadech.

3 Literární rešerše

3.1 Sady

3.1.1 Ovocné sady

Dnes podle Horáka et al. (2013) staré ovocné sady často slouží jako útočiště pro mnoho živočišných a rostlinných druhů, a to obzvláště díky nízké úrovni managementu a také díky tomu, že oproti svému okolí nabízejí mnohem vyšší heterogenitu habitatu. Bylinné patro je většinou tvořeno travním porostem a kmeny často starých, nebo dokonce mrtvých stromů. Horní patro je pak tvořeno širokými korunami listnatých stromů v pravidelném uspořádání (Horák et al. 2013). Sady také pomáhají propojení biotopů a mohou poskytovat dnes již vzácný habitat pro ohrožené druhy, nebo poskytovat útočiště pro řadu druhů členovců nebo ptáků, které kvůli změně krajinného rázu nemají dostatek přirozených stanovišť (Herzog 1998). V neposlední řadě mohou zastávat roli náhrady za dříve mnohem početnější křovištní stanoviště, která často slouží jako přechodná stanoviště mezi habitaty, a která z dnešní krajiny mizí. V minulosti byla heterogenita krajiny výrazně vyšší (Wright et al. 1993) a spousta druhů vázaných na rozmanitý biotop vyhledává útočiště na náhradních stanovištích, jako jsou právě staré extenzivní ovocné sady (Askins 2001; Ouin et al. 2004). Horák et al. (2013) ve své práci zkoumal, jaký vliv mají různé typy využití půdy na biodiverzitu přilehlých oblastí. Ukázalo se, že rozmanitost druhů byla vyšší v oblastech, kde se vyskytovaly sady nebo zahrady. To je nejspíše z velké části dáno tím, že sady a zahrady zůstávají déle neměnné a poskytují tak svým obyvatelům delší čas pro adaptaci na podmínky, které se později příliš nemění. Z pohledu studovaných taxonů (ptáci, včely a vosy, brouci, motýli, šneci a rostliny) se sady a zahrady ukázaly být co do biodiverzity nejlepším druhem stanoviště. Pro ptáky a motýly simuloval sad nezalesněný habitat, zatímco například pro šnecy simuloval biotop lesní. I navzdory tomu, že jsou sady umělým stanovištěm, jejich přítomností v krajině většinou dochází ke zvýšení biodiverzity a zlepšení kvality okolních habitatů. Vegetace rostoucí v sadech a podobných plochách s bylinným patrem i dřevinami poskytuje potravu hmyzu, jakožto jednomu ze základních článků potravního řetězce (Míñarro a Prida 2013), a hraje také kritickou roli pro společenstva opylovačů (Klein et al. 2012), zvláště pak v městské zástavbě. Tyto plochy tedy představují naprosto zásadní biotop pro stabilitu celého městského ekosystému.

3.1.2 Nebezpečí pro sady

Miller a Hobbs (2007) uvádějí, že početnost tradičních sadů klesá kvůli stále se zvyšující ploše zástavby už nejen ve městech, ale dnes i kolem menších vesnic a sídel. Podobný jev se vyskytoval na mnoha místech v Evropě. Jako příklad autoři uvádějí období mezi roky 1990–2006 v Itálii, kdy bylo odstraněno velké množství olivových hájů, sadů a lesních porostů za účelem získání místa pro výstavbu obytných čtvrtí a infrastruktury (Salvati a Sabbi 2011). I Bailey et al. (2010) uvádí, že sady byly v minulém století v Evropě mnohem rozšířenější a jejich početnost se za posledních několik desítek let výrazně snížila. Taktéž uvádí, že jedním z hlavních rizik pro podobná stanoviště je fragmentace krajiny. Ztráta habitatu je často výsledkem fragmentace. Stabilní prostředí jsou rozdělována na malé oblasti, u kterých většinou není zajištěna jejich kontinuita. Takto vzniknou malá, izolovaná stanoviště, která postupně zanikají (Wilcove et al. 1986). Fragmentace ovlivňuje rozložení a hustotu organismů snižováním velikosti stanovišť a zvyšováním vzdáleností mezi nimi. Zároveň zvyšuje počet hran biotopu, tedy míst, kde biotop končí a není chráněn další vegetací (Andrén 1992; Maina a Jackson 2003). Vznik těchto hran může ovlivnit organismy obývající habitat kvůli biotickým a abiotickým změnám, které s sebou vznik hran přináší. Mezi tyto změny patří například zvýšení intenzity slunečního svitu, větší rychlost větru, nebo větší výkyvy teploty a vlhkosti (Saunders et al. 1991; Murica 1995). Deng a Gao (2005) ve své práci vysvětlují, že úspěšnost rozmnožování ptáků hnízdících blízko hrany svého biotopu je nižší než u ptáků hnízdících hlouběji ve vegetaci. To je obecně dáváno za vinu především zvýšené míře predace a větší početnosti parazitů na okrajích biotopů (Hannon a Cotterill 1998; Manolis et al. 2002). Platí to obzvláště pro druhy, které využívají otevřená hnízda. Deng a Gao (2005) zkoumali, jaké mají hrany biotopu efekt na ptáky hnízdící v dutinách. Zjistili, že hlavním důvodem pro neúspěšné rozmnožování nebyly ani predátoři, ani parazité, ale soupeření o hnízdní dutiny s ostatními ptáky. U primárních dutinových hnízdíčů zaznamenali Deng a Gao (2005) významně vyšší úspěšnost rozmnožování, což příkládá schopnosti dutinu si v případě jejich nedostatku vyhloubit, stejně jako jejich velikosti, která je obecně větší než u sekundárních dutinových hnízdíčů. Ti díky své menší velikosti často prohrají konkurenční boj o kvalitní dutinu a hnízdí pak ve starých dutinách blíž k zemi. Oni a jejich mláďata se pak stávají snadnějším cílem pro predátory a parazity (Sonerud 1985; Li a Martin 1991). Bailey et al. (2010) v závěru své práce uvádí několik příkladů, kdy má fragmentace pozitivní vliv na ekosystém.

Početnost párů některých druhů silně teritoriálních ptáků (v Baileyho studii *Fringilla coelebs*) je limitována vzdáleností od dalšího zpívajícího samce. Fragmentovaná menší stanoviště tak dohromady mohou poskytnout útočiště více párům těchto ptáků. Dalším, pro ptáky pozitivním efektem, který fragmentace může přinést, je rozptýlení predátorů mezi menší izolované oblasti, což může snížit predáční tlak a zvýšit tak početnost predovaných druhů. Obecně ale lze říci, že rozmanitost a početnost druhů s fragmentací klesá. Tento efekt má větší vliv na predátory než na herbivorní živočichy. Právě predátoři se starají o přirozenou regulaci populací a odstraňují z ekosystému škůdce (Kruess a Tschardtke 1994). Snížení jejich počtů tak vede k dalšímu zhoršení celkového fungování ekosystému.

3.1.3 Obnova ovocných sadů

Obnova prostředí je často užívaný termín označující obnovu ekosystému za účelem poskytnutí habitatu buď konkrétnímu druhu, který je cílem ochrany, nebo celému společenstvu organismů, které v dané oblasti žijí. Snaha zajistit více stanovišť je jedním z hlavních důvodů pro obnovu nějakého prostředí, zvláště pak na místech, kde došlo k výrazné fragmentaci nebo drastické změně habitatu. Obnova bývalých zemědělských nebo lesních ploch, které jsou již dnes začleněny uvnitř města, poskytuje velkou příležitost, jak vytvořit příjemné prostředí s vegetací, neboť tvorba prostředí nového je velmi náročná (Miller a Hobbs 2007). Obnovu habitatu je však potřeba před zahájením dobře naplánovat, aby zásah nepřinesl více škody než užitku. Občas se obnova příliš upíná k historické podobě prostředí, nebo se pokouší napodobit podobné okolní habitaty (Egan a Howell 2001), ale nebere ohled na druhy, které se již mohly adaptovat na poškozené prostředí. Tyto druhy označujeme jako apofyty, tedy druhy závislé na člověkem pozmeněném nebo poškozeném stanovišti. Bez znalosti těchto druhů jim může obnova sebrat jejich prostředí k životu. Proto je potřeba si před zahájením obnovy jasně určit druhy, kterým chceme obnovou pomoci, a později klíčové části habitatu, které daný druh potřebuje k životu a které chceme obnovit. Pokud potřebuje druh ke svému životu přístup na více stanovišť, bude dostupnost zdrojů záviset na propojení jednotlivých habitatů, což se jeví jako klíčový problém zejména v oblastech, kde převládají lidské aktivity (Beier a Noss 1998; Debinski a Holt 2000). Během procesu je důležité zachovat všechny zdroje, které využívá populace organismů žijících na obnovovaném stanovišti. V kontextu starých ovocných

sadů jsou to například mrtvé, ale stále stojící stromy, které slouží jako úkryt nebo jako potrava (Miller a Hobbs 2007). Elmqvist et al. (2015) ve své práci píše, že je potřeba zvážit, zda habitat neprošel již tak velkou změnou, že jeho obnova je prakticky nemožná. Miller a Hobbs (2007) ve své review došli k závěru, že pro obnovu habitatu není možné stanovit pevné podmínky a pravidla kvůli velkým odlišnostem v jednotlivých habitatech a podmínkám v jejich bezprostředním okolí. Horáková et al. (2018) studie ukázala, že obnova autory sledovaného sadu pozitivně ovlivnila lišejníky, motýly, brouky a rovnokřídlé, zatímco ptáky a rostliny ovlivnila negativně. Tři z pěti ohrožených druhů, které obývaly sad, nebyly již po obnově v sadu nalezeny. Na druhou stranu bylo v obnoveném sadu objeveno pět nových, dříve se nevyskytujících ohrožených druhů. Obnova habitatu tedy může přinést užitek a posílit lokální biodiverzitu. Zahájení obnovy však musí předcházet podrobný průzkum obnovovaného biotopu. K obnově samotné se musí přistupovat s rozmyslem a jasným plánem.

3.2 Dutiny

3.2.1 Hnízdění v dutinách

Hnízda jsou stavěna zvířaty z řad bezobratlých i obratlovců za účelem ochrany vajec, mláďat, zdrojů i dospělých jedinců (Deeming a Reynolds 2015). Mezi hnízdy různých druhů ptáků mohou být obrovské rozdíly. Hnízda mohou nabývat podoby nory v zemi nebo břehu, miskovitých hnízd složených z větviček, trávy, peří a bláta, pečlivě utkané konstrukce, jaké si vytváří například snovačovití ptáci (*Ploceidae*), nebo dutiny mezi kameny a ve kmenech stromů (Collias a Collias 1984). Téměř 2 000 druhů ptáků a široká škála savců a hmyzu vyžadují ke svému hnízdění stromové dutiny. Proto jsou tyto dutiny celosvětově považovány za jeden z pilířů, o které se opírají lesní ekosystémy a společenstva živočichů žijící v nich (van der Hoek et al. 2017). Ptáci využívající k hnízdění dutiny si dutinu, ve které založí hnízdo, pečlivě vybírají a následně její podmínky ještě mohou upravovat. Většinou preferují vysoko umístěné dutiny s malým vletovým otvorem, kvůli snížení rizika predace, a velkým objemem samotné dutiny, která tak poskytne dostatek prostoru pro přebývání a výchovu potomstva (Nilsson 1984; Wiebe a Swift 2001; Gibbons et al. 2002; Wesolowski 2017). Mezi různými druhy zvířat využívajících k hnízdění stromové dutiny jsou velké rozdíly, co se týče nároků a faktorů, podle kterých si vybírají, v jaké dutině zahnízdí

(Li a Martin 1991; Aitken et al. 2002). Většina datlovitých ptáků (*Picidae*) hnízdí každý rok v nové dutině a k využití starých se uchyluje jen zřídka (Aitken et al. 2002; Saab et al. 2004; Blanc a Martin 2012). Méně konkurenceschopní sekundární dutinové hnízdičky se často kvůli nedostatku pro ně optimálních dutin musí spokojit s méně vyhovující dutinou, což může vést ke zvýšení rizika hnízdní predace, snížení jejich životní úrovně a zhoršení jejich kondice (Aitken a Martin 2008, 2012).

3.2.2 Mikroklima dutin

Vycpání dutiny různým přírodním materiálem může snížit velikost dutiny a zlepšit izolační schopnosti stěn. To má pozitivní vliv jak na dospělce, tak na vejce nebo mláďata (Wachob 1996). Hnízdo často poskytuje téměř dokonalé prostředí pro inkubaci a výchovu mláďat, a to díky své schopnosti udržovat, nebo alespoň přispívat k udržování optimálního mikroklimatu, které je pro vejce, potažmo čerstvě narozená mláďata velmi důležité (Dawson et al. 2005; Mueller et al. 2019). Stabilní mikroklima umožňuje rodičům častěji a na delší časový úsek opouštět hnízdo za účelem shánění potravy a snižuje množství energie, kterou musí vydat na vytopení hnízda (Martin a Ghalambor 1999). Toto mikroklima vzniká díky teplu, které vydávají dospělí jedinci, a termoregulačním vlastnostem hnízda, stejně jako umístění samotného hnízda v habitatu (Heenan 2013; McGowan et al. 2004). Mikroklima dutiny ovlivňuje téměř všechny aspekty výchovy mláďat. Teplota u ptáků ovlivňuje vývin vajec (Webb 1987), rychlost růstu pisklat (Quinney et al. 1986) a energetickou spotřebu jak mláďat, tak i dospělců ještě v době inkubace (Webb a King 1983). I u savců má vyšší teplota pozitivní vliv na vývoj plodu (Racey 1973), produkci mateřského mléka nebo rychlost růstu mláďat (Zahn 1999). Clement a Castleberry (2013) chtěli ve své práci kvantifikovat rozdíly v mikroklimatu uvnitř dutin, které mohou potenciálně využívat ptáci a netopýři, a objasnit vztah mezi strukturou stromu a mikroklimatem dutiny, která se v něm nachází. Mikroklima dutiny je logicky ovlivněno klimatickými podmínkami okolí. Autoři uvádí, že velká část výzkumů zabývajících se podobnou problematikou používá jako hlavní faktor teplotní extrémů nebo průměry. Jen jedna autory uvedená studie (Paclík a Weidinger 2007) zohledňuje fluktuaci teploty. Právě ta se přitom v práci Clementa a Castleberryho (2013) ukázala jako velmi důležitá a autoři tak apelují, aby byla v budoucích výzkumech zohledňována. Struktura stromu totiž zprostředkovává mikroklima díky tomu, že reguluje, jak fluktuace počasí ovlivňuje dutinu. Autoři se dále snažili prokázat, že zvířata hledající ideální dutinu mohou

odhadnout kvalitu mikroklimatu podle viditelné struktury stromu. Velikost efektu byla ovšem v porovnání s celkovými rozdíly mikroklimatu velmi malá (struktura stromu vysvětlovala pouze 28 % rozdílů v mikroklimatech). Clement a Castleberry (2013) tak uvádějí, že tento čistě vizuální postup při hodnocení kvality dutiny hraje pravděpodobně jen malou roli. Zvířata tak nejspíše k hodnocení dutiny požívají jiné metody, jako například vracení se do dutin, kde už byla vychována mláďata, nebo sociální komunikaci (Wiebe 2011). V závěru práce autoři uvádějí, že hodnocení mikroklimatu podle struktury stromu se nedá příliš zobecnit. Stejně strukturální veličiny, jako průměr kmene nebo velikost vletového otvoru, jsou v některých studiích uváděny jako mikroklima-ovlivňující (Paclík a Weidinger 2007; Rhodes et al. 2009) a v jiných ne (Wiebe a Swift 2001). Vztah mezi strukturou stromu a mikroklimatem dutiny, který existuje v jednom habitatu, nemusí už existovat v jiném (Clement a Castleberry 2013). Postupy úpravy hnízdní dutiny se liší mezi jednotlivými druhy a dokonce mezi jedinci stejného druhu. To je dáno mimo jiné odlišnými podmínkami, ve kterých se hnízdní dutiny nachází. Kromě velikosti a umístění hnízdní dutiny může kvalita hnízda záviset i na materiálu, který je použitý na vycpání hnízda. Alvaréz et al. (2013) ve své práci o hnízdech sýkory koňadry (*Parus major*) uvádí, že páry, které ve vystýlce měly vyšší zastoupení mechu, měly větší snůšky než páry, které měly vystýlku převážně z peří a větviček. Ačkoli podoba a umístění hnízda se mohou mezi jednotlivými případy dimenzionálně odlišovat, téměř vždy je hnízdo kriticky důležité pro přežití a úspěšné rozmnožování jedinců, kterými je obýváno (Sonnenberg et al. 2020).

3.2.3 Tvůrci dutin a sekundární dutinové hnízdiči

Eberthard (2002) uvádí, že ptáci žijící v dutinách se dají rozdělit na ptáky, kteří si dokáží vyhloubit dutinu (dále jen tvůrci dutin), a na ty, kteří na to nejsou uzpůsobeni a musejí se spolehnout na přirozeně vzniklé dutiny nebo starší, již opuštěné vyhloubené dutiny. Tyto dva druhy ptáků byly vždy kvůli tomu, že oba využívají k hnízdění dutiny, řazeny do stejné skupiny. Ukázalo se však, že mezi nimi jsou značné rozdíly. Martin a Li (1992) uvádějí, že tvůrci dutin mají průměrně vyšší úspěšnost rozmnožování, velikost snůšky, ale například i pravděpodobnost přežití jako dospělci. Dále ve své práci o pěvcích (*Passeriformes*) a šplhavcích (*Piciformes*) zjistili, že odchylky v plodnosti a schopnosti přežití více ovlivňují specifikace hnízda a s nimi spojená hnízdní predace než limitace potravy. Dále pak porovnali plodnost a schopnost přežití mezi mnoha druhy ptáků s rozličnými typy hnízda. Tvůrci dutin se umístili

velice vysoko co se schopnosti přežití týče, ale vyznačovali se poměrně nízkou plodností. Naopak sekundární dutinová hnízdička nepřežívají tak dlouze, ale je to vyváжено výrazně vyšší plodností. Abundance a aktivita ptáků, kteří dokážou dutiny vyhloubit, tak ovlivňuje celé populace dalších druhů využívající volné dutiny (Blanc a Walters 2008; Martin et al. 2004). Tvůrci dutin se stávají velice důležitými pro sekundární hnízdička hlavně v oblastech, kde je obecný nedostatek dutin (Löhmus et al., 2005), stejně jako v suchých a chladných oblastech, kde rozkladné procesy nutné ke vzniku přirozených dutin probíhají velice pomalu. V minulosti se mělo za to, že rozmnožování ptáků hnízdicích v dutinách je limitováno přístupem k hnízdním dutinám. Tato limitace má logicky největší vliv na sekundární dutinová hnízdička, kteří si nezvládnou dutinu sami vyhloubit. I ptáci, kteří si dutiny vyhloubit dokáží, však mohou být limitováni počtem stromů s dostatečnou šířkou kmene (Franzreb 1997; Schepps et al. 1999; Ojeda et al. 2007). Jak primární, tak sekundární dutinová hnízdička musí ještě k tomu často soupeřit o místo v dutinách s dalšími druhy ptáků a malých savců (Strubbe a Matthysen 2009).

3.2.4 Vznik a výskyt dutin

Podle Newtona (1998) využívá k hnízdění dutiny 9–18 % všech ptačích druhů a v lesních ekosystémech mohou poskytovat zdroje nebo prostor pro hnízdění až 30 % všech v systému žijících obratlovců (Bunnell et al. 1999). Dutiny samotné můžeme rozdělit na dutiny vyhloubené ptáky a dutiny vzniklé přirozeně. Nejčastější příčinou vzniku přirozené dutiny je podle Grueblera et al. (2013) rozklad dřevní hmoty v důsledku napadení dřevokaznou houbou. K napadení stromu má houba nejlepší příležitost, pokud se na stromě vyskytuje nějaké čerstvé poranění, které odhaluje jinak chráněnou dřev. Takové poranění může vzniknout v důsledku přirozeného ulomení větve, odstranění větve během managementu nebo v důsledku poškození stromu zvířetem. To, jestli se dřevo začne po poškození rozkládat, závisí na tom, jak dlouho trvá, než se rána zacelí, potažmo pak na velikosti rány. Malé rány s průměrem 5–10 centimetrů se často zacelí tak rychle, že se nestihne nastartovat rozkladný proces (Dujesiefken a Stobbe 2002). Větší rány jsou ale vystaveny okolnímu prostředí dost dlouho na to, aby v nich začala růst některá z dřev rozkládajících hub (Schwarze et al. 2000). Události jako lesní požáry nebo silné bouře, které způsobují poškození stromů, mohou urychlit přirozený rozklad stromů a potažmo tedy tvorbu přirozených dutin (Busing et al. 2009; Stephens a Moghaddas 2005). Gruebler et al. (2013) dále

uvádí že přítomnost ptáky vyhloubených dutin byla pravděpodobnější ve stromech s vyšším DBH. I přirozené dutiny se častěji vyskytovaly v širších stromech s nižší vitalitou a vyšším počtem prořezaných hlavních větví. Dalším faktorem byl pak podíl mrtvých větví v koruně. Zároveň se přirozené dutiny častěji vyskytovaly na stromech, které obsahovaly také dutiny vyhloubené ptáky. Strom, který obsahoval alespoň jednu dutinu, ať už přirozenou či vyhloubenou, měl pak vyšší pravděpodobnost výskytu dalších dutin. Nejdůležitějším faktorem je ale přítomnost dřeva rozkládajících hub. V uvedené studii byl největší počet dutin napočítán na jabloních. To autor vysvětluje velkou náchylností jabloní k napadení dřeva rozkládající houbou a tudíž ke zhoršení vitality stromu, častějším prořezáváním, a v neposlední řadě větší pravděpodobností, že si tvůrci dutin k vyhloubení dutiny vyberou strom, který je napaden takovouto houbou. Ptáci z čeledi datlovitých (*Picidae*), jakožto ve většině světa nevykonnější tvůrci dutin mezi obratlovci (Aitken a Martin 2007; Wesolowski 2007), obecně většinou preferují stromy s měkkým dřevem (Remm et al. 2006; Schepps et al. 1999; Stenberg 1996). Jablečné stromy často obsahují dutiny už při poměrně nízkém průměru kmene, a proto jsou významné zvláště v sadech s velkým podílem mladých stromů. Nové sady a výsadby by tak měly obsahovat nemalé procento jabloní, ve kterých se dutiny začnou tvořit nejdříve a zajistí tak životní podmínky spoustě druhů závislých na dutinách (Grüebler et al. 2013). Gutzatova a Dormannova (2018) metaanalýza potvrdila, že největší pravděpodobnost přítomnosti dutiny mají stromy s nízkou vitalitou (nebo úplně mrtvé) s velkým DBH a s narušenou korunou. Důležitost DBH pro výběr stromu podle ní klesá se zvyšujícím se průměrným DBH celého porostu. Preference stromu se pak liší i mezi jednotlivými ptačími druhy. Remm a Löhmus (2011) ve své práci zkoumali hustotu a rozložení dutin v lesních ekosystémech. Hustota dutin byla v neudržovaných lesích výrazně vyšší než v lesích se stálým managementem, a v dominantně listnatých lesích vyšší než ve smíšených lesích. Důležitější než průměrná teplota byla pak hodnota průměrných srážek, což autoři vysvětlují limitací růstu dřevokazných hub vlhkostí. Tato limitace není tak podstatná při napadení ještě živého stromu, ale až později pro klíčení houbových spor v ráně (Boddy 2001; Donnelly et al. 1990).

3.2.5 Dutiny ve městě

Společenstva živočichů hnízdící v dutinách mohou v městské zástavbě využívat mnoho alternativ k přírodním dutinám, jako jsou malé duté prostory v domech a jiných stavbách (Remacha a Delgado 2009). McCleery a Parker (2011) dokonce uvádějí, že některé druhy veverek žijících v obydlených oblastech k hnízdění využívají častěji tyto antropogenní náhrady než přírodní dutiny. LaMontagne et al. (2015) píše o stromových dutinách v různých typech habitatů v Chicagu. Jednotlivá stanoviště rozdělila do tří kategorií: lesní prostředí, velké parky a obytné oblasti. Zajímalo ji, jaká je početnost dutin v různých městských habitatech, jestli se mezi habitaty liší charakteristiky dutin, a jestli je počet a charakter dutin ovlivněn městským prostředím. Výsledky ukázaly, že početnost dutin byla podobná ve všech typech habitatů. Zatímco na lesních stanovištích měly mrtvé stromy zastoupení přibližně 10 %, v parcích a obytných oblastech to bylo pouze 1 %. Dutiny vyhloubené tvůrci dutin byly nejpočetnější na lesních stanovištích, zatímco přirozeně vzniklé dutiny měly největší zastoupení ve velkých parcích. Při zohlednění mnohem vyšší hustoty stromů na lesních stanovištích se ukazuje, že ačkoli dutinová hnízdička mohou najít útočiště i v parcích a menších plochách zeleně v obydlených oblastech, lesní stanoviště jsou co do početnosti dutin nejbohatší. Obdobné výsledky přinesla i Sandströмова et al. (2006) studie, která ukázala, že datlovití ptáci se vyskytovali na lesních stanovištích a v parcích mnohem častěji než v obytných oblastech blízko centra města. Dále LaMontagne et al. (2015) uvádí, že valná většina stromů v parcích a obytných zónách byla, zřejmě vlivem silného managementu, ve velmi dobrém zdravotním stavu a stromy napadené dřevokaznými chorobami se vyskytovaly jen zřídka. To implikuje, že většina vyhloubených dutin na těchto stanovištích byla vytvořena specifickými druhy tvůrců dutin, kteří se specializují na živé a zdravé stromy. Tyto stromy měly také průměrně větší průměr kmene a vykazovaly mnohem větší zastoupení přirozených dutin. Obojí autorka dává za vinu silnému managementu. Vyhloubené dutiny byly průměrně umístěny výš než přirozeně vzniklé dutiny, což autorka připisuje snaze tvůrců dutin udělat si hnízdo co nejhůře dostupné pro predátory. Jak přirozené, tak vyhloubené dutiny měly ve výzkumu LaMontagne et al. (2015) podobnou průměrnou velikost vletového otvoru. Podle Kocha et al. (2012) může homogenita velikosti vletových otvorů vyústit v obsazení většiny dutin nejagresivnějším druhem, kterému daný rozměr vyhovuje. Mezi takovými druhy agresivních hnízdiček vytlačující přirozené obyvatele dutin patří podle Chartera et al. (2013) například i u nás početný

vrabec domácí (*Passer domesticus*; Bennett 1990), nebo špaček obecný (*Sturnus vulgaris*; Koch et al. 2012). V závěru LaMontagne et al. (2015) dodává, že oblasti obývané lidmi s vyšším finančním příjmem obsahují zpravidla více stromů a zeleně než chudší oblasti. Tuto hypotézu podporují ve své práci i Iverson a Cook (2001). I Kinzig et al. (2005) uvádí že oblasti vyšší socioekonomické úrovně mívají vyšší biodiverzitu, alespoň co se týče rostlin a ptáků.

3.2.6 Vliv stáří na kvalitu dutin

Dutiny mohou s přibývajícím věkem ztrácet své kvality a intenzita jejich využívání zvířaty tak klesá (Mazgajski 2007). Čím je dutina starší, tím pokročilejší je fáze rozkladu jejích stěn (Thomas et al. 1979). Se ztenčením stěn přichází snížení izolačních schopností, což nevyhnutelně naruší mikroklima dutiny (Wiebe a Swift 2001). Se stářím se také zvyšuje riziko hnízdní predace, jelikož díky tenčím stěnám je pro predátora lehčí dostat se dovnitř, a také díky tomu, že si predátoři již mohli zapamatovat polohu dutiny (Nilsson 1984; Sonerud 1985; Wesołowski 2002; Paclík et al. 2009; Tozer et al. 2012). Jednou z mála výjimek jsou dutiny v živých topolech (*Populus spp.*), které se průměrně prohlubují o 1 centimetr za rok, a přitom zachovávají velikost vletového otvoru (Edworthy a Martin 2014). Vztah mezi stářím dutiny a intenzitou jejího osídlení je pak z velké části dán základními vlastnostmi dutiny. Druh ptáka, který dutinu vyhloubil, druh stromu, ve kterém je dutina umístěna, a stádium rozkladu ve kterém se dřevo nachází, silně ovlivňují dobu, po kterou zůstane dutina vhodná k hnízdění (Wesołowski 2011, 2012; Edworthy et al. 2012; Cockle et al. 2017), stejně jako rychlost změny jejích rozměrů (Edworthy a Martin 2014). Ve výzkumu prováděném ve vnitrozemí Britské Kolumbie se ukázalo, že dutiny vyhloubené ptáky, kteří jsou schopni hloubit do tvrdšího dřeva v živých listnatých stromech (převážně *Populus tremuloides*), vydržely déle. Rozkladné procesy dřeva v těchto dutinách také probíhaly mnohem pomaleji než v dutinách slabších dutinových tvůrců, kteří k hloubení museli zvolit již hnilobou změkklý nebo mrtvý strom (Edworthy et al. 2012; Edworthy and Martin 2014). Z toho plyne, že dutiny v živých a zdravých stromech si lépe zachovávají svou hodnotu pro sekundární dutinové hnízdiče (Edworthy et al. 2018).

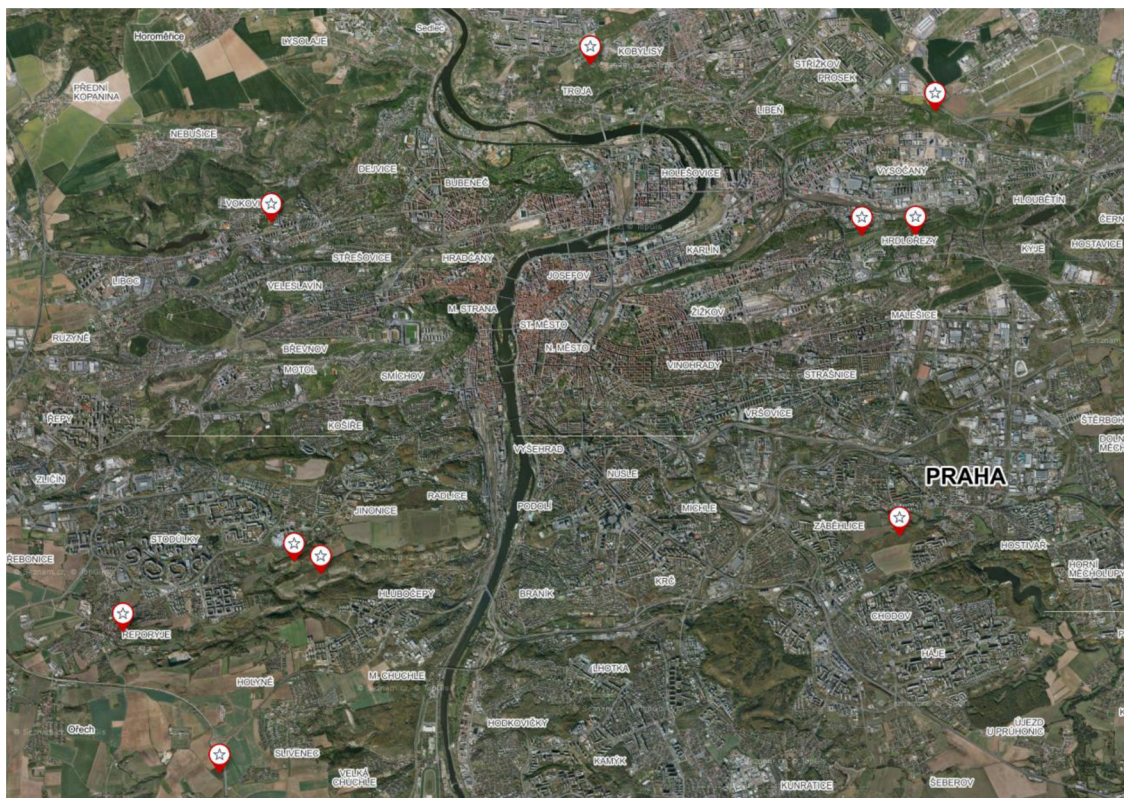
3.2.7 Vliv managementu na tvorbu a výskyt dutin

Edworthy a Martin (2013) ve své práci sledovaly vznik a dobu životnosti dutin, jak v porostech, kde probíhá těžba, tak v porostech netěžených. Zajímalo je, jestli těžba snižuje životnost dutin v zachovaných stromech, a jestli má způsob zachování stromu (zda je ponechán pouze jeden strom nebo skupina) vliv na rizika, která mu hrozí. Největším rizikem pro osamělé stromy nevytěžené právě kvůli zdrojům, které poskytují, je vyvrácení větrem (Scott a Mitchell 2005). Edworthy a Martin (2013) provedly analýzu ročního úbytku dutin a zjistily, že ztráty byly v porovnání s porosty, kde neprobíhala těžba, o 45 % vyšší u stromů, které byly ponechány soliterně, a o 27 % u stromů ponechaných ve skupinkách. Ačkoli tyto výsledky nejsou statisticky významné, naznačují, že skupiny stromů jsou odolnější k vývratu než solitérní stromy. I analýza doby životnosti dutin přinesla podobné výsledky. Dále uvádí, že dutiny v živých a zdravých stromech mají delší životnost než v mrtvých stromech napadených dřevokaznou houbou. Tyto mrtvé nebo nemocné stromy jsou také častěji odstraňovány, což může negativně ovlivnit druhy, které jsou závislé na rychle se rozkládajících mrtvých stromech. Autorky na závěr doporučují ponechávat v těžených lesech skupiny stromů různých druhů s rozmanitým stářím a zdravím, které budou podporovat bohatší společenstva dutinových hnízdičů. Ve své další studii srovnávala Edworthy et al. (2018) ekologickou hodnotu nových a starších dutin. Čerstvé dutiny byly nejvíce využívány samotnými tvůrci dutin a několika malými nebo středně velkými sekundárními hnízdiči, zatímco starší dutiny vyhledávali hlavně středně velcí až velcí sekundární dutinový hnízdiči. Toto rozdělení naznačuje, že rozmanitost dutin z hlediska stáří, velikosti a původu podporuje biodiverzitu dutinových společenstev. V kontextu lesního managementu je tak podle Edworthy et al. (2018) důležité chránit staré stromy obsahující velké staré dutiny a současně poskytovat dostatek zdravých stromů vhodných pro hloubení čerstvých dutin. Dutiny obecně vykazovaly nejvyšší míru obydlivosti jeden rok po jejich vyhloubení. Podobné výsledky přinesla i řada dalších studií (Aitken et al. 2002; Mazgajski 2007; Gentry a Vierling 2008). Míra obydlivosti dutin klesala přibližně do třetího roku, kdy se stabilizovala okolo 30 % a dále se již příliš neměnila (Edworthy et al. 2018).

4 Metodika

4.1 Výběr sadů

Tato práce navazuje na článek V. Janečka (Janeček et al. 2019), ve kterém spolu s ostatními autory monitoroval ovocné sady na území Prahy. Ze 76 studovaných sadů se následně udělal užší výběr 15 obnovených a 15 zanedbaných sadů, ve kterých byl proveden monitoring fauny. Z těchto 30 sadů bylo vybráno 5 obnovených a 5 zanedbaných sadů, ve kterých byl proveden monitoring stromů a stromových dutin, o kterém pojednává tato práce. Sady byly vybírány tak, aby byly rozprostřeny v různých vzdálenostech a směrech od centra Prahy. Roli hrála také dostupnost sadů. Některé zanedbané sady byly z důvodu nekontrolovaného bujení vegetace nepřístupné a některé byly v mezidobí mezi prvním monitoringem a psaním této práce zcela vykáceny. Pro přehlednost bylo označení sadů používané při monitoringu fauny zachováno i v této práci.



OBR. 1. UMÍSTĚNÍ STUDOVANÝCH SADŮ NA MAPĚ PRAHY (MAPY.CZ)

4.2 Sběr dat

V každém ze studovaných sadů byl vytyčen čtverec s hranou dlouhou 50 metrů se středem v bodě, ze kterého byl prováděn monitoring fauny. V tomto území byl zaznamenán každý strom kromě velmi mladých stromů vysazených v obnovených sadech. Ty se sice v několika sadech vyskytovaly ve velkých počtech, ale fyzicky není možné, aby se v nich nacházela dutina vhodná k hnízdění. U všech nalezených stromů a dutin bylo zaznamenáno několik veličin, jejichž popis se nachází v další části. Následně byla data převedena do digitální podoby a byly doplněny některé další deskriptivní veličiny sadů z internetových zdrojů (převážně s využitím mapového portálu mapy.cz). Monitoring byl proveden od listopadu 2021 do ledna 2022.

4.3 Charakteristiky sadů

U všech sadů byly zaznamenávány následující veličiny:

- **Management**

Značí, zda sad patří mezi obnovené nebo zanedbané.

- **Plocha sadu**

Určena pomocí webové aplikace mapy.cz. U zanedbaných sadů, které byly často obklopeny lesní vegetací, nešlo určit přesné hranice sadu a hodnoty jsou tedy pouze orientační.

- **Vzdálenost od středu Prahy**

Vzdálenost mezi geografickým středem Prahy (50°5'40,236"N, 14°28'50,281"E) a středem zkoumaného území. Změřeno pomocí webové aplikace mapy.cz.

- **Gradient vzdálenosti**

Pro statistické účely byly sady seřazeny podle své vzdálenosti od středu Prahy. Sad s hodnotou 1 je nejbližší geografickému středu Prahy, sad s hodnotou 10 nejdále.

- **Nadmořská výška**

Nadmořská výška středu sledovaného území. Určeno podle mapy.cz.

- **Hustota porostu**

Ze zjištěných počtů stromů přepočítán počet stromů na plochu jednoho hektaru.

4.4 Veličiny stromů

U všech stromů byly zaznamenávány následující veličiny:

- **Id**

Každému stromu byl přidělen identifikační kód ve formátu „*Kód sadu S číslo stromu*“.

- **Druh**

Zařazení dřeviny do úrovně rodu.

- **Klasifikace**

Přiřazení dřeviny do jedné z kategorií: ovocné dřeviny, neovocné dřeviny, nepůvodní dřeviny a neurčené dřeviny.

- **Obvod kmene**

Měření v prsní výšce (cca 130 cm od úrovně země).

- **DBH (průměr kmene v prsní výšce)**

Vypočítáno na základě změřených obvodů kmene v prsní výšce.

- **Tloušťková třída**

Dělí stromy do pěti tříd podle hodnoty DBH:

1. 3–10 cm
2. 10–20 cm
3. 20–30 cm
4. 30–40 cm
5. více než 40 cm

- **Zdraví**

Udává, zda je strom živý, či mrtvý.

- **Stáří**

Dělí stromy do pěti věkových tříd:

1. mladý strom (nedávno vysazený, tenký kmen)
2. dospívající strom (vzrostlejší strom se začínající produkcí)
3. dospělý strom (silný kmen, vyšší počet větvení, vrcholná produkce)
4. starší strom (známky stáří na koruně i kmeni)
5. mrtvý strom

- **Odhadovaná výška**

Výška, v případě nižších stromů odhadnuta s pomocí měřicí latě, v případě vyšších stromů pouze hrubým odhadem.

- **Výšková třída**

Dělí dřeviny do pěti tříd podle výšky:

1. 1–3 m
2. 3–5 m
3. 5–7 m
4. 7–9 m
5. více než 9 m

- **Celistvost koruny**

Udává, zda měl strom nepoškozenou celistvou korunu. Celistvost koruny mohla být narušena zraněním nebo v obnovených sadech managementem. Celistvá koruna byla značena „1“ a koruna poškozená „0“.

- **Zápoj keřového patra**

Dělí stromy do kategorií podle toho kolik, procent oblasti jednoho čtverečního metru kolem jejich kmene pokrývá keřové patro, tedy rostliny s výškou od jednoho do pěti metrů.

1. 0–20 %
2. 20–40 %
3. 40–60 %
4. 60–80 %
5. 80–100 %

- **Počet dokončených dutin**

Udává přesný počet dokončených dutin, které byly na stromě nalezeny.

- **Počet nedokončených dutin**

Udává přesný počet nedokončených dutin, které byly na stromě nalezeny. Za nedokončenou dutinu se považoval prostor v kmeni nebo větvi stromu vzniklý buďto zraněním stromu a následným hnitím, nebo prostor vyhloubený dutinovými tvůrci, který zatím neměl dostatečné prostory pro hnízdění, ale bylo pravděpodobné, že jich v budoucnu nabyde.

- **Počet vletových otvorů**

Udává přesný počet vletových otvorů, které byly na stromě nalezeny. Do jedné dutiny mohlo vést více vletových otvorů. V tom případě se zaznamenala jen jedna dutina a samostatné vletové otvory byly zaznamenány zvlášť.

4.5 Veličiny dutin

U všech dutin byly zaznamenávány následující veličiny:

- **Id**

Každé dutině byl přiřazen identifikační kód ve formátu „*kód sadu S číslo stromu D číslo dutiny*“. Pokud do dutiny vedlo více vletových otvorů, bylo za kód ještě připojeno písmeno, které řadilo jednotlivé vletové otvory.

- **Typ**

Vyjadřuje, zda dutina vznikla vyhníváním (značeno P jako přirozená), nebo přičiněním dutinových tvůrců (značeno V jako vyhloubená).

- **Výška vletového otvoru**

Uvádí co nejpřesněji odhadnutou vzdálenost vletového otvoru od úrovně země. Pro dutiny umístěné v dosahu měřicí latě jsou odhady přesnější než u výše položených dutin.

- **Průměr vletového otvoru**

Uvádí změřený, nebo co nejpřesněji odhadnutý průměr otvoru. U níže položených dutin bylo provedeno měření pomocí krejčovského metru. U dutin v dosahu měřicí latě byl proveden bližší odhad. U nejvýše položených dutin už jde jen o odhad.

- **Orientace**

Uvádí, kterým směrem byl orientován vletový otvor. K měření byl použit digitální kompas. K označování byly použity klasické anglické zkratky.

4.6 Zpracování dat

Nejprve byla vypracována popisná statistika zahrnující všechny zaznamenané stromy, jejíž výsledky tvoří první dvě části kapitoly Výsledky.

Následně byla provedena analýza GLM-poisson, která měla za cíl ukázat, jaké charakteristiky stromů ovlivňují početnost dutin ve všech stromech. Vzhledem k faktu, že se stromové dutiny nacházely jen v 10 % všech stromů, obsahoval dataset velké množství nulových hodnot. Následně byl dataset omezen pouze na ovocné dřeviny. Tímto omezením bylo z datasetu odstraněno pouze 5 stromových dutin. Po omezení datasetu byla provedeno nové vyhodnocení pomocí programu R verze 4.1.2 (R Core Team, 2021). Použita byla opět analýza GLM s poissonovým rozdělením. Za signifikantní byly považovány proměnné, jejichž hodnoty na hladině významnosti alfa byly nižší než 0,05. Tabulka s hodnotami Pr(Chi) je uveden v příslušné části kapitoly Výsledky. Skript, podle kterého bylo provedeno vyhodnocení, se nachází v příloze 1.

5 Výsledky

5.1 Sady

Celkem byl proveden monitoring stromů a dutin v 10 ovocných sadech. Polovina z nich prošla obnovou a sady jsou udržované, zatímco do druhé půlky spadají sady zanedbané.

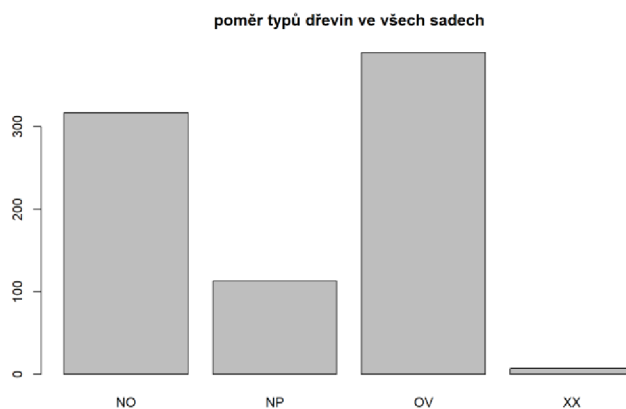
ID	Název	Souřadnice	Management	Plocha sadu (m ²)	Vzdálenost od centra prahy (km)	Gradient vzdálenosti	Nadmořská výška (m.n.m.)
O13	Klánovic zahrada	50.0326039N, 14.3155636E	1	4580	13,63	9	303
O7	Hemrovy skály	50.0438331N, 14.3584306E	1	5810	10,37	8	300
O10	Na punčoše	50.0418614N, 14.3649989E	1	5450	10,13	7	305
O4	Sad na Červeném vrchu	50.0984325N, 14.3526344E	1	7146	9,14	6	260
O9	Vrch Třešňovka	50.0962392N, 14.5002919E	1	101 733	1,41	1	318
Z8	Klíčovské sady sever	50.1161817N, 14.5186819E	0	78 932	3,62	3	250
Z4	Smetanka	50.0963642N, 14.5136742E	0	507	2,36	2	210
Z1	Sady zahradnické mládeže	50.0479867N, 14.5097600E	0	210 809	5,5	5	240
Z12	Lochkov u okruhu	50.0099417N, 14.3397417E	0	34 262	13,78	10	348
Z3	Velká Skála sever	50.1236314N, 14.4325022E	0	33 043	4,76	4	385

TAB. 1 SEZNAM STUDOVANÝCH SADŮ A JEJICH ZÁKLADNÍ CHARAKTERISTIKY.

5.1.1 Druhová skladba

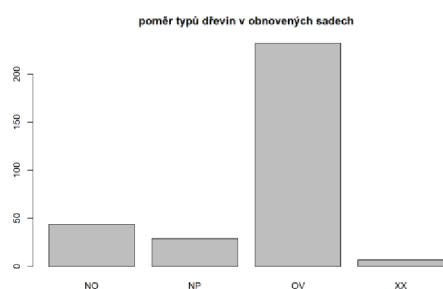
Ve sledovaných sadech byly rozpoznány 4 rody ovocných dřevin: hrušeň (*Pyrus* sp.), jabloň (*Malus* sp.), ořešák (*Junglans* sp.) a tři zástupci slivoní (*Prunus* sp.) třešeň, švestka a meruňka. Dále bylo nalezeno 7 rodů neovocných dřevin a 1 rod nepůvodní dřeviny. U 7 mrtvých dřevin jejich stav nedovoloval bližší identifikaci, a proto zůstávají neurčené.

Celkově bylo změřeno 827 dřevin z nichž 391 (47 %) tvořily dřeviny ovocné, 319 (39 %) dřeviny neovocné, 110 (13 %) dřeviny nepůvodní a 7 (1 %) neurčitelné dřeviny.



GRAF 1 POMĚR TYPŮ DŘEVIN V OBOU TYPECH SADŮ

V obnovených sadech tvořily téměř tři čtvrtiny celkové skladby ovocné dřeviny (graf 2). Neovocné dřeviny se zde vyskytovaly jen zřídka, často na okrajích, kde tvořily přírodní hranici sadu. Oproti tomu v zanedbaných sadech představovaly ovocné dřeviny jen asi jednu třetinu všech dřevin (graf 3) a dominantní v nich byly neovocné dřeviny. Neurčitelné dřeviny se nacházely jen v jednom z obnovených sadů.



GRAF 2 POMĚR TYPŮ DŘEVIN V OBNOVENÝCH SADECH.



GRAF 3 POMĚR TYPŮ DŘEVIN V ZANEDBANÝCH SADECH.

Rod dřeviny	Latinský název	Počet kusů v obnovených	Podíl v obnovených	Počet kusů v zanedbaných	Podíl v zanedbaných	Počet kusů celkově	Podíl celkově
Hrušeň	Pyrus sp.	14	4%	0	0%	14	2%
Jabloň	Malus sp.	19	6%	46	9%	65	8%
Meruňka	Prunus sp.	2	1%	0	0%	2	0%
Ořešák	Juglans sp.	8	3%	11	2%	19	2%
Slivoň	Prunus sp.	55	18%	0	0%	55	7%
Třešeň	Prunus sp.	134	43%	102	20%	236	29%
Ovocné dřeviny celkem		232	74%	159	31%	391	47%
Borovice	Pinus sp.	0	0%	4	1%	4	0%
Dub	Quercus sp.	28	9%	23	4%	51	6%
Habr	Carpinus sp.	0	0%	4	1%	4	0%
Hloh	Crataegus sp.	11	4%	97	19%	108	13%
Jasan	Fraxinus sp.	0	0%	39	8%	39	5%
Javor	Acer sp.	1	0%	74	14%	75	9%
Topol	Populus sp.	4	1%	34	7%	38	5%
Neovocné dřeviny celkem		44	14%	275	53%	319	39%
Akát	Robinia sp.	29	9%	81	16%	110	13%
Nepůvodní dřeviny celkem		29	9%	81	16%	110	13%
XX	XX	7	2%	0	0%	7	1%
Neurčitelné dřeviny celkem		7	2%	0	0%	7	1%
Dřeviny celkem		312	100%	515	100%	827	100%

TAB. 2 PŘESNÝ POČET ZMĚŘENÝCH DŘEVIN A JEJICH PROCENTUÁLNÍ ZASTOUPENÍ V OBOU TYPECH SADŮ.

5.1.2 Hustota porostu

Průměrná hustota porostu u obnovených sadů je 249,6 stromů na hektar. Zanedbané sady mají průměrnou hustotu výrazně vyšší, a to 412,8 stromů na hektar. Tento rozdíl je daný tím, že obnovené sady byly převážně tvořeny pouze pěstovanými dřevinami, zatímco zanedbané sady byly často hustě zarostlé náletovými dřevinami.

5.1.3 Zdraví stromů

V sadech bylo nalezeno 161 mrtvých stromů, což je 19 % všech měřených dřevin (tab. 3). V obou typech sadů bylo zastoupení mrtvých dřevin podobné. V obnovených sadech tvořily mrtvé stromy 21 % a v zanedbaných 18 % všech měřených dřevin.

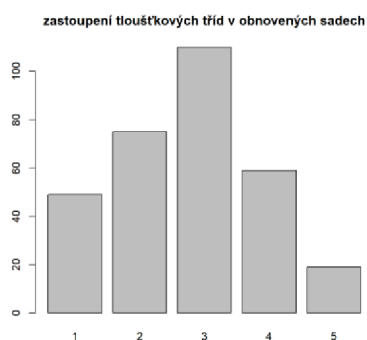
	Živé	%	Mrtvé	%	Celkem	%
Obnovené	245	79%	67	21%	312	100%
Neobnovené	421	82%	94	18%	515	100%
Celkem	666	81%	161	19%	827	100%

TAB. 3 ZASTOUPENÍ ŽIVÝCH A MRTVÝCH STROMŮ.

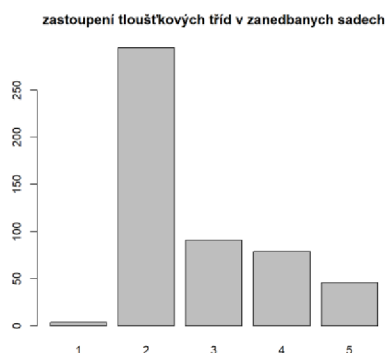
5.1.4 DBH

Průměrné DBH u obnovených sadů dosáhlo hodnoty 23,4 cm a u zanedbaných sadů 21,1 cm. Největší zastoupení má v obnovených sadech třetí tloušťková třída (35 %), tedy dřeviny s DBH 20–30 cm, zatímco v zanedbaných sadech byly nejpočetnější (57 %) dřeviny z druhé tloušťkové třídy (DBH 10–20 cm). Tato druhá tloušťková třída se podílí 45 % na celkové skladbě dřevin ve všech sadech, a je tak nejpočetnější třídou mezi všemi studovanými dřevinami.

Na grafech (grafy 4 a 5) a tabulce (tab. 4) níže můžeme vidět, že hlavním rozdílem v zastoupení tloušťkových tříd mezi obnovenými a zanedbanými sady je velmi malá početnost dřevin první tloušťkové třídy v zanedbaných sadech.



GRAF 4 ZASTOUPENÍ TLOUŠŤKOVÝCH TŘÍD V OBNOVENÝCH SADECH.



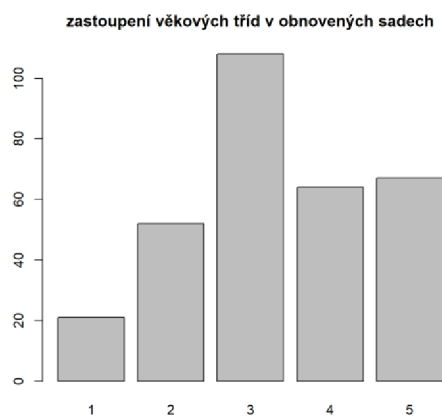
GRAF 5 ZASTOUPENÍ TLOUŠŤKOVÝCH TŘÍD V ZANEDBANÝCH SADECH

	1	%	2	%	3	%	4	%	5	%	celkem	%
Obnovene	49	16%	75	24%	110	35%	59	19%	19	6%	312	100%
Neobnovene	4	1%	295	57%	91	18%	79	15%	46	9%	515	100%
Celkem	53	6%	370	45%	201	24%	138	17%	65	8%	827	100%

TAB. 4 DISTRIBUCE DŘEVIN DO TLOUŠŤKOVÝCH TŘÍD.

5.1.5 Stáří stromů

V obou typech sadů bylo nejvíce stromů spadajících do věkové třídy 3, tedy dospělý strom. Tato třída měla celkové zastoupení 42 %, z toho v obnovených sadech 35 % a v zanedbaných dokonce 47 % (grafy 6 a 7, tab. 5). Za největší rozdíl mezi typy sadů můžeme považovat úplnou absenci kategorie 1 v neobnovených sadech, která v sadech obnovených tvoří 7 % stromů.



GRAF 6 ZASTOUPENÍ VĚKOVÝCH TŘÍD V OBNOVENÝCH SADECH



GRAF 7 ZASTOUPENÍ VĚKOVÝCH TŘÍD V ZANEDBANÝCH SADECH

	1	%	2	%	3	%	4	%	5	%	celkem	%
Obnovene	21	7%	52	17%	108	35%	64	21%	67	21%	312	100%
Neobnovene	0	0%	2	0%	240	47%	181	35%	92	18%	515	100%
Celkem	21	3%	54	7%	348	42%	245	30%	159	19%	827	100%

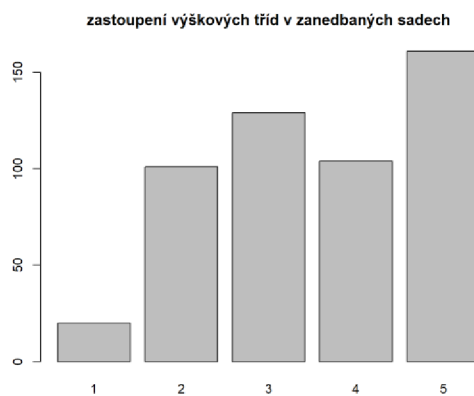
TAB. 5 DISTRIBUCE DŘEVIN DO VĚKOVÝCH TŘÍD5

5.1.6 Výška stromů

Průměrná výška stromů ve všech zkoumaných sadech byla 6,9 m. Nejpočetnější třída je se zastoupením 31 % třída 2. Průměrné hodnoty se však značně liší mezi obnovenými a zanedbanými sady. Zatímco průměrná výška stromu v obnoveném sadu byla 4,7 m, průměrný strom v zanedbaném sadu měřil 8,1 m. V obnovených sadech byla nejpočetnější třída 2 s 49 % stromů, zatímco v zanedbaných sadech se zastoupením 31 % třída 5.



GRAF 8 ZASTOUPENÍ VÝŠKOVÝCH TŘÍD V ZANEDBANÝCH SADECH



GRAF 9 ZASTOUPENÍ VÝŠKOVÝCH TŘÍD V ZANEDBANÝCH SADECH

	1	%	2	%	3	%	4	%	5	%	celkem	%
Obnovene	56	18%	152	49%	93	30%	7	2%	4	1%	312	100%
Neobnovene	20	4%	101	20%	129	25%	104	20%	161	31%	515	100%
Celkem	76	9%	253	31%	222	27%	111	13%	165	20%	827	100%

TAB. 6 DISTRIBUCE DŘEVIN DO VÝŠKOVÝCH TŘÍD

5.2 Dutiny

5.2.1 Výskyt dutin

Celkem bylo ve všech sadech zaznamenáno 137 dokončených dutin a dalších 439 dutin nedokončených. Jak je patrné v tabulce 7, distribuce dutin mezi typy sadů byla celkově poměrně vyvážená (obnovené 47 %, zanedbané 53 %). Celkově bylo zaznamenáno více vyhnílych dutin (58 %). V obnovených sadech byl poměr vyhloubených (52 %) a vyhnílych (48 %) dutin přibližně vyrovnaný, zatímco u zanedbaných sadů se vychyluje ve prospěch vyhnílych dutin (69 %).

	počet nedokončených dutin	počet vyhloubených dutin	%	počet vyhnílych dutin	%	počet dokončených dutin celkem	%
Obnovené	162	38	52%	35	48%	73	53%
Zanedbané	277	20	31%	44	69%	64	47%
Celkem	439	58	42%	79	58%	137	100%

TAB. 7 DISTRIBUCE TYPŮ DUTIN MEZI SADY

5.2.2 Distribuce dutin

Celkem 96 % všech zaznamenaných dutin se nacházelo v ovocných dřevinách. Nejvíce dutin se nacházelo v třešňových stromech (49 %). Nejvyšší procentuální zastoupení stromů obsahujících dutinu měly hrušně (64 % stromů obsahovalo dutinu) (tab. 8). Celkově jen 10 % všech zaznamenaných stromů obsahovalo dutinu, v rámci pouze ovocných stromů bylo stromů s dutinou 20 % (tab. 9).

Rod dřeviny	Latinský název	Počet stromů	Vyhlobených	%	Vyhnilých	%	Celkem	%
Hrušeň	Pyrus sp.	14	12	20,7%	7	8,9%	19	13,9%
Jabloň	Malus sp.	65	6	10,3%	14	17,7%	20	14,6%
Meruňka	Prunus sp.	2	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%
Ořešák	Juglans sp.	19	10	17,2%	4	5,1%	14	10,2%
Svěstka	Prunus sp.	55	6	10,3%	6	7,6%	12	8,8%
Třešeň	Prunus sp.	236	22	37,9%	45	57,0%	67	48,9%
Ovocné dřeviny celkem		391	56	96,6%	76	96,2%	132	96,4%
Borovice	Pinus sp.	4	1	1,7%	0	0,0%	1	0,7%
Dub	Quercus sp.	51	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%
Habr	Carpinus sp.	4	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%
Hloh	Crataegus sp.	108	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%
Jasan	Fraxinus sp.	39	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%
Javor	Acer sp.	75	0	0,0%	1	1,3%	1	0,7%
Topol	Populus sp.	38	0	0,0%	1	1,3%	1	0,7%
Neovocné dřeviny celkem		319	1	1,7%	2	2,5%	3	2,2%
Akát	Robinia sp.	110	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%
Nepůvodní dřeviny celkem		110	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%
XX	XX	7	1	1,7%	1	1,3%	2	1,5%
Neurčitelné dřeviny celkem		7	1	1,7%	1	1,3%	2	1,5%
Dřeviny celkem		827	58	100,0%	79	100,0%	137	100,0%

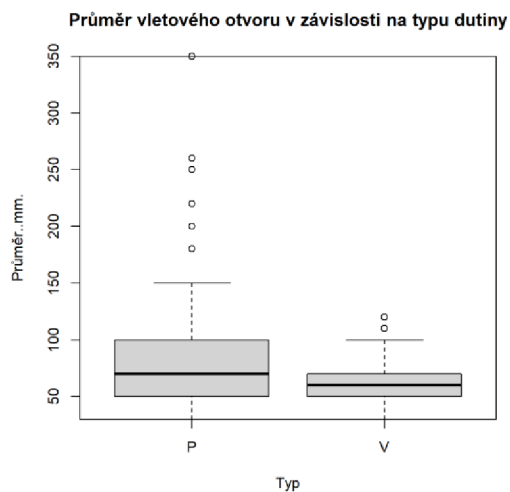
TAB. 8 DISTRIBUCE DUTIN MEZI DŘEVINY

Rod dřeviny	Latinský název	Počet stromů	Stromů s vyhloubenou	%	Stromů s vyhnílou	%	Stromů s dutinou	%
Hrušeň	Pyrus sp.	14	8	57%	4	29%	9	64%
Jabloň	Malus sp.	65	6	9%	12	18%	14	22%
Meruňka	Prunus sp.	2	0	0%	0	0%	0	0%
Ořešák	Juglans sp.	19	3	16%	4	21%	6	32%
Svěstka	Prunus sp.	55	5	9%	5	9%	9	16%
Třešeň	Prunus sp.	236	5	2%	32	14%	42	18%
Ovocné dřeviny celkem		391	27	7%	57	15%	80	20%
Borovice	Pinus sp.	4	1	25%	0	0%	1	25%
Dub	Quercus sp.	51	0	0%	0	0%	0	0%
Habr	Carpinus sp.	4	0	0%	0	0%	0	0%
Hloh	Crataegus sp.	108	0	0%	0	0%	0	0%
Jasan	Fraxinus sp.	39	0	0%	0	0%	0	0%
Javor	Acer sp.	75	0	0%	1	1%	1	1%
Topol	Populus sp.	38	0	0%	1	3%	1	3%
Neovocné dřeviny celkem		319	1	0%	2	1%	3	1%
Akát	Robinia sp.	110	0	0%	0	0%	0	0%
Nepůvodní dřeviny celkem		110	0	0%	0	0%	0	0%
XX	XX	7	1	14%	1	14%	2	29%
Neurčitelné dřeviny celkem		7	1	14%	1	14%	0	0%
Dřeviny celkem		827	29	4%	60	7%	83	10%

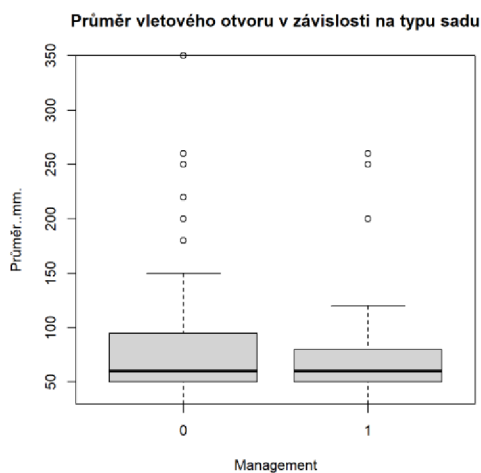
TAB. 9 PROCENTUÁLNÍ ZASTOUPENÍ STROMŮ S DUTINOU

5.2.3 Průměr vletového otvoru

Průměrné hodnoty průměru vletového otvoru se mezi typy sadů příliš neliší. U obnovených sadů činí 69 mm a u zanedbaných sadů 64 mm. Vyhníváním vzniklé dutiny mají oproti vyhloubeným lehce vyšší střední hodnotu průměru vletového otvoru a značně vyšší rozptyl. Některé hodnoty jsou dost odlehlé.



GRAF 10 PRŮMĚR VLETOVÉHO OTVORU V ZÁVISLOSTI NA TYPU DUTINY



GRAF 11 PRŮMĚR VLETOVÉHO OTVORU V ZÁVISLOSTI NA TYPU SADU

5.2.4 Výška vletového otvoru

Průměrná výška vletového otvoru činila 196 cm od úrovně země (v obnovených sadech 203 cm, v sadech zanedbaných 237 cm). Výšky vyhloubených dutin mají větší rozptyl než u vyhnílených dutin, stejně tak výšky dutin v obnovených sadech oproti zanedbaným sadům. Jedna hodnota (1 100 cm) je značně odlehlá.



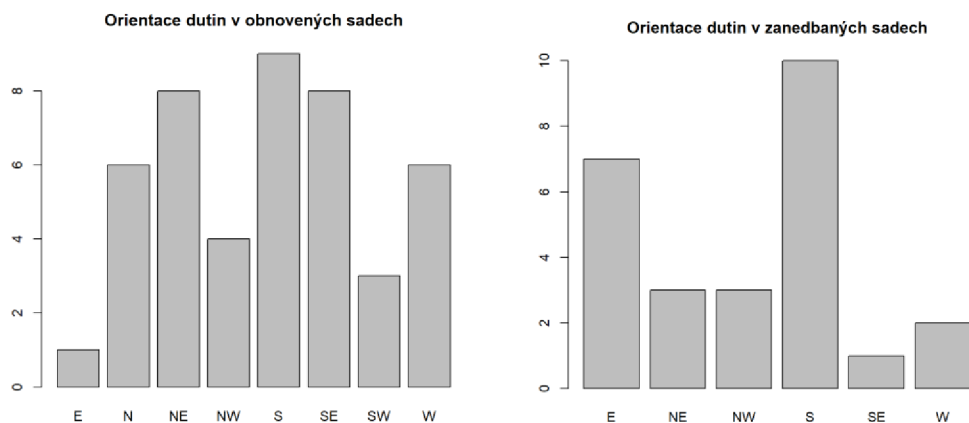
GRAF 12 VÝŠKA VLETOVÉHO OTVORU V ZÁVISLOSTI NA TYPU SADU



GRAF 13 VÝŠKA VLETOVÉHO OTVORU V ZÁVISLOSTI NA TYPU DUTINY.

5.2.5 Orientace vyhloubených dutin

Více než čtvrtina (27 %) všech vyhloubených dutin byla orientovaná na jih. Jak lze vidět na grafech 14 a 15, zatímco v obnovených sadech byla orientace vyhloubených dutin více rozprostřená, v zanedbaných sadech jasně převládá orientace dutin jižním směrem.



GRAF 14 ORIENTACE DUTIN V OBNOVENÝCH SADECH

GRAF 15 ORIENTACE DUTIN V ZANEDBANÝCH SADECH

Rozložení orientace a její procentuální zastoupení je uvedeno v následující tabulce (tab. 10).

Orientace	Počet vyhloubených dutin	%
N	5	9%
NE	10	17%
E	6	10%
SE	7	12%
S	16	28%
SW	3	5%
W	6	10%
NW	5	9%
Celkem	58	100%

TAB. 10 DISTRIBUCE VLETOVÝCH OTVORŮ DO SVĚTOVÝCH STRAN

5.3 Porovnání vlivu charakteristik stromů na výskyt dutin v ovocných stromech

V tabulce 11 jsou uvedeny průměrné hodnoty vybraných sledovaných veličin pro jednotlivé dřeviny.

Rod dřeviny	Latinský název	Počet stromů	Dutin	DBH	Zdraví	Stáří	Výška	celistvá koruna	Průměr dutin
Hrušeň	Pyrus sp.	14	19	36,4	0,43	3,71	4,5	0,21	1,3571
Jabloň	Malus sp.	65	20	29,3	0,54	4,07	5,5	0,66	0,3077
Meruňka	Prunus sp.	2	0	4,2	1,00	2,00	3,2	1,00	0,0000
Ořešák	Juglans sp.	19	14	31,4	0,84	3,54	7,4	0,74	0,7368
Svěstka	Prunus sp.	55	12	26,7	0,55	4,43	4,5	0,60	0,2182
Třešeň	Prunus sp.	236	67	23,2	0,65	3,67	4,8	0,70	0,2839
Ovocné dřeviny celkem		391	132	21,1	0,64	3,47	4,8	0,59	0,3376
Borovice	Pinus sp.	4	1	24,8	1,00	3,46	14,8	1,00	0,2500
Dub	Quercus sp.	51	0	17,5	1,00	2,33	7,0	0,98	0,0000
Habr	Carpinus sp.	4	0	13,7	1,00	3,00	13,7	1,00	0,0000
Hloh	Crataegus sp.	108	0	12,1	1,00	3,10	12,1	1,00	0,0000
Jasan	Fraxinus sp.	39	0	17,1	1,00	3,77	10,3	0,95	0,0000
Javor	Acer sp.	75	1	23,3	0,99	3,46	11,7	0,97	0,0133
Topol	Populus sp.	38	1	20,6	1,00	3,13	9,5	1,00	0,0263
Neovocné dřeviny celkem		319	3	17,9	1,00	3,15	11,0	0,99	0,0094
Akát	Robinia sp.	110	0	13,4	0,96	2,92	6,1	0,97	0,0000
Nepůvodní dřeviny celkem		110	0	13,4	0,95	2,92	6,1	0,97	0,0000
XX	XX	7	2	16,7	0,00	5	1,802	0	0,2857
Neurčitelné dřeviny celkem		7	2	16,4	0,00	5	1,8	0	0,2857
Dřeviny celkem		827	137	17,0	0,65	3,552689	4,919	0,64	0,1657

TAB. 11 PRŮMĚRNÉ HODNOTY VYBRANÝCH CHARAKTERISTIK DŘEVIN

Jak bylo již zmíněno v metodice, ze statistických důvodů byl vliv charakteristik stromů vyhodnocován pouze pro ovocné dřeviny.

Při vyhodnocování vlivu charakteristik stromů na výskyt dutin byly brány v potaz tyto proměnné: klasifikace stromu, DBH, zdraví stromu, stáří stromu, odhadovaná výška, celistvost stromové koruny, zápoj keřového patra, vzdálenost od středu Prahy, hustota stromů v sadu vztahovaná k jednomu hektaru a management sadu. Bylo provedeno statistické vyhodnocení pomocí GLM-poisson a při signifikantním výsledku byly vytvořeny grafy kontinuální proměnné. Jako signifikantní byly brány hodnoty na hladině významnosti $\alpha < 0,05$.

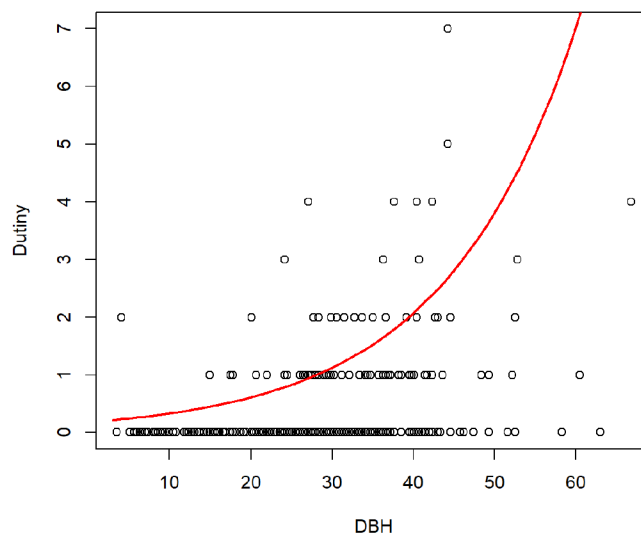
Proměnná	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			390	464,68	
DBH	1	80,571	389	384,11	<0,001
Zdraví	1	16,252	388	367,86	<0,001
Výška	1	9,184	387	358,67	<0,05
Nedokončené dutiny	1	14,091	386	344,58	<0,001
Celistvost koruny	1	4,791	385	339,79	<0,05
Management	1	5,616	384	334,17	<0,05
Hustota	1	11,335	383	322,84	<0,001

TAB. 12 TABULKA PRŮKAZNOSTI GLM PRO POROVNÁNÍ VLIVŮ CHARAKTERISTIK STROMŮ NA POČETNOST DUTIN V OVOCNÝCH STROMECH

Analýza vlivů jednotlivých faktorů přinesla následující zjištění:

DBH ($p < 0,001$)

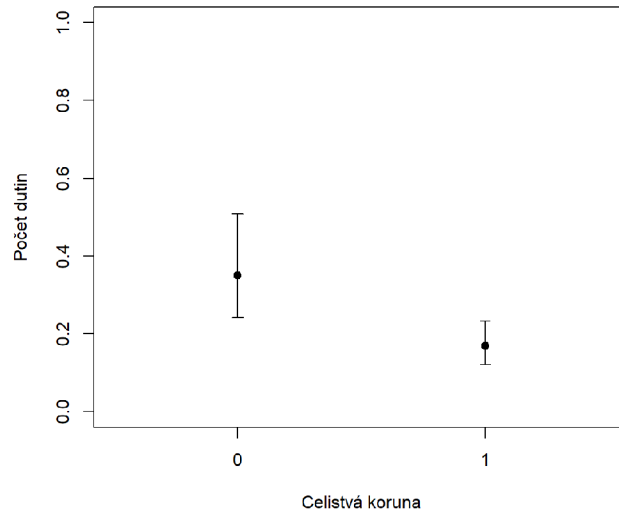
S rostoucí tloušťkou dřeviny stoupá početnost dutin (graf 16).



GRAF 16. VLIV TLOUŠŤKY STROMU NA POČETNOST DUTIN

Celistvost koruny ($p < 0,05$)

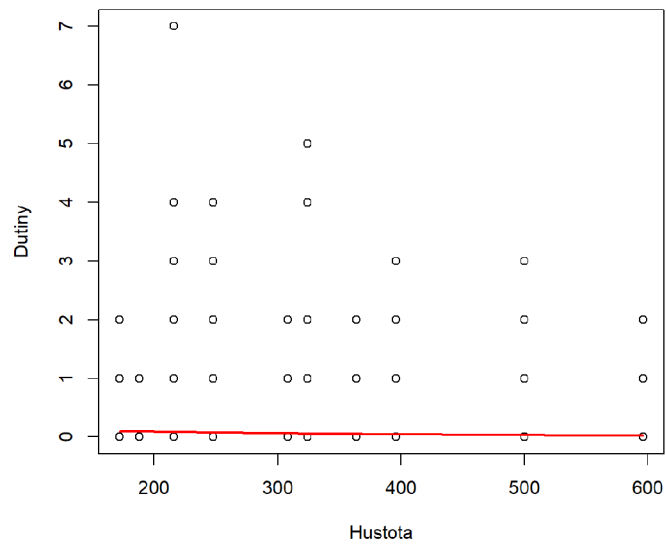
Dutiny měly vyšší početnost ve stromech s porušenou korunou (graf 17).



GRAF 17 VLIV CELISTVOSTI STROMOVÉ KORUNY NA POČETNOST DUTIN

Hustota stromů ($p < 0,001$)

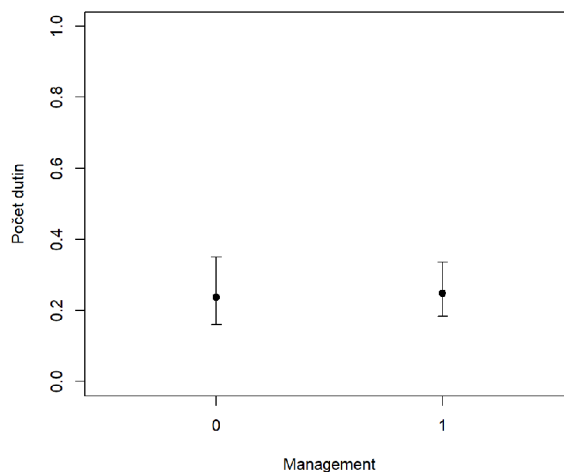
Se zvyšující se hustotou stromů mírně klesala početnost dutin (graf 18).



GRAF 18 VLIV HUSTOTY STROMŮ NA POČETNOST DUTIN

Management (p <0,05)

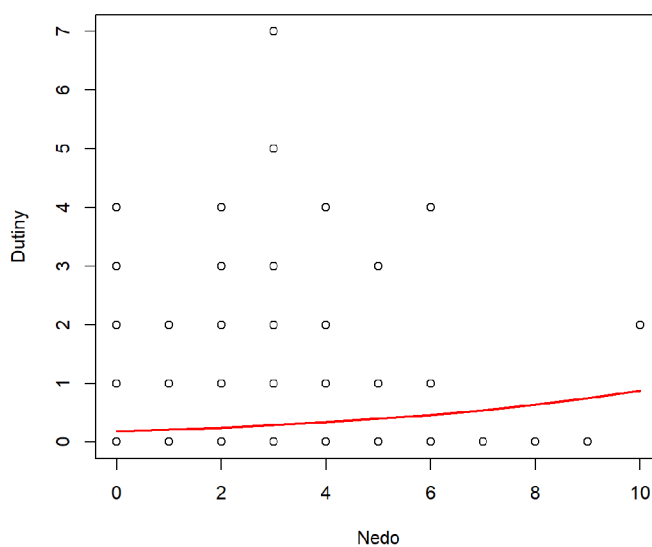
Obnovené sady měly velmi mírně vyšší početnost dutin (graf 19)



GRAF 19 VLIV MANAGEMENTU NA POČETNOST DUTIN

Počet nedokončených dutin (p <0,001)

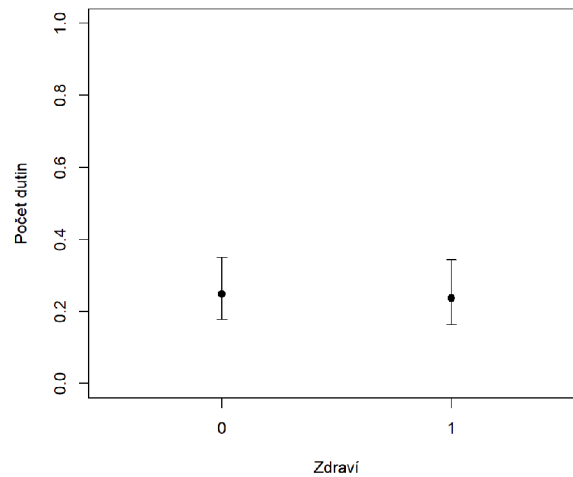
Se zvyšujícím se počtem nedokončených dutin se zvyšuje početnost dokončených dutin (graf 20).



GRAF 20 VLIV POČTU NEDOKONČENÝCH DUTIN NA POČETNOST DUTIN

Zdraví ($p < 0,001$)

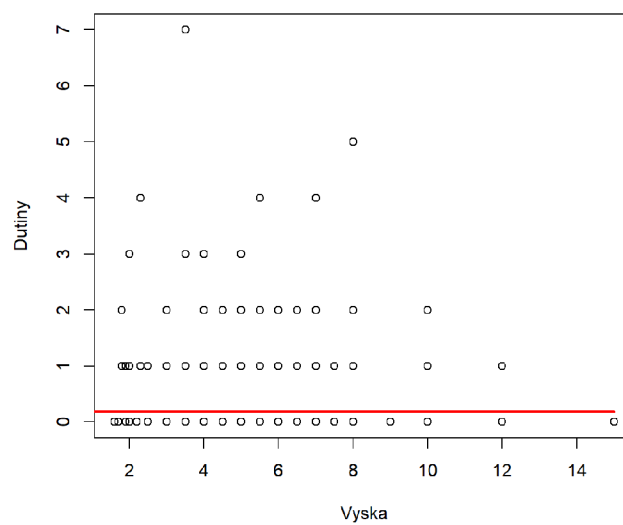
Mezi živými stromy a mrtvými stromy byl v početnosti dutin pouze minimální rozdíl (graf 21).



GRAF 21 VLIV ZDRAVÍ STROMU NA POČETNOST DUTIN

Výška ($p < 0,001$)

Výška stromu ovlivňuje početnost dutin pouze velmi málo (graf 22).



GRAF 22 VLIV VÝŠKY STROMU NA POČETNOST DUTIN

Vyhodnocení pro jednotlivé typy dutin

Bylo provedeno statistické vyhodnocení vlivu charakteristik stromů na početnost dutin v ovocných stromech pro každý typ dutin zvlášť (opět pomocí GLM-poisson). Z důvodu velkého množství nulových hodnot nebylo možné vytvořit grafické výstupy. Získané výsledky pro veličiny, které u obou typů vyšly průkazně, však byly pro oba typy dutin velmi podobné. V tabulce 13 je zaznamenáno, které proměnné měly průkazný vliv na jednotlivé typy dutin.

	Vyhlobené	Vyhnilé
DBH	1	1
Celistvost koruny	0	1
Zdraví	1	1
Hustota porostu	0	1
Nedokončené dutiny	1	1
Počet vyhnilých dutin	1	0
Vzdálenost od středu Prahy	1	0

TAB. 13 PRŮKAZNÉ VELIČINY PRO JEDNOTLIVÉ TYPY DUTIN

6 Diskuse

Tato bakalářská práce porovnává početnost a charakteristiky stromů a stromových dutin v deseti ovocných sadech dvou typů. První typ představovaly sady obnovené, tedy sady, ve kterých probíhal aktivní management. Druhým typem byly pak sady zanedbané, tedy sady, které byly delší čas bez managementu. Celkem bylo při terénním monitoringu zaznamenáno 827 dřevin a 137 dokončených stromových dutin. Vyhodnocení bylo provedeno na úrovni sadů, stromů a dutin.

Sady

Obnovené sady se vyznačovaly větším rozestupem mezi stromy, což se projevuje výrazně nižší průměrnou hustotou stromů v obnovených sadech i celkovým nižším počtem stromů. Samotných ovocných stromů pak ale bylo v obnovených sadech 231, zatímco v zanedbaných pouze 156. Malou početnost neovocných stromů (14 %) v obnovených sadech vysvětlují tím, že se vyskytovaly téměř výhradně na okrajích sadů, kam se buď rozšířily z okolních pozemků, nebo tam byly vysazeny za účelem vytvoření jakéhosi přírodního ohraničení sadu.

Keřové patro se v obnovených sadech prakticky nevyskytovalo a bylinné patro bylo tvořeno převážně jen velmi nízkým travním porostem, což souhlasí i s popisem Horáka et al. (2013). Oproti tomu v zanedbaných sadech byly rozestupy mezi stromy z důvodu hojného výskytu náletových dřevin výrazně nižší. Stromy nebyly nijak udržovány, a tak byly často v horším stavu než dřeviny v sadech obnovených. Tento fakt se v zanedbaných sadech projevoval obzvláště u ovocných stromů, které už byly často obklopené mnohem početnějšími náletovými dřevinami nebo lesním porostem. Poměr živých a mrtvých stromů byl v obou typech sadů dost podobný a celkově tvořily mrtvé dřeviny pouze 19 % všech stromů. Ovocné stromy však v zanedbaných sadech představovaly pouze 31 % a většina mrtvých stromů v tomto typu sadu byla reprezentována právě jimi.

Stromy v obnovených sadech měly vyšší průměrné DBH. To je pravděpodobně dáno faktem, že poměrně velkou část stromů (19 %) v zanedbaných sadech tvořily hlohy (*Crateagus* sp.) a akáty (*Robinia pseudoacacia*) – dohromady tvořily 16 %. Tyto dvě dřeviny měly často i přes pokročilý věk poměrně nízké hodnoty DBH, což v kombinaci s jejich nemalou početností snižuje celý průměr zanedbaných sadů. Stromy z tloušťkové třídy 1, tedy stromy s hodnotou DBH mezi 3 a 10 centimetry, se

v zanedbaných sadech téměř nevyskytovaly. V obnovených sadech tvořily tyto stromy 16 % všech dřevin. Tato tloušťková třída byla však v obnovených sadech tvořena převážně velmi mladými stromy vysazenými v rámci managementu, což vysvětluje jejich absenci v sadech zanedbaných. To stejné platí i pro stromy z věkových tříd 1 a 2, které se v zanedbaných sadech téměř nevyskytovaly. Gruebler et al. (2013) uvádí, že vitalita stromů v jím sledovaných sadech silně klesala se stoupajícím DBH a věkem. Výsledky této práce udávají největší DBH u živých stromů, jedná se však o stromy neovocné. Po vyhodnocení průměrných DBH jen u ovocných stromů bylo zjištěno, že průměrné DBH mrtvých ovocných stromů je o 4,5 centimetru vyšší než u živých stromů. Výsledky se tedy shodují s výsledky Grueblera et al. (2013).

Počet mrtvých stromů, tedy stromů z věkové třídy 5, byl vyšší v zanedbaných sadech, což byl předpokládaný výsledek. Gruebler et al. (2013) zmiňuje, že jediný ovocný strom, který se v jeho studii odlišoval od ostatních svou vyšší vitalitou, byla hrušeň (*Pyrus* sp.). Mezi hrušněmi zaznamenanými v této práci bylo 56 % stromů mrtvých. Hrušně se však vyskytovaly pouze v jednom sadu a celkově jich bylo zaznamenáno pouze 14. Z takto malého statistického vzorku není možné vyvodit žádné relevantní závěry.

Největší rozdíl mezi obnovenými a zanedbanými sady byl v průměrné výšce stromů. Průměrný strom v zanedbaném sadu měřil 8,1 metru, což je o 3,4 metru více než průměrný strom v obnoveném sadu. Ovocné stromy dosahovaly v obou typech sadů přibližně stejné výšky. Průměrná výška v zanedbaných sadech je zvyšována hlavně javory (*Acer* sp.) a topoly (*Populus* sp.), které se v obnovených sadech vyskytovaly jen zřídka. Schepps et al. (1999) ve své práci uvádí, že se zvyšující se výškou stromu může klesat tvrdost jeho dřeva. Ačkoli jsou mezi tvůrci dutin podle Scheppse et al. (1999) rozdily co se týče preferované tvrdosti dřeva, preferují tvůrci dutin zpravidla dřevo měkčí (Remm et al. 2006). Vzhledem k faktu, že 98 % mnou zaznamenaných dutin se nacházelo v ovocných dřevinách, které nenabývaly velkých výšek, nebylo možné tuto hypotézu otestovat. Výjimku představovala jediná dutina nalezená v topolu (*Populus* sp.) nacházející se v 11 metrech nad zemí. Byla však vyhnílého původu a topolové dřevo je obecně považováno za měkké (Lesy ČR online). Je třeba zmínit, že monitoring byl prováděn ze země, a i přes použití dalekohledu je možné, že některé vysoko umístěné dutiny nebyly ze země viditelné.

Rozdíly v celkové struktuře obnovených a zanedbaných sadů lze shrnout tak, že v zanedbaných sadech byla druhová skladba mnohem rozmanitější, zatímco obnovené sady byly převážně tvořeny pěstovanými ovocnými dřevinami. Průměrné hodnoty veličin měřených u stromů v zanedbaných sadech jsou tak hodně ovlivňovány neovocnými dřevinami. V případě, že hodnotíme pouze charakteristiky ovocných stromů, jsou rozdíly mezi obnovenými a zanedbanými sady jen minimální.

Dutiny

Celkově bylo při monitoringu zaznamenáno 137 dokončených dutin vhodných k hnízdění ptactva. 73 z nich se nacházelo v obnovených sadech a 64 v sadech zanedbaných. To v kombinaci s nižším celkovým počtem stromů v obnovených sadech naznačuje, že obnovené sady jsou obecně bohatší na dutiny. Sebraných dat bylo však příliš málo, aby mohla být tato teorie testována s prokazatelným výsledkem. Celkový počet vyhloubených a vyhnílených dutin byl dosti podobný. V obnovených sadech představovaly vyhloubené dutiny 55 % a vyhnílé 45 %. To naznačuje, že management sadů napomáhá k zachování rovnováhy mezi vyhloubenými a vyhnílenými dutinami. Rozmanitost stromových dutin podle Edworthy et al. (2018) přispívá celkové biodiverzitě stanoviště. V zanedbaných sadech byl poměr výrazně nakloněn v prospěch vyhnílených dutin (66 %). To je pravděpodobně způsobeno absencí managementu, která ponechává stromy náchylné ke zranění nebo k chorobám, které mohou vést například k odlomení větví. To zvyšuje pravděpodobnost nákazy dřevokaznou houbou, což přispívá ke vzniku vyhnílených dutin, jak to popisuje Gruebler et al. (2013). Obdobně může fungovat i prořezávání větví v rámci managementu v obnovených sadech.

Drtivá většina (98 %) všech dutin se nacházela v ovocných dřevinách. Nejpočetnější byly dutiny v třešních (*Prunus* sp.) – celkově asi 50 % všech zaznamenaných dutin. Tento fakt je ovlivněn velkou početností třešní (29 % všech dřevin). Třešně, jakožto nejpočetnější druh v pražských sadech, uvádí i Janeček et al. (2019), a to i přesto, že třešňové dřevo je tvrdé (Lesy ČR online) a není tak příliš vhodné k hloubení dutin. Gruebler et al. (2013) uvádí, že v jeho studii pouze 9,6 % třešní obsahovalo vyhloubenou dutinu, zatímco dutinu vyhnílou obsahovalo 13,7 % třešní. Moje výsledky jsou obdobné. Ze všech třešní obsahovalo 5 % vyhloubenou dutinu a 14 % dutinu vyhnílou.

Porovnání vlivu charakteristik stromů na výskyt dutin.

Vyhodnocení vlivu charakteristik stromů bylo provedeno jen pro ovocné stromy (nepůvodní a neovocné dřeviny obsahovaly dohromady jen 3 dutiny). Bylo provedeno i vyhodnocení pro jednotlivé typy dutin (vyhloubené a vyhnílé) zvlášť, ale ukázalo se, že dataset není k takovému vyhodnocení vhodný. Došlo ke snížení velikosti vzorku a průkaznost výsledků se výrazně snížila. S podobným problémem se setkali i Remm a Löhmus (2011), kteří se nakonec také rozhodli provést vyhodnocení pro oba typy dutin dohromady.

Po statistickém vyhodnocení pomocí GLM-poisson se ukázaly být pro výskyt dutin v ovocných stromech signifikantní tyto proměnné: výška stromu, management sadu, hustota stromů, výskyt nedokončených dutin, DBH, celistvost stromové koruny a zdraví stromu.

Vlivy **výšky stromů** a **managementu sadů** sice vyšly jako průkazné, ale efekt, který měly tyto charakteristiky na početnost dutin, byl jen velmi malý. V žádné ze mně dostupných studií o vlivech na výskyt dutin nebyl těmto charakteristikám přikládán význam.

Se zvyšující se **hustotou stromového porostu** mírně klesala pravděpodobnost výskytu dutin. To je pravděpodobně způsobeno vyšší početností dutin v obnovených sadech, které, jak je již zmíněno v části o stromech, se vyznačovaly většími rozestupy mezi stromy, a tudíž i menší hustotou stromového porostu. Remm a Löhmus (2011) ve své práci porovnávali vlivy na globální distribuci dutin. Tito autoři uvádějí, že vyšší početnost vyhnílejších dutin zaznamenali v porostech s vyšší hustotou. Při testování vlivu hustoty porostu pro oba typy dutin však nedošli k signifikantnímu výsledku. S hustotou porostu nutně souvisí i otevřenost korunového patra. Bakermans et al. (2012) popisuje, že otevřenost stromového patra může pozitivně ovlivňovat početnost ptactva. Zhang et al. (2013) však došel k závěru, že tento faktor má různý vliv na ptáky různých gild.

S rostoucím **DBH** stromu stoupá pravděpodobnost výskytu dutin. Stejný výsledek uvádí i řada dalších autorů, např. Gruebler et al. (2013) nebo LaMontagne et al. (2015). Gutzatova (Gutzat a Dormann 2018) meta-analýza tyto výsledky potvrzuje. Kebrle et al. 2021 popisuje, že u stromů s vyšším DBH je častější výskyt různých

poškození (ulomené větve, praskliny v kmeni, vyhnílé dutiny), které ptáci mohou využívat. Tyto stromy tak mají pozitivní vliv na rozmanitost ptačích společenstev.

Dutiny se častěji vyskytovaly ve stromech s **poškozenou korunou**. Gutzat a Dormann (2018) tento výsledek uvádějí rovněž. Odstranění velkých větví ze stromové koruny často zanechává stromy náchylné k nakažení dřevokaznými houbami, které, jak už bylo několikrát zmíněno, jsou hlavní příčinou vzniku vyhnílych dutin (Grüebler et al. 2013). Nemocné nebo poškozené stromy jsou také vhodnější pro hloubení dutin.

Vliv **vitality** stromu popisují jak Grüebler (2013), tak Gutzat a Dormann (2018). Oba uvádí, že více dutin zpravidla obsahují mrtvé stromy. V mých výsledcích se však mrtvé a živé stromy lišily pouze minimálně.

S vyšším počtem **nedokončených dutin** stoupal počet dokončených dutin. Grüebler (2013) uvádí, že stromy obsahující alespoň jednu dutinu libovolného typu mají větší pravděpodobnost obsahovat dutinu další. Domnívám se, že analogicky by měl výskyt dutin ovlivňovat i výskyt nedokončených dutin. Jakékoli poškození stromu dává příležitost dřevokazným houbám proniknout k jádru stromu.

Vletové otvory

Průměrná hodnota průměru vletového otvoru činila u obnovených sadů 69 milimetrů a u zanedbaných 64 milimetry. Tento rozdíl není nijak velký. V zanedbaných sadech měly však hodnoty průměru vletového otvoru znatelně vyšší rozptyl. To je způsobeno, jak bylo již zmíněno výše, výrazně vyšším zastoupením vyhnílych dutin v zanedbaných sadech, které měly taktéž oproti dutinám vyhloubeným výrazně vyšší rozptyl hodnot průměru vletového otvoru. Tvůrci dutin nemají žádný důvod vytvářet vletový otvor větší, než je potřeba. Ptáci hnízdící v dutinách si častěji vybírají výše umístěné hnízdní dutiny s menším vletovým otvorem (Nilsson 1984; Wiebe a Swift 2001; Gibbons et al. 2002). Jedním z hlavních důvodů je fakt, že menší vletový otvor může snížit riziko napadení hnízda predátorem (Wesołowski 2017). Mikroklima dutiny a její přístupnost pro hnízdní predátory jsou pravděpodobně klíčové faktory pro výběr dutiny. To platí hlavně u ptáků hnízdících v dutinách s malým otvorem (Purcell et al. 1997). O vlivu velikosti vletového otvoru na mikroklima dutin se vedou spory. Podrobněji se této problematice věnují Clement a Castleberry (2013). Koch (2012) ve své práci uvádí, že homogenita velikosti vletových otvorů může vést v obsazení

většiny dutin nejagresivnějším druhem, kterému daný rozměr vyhovuje. Variabilita velikosti vletových otvorů tak může mít pozitivní vliv na biodiverzitu habitatu.

Průměrná výška vletového otvoru nabývala hodnoty 196 cm od úrovně země. Průměrně výš umístěné byly dutiny vyhloubené, což podporuje výše zmíněnou tezi, že ptáci hnízdící v dutinách preferují výše umístěná hnízda (Nilsson 1984; Wiebe a Swift 2001; Gibbons et al. 2002). Tato skutečnost vysvětluje i vyšší rozptyl výšky vletového otvoru u obnovených sadů, ve kterých měly vyhloubené dutiny větší zastoupení než v sadech zanedbaných.

Více než čtvrtina všech zaznamenaných vyhloubených dutin byla orientována na jih. Jižně orientované dutiny mají obecně vyšší teplotu mikroklimatu než dutiny orientované na sever (Weibe 2001). Inouye (1976) ve svém příspěvku uvádí, že průměrná orientace jím zkoumaných dutin byla 186° , tedy víceméně jižním směrem. Lander et al. (2014) provedl meta-analýzu, ve které srovnával orientace dutin vyhloubených datlovitými ptáky (*Picidae*). Bylo zjištěno, že se zvyšující se zeměpisnou šířkou je častější orientace dutin jižním směrem. Tento jev byl výraznější v Severní Americe než v Evropě. To autor vysvětluje celkově chladnějším klimatem Severní Ameriky. Lander et al. (2014) dále uvádí, že v celosvětovém měřítku je pravděpodobně nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím orientaci dutin teplota. V menším měřítku mohou hrát roli i jiné faktory, jako je vítr nebo mikroklima habitatu (Lander et al. 2014). Je třeba vzít v potaz, že sekundární dutinová hnízdička jsou z velké části závislá na opuštěných dutinách vyhloubených tvůrci dutin (Eberthard 2002). Orientace vyhloubeného otvoru tak může ovlivnit život mnoha hnízdních párů sekundárních dutinových hnízdiček. Zatímco v obnovených sadech byla orientace dutin více rozložena do světových stran, v zanedbaných sadech silně převládala orientace na jih.

7 Závěr

Nejzásadnější rozdíly mezi obnovenými a zanedbanými sady byly v druhové skladbě sadů. Ovocné sady se většinou skládaly z jednoho rodu pěstovaných ovocných dřevin a několika jiných dřevin umístěných zpravidla na okraji sadu. Zanedbané sady poskytovaly díky absenci managementu ideální prostředí pro růst náletových dřevin a ovocné stromy v nich průměrně tvořily jen asi třetinu všech stromů.

Téměř všechny dutiny (98 %) se vyskytovaly v ovocných dřevinách. Celkově byl poměr vyhloubených a vyhnilých dutin vyrovnaný. V zanedbaných sadech byly však početnější vyhnilé dutiny (66 %).

Vletové otvory vyhloubených dutin byly oproti vyhnilým dutinám průměrně menší a výš umístěné. Zároveň byly nejčastěji orientované na jih. Tyto vlastnosti se shodují s literaturou (Clement a Castleberry 2013; Inouye 1976; Lander et al. 2014).

Po provedení vyhodnocení vlivu charakteristik stromů na výskyt dutin v ovocných stromech, byl zjištěn signifikantní vliv u výšky stromu, DBH, celistvosti koruny, managementu sadu, hustoty stromů, výskytu nedokončených dutin a zdraví stromu. Nejvíce ovlivňuje výskyt dutin DBH stromu a celistvost stromové koruny. Tyto výsledky jsou obdobné v několika studiích jiných autorů (Grüebler et al. 2013; LaMontagne et al. 2015; Gutzat a Dormann 2018).

V poslední době se významu stromových dutin a tvůrců dutin pro stabilitu a biodiverzitu ekosystémů věnuje zvýšená pozornost. Většina prací zkoumajících dutiny je však zaměřena na výskyt dutin v přirozených lesích. Prací zabývajících se výskytem stromových dutin v ovocných sadech je málo. Přitom jsou ovocné sady v dnešní krajině stále přítomny a studie poukazují na jejich velký význam pro zachování biodiverzity jak v městské zástavbě, tak v otevřené zemědělské krajině.

8 Seznam použité literatury

Aitken a Martin 2008: Aitken K. E. H., K. Martin. 2008. Resource selection plasticity and community responses to experimental reduction of a critical resource. *Ecology* 89:971–980.

Aitken a Martin 2012: Aitken K. E. H., K. Martin. 2012. Experimental test of nest-site limitation in mature mixed forests of central British Columbia, Canada. *Journal of Wildlife Management* 76:557–565.

Aitken a Martin 2007: Aitken K.E.H., Martin, K. 2007. The importance of excavators in hole-nesting communities: availability and use of natural tree holes in old mixed forests of western Canada. *J. Ornithol* 148:425–434.

Aitken et al. 2002: Aitken K. E. H., K. L. Wiebe, K. Martin. 2002. Nest-site reuse patterns for a cavity-nesting bird community in interior British Columbia. *Auk* 119:391–402.

Alcock et al. 2014: Alcock I., M. P. White, B. W. Wheeler, L.E. Fleming, M. H. Depledge. 2014. Longitudinal effects on mental health of moving to greener and less green urban areas. *Environ Sci Technol* 48:1247-1255.

Alvaréz et al. 2013: Alvarez, E., E. J. Belda, J. Verdejo, E. Barba. 2013. Variation in great tit nest mass and composition and its breeding consequences: A comparative study in four Mediterranean habitats. *Avian Biology Research*, 6(1):39-46.

Andrén 1992: Andrén, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73:794–804.

Askins 2001: Askins, R.A. 2001. Sustaining biological diversity in early successional communities: the challenge of managing unpopular habitats. *Wild. Soc. Bull.* 29:407–412.

Bailey et al. 2010: Bailey D., M. H. Schmidt-Entling, P. Eberhart, J. D. Herrmann, G. Hofer, U. Kormann, F. Herzog. 2010. Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *Journal of Applied Ecology* 47:1003–1013.

Bakermans et al. 2012: Bakermans M. H., A. D. Rodewald, A. C vitz. 2012. Influence of forest structure on density and nest success of mature forest birds in managed landscapes. *The Journal of Wildlife Management* 79:1225-1234.

Beier a Noss 1998: Beier, P., R. F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12:1241–1252.

Bennett 1990: Bennett W. A. 1990. Scale of investigation and the detection of competition: An example from the house sparrow and house finch introductions in North America. *Am Nat* 135:725–747.

Blanc a Martin 2012: Blanc, L. A., K. Martin. 2012. Identifying suitable woodpecker nest trees using decay selection profiles in trembling aspen (*Populus tremuloides*). *Forest Ecology and Management* 286:192–202.

- Blanc a Walters 2008:** Blanc L. A., J. R. Walters. 2008. Cavity excavation and enlargement as mechanisms for indirect interactions in an avian community. *Ecology* 89:506–514.
- Boddy 2001:** Boddy L. 2001. Fungal community ecology and wood decomposition processes in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris. *Ecol. Bull.* 49:43–56.
- Bunnell et al. 1999:** Bunnell, F. L., L. L. Kremsater, E. Wind. 1999. Managing to sustain vertebrate richness in forests of the Pacific Northwest: relationships within stands. *Environmental Review* 7:97–146
- Busing et al. 2009:** Busing, R.T., R. D. White, M. E. Harmon, P. S. White. 2009. Hurricane disturbance in a temperate deciduous forest: patch dynamics, tree mortality, and coarse woody detritus. *Plant Ecol.* 201:351–363.
- Clement a Castleberry 2013:** Clement M. J., S. B. Castleberry. 2013. Tree structure and cavity microclimate: implications for bats and birds. *International journal of biometrology* 57(3):437-50.
- Cockle et al. 2017:** Cockle, K. L., K. Martin, A. Bodrati. 2017. Persistence and loss of tree cavities used by birds in the subtropical Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 384:200–207.
- Collias a Collias 1984:** Collias N. E., E. C. Collias. 1984. Nest building and bird behavior. Princeton University Press, Princeton.
- Dawson et al. 2005:** Dawson, R. D., C. C. Lawrie, a E. L. O'Brien. 2005. The importance of microclimate variation in determining size, growth and survival of avian offspring: Experimental evidence from a cavity nesting passerine. *Oecologia* 144(3):499-507.
- Debinski a Holt 2000:** Debinski D. M., R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14:342–355.
- Deeming a Reynolds 2015:** Deeming, D. C., S. J. Reynolds. 2015. Nests, eggs, and incubation: New ideas about avian reproduction. Oxford University Press, Oxford.
- Deng a Gao 2005:** Deng W., W. Gao. 2005. Edge effects on nesting success of cavity-nesting birds in fragmented forests. *Biological Conservation* 126:363-370.
- Donnelly et al., 1990:** Donnelly P. K., J. A. Entry, D. L. Crawford, K. Cromack. 1990. Cellulose and lignin degradation in forest soils: response to moisture, temperature, and acidity. *Microb. Ecol.* 20:289–295.
- Dujesiefken a Stobbe 2002:** Dujesiefken D., H. Stobbe. 2002. The Hamburg tree pruning system—a framework for pruning of individual trees. *Urban For Urban Green* 1:75–82.
- Eberthard 2002:** Eberthard J. R. 2002. Cavity adoption and the evolution of coloniality in cavity-nesting birds. *The Condor* 104:240–247.
- Edworthy et al. 2018:** Edworthy A. B., M. K. Trzcinski, K. L. Cockle, K. L. Wiebe, K. Martin. 2018. Tree cavity occupancy by nesting vertebrates across cavity age. *Journal of Wildlife Management* 82:639–648.

Edworthy a Martin 2013: Edworthy A. B., K. Martin. 2013. Persistence of tree cavities used by cavity-nesting vertebrates declines in harvested forests. *The Journal of Wildlife Management* 77(4):770–776.

Edworthy a Martin 2014: Edworthy A. B., K. Martin. 2014. Long-term dynamics of the characteristics of tree cavities used for nesting by vertebrates. *Forest Ecology and Management* 334:122–128.

Edworthy et al. 2012: Edworthy A. B., K. L. Wiebe, K. Martin. 2012. Survival analysis of a critical resource for cavity-nesting communities: patterns of tree cavity longevity. *Ecological Applications* 22:1733–1742.

Egan a Howell 2001: Egan D., E. A. Howell. 2001. *The historical ecology handbook: a restorationist's guide to reference ecosystems*. Island Press, Washington, D.C.

Elmqvist et al. 2015: Elmqvist T, H. Setälä, S. N. Handel, S. V. D. Ploeg, J. Aronson, J. N. Blignaut, E. Gómez-Baggethun, D. J. Nowak, J. Kronenberg, R. D. Groot. 2015. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Curr Opin Environ Sustain* 14:101–108.

Franzreb 1997: Franzreb K. E. 1997. Success of intensive management of a critically imperiled population of Red-cockaded Woodpeckers in South Carolina. *Journal of Field Ornithology* 68:458-470.

Gentry a Vierling 2008: Gentry D. J., K. T. Vierling. 2008. Reuse of woodpecker cavities in the breeding and non-breeding seasons in old burn habitats in the Black Hills, South Dakota. *American Midland Naturalist* 160:413–429.

Gibbons et al. 2002: Gibbons P., D. Lindenmayer, 2002. *Tree Hollows and Wildlife Conservation in Australia*. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.

Grüebler et al. 2013: Grüebler M. U., S. Schaller, H. Keil, B. Naef-Daenzer. 2013. The occurrence of cavities in fruit trees: effects of tree age and management on biodiversity in traditional European orchards. *Biodivers. Conserv.* 22:3233–3246.

Gutzat a Dormann 2018: Gutzat F., C. F. Dormann. 2018. Decaying trees improve nesting opportunities for cavity-nesting birds in temperate and boreal forests: A meta-analysis and implications for retention forestry. *Ecology and Evolution* 2018:1–11.

Hannon a Cotterill 1998: Hannon S.J., S. E. Cotterill. 1998. Nest predation in aspen woodlots in an agricultural area in Alberta: the enemy from within. *The Auk* 115:16–25.

Heenan 2013: Heenan C. B. 2013. An overview of the factors influencing the morphology and thermal properties of avian nests. *Avian Biology Research* 6(2):104-118.

Herzog 1998: Herzog F. 1998. Streuobst: a traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate Europe. *Agroforestry Systems* 42:61–80.

Horák et al. 2013: Horak J., A. Pletanova, A. Podavkova, L. Safarova , P. Bogusch, D. Romportl , P. Zasadil. 2013. Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 178:71-77.

- Horák et al. 2018:** Horák J., J. Rom, P. Rada, L. Šafářová, J. Koudelková, P. Zasadil, J. P. Halda, J. Holuša. 2018. Renaissance of a rural artifact in a city with a million people: biodiversity responses to an agro-forestry restoration in a large urban traditional fruit orchard. *Urban Ecosyst.* 21:263–270.
- Charter et al. 2013:** Charter M., Y. Leshem, I. Izhaki. 2013. Asymmetric seasonal nest site competition between great tits and house sparrows. *J. Ornith.* 154:172–181.
- Inouye 1976:** Inouye D. W. 1976. Nonrandom Orientation of Entrance Holes to Woodpecker Nests in Aspen Trees. *The Condor* 78:101-102
- Iverson a Cook (2001)** Iverson L.R., E. A. Cook. 2001. Urban forest cover of the Chicago region and its relation to household density and income. *Urban Ecosyst.* 4:105–124.
- Janeček et al. 2019:** Janeček V., P. Rada, J. Rom, J. Horák. 2019. Rural agroforestry artifacts in a city: determinants of spatiotemporally continuous fruit orchards in an urban area. *Urban Forestry & Urban Greening* 41:33-38.
- Kebrle et al. 2021:** Kebrle D., P. Zasadil, J. Hošek, V. Barták, K. Šťastný. 2021. Large trees as a key factor for bird diversity in spruce-dominated production forests: Implications for conservation management. *Forest Ecology and Management* 496: 0-0.
- Kinzig et al. 2005:** Kinzig A.P., P. Warren, C. Martin, D. Hope, M. Katti. 2005. The effects of human socioeconomic status and cultural characteristics on urban patterns of biodiversity. *Ecol Soc* 10:23
- Klein et al. 2012:** Klein A.M., C. Brittain, S. D. Hendrix, R. Thorp, N. Williams, C. Kremen, 2012. Wild pollination services to California almond rely on semi-natural habitat. *J. Appl. Ecol.* 49:723–732.
- Koch et al. 2012:** Koch A. J., K. Martin, K. E. H. Aitken. 2012. The relationship between introduced European Starlings and the reproductive activities of mountain bluebirds and tree swallows in British Columbia, Canada. *IBIS* 154:590–600.
- Korpela a Ylén 2007:** Korpela K. M., M. Ylén. 2007 Perceived health is associated with visiting natural favourite places in the vicinity. *Health Place* 13:138-151.
- Kruess a Tschardtke, 1994:** Kruess A., T. Tschardtke. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* 264:1581–1584.
- LaMontagne et al. 2015** LaMontagne J. M., R. J. Kilgour, E.C. Anderson, S. Magle. 2015. Tree cavity availability across forest, park, and residential habitats in a highly urban area. *Urban Ecosyst* 18:151-167.
- Lander et al. 2014:** Lander L., M. A. Jusino, J. Skelton, J. R. Walters. 2014. Global trends in woodpecker cavity entrance orientation: latitudinal and continental effects suggest regional climate influence. *Acta ornithologica* 49: 257–266
- Lesy ČR online:** <https://lesycr.cz/drevo/charakteristika-dreva-jednotlivych-drevin/> cit. 23. 3. 2022
- Li a Martin 1991:** Li, P., T. E. Martin. 1991. Nest-site selection and nesting success of cavitynesting birds in high elevation forest drainages. *The Auk* 108:405–418.

- Lõhmus et al., 2005:** Lõhmus, A., P. Lõhmus, J. Remm, K. Vellak. 2005. Old-growth structural elements in a strict reserve and commercial forest landscape in Estonia. *Forest Ecol. Manag.* 216:201–215.
- Maina a Jackson 2003:** Maina G. G., W. M. Jackson. 2003. Effects of fragmentation on artificial nest predation in a tropical forest in Kenya. *Biological Conservation* 111:161–169.
- Manolis et al. 2002:** Manolis J. C., D. E. Andersen, F. J. Cuthbert. 2002. Edge effect on nesting success of ground nesting birds near regenerating clearcuts in a forest-dominated landscape. *The Auk* 119:955–970.
- Martin a Ghalambor 1999:** Martin T. E., C. K. Ghalambor. 1999. Males feeding females during incubation. I. Required by microclimate or constrained by nest predation? *American Naturalist*, 153(1):131-139.
- Martin a Li 1992:** Martin T. E., P. Li. 1992. Life history traits of open- vs. cavity-nesting birds. *Ecology* 73:579–592.
- Martin et al. 2004:** Martin K., K. E. H. Aitken, K. L. Wiebe. 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *Condor* 106:5–19.
- Thomas et al. 1979:** Thomas J., R. Anderson, C. Masser, E. Bull. 1979. Snags: wildlife habitats in managed forests, the Blue Mountains of Oregon and Washington. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture. Handbook Number 553. Washington. D.C. USA.
- Mass et al. 2009:** Maas J., P. Spreeuwenberg, M. V. Winsum-Westra, R. A. Verheij, S. de Vries, P. P. Groenewegen. Is green space in the living environment associated with people's feelings of social safety? *Environ Plan A* 41:1763-1777.
- Mazgajski 2007:** Mazgajski T. D. 2007. Nest hole age decreases nest site attractiveness for the European starling *Sturnus vulgaris*. *Ornis Fennica* 84:32–38.
- McCleery a Parker 2011:** McCleery RA, I. D. Parker. 2011. Influence of the urban environment on fox squirrel range overlap. *J Zool* 285:239–246.
- McGowan et al. 2004:** McGowan, A., Sharp, S. P., & Hatchwell, B. J. (2004). The structure and function of nests of long-tailed tits *Aegithalos caudatus*. *Functional Ecology*, 18(4):578-583.
- Miller a Hobbs 2007:** Miller J. R., R. J. Hobbs. 2007. Habitat restoration? Do we know what we are doing? *Restor Ecol* 15:382–390.
- Minarro a Prida, 2013:** Minarro M., E. Prida. 2013. Hedgerows surrounding organic apple orchards in north-west Spain: potential to conserve beneficial insects. *Agri. Forest Entomol.* 15(4):382-390.
- Mueller et al. 2019:** Mueller A. J., K. D. Miller, E. K. Bowers. 2019. Nest microclimate during incubation affects posthatching development and parental care in wild birds. *Scientific Reports* 9(1): 1-11
- Murica 1995:** Murica C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58–62.

- Newton 1998:** Newton I. 1998. Population limitation in bird. Academic Press, San Diego.
- Nilsson 1984:** S. G. Nilsson. 1984. The evolution of nest-site selection among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica* 15:167–175.
- Ojeda et al. 2007:** Ojeda V., M. L. Suarez, T. Kitzberger. 2007. Crown dieback events as key processes creating cavity habitat for Magellanic Woodpeckers. *Austral Ecology* 32: 436-445.
- Ouin et al. 2004:** Ouin A., Aviron S., Dover J., Burel F. 2004. Complementation/supplementation of resources for butterflies in agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103:473–479.
- Paclik a Weidinger: 2007:** Paclik M., K. Weidinger. 2007. Microclimate of tree cavities during winter nights-implications for roost site selection in birds. *Int J Biometeorol* 51:287–293.
- Paclík et al. 2009:** Paclík M., J. Misík, K. Weidinger. 2009. Nest predation and nest defence in European and North American woodpeckers: a review. *Annales Zoologici Fennici* 46:361–379.
- Pataki et al. 2011:** Pataki D.E., M. M. Carreiro, J. Cherrier, N. E. Grulke, V. Jennings, S. Pincetl, R. V. Pouyat, T. H. Whitlow, W. C. Zipperer. Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Front Ecol Environ* 9:27-36.
- Purcell et al. 1997:** Purcell K.L., J. Verner and L.W. Oring. 1997. A comparison of the breeding ecology of bird nesting in boxes and tree cavities. *Auk*, 114:646-656
- Quinney et al. 1986:** Quinney T. E., D. J. T. Hussell, C. D. Ankney. 1986. Sources of variation in growth of tree swallows. *Auk* 103:389–400.
- Racey 1973:** Racey P. A. 1973. Environmental factors affecting the gestation in heterothermic bats. *J Reprod Fert Suppl* 19:175–189.
- Remacha a Delgado 2009:** Remacha C., J. A. Delgado. 2009. Spatial nest-box selection of cavity-nesting bird species in response to proximity to recreational infrastructures. *Landscape Urban Plan* 93:46–53.
- Remm a Lõhmus 2011:** Remm J., A. Lõhmus. 2011. Tree cavities in forests – The broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 262:579-585.
- Remm et al. 2006:** Remm, J., A. Lõhmus, K. Remm. 2006. Tree cavities in riverine forests: What determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecol. Manag.* 221:267–277.
- Rhodes et al. 2009:** Rhodes B., C. O'Donnell, I. Jamieson. 2009. Microclimate of natural cavity nests and its implications for a threatened secondary-cavity-nesting passerine of New Zealand, the South Island saddleback. *Condor* 111:462–469.
- Saab et al. 2004** Saab V. A., J. Dudley, W. L. Thompson. 2004. Factors influencing occupancy of nest cavities in recently burned forests. *Condor* 106:20–36.

- Salvati a Sabbi 2011:** Salvati L., Sabbi A. 2011. Exploring long-term land cover changes in an urban region of southern Europe. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 18(4):273–282.
- Sandström et al. 2006:** Sandström UG, Angelstam P, Mikusinski G (2006) Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape Urban Plan* 77:39–53.
- Saunders et al. 1991:** Saunders D. A., R. J. Hobbs, C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18–32.
- Scott a Mitchell 2005:** Scott R. E., S. J. Mitchell. 2005. Empirical modelling of windthrow risk in partially harvested stands using tree, neighbourhood, and stand attributes. *Forest Ecology and Management* 218:193–209.
- Schepps et al. 1999:** Schepps J., S. Lohr, T. E. Martin. 1999. Does tree hardness influence nest-tree selection by primary cavity nesters? *Auk* 116: 658—665.
- Schwarze et al. 2000:** Schwarze F.W.M.R., J. Engels, C. Mattheck. 2000. Fungal strategies of wood decay in trees. Springer, Berlin.
- Sonerud 1985:** Sonerud G. A. 1985. Nest hole shift in Tengmalm's Owl, *Aegolius funereus*, as defence against nest predation involving long-term memory in the predator. *Journal of Animal Ecology* 54:179-192.
- Sonnenberg et al. 2020:** Sonnenberg B. R., C. L. Branch, L. M. Benedict, A. M. Pitera, V. V. Pravosudov. Nest construction, ambient temperature and reproductive success in a cavity-nesting bird. *Animal Behaviour* 165:43-58.
- Stenberg 1996:** Stenberg, I. 1996. Nest site selection in six woodpecker species. *Fauna Norv. Ser. C.* 19:21–38.
- Stephens a Moghaddas 2005:** Stephens S. L., J. J Moghaddas. 2005. Fuel treatment effects on snags and coarse woody debris in a Sierra Nevada mixed conifer forest. *Forest Ecol. Manag.* 214:53–64.
- Strubbe a Matthysen 2009** Strubbe D., E. Matthysen. 2009. Experimental evidence for nest-site competition between invasive Ring-necked Parakeets (*Psittacula krameri*) and native nuthatches (*Sitta europea*). *Biological Conservation* 142:1588-1594.
- Takano et al. 2002:** Takano T., K. Nakamura, M. Watanabe. 2002. Urban residential environments and senior citizens' longevity in megacity areas: the importance of walkable green spaces. *J Epidemiol Community Health* 56:913-918.
- Tozer et al. 2012:** Tozer D. C., D. M. Burke, E. Nol, K. A. Elliott. 2012. Managing ecological traps: logging and sapsucker nest predation by bears. *Journal of Wildlife Management* 76:887–898.
- van der Hoek et al. 2017:** van der Hoek Y., G. V. Gaona, K. Martin. 2017. The diversity, distribution and conservation status of the tree-cavitynesting birds of the world. *Diversity and Distributions* 23:1120–1131.
- Wachob 1996:** Wachob D. G. 1996. A microclimate analysis of nest-site selection by mountain chickadees. *Journal of Field Ornithology*, 67(4):525-533.
- Webb 1987:** Webb D. R. 1987. Thermal tolerance of avian embryos—a review. *Condor* 89:874–898.

- Webb a King 1983:** Webb D. R., J. R. King. 1983. An analysis of the heat budgets of the eggs and nest of the white-crowned sparrow, *Zonotrichia leucophrys*, in relation to parental attentiveness. *Physiol Zool* 56:493–505.
- Wesołowski 2002:** Wesołowski T. 2002. Anti-predator adaptations in nesting marsh tits *Parus palustris*: the role of nest-site security. *Ibis* 144:593–601.
- Wesołowski 2011:** Wesołowski T. 2011. “Lifespan” of woodpecker-made holes in a primeval temperate forest: a thirty year study. *Forest Ecology and Management* 262:1846–1852.
- Wesołowski 2012:** Wesołowski T. 2012. “Lifespan” of non-excavated holes in a primeval temperate forest: A 30 year study. *Biological Conservation* 153:118–126.
- Wesołowski 2017:** Wesołowski, T. 2017. Failed predator attacks: a direct test of security of tree cavities used by nesting Marsh Tits (*Poecile palustris*). *Auk: Ornithological Advances* 134:802–810.
- Wesolowski, 2007:** Wesolowski T., 2007. Lessons from long-term hole-nester studies in a primeval temperate forest. *J. Ornithol.* 148, 395–405.
- White et al. 2013:** White M. P., I. Alcock, B. W. Wheeler, M. H. Depledge. 2013. Would you be happier living in a greener urban area? A fixed-effects analysis of panel data. *Psychol Sci* 24:920-928.
- Wiebe 2001:** Wiebe K. L. 2001. Microclimate of tree cavity nests: is it important for reproductive success in Northern Flickers? *Auk* 118: 412–421.
- Wiebe 2011:** Wiebe K. L. 2011. Nest sites as limiting resources for cavity-nesting birds in mature forest ecosystems: a review of the evidence. *Journal of Field Ornithology* 82(3):239-248.
- Wiebe a Swift 2001:** Wiebe K. L., T. Swift. 2001. Clutch size relative to tree cavity size in Northern Flickers. *Journal of Avian Biology* 32:167–173.
- Wilcove et al. 1986:** Wilcove D. S., C. H. McLellan, A. P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology* (ed. M.E. Soule), pp. 237–256. Sinauer, Sunderland, MA, USA.
- Wright et al. 1993:** Wright H. E., J. E. Kutzbach, T. Webb, W. F. Ruddiman, F. A. Street-Perrott, P. J. Bartlein, 1993. *Global Climates Since the Last Glacial Maximum*. University of Minnesota Press, USA.
- Zahn 1999:** Zahn A. 1999. Reproductive success, colony size and roost temperature in attic-dwelling bat *Myotis myotis*. *J Zool* 247:275–280.
- Zhang et al. 2013:** Zhang J., W. D. Kissling, F. He. 2013. Local forest structure, climate and human disturbance determine regional distribution of boreal bird species richness in Alberta, Canada. *Journal of Biogeography* 40:1131-1142.

9 Přílohy

Skript použitý k statistickému vyhodnocení.

```
t3=read.delim2("clipboard")
summary(t3)
t3$Klas=as.factor(t3$Klas)
t3$Zdravi=as.factor(t3$Zdravi)
t3$Stari=as.factor(t3$Stari)
t3$koruna=as.factor(t3$koruna)
t3$Management=as.factor(t3$Management)

M3=glm(Dutiny~DBH+Zdravi+Stari+Vyska+Nedo+koruna+E2+Management+Hustota+Vzdalenost, data=t3, family=poisson())

summary(M3)
anova(M3, test="Chi")

M3=update(M3,--Stari)
M3=update(M3,--E2)
M3=update(M3,--Vzdalenost)

par(mfrow=c(2,2))
plot(M3, which=1:4)

attach(t3)
par(mfrow=c(1,1))
plot(Dutiny~DBH)
abline(lm(Dutiny~DBH))
boxplot(Dutiny~Zdravi)
plot(Dutiny~Vyska)
abline(lm(Dutiny~Vyska))
plot(Dutiny~Nedo)
abline(lm(Dutiny~Nedo))
boxplot(Dutiny~koruna)
boxplot(Dutiny~Management)
plot(Dutiny~Hustota)
abline(lm(Dutiny~Hustota))

#DBH
x=seq(3,67,by=1)
y=exp(-1.715668+0.061075*x)
plot(Dutiny~DBH)
lines(y~x,lwd=2, col="red")
#Vyska
x1=seq(1,15,by=1)
y1=exp(-1.715668+0.001987*x1)
plot(Dutiny~Vyska)
lines(y1~x1, lwd=2, col="red")
#nedokoncene
x2=seq(0,10,by=1)
y2=exp(-1.715668+0.158113*x2)
plot(Dutiny~Nedo)
lines(y2~x2,lwd=2,col="red")
#hustota
x3=seq(172,596,by=1)
y3=exp(-1.715668+0.003543*x3)
plot(Dutiny~Hustota)
lines(y3~x3,lwd=2, col="red")

# Zdravi
K.emm=emmeans(M3, specs=~Zdravi)
K.emm
#Zdravi emmean SE df asymp.LCL asymp.UCL
#0 -1.39 0.172 Inf -1.73 -1.05
#1 -1.44 0.188 Inf -1.81 -1.07

plot(c(exp(-1.39),exp(-1.44))~c(1:2),pch=19,ylim=c(0,1),xlim=c(0.5,2.5),
xaxt="n",xlab="Zdravi",ylab="Počet dutin")
axis(side=1,at=c(1:2), labels=c("0", "1"))

arrows(x0=c(1:2),x1=c(1:2),y0=c(exp(-1.73), exp(-1.81)),y1=c(exp(-1.05), exp(-1.07)),code=3,angle=90,length=0.05)

# Koruna
K.emm=emmeans(M3, specs=~koruna)
K.emm
#koruna emmean SE df asymp.LCL asymp.UCL
#0 -1.05 0.190 Inf -1.42 -0.676
#1 -1.78 0.166 Inf -2.11 -1.458

plot(c(exp(-1.05),exp(-1.78))~c(1:2),pch=19,ylim=c(0,1),xlim=c(0.5,2.5),
xaxt="n",xlab="Celistvá koruna",ylab="Počet dutin")
axis(side=1,at=c(1:2), labels=c("0", "1"))

arrows(x0=c(1:2),x1=c(1:2),y0=c(exp(-1.42), exp(-2.11)),y1=c(exp(-0.676), exp(-1.458)),code=3,angle=90,length=0.05)

#Management
K.emm=emmeans(M3, specs=~Management)
K.emm
#Management emmean SE df asymp.LCL asymp.UCL
#0 -1.44 0.199 Inf -1.83 -1.05
#1 -1.39 0.155 Inf -1.70 -1.09

plot(c(exp(-1.44),exp(-1.39))~c(1:2),pch=19,ylim=c(0,1),xlim=c(0.5,2.5),
xaxt="n",xlab="Management",ylab="Počet dutin")
axis(side=1,at=c(1:2), labels=c("0", "1"))

arrows(x0=c(1:2),x1=c(1:2),y0=c(exp(-1.83), exp(-1.70)),y1=c(exp(-1.05), exp(-1.09)),code=3,angle=90,length=0.05)
```