

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



**Dlouhodobá změna biodiverzity lesního rostlinného
společenstva na vybraných lokalitách CHKO
Slavkovský les**

Štěpán Hengerič

Bakalářská práce

předložená

na Katedře ekologie a ochrany životního prostředí
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

k získání titulu Bc. v oboru

Biologie a environmentální výchova se zaměřením na vzdělávání maior –
Geografie se zaměřením na vzdělávání minor

Vedoucí práce: Mgr. et MgA. Radim Hédl, Ph.D.

Olomouc 2023

Hengerič Š. (2023). Dlouhodobá změna biodiverzity lesního rostlinného společenstva na vybraných lokalitách CHKO Slavkovský les [bakalářská práce]. *Katedra ekologie a ŽP PŘF UP v Olomouci*, 67 s. 9 příloh. česky.

Abstrakt

Globální změna biodiverzity je pro lidstvo jedním z nejpálčivějších problémů současnosti. Sledování dlouhodobých změn biologické rozmanitosti přináší nové poznatky o tomto jevu. Za tímto účelem jsou často využívány záznamy na lokálním měřítku, včetně opakovaných historických vegetačních snímků. Ukazuje se, že přestože globálně biodiverzita ubývá, na lokálním měřítku dochází k různým typům změn. V této práci bylo provedeno opakované snímkování lesní vegetace na 33 přibližně lokalizovaných plochách v Chráněné krajinné oblasti Slavkovský les zhruba po 60 letech. Ačkoli se druhové složení změnilo, biodiverzita lesního bylinného podrostu se v průměru nezměnila. Podmínky prostředí se též v průměru nelišily od nulové změny, což byl poměrně překvapivý výsledek poukazující na celkově stabilní prostředí. Ztráty druhů citlivých na změny prostředí bývají vyrovnávány přírůstkem nových, často všeobecně rozšířených druhů. To však není případ této studie. Druhy, které změnily svou četnost, byly převážně přítomné na původních i opakovaných snímcích. Nedošlo ani k výraznějšímu rozšíření invazních druhů. I přes určité limitace zvolené metody je možné výsledky této práce využít pro další management chráněného území. Práce je též doplněna o edukační aktivitu pojímající téma biodiverzity.

Klíčová slova: dlouhodobá změna, lesní biodiverzita, bylinný podrost, nepřesně lokalizované plochy, změna prostředí, Slavkovský les

Hengerič Š. (2023). Long-term biodiversity change of forest plant community in selected localities of the Slavkovský les PLA [bachelor thesis]. *Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University Olomouc*, 67 pp. 9 Appendices. Czech.

Abstract

Global biodiversity change is one of the most pressing issues facing humanity today. Observing long-term changes in biodiversity provides new insights into this phenomenon. For this purpose, records at local scales, including repeated historical vegetation relevés, are often used. It appears that although biodiversity is declining globally, different types of changes are occurring at local scales. In this study, 33 semi-permanent plots were resurveyed in the Slavkovský les Protected Landscape Area after approximately 60 years. Although the species composition has changed, the biodiversity of the forest herbaceous understory has not changed on average. Nor were the environmental conditions, on average, different from unchanged, a rather surprising result indicating an overall stability of the environment. Losses of species sensitive to environmental changes are offset by the increase of new, often widespread, species. However, this is not the case in this study. Species that changed in abundance were predominantly present in the original and resurveyed relevés. There was also no significant spread of invasive species. Despite some limitations of the chosen method, the results of this research can be used for further management of the protected area. The work is also complemented by an educational activity covering the topic of biodiversity.

Keywords: long-term change, forest biodiversity, herbaceous understory, semi-permanent plots, environmental change, Slavkovský les

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením Mgr. et MgA. Radima Hédla, PhD., a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 9. května 2023

.....

Obsah

Seznam tabulek	viii
Seznam obrázků	ix
1. Úvod.....	1
1.1 Biodiverzita	1
1.1.1 <i>Biodiverzita a fungování ekosystémů</i>	3
1.1.2 <i>Globální změna biodiverzity</i>	5
1.2 <i>Les a lesní podrost</i>	7
1.3 <i>Opakované vegetační snímkování</i>	9
2. Cíle a hypotézy	13
3. Materiál a metody.....	14
3.1 <i>Charakteristika oblasti</i>	14
3.2 <i>Metodika sběru dat</i>	17
3.2.1 <i>Historická data</i>	18
3.2.2 <i>Postup snímkování</i>	20
3.3 <i>Editace vegetačních dat</i>	25
3.4 <i>Analýza dat</i>	27
4. Výsledky	30
4.1 <i>Změny druhového složení</i>	30
4.2 <i>Změna druhové bohatosti</i>	42
4.3 <i>Změny prostředí</i>	46
5. Diskuse	48
5.1 <i>Změny vegetace a jejich příčiny</i>	48
5.1.1 <i>Změna druhového složení</i>	48
5.1.2 <i>Změna druhové bohatosti</i>	51
5.1.3 <i>Změna prostředí</i>	52
5.2 <i>Možnosti a omezení použitých dat a metod</i>	53

6. Didaktická kapitola	55
6.1 Opora v kurikulu	55
6.2 Edukační aktivita	56
7. Závěr	56
8. Literatura	57
9. Přílohy	67

Seznam tabulek

Tab. 1 Braun-Blanquetova pokryvnostní stupnice.	24
Tab. 2 Porovnání klasifikace jednotlivých výškových pater.....	24
Tab. 3 Sloučené a upravené taxony.....	26
Tab. 4 Sjednocení pokryvnostních stupnic	27
Tab. 5 Změny ve složení stromového patra.	34
Tab. 6 Změny ve složení keřového patra.	35
Tab. 7 Změny ve složení patra zmlazení.....	35
Tab. 8 Změna ve složení bylin	36
Tab. 9 Změna ve složení bylin	37

Seznam obrázků

Obr. 1 Základní možnosti umístění opakovaných vegetačních ploch (červené křížky) z hlediska přesnosti lokalizace referenčních (historických) ploch (zelené čtverečky), z pohledu metody opakovaného snímkování.....	10
Obr. 2 Rostoucí vliv nepřesnosti lokalizace referenčních ploch a heterogenity prostředí na chybu v opakovaném snímkování.	11
Obr. 3 Mapa lesů různých stupňů přirozenost v CHKO Slavkovský les.....	15
Obr. 4 Zonace CHKO Slavkovský les na podkladu Přírodní lesní oblast č. 3 Karlovarská vrchovina.	17
Obr. 5 Lokalizace historických ploch na území CHKO Slavkovský les.....	20
Obr. 6 Rozmístění navštívených ploch.	21
Obr. 7 Jedna ze snímkaných ploch s vyznačeným středovým stromem.	23
Obr. 8 Srovnání frekvence druhů mezi 33 páry starých a nových snímků.....	31
Obr. 9 Doplnění obrázku 8. Srovnání frekvence druhů.	31
Obr. 10 Srovnání průměrné pokrývnosti druhů mezi 33 páry starých a nových snímků.	33
Obr. 11 Doplnění obrázku 10. Srovnání průměrné pokrývnosti druhů.....	33
Obr. 12 Porovnání frekvence bylin mezi 33 páry starých a nových snímků.....	39
Obr. 13 Doplnění obrázku 12. Porovnání frekvence bylin.....	39
Obr. 14 Porovnání průměrné pokrývnosti bylin mezi 33 páry starých a nových snímků.	41
Obr. 15 Doplnění obrázku 14. Porovnání průměrné pokrývnosti bylin.	41
Obr. 16 Srovnání druhové bohatosti mezi 33 páry starých a nových snímků.	43
Obr. 17 Porovnání počtu druhů na plochách mezi 33 páry opakovaných snímků.....	44
Obr. 18 Histogram změny druhové bohatosti pro 33 párů opakovaných snímků.....	45
Obr. 19 Srovnání Shannonova-Wienerova indexu mezi 33 páry starých a nových snímků.	46
Obr. 20 Změny průměrných Ellenbergových indikačních hodnot pro původní a opakované snímky.....	48

Poděkování

Moje velké poděkování patří především mému školiteli Radimu Hédlovi za vedení práce, odborné rady a podporu. Paní doktorce Martině Oulehlové děkuji za konzultace při vyrážení edukačního materiálu. Dále bych rád poděkoval rodině a mým nejbližším za velkou podporu, trpělivost a zázemí pro vypracování této práce. Děkuji Adéle Štěrbové, za pomoc při odebírání půdních vzorků a Martinu Hornému za konzultace překladů angličtiny.

V Olomouci, 9. května 2023

1. Úvod

V dnešní době je změna biodiverzity velice často zmiňovaným tématem. Samotný pojem biodiverzita se už dávno nevyskytuje pouze v odborných ekologických kruzích, je stále více užíván ve vědě, politice a píše o ní běžná, někdy dokonce i bulvární média. To, že je biodiverzita v současnosti opravdu velmi skloňovaný pojem dokládá i skutečnost, že při zadání anglického slova *biodiversity* do vyhledávače Google je nám nabídnuto téměř půl miliardy výsledků. Není se však čemu divit. Úbytek biodiverzity patří spolu s klimatickou změnou, která je zároveň jedním z jeho driverů, k nejzásadnějším environmentálním tématům současnosti (např. O'Connor et al., 2020; Pörtner et al., 2021). Obě si tedy zaslouží co největší pozornost, protože přímo ovlivňují zachování současných základních standardů života lidské populace (Pettorelli et al., 2021).

V této bakalářské práci se budu věnovat dlouhodobé změně biologické rozmanitosti lesních rostlinných společenstev, coby součásti globální změny biodiverzity a prostředí. Objektem, na kterém budu tento předmět zájmu studovat je především bylinné patro. Právě v tomto patře se nachází největší rozmanitost rostlin v lesích (Gilliam, 2007). Bylinný podrost také odráží a indikuje změny prostředí. Jeho složení a četnost výskytu jednotlivých druhů totiž vypovídá o stavu okolí. Máme-li data o výskytu a složení podrostu na určitých místech v určitém časovém intervalu, můžeme analyzovat jeho časovou změnu a interpretovat ji jako změnu prostředí (např. Baeten et al., 2009; Becker et al., 2017; Hédli & Chudomelová, 2020).

1.1 Biodiverzita

Jak již bylo zmíněno v úvodu, téma biodiverzity (zcela zaslouženě) rezonuje veřejným prostorem. Velice často se píše o jejím snižování a o tom, jaký tento proces má (nebo může mít) vliv na ekosystémy a jejich funkce. I když si to nemusí každý z nás uvědomovat, dobře fungující ekosystémy jsou pro zachování určitého standardu života či dokonce pro přežívání lidské populace naprosto zásadní (např. Hooper, 2005; Duffy, 2009; Vellend, 2017). Například zdravý, dobře fungující

ekosystém lesa neposkytuje pouze dřevo jako cennou obnovitelnou surovinu pro stavebnictví, papírenství, nábytkářství či výrobu energie. Takový les má i nenahraditelný význam pro malý koloběh vody, pro její zadržování, vsakování a postupné uvolňování do okolní krajiny. Zabraňuje erozi, udržuje mikroklima, poskytuje různé druhy habitatů pro obrovské množství organismů a jeho biomasa, především tedy stromy, zabudovává námi hojně produkovaný oxid uhličitý do svých rostlinných těl (Schneider & Holušová, 2016). A takto by se dalo ještě pokračovat.

Jenže jak tedy souvisí fungování ekosystémů s biologickou rozmanitostí? Na to nejspíš stále neexistuje zcela uspokojivá přesná odpověď (Storch, 2019). Nejčastěji se totiž naráží na obrovskou komplexnost ekosystémů, jejich fungování a vlastně přírody jako takové. Například Palumbi et al. (2009) tvrdí, že ekosystémy jsou natolik složité, že jejich fungování jen zřídka kdy pochopíme mechanisticky. Ale udržování biologické rozmanitosti může sloužit jako užitečná zástupná hodnota (proxy) pro stav systému, který poskytuje řadu ekosystémových služeb, o které máme zájem.

I samotný termín biodiverzita je vícerozměrný. Rozlišujeme totiž různé organizační úrovně biodiverzity – *genetickou*, *druhovou* nebo *ekosystémovou*. (Kostkan et al., 2013). Dále dělíme biodiverzitu podle prostorového měřítka na lokální, regionální a globální. S měřítkem souvisí i často užívané dělení na *alfa-*, *gama-* a *beta-diverzitu* (např. Van Calster et al., 2007; Cingolani et al., 2010). Proto například pouhé konstatování že se biodiverzita snižuje, nemusí být vždy zcela pravdivé. Záleží právě na měřítku, ve kterém se změna diverzity posuzuje. Jedná-li se o změnu na lokální, regionální či globální úrovni. Kromě měřítka prostorového je důležité i to časové, kdy pozorujeme změny krátkodobé, dlouhodobé, případně na evoluční škále (Hédl, 2020; Storch 2019).

Důležité hledisko hodnocení biodiverzity posuzuje časoprostorovou různorodost (heterogenitu) ve složení společenstev, tedy beta-diverzitu. Ta se totiž v důsledku homogenizace často zmenšuje. Biotická homogenizace je proces, který snižuje rozdíly v diverzitě mezi lokalitami a regiony. Může k němu docházet na úrovni druhů, ale i funkční diverzity. V průběhu tohoto procesu jsou místně

specifické původní formy organismů nahrazovány všeobecně rozšířenými (na mnoha místech tedy nepůvodními) formami v prostoru i čase. Dochází tak k promíchání taxonomického složení původně různorodých biot. (Olden et al., 2004). Tento homogenizační trend se přímo projevuje na lokální úrovni a nejde tak o abstraktní globální problém. Nemění-li se tedy počet druhů, může se měnit druhové složení, a to může mít nejrůznější příčiny (Hédl, 2020).

1.1.1 Biodiverzita a fungování ekosystémů

Když se však o kousek vrátíme a přeci jen se více zaměříme na vztah biologické rozmanitosti a fungování ekosystému zjistíme, že dnes existuje opravdu mnoho literatury ukazující, že vyšší biodiverzita by měla podporovat větší stabilitu ekosystémů a také jejich lepší fungování (Duffy, 2009; Storch, 2019).

Například Hooper et al. (2005) ve shrnující studii uvádí, že stabilní nabídku ekosystémových statků (ecosystem goods) a ekosystémových služeb (ecosystem services) lze zajistit přítomností většího počtu druhů. Zde je potřeba upřesnit, že na zmíněné ekosystémové statky a služby¹ není vždy třeba nahlížet čistě utilitaristickým pohledem, tedy vnímat je pouze jako něco, co slouží lidské společnosti (například produkce potravin a surovin či možnost rekreačního vyžití). Mě osobně přijde vyčíslování ekonomické hodnoty ekosystémů či celé planety, jak je tomu například v článku *The value of the world's ecosystem services and natural capital* (Costanza et al., 1997) mírně řečeno sobecké a značně antropocentrické. I když se opravdu většinou tyto pojmy (statky a služby) spojují s benefity, které ekosystémy přinášejí člověku (Potschin & Haines-Young, 2010), plynou tyto přínosy všem živým organismům včetně rostlin a zvířat, nikoli pouze lidem. Ke zjednodušení situace nepřispívá ani fakt, že někdy též dochází k zaměňování či prolínání pojmů ekosystémová **funkce** a **služba** a jejich hranice stanovují různí autoři nestejně (např. Srivastava & Vellend, 2005; Duffy, 2009).

¹ Někteří autoři používají tyto termíny k rozlišení hmotných a nehmotných výstupů z ekosystému, jiní je berou jako synonyma.

Je však nesporné, že zachování rozmanitých ekosystémových služeb je pro další přežívání lidské populace naprosto nezbytné. Také rozumím tomu, že pro propagaci ochrany přírody je vztahování na člověka jednodušší. Širší veřejnosti se pak ochránářské politiky snadněji vysvětlují.

Biodiverzita neovlivňuje jen ekosystémové služby. Také náchylnost k invazím exotickými druhy je silně ovlivněna druhovým složením a obecně klesá s rostoucí druhovou bohatostí (Kennedy et al., 2002; Srivastava & Vellend, 2005). Více různých druhů znamená více možných reakcí na různé perturbace prostředí². Vyšší biodiverzita tak může stabilizovat rychlost procesů v ekosystému v reakci na disturbance a změny abiotických podmínek (Hooper et al., 2005). Někdy se pro biodiverzitu používá označení pojistka ekosystému. Ne všechny druhy v něm totiž přispívají k jeho fungování stejnou měrou. Některé mohou přispívat relativně málo, jiné jsou pro ekosystém klíčové. Také může být více druhů, které plní podobné funkční úlohy. Proto některé vlastnosti ekosystému na úbytek druhů z počátku nereagují (Hooper et al., 2005). Pokud ale dojde ke změně prostředí, tak ty druhy, které byly dříve považovány za „zbytečné či nahraditelné“, se mohou stát klíčovými složkami (Plesník & Vačkář, 2005). Vyšší biologická rozmanitost tak může pojistit ekosystém proti úplnému zániku.

Cesta ke všem těmto závěrům však nebyla vůbec jednoduchá a jednoznačná. Studie dokazující, že vyšší biodiverzita zlepšuje stabilitu, odolnost, udržitelnost či fungování ekosystémů, byly často velice kriticky připomínkovány ať už kvůli zvoleným metodikám či přílišnému zjednodušení ekologické reality. Vyvrácení těchto domnělých artefaktů připisovaných experimentům se ve svém článku věnuje například Duffy (2009). Autor uvádí, že nejspíš i díky této zmíněné kontroverzi experimenty věnující se tématu vztahu biodiverzity a ekosystémového fungování (**BEF** – *biodiversity-ecosystem functioning*) pravděpodobně spíše podceňují význam biodiverzity pro fungování ekosystémů a poskytování ekosystémových služeb v reálném světě, než že by ho podceňovaly. Novější studie (např. Gonzalez et al., 2020;

² Dočasná rychlá změna podmínek prostředí, která způsobí výraznou velkou změnu v ekosystému a změni fyzikální strukturu nebo uspořádání biotických a abiotických prvků.

Thompson et al., 2018) se také zaměřují na měřítko na kterém se vztahy mezi biodiverzitou a ekosystémovými funkcemi studují. Valná většina stovek experimentů, u kterých metaanalýzy ukázaly konzistentní vztahy mezi biodiverzitou a fungováním ekosystémů napříč různými typy a funkcemi ekosystémů, se zaměřovala na omezený rozsah prostorových i časových měřítek. V této nové generaci studií je snaha se zaměřit na větší měřítka a realističtější podmínky. Přesná míra závislosti mezi změnou biodiverzity a změnou fungování ekosystému na měřítku však není dosud známa (Gonzalez et al., 2020).

V posledních letech se prosazují také další koncepty pojímající biodiverzitu a její funkční komponenty. Jedním z nich je koncept základních proměnných biologické rozmanitosti (*Essential biodiversity variables – EBV*). Tento byl navržen v roce 2013 s cílem zlepšit harmonizaci údajů o biologické rozmanitosti do smysluplných ukazatelů (Pereira et al., 2013). Díky EBV by mělo být možné poskytnout mezinárodně uznávaný způsob sledování základních aspektů biodiverzity tak, aby bylo možné integrovat data z mnoha druhů programů odběru vzorků (Schmeller et al., 2017).

1.1.2 Globální změna biodiverzity

Ztráta biologické rozmanitosti a klimatická změna jsou dva nejpalčivější problémy antropocénu přímo ovlivňující život a prospívání naší civilizace. V příčinách obou problémů přitom hraje lidská činnost zásadní roli. K zachování dnešních standardů života je nezbytné je řešit, ne však odděleně nýbrž společně a komplexně (Pörtner et al., 2021).

Lidské působení na globální biodiverzitu je patrné již od pravěku, tempo úbytku biologické rozmanitosti se však v moderní době zintenzivnilo (Díaz & Malhi, 2022). Přivlastňování přírodních zdrojů Země člověkem nevede jen k úbytku biologické rozmanitosti, ale také k velkým změnám v jejím rozložení, složení a početnosti (Pereira et al., 2012).

Proces úbytku biodiverzity je doprovázen ještě dalšími dvěma globálními procesy – již zmíněnou biotickou homogenizací a také současnou evolucí (Díaz &

Malhi, 2022). Jako současnou evoluci označujeme nedávné nebo probíhající dědičné změny fenotypu v populacích volně žijících živočichů, které jsou zapříčiněny směrovými selekčními tlaky způsobenými lidskou aktivitou. Mezi tyto tlaky patří například lov, rybolov, urbanizace, používání pesticidů v zemědělství nebo rozvoj dopravy a zavlažovací infrastruktury (Hendry, 2017). Těmto dvěma procesům však ve své práci nevěnuji tolik pozornosti.

Skutečnost, že jeden z aspektů úbytku přírody na naší planetě je ztráta živočišných druhů, je vědcům dobře známa. Vymírání je ovšem spolu se vznikem druhů přirozeným jevem, ke kterému dochází od doby, kdy se na Zemi objevil život (Díaz & Malhi, 2022). To, co se ale zásadně mění je tempo ztráty druhů. Někdy se dokonce mluví o šestém hromadném vymírání druhů (Cowie et al., 2022). O tom, jestli k němu v současné chvíli opravdu dochází se mezi vědci vedly debaty. Problémem je však nejednoznačná definice masového vymírání hlavně z časového hlediska (Barnosky et al., 2011). Ačkoli se dnes přikláníme k tomu, že současná situace technicky vzato neznamena šesté masové vymírání, není vyloučeno, že se nacházíme na jeho pokraji. To, co by však technické nesrovnalosti a nejistoty neměly zastínit je fakt, že současná míra vymírání je vyšší než průměrná míra vymírání kdykoli v historii lidstva a nelze vyloučit, že v příštích několika staletích k masovému vymírání druhů dojde (Díaz & Malhi, 2022).

I když mezi vědci existuje široká shoda ohledně klesajících trendů biologické rozmanitosti na celosvětové úrovni, pro biodiverzitu místních společenství tomu tak není (Primack et al., 2018). Druhové bohatství v lokálním měřítku (tzv. α diverzita) je široce používanou metodou hodnocení biologické rozmanitosti. Přesné určení velikosti a směru změn lokální druhové bohatosti je však stále do značné míry nevyřešené (Valdez et al., 2023). Přestože se alfa-diverzita na mnoha místech snižuje, různé studie naznačují, že v globálním měřítku existují značné rozdíly a že v průběhu času dochází k malým nebo dokonce žádným celkovým změnám v lokální biodiverzitě (Primack et al., 2018). Nulovou změnu biodiverzity potvrzuje i globální metaanalýza Vellenda et al. (2013). Autoři porovnávali 168 publikovaných studií a více než 16 000 vegetačních ploch lokálního měřítku (medián velikosti ploch byl 44

m²). Výsledkem bylo, že v období 5–261 let se průměrná časová změna biodiverzity nelišila od nuly, přičemž nárůst byl přinejmenším stejně pravděpodobný jako pokles (Vellend et al., 2013).

1.2 Les a lesní podrost

Definovat les není až tak jednoduché, jak by se mohlo zdát. Tento obecný termín se používá v různých souvislostech. Asi nejčastěji se nám vybaví typická část krajiny, tedy určitá rozlehlá plocha, na které rostou stromy blízko sebe. Na ten samý les však mohou nahlížet různě ekologové, úředníci katastrálního úřadu či lesníci řídící se lesním zákonem. Pro les se tedy používá široká škála definic (Dudley & Phillips, 2006).

V našich podmínkách představuje les pro většinu území nejvyspělejší, závěrečné (klimaxové) stádium rostlinného společenstva. Bez zásahů člověka by pod vlivem makroklimatických podmínek bylo bezmála celé území České republiky pokryto lesem (Schneider & Holušová, 2016). To ukazuje i mapa Potenciální přirozené vegetace v Atlasu krajiny České republiky (Hrnčiarová et al., 2009). Nesmíme však zapomenout, že i když je Česko převážně v zóně temperátního lesa, nachází se také na přechodu do stepního biomu. Nejteplejší a nejsušší oblasti by zapojený les přirozeně nejspíše nepokrýval.

Dnes vlivem lidské činnosti tvoří les přibližně 1/3 rozlohy ČR (Schneider & Holušová, 2016). Toto číslo dlouhodobě roste. Výsledky třetího cyklu Národní inventarizace lesů v České republice z let 2016–2020 stanovují plochu lesa na 29 232 km², což je 37,1 % rozlohy Česka. Od první inventarizace z let 2001–2004 čili za posledních cca 18 let došlo k nárůstu o jedno procento (Máslo et al., 2023).

Les má pro českou krajinu nezastupitelný význam. Schneider a Holušová (2016) ve své publikaci představují několik konceptů pojímajících ekosystémové služby a funkce lesů. Funkce od služeb se podle nich liší vazbou na naplňování vědomých potřeb člověka – služby onu vazbu mají, funkce nikoli. Při syntéze těchto konceptů vycházejících z různých platform hodnocení ekosystémových služeb

(např. MA³, CICES⁴, UK NEA⁵) rozdělují autoři služby do čtyř hlavních skupin – zásobovací, regulační, kulturní a podpůrné. Lesy svými službami bohatě naplňují všechny tyto kategorie služeb.

Přesto, že se o temperátním lese často přemýšlí jako o společenstvu s dominantní vrstvou dřevinného nadrostu, zásadní roli při udržování jeho struktury a funkce plní bylinný podrost (Gilliam, 2007). Definice lesního podrostu je často nejednoznačná a běžně je používáno několik synonym. Pojmy jako lesní podrost, přízemní vrstva, bylinná vrstva, přízemní vegetace či bylinný podrost znamenají v podstatě to samé (v této práci mezi nimi nerozlišuji). Bylinná vrstva je nejčastěji definována jako vrstva lesa tvořená všemi druhy cévnatých rostlin, které jsou vysoké 1 metr nebo méně (Gilliam, 2007). Do této vrstvy, tak spadají i semenáčky, výhonky i mladí jedinci dřevin.

Lesní podrost navzdory svému malému rozsahu, kdy tvoří jen něco okolo 1 % celkové biomasy lesa, má pro celý lesní ekosystém důležitou funkční roli. Reguluje ekosystémové procesy, koloběh vody, dynamiku živin a uhlíku a jako místo intenzivních konkurenčních interakcí má též vliv na obnovu a vývoj lesa po narušeních (Landuyt et al., 2019). Biodiverzita bylinné vrstvy je nejvyšší ze všech lesních vrstev. Ohrožení biodiverzity lesů je tedy nejčastěji funkcí ohrožení druhů bylinné vrstvy (Gilliam, 2007).

Lesní prostředí je dnes ovlivněno hlavně změnou způsobu hospodaření, nadměrným využíváním zdrojů, klimatickou změnou a antropogenním znečištěním (Jaureguiberry et al., 2022).

³ *Millennium Ecosystem Assessment* – Miléniové hodnocení ekosystémů byl proces globálního hodnocení ekosystémů z let 2001–2005.

⁴ *The Common International Classification of Ecosystem Services* – Společná mezinárodní klasifikace ekosystémových služeb je platformou Evropské agentury pro životní prostředí.

⁵ *United Kingdom National Ecosystem Assessment* – Národní hodnocení ekosystémů Spojeného království

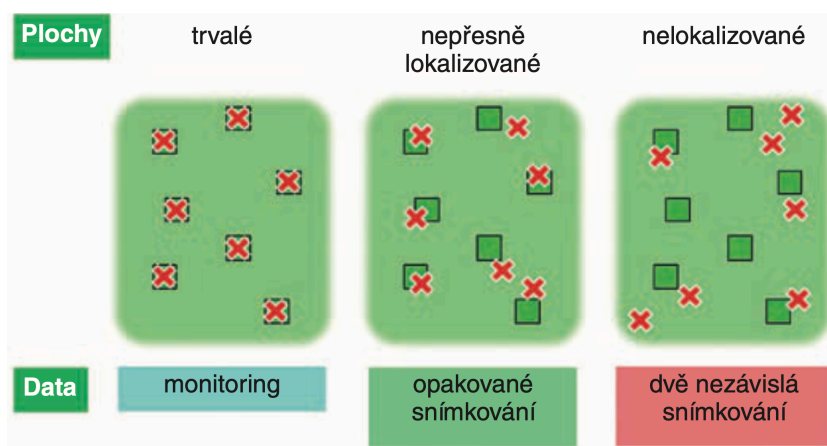
1.3 Opakované vegetační snímkování

Když budeme chtít studovat, jak zmíněné faktory (především klimatická změna a antropogenní působení) ovlivňují vegetaci máme několik možností. Tím, že dynamika vegetace je často ze své podstaty pomalá a časové měřítko relevantní pro management biodiverzity většinou přesahuje několik desetiletí, je nejvhodnější studovat dlouhodobou změnu vegetace pomocí monitoringu na trvalých plochách s přesným vymezením (Kapfer et al., 2017). Tento přístup je však relativně náročný jak z časového, tak organizačního hlediska. I díky tomu je dlouhodobé monitorování trvalých ploch poměrně vzácné a často omezené pouze na posledních několik desetiletí (Bakker et al., 1996; Pauli et al., 2012). V posledních letech se (jako alternativa k monitoringu) stále častěji provádějí obnovené průzkumy historických vegetačních ploch, a to v podstatě po celé Evropě a částečně i v Severní Americe (Van Calster et al., 2007; Hédl et al., 2010; Kopecký & Macek, 2015; Becker et al., 2017; Bernardis & Morris, 2017). Díky tomu se časový horizont prodlužuje a jsme schopni zachytit změny vegetace a životního prostředí v rozmezí přibližně 100 až 200 let. To zatím představuje nejdelší dosažitelnou dobu pro studium bezprostředně zaznamenaných společenstev živých rostlin (Hédl, 2020).

Historická data o vegetaci se začala sbírat již ke konci 19. století. Tehdejší botanici zaznamenávali druhové soupisy na plochách s dobrým přirozeným vymezením – např. horské vrcholky. Od 20. století se pak druhové složení zaznamenávalo hlavně na uměle vymezených plochách (Hédl et al., 2017). Záznamy se obvykle skládali z úplného seznamu druhů a u menších měřítek často obsahovaly odhady pokryvnosti druhů. Podrobnějšími informacemi, jako je například počet jedinců, biomasa nebo vlastnosti prostředí, pak disponuje jen málo historických dat (Hédl et al., 2017; Kapfer et al., 2017).

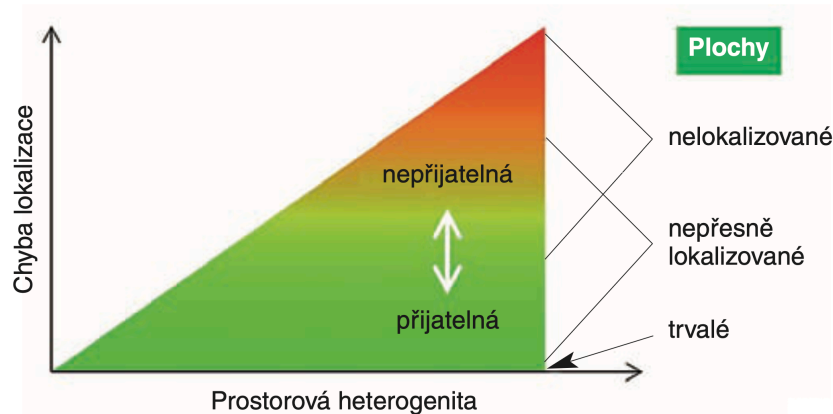
V průběhu let se nashromáždilo obrovské množství takovýchto dat a ekologové si začali uvědomovat potenciál jejich využití ve zkoumání dlouhodobých změn. Od konce minulého století tak začaly snahy o provedení opakovaného snímkování historických ploch (Kapfer et al., 2017). Problémem však je, že přesné umístění historických ploch je známé jen zřídka, u naprosté většiny je přesná

lokalizace neznámá. Někdy se však poloha ploch zaznamenávala do map nebo se doplňovala slovním upřesněním či nákresem. V těchto případech tak můžeme mluvit aspoň o přibližně lokalizovaných plochách (Hédl, 2020) viz obr. 1. Literatura pak tyto plochy (*non-permanently marked plots*) dále pojmenovává jako “semi-permanent” (např. Verheyen et al., 2012) či “quasi-permanent” (Verheyen et al., 2016; Diekmann et al., 2019).



Obr. 1 Základní možnosti umístění opakovaných vegetačních ploch (červené křížky) z hlediska přesnosti lokalizace referenčních (historických) ploch (zelené čtverečky), z pohledu metody opakovaného snímkování (Hédl, 2020; podle Kapfer et al., 2017).

Možnosti lokalizace historických ploch hrají při opakovaném snímkování zásadní roli. Nepřesnost v umístění opakované plochy s sebou logicky nese možnost chyby ve výsledném hodnocení tempa změn. Takováto chyba pak může zcela překrýt skutečnou změnu (Kapfer et al., 2017). Pokud však hledáme alternativu k náročnému monitoringu trvalých ploch, nezbyvá než brát v úvahu tuto možnou chybu způsobenou nepřesným určením polohy historických trvale neoznačených ploch. I přesto je ale lepší mít alespoň nějakou představu o tom, kde se plochy nacházely než nevědět vůbec nic. Obr. 2 pak schematicky znázorňuje možnost chyby při nepřesném umístění opakovaných snímků.



Obr. 2 Rostoucí vliv nepřesnosti lokalizace referenčních ploch a heterogenity prostředí na chybu v opakovaném snímkování (Hédl, 2020; podle Kapfer et al., 2017).

Na to, jak bude zmíněná chyba zásadní, má vliv heterogenita vegetace rostoucí na místě přibližné lokalizace (Hédl et al., 2017). Pokud se historická plocha nachází v homogenním porostu, bude mít případný posun při opakovaném snímkování zanedbatelný vliv. Když se naopak bude jednat o vegetaci, kde se složení a společenstva mění na malých vzdálenostech, chyba s nepřesným umístěním poroste (Verheyen et al., 2018). Kopecký a Macek (2015) však dodávají, že pokud je opětovný průzkum historických vegetačních ploch proveden kvalitně a je vynaloženo velké úsilí na udržení nízké chyby, pak poskytuje spolehlivé důkazy o dlouhodobých změnách rostlinných společenstev. Rozhodnutí o tom, jaká nepřesnost je ještě přijatelná je často individuální a záleží na zvážení konkrétního pozorovatele. Jen těžko se totiž tato hranice stanovuje obecně. Vždy záleží na kombinaci konkrétních skutečností. Pozorovatel by však měl klást důraz na obecné zásady při rozhodování o umístění snímku. Těmi jsou: lokalizovat plochy co nejbližší jejich původnímu umístění a zohledňovat všechny dostupné informace z původních záznamů (popis a náčrt místa, nadmořská výška, sklon a orientace svahu, zanesení do mapy, případně fotografie) (Kapfer et al., 2017).

Nejistota v umístění plochy, ovšem není jediným faktorem, který u studií zaměřených na opakované vegetační snímkování může vést k nechtěnému ovlivnění výsledků. Ve většině případů provádějí opakované snímkování jiné osoby než ty, které stojí za původními zápisy. Často se také na opakování podílí více než

jeden pozorovatel. Proměnlivost způsobená více pozorovateli může mít za následek zkreslení, a to jak v případě identifikace druhů (vede k rozdílům ve složení), tak v případě kvantifikace početnosti či pokryvnosti (odráží nárůst/úbytek jedinců) (Burg et al., 2015).

Výsledky mohou být ovlivněny také konkrétním načasováním opakovaného sběru dat. Pokud je opakovaný sběr proveden v odlišném fenologickém období než ten původní, může dojít k nadhodnocení nebo podhodnocení počtu druhů (Vymazalová et al. 2012).

Aby se předešlo chybám způsobeným zmíněnými faktory (nepřesná lokalizace, zkreslení pozorovatelem a zkreslení vlivem sezonnosti) doporučuje Kapfer et al. (2017) dodržovat následovná opatření. Provádět opakované snímkování u ploch opatřených alespoň přibližnými informacemi o poloze. Zohlednit všechny dostupné informace z historických zápisů, tak aby případné přemístění plochy mělo na výsledky co nejmenší vliv. Aby se kontrolovala sezónní proměnlivost vegetace, je třeba provést opětovný průzkum v obdobích, kdy je vývoj vegetace srovnatelný s historickým průzkumem. Pozorovateli pro opakovaný průzkum by měli být dobře vyškolení terénní botanici, aby byla zachována přijatelná odchylka pozorovatele. Před analýzami je třeba soubory dat (původní a opakované) standardizovat (nomenklatura, počet ploch) a použít vhodné statistické nástroje s ohledem na metodiku sběru údajů z různých průzkumů.

2. Cíle a hypotézy

Cílem práce je posoudit, jestli došlo ke změně biodiverzity a druhového složení rostlinných společenstev lesního bylinného patra na zkoumaném území Slavkovského lesa.

Stanoveny byly následující nulové hypotézy:

- 1) Druhová diverzita na plochách se v průměru nezměnila.
- 2) Zastoupení jednotlivých druhů ve společenstvu se nezměnilo.
- 3) Podmínky prostředí se v průměru nezměnily.

Součástí práce je vypracování didaktické kapitoly s návrhem edukační aktivity na téma biodiverzita.

3. Materiál a metody

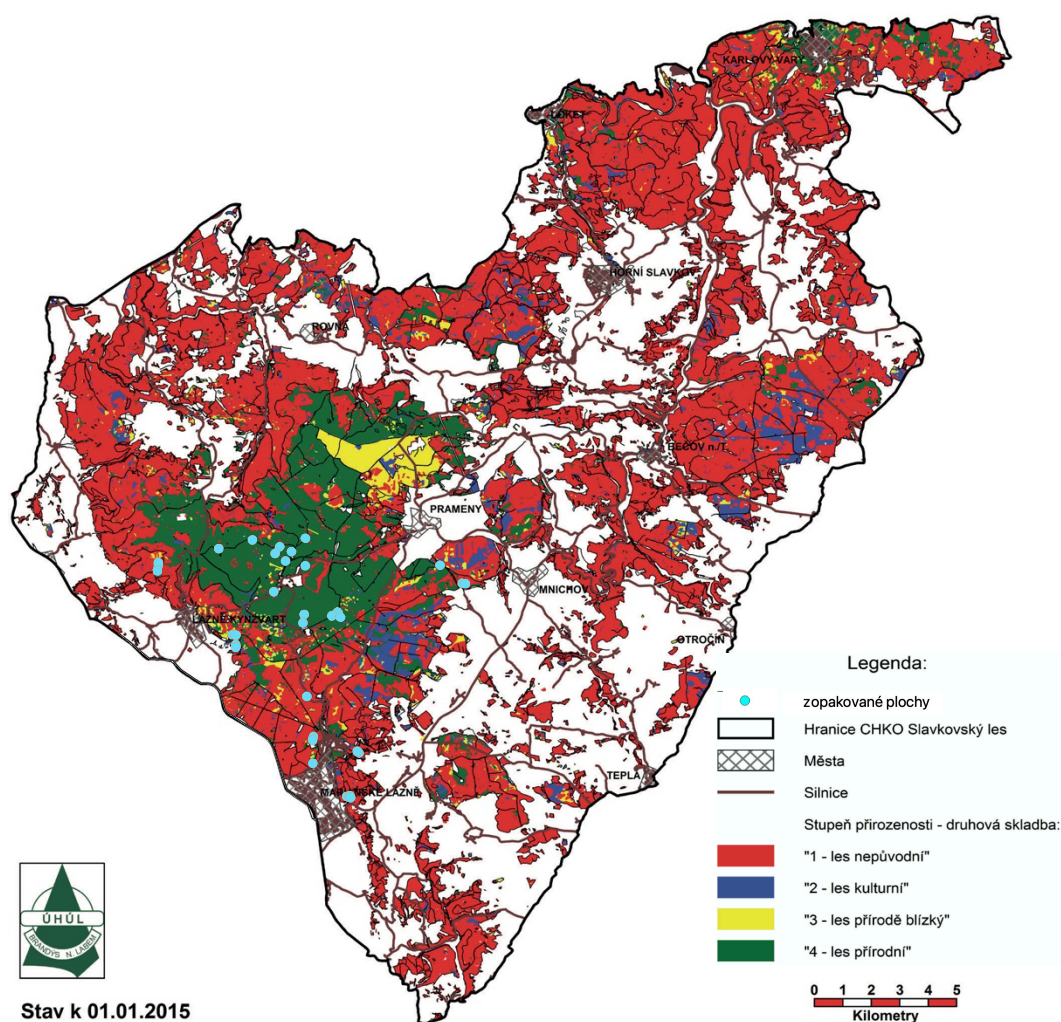
3.1 Charakteristika oblasti

Slavkovský les je samostatný geomorfologický celek náležící do Krušnohorské soustavy, tvořící severní část Karlovarské vrchoviny. Jedná se o členitou převážně zalesněnou vrchovinu tvořenou metamorfovanými a vyvřelými horninami (zejména karlovarského plutonu), především žulami, rulami, svory, amfibolity i hadci. Nejvyšším bodem je Lesný s nadmořskou výškou 982,6 m n. m. Pramení zde řeka Teplá, jejíž zaříznuté údolí tvoří osu tohoto celku. Pro Slavkovský les jsou typické vývěry minerálních pramenů podél zlomů, především toho Mariánskolázeňského. (Demek & Mackovčín, 2006).

Chráněná krajinná oblast Slavkovský les byla vyhlášena 21. 6. 1974. Řadí se tedy k starším a se svou rozlohou 611 km² i plošně větším CHKO v České republice (AOPK, 2023). Slouží k ochraně jak rozsáhlých lesních komplexů, tak také mokřadních ekosystémů, jako jsou rašeliniště, slatinné louky, pramenné oblasti vodních toků i vývěry minerálních pramenů. Tyto dohromady vytváří ohromný přírodní vodní rezervoár, ovlivňující vodní režim širokého okolí. O jejich významu a jedinečnosti svědčí i zařazení *Pramenných vývěrů a rašelinišť Slavkovského lesa* do seznamu Ramsarské úmluvy jako jednu ze 14ti takovýchto lokalit v ČR (AOPK, 2023). Jak uvádí i Plán péče o CHKO, tak právě ochrana míst tvorby minerálních pramenů je pro Slavkovský les typická a výrazně se tím odlišuje od jiných CHKO v České republice (AOPK, 2014a). Kromě lesů a mokřadů určitě stojí za zmínku i unikátní hadcová květena vázaná na největší hadcové těleso v ČR – Mnichovské hadce (AOPK, 2023).

Na území CHKO Slavkovský les se nachází 35 maloplošných zvláště chráněných území, které reprezentují nejzachovalejší část CHKO a zaujímají přibližně 2 % území. Většina MZCHÚ leží na lesní půdě. Významný je v nich podíl rašelinných ekosystémů (od otevřených vrchovišť přes blatkové bory až po rašelinné smrčiny) (AOPK, 2014a). Všechny NPR jsou z velké části tvořeny lesy (Fiala & Rolková, 2016). Lesnatost celé oblasti se pohybuje okolo 56 %. Na obr. 3 je znázorněno rozložení lesů čtyř základních stupňů přirozenosti – **les přírodní, přírodě**

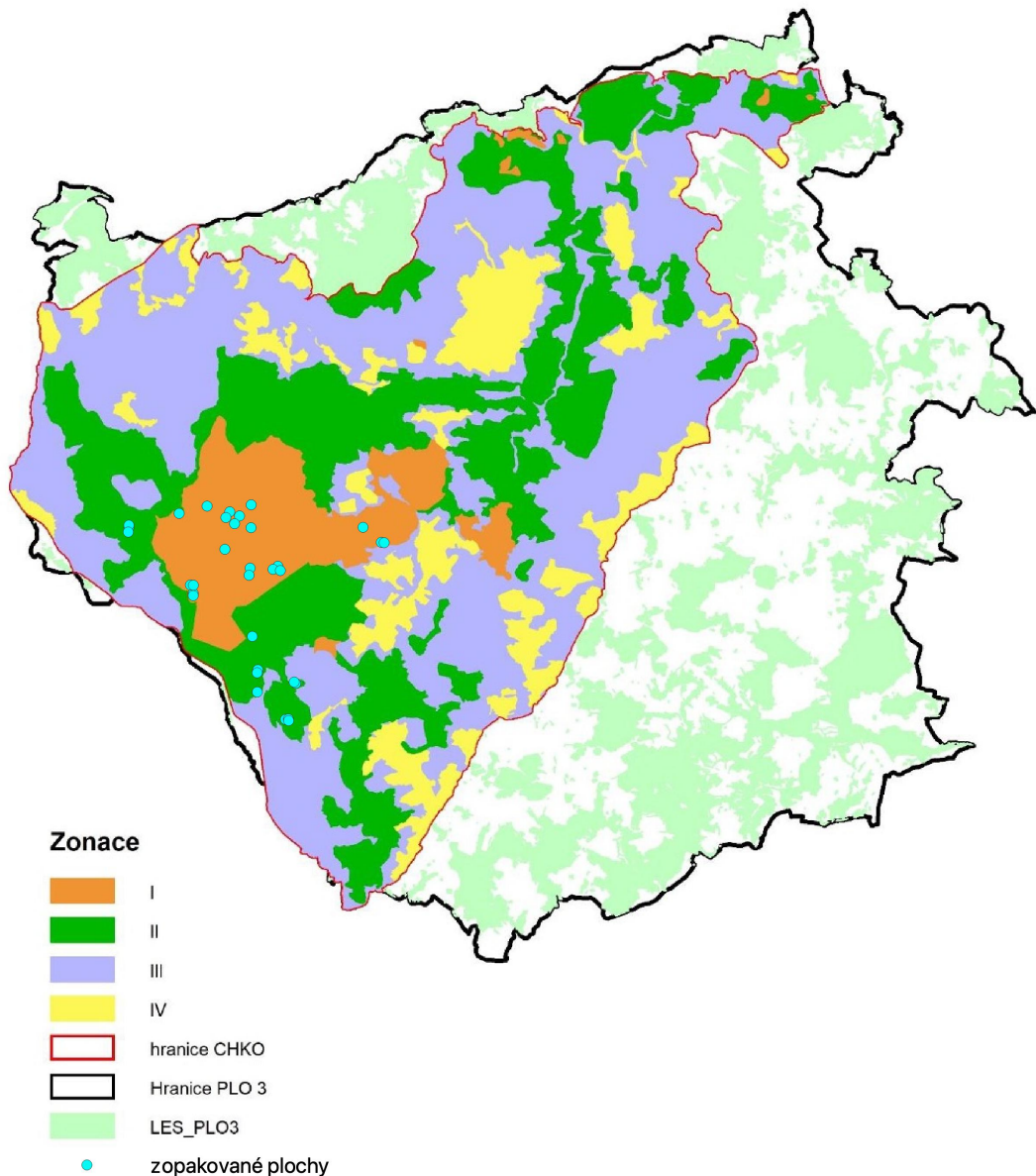
blízký, kulturní a nepůvodní. Jak uvádí Vrška et al. (2017), tak „*stupeň přirozenosti je pro účely stanovení přirozenosti lesních porostů vyjádřením míry ovlivnění lesního ekosystému člověkem, a to jak přímým lesnickým obhospodařováním, tak nepřímo působícími antropickými vlivy*“. Zjednodušeně by se dalo říci, že toto dělení odráží i shodnost aktuálního druhového složení s přirozenou druhovou skladbou. Můžeme si tedy všimnout, že nejzachovalejší jsou lesy především v centrální části CHKO mezi obcemi Prameny a Lázně Kynžvart. Toto je také zohledněno v zonaci CHKO viz níže. Mnou snímkané plochy se nachází především v lesích s nejvyšším stupněm přirozenosti.



Obr. 3 Mapa lesů různých stupňů přirozenost v CHKO Slavkovský les. Zpracoval ÚHÚL, převzato z Fiala & Rolková (2016). Vlastní úprava.

Území CHKO je rozčleněno do čtyř zón ochrany lesa. Největší podíl na celkové ploše CHKO má III. zóna (46,1 %). I. zóna zaujímá 10,0 %, II. zóna 29,5 % a IV. zóna pak 14,4 % (ÚHÚL, 2022). Jejich prostorové rozložení je na obr. 4. V jednotlivých zónách se uplatňují různá opatření, která jsou uvedena v Plánu péče o CHKO. Obecně lze říci, že cílem ochrany a managementu lesa v I. a II. zóně, je dosáhnout ekologicky stabilního lesního celku s převážně přirozenou druhovou skladbou odpovídající danému stanovišti – to ve většině případů znamená snižování podílu smrku, a naopak začleňování jedle a buku. Dále také podporovat zachování specifických populací živočišných i rostlinných druhů vázaných na mrtvé a tlející dřevo. To znamená ponechat dřevo přirozenému rozpadu včetně udržení dostatečného množství doupných stromů. V zóně III. a IV. je na výše zmíněné také kladený důraz, ovšem ne tak striktní a je možné preferovat hlavní hospodářské dřeviny (geograficky původní) jednotlivých stanovišť (AOPK, 2014a). Na tomto obr. 4 je také vidět, že mnou zopakované historické plochy leží převážně v I. zóně, zbytek pak v zóně II.

Zonace CHKO Slavkovský les



Obr. 4 Zonace CHKO Slavkovský les na podkladu Přírodní lesní oblast č. 3 Karlovarská vrchovina. Vlastní úprava podle ÚHÚL (2022).

3.2 Metodika sběru dat

Metodou této práce byl terénní průzkum, který probíhal od **19. 6. do 13. 9. 2021**. Tento průzkum spočíval ve sběru dat o druhovém složení lesní vegetace formou fytocenologického snímkování. Metoda fytocenologického snímku je ověřenou a celosvětově hojně používanou (Michalcová, 2010). Spočívá v rozdělení vegetace do několika pater od mechů a lišejníků až po stromy a následném

stanovení pokryvností všech přítomných druhů. Děje se tak na předem vybrané a vymezené ploše nejčastěji čtvercového či obdélníkového tvaru. Rozměry takovéto plochy mohou být v jednotkách až stovkách metrů čtverečných (Michalcová, 2010).

Základním přístupem bylo co nejpřesněji zopakovat vybrané postupy, které byly použity při typologickém průzkumu lesů v bývalém Československu, realizovaném od začátku 50. let 20. století Lesprojektem, dnešním Ústavem pro hospodářskou úpravu lesa (dále jen ÚHÚL). Tato typologická data mají velikou výhodu v tom, že jsou standardizovaná a centralizovaná. Byla pořizována jednotným způsobem a jsou také jednotně spravována zmíněnou státní institucí (Lesprojekt/ÚHÚL).

3.2.1 Historická data

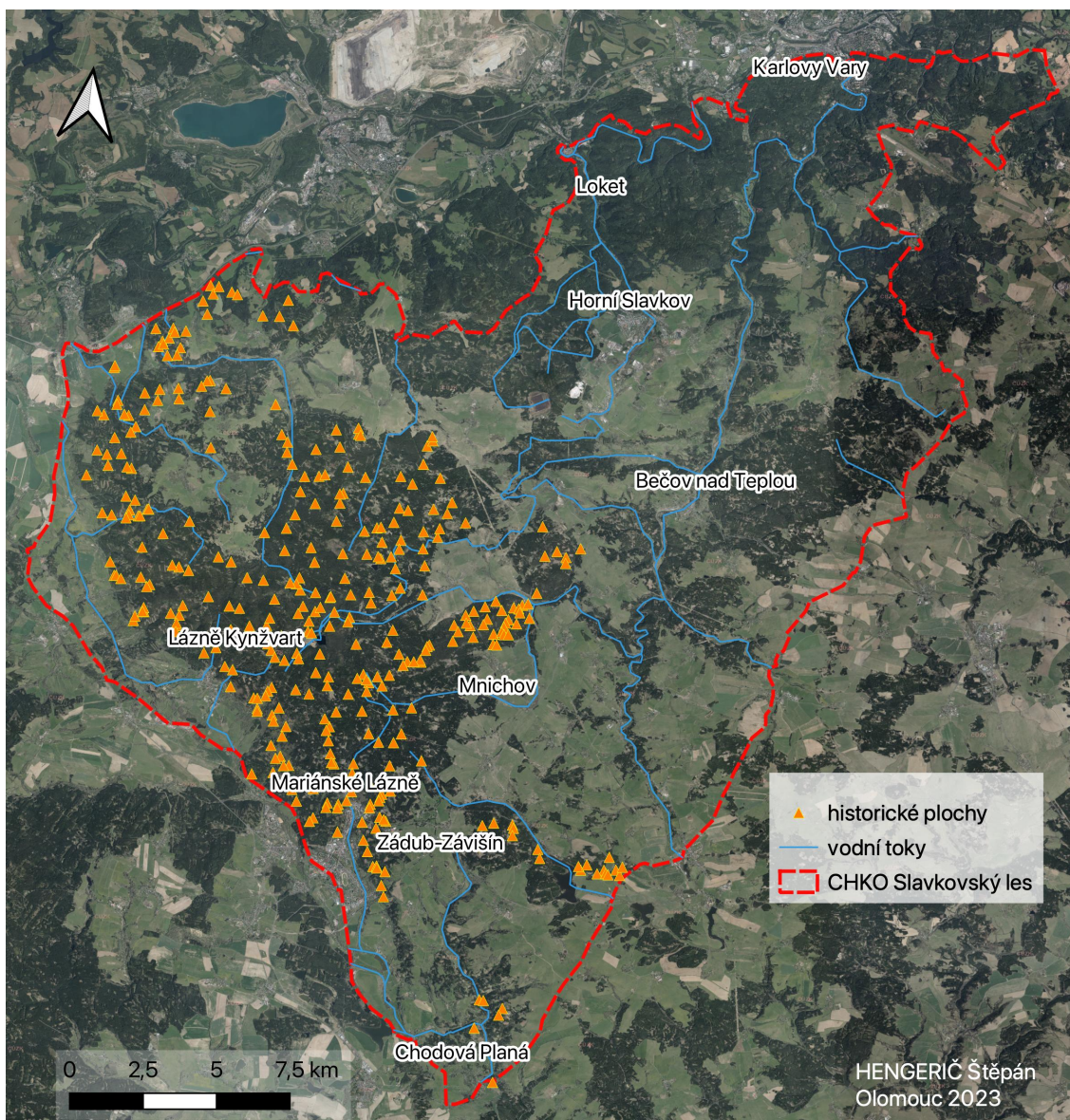
Od ÚHÚLu mi byly poskytnuty původní naskenované *Zápisníky pro rozbor podmínek prostředí* (ukázka v příloze 1). Dále jsem dostal k dispozici jejich elektronický přepis z databáze vegetačních snímků Turboveg a geografické souřadnice jednotlivých ploch. Z poskytnutých zápisníků pro mne byly zásadní hlavně informace o lokalitě, jako je nadmořská výška, expozice, sklon a také popis reliéfu terénu, který byl doplněný o nákres profilu (první tři jmenované obsahoval i digitální přepis zápisníků, popis reliéfu a nákres byly však pouze v originálu). Tyto údaje jsem kombinoval s poskytnutými zeměpisnými souřadnicemi a snažil se co nejlépe lokalizovat plochy na kterých v minulosti proběhl zápis. Jak již bylo zmíněno v úvodu tato metoda opakovaného vegetačního snímkování nepřesně lokalizovaných (trvale neoznačených) ploch si s sebou nese spoustu evidentních nedostatků. Snažil jsem se však co nejvíce držet obecných doporučení, která stanovují studie zaměřené na spolehlivost této metody – zmiňuje je například Kapfer et al. (2017).

Dále jsem využíval informace o tvaru plochy a její velikosti, dostupné jak v původní, tak i digitální formě. V mém případě se jednalo vždy o **plochy kruhové** (běžné pro snímkování v lese), s obsahem mezi 400 až 700 m², nejčastěji však

500 m². A samozřejmě zásadní byl pak fytoocenologický zápis, který sloužil pro vyhodnocení změn vegetace.

Zápisníky také obsahovaly údaje z půdního průzkumu, kdy se na některých plochách kopaly půdní sondy. Vlastnostem půdy a obecně podmínkám prostředí věnuje lesnická typologie velkou pozornost. Těmi jsem se ale ve své práci nezabýval. I když jsou vegetace a půdy úzce propojeny, posoudit jejich dlouhodobé změny jsem kvůli nedostatku vhodných dat nemohl. Informace o klimatických podmínkách lokality a taxační popis stromového patra jsem do své práce také nezahrnul.

Dataset poskytnutý ÚHÚL obsahoval celkově 358 původních, zpětně digitalizovaných ploch. Rozmístění ploch, ze kterých jsem mohl vybírat, je především v západní a jižní části CHKO (obr. 5). Ovšem ne ke všem těmto plochám byly dostupné původní zápisníky, které jsou pro zopakování snímku důležité. Já jsem v rámci svého terénního průzkumu navštívil celkem 41 lokalit a z toho na 33 jsem provedl opakované snímkování. Na osmi plochách jsem snímkování z rozličných důvodů nezopakoval (důvody uvedeny níže). Jak již bylo výše zmíněno, probíhal typologický průzkum od 50. let minulého století. Převážně z této doby pocházejí i zápisníky mnou zopakovaných ploch. Na 19 lokalitách proběhl původní průzkum v roce 1959, na osmi v roce 1957 a na šesti v roce 1970. Snímky tedy byly zopakovány po 64, 62 respektive 51 letech. Průzkum ploch v 50. letech prováděl L. Tichý a v letech 70. na něj navázal J. Prchal. Ten také v roce 1974 částečně zopakoval starší Tichého snímky. Z mého souboru se jedná o 7 ploch z roku 1957. Tyto revize byly však ve výsledném zpracování dat ignorovány.



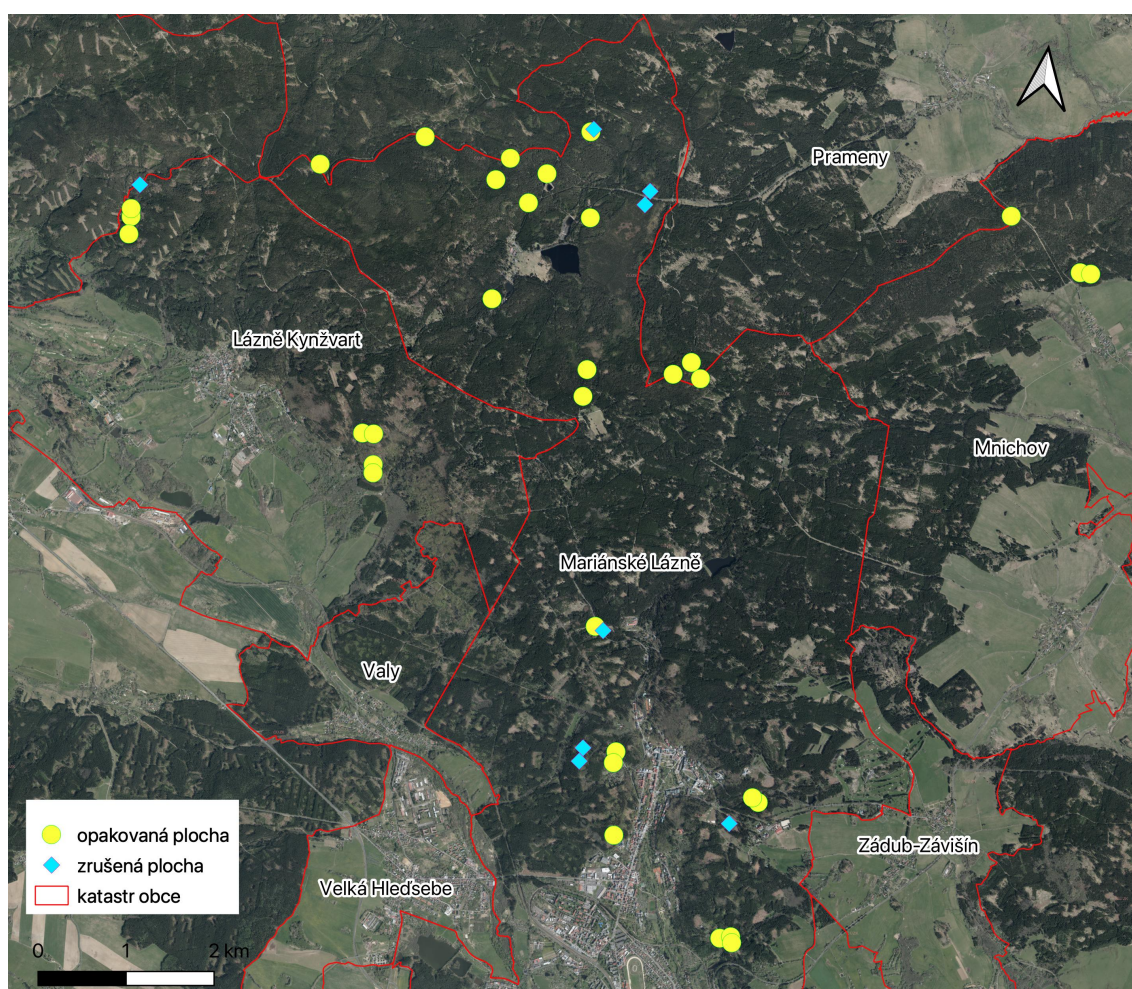
Obr. 5 Lokalizace historických ploch na území CHKO Slavkovský les. Jedná se o plochy z poskytnutého datasetu (vlastní zpracování, 2023; zdroje dat: ÚHÚL, ČÚZK).

3.2.2 Postup snímkování

Při snímkování jsem postupoval podle standardizované metodiky Botanického ústavu AV ČR upravené k roku 2021, která vychází z dlouholetých zkušeností s historickými snímky ÚHÚL. Snímkování prvních ploch jsem provedl pod vedením svého školitele R. Hédla, který se tomuto tématu dlouhodobě věnuje.

Samotné práci v terénu předcházela příprava a plánování. Z poskytnutých dat a souborů jsem vybral plochy pro které byly dostupné jak digitální přepisy, tak hlavně skeny papírových zápisníků. Plochy jsem vybíral převážně v okolí svého

bydliště a také podle dobré dostupnosti. Na obr. 6 lze vidět, že mnou navštívené plochy jsou převážně v okolí Lázní Kynžvart a Mariánských Lázní. Ve dny snímkování jsem si do aplikace Mapy.cz zanesl souřadnice ploch, které bych mohl ten den navštívit. Vždy jsem počítal s možností „zrušení“ plochy (neprovedení opakovaného snímkování z různých důvodů), proto jsem si dělal přípravy pro více ploch, než bych mohl reálně stihnout.



Obr. 6 Rozmístění navštívených ploch (vlastní zpracování, 2023; zdroj dat: ÚHÚL, ČÚZK).

Do terénu jsem vyrážel s nabitým telefonem, ve kterém jsem měl souřadnice ploch, s tabletem se souborem přepsaných snímků a se skeny zápisníků, vlastním zápisníkem, kalibrovaným provázkem, bílou barvou ve spreji a lopatkou se sáčky pro odběr půdních vzorků. K plochám jsem se nejčastěji přibližoval autem. K tomu bylo nutné si zažádat o povolení ke vjezdu do lesa od Lesů ČR.

Plochu jsem nejdříve lokalizoval pomocí GPS. Následně jsem místo porovnal s popisem terénu, nákresem reliéfu a dalšími informacemi z původních zápisníků. Při rozhodování o umístění opakovaného snímku jsem bral v potaz kritéria stanovená v metodice. Snímek jsem umisťoval, pokud možno do homogenního prostoru. Nebral jsem v potaz původní složení vegetace, aby nedošlo k ovlivnění potenciálních změn. Pokud jsem subjektivně vyhodnotil, že je vhodné snímek oproti souřadnicím posunout, vždy jsem do terénního formuláře zaznamenal důvod posunu, o kolik metrů se tak stalo, a také azimut posunu. K tomu jsem využíval kompas ve smartphonu. Samotná lokalizace ploch často zabrala výrazný podíl celkového času věnovaného jedné opakované ploše.

Po rozhodnutí o umístění jsem zvolil středový strom a na očištěnou borku jsem barvou ve spreji udělal vodorovný pruh (obr. 7). Od tohoto stromu byly pomocí kalibrovaného provázku umístěny do 4 stran hraniční dřevěné kolíky natřené výraznou barvou. Spojnice mezi kolíky jsem při snímkování odhadoval. Na vytyčené ploše byl zaznamenán fytoecologický snímek. K determinaci rostlin jsem používal Klíče ke květeně ČR (Kaplan et al., 2019). Rostliny, u kterých jsem si nebyl jistý se správným určením, jsem fotografoval a posílal ke konzultaci mému školiteli.



Obr. 7 Jedna ze snímkových ploch s vyznačeným středovým stromem (foto autor, 2021).

Pokryvnost druhů jsem odhadoval podle Braun-Blanquetovy stupnice (tab. 1). Také pokryvnost jednotlivých pater byla odhadnuta. Definice patrovitosti se podle ÚHÚLu a Botanického ústavu částečně liší, ale je zachována jejich kompatibilita. Jelikož se nasbíraná data dále vnáší do elektronické databáze Turboveg, byla použita klasifikace z této databáze. Porovnání klasifikace jednotlivých pater podle ÚHÚLu a Turbovegu používaného Botanickým ústavem AV ČR demonstruje tab. 2. Při analýze dat jsem výšková patra zjednodušil sloučením stromových pater do jednoho. Odhadovala se také výška pater v metrech, v botanickém pojetí: E3 (stromy), E2 (keře) a E1 (byliny a zmlazení). Horní výškový limit keřového patra je do poloviny hlavní úrovně. Zmlazení dřevin čili juvenilny jsou zde brány jako dřeviny s výškou do 1,3 m a dále se nerozlišují. Některé keře a polokeře (rody *Rubus* a *Vaccinium*) jsou v souladu s původními snímky zahrnuty do bylinného patra. Druhy mechového patra jsem oproti původním snímkům nezaznamenával.

Tab. 1 Braun-Blanquetova pokryvnostní stupnice.

Pokryvnost druhu na ploše	Označení v terénním formuláři
vzácný, 1-2 jedinci	r
do 1 %	+
1–5 %	1
5–25 %	2
25–50 %	3
50–75 %	4
75–100 %	5

Tab. 2 Porovnání klasifikace jednotlivých výškových pater.

Definice výškového patra (Plíva, 1991)	ÚHÚL označení	Turboveg označení
stromy nadúrovňové nebo stromy hlavní úrovně, chybí-li nadúrovňové	1.	t1
stromy hlavní úrovně nebo vedlejší úrovně, tvoří-li hlavní úroveň vrstva 1	2.	t2
stromy s korunami od poloviny kmene hlavní úrovně (vrůstavé),	3.	t3
stromy a keře s korunami od prsní výšky do poloviny kmene hlavní úrovně	4.	s
stromky a keře s bočními větvemi – sahajícími od 20 cm do 1,3 m	5 _{1a}	jl
stromky a keře s bočními větvemi – sahající do 20 cm	5 _{1b}	
semenáčky	5 ₂	

Dále se v této metodice určuje hospodářský tvar lesa. Rozlišuje se mezi třemi základními typy: pařezina, nepravá kmenovina a vysoký les. Na všech mnou navštívených plochách rostl vysoký les. Posledním úkolem bylo odebrání půdního vzorku. Ten se vždy skládal z pěti dílčích vzorků A horizontu. Nakonec se plocha už jen vyfotila ze čtyřech stran, tak aby se zachytily její typické rysy.

Jak již bylo zmíněno na osmi navštívených plochách jsem snímkování nezopakoval. Důvody vedoucí k tomuto rozhodnutí byly různé. Na některých plochách se nacházela mýtina obklopená zmlazením a posun tak nebyl možný. Tři

plochy se nacházely na podmáčené rašelině a snímkování by tak bylo příliš náročné. U dalších ploch se poloha podle zeměpisných souřadnic vůbec neshodovala s popisem území v původním zápisníku, a tak nebylo možné plochy ani přibližně lokalizovat. Dvě plochy v prosvětlenějším lese pak byly velmi bohaté především na traviny a byly tak nad determinační schopnosti snímkovatele.

3.3 Editace vegetačních dat

Data sebraná v terénu a zaznamenaná v papírovém terénním formuláři (ukázka příloha 2) bylo třeba převést do digitální podoby. S tímto mi pomohl pan doktor Hédl, který snímky přepsal do programu Turboveg (databáze vegetačních snímků). Tento software je dostupný pouze pro operační systém Windows. Můj počítač však disponuje Mac OS, takže jsem vyexportovaná data z Turbovegu zpracovával v jiném programu – konkrétně MS Excel.

Nejprve bylo třeba některé druhy sloučit či upravit a sjednotit nomenklaturu. K těmto zmíněným úpravám docházelo z různých důvodů. Cílem bylo odstranit artefakty způsobené při sběru dat různými osobami, tak aby nedošlo ke zdánlivým posunům ve změně druhového složení. Jako příklad uvedu sloučení třech zaznamenaných taxonů do jednoho. Lesník Tichý zaznamenával *Dryopteris carthusiana* a *Dryopteris dilatata* pouze na odlišných plochách, v jeho snímcích nikdy nerostly společně. Při mém snímkování jsem je však často společně nacházel. Někdy se ale jednalo jen o mladé rostlinky, u kterých se nedalo s jistotou určit, zdali jde o ten či oný druh, proto jsem je zapisoval jako *Dryopteris species*. Jako výsledný taxon byl zvolen *Dryopteris carthusiana* agg. Všechny provedené změny znázorňuje tab. 3. Při slučování dvou a více taxonů a jejich pokryvností byl použit vzoreček podle Fischera a Palmera (2015). Pro další analýzu nebylo třeba rozlišovat jednotlivé úrovně patrovitosti stromů a keřů, a tak došlo také k jejich sloučení ($t_1, t_2, t_3 \rightarrow \mathbf{t}$; $s_1, s_2 \rightarrow \mathbf{s}$). Všechny úpravy byly důkladně konzultovány se školitelem.

Tab. 3 Sloučené a upravené taxony. Volným řádkem jsou odděleny taxony sloučené do jednoho konkrétního taxonu a taxony sloučené do skupiny taxonů.

Taxon 1	Taxon 2	Taxon 3	Výsledný taxon
<i>Campanula rotundifolia</i>	<i>C. rotundifolia</i> agg		<i>Campanula rotundifolia</i>
<i>Dactylis glomerata</i> agg.	<i>D. glomerata</i>		<i>Dactylis glomerata</i> agg.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>D. dilatata</i>	<i>D. species</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i> agg.
<i>Dryopteris filix-mas</i>	<i>D. filix-mas</i> agg.		<i>Dryopteris filix-mas</i> agg.
<i>Epilobium montanum</i>	<i>E. species</i>		<i>Epilobium montanum</i>
<i>Galeobdolon luteum</i> agg.	<i>G. luteum</i>		<i>Galeobdolon luteum</i> agg.
<i>Galeopsis tetrahit</i>	<i>G. tetrahit</i> agg	<i>G. species</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i> agg.
<i>Hieracium murorum</i>	<i>H. species</i>		<i>Hieracium murorum</i>
<i>Poa nemoralis</i>	<i>P. species</i>		<i>Poa nemoralis</i>
<i>Senecio nemorensis</i> agg	<i>S. ovatus</i>		<i>Senecio ovatus</i>
<i>Senecio sylvaticus</i>	<i>S. vulgaris</i>		<i>Senecio sylvaticus</i>
<i>Silene species</i>	<i>S. nutans</i> s.lat		<i>Silene nutans</i> s.lat.
<i>Rubus species</i>			<i>Rubus fruticosus</i> agg.
<i>Stellaria nemorum</i> s.str			<i>Stellaria nemorum</i>
<i>Stellaria nemorum</i> s.str			<i>Stellaria nemorum</i>
<i>Veronica chamaedrys</i> agg			<i>Veronica chamaedrys</i>
<i>Veronica chamaedrys</i> agg.			<i>Veronica chamaedrys</i>
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	<i>Ch. oppositifolium</i>		<i>Ch. alternifolium</i> + <i>oppositifolium</i>
<i>Juncus conglomeratus</i>	<i>J. effusus</i>		<i>J. conglomeratus</i> + <i>effusus</i>
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	<i>R. tuberosus</i>		<i>R. lanuginosus</i> + <i>tuberosus</i>
<i>Viola reichenbachiana</i>	<i>V. riviniana</i>	<i>V. species</i>	<i>V. reichenbachiana</i> + <i>riviniana</i> + <i>species</i>

V původních snímcích používali autoři pokryvnostní stupnici podle Zlatníka, já pak stupnici Braun-Blanquetovu. Bylo tedy nutné výsledné hodnoty pokryvností sjednotit. Obě stupnice jsem převedl na střední hodnoty intervalů stupňů. Následně jsem sloučil jemnější intervaly u Zlatníkovy stupnice, aby odpovídaly Braun-Blanquetově stupnici v procentech. Vše je pro přehlednost znázorněno v tab. 4.

Tab. 4 Sjednocení pokryvnostních stupnic

B-B	B-B [%]	Zlatník [%]	Výsledná stupnice [%]
r	1	1	1
+	2	2	2
1	3	3	3
2	13	10	13
		20	
3	38	31	38
		44	
4	63	56	63
		69	
5	88	81	88
		94	

3.4 Analýza dat

Pro analýzu byl použit soubor o 66 fytocenologických snímcích (33 starých a 33 nových). Zpracování a rozbor těchto dat jsem prováděl v programu MS Excel. Z hlediska změn **druhového složení** se analyzovala frekvence zastoupení (podíl ploch ve kterých je druh přítomen) a průměrné pokryvnosti druhů. U obou proměnných byla také vyjádřena jejich relativní změna C . Relativní změna frekvence je vypočtena následovně:

$$C = \pm \left(100 - \frac{F_b}{F_a/100} \right) [\%]$$

kde F_a je frekvence ve skupině s vyšší frekvencí druhů, tj. frekvence ve starých snímcích, pokud se frekvence druhu snížila, nebo frekvence v nových snímcích, pokud se zvýšila. F_b je frekvence v druhé skupině, tj. té s nižší frekvencí. Znaménko minus se používá pro úbytek druhu, znaménko plus pro nárůst druhu (Hédl, 2004). Průměrné pokryvnosti jsou vypočtené jako suma pokryvností určitého druhu na všech plochách vydělená počtem ploch. Relativní změna průměrných pokryvností byla počítána obdobně jako v případě frekvence.

Tabulky a grafy prezentované ve výsledcích neobsahují všechny zaznamenané druhy, ale pouze ty, které splňují stanovená kritéria. Pro druhy stromového a keřového patra i pro zmlazení je podmínkou výskyt alespoň na třech

plochách ve starých snímcích nebo na třech plochách v nových snímcích, což znamená výskyt přibližně na 10 % ploch jednoho či druhého souboru (**první kritérium**). Pro byliny prezentované v tabulkách (nikoli v grafech) pak platí ještě kritérium změny – výraznější úbytek, resp. přírůstek, a to aspoň o 10 % relativní změny frekvence (**druhé kritérium**).

Biodiverzita byla primárně zkoumána z hlediska počtu druhů na plochách (druhovú bohatost) a jeho časové změny. Při analýze bylo sloučeno bylinné patro spolu s juvenilny, což je při výzkumu biodiverzity lesa běžná praxe – studie tohoto zaměření definují **lesní podrost** (*forest ground-layer vegetation*) vertikálně s horní hranicí nejčastěji v rozmezí 1–1,3 m (Gilliam, 2007; Baeten et al., 2009). Rozdíly v počtu druhů mezi starými a novými snímky byly otestovány abych zjistil, zda prokazatelně došlo k posunu v druhové bohatosti. Soubory spárovaných dat jsem chtěl testovat párovým t-test. Při jeho počítání je však podmínkou, že výběr pochází z normálního rozdělení (Hendl, 2015). Normalitu výběrů jsem otestoval pomocí Shapiroova-Wilksova testu (Shapiro & Wilk, 1965). Ten však normalitu rozdělení výběrů nepotvrdil. Proto jsem použil test neparametrický – konkrétně párový Wilcoxonův test (Hendl, 2015). Oba zmíněné testy byly počítány v programu MS Excel.

Jako další hodnotící hledisko biodiverzity byl pro oba soubory ploch (staré a nové) vypočítán Shannonův-Wienerův index,

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

kde S je počet druhů a p_i je podíl pokryvnosti jednotlivých druhů na celkové pokryvnosti (Townsend et al., 2010).

Index zohledňuje počet druhů a jejich vyrovnanost a jeho hodnota se zvyšuje buď tím, že je více jedinečných druhů, nebo tím, že je větší vyrovnanost. Naopak nízkých hodnot je dosaženo, když převládá několik málo druhů. Pokud všechny

druhy přibývají nebo ubývají stejnou rychlostí, index se nemění. (Buckland et al., 2005; van Strien et al., 2012). Skutečnost, zda se hodnoty indexu v párech starých a nových ploch prokazatelně liší byla testována dvouvýběrovým párovým t-test na střední hodnotu pomocí analýzy dat v programu MS Excel. Spočítána byla také Shannonova vyrovnanost (*Shannon's equitability* – E_H),

$$E_H = H' / H'_{max} = H' / \ln S$$

kteřá je vyjádřena jako podíl H' a H'_{max} (zde $H'_{max} = \ln S$). Vyrovnanost nabývá hodnoty mezi 0 a 1, přičemž 1 představuje úplnou vyrovnanost. Tyto vzorečky jsou uvedeny v manuálu programu pro správu, analýzu a klasifikaci ekologických dat – JUICE (Tichý & Holt, 2006).

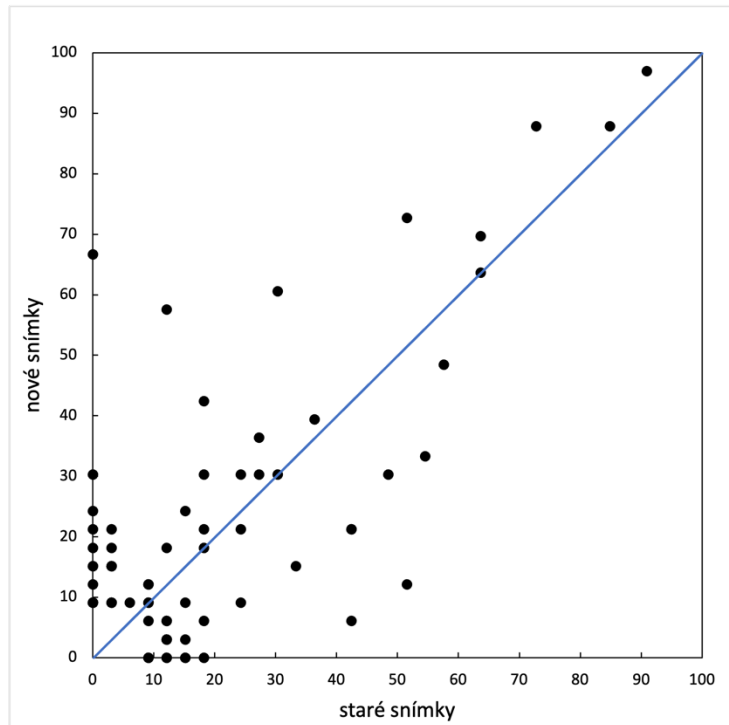
Zajímaly mě též **podmínky prostředí**, ale jelikož nejsou k dispozici žádná přímá měření například obsahu dusíku v půdě, teplot nebo srážek z minulosti ani současnosti, jsou zde podmínky prostředí jen nepřímo odhadovány. K tomu byly využity Ellenbergovy indikační hodnoty (EIH). Přítomnost jednotlivých druhů a četnost výskytu druhů totiž indikuje stav svého okolí. Každý druh má přiřazenou určitou hodnotu z hlediska jeho nároků na světlo (L), teplo (T), kontinentalitu (K), půdní vlhkost (F), aciditu (R) a živiny (N) (Schaffers & Sýkora, 2000; Diekmann, 2003). Využití EIH je v pracích mé podobným dlouhodobě zavedený postup (např: Van Calster et al., 2007; Baeten et al., 2009; Hédl et al., 2017; Verheyen et al., 2018). Průměrné hodnoty EIH byly vypočítány z druhů přítomných ve snímcích a následně pak porovnány mezi soubory starých a nových snímků. Změny byly testovány párovým t-testem. Ve výsledcích jsou graficky prezentovány změny indikačních hodnot pro světlo, vlhkost, půdní reakce a živiny.

4. Výsledky

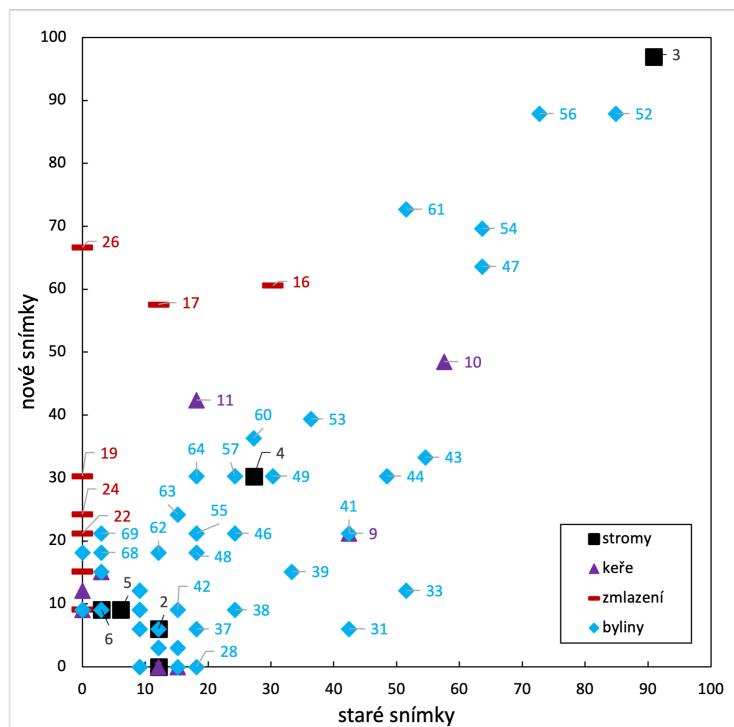
4.1 Změny druhového složení

Celkový trend změny frekvence druhů je zobrazen na následujícím obr. 8. Vysvětlení pak přináší obr. 9, který je vytvořený z totožných dat, doplněný o popisky jednotlivých bodů. Symbolicky a barevně jsou rozlišena výšková patra. Tyto grafy podrobněji znázorňují jednotlivé trendy. Na první pohled je patrné, že frekvence druhů se změnila. Nelze však vypožorovat žádný jednoznačný průměrný trend. Vidíme, že frekvence druhů obecně rostla (body nad modrou linií). Dalo by se říct, že vzácnější druhy, tedy druhy s malou frekvencí ve starých snímcích mají tendenci frekvenci navyšovat. Také velmi hojné druhy s původní vysokou frekvencí ještě více vzrostly. Naopak u druhů se středními hodnotami frekvence (mezi 20 až 60 % ve starých snímcích) se objevuje spíše trend klesající. Je však důležité zmínit, že je zde velká variabilita mezi druhy jednotlivých pater. To je dobře vidět na obrázku 9. Trendy u dřevin a bylin se liší. U semenáčků pozorujeme pouze nárůst s tím, že velká část z nich se ve starých snímcích vůbec nevyskytovala. Frekvence druhů stromového patra se měnila jen nevýrazně. U keřů docházelo k patrnějším změnám, které se odehrály na obě strany – frekvence narůstala i klesala. Také hodnoty frekvence jednotlivých druhů bylin jsou dosti variabilní.

Konkrétní hodnoty frekvence a její relativních změny jsou prezentovány níže v tabulkách 5–9. Než se k nim dostaneme, představují ještě celkové změny průměrných pokryvností.



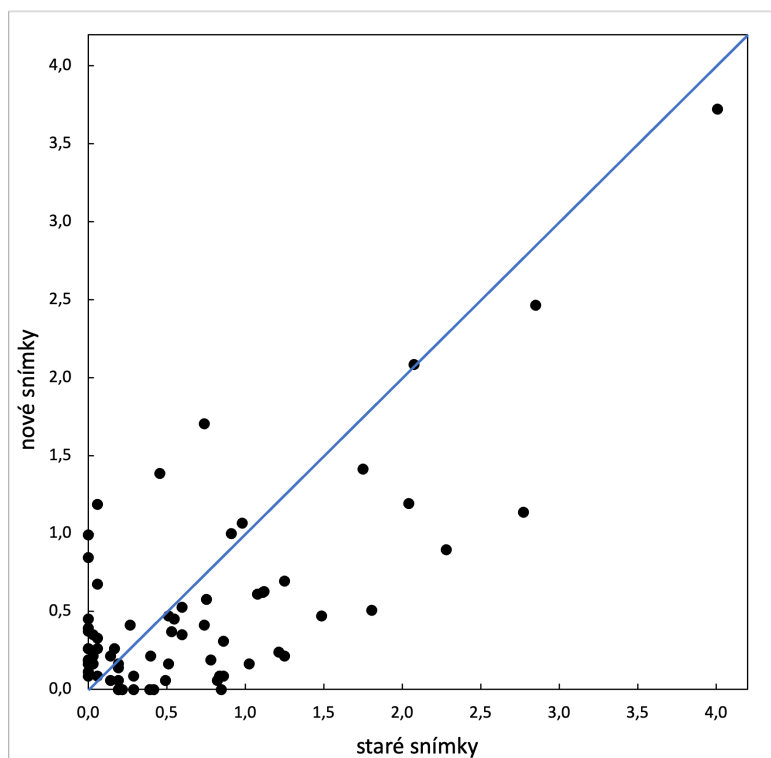
Obr. 8 Srovnání **frekvence druhů** mezi 33 páry starých a nových snímků. Bodový diagram znázorňuje jednotlivé druhy a jejich frekvenci (v procentech) ze starého (osa x), resp. nového snímkování (osa y). Jsou prezentovány druhy splňující podmínku výskytu alespoň na třech starých či třech nových plochách, a to včetně bylin (zde již neplatí druhá přísnější podmínka relativní změny). Jeden bod grafu může prezentovat více druhů se stejnými hodnotami.



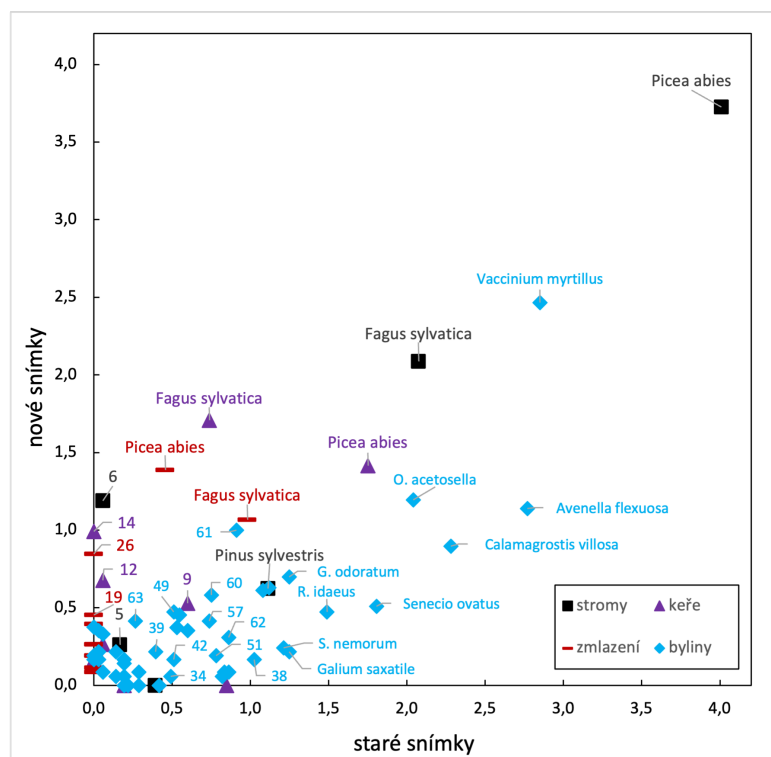
Obr. 9 Doplnění obrázku 8. Srovnání frekvence druhů. Druhy jsou barevně i symbolicky rozlišeny podle uvedené legendy a označeny popisky. Číselné popisky se shodují s identifikačními čísly druhů v tabulkách 5–9 a tabulce v příloze 6. Některé body jsou v rámci možnosti čitelnosti grafu bez popisů.

Také pro prezentaci změn průměrné pokrývnosti druhů byly sestaveny bodové diagramy. Zde však bylo nutné původní hodnoty upravit. Druhy s výrazně vyšší pokrývností (především *Picea abies*) totiž způsobovaly, že se velká většina bodů nashromáždila v levém spodním rohu grafu a ten tak byl nečitelný. Hodnoty průměrných pokrývností (v procentech) tak byly zlogaritmovány dekadickým logaritmem. Před tím však bylo nutné ke všem hodnotám přičíst číslo jedna, a to kvůli druhům, které měly v jednom ze starých nebo nových snímků průměrnou pokrývnost rovnou nule (na ploše se nevyskytovaly). Dekadický logaritmus nuly nelze vypočítat.

Na obr. 10 tak můžeme vidět porovnání průměrných pokrývností všech druhů splňujících kritérium výskytu alespoň na třech plochách starého či nového souboru. I přes zmíněné úpravy je graf vychýlený druhy s vysokou pokrývností. Můžeme si všimnout, že většina bodů je pod modrou linií znázorňující nulovou změnu – průměrné pokrývnosti těchto druhů se tedy snížily. Aby bylo lépe zřejmé, o které druhy, z kterých výškových pater se jedná, je i zde prezentovaný shodný graf doplněný o popisky a symbolické i barevné rozlišení (obr. 11). Na něm je opět patrné, že i v případě pokrývnosti se dřeviny a byliny chovají různě. Zatímco u stromů jsou změny (možná až na výjimku druhu *Larix decidua*) poměrně nevýrazné u keřů se již jeví patrněji. V tomto patře se vyskytují jak druhy s přibližně průměrnou změnou (*Picea abies*, *Sorbus aucuparia*), tak také s výraznějším přírůstkem (*Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica*). Druhy se stoprocentní změnou pak leží na jedné z dvou os. V patře juvenilů se v obou souborech snímků vyskytovaly pouze dva druhy – *Picea abies* s výrazným nárůstem pokrývnosti a *Fagus sylvatica* s téměř nulovou změnou. Ostatní semenáčky (přítomné pouze v nových snímcích) logicky vzrostly.



Obr. 10 Srovnání průměrné pokrývnosti druhů mezi 33 páry starých a nových snímků. Bodový diagram znázorňuje jednotlivé druhy a jejich logaritmované hodnoty průměrné pokrývnosti (v procentech) ze starého (osa x), resp. nového snímkování (osa y).



Obr. 11 Doplnění obrázku 10. Srovnání průměrné pokrývnosti druhů. Druhy jsou barevně i symbolicky rozlišeny podle uvedené legendy a označeny kombinovanými popisky. Číselné popisky se shodují s identifikačními čísly druhů v tabulkách 5–9 a tabulce v příloze 6. Některé body jsou z důvodu zachování čitelnosti grafu bez popisů.

Trochu konkrétnější pohled na proběhlé změny přináší následující tabulky 5–9 sestavené pro jednotlivá patra. Ve stromovém patře ze zkoumaných ploch zcela vymizela jedle bělokorá (*Abies alba*) (tab. 5). Ubyla také borovice lesní (*Pinus sylvestris*), a přestože se smrk ztepilý (*Picea abies*) v nových snímcích vyskytoval na více plochách, jeho průměrná pokryvnost poklesla. Relativně hodně naopak přibyl modřín opadavý (*Larix decidua*), který byl původně zaznamenán pouze na jedné ploše, při opakování pak na třech. Celkově má však modřín jen nízkou pokryvnost. Kompletní tabulka se všemi druhy je v příloze 3.

Tab. 5 Změny ve složení stromového patra. Relativní změna frekvence je označena jako C_f a relativní změna průměrné pokryvnosti jako C_{pp} . Druhy jsou seřazeny podle stoupající hodnoty C_f . Všechny hodnoty jsou vyjádřeny v procentech.

stromy		frekvence		C_f	průměrná pokryvnost		C_{pp}
		staré	nové		staré	nové	
1	<i>Abies alba</i>	12,12	0,00	-100,0	0,48	0,00	-100,00
2	<i>Pinus sylvestris</i>	12,12	6,06	-50,0	2,04	0,87	-57,48
3	<i>Picea abies</i>	90,91	96,97	6,3	54,12	40,47	-25,23
4	<i>Fagus sylvatica</i>	27,27	30,30	10,0	6,96	7,07	1,45
5	<i>Betula pendula</i>	6,06	9,09	33,3	0,18	0,30	39,86
6	<i>Larix decidua</i>	3,03	9,09	66,7	0,06	2,28	97,34

V patře keřovém (tab. 6) stejně jako ve stromovém patře zcela vymizela jedle bělokorá (*Abies alba*). Zde spolu s jedlí vymizel také bez červený (*Sambucus racemosa*). Zajímavé je, že smrk ztepilý (*Picea abies*) v obou ukazatelích poklesl, a naopak listnáče až na jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) vzrostly. Nově se ve snímcích objevily líska obecná (*Corylus avellana*) a zimolez černý (*Lonicera nigra*). Všechny druhy keřového patra jsou zaznamenány v tabulce v příloze 4.

Tab. 6 Změny ve složení keřového patra. Relativní změna frekvence je označena jako C_f a relativní změna průměrné pokrývnosti jako C_{pp} . Druhy seřazeny podle stoupající hodnoty C_f . Všechny hodnoty jsou vyjádřeny v procentech.

keře		frekvence		C_f	průměrná pokrývnost		C_{pp}
		staré	nové		staré	nové	
7	<i>Abies alba</i>	12,12	0,00	-100,0	0,21	0,00	-100,00
8	<i>Sambucus racemosa</i>	15,15	0,00	-100,0	1,33	0,00	-100,00
9	<i>Sorbus aucuparia</i>	42,42	21,21	-50,0	0,82	0,70	-14,81
10	<i>Picea abies</i>	57,58	48,48	-15,8	4,76	3,12	-34,39
11	<i>Fagus sylvatica</i>	18,18	42,42	57,1	1,09	4,52	75,84
12	<i>Acer pseudoplatanus</i>	3,03	15,15	80,0	0,06	0,97	93,75
13	<i>Betula pendula</i>	3,03	15,15	80,0	0,06	0,30	80,00
14	<i>Corylus avellana</i>	0,00	12,12	100,0	0,00	1,70	100,00
15	<i>Lonicera nigra</i>	0,00	9,09	100,0	0,00	0,18	100,00

V patře zmlazení došlo k nárůstu, a to u všech prezentovaných druhů (tab. 7). Kromě smrku (*Picea abies*) a buku lesního (*Fagus sylvatica*) byly ostatní juvenilily zaznamenány pouze v opakovaných snímcích. Celkem se na plochách nově objevilo 23 druhů juvenilů (příloha 5).

Tab. 7 Změny ve složení patra zmlazení. Relativní změna frekvence je označena jako C_f a relativní změna průměrné pokrývnosti jako C_{pp} . Druhy seřazeny podle stoupající hodnoty C_f . Všechny hodnoty jsou vyjádřeny v procentech.

zmlazení		frekvence		C_f	průměrná pokrývnost		C_{pp}
		staré	nové		staré	nové	
16	<i>Picea abies</i>	30,30	60,61	50,00	0,58	3,00	80,81
17	<i>Fagus sylvatica</i>	12,12	57,58	78,95	1,67	1,91	12,70
18	<i>Acer platanoides</i>	0,00	15,15	100,00	0,00	0,30	100,00
19	<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,00	30,30	100,00	0,00	0,58	100,00
20	<i>Betula pendula</i>	0,00	9,09	100,00	0,00	0,09	100,00
21	<i>Corylus avellana</i>	0,00	9,09	100,00	0,00	0,21	100,00
22	<i>Fraxinus excelsior</i>	0,00	21,21	100,00	0,00	0,48	100,00
23	<i>Lonicera nigra</i>	0,00	9,09	100,00	0,00	0,12	100,00
24	<i>Quercus robur</i>	0,00	24,24	100,00	0,00	0,30	100,00
25	<i>Sambucus nigra</i>	0,00	15,15	100,00	0,00	0,21	100,00
26	<i>Sorbus aucuparia</i>	0,00	66,67	100,00	0,00	1,33	100,00

V bylinném patře bylo zaznamenáno celkem 128 taxonů. Tabulka 8 ukazuje relativně výrazně ubylé druhy, kterých je podle zvolených kritérií 20 – což je necelých 16 % celkového počtu. Tabulka 9 pak znázorňuje druhy relativně výrazně

přibylé. Těchto je 18, tedy 14 % všech druhů bylin. Když se však podíváme na soubor dat se všemi bylinnými druhy (128), tak vyšší hodnoty frekvence oproti původním snímkům byly zaznamenány v případě 73 druhů – což je 57 %. Frekvence 17 druhů se nezměnila (13 %) a pokles nastal u 38 druhů čili v 30 % případů (příloha 6).

Tab. 8 Změna ve složení bylin – výrazně ubylé druhy. Relativní změna frekvence je označena jako C_f a relativní změna průměrné pokrývnosti jako C_{pp} . Řazeno podle stoupající hodnoty C_f . Všechny hodnoty jsou vyjádřeny v procentech.

ubylé byliny		frekvence		C_f	průměrná pokrývnost		C_{pp}
		staré	nové		staré	nové	
28	Carex pilulifera	18,18	0,00	-100,0	0,33	0,00	-100,00
30	Galeopsis pubescens	15,15	0,00	-100,0	0,24	0,00	-100,00
27	Stellaria media	9,09	0,00	-100,0	0,21	0,00	-100,00
29	Tussilago farfara	9,09	0,00	-100,0	0,52	0,00	-100,00
31	Epilobium angustifolium	42,42	6,06	-85,7	1,36	0,09	-93,33
32	Rumex acetosella s.lat.	15,15	3,03	-80,0	0,21	0,06	-71,43
33	Galium saxatile	51,52	12,12	-76,5	2,48	0,24	-90,24
35	Calluna vulgaris	12,12	3,03	-75,0	0,15	0,06	-60,00
36	Impatiens noli-tangere	12,12	3,03	-75,0	1,27	0,06	-95,24
34	Ranunculus lanuginosus + tuberosus	12,12	3,03	-75,0	0,64	0,06	-90,48
37	Epilobium montanum	18,18	6,06	-66,7	0,33	0,09	-72,73
38	Luzula luzuloides	24,24	9,09	-62,5	1,79	0,18	-89,83
39	Mycelis muralis	33,33	15,15	-54,5	0,48	0,24	-50,00
40	Deschampsia cespitosa	12,12	6,06	-50,0	1,30	0,09	-93,02
41	Hieracium murorum	42,42	21,21	-50,0	1,94	0,85	-56,34
42	Vaccinium vitis-idaea	15,15	9,09	-40,0	0,67	0,18	-72,73
43	Senecio ovatus	54,55	33,33	-38,9	5,08	0,67	-86,87
44	Rubus idaeus	48,48	30,30	-37,5	3,42	0,61	-82,30
45	Galeobdolon luteum agg.	9,09	6,06	-33,3	0,21	0,15	-28,57
46	Calamagrostis arundinacea	24,24	21,21	-12,5	0,82	0,42	-48,15

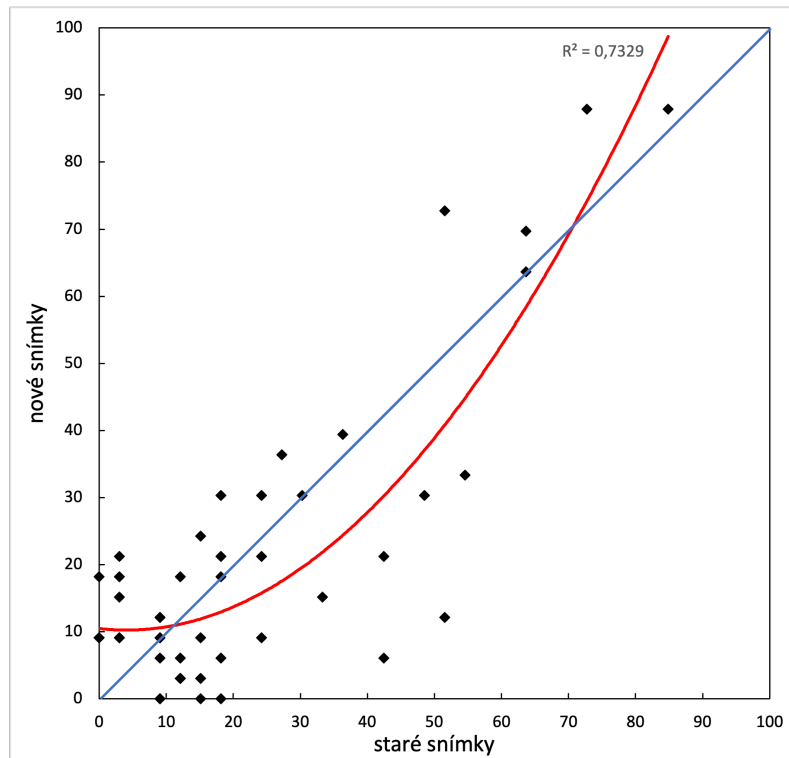
Tab. 9 Změna ve složení bylin – výrazně přibylé druhy. Relativní změna frekvence je označena jako C_f a relativní změna průměrné pokryvnosti jako C_{pp} . Řazeno podle klesající hodnoty C_f . Všechny hodnoty jsou vyjádřeny v procentech.

přibylé byliny		frekvence		C_f	průměrná pokryvnost		C_{pp}
		staré	nové		staré	nové	
71	<i>Actaea spicata</i>	0,00	9,09	100,0	0,00	0,21	100,00
70	<i>Impatiens parviflora</i>	0,00	18,18	100,0	0,00	0,45	100,00
72	<i>Veronica officinalis</i>	0,00	9,09	100,0	0,00	0,18	100,00
69	<i>Galeopsis tetrahit</i> agg.	3,03	21,21	85,7	0,03	0,42	92,86
68	<i>Galium rotundifolium</i>	3,03	18,18	83,3	0,06	0,39	84,62
67	<i>Digitalis purpurea</i>	3,03	15,15	80,0	0,03	0,24	87,50
66	<i>Senecio sylvaticus</i>	3,03	9,09	66,7	0,06	0,09	33,33
65	<i>Carex muricata</i> agg.	3,03	9,09	66,7	0,03	0,18	83,33
64	<i>Luzula pilosa</i>	18,18	30,30	40,0	0,73	0,58	-20,83
63	<i>Urtica dioica</i>	15,15	24,24	37,5	0,30	0,52	41,18
62	<i>Poa nemoralis</i>	12,12	18,18	33,3	1,36	0,36	-73,33
61	<i>Dryopteris carthusiana</i> agg.	51,52	72,73	29,2	1,48	1,72	13,67
60	<i>Prenanthes purpurea</i>	27,27	36,36	25,0	1,12	0,79	-29,73
58	<i>Moehringia trinervia</i>	9,09	12,12	25,0	0,15	0,24	37,50
59	<i>Stellaria nemorum</i>	9,09	12,12	25,0	2,36	0,27	-88,46
57	<i>Trientalis europaea</i>	24,24	30,30	20,0	1,09	0,52	-52,78
56	<i>Vaccinium myrtillus</i>	72,73	87,88	17,2	16,30	10,79	-33,83
55	<i>Viola reichenbachiana</i> + <i>riviniana</i> + species	18,18	21,21	14,3	0,70	0,45	-34,96

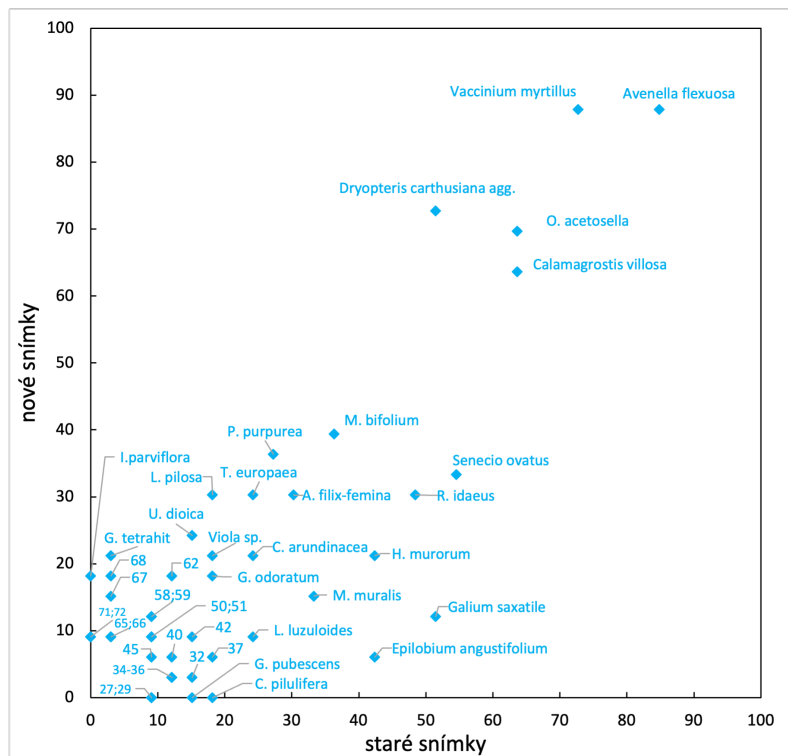
Při pohledu na tabulky 8 a 9 je pro mě těžké rozpoznat nějakou systematickou změnu. Není zde žádný výrazný trend. Přeci jen jsou však některé změny více nápadné. Výrazně ubyla konopice pýřitá (*Galeopsis pubescens*), ale naopak u konopice polní (*Galeopsis tetrahit* agg.) byl zaznamenaný zřejmý nárůst. To však může být způsobeno záměnou při determinaci nekvetoucích jedinců. Přibyl druh otevřených stanovišť náprstník červený (*Digitalis purpurea*) a naopak ubyl pasekový druh vrbovka úzkolistá (*Epilobium angustifolium*). Úbytek nastal i případě domácí netýkavky nedůtklivé (*Impatiens noli-tangere*), přibyla však invazní netýkavka malokvětá (*I. parviflora*). Ubyly také některé druhy chudých kyselých (a často jehličnatých) lesů: vřes obecný (*Calluna vulgaris*), svízel hercynský (*Galium saxatile*), bika bělavá (*Luzula luzuloides*), jestřábník zední (*Hieracium murorum*), brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*) a ostřice kulkonosná (*Carex pilulifera*).

Jak již bylo zmíněno v komentáři grafů prezentujících změny frekvence a průměrné pokryvnosti všech druhů, tak v obou případech se byliny chovaly jinak než dřeviny. A jelikož se tato práce zaměřuje na biodiverzitu lesního rostlinného společenstva, které je tvořeno převážně bylinami, a také kvůli zmíněné variabilitě, se na byliny zaměřím podrobněji.

Graf na obr. 12 je sestaven obdobně jako v předchozích případech, porovnává ovšem pouze frekvence bylin. Můžeme zde vidět, že počet druhů, u kterých frekvence klesla je vyrovnaný s počtem druhů s rostoucí frekvencí. Z bylinných druhů splňujících první kritérium (celkem 46) vzrostla frekvence u 21 z nich. U pěti se frekvence nezměnila a pokles nastal v případě 20 druhů (příloha 6). Trendy zde patrné jsou následující – frekvence rostla především u původně vzácnějších druhů (např. *Digitalis purpurea*, *Galeopsis tetrahit* agg., *Galium rotundifolium*) a také těch nejhojnějších (např. *Dryopteris carthusiana* agg., *Oxalis acetosella*, *Vaccinium myrtillus*). U druhů s původně středními hodnotami (10 až 60) docházelo častěji k poklesu frekvencí (např. *Hieracium murorum*, *Mycelis muralis*, *Epilobium montanum*). Pro větší názornost a konkretizaci prezentuji opět vysvětlující podobu grafu na obr. 13.



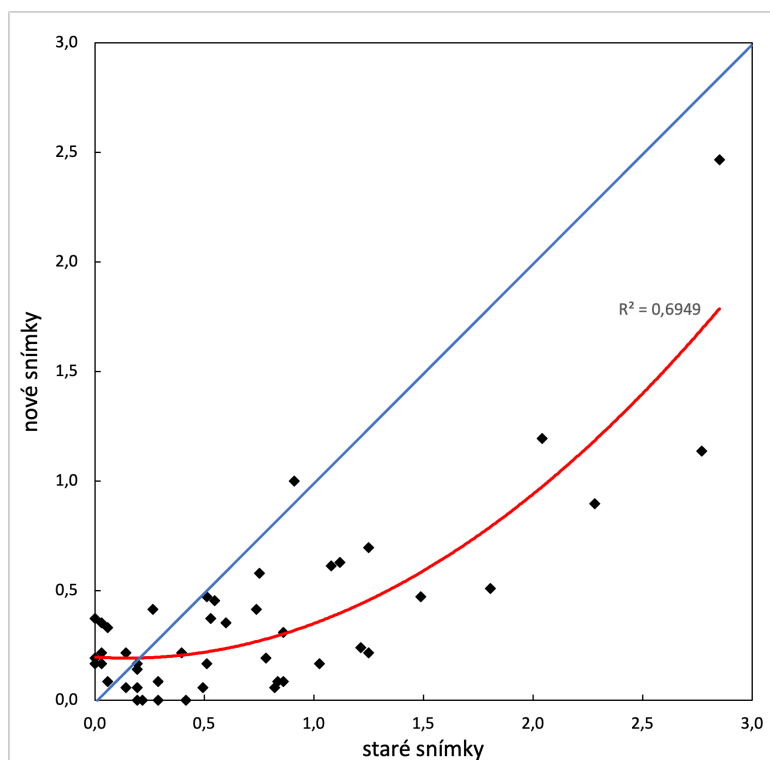
Obr. 12 Porovnání **frekvence bylin** mezi 33 páry starých a nových snímků. Vzájemný vztah je znázorněn pomocí polynomického trendu druhého stupně. Pro ten je v grafu zobrazena hodnota vysvětlené variability R^2 . V tomto případě znázorněný trend platí pro 73 % bodů.



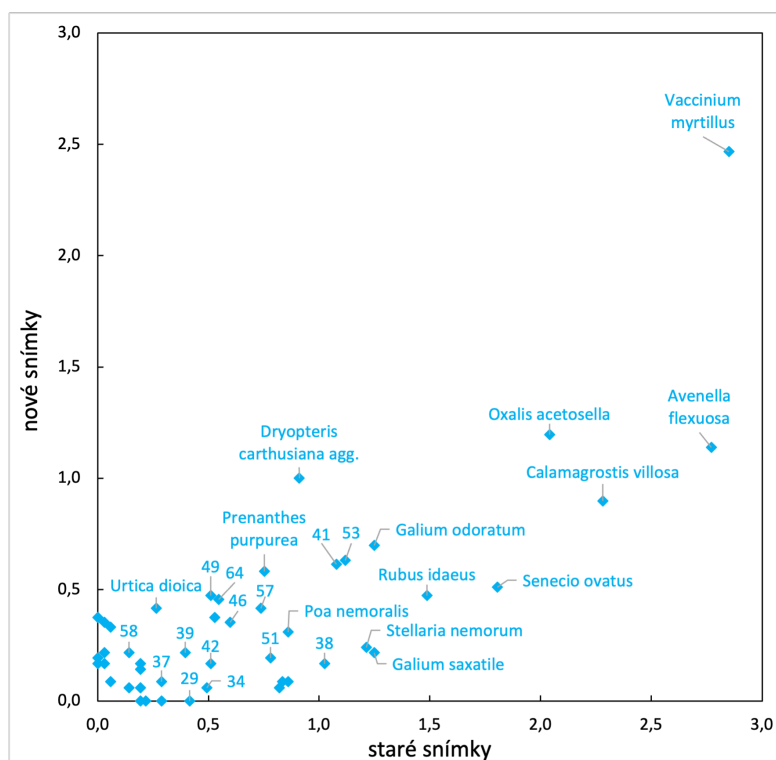
Obr. 13 Doplnění obrázku 12. Porovnání frekvence bylin. Body jsou doplněny o kombinované (slovní nebo písemné) popisky. Číselné popisky se shodují s identifikačními čísly druhů v tabulkách 8, 9 a v příloze 6.

Trendy změn průměrné pokryvnosti bylin prezentují obrázky 14 a 15. Vidíme na nich, že u většiny druhů hodnoty průměrné pokryvnosti klesaly – 35 z 46 prezentovaných druhů, což činí 76 %. Až na jednu výjimku (*Dryopteris carthusiana agg.*) se pokryvnosti zvyšovaly u původně vzácných druhů a samozřejmě také u těch, které se ve starých snímcích vůbec nevyskytovaly. V grafu na obr. 14 je zobrazen polynomičtý trend druhého stupně. Červená linie trendu se nad modrou přímkou nulové změny dostává pouze na svém levém konci což odpovídá již zmíněnému.

Pokud bychom se podívali na celý soubor o 128 bylinných druzích, tak tam se průměrná pokryvnost snížila u 45 % druhů, v 54 % případů se zvýšila a ve zbylém 1 % zůstala stejná (příloha 6).



Obr. 14 Porovnání **průměrné pokrývnosti bylin** mezi 33 páry starých a nových snímků. Vzájemný vztah je znázorněn pomocí polynomického trendu druhého stupně. Pro ten je v grafu zobrazena hodnota vysvětlené variability.



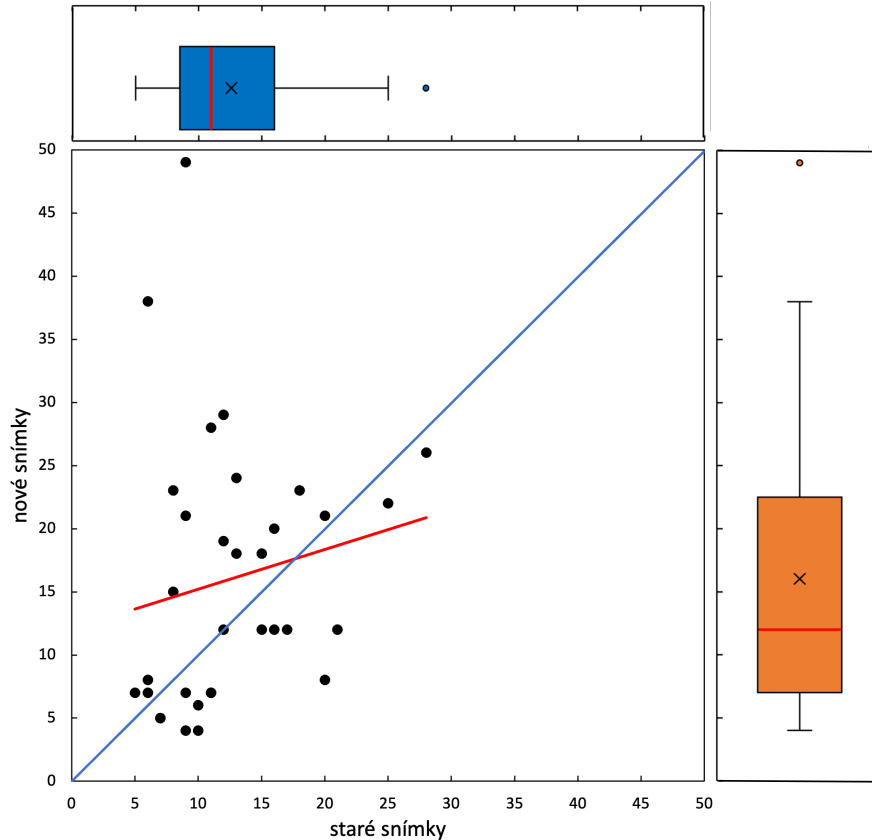
Obr. 15 Doplnění obrázku 14. Porovnání průměrné pokrývnosti bylin. Body jsou doplněny o kombinované (slovní nebo písemné) popisky. Číselné popisky se shodují s identifikačními čísly druhů v tabulkách 8, 9 a v příloze 6. Některé body jsou v rámci možnosti čitelnosti grafu bez popisů.

4.2 Změna druhové bohatosti

Další možností, jak hodnotit změny rostlinných společenstev nám umožňuje pohled přes biodiverzitu. V našem případě konkrétně přes druhovou bohatost jako jedno z jednodušších a často používaných pojetí biodiverzity.

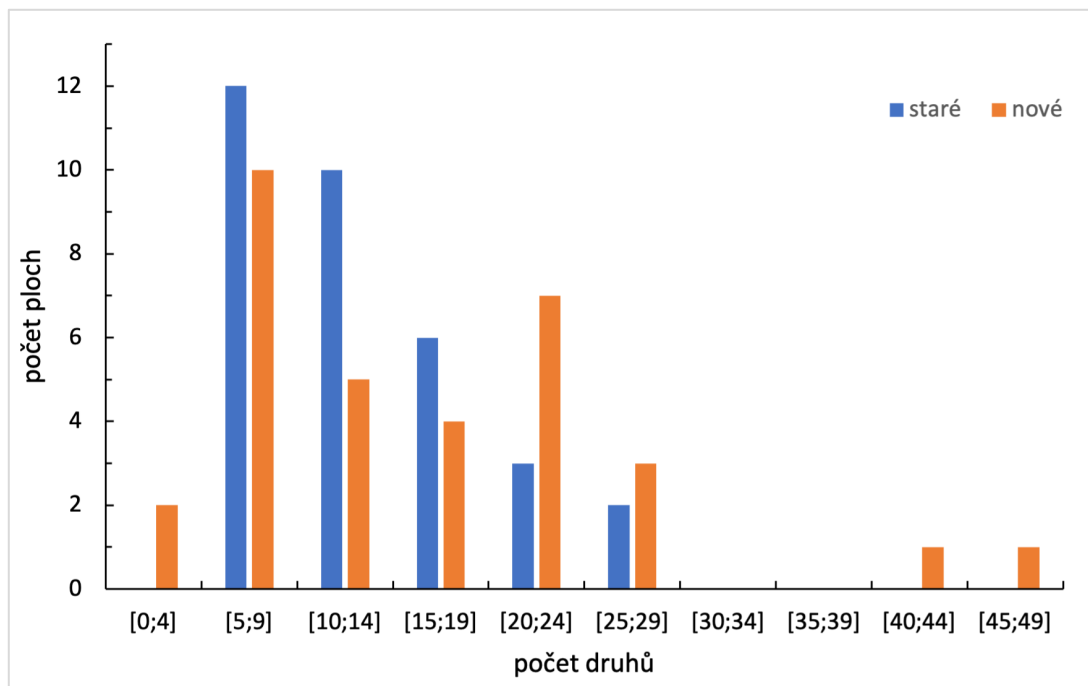
Co se týče celkového počtu rostlinných druhů, tak původní pozorovatelé na vybraných 33 plochách zaznamenali celkem 93 druhů cévnatých rostlin ve všech patrech. Nejvíce druhů ve snímku bylo tehdy 30, nejméně 6. V opakovaných snímcích jsem celkem zaznamenal 138 druhů CR. Nejvíce druhů ve snímku bylo 51, nejméně 4.

Pro další analýzy bylo použito pouze patro E₃ čili byliny plus zmlazení (viz metodika). Stejně jako v případě frekvence a průměrné pokryvnosti byl sestaven bodový diagram (obr. 16), který porovnává druhovou bohatost ve starých snímcích zaznamenaných mezi lety 1957–1970 a nových snímcích z roku 2021. Můžeme na něm vidět, že je zde opravdu veliký rozptyl – počet druhů se výrazně změnil. Podle umístění bodů nad nebo pod modrou linií nulové změny si všimneme, že plochy mají tendenci se spíše obohacovat. Konkrétně 17 ploch z 33 se obohatilo (52 %), 15 se ochudilo (45 %) a na jedné se počet druhů nezměnil (příloha 7). Vzájemné vztahy jsou v grafu znázorněny pomocí lineárního trendu (červená linie). Trend je zde takový, že původně chudé snímky se výrazněji obohatily, snímky původně bohaté se mírně ochudily. Můžeme tedy mluvit o asymetrickém trendu vývoje druhové bohatosti. Tento trend není výrazně ovlivněn dvěma extrémními hodnotami v levé horní části grafu – plochy s největším nárůstem druhů. I po vyloučení těchto extrémních ploch se trend změnil jen nevýrazně.



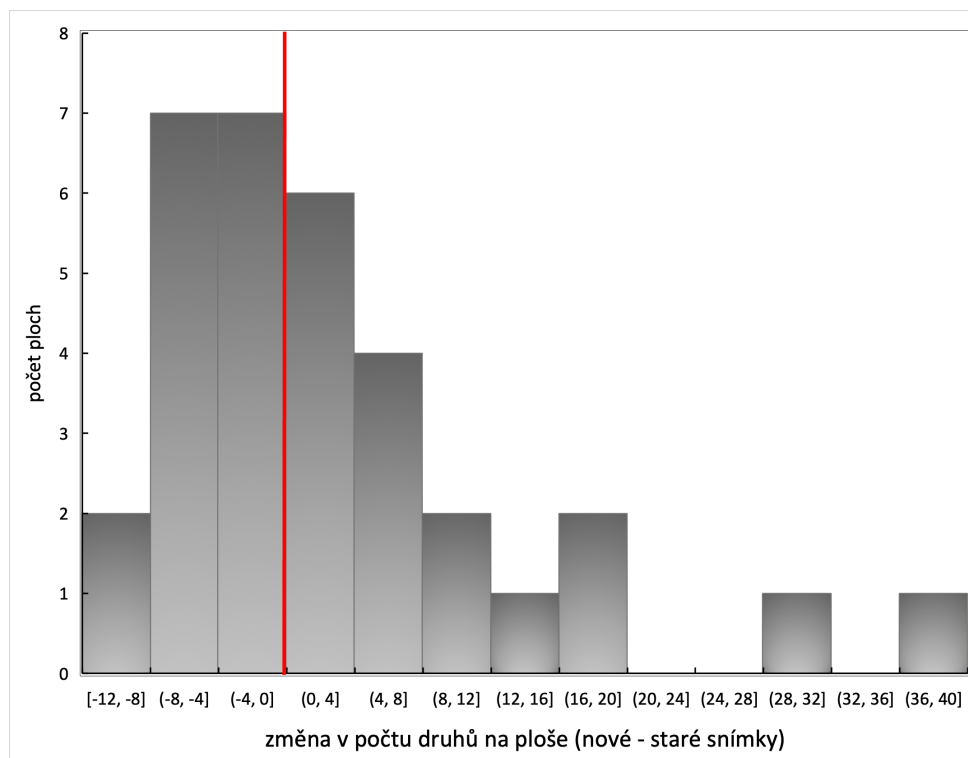
Obr. 16 Srovnání druhové bohatosti mezi 33 páry starých a nových snímků. Bodový diagram znázorňuje jednotlivé plochy a počet druhů lesního podrostu ze starého (osa x) resp. nového snímkování (osa y). Lineární trend je znázorněn červenou čarou. Krabicové diagramy shrnují rozložení počtu druhů. Zobrazeno je mezikvartilové rozpětí a rozpětí mimo extrémny. Červeně jsou vyznačeny mediány, křížek označuje průměr a bodem je znázorněna extrémní hodnota souboru.

Zajímavé je také srovnání rozložení druhů na starých a nových plochách. To ukazuje obr. 17. Počet druhů podrostu ve starých snímcích se pohyboval v rozmezí mezi 5 a 29, přitom většina starých ploch měla 5–14 druhů. V nových snímcích variabilita stoupla a nové plochy obsahují 4 až 49 druhů. Nejvíce čili 10 nových ploch mělo 5–9 druhů a 20–24 druhů mělo celkem 7 nových ploch.



Obr. 17 Porovnání počtu druhů na plochách mezi 33 páry opakovaných snímků.

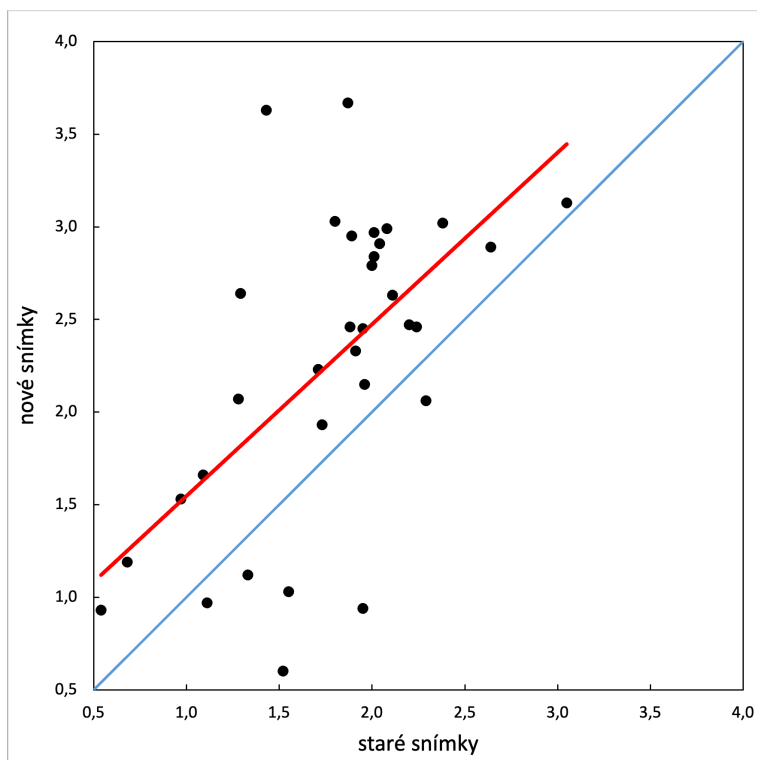
K vyjádření absolutní změny mezi starými a novými snímky jsem použil histogram (obr. 18). Na něm si můžeme všimnout, že nejčastěji se druhová bohatost snižovala o 0 až 7 druhů na plochu (plocha s nulovou změnou byla jen jedna). Nejsou zde ale žádné výrazně ochuzené plochy. To neplatí pro výrazné obohacení. Nárůst o 13 a více druhů byl zaznamenán na pěti plochách. I zde jsou patrné dvě plochy s velmi výrazným nárůstem druhů.



Obr. 18 Histogram změny druhové bohatosti pro 33 párů opakovaných snímků. Červenou čarou je vyznačena linie nulové změny. Kladné intervaly na ose x znázorňují nárůst počtu druhů, záporné pak úbytek.

Wilcoxonův párový test vyšel neprůkazně ($p > 0,05$). Testové kritérium nespadá do kritického oboru, což znamená, že není možné zamítnout nulovou hypotézu. Střední hodnoty těchto dvou výběrů se vzájemně neliší – počet druhů se tedy nezměnil.

Bodový diagram na obr. 19 pak ukazuje změny hodnot Shannonova-Wienerova indexu. Na většině ploch, konkrétně na 82 %, došlo k nárůstu tohoto indexu což potvrzuje i červená linie lineárního trendu. Též provedený párový t-test poukazuje na nárůst Shannonova-Wienerova indexu ($p < 0,0001$).



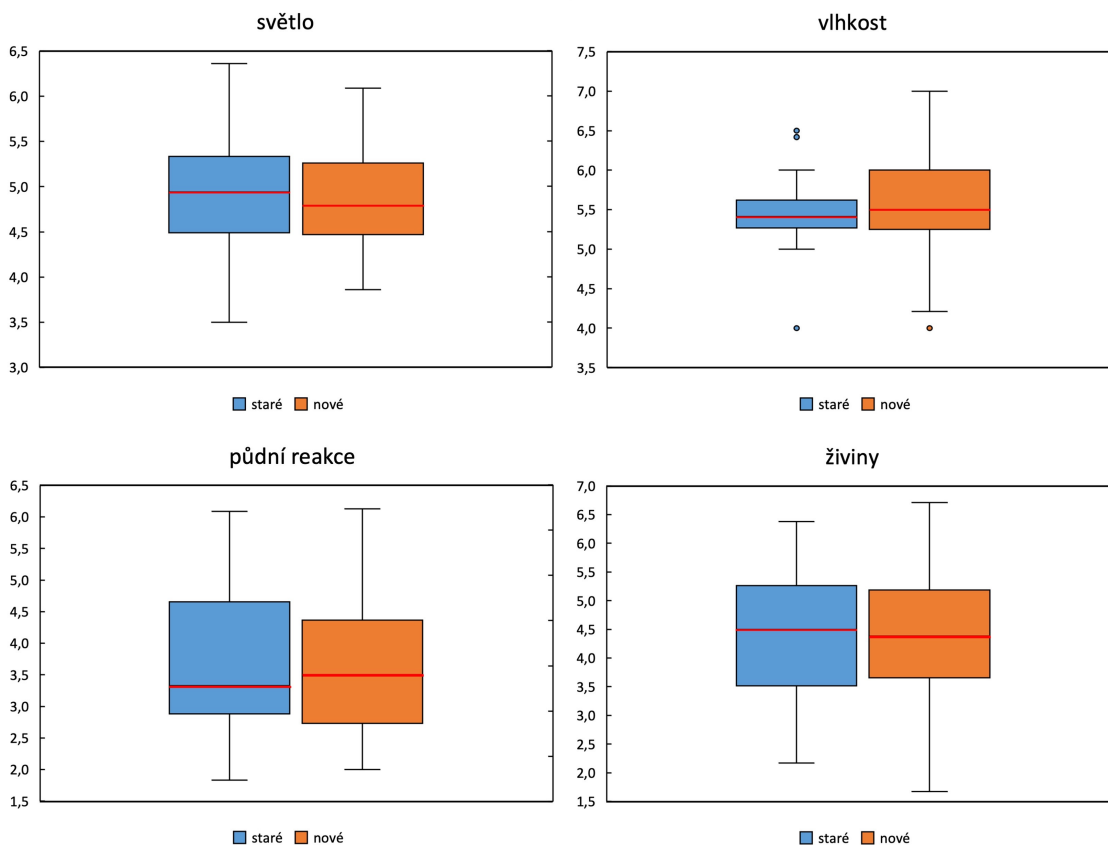
Obr. 19 Srovnání Shannonova-Wienerova indexu mezi 33 páry starých a nových snímků. Bodový diagram znázorňuje jednotlivé plochy a hodnoty jejich indexů biodiverzity ze starého (osa x), resp. nového snímkování (osa y). Červeně je zobrazen lineární trend, modrá linie znázorňuje nulovou změnu.

Shannonův index vyrovnanosti vzrostl u 88 % ploch. Až u 20 ploch dosahovala hodnot větších než 0,9, z toho jedna plocha vykazovala 100% vyrovnanost. Testování pak bylo již téměř zbytečné, ale pro úplnost jsem ho provedl. Nárůst vyrovnanosti potvrdil s hodnotou $p < 0,00002$.

4.3 Změny prostředí

Změny prostředí na plochách ukazují Ellenbergovy indikační hodnoty (EIH). U všech ukazatelů došlo k dosti variabilním změnám s podobným trendem. Ve snímcích s původně nižšími hodnotami jednotlivých EIH je tendence nárůstu, a naopak ve snímcích s původně vyššími hodnotami se projevuje pokles. Rozdíly jsou pak patrné u hodnot ve středním rozmezí, které se v některých případech příliš nemění, většinou však rostou nebo naopak klesají. Grafy na následujícím obr. 20 jsou krabicové diagramy absolutní změny vybraných indikačních hodnot. V případě světla došlo na 64 % ploch k poklesu, a na zbylých 36 % k nárůstu hodnot. Žádná

plocha nebyla bez změny. Rozptyl se mírně zmenšil a hodnota mediánu se snížila. To vše by mohlo znamenat, že na většině ploch došlo k většímu zastínění. Výsledek testování párovým t-testem však vyšel neprůkazně ($p=0,14$) a nelze tak tvrdit, že střední hodnoty pro staré a pro nové snímky se liší. Vlhkost měla oproti světlu v nových snímcích tendenci narůstat. Zvýšila se v 64 % případů, na jedné ploše se nezměnila a ve zbytku (33 %) došlo k poklesu. Výrazně se zvětšilo celkové rozpětí (bez extrémních hodnot) i mezikvartilové rozpětí. Medián se posunul jen nepatrně. Ani zde t-test neprokázal změnu od nuly ($p=0,22$). Statisticky neprůkazná změna platí i pro všechny ostatní EIH. U půdní reakce pozorujeme nárůst hodnoty mediánu. Nárůst i pokles acidity byly v celku vyrovnané i když mírně převažoval posun k zásaditějším podmínkám – na 55 % ploch. Ještě více vyrovnané změny nastaly v případě živin. Ploch, které se o živiny ochudily bylo 17, přičemž na 16 plochách došlo k obohacení. I když se pro nové plochy zvýšil rozptyl, mezikvartilové rozpětí i medián byly vyšší ve starých snímcích.



Obr. 20 Změny průměrných Ellenbergových indikačních hodnot pro původní a opakované snímky. Zobrazen je medián, celkové rozpětí v případě **světla**, **půdní reakce** a **živin**, rozpětí mimo extrémní hodnoty pro **vlhkost**, mezikvartilové rozpětí a v případě vlhkosti i extrémní hodnoty.

5. Diskuse

5.1 Změny vegetace a jejich příčiny

5.1.1 Změna druhového složení

Frekvence většiny druhů se změnily, ale nevedlo to ke změně druhové bohatosti na plochách, která se v průměru neliší od nuly. Na základě tohoto pozorování zamítáme druhou nulovou hypotézu. V průběhu času došlo k změně v zastoupení druhů v lesním společenstvu. I když frekvence druhů obecně rostla, pozorované trendy byly různé mezi skupinami druhů. To, že se původně vzácné druhy v současnosti vyskytují častěji může mít různé příčiny. Pravděpodobný je vliv

mírně zvýšené intenzity disturbance, což podporuje uchycování různých jednoletých druhů.

Nárůst frekvence nastal také v případě původně nejběžnějších druhů. Zajímavé je ale propojení těchto výsledků s výsledky změn průměrných pokryvností. Ty totiž ukazují, že u většiny druhů došlo ke snížení pokryvnosti. Právě i u druhů s největší frekvencí se průměrné pokryvnosti snižovaly. To může poukazovat na větší vyrovnanost ve složení společenstva.

Ke snižování pokryvností docházelo především u bylin. Pozorujeme tedy rozdílné chování bylinného podrostu a dřevinného nadrostu. To, že na různorodé změny prostředí reagují druhy z vrstvy nadrostu a podrostu různě, je s ohledem na jejich životní strategie a dynamiku životních cyklů vcelku logické. Landuyt et al. (2019) uvádí, že změny v bylinném patře jsou velmi často podmíněny právě změnami v nadrostu. Významný je především vliv světla. To potvrzuje i studie krkonošských lesů z období významného znečištění ovzduší. Kyselé depozice způsobily ztrátu olistění stromů, čímž došlo ke zvýšení množství světla dopadajícího do přízemní vrstvy, a tím se změnily podmínky pro konkurenční úspěšnost druhů (Vacek et al., 1999).

Snížení průměrné pokryvnosti u většiny bylin, by mohlo souviset s větším zápojem korun, a tedy větším zastíněním. Při původním snímkování byly lesy často výrazně starší (většinou 80–120 l.) než při opakovaném (většinou cca 40–60 l. podle mého odhadu). Sukcesně mladší lesy (dnešní) by měly být hustší a tmavší. Jenže to se na základě EIH nepotvrdilo. Navíc odhadování pokryvností je do značné míry ohroženo chybou (Kapfer et al., 2017).

Zaznamenané vymizení jedle bělokoré (*Abies alba*) nebylo nijak překvapivé. Tato skutečnost potvrzuje současnou situaci tohoto druhu v lesích České republiky a obecně celé Evropy. Ke stejnému zjištění dospěl také Hédler (2004) ve své práci z Rychlebských hor. Jedle je dnes jednou ze vzácnějších jehličnatých dřevin Evropy, především kvůli nevhodným lesnickým opatřením pro její růst a přirozenou obnovu, kterým byla vystavena v průběhu 20. století (Dobrowolska et al., 2017).

Naopak dalšímu přirozenému druhu této oblasti se dařilo zvyšovat frekvenci i pokryvnost, a to ve všech patrech. Buk lesní (*Fagus sylvatica*) narůstal především mezi keři a v patře zmlazení. To může poukazovat na trend úspěšné přirozené obnovy po období acidifikace popsany několika studii (např. Jantsch et al., 2013; Vacek et al. 2017). Zlepšení přirozené obnovy je patrné i v případě smrku. Frekvence jeho zmlazení se na plochách zdvojnásobila.

Jak již bylo zmíněno, většina ploch leží v I. zóně CHKO, zbytek pak v II. zóně. Pro obě tyto zóny stanovuje Plán péče management s cílem navrátit převážně přirozenou druhovou skladbu. To by mělo znamenat snižování podílu smrku, a naopak začleňování jedle a buku (AOPK, 2014a). Můj výzkum úspěšnost tohoto managementu příliš nepotvrzuje. Jedli se na těchto plochách zatím začlenit nepodařilo. Smrk sice snížil svou pokryvnost, ale jeho frekvence vzrostla. Alespoň proporce buku rostou, i když převážně v nižších patrech dřevin.

Změny v patře juvenilů byly ve výsledcích velmi patrné. Pouze dva výše zmíněné druhy (smrk a buk) se vyskytovaly ve starém i novém snímkování. Všechny ostatní druhy, byly zaznamenány pouze na opakovaných plochách. Těchto druhů je 23. To je opravdu významný nárůst, který může být způsobený chybou pozorovatele jen stěží. Původní snímkování prováděli zkušení lesníci, kterým by semenáčky pravděpodobně neunikly. Nárůst by tak nejspíše opravdu mohl souviset se zmíněnou přirozenou obnovou. Je zde však také možnost, že při digitalizaci původních zápisníků nastala chyba v přepisu. To však nyní nelze ověřit.

Nezaznamenal jsem žádné znepokojivé chování invazních druhů. Jediná vyzorovaná skutečnost byla, že došlo k úbytku původní netýkavky nedůtklivé (*Impatiens noli-tangere*), a naopak nárůstu invazní netýkavky malokvěté (*I. parviflora*). Ta se však vyskytovala jen na 6 plochách a její pokryvnost nebyla nijak zásadní. Navíc je velmi nepravděpodobné, že by tento druh ovlivňoval druhovou bohatost společenstev, což může souviset s jeho omezenou schopností vytvářet husté porosty či s jeho skromným kořenovým systémem (Hejda, 2012).

5.1.2 Změna druhové bohatosti

Ačkoli studované plochy měly tendenci se v čase spíše druhově obohacovat, provedený test nevyšel průkazně. Druhová bohatost se v průměru nezměnila. Takový závěr přináší i syntetizující studie zaměřené na změnu lokální biodiverzity (Vellend et al., 2013; Blowes et al., 2019). Tyto studie shrnují řadu regionálních studií podobných té naší. Každá z nich přináší různé hodnocení změn, jejichž průměrem je pak nulová změna. Dnes se však ukazuje, že podobná syntéza je pro hodnocení globálních změn lokální druhové bohatosti nevhodná (Valdez et al., 2023). Zajímavý je však pozorovaný asymetrický trend změn. Původně chudé snímky se výrazněji obohatily, snímky původně bohaté se mírně ochudily. Je však poměrně složité odhalit, čím byly tyto trendy způsobeny. Změna podmínek prostředí nebyla prokázána. Co se však většinou změnilo bylo stáří stromů. Mladší porosty jsou většinou více zapojené, což limituje výskyt druhů náročnějších na světlo (např. *Calamagrostis villosa*, *Trientalis europea*).

Ve výsledcích jsem poukazoval na dvě plochy s velmi výrazným nárůstem počtu druhů. Obě plochy byly o poznání více prosvětlené než ostatní, takže nárůst bohatosti může souviset právě s tím. To potvrzuje i nárůst průměrných Ellenbergových hodnot pro světlo (EIH-L) o 21 % v případě obou ploch. Márialigeti et al. (2016) ve své práci zkoumající faktory prostředí ovlivňující diverzitu lesního bylinného patra uvádí, že světlo je pro zvýšení rozmanitosti podrostu nejzásadnější. Autoři dodávají, že významný vliv má také druhová bohatost nadrostu. Také to by odpovídalo pozorování pro dvě extrémní plochy. Stromové patro tvořil vždy pouze smrk, ale keřové patro bylo dosti bohaté (obsahovalo 5 resp. 7 druhů dřevin). Vliv mohlo mít také nepřesné umístění opakované plochy. O tom bude podrobněji pojednáno v následující kapitole.

I když se průměrná změna druhové bohatosti nelišila od nuly, další dva ukazatele biodiverzity se signifikantně zvýšily. Shannonův-Wienerův index i Shannonova ekvatibilita poukazují větší vyrovnanost v zastoupení jednotlivých druhů lesního podrostu. To může být důsledek klesající pokrývnosti původně dominantnějších

bylinných druhů, a naopak mírnému nárůstu druhů původně vzácných. Zvýšení vyrovnanosti pozorují například i Šamonil & Vrška (2008) v jejich studii šumavských lesů.

Podobně zaměřené studie uvádějí, že vliv na biodiverzitu lesního podrostu mají acidifikace a eutrofizace (Vacek et al., 1999; Šamonil & Vrška, 2008; Vacek et al., 2017) či změny v lesním hospodaření (Van Calster et al., 2007; Baeten et al., 2009; Becker et al., 2017). V mém případě se změny živin ani půdní reakce neprokázaly. Na změny v hospodaření nejlépe poukazuje změna v zastoupení hlavních druhů dřevin. Porosty zachycené v původních snímcích musely být zakládány na konci 19. století. V tomto období byl v oblasti typicky nejvíce zastoupený smrk (cca 85 %) což je výsledek převládajícího holosečného hospodaření s hospodářským cílem maximálních výnosů. Většina mnou snímkaných porostů byla založena v období let 1950–1989. Průměrné zastoupení smrku oproti minulým období mírně kleslo (okolo 70–75 %), zatímco zastoupení buku se v tomto období začalo navyšovat na úroveň necelých 5 % (v osmdesátých letech) (ÚHÚL, 2022).

Z toho vyplývá, že změny v hospodaření byly nevýrazné, a tak změna biodiverzity byla pouze na úrovni četnosti jednotlivých druhů.

5.1.3 Změna prostředí

Podmínky prostředí se v čase v průměru nezměnily a to přesto, že k dílčím změnám na jednotlivých plochách docházelo. Přesto, že porovnání Ellenbergových indikačních hodnot pro staré a nové snímky určité posuny naznačuje, změny nejsou statisticky průkazné. To je poměrně zajímavý závěr poukazující na stabilní prostředí, alespoň podle indikace bylinami. Studie se stejným zaměřením na podobných lokalitách však často poukazují na jiné fenomény. Ve střeoevropských lesích se většinou projevuje eutrofizace (vyšší EI_{H-N}), zapojení stromového patra (nižší EI_{H-L}), případně acidifikace vlivem kyselých depozic (nižší EI_{H-R}). Například Vacek et al. (2017) ve své práci sledující dlouhodobé změny vegetace na trvalých plochách v Orlických horách tyto trendy potvrzuje. Důležité ale je, že to platí i pro smrkové

lesy. Smrk má na bylinnou vegetaci podrostu specifický vliv. Způsobuje zejména vyšší výskyt acidofytů a pokles nitrofytů. Jeho podíl v porostech sice nesnižuje druhovou diverzitu obecně, ale způsobuje významné změny v druhovém složení (Máliš et al., 2010). Vackova studie se kromě smrkových lesů zaměřuje i na bučiny. V případě bukových lesů dochází ke změně jiných gradientů (Brunet et al., 1996; Hédl, 2004; Vacek et al., 2017). Na většině mnou zopakovaných ploch (64 %) dominoval ve stromovém patře právě smrk. Jen dvě plochy se nacházely v dominantně listnatém bukovém či buko-dubovém porostu (PR Holina).

Co se týče okyselení, tak i přesto, že Slavkovský les patřil k lesním oblastem významně zasaženým kyselými dešti mezi 50.–80. léty 20. století (Hruška et al., 2002) a stále je řazen mezi silně narušené oblasti, je dnes vliv acidifikace na bylinnou vrstvu stále menší. Hruška et al. (2020) uvádí, že regenerace minerálních půdních horizontů sice dosud nenastala, ale stav půd se zlepšil především v horizontech organických. Na prosvětlených stanovištích indikuje vyšší antropogenní depozice dusíku či okyselení svrchní vrstvy půdy výraznější nárůst druhů *Calamagrostis villosa* a *Avenella flexuosa* (Lomský et al., 2012; Šrámek et al., 2012; Vanhellemont et al., 2014). Tyto druhy v mém případě sice téměř vůbec nezměnily svoji frekvenci, ale průměrné pokryvnosti klesly velmi výrazně (o 83 resp. 86 %). To může jednak potvrzovat, že eutrofizace ani acidifikace ploch nejsou dnes už tolik patrné, jednak poukazovat na větší zastínění ploch, které je sice běžné, ale v mém případě neprůkazné.

5.2 Možnosti a omezení použitých dat a metod

Metoda opakovaného vegetačního snímkování nepřesně lokalizovaných ploch je podrobněji popsána již v úvodu. Přesto, že jsem se snažil co nejvíce dbát na stanovená doporučení (Vymazalová et al., 2012; Kopecký & Macek, 2015; Kapfer et al., 2017), je pravděpodobné, že některé výsledky mohly být ovlivněny jednak chybou v přesnosti lokalizace plochy, jednak chybou pozorovatele (*observer bias* či také *observer error*). Navzdory tomu, že tato metoda přináší důležité poznatky o

globální změně biodiverzity, je k chybám pozorovatele i lokalizace ploch významně náchylná (Verheyen et al., 2018). Tato práce je mou vůbec první zkušeností s terénním výzkumem takového rozsahu, a i když věřím, že jsem odvedl dobrou práci, za zkušeného botanika se rozhodně nepovažuji.

Vliv pozorovatele může být významný hlavně při rozlišování druhů na plochách a odhadování jejich pokryvností, což ovlivňuje hodnoty indexů biodiverzity a změn ve druhovém složení i podmínek prostředí. Verheyen et al. (2018) proto uvádí, že je třeba pečlivě interpretovat výsledky studií opakovaného průzkumu, zejména pokud jsou změny hodnoceny na základě nízkého počtu ploch, což by mohlo platit i pro moji práci. Záleží však na více faktorech. Kromě počtu ploch také na heterogenitě podmínek a vegetace (Kapfer et al., 2017).

Poměrně skeptický pohled přináší recentní studie Valdeze et al. (2023), kteří uvádějí, že studie lokálních změn druhového bohatství nejsou pro posuzování globálních trendů biodiverzity vhodné. Velmi totiž záleží na množství studovaných ploch i na délce intervalu mezi záznamy. Pro dosažení dostatečné statistické síly pro spolehlivé zjištění trendů biodiverzity jsou významné především dlouhé intervaly (Gonzalez et al. 2016). Má studie sice disponuje poměrně dlouhým intervalem opakovaného snímkování, počet lokalit (ploch) je však nízký.

I Valdez s kolegy poukazují na vliv chyb při opakovaném vegetačním průzkumu a uvádí, že i relativně malá chyba měření (do 5 %) může výrazně snížit statistickou sílu testů a zkreslit spolehlivé odhalení trendu. Studie zaměřené na chybu pozorovatele při odhadech změn biodiverzity rostlinných společenstev však pozorovaly podstatně větší chybu než 5 % (Archaux et al. 2009).

Pro nastavení úspěšných opatření omezujících nepříznivé změny biologické rozmanitosti doporučují Valdez et al. (2023) zaměřit se na zobrazení přesného obrazu změn biologické rozmanitosti v rámci více ukazatelů na národní a regionální úrovni. K tomu by mělo pomoci zavedení harmonizovaného monitoringu reprezentativní sítě lokalit, využívajícího modely zohledňující chyby měření a prostorové zkreslení.

Omezením použitého souboru dat může být také skutečnost, že plochy pro původní soupisy vegetace nebyly vybírány náhodně. Typologické plochy jsou vybírány tak, aby počet a rozmístění ploch odpovídalo pestrosti podmínek prostředí, a jsou zakládány v reprezentativních a vyspělých porostech (Plíva, 1991; Durak et al., 2021).

6. Didaktická kapitola

Ačkoli z výše uvedeného plyne, že globální změna biodiverzity je pro lidstvo zásadní, z mého pohledu není tomuto tématu v edukačním procesu věnováno tolik pozornosti, kolik by si z podstaty své důležitosti zasloužilo.

6.1 Opora v kurikulu

V Rámcovém vzdělávacím programu (RVP) pro základní vzdělávání je přímo slovo biodiverzita použito dvakrát, a to konkrétně v kapitole Environmentální výchova v tematickém okruhu Základní podmínky života, kde je součástí tématu ekosystémy (Jeřábek & Tupý, 2016). Zato RVP pro gymnázia pojem biodiverzita vůbec neobsahuje (Balada, 2007). To ovšem neznamena, že by se na gymnáziích o biologické rozmanitosti neučilo, spíše to poukazuje na relativně obecné pojetí RVP, jako podkladu k tvorbě konkrétního Školního vzdělávacího programu (ŠVP). Zcela jistě biodiverzita spadá pod základní ekologické pojmy, které jsou uvedeny jako učivo vzdělávacího okruhu Ekologie náležícího do předmětu Biologie. Dále téma biodiverzity jistě patří i do všech třech tematických okruhů průřezového tématu Environmentální výchova. S tématem biologické rozmanitosti by se měli žáci/čky a studenti/ky teoreticky setkat i v hodinách zeměpisu a geografie, v RVP to však není explicitně zmíněno (Balada, 2007; Jeřábek & Tupý, 2016).

Jak již bylo zmíněno, tak Rámcové vzdělávací programy slouží jako závazný podklad pro tvorbu Školních vzdělávacích programů, které si vytvářejí jednotlivé

školy samostatně. Na některých školách tak mohou na téma biodiverzity, klást větší důraz, na jiných se mu velké pozornosti dostat nemusí.

6.2 Edukační aktivita

V rámci této práce jsem vytvořil edukační materiál, který můžou využít učitelé při hodinách přírodopisu a biologie převážně na druhém stupni základních škol a nižším stupni víceletých gymnázií či lektoři v mimoškolním vzdělávání.

Jedná se o pokus kombinující prvky badatelsky orientované (Dostál, 2015) a projektové výuky (Kratochvílová, 2016). Součástí materiálu je video⁶ (dostupné na YouTube), teoretický úvod a návod k pokusu (příloha 8) a opakovací pracovní list (příloha 9). Materiál může být využit v různých variantách. Buď pokus uvede učitel nebo se děti podívají na vytvořené video. Pracovní list je koncipovaný jako opakování tématu biodiverzity a může být využit i k hodnocení žáků.

Pro tuto edukační aktivitu byly stanoveny následující cíle:

- 1) žák/yně vlastními slovy vysvětlí co je biodiverzita
- 2) žák/yně uvede význam biodiverzity pro přírodu i pro člověka
- 3) žák/yně dává do souvislostí příčiny a následky ztráty biodiverzity

7. Závěr

Na vybraných lokalitách CHKO Slavkovský les za posledních přibližně 60 let nedošlo ke změně lokální druhové bohatosti. Zastoupení jednotlivých druhů ve společenstvu se změnilo. Změna Ellenbergových indikačních hodnot druhů se neliší od nuly, což poukazuje na stabilní prostředí.

⁶ <https://www.youtube.com/watch?v=hkopYgTGaGs&t=90s>

8. Literatura

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR: CHKO Slavkovský les. (2023). Retrieved March 19, 2023, from <https://slavkovskyles.nature.cz/charakteristika-oblasti>

AOPK ČR Správa CHKO Slavkovský les. (2014a). *Plán péče o CHKO Slavkovský les na období 2015–2024*. AOPK ČR. https://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/index.php?frame&ID=26026

AOPK ČR Správa CHKO Slavkovský les. (2014b). *Rozbory Chráněné krajinné oblasti Slavkovský les: k 31. 12. 2013*. AOPK ČR.

Archaux, F., Camaret, S., Dupouey, J. -L., Ulrich, E., Corcket, E., Bourjot, L., Brêthes, A., Chevalier, R., Dobremez, J. -F., Dumas, Y., Dumé, G., Forêt, M., Forgeard, F., Le Bret Gallet, M., Picard, J. -F., Richard, F., Savoie, J. -M., Seytre, L., Timbal, J., et al. (2009). Can we reliably estimate species richness with large plots? an assessment through calibration training. *Plant Ecology*, 203(2), 303–315. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9551-6>

Baeten, L., Bauwens, B., De Schrijver, A., De Keersmaeker, L., Van Calster, H., Vandekerkhove, K., Roelandt, B., Beeckman, H., & Verheyen, K. (2009). Herb layer changes (1954–2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation Science*, 12(2), 187–197. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01013.x>

Bakker, J. P., Olf, H., Willems, J. H., & Zobel, M. (1996). Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics?. *Journal of Vegetation Science*, 7(2), 147–156. <https://doi.org/10.2307/3236314>

Balada, J. (2007). *Rámcový vzdělávací program pro gymnázia: RVP G*. Výzkumný ústav pedagogický v Praze. <https://www.edu.cz/rvp-ramcove-vzdelavaci-programy/ramcove-vzdelavaci-programy-pro-gymnazia-rvp-g/>

Becker, T., Spanka, J., Schröder, L., & Leuschner, C. (2017). Forty years of vegetation change in former coppice-with-standards woodlands as a result of management change and N deposition. *Applied Vegetation Science*, 20(2), 304–313. <https://doi.org/10.1111/avsc.12282>

Bernards, S. J., & Morris, L. R. (2017). Influence of topography on long-term successional trajectories in canyon grasslands. *Applied Vegetation Science*, 20(2), 236–246. <https://doi.org/10.1111/avsc.12272>

Blowes, S. A., Supp, S. R., Antão, L. H., Bates, A., Bruelheide, H., Chase, J. M., Moyes, F., Magurran, A., McGill, B., Myers-Smith, I. H., Winter, M., Bjorkman, A. D., Bowler, D. E., et al. (2019). The geography of biodiversity change in marine and terrestrial assemblages. *Science*, 366(6463), 339-345. <https://doi.org/10.1126/science.aaw1620>

Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., & Tyler, G. (1996). Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests—effects of management and soil acidity during one decade. *Forest Ecology and Management*, 88(3), 259-272. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03845-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03845-5)

Buckland, S. T., Magurran, A. E., Green, R. E., & Fewster, R. M. (2005). Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 243-254. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1589>

Burg, S., Rixen, C., Stöckli, V., & Wipf, S. (2015). Observation bias and its causes in botanical surveys on high-alpine summits. *Journal of Vegetation Science*, 26(1), 191-200. <https://doi.org/10.1111/jvs.12211>

Cingolani, A. M., Vaieretti, M. V., Gurvich, D. E., Giorgis, M. A., & Cabido, M. (2010). Predicting alpha, beta and gamma plant diversity from physiognomic and physical indicators as a tool for ecosystem monitoring. *Biological Conservation*, 143(11), 2570-2577. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.026>

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Cowie, R. H., Bouchet, P., & Fontaine, B. (2022). The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation?. *Biological Reviews*, 97(2), 640-663. <https://doi.org/10.1111/brv.12816>

Demek, J., & Mackovčín, P. (Eds.). (2006). *Hory a nížiny: Zeměpisný lexikon ČR* (2nd ed.). AOPK ČR.

Díaz, S., & Malhi, Y. (2022). Biodiversity: Concepts, Patterns, Trends, and Perspectives. *Annual Review of Environment and Resources*, 47(1), 31-63. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-120120-054300>

Diekmann, M. (2003). Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology*, 4(6), 493-506. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00185>

Diekmann, M., Andres, C., Becker, T., Bennie, J., Blüml, V., Bullock, J. M., Culmsee, H., Fanigliulo, M., Hahn, A., Heinken, T., Leuschner, C., Luka, S., Meißner, J., Müller, J., Newton, A., Pepler-Lisbach, C., Rosenthal, G., van den Berg, L. J. L., Vergeer, P., et al. (2019). Patterns of long-term vegetation change vary between different types of semi-natural grasslands in Western and Central Europe. *Journal of Vegetation Science*, 30(2), 187-202. <https://doi.org/10.1111/jvs.12727>

Dobrowolska, D., Bončina, A., & Klumpp, R. (2017). Ecology and silviculture of silver fir (*Abies alba* Mill.): a review. *Journal of Forest Research*, 22(6), 326-335. <https://doi.org/10.1080/13416979.2017.1386021>

Dostál, J. (2015). *Badatelsky orientovaná výuka: kompetence učitelů k její realizaci v technických a přírodovědných předmětech na základních školách*. Univerzita Palackého v Olomouci.

Duffy, J. E. (2009). Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(8), 437-444. <https://doi.org/10.1890/070195>

Dudley, N., & Phillips, A. (2006). *Forests and Protected Areas: Guidance on the use of the IUCN protected area management categories* (Vol. 12). Gland, Switzerland: IUCN.

Durak, T., Bugno-Pogoda, A., & Durak, R. (2021). Application of forest inventories to assess the forest developmental stages on plots dedicated to long-term vegetation studies. *Forest Ecology and Management*, 489. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119041>

Felde, V. A., Kapfer, J., & Grytnes, J. -A. (2012). Upward shift in elevational plant species ranges in Sikkildalen, central Norway. *Ecography*, 35(10), 922-932. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07057.x>

Fiala, T., & Rolková, J. (2016). Změny v lesních ekosystémech v CHKO Slavkovský les v letech 1974–2015. *Ochrana přírody*, 2016(6), 14-17. <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/pece-o-prirodu-a-krajinu/zmeny-v-lesnich-ekosystemech-v-chko-slavkovsky-les-v-letech-1974-2015/>

Fischer, H. S., & Palmer, M. (2015). On the combination of species cover values from different vegetation layers. *Applied Vegetation Science*, 18(1), 169-170. <https://doi.org/10.1111/avsc.12130>

Gilliam, F. S. (2007). The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience*, 57(10), 845–858. <https://doi.org/10.1641/B571007>

Gonzalez, A., Cardinale, B. J., Allington, G. R. H., Byrnes, J., Arthur Endsley, K., Brown, D. G., Hooper, D. U., Isbell, F., O'Connor, M. I., & Loreau, M. (2016). Estimating local biodiversity change: a critique of papers claiming no net loss of local diversity. *Ecology*, 97(8), 1949-1960. <https://doi.org/10.1890/15-1759.1>

Gonzalez, A., Germain, R. M., Srivastava, D. S., Filotas, E., Dee, L. E., Gravel, D., Thompson, P. L., Isbell, F., Wang, S., Kéfi, S., Montoya, J., Zelnik, Y. R., Loreau, M., & Brose, U. (2020). Scaling-up biodiversity-ecosystem functioning research. *Ecology Letters*, 23(4), 757-776. <https://doi.org/10.1111/ele.13456>

Hédli, R. (2004). Vegetation of beech forests in the Rychlebské Mountains, Czech Republic, re-inspected after 60 years with assessment of environmental changes. *Plant Ecology (formerly Vegetatio)*, 170(2), 243-265. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000021681.83068.53>

Hédli, R. (2020). Historická ekologie: dlouhodobé interakce přírody a člověka VI. Historie se opakuje. *Živa*, (3), 123–127.

Hédli, R., Bernhardt-Römermann, M., Grytnes, J. -A., Jurasinski, G., & Ewald, J. (2017). Resurvey of historical vegetation plots: a tool for understanding long-term dynamics of plant communities. *Applied Vegetation Science*, 20(2), 161-163. <https://doi.org/10.1111/avsc.12307>

Hédli, R., & Chudomelová, M. (2020). Understanding the dynamics of forest understorey: Combination of monitoring and legacy data reveals patterns across temporal scales. *Journal of Vegetation Science*, 31(5), 733-743. <https://doi.org/10.1111/jvs.12882>

Hédli, R., Kopecký, M., & Komárek, J. (2010). Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*, 16(2), 267-276. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00637.x>

Hejda, M. (2012). What Is the Impact of *Impatiens parviflora* on Diversity and Composition of Herbal Layer Communities of Temperate Forests?. *PLOS ONE*, 7(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039571>

Hendl, J. (2015). *Přehled statistických metod: analýza a metaanalýza dat* (Páté, rozšířené vydání). Portál.

Hendry, A. P. (2017). *Eco-evolutionary dynamics*. Princeton, NJ: Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9781400883080>

Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., & Wardle, D. A. (2005). EFFECTS OF BIODIVERSITY ON ECOSYSTEM FUNCTIONING: A CONSENSUS OF CURRENT KNOWLEDGE. *Ecological Monographs*, 75(1), 3-35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>

Hrnčiarová, T., –, Mackovčín, P., –, Zvara, I., et al. (2009). *Atlas krajiny České republiky: Landscape atlas of the Czech Republic*. Ministerstvo životního prostředí České republiky, Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i.

Hruška, J., Moldan, F., & Krám, P. (2002). Recovery from acidification in central Europe—observed and predicted changes of soil and streamwater chemistry in the Lysina catchment, Czech Republic. *Environmental Pollution*, 120(2), 261-274. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00149-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00149-5)

Hruška, J., Oulehle, F., & Chuman, T. (2020). Acidifikace lesních půd jako přetrvávající dědictví „špinavého“ 20. století. *Fóru ochrany přírody*, 2020(3), 25–28.

Jantsch, M. C., Fischer, A., Fischer, H. S., & Winter, S. (2013). Shift in Plant Species Composition Reveals Environmental Changes During the Last Decades: A Long-Term Study in Beech (*Fagus sylvatica*) Forests in Bavaria, Germany. *Folia Geobotanica*, 48(4), 467-491. <https://doi.org/10.1007/s12224-012-9148-7>

Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>

Jeřábek, J., & Tupý, J. (Eds.). (2016). *Rámcový vzdělávací program pro základní vzdělávání: platný od 1. 9. 2016*. Ministerstvo školství mládeže a tělovýchovy. <https://www.msmt.cz/file/37052/>

Kapfer, J., Hédl, R., Jurasinski, G., Kopecký, M., Schei, F. H., & Grytnes, J. -A. (2017). Resurveying historical vegetation data – opportunities and challenges. *Applied Vegetation Science*, 20(2), 164-171. <https://doi.org/10.1111/avsc.12269>

Kaplan, Z., Danihelka, J., Chrtěk, J., Kirschner, J., Kubát, K., Štech, M., Štěpánek, J., Batoušek, P., Bureš, P., Businský, R., Čáp, J., Dančák, M., Ducháček, M., Duchoslav, M., Dvořák, V., Ekrť, L., Filippov, P., Grulich, V., Hřčka, D., et al. (2019). *Klíč ke květeně České republiky* (Druhé, aktualizované a zcela přepracované vydání). Academia.

Kennedy, T. A., Naeem, S., Howe, K. M., Knops, J. M. H., Tilman, D., & Reich, P. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417(6889), 636-638. <https://doi.org/10.1038/nature00776>

Kopecký, M., & Macek, M. (2015). Vegetation resurvey is robust to plot location uncertainty. *Diversity and Distributions*, 21(3), 322-330. <https://doi.org/10.1111/ddi.12299>

Kostkan, V., Mazalová, M., & Merta, L. (2013). *Ochrana a praktický management živočichů v České republice*. Univerzita Palackého v Olomouci.

Kratochvílová, J. (2016). *Teorie a praxe projektové výuky* (2. vydání). Masarykova univerzita.

Landuyt, D., De Lombaerde, E., Perring, M. P., Hertzog, L. R., Ampoorter, E., Maes, S. L., De Frenne, P., Ma, S., Proesmans, W., Blondeel, H., Sercu, B. K., Wang, B., Wasof, S., & Verheyen, K. (2019). The functional role of temperate forest understorey vegetation in a changing world. *Global Change Biology*, 25(11), 3625-3641. <https://doi.org/10.1111/gcb.14756>

Lomský, B., Šrámek, V., & Novotný, R. (2012). Changes in the air pollution load in the Jizera Mts: effects on the health status and mineral nutrition of the young Norway spruce stands. *European Journal of Forest Research*, 131(3), 757-771. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0549-6>

Maier, D. S. (2012). *What's so Good about Biodiversity?* (Vol. 19). Dordrecht: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-3991-8>

Máliš, F., Vladovič, J., Čaboun, V., & Vodálová, A. (2010). The influence of *Picea abies* on herb vegetation in forest plant communities of the Veporské vrchy Mts. *Journal of Forest Science*, 56(2), 58-67. <https://doi.org/10.17221/39/2009-JFS>

Márialigeti, S., Tinya, F., Bidló, A., & Ódor, P. (2016). Environmental drivers of the composition and diversity of the herb layer in mixed temperate forests in Hungary. *Plant Ecology*, 217(5), 549-563. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0599-4>

Máslo, J., Adolt, R., Kučera, M., & Kohn, I. (2023). *Národní inventarizace lesů v České republice: Výsledky třetího cyklu 2016–2020*. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem. <https://nil.uhul.cz/aktuality/48-vysledky-tretiho-cyklu-narodni-inventarizace-lesu-v-ceske-republice-2016-2020>

Michalcová, D. (2010). Co je to fytoocenologický snímek. *Živa*, 2010(6), 265-266. <https://ziva.avcr.cz/2010-6/co-je-to-fytoocenologicky-snimek.html>

O'Connor, B., Bojinski, S., Rössli, C., & Schaepman, M. E. (2020). Monitoring global changes in biodiversity and climate essential as ecological crisis intensifies. *Ecological Informatics*, 55. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.101033>

Olden, J. D., LeRoy Poff, N., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization, *19*(1), 18-24. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>

Palumbi, S. R., Sandifer, P. A., Allan, J. D., Beck, M. W., Fautin, D. G., Fogarty, M. J., Halpern, B. S., Incze, L. S., Leong, J. -A., Norse, E., Stachowicz, J. J., & Wall, D. H. (2009). Managing for ocean biodiversity to sustain marine ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *7*(4), 204-211. <https://doi.org/10.1890/070135>

Pauli, H., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J. L. B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Calzado, R. F., Ghosn, D., Holten, J. I., Kanka, R., Kazakis, G., Kollár, J., Larsson, P., Moiseev, P., Moiseev, D., Molau, U., et al. (2012). Recent Plant Diversity Changes on Europe's Mountain Summits. *Science*, *336*(6079), 353-355. <https://doi.org/10.1126/science.1219033>

Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G. N., Jongman, R. H. G., Scholes, R. J., Bruford, M. W., Brummitt, N., Butchart, S. H. M., Cardoso, A. C., Coops, N. C., Dulloo, E., Faith, D. P., Freyhof, J., Gregory, R. D., Heip, C., Höft, R., Hurtt, G., Jetz, W., et al. (2013). Essential Biodiversity Variables. *Science*, *339*(6117), 277-278. <https://doi.org/10.1126/science.1229931>

Pereira, H. M., Navarro, L. M., & Martins, I. S. (2012). Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. *Annual Review of Environment and Resources*, *37*(1), 25-50. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042911-093511>

Pettorelli, N., Graham, N. A. J., Seddon, N., Maria da Cunha Bustamante, M., Lowton, M. J., Sutherland, W. J., Koldewey, H. J., Prentice, H. C., & Barlow, J. (2021). Time to integrate global climate change and biodiversity science-policy agendas. *Journal of Applied Ecology*, *58*(11), 2384-2393. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13985>

Plesník, J., & Vačkář, D. (2005). Biodiverzita a fungování ekosystémů: Jak hlouběji pochopit, co se v ekosystému děje?. *Vesmír*, *2005*(1), 32-37. <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2005/cislo-1/biodiverzita-fungovani-ekosystemu.html>

Plíva, K. (1991). *Funkčně integrované lesní hospodářství. 1 – Přírodní podmínky v lesním plánování.*, Brandýs nad Labem: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů.

Pörtner, H. O., Scholes, R. J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., ... & Ngo, H. T. (2021). IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change. *IPBES and IPCC*, *28*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4659158>

Potschin, M., & Haines-Young, R. (Ed.). (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In D. Raffaelli & C. Frid, *Ecosystem Ecology: a new synthesis, BES Ecological Reviews Series, CUP* (pp. 110-139). Cambridge [in press].

Primack, R. B., Miller-Rushing, A. J., Corlett, R. T., Devictor, V., Johns, D. M., Loyola, R., Maas, B., Pakeman, R. J., & Pejchar, L. (2018). Biodiversity gains? The debate on changes in local- vs global-scale species richness. *Biological Conservation*, 219, A1-A3. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.023>

Schaffers, A. P., & Sýkora, K. V. (2000). Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science*, 11(2), 225-244. <https://doi.org/10.2307/3236802>

Schmeller, D. S., Mihoub, J. -B., Bowser, A., Arvanitidis, C., Costello, M. J., Fernandez, M., Geller, G. N., Hobern, D., Kissling, W. D., Regan, E., Saarenmaa, H., Turak, E., & Isaac, N. J. B. (2017). An operational definition of essential biodiversity variables. *Biodiversity and Conservation*, 26(12), 2967-2972. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1386-9>

Schneider, J., & Holušová, K. (2016). *Ekosystémové služby a funkce lesů*. Mendelova univerzita v Brně.

Srivastava, D. S., & Vellend, M. (2005). Biodiversity-Ecosystem Function Research: Is It Relevant to Conservation?. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36(1), 267-294. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152636>

Šamonil, P., & Vrška, T. (2008). Long-term vegetation dynamics in the Šumava Mts. natural spruce-fir-beech forests. *Plant Ecology*, 196(2), 197-214. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9345-2>

Šrámek, V., Fadrhonsová, V., Vortelová, L., & Lomský, B. (2012). Development of chemical soil properties in the western Ore Mts. (Czech Republic) 10 years after liming. *Journal of Forest Science*, 58(2), 57-66. <https://doi.org/10.17221/72/2011-JFS>

Thompson, P. L., Isbell, F., Loreau, M., O'Connor, M. I., & Gonzalez, A. (2018). The strength of the biodiversity–ecosystem function relationship depends on spatial scale. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1880). <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0038>

Tichý, L., & Holt, J. (2006). *JUICE program for management, analysis and classification of ecological data: Program manual* (1st ed.). Vegetation Science Group, Masaryk University Brno.

Townsend, C. R., Begon, M., & Harper, J. L. (2010). *Základy ekologie*. Univerzita Palackého.

Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, pobočka Plzeň. (2022). *OBLASTNÍ PLÁN ROZVOJE LESŮ: Přírodní lesní oblast 3 – Karlovarská vrchovina*. ÚHUL. <https://www.uhul.cz/nase-cinnost/prirodni-lesni-oblast-c-3-karlovarska-vrchovina/>

Vacek, S., Bastl, M., & Lepš, J. (1999). Vegetation changes in forests of the Krkonoše Mts. over a period of air pollution stress (1980–1995). *Plant Ecology*, 143(1), 1-11. <https://doi.org/10.1023/A:1009833313509>

Vacek, S., Černý, T., Vacek, Z., Podrázský, V., Mikeska, M., & Králíček, I. (2017). Long-term changes in vegetation and site conditions in beech and spruce forests of lower mountain ranges of Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 398, 75-90. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.001>

Valdez, J. W., Callaghan, C. T., Junker, J., Purvis, A., Hill, S. L. L., & Pereira, H. M. (2023). The undetectability of global biodiversity trends using local species richness. *Ecography*, 2023(3). <https://doi.org/10.1111/ecog.06604>

Van Calster, H., Baeten, L., De Schrijver, A., De Keersmaeker, L., Rogister, J. E., Verheyen, K., & Hermy, M. (2007). Management driven changes (1967–2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management*, 241(1-3), 258-271. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.007>

Vanhellemont, M., Verheyen, K., & Baeten, L. (2014). Relating changes in understorey diversity to environmental drivers in an ancient forest in northern Belgium. *Plant Ecology and Evolution*, 147(1), 22-32. <https://doi.org/10.5091/plecevo.2014.921>

van Strien, A. J., Soldaat, L. L., & Gregory, R. D. (2012). Desirable mathematical properties of indicators for biodiversity change. *Ecological Indicators*, 14(1), 202-208. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.007>

Vellend, M. (2017). The Biodiversity Conservation Paradox. *American Scientist*, 105(2), 94-101.

Vellend, M., Baeten, L., Myers-Smith, I. H., Elmendorf, S. C., Beauséjour, R., Brown, C. D., De Frenne, P., Verheyen, K., & Wipf, S. (2013). Global meta-analysis reveals no net change in local-scale plant biodiversity over time. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(48), 19456-19459. <https://doi.org/10.1073/pnas.1312779110>

Verheyen, K., Baeten, L., De Frenne, P., Bernhardt-Römermann, M., Brunet, J., Cornelis, J., Decocq, G., Dierschke, H., Eriksson, O., Hédli, R., Heinken, T., Hermy, M., Hommel, P., Kirby, K., Naaf, T., Peterken, G., Petřík, P., Pfadenhauer, J., Van Calster, H., et al. (2012). Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology*, 100(2), 352-365. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01928.x>

Verheyen, K., Bažány, M., Chečko, E., Chudomelová, M., Closset-Kopp, D., Czortek, P., Decocq, G., De Frenne, P., De Keersmaeker, L., Enríquez García, C., Fabšičová, M., Grytnes, J. -A., Hederová, L., Hédli, R., Heinken, T., Schei, F. H., Horváth, S., Jaroszewicz, B., Jermakowicz, E., et al. (2018). Observer and relocation errors matter in resurveys of historical vegetation plots. *Journal of Vegetation Science*, 29(5), 812-823. <https://doi.org/10.1111/jvs.12673>

Verheyen, K., De Frenne, P., Baeten, L., Waller, D. M., Hédli, R., Perring, M. P., Blondeel, H., Brunet, J., Chudomelová, M., Decocq, G., De Lombaerde, E., Depauw, L., Dirnböck, T., Durak, T., Eriksson, O., Gilliam, F. S., Heinken, T., Heinrichs, S., Hermy, M., et al. (2016). Combining Biodiversity Resurveys across Regions to Advance Global Change Research. *BioScience*, 67(1), 73-83. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw150>

Vrška, T., Adam, D., Hrot, L., Janík, D., Král, K., Šamonil, P., & Unar, P. (2017). *Metodika stanovení přirozenosti lesů v ČR*. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i. [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/stanoveni_prirozenosti_lesu/\\$FILE/O_ZCHP-metodika_prirozenost_2018_final-20180503.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/stanoveni_prirozenosti_lesu/$FILE/O_ZCHP-metodika_prirozenost_2018_final-20180503.pdf)

Vymazalová, M., Axmanová, I., & Tichý, L. (2012). Effect of intra-seasonal variability on vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, 23(5), 978-984. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01416.x>

9. Přílohy

Příloha 1 Sken původního historického zápisníku

Příloha 2 Sken současného terénního formuláře

Příloha 3 Kompletní tabulka stromů

Příloha 4 Kompletní tabulka keřů

Příloha 5 Kompletní tabulka zmlazení

Příloha 6 Kompletní tabulka bylin

Příloha 7 Tabulka druhové bohatosti

Příloha 8 Teoretický úvod a návod k pokusu

Příloha 9 Pracovní list