

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



**Změny lesní vegetace v čase – srovnání druhového složení a
biodiverzity s historickými údaji**

Diplomová práce

Diplomant: Bc. Martin Vojík

Vedoucí práce: Ing. Karel Boublík, Ph.D.

2016

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Martin Vojík

Regionální environmentální správa

Název práce

Změny lesní vegetace v čase – srovnání druhového složení a biodiverzity s historickými údaji

Název anglicky

Long-term changes of forest vegetation – the comparison of present species composition and biodiversity with the historical records

Cíle práce

Cílem práce je přesně lokalizovat historické fytoocenologické snímky V. Samka pocházející ze Středního Povltaví a zapsat v současné polopřirozené lesní vegetaci snímky, které budou svou polohou odpovídat snímkům historickým. Následně provést analýzu změn složení vegetace a druhové bohatosti za posledních 60 let.

Metodika

Zjistit na základě práce Samek (1957) přesné lokalizace jeho fytoocenologických snímků ve starých porostních mapách. Ve vegetační sezóně 2015 zapsat na lokalitách Samkových snímků v polopřirozené lesní vegetaci co největší počet fytoocenologických snímků metodikou curyšsko-montpeliérské školy, která je shodná s metodikou historické studie (Samek 1957). Snímky následně zapsat do programu Turboveg for Windows a provést jejich zpracování a analýzy druhového složení a biodiverzity v programech JUICE, R nebo Canoco. Součástí práce budou fytoocenologické snímky ve formě tabulek s hlavičkovými údaji a přesnými lokalizacemi. Dále bude práce obsahovat popisy rozdílů druhového složení historické a současné vegetace v území a ekologické charakteristiky zjištěných společenstev. Autor poskytne fytoocenologické snímky České národní fytoocenologické databázi.

Doporučený rozsah práce

20-30 stran + přílohy

Klíčová slova

biodiverzita, rostlinné invaze, listnaté lesy, polotrvalé plochy, ochrana přírody, vegetační změny

Doporučené zdroje informací

- Hennekens S. et Schaminée J. (2001): Turboveg: a comprehensive database management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: 589–591.
- Chytrý M. (ed.) (2013): *Vegetace České republiky. 4. Lesní a křovinná vegetace.* – Academia, Praha.
- Kubát K. et al. (eds) (2002): *Klíč ke květeně České republiky.* – Academia, Praha.
- Moravec J. et al. (1994): *Fytoecologie.* – Academia, Praha.
- Reinecke J., Klemm G. et Heinken T. (2014): Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. *Journal of Vegetation Science* 25: 113–121.
- Samek V. (1957): *Lesy středního Povltaví: Polesí Klíнец.* Práce výzkumných ústavů lesnických, Praha, 12: 7-63.
- Tichý L. (2002): JUICE: software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science* 13: 451–453.
- Woods K. D. (2000): Long-term change and spatial pattern in a late-successional hemlock – northern hardwood forest. *Journal of Ecology* 88: 267-282.

Předběžný termín obhajoby

2015/16 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Karel Boublík, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 30. 03. 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně, pod odborným vedením Ing. Karla Boublíka, Ph.D., a s použitím odborné literatury a pramenů uvedených v seznamu literatury. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne

.....

.....

Poděkování

Poděkování patří především vedoucímu práce Ing. Karlu Boublíkovi, Ph.D., který svými znalostmi, radami a ochotou dopomohl ke vzniku práce. Dále bych rád poděkoval Mgr. Jiřímu Smitkovi ze SOA Praha za zpřístupnění historických porostních map a Mgr. Daně Michalcové za poskytnutí historických snímků z České národní fytoecnologické databáze. V neposlední řadě děkuji rovněž Bc. Janu Faltovi a Bc. Lukáši Tyrpeklovi za cenné rady ohledně statistických metod.

Abstrakt

Práce přináší výsledky výzkumu dlouhodobé změny polopřirozené lesní vegetace nížinných lesů v polesí Klíнец (fytogeografický okres Střední Povltaví), které tvoří spojení mezi severovýchodní částí Brdské vrchoviny (Hřebeny) a údolím Vltavy. Výzkum změny lesní vegetace za posledních bezmála 60 let probíhal metodou opakovaných fytoocenologických snímků na polotrvalých plochách. Jako referenční data byly použity historické fytoocenologické snímky V. Samka z roku 1957, které byly poskytnuty Českou národní fytoocenologickou databází. Opakováno bylo 29 snímků, které byly lokalizovány pomocí historických dat v prostředí GIS. Ve studovaném území byl zjištěn posun ke stínomilnějším společenstvům (úbytek světlomilných a rozšíření stínomilných druhů) způsobený zápojem stromového a keřového patra v důsledku rozšíření a dominance listnatých stromů. Druhová bohatost (alfa diverzita) v území prokazatelně klesla. Homogenizace vegetace nebyla v klíneckém polesí prokázána. V území došlo k rozšíření druhů na živiny bohatých stanovišť a k úbytku druhů červeného seznamu cévnatých rostlin. Zaznamenáno bylo také značné rozšíření nepůvodních a invazních druhů. Vegetační změna v oblasti byla pravděpodobně nejvíce ovlivněna změnou lesního hospodaření v nížinných lesích (zánik pařezení a převod na nepravé kmenoviny), eutrofizací prostředí (spady dusíku z atmosféry, splachy ze zemědělských ploch) a působením lesní, zejména černé zvěře.

Klíčová slova: biodiverzita, rostlinné invaze, listnaté lesy, polotrvalé plochy, ochrana přírody, vegetační změny

Abstract

The thesis presents the results of the research of the long term changes in semi-natural vegetation of lowland woodlands in the forest district Klínek (phytogeographical district Střední Povltaví, Central Bohemia, Czech Republic), which is located between the northeastern part of the Brdy Highlands (Hřebeny) and the Vltava River valley. Research of the long term changes over the past nearly 60 years was conducted by resampling vegetation on semi-permanent plots. Old relevés by V. Samek (1957), which were provided by the Czech National Phytosociological database, were used as reference data. Twenty-nine relevés were resampled, which were located using old data and GIS. The shift to shady plant communities (loss of heliophilous and expansion of shade-tolerant species) was found in the study area caused by higher canopy of tree and shrub layer due to the expansion of deciduous trees. Species richness (alpha diversity) was significantly declined. Homogenization of the vegetation was not significantly demonstrated in study area. Species of nutrient-rich habitats as well as alien and invasive species were expanded and fewer red list species of vascular plants was found. Vegetation change in the area was probably most affected by the change in forest management in lowland woodlands (decline of coppicing), eutrophication (deposition of nitrogen from the atmosphere, runoff from agricultural land) and the effect of forest animals especially wild boars.

Key words: biodiversity, plant invasion, deciduous forests, semi-permanent plots, nature protection, vegetation changes

Obsah

1. Úvod.....	9
2. Cíle.....	11
3. Literární rešerše.....	12
3.1. Historické fytoecnologické snímky	12
3.2. Nepůvodní vegetace a rostlinné invaze.....	14
3.3. Změna podoby nížinných lesů v důsledku lidské činnosti.....	16
4. Charakteristika zájmového území	19
5. Metodika	23
5.1. Upřesnění lokalizace historických snímků	24
5.2. Terénní práce	25
5.3. Zpracování vegetačních dat	26
5.4. Analýzy dlouhodobého vývoje vegetace	26
6. Výsledky	28
6.1. Celková změna vegetace.....	28
6.2. Změna diverzity	36
6.3. Změna druhového složení vegetace	40
6.4. Změna podmínek prostředí	45
7. Diskuze.....	46
7.1. Použití historických dat a metodické vlivy.....	46
7.2. Problémy a chybovost výzkumu	48
7.3. Změny složení vegetace a druhové diverzity.....	50
7.3.1. Celková změna vegetace	50
7.3.2. Změna diverzity.....	51
7.3.3. Změna druhového složení vegetace.....	53
7.3.4. Změna podmínek prostředí.....	54
8. Závěr	55
9. Seznam literatury a jiných použitých zdrojů.....	57
9.1. Literární zdroje.....	57
9.2. Internetové zdroje	68
10. Přílohy.....	70

1. Úvod

Výzkum vývoje lesní vegetace z hlediska druhového složení rostlinných společenstev je založen na srovnávání historických podkladů (nejčastěji fytoecologických snímků) se současným stavem vegetace (např. Van Calster & kol., 2007). Vlivem sukcesních mechanismů se v rámci fytoocenóz mění zejména druhové složení, druhová bohatost či dominance druhů. Pomocí výzkumu těchto změn je možné mj. předvídat další vegetační vývoj (Bakker & kol., 1996, s. 152). Podkladem pro opakovaný vegetační výzkum bývají floristické glosy, soupisy (Domin, 1926) či historické fytoecologické snímky (Samek, 1957), které se nacházejí v řadě literárních zdrojů, zejména v historických vegetačních studiích (Woods, 2000, s. 269). Zapisování nových fytoecologických snímků by mělo probíhat po uplynutí minimálně 10 let od prvního snímkování (Bakker & kol., 1996, s. 147). Zpravidla se však opakované snímkování pro dlouhodobé studie provádí v řádech několika desítek let. K lokalizaci fytoecologických dat je využíváno zejména leteckých snímků či historických map (Bowman & kol., 2001, s. 539).

Studium dlouhodobého vývoje vegetace může být dále využíváno například pro zjištění vlivu disturbancí způsobených pastvou (Sassi & kol., 2009), pro potřeby výzkumu populační biologie druhů (Denisiuk & kol., 2009), pro monitorování dynamiky vybraných druhů rostlin (Herben, 2009, s. 195), pro zjištění velikosti rizika vymírání druhů (Fischer & Stöcklin, 1997) nebo může být zahrnuto do dlouhodobých ekologických výzkumů (Long-term ecological research – LTER), které zkoumají mj. celkovou biodiverzitu, klimatické změny, adaptivní strategie druhů či vliv dopadů lidské činnosti na ekosystém (Anderson & kol., 2008, s. 296). V neposlední řadě lze pomocí výzkumu dlouhodobého vývoje vegetace zjistit také vliv lesního hospodaření a pěstebního systému na přirozená rostlinná společenstva (Decocq & kol., 2005) nebo vliv na druhové složení společenstev v závislosti na eutrofizaci krajiny (Verheyen & kol., 2012).

Výzkumy vývoje vegetace se provádějí nejčastěji v Evropě. Ze zámořských studií je možné uvést například výzkum změn bylinného patra v klimaxovém lese michiganského národního parku Warren Woods (Brewer, 1980) nebo zjišťování vegetačních změn v lesích jižního Wisconsinu (Rogers, 2006). Z evropských prací se vývojem vegetace zabývají například Lameire a kol. (2000) ve své studii změn

přízemní vegetace smíšeného lesa v zemědělské krajině nebo Von Oheimb & Brunet (2007), kteří se věnují vegetačním změnám v listnatých lesích švédského národního parku Dalby Söderskog. Dále je možné uvést výzkum změn polopřirozených luk (Gudrun & kol., 2000) nebo braniborských borových lesů (Reinecke & kol., 2014). V České republice se vývojem vegetace zabývá mj. Hédl (2004a) ve studii bukových lesů Rychlebských hor, dále Hédl & kol. (2010) a Kopecký & kol. (2013) ve výzkumu změn nížinných lesů. V rámci diplomových prací vznikly i dlouhodobé vegetační studie Českého krasu (Veverková, 2013) nebo východního Polabí (Pospíšková, 2014).

2. Cíle

Diplomová práce má tři hlavní cíle:

- 1) Přesně lokalizovat historické fytocenologické snímky V. Samka a na jejich místě zapsat aktuální snímky,
- 2) provést analýzu změn složení vegetace a druhové bohatosti za posledních 60 let,
- 3) zjistit změny prostředí na základě druhového složení starých a nových snímků.

3. Literární rešerše

Při studiu vegetačních změn pomocí metodiky opakovaných fytoecologických snímků je třeba vzít v úvahu především nepřesnost historických snímků (např. Hédl, 2004a, s. 246). Samotná změna lesní vegetace je nejčastěji ovlivněna lidskou činností (např. Hédl & kol., 2010, s. 272) nebo rozšířením nepůvodních a invazních druhů (např. Hédl, 2004b, s. 115). Z těchto důvodů byla zmíněná témata dále rozebrána v rámci literární rešerše.

3.1. Historické fytoecologické snímky

Pro monitoring změn polopřirozených rostlinných společenstev je vhodné využít opakované snímkování daných lokalit a jejich následné porovnání s historickými fytoecologickými daty (Hédl, 2005, s. 306). Hlavním úskalím opakovaného snímkování je lokalizace historických fytoecologických snímků, která je vzhledem k tehdejší technologickým možnostem obvykle nepřesná (Veverková, 2010, s. 16). K vymezení snímkových lokalit lesní vegetace bylo v historii využíváno porostních obrysových nebo kolorovaných map v měřítku 1:10 000 (Zlatník, 1953, s. 38). V případě nelesní vegetace se přistupovalo k zakreslování snímků do vegetačních map (Wesche & kol., 2012, s. 77). Současné dohledávání snímkových lokalit je tedy velice problematické – pro srovnání: dnes využívané GPS systémy lokalizují snímek s přesností až na 2 metry (Čábelka, 2008, s. 22). Pro vegetační snímky s nedostatečnou lokalizací polohy je využíván termín „polotrvalé plochy“ (semi-permanent plots) (např. Reinecke & kol., 2014; Naaf & Wulf, 2011; Savage & Vellend, 2015). Dohledání přesného umístění historického snímku je v těchto případech obvykle řešeno pomocí hlavičkových údajů (orientace a sklon svahu, nadmořská výška apod.) (Kopecký & kol., 2013, s. 81). S pomocí kartografických popisů a vhodně zvolených referenčních bodů je možné snímek lokalizovat s maximální přesností (Baeten & kol. 2009, s. 189). Přesnost umístění nového snímku může značně zvýšit i možnost konzultace s účastníky původního výzkumu (McCune & Vellend, 2015, s. 513). Kopecký & Macek (2015, s. 327) uvádějí, že v případě, že studie nemonitoruje vegetační změnu starší než 60 let, je možné snímky lokalizovat i pomocí informace o skladbě dřevin ve stromovém patře. Nejdůležitějším přínosem jsou pak informace o ojedinělé příměsi stromového patra s jedním dominantním druhem (např. jedna lípa v jinak dubovém lese) (Kopecký & Macek, 2015, s. 327). U travních společenstev

nelesní vegetace se nový snímek umísťuje na náhodně vybrané plochy, které vycházejí z přibližného určení polohy pomocí digitalizovaných vegetačních map, přičemž jsou vynechána zemědělsky využívaná místa a společenstva křovinné a lesní vegetace (Wesche & kol., 2012, s. 78). Vlivem špatného umístění nového snímku v důsledku nepřesné lokalizace může ve výzkumu docházet k situaci označované jako *pseudo-turnover* (např. Fischer & Stöcklin, 1997, s. 733; Nillson & Nillson, 1985). Jedná se o druhy, které se vlivem vzdálenosti mezi starým a novým snímkem jeví jako lokálně vyhynulé (Fischer & Stöcklin, 1997, s. 733). Pravděpodobnost výskytu poté vzrůstá se zvyšující se vzdáleností obou ploch (Fischer & Stöcklin, 1997, s. 733). Kopecký & Macek (2015, s. 327) však uvádějí, že chyba vzniklá v důsledku opětovné lokalizace historických snímků zasáhne mnohem více snímků s menší plochou, protože zachycují nižší míru vegetační variability.

Chytrý (2001, s. 443) uvádí, že by data, která byla zapsána před rokem 1970 měla být interpretována se zvýšenou opatrností, protože u tehdejších autorů často docházelo k zvětšení plochy snímku, aby byl zajištěn větší počet diagnostických druhů a byla tedy ulehčena klasifikace do vegetačních typů. Pro získání validních informací je při opakovaném snímkování vhodné, aby byly vybrány pouze snímky jednoho autora (Kopecký & Macek, 2015, s. 324) a zároveň, aby opakované snímkování prováděl také jeden pozorovatel (Vittoz & Guisan, 2007, s. 413). Dále je nutné dodržet stejnou metodologii, kterou aplikoval původní autor. Jedná se zejména o snímkování v přibližně stejném období a se shodnými velikostmi a tvary jednotlivých snímků (Kopecký & kol., 2013, s. 81). V neposlední řadě je třeba dodržet i ostatní aspekty metodiky původní studie, jako je mj. taxonomické zařazování mechorostů (popř. lišejníků) a dodržování stejného způsobu odhadování pokryvností (Veverková, 2013, s. 20). V případě, že jsou snímky zapsané v jiné stupnici odhadu pokryvností, nebo její modifikované verzi (např. modifikovaná devítičlenná Braun-Blanquetova stupnice), je vhodné je převést (Reinecke & kol., 2014, s. 115). Potenciální chyba při vyhodnocování dlouhodobého vývoje vegetace může vzniknout i v důsledku rozdílného vnímání taxonomických konceptů a rozdílných zkušeností autorů snímků (Klimeš & kol., 2001). Obvykle se tedy přistupuje ke sloučení problematických taxonů do agregátů nebo vyšších taxonomických jednotek (Taverna & kol., 2005, s. 205).

3.2. Nepůvodní vegetace a rostlinné invaze

Dlouhodobý monitoring vegetace je důležitým nástrojem pro pozorování a předpověď dynamiky rostlinných invazí v (polo)přirozených společenstvech (Petřík & kol., 2009, s. 122). Rostlinné invaze mají společně s introdukcí nepůvodních druhů značný vliv na diverzitu rostlinných společenstev (Pyšek & kol., 2004, s. 139). Negativní vliv se může projevit poklesem druhové bohatosti vedoucím ke snížení přírodních hodnot území (Hédl, 2004b, s. 115).

Invaze je proces, při kterém dochází k náhlému a neúměrně velkému rozšíření areálu konkrétního druhu (Sádlo & Mihulka, 1999, s. 163). Invazní proces se skládá z fáze introdukce (zavlečení), kdy druh překonává environmentální a geografické bariéry (oceány, pouště, pohoří aj.), a fáze naturalizace (zdomácnění), kdy druh překonává reprodukční bariéry (Pyšek, 2005, s. 132). Introdukované druhy lze dělit na zavlečené před rokem 1500 – archeofyty (např. mák vlčí – *Papaver rhoeas*, starček obecný – *Senecio vulgaris* aj.) a zavlečené po roce 1500 – neofyty (např. náprstník červený – *Digitalis purpurea*, trnovník akát – *Robinia pseudoacacia* aj.) (Pyšek & kol., 2002, s. 120). Samotná invaze je završením celého invazního procesu, při kterém introdukované a naturalizované druhy překonají poslední bariéru, která brání jejich rychlému šíření (Pyšek, 2005, s. 132).

Vzhledem k dynamickému průběhu invazí, jsou invazní druhy chápány také jako jeden z indikátorů změn biodiverzity v čase (Pyšek, 2005, s. 129). Invazní druhy se projevují zejména vytlačováním původní vegetace z dosavadních stanovišť a změnou celkového ekologického režimu přírodních biotopů (Richardson & kol., 2000, s. 102). V invadovaném areálu místy dochází také k úspěšnému křížení invazních druhů s původními příbuznými druhy, což vede k ohrožení jejich specifického charakteru (Marková & Hejda, 2011, s. 10). Negativní působení invazních druhů ohrožuje především vzácné a ohrožené druhy, které jsou vázány na konkrétní biotop nebo stanoviště (Grulich, 2012, s. 636). Rostlinnými invazemi jsou vážně ohroženy i „hotspots“ světové biodiverzity (Reid, 1998), které jsou specifické svou druhovou bohatostí a koncentrací vzácných, ohrožených či endemických druhů (Stadler & kol., 2000, s. 169). Omezením introdukce a kontrolou introdukovaných druhů, které mohou ohrozit původní druhy, stanoviště nebo ekosystémy, se zabývají i některé mezinárodní úmluvy – např. Úmluva o biologické rozmanitosti (United Nations, 1992, s. 6).

Pyšek (2005, s. 130) charakterizuje původní druh (autochtonní, native atd.) jako takový, který v daném území vznikl v průběhu evoluce bez přispění člověka, nebo se do něj dostal přirozenou cestou z území, kde je tento druh původní. Naproti tomu nepůvodní druh (zavlečený, a[l]lochtonní, alien, exotic atd.) by v dotyčném území nerostl bez antropogenního vlivu (Pyšek, 2005, s. 130). V neposlední řadě je třeba vymezit druhy naturalizované (zdomácnělé), které jsou v přírodě dlouhodobě životaschopné (bez vlivu člověka), a invazní, které jsou podskupinou druhů naturalizovaných a které se v přírodě nadměrně reprodukuje, což vede k jejich šíření do rozsáhlých území (Pyšek, 2005, s. 131). Podle tzv. teorie kolísajících zdrojů jsou stimulem pro uchycení invazních druhů v území zejména některé typy disturbancí nebo jejich kombinace, které mohou zvýšit potenciál invazí (Hobbs & Huenneke, 1992, s. 333). Změna frekvence nebo síly disturbancí má často za následek zvýšené množství zdrojů v území (světlo, voda, živiny), což vede k větší náchylnosti dané lokality k invazím (Marková & Hejda, 2011, s. 10). Další hrozbou pro disturbovaná stanoviště jsou i expanze původních druhů (apofytů), které mají podobnou životní strategii jako druhy invazní – rychle se šíří, preferují stanoviště bohatá na živiny a využívají vysoké nabídky zdrojů k extrémnímu růstu (*Calamagrostis epigejos*, *Urtica dioica*, aj.) (Marková & Hejda, 2011, s. 11).

U většiny nepůvodních druhů je invaze nepravděpodobná, je tedy nutné vylíšit druhy potenciálně invazní, které mohou v daném území invadovat v budoucnosti. (Mlíkovský & Stýblo, 2006, s. 29). Předcházení invazím je výhodné i z ekonomické stránky – prostředky vynaložené na prevenci jsou nižší a efektivnější, než prostředky vynaložené na boj s již probíhající invazí (McNeely & kol., 2001, s. 2). Pro odhalení potenciálně invazních druhů je využíváno systému hodnocení rizik, který posuzuje a vyhodnocuje invazní potenciál jednotlivých druhů (Weber & Gut, 2004). Za tímto účelem vznikají predikční modely, které na základě dostupných informací o organismu (např. chování v původním areálu výskytu) hodnotí jeho budoucí dopady na biotu v oblasti, kde je nepůvodní (Křivánek, 2006, s. 10). První model WRA (Weed Risk Assessment) byl zaveden pro ochranu druhové diverzity Austrálie a Nového Zélandu (Pheloung & kol., 1999, s. 239). V České republice byl WRA úspěšně využit k hodnocení invazního potenciálu nepůvodních dřevin ČR (Křivánek & Pyšek, 2006). Česká republika je k rostlinným invazím poměrně náchylná zejména z důvodu hustého osídlení a hustoty liniových struktur, které dopomáhají přenosu diaspor v krajině

(řeky, silnice, železnice) (Pyšek & Sádlo, 2004, s. 80). Pyšek (2005, s. 141) uvádí, že nejméně náchylná k invazím jsou v České republice společenstva stepí, luk a do jisté míry i mokřadů. Země tvoří ekoton mezi velkými krajinnými celky – Alpy na jihu, Karpaty na východě, Panonská nížina na jihovýchodě, oblast oceánicky ovlivněného klimatu na západě a oblast nízké biotopové diverzity na severu (Pyšek, 2005, s. 135). V České republice je v současné době katalogizováno 2256 původních druhů (Danihelka & kol., 2012) a 1454 nepůvodních druhů (350 archeofytů, 1104 neofytů) (Pyšek & kol., 2012). Z nepůvodních druhů se 60 taxonů chová invazně, ale pouze 30 je uvedeno na seznamu nebezpečných invazních druhů, jejichž šíření a dopady je třeba omezovat pro ochranu diverzity rostlinných společenstev (Mlíkovský & Stýblo, 2006, s. 29). Následné výzkumy však potvrdily, že u některých taxonů (např. netýkavka žláznatá – *Impatiens grandulifera*) je vliv na diverzitu přirozených rostlinných společenstev mizivý a není nutné je aktivně potlačovat (Hejda & kol., 2009, s. 397).

3.3. Změna podoby nížinných lesů v důsledku lidské činnosti

Rozmístění a složení vegetačních typů je ve středoevropských lesích včetně okolí vltavského údolí, kde se nachází studované území, značně ovlivněno lidskými vlivy (Hédl & kol., 2011, s. 61; Zelený, 2008, s. 129). Podoba dnešních lesních porostů je výsledkem přírodních procesů a historického i současného lesnického hospodaření (Zelený, 2008, s. 129). Nížinné lesy, které jsou součástí starých sídelních oblastí (lowland woodlands – lesy stanovišť v nadmořské výšce do 400 m n. m.), jsou intenzivně hospodářsky využívány nejpozději od neolitu (Hédl & kol., 2011, s. 61). Z důvodu hustého osídlení nížin byly nížinné lesy značně využívány jako zdroj dřeva a dalších surovin (Hédl & kol., 2011, s. 61). Od 12. století docházelo v Povoltaví a Posázaví (včetně studované oblasti) navíc k postupnému navyšování těžby dřeva, které bylo voroplavbou dopravováno do Prahy (Hubert, 1996, s. 26). V historii se v nížinných lesích často uplatňovalo také výmladkové hospodaření, které sloužilo k získávání palivového dřeva i jako zdroj obživy (od středověku zastoupení výmladků na trhu postupně klesalo kvůli snížení poptávky) (Szabó, 2010, s. 655). Ve většině klíneckého polesí mělo výmladkové hospodaření zásadní vliv na podobu lesů a bylo zde uplatňováno ještě v 19. století (Samek, 1957, s. 19). Z důvodu ochrany výmladkového lesa docházelo v nížinných oblastech obvykle k výstavbě plotů a obor, které sloužily k omezení nechtěného okusu divokou nebo pastevní zvěří (Hédl & kol.,

2011, s. 62). V oblasti polesí Klíнец nebylo opatření proti zvěři zavedeno a Samek (1957, s. 16) uvádí, že v 19. století docházelo v území k degeneraci pařezinových lesů vlivem neomezené pastvy ovcí. Následné upouštění od pařezinového hospodaření v nížinných lesích vedlo ve 20. století ke snížení biodiverzity (Szabó, 2010, s. 655). Převod většiny nížinných lesů na hospodářsky výhodnější les vysokokmenný zvyšoval stromový zápoj, zastínění a prodlužoval dobu obmýtí, což vedlo k ochuzení bylinného patra o světlo milné druhy (Baeten & kol., 2009, s. 188). Rackham (2008, s. 573) uvádí, že ekosystémy (polo)přirozených lesů jsou ohroženy zanecháním tradičního hospodaření stejně jako zavedením nových druhů lesního hospodaření. Jedním z dalších lidských vlivů na (polo)přirozená rostlinná společenstva bylo podzimní hrabání steliva pro zemědělská zvířata, které znatelně podporovalo druhovou bohatost, zejména u jednoletých rostlin (Vild & kol., 2015, s. 569). Dnešní podobu klíneckých lesů mohlo značně ovlivnit také hospodářsky podporované šíření dubu jako zdroje třísla pro čisovickou koželužnu (Samek, 1957, s. 16). Rozšiřování doubrav na úkor původních bučin, které pronikaly do klíneckého polesí z brdských Hřebenů, vedlo k pozvolnému vymizení bukových porostů z území (Samek, 1957, s. 16). Ke snížení zastoupení buku v oblasti mohla přispět i poloha při dně inverzní kotliny (údolí Bojovského potoka) a konkurenční výhoda snadno zmlazujících druhů při pařezinovém hospodaření (dub a habr) (Bobek, 2008, s. 437). Oblast byla v historii zasažena také těžbou dřeva pro pálení dřevěného uhlí v milířích (obec Klíнец, 2015). Podle Bobka (2008, s. 432) se v okolí brdských Hřebenů využívalo pro pálení dřevěného uhlí zejména dubové a jedlové dřevo, což mohlo vést k lokálnímu úbytku zmíněných taxonů v oblasti (nejbližší okolí jednotlivých milířů). Klínecké lesy byly v historii také částečně přetvářeny na ornou půdu, což vedlo k úbytku výměry lesních pozemků, která v současnosti opět vzrůstá (stav v roce 1845: 244 ha, 1948: 175 ha, 2015: 187 ha les. poz.) (ČÚZK, 2015a; obec Klíнец, 2015; ČÚZK, 2015b). V neposlední řadě se na reliéfu krajiny podepsala těžba zlata a polodrahokamů, která vedla ke vzniku terénních nerovností („sejpy“ – haldy, „pinky“ – jámy) a odvodňovacích štol (obec Klíнец, 2015).

Počátkem 19. století se v oblasti polesí Klíнец v rámci lesního hospodaření začaly potlačovat listnaté dřeviny a docházelo k vysazování kulturních smrčín, které místy způsobovaly degradaci půdy (Samek, 1957, s. 17.) Samek (1957, s. 22) dále uvádí, že je v území vhodné smrk potlačovat a nedopustit zavedení smrkových monokultur,

kteře se dnes v oblasti hojně vyskytují (Vojík, 2013, s. 34). Mezi novodobé negativní lidské vlivy patří také výstavba železniční tratě (1897), která prochází většinou polesí (vznik ruderalních stanovišť, šíření invazních druhů – viz 3.2 – Nepůvodní vegetace a rostlinné invaze) a chatová zástavba z 1. pol. 20. století v údolí Bojovského potoka (Vojík, 2013, s. 34). Dalším negativním vlivem v oblasti je eutrofizace Bojovského potoka, která je způsobena zejména erozními procesy, splachem ornice, povrchovým odtokem a úniky z okolních čistíren odpadních vod, které jsou často nevyhovující (Etrych, 2010, s. 4). Přísun nevhodných živin v rámci eutrofizace povodí způsobuje v exponovaných místech nadměrnou produkci nitrofilních rostlin (Lellák & Kubíček, 1991, s. 159), která zde zasahuje zejména porosty lužní vegetace (Vojík, 2013, s. 23). Podle Rackhama (2008, s. 574) je dalším negativním vlivem novodobého lesního hospodaření vysazování dřevin, které jsou ve starých porostech nepůvodní, ale jsou v době vzniku lesa žádoucí (např. ekonomické důvody). V klíneckém polesí je například doložena ojedinělá výsadba borovice černé (*Pinus nigra*), která probíhala na počátku 20. století (Matys, 2005, s. 2). V neposlední řadě může přirozená rostlinná společenstva negativně ovlivnit i používání těžké lesnické techniky, která způsobuje udusávání půdy (změna půdního režimu) (Veverková, 2013, s. 10). Na místech zhutňování půdy často vznikají sešlapávaná stanoviště, která jsou dobře zásobována živinami, což vytváří vhodné podmínky pro nitrofilní druhy (Pyšek, 1996, s. 50). Severní část polesí Klíнец (údolí Bojovského potoka) byla v historii zasažena zhutňováním zejména v údolní nivě, kde vedla nebezpečná komunikace (Matys, 2005, s. 6).

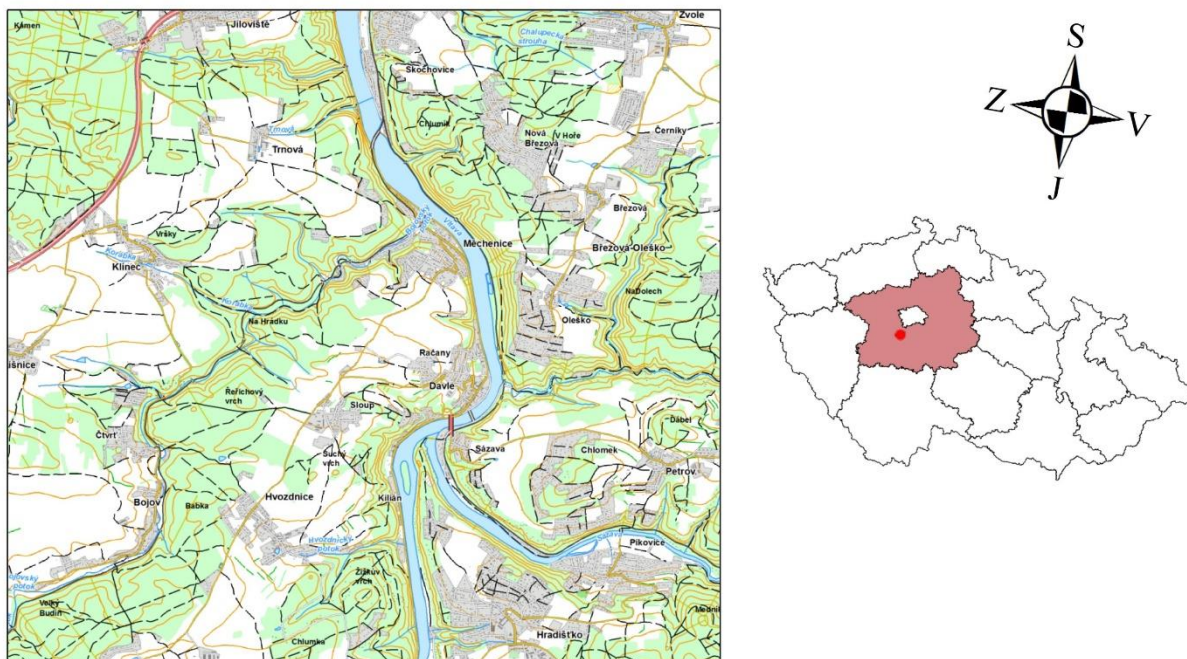
Změny ve využívání půdy, lesnický a myslivecký management, ale také mírnější zimy v posledních desetiletích vedly k nárůstu početnosti lesních býložravců, kteří mají značný vliv na složení lesních porostů (Verheyen & kol., 2012, s. 353). Vlivy působení lesní zvěře jsou závislé na konkrétním druhu, početnosti a koncentraci v určitých typech porostů (Petřík & kol., 2009, s. 132). Černá zvěř působí silně destruktivně na povrch půdy, ale nemá přímý vliv na okus semenáčků, zatímco spárkatá zvěř okusuje zejména semenáčky, což vede k úbytku méně početných dřevin (např. buku a jedle) (Petřík & kol., 2009, s. 132). Spárkatá zvěř negativně ovlivňuje porosty okusem a loupáním (ohryzem), což brzdí změnu dřevinné skladby, která mnohde neodpovídá přirozené dřevinné skladbě, ani obnovnímu cíli (Beranová & kol., 2011 s. 498). Vliv spárkaté zvěře se tedy projevuje zejména zabraňováním zmlazování,

keré může vést ke snížení druhové diverzity (Petřík & kol., 2009, s. 125). Vlivem okusu může docházet také ke značnému snížení pokryvnosti v keřovém patře, nebo celkové eliminaci keřů, která má za následek dominanci světlomilných druhů v bylinném patře (Čermák, 2011, s. 472; Petřík & kol., 2009, s. 125). Čermák (2011, s. 473) dále uvádí, že jedním z hlavních konzumentů dřevin, který ovlivňuje lesní společenstva intenzivním okusem, je muflon, jehož vysoké stavy jsou v českých lesích dlouhodobě tolerovány. Působení mufloní zvěře může v lesních společenstvech podle Hédla & kol. (2010, s. 273) podporovat také expanzi nitrofilních druhů rostlin. Například v Milovickém lese vedlo působení jelenů a muflonů ke značnému rozšíření ruderální kopřivy dvoudomé (*Urtica dioica*) (Müllerová & kol., 2015, s. 97). V případě rostlinných společenstev bučin je působením spárkaté zvěře podporováno rozšiřování a uchycování nepůvodních invazních druhů jako je netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) (Petřík & kol., 2009, s. 132). V lesních společenstvech doubrav a dubohabřin může mít zvěř pozitivní vliv na druhovou diverzitu, protože udržuje lesní porost rozvolněný a vhodný pro výskyt řady světlomilných druhů (Petřík & kol., 2009, s. 129).

4. Charakteristika zájmového území

Oblast klíneckého polesí se rozkládá ve středních Čechách nedaleko městyse Davle, kde dochází k soutoku Sázavy s Vltavou (viz obr. 1). Polesí zahrnuje údolí Bojovského potoka, které bylo již floristicky mapováno ve vegetační sezóně 2013 (Vojík, 2014). Dále do polesí náleží Čisovické lesy, které postupují jihozápadním směrem až k vrcholu Pleš. Celková rozloha klíneckého polesí je přibližně 1000 ha a nadmořská výška se pohybuje v rozmezí 210–[440] 490 m n. m. (Samek, 1957, s. 9) – z neznámých důvodů Samek nereflektuje fytoocenologický snímek z vrcholu Pleš, který má nadmořskou výšku 490 m n. m. Studované území se nachází v oblasti Českomoravského mezofytika a je součástí fytogeografického okresu Střední Povltaví (Hejný & Slavík, 1988, s. 103). Klínecké polesí se nachází v přirozené lesní oblasti Středočeská pahorkatina a v celém území se střídá vegetační stupeň dubobukový a bukodubový (ÚHÚL, 2011). Studované území je biogeograficky řazeno do hercynské podprovincie a Slapského bioregionu (Culek, 1996, s. 97). Mapa potenciální přirozené vegetace (Neuhäuslová & kol., 2001) uvádí ve studované oblasti společenstva černýšových dubohabřin (*Melampyro nemorosi-Carpinetum*), bikových a/nebo jedlových doubrav (*Luzulo albidiae-Quercetum petraeae, Abieti-Quercetum*)

a ojediněle bikových bučin (*Luzulo-Fagetum*). Aktualizované mapování přírodních biotopů z rozmezí let 2000–2014 uvádí v zájmové oblasti stanoviště lesů, křovin, sekundárních trávníků, rašelinišť, skal, sutí a jeskyní (AOPK ČR, 2015).

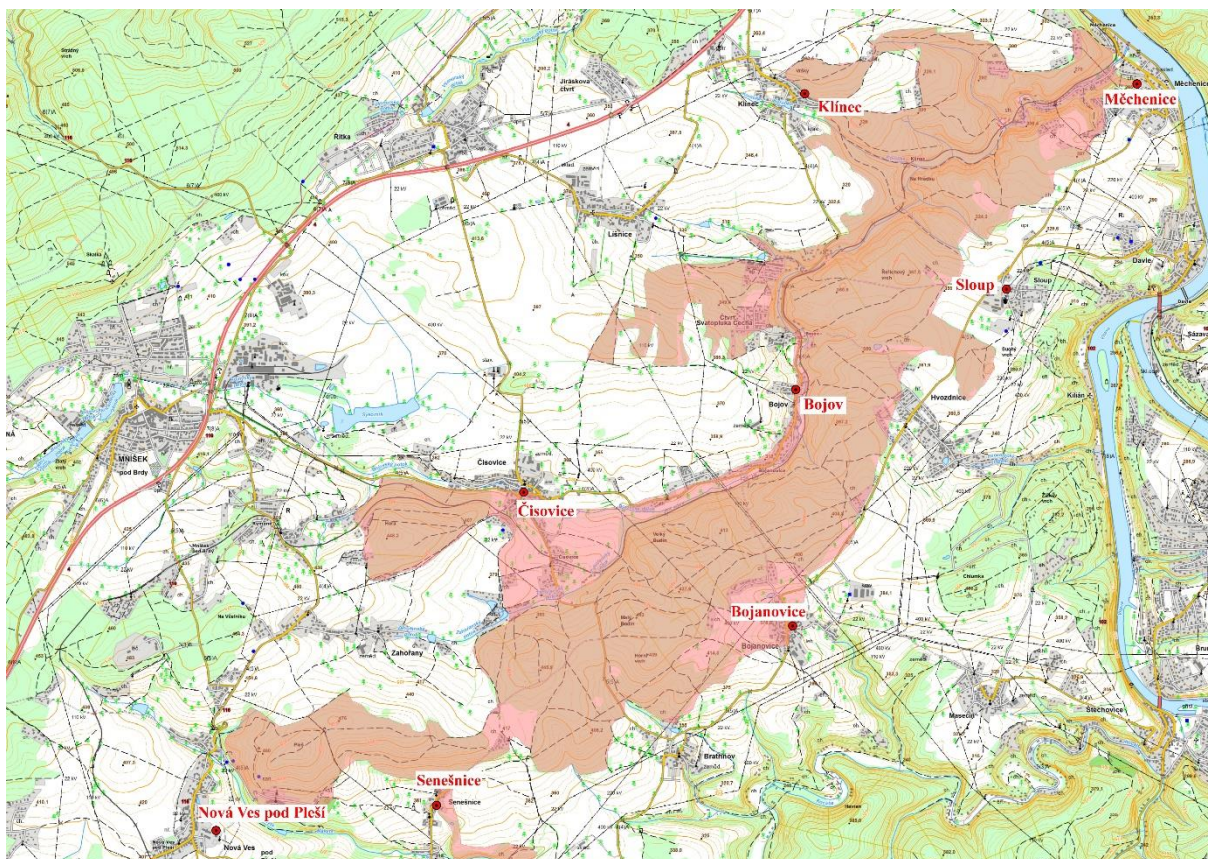


Obr. 1: Studované území se nachází nedaleko soutoku Sázavy s Vltavou (CENIA, 2013); upraveno.

Lokalizace

Historické i nové fytoocenologické snímky byly zapsány jižně od Prahy v polesí Klíneček (okres Praha-západ). Studované území zahrnuje svahy i údolní nivu Bojovského potoka a navazující lesní komplex, který se rozkládá mezi vesnicemi: Měchenice (49°54'5,883"N; 14°22'19,828"E), Klíneček (49°54'0,708"N; 14°20'29,912"E), Sloup (49°51'48,153"N; 14°18'53,194"E), Bojov (49°52'48,847"N; 14°20'55,584"E), Bojanovice (49°51'17,514"N; 14°21'0,584"E), Čisovice (49°51'48,153"N; 14°18'53,194"E), Senešnice (49°50'6,180"N; 14°18'25,470"E) a Nová Ves pod Pleší (49°49'51,830"N; 14°16'26,200"E) (viz obr. 2). Polesí Klíneček začíná vrcholem Pleš (490 m n. m.) a kopíruje zalesněný hřeben, který od Pleše směřuje k Čisovicím, kde plynule navazuje na hluboce zaříznuté údolí Bojovského potoka, který přitéká ze západu od Mníšku pod Brdy. Bojovské údolí se táhne severovýchodním směrem přes Bojov až do Měchenic, kde se potok vlévá do Vltavy. Terén v severní části území je poměrně členitý a vlivem několika navazujících hluboce zaříznutých údolí se sezónními přítoky jsou zde časté prudké svahy i odhalené skalní výchozy. Údolím Bojovského potoka vede železniční trať v trase Praha-Dobříš. Podle Samka (1957,

s. 9) tvoří celé studované území přechodnou oblast mezi vegetační oblastí středního Povltaví a brdských Hřebenů.



Obr. 2: Studované území – polesí Klíncec (CENIA, 2013); upraveno.

Klimatické podmínky

Ve studované oblasti převládá mírně teplé až teplé podnebí, které je v blízkosti údolí Vltavy poměrně suché (nedaleké Štěchovice: průměrná roční teplota 8,3 °C, průměrný roční úhrn srážek 564 mm) (Culek, 1996, s. 98). Oblast klíneckého polesí je na srážky chudá a dosti teplá (průměrná roční teplota a srážky v roce 1957: 7,7–7,9 °C, 565–580 mm) (Samek, 1957, s. 10). Tolasz & kol. (2007) uvádí průměrný roční úhrn srážek 550–600 mm a průměrnou roční teplotu vzduchu 7–8 °C. Nedostatek srážek v území je pravděpodobně způsoben „dešťovým stínem“, který vytváří souvislý komplex pohoří Brdy (v území převládají západní větry) (Samek, 1957, s. 10). Ložek (1996, s. 12) uvádí, že v členitých terénech klimatickou situaci území výrazně ovlivňují mikroklimatické vlivy, zejména teplotní inverze v hluboce zaříznutých údolích (součást tzv. říčního fenoménu). V rámci konceptu říčního fenoménu se v okolí vodního toku předpokládají hluboká, chladná a vlhká dna údolí, ale i horní části svahů

(výslunná skaliska, náhorní plošiny) s teplejším a sušším mezoklimatem (Neuhäuslová & kol., 2001, s. 45).

Geologická charakteristika

Severozápadní část Slapského bioregionu, která zahrnuje studované území, je tvořena převážně břidlicí svrchního proterozoika (Culek, 1996, s. 97). Dále se podél Vltavy a v okolí dolního toku Sázavy (soutok řek se nachází v nedaleké Davli) vyskytují starohorní stlačené vyvřeliny, v kterých jsou uplatněny především zásadité až neutrální horniny ale i kyselější složky hrubozrnných granodioritů (Culek, 1996, s. 97). Samek (1957, s. 11) v jižní části studované oblasti uvádí jako převládající horninu křemitý porfyr. V severní části převládají algonkické břidlice (Samek, 1957, s. 11). Geologická mapa (CENIA, 2012) zobrazuje v potoční nivě výskyt kamenitých až hlinito-kamenitých sedimentů. Ve středové části Bojovského údolí (mezi Bojovem a Klínцем) jsou časté tufity a dacity (CENIA, 2012). Severněji od Klínce se již vyskytují pouze břidlice (CENIA, 2012). Geologická mapa České republiky (CENIA, 2012) zobrazuje v údolí Bojovského potoka také ojedinělé výskyty drobů, bazaltů a slepenců. Údolí je ohraničeno pásmem s výskytem tmavých křemitých břidlic a silicitů a následně přechází do rozsáhlého pásma břidlic, drobů a slepenců (podřadně), které se vyskytuje ve zbytku studovaného území (CENIA, 2012). V menším měřítku se v území vyskytují i miocenní štěrky, sprašové hlíny a pleistocenní či holocenní uloženiny (Samek, 1957, s. 11). Ložek (1996, s. 22) zmiňuje v okolí Klínce i významné reliktory mladotřetihorních šterkopísků s jílovými vložkami.

Pedologická charakteristika

Na území Slapského bioregionu (Culek, 1996, s. 97) převládají v nižších polohách nasycené typické kambizemě a kyselé typické kambizemě, které se nacházejí v polohách vyšších (Culek, 1996, s. 98). Svahy zájmového území jsou tvořeny zejména převládajícími rankery a litozemí, což je typické složení většiny kaňonů Slapského bioregionu (Culek, 1996, s. 98). V území se nacházejí mělké kamenité půdy a místy i deluviální uloženiny (svahové), které se tvoří splachem z vyšších poloh (Samek, 1957, s. 11). Samek (1957, s. 11) ve studované oblasti uvádí také ojedinělý výskyt podzolů (podzolové půdy), které vznikly v důsledku nevhodného hospodaření. V prostoru údolní nivy se vyskytují vývojově mladé fluvizemě, které se vyvinuly


na holocenních náplavech (Samek, 1957, s. 11). Podle půdní mapy (Tomášek, 2003) se nad pravým břehem Bojovského potoka (úsek Měchenice-Bratřínov) nacházejí půdy převážně jílovito-hlinité. Nad levým břehem potoka se nacházejí převážně hlinité půdy, které se od Bratřínova rozšiřují na celé studované území až k Nové Vsi pod Pleší (Tomášek, 2003). V severní části území jsou časté hnědé půdy (kambizemě) se surovými půdami (počáteční stadium vývoje půdy) a v jižní části se nacházejí pseudogleje s hnědými půdami oglejenými (kambizeměmi oglejenými) (Tomášek, 2003). Dále Tomášek (2003) uvádí ojedinělé výskyty hnědých půd s podzoly na terasových uloženinách (okolí Klínce) a hnědých kyselých půd (okolí Bojanovic a Bratřínova).

5. Metodika

Historické fytoocenologické snímkování v oblasti klíneckého polesí (rozloha přibližně 1000 ha) probíhalo v rámci studie Lesy středního Povltaví (Samek, 1957). Úkolem studie, jak uvádí Samek (1957, s. 8), bylo zajištění návrhu vhodných provozních cílů a vyvážení biologických a ekonomických požadavků pro lesní hospodaření. Ve studii lesů Středního Povltaví (Samek, 1957) je k lokalizaci snímkových lokalit využíváno lesních oddělení, která byla zakreslena do lesnických map (viz obr. 3) (Veverková, 2010, str. 21). Lesní oddělení je nejvyšší jednotka rozdělení lesa s variabilní velikostí v rozmezí několika hektarů (Veverková, 2010, str. 22). Historické snímky, které jsou součástí studie V. Samka, byly v době svého vzniku zapisovány subjektivně, ve snaze zachytit veškerou vegetační variabilitu území pro potřeby praxe (Samek, 1957, s. 27). Lze tedy vyloučit objektivní způsob výběru ploch, který by byl uskutečněn na základě systematického rozmístění podle určité sítě (Moravec, 1994, s. 63).

Přílohy
Querceto - Carpinetum Tabulka 13

Typ (subas.)	luzuletosum	
Snímek číslo	114	112
Oddělení	24a ₆	32a ₂
Nadm. výška v m	390	280
Expozice/sklon °	Z/5	Z/8
Půdní okrsek čís.	10	10
pH rhizosféry	4,8	5,3
zakmenění	0,5	0,9
E ₃ bonita	7	8
věková třída	III-1	III-1

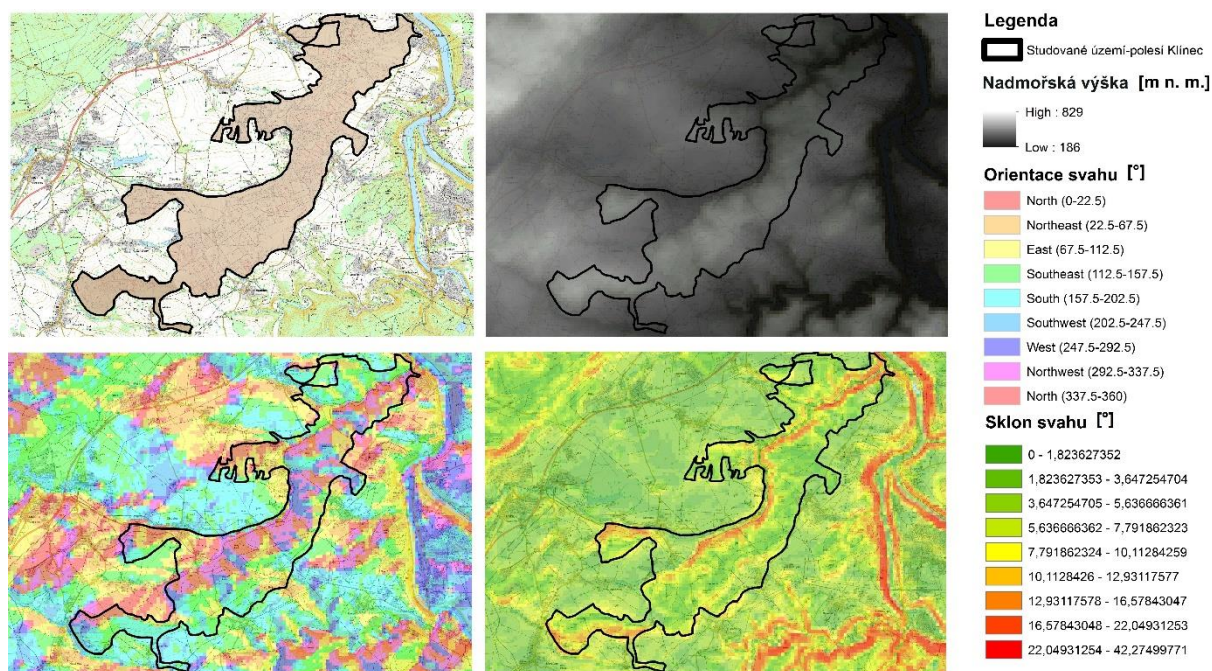


Obr. 3: Lokalizace fytoocenologických snímků pomocí lesních oddělení (Samek, 1957); upraveno.

5.1. Upřesnění lokalizace historických snímků

Přesné polohy historických fytoecenologických snímků byly zjišťovány pomocí georeferencovaných porostních map v měřítku 1:10 000 (z období vzniku snímků) a digitálního modelu reliéfu krajiny (dále DMR) (Farr & kol., 2007). Pro zjištění polohy byly v prostředí ArcGis (ESRI, 2011) vektorizovány hranice lesních oddělení, ve kterých se historické snímky nacházely, a pomocí funkcí *slope* a *aspect* byly z DMR vypočítány sklony a orientace svahů (viz obr. 4). Z důvodu potenciální nepřesnosti měření nadmořské výšky, sklonu a orientace v historických snímcích byly zvoleny následující odchylky: nadmořská výška ± 20 m, sklon $\pm 5^\circ$, orientace svahu $\pm 45^\circ$. V omezených případech byly jednotlivé údaje zanedbány pro nadměrnou odchylku od současných údajů (pravděpodobnost chyby v přepisu apod.). Jednalo se zejména o chybně uvedené nadmořské výšky, které se ve studovaném území nevyskytují.

Plochy, které splňovaly zvolené aspekty historických snímků, byly vektorizovány a převedeny do souřadnicového systému WGS1984. Následně byly plochy ze *shapefile* (.shp) převedeny do formátu „kml“ v programu DNRGPS (DNR, 2014). Pomocí GPSBabel (LIPE et al., 2014) byla data převedena do formátu souboru „gpx“, který byl dále zobrazen v zařízení GPS Garmin Dakota 20 a sloužil jako podklad terénních prací.



Obr. 4: Studované území na georeferencované porostní mapě, DMR a následně vypočítané orientace a sklony svahů (CENIA, 2013; Farr & kol., 2007); upraveno.

5.2. Terénní práce

Sběr dat pro analýzu dlouhodobého vývoje vegetace probíhal pomocí metody fytoocenologického snímkování ve vegetační sezóně 2015. Metodikou curyšsko-montpelliérské školy (Moravec et al., 1994, s. 105) bylo zapsáno 29 fytoocenologických snímků. Snímkováno bylo v homogenní vegetaci, která svou polohou vycházela z předem upřesněné lokalizace historických snímků. Zápis fytoocenologických snímků probíhal pouze v (polo)přirozených lesích. Na základě terénního průzkumu byla tedy z datového souboru odstraněna jedna plocha, která byla významně ovlivněna člověkem (zalesnění smrkovou monokulturou). Pokryvnosti druhů ve vegetačních patrech (E_3 – stromové patro, E_2 – keřové patro, E_1 – bylinné patro, E_0 – mechové patro) byly odhadovány pomocí modifikované devítičlenné Braun-Blanquetovy stupnice abundance a dominance (Westhoff et van der Maarel, 1978). Následně byly pokryvnosti převedeny do původní sedmičlenné Braun-Blanquetovy stupnice (Braun-Blanquet, 1928), aby bylo docíleno shody s metodikou historické studie. Determinace druhů byla prováděna u všech vegetačních pater E_3 - E_0 . Nomenklatura vyšších rostlin byla sjednocena podle Klíče ke květeně České republiky (Kubát et al., 2002), nomenklatura mechorostů podle Kučery & kol. (2012) a nomenklatura taxonů lišejníků podle práce Liška & Palice (2010). Taxony byly určovány převážně na úroveň druhu (u problematických druhů byla určena pouze rodová úroveň). Z druhů spadajících do agregátu *Galeobdolon luteum* agg. byl zvlášť rozlišován pouze druh *Galeobdolon argentatum*. Fytoocenologické snímky byly zapsány na kruhové ploše 500 m² podle metodiky typologického výzkumu lesů (Mráz & Samek, 1955), která byla použita ve studii V. Samka (Samek, 1957, s. 7). Snímky obsahují hlavičková data (datum, nadmořská výška, sklon a expozice svahu), která ve stanoveném rozpětí (viz 5.1 – Upřesnění lokalizace historických snímků) odpovídají historickým datům. Součástí datového souboru jednotlivých snímků jsou informace o porostu, souřadnice GPS a terénní lokalizace, která reflektuje neměnné orientační body v terénu (lze využít pro historická i současná data).

Pro omezení chyb, které mohou nastat v důsledku použití polotrvalých ploch (viz 3.1 – Historické fytoocenologické snímky), byla k opakované studii použita pouze data jednoho autora (V. Samka). Dále bylo, pro nalezení pravděpodobného umístění jednotlivých snímků v terénu, zohledněno i složení stromového patra (E_3), aby byla snížena chyba z opětovné lokalizace snímků (Kopecký & Macek, 2015, s. 327).

Snížení pravděpodobnosti výskytu *pseudo-turnoveru* je dáno zejména větší velikostí plochy jednotlivých snímků (500 m²), která je pro omezení chyby z polotrvalých ploch vhodná (viz 3.1 – Historické fytocenologické snímky). K omezení této chyby byl za hranicemi každého snímku proveden i kontrolní průzkum okolní homogenní vegetace. Pomocí GPS souřadnic byla u všech snímků uvedených ve studii zaznamenána poloha stromu, který se nacházel ve středu snímkové, kruhové plochy. Každý „středový strom“ byl poté v terénu barevně označen (červený kříž), čímž byly vytvořeny trvalé plochy (*permanent plots*) pro potenciální potřeby budoucích studií vývoje vegetace (např. Smith & kol., 2015, s. 10).

5.3. Zpracování vegetačních dat

Současné vegetační snímky byly převedeny do digitální podoby pomocí programu Turboveg for Windows (Hennekens & Schaminée, 2001) a následně k nim byly doplněny hlavičkové údaje. V programu Turboveg byly k jednotlivým současným snímkům přiřazeny příslušné snímky historické, které byly označeny shodným číslem lokality v hlavičkové kolonce „Field_nr“ (označení párových ploch). Následně byla databáze snímků importována do programu JUICE 7.0 (Tichý, 2002), kde byla dále analyzována. V souboru dat byly nejprve sloučeny problematické taxony do agregátů („agg.“) a poté byla na historické snímky v databázi použita modifikovaná shluková analýza TWINSpan (Roleček & kol., 2009). Na základě analýzy TWINSpan a doplňující subjektivní klasifikace byly vegetační snímky pro potřeby dalších analýz rozděleny podle starých snímků do tří skupin – nitrofilní lesy (6 párů snímků – společenstva svazu *Alnion incanae*), kyselé habřiny a bučiny (7 párů snímků – společenstva svazu *Carpinion betuli*) a kyselé jehličnaté lesy (16 párů snímků – společenstva svazu *Quercion roboris*). Vegetační data byla doplněna o některé chybějící údaje podle původní historické práce (Samek, 1957). Celková pokryvnost pater u historických dat byla upravena z původních 0 % u nízkého zastoupení druhů (r, +, 1) na 1 %. Celý soubor zahrnující staré i nové fytocenologické snímky včetně hlavičkových údajů a informací o lokalitě, je uveden v příloze (viz příl. 1, příl. 2 a příl. 3).

5.4. Analýzy dlouhodobého vývoje vegetace

Pro druhy v jednotlivých vegetačních skupinách byly pomocí phi koeficientu (hladina významnosti Fisherova exaktního testu $p < 0,05$) vypočítány fidelity (věrnost druhu

určité vegetační jednotce). Fidelita byla zjištěna a porovnána také mezi celými soubory starých a nových snímků. Následně byly hodnoty fidelit použity pro zjištění věrnosti druhů souboru snímků (starý vs. nový) ve vegetačních skupinách za účelem zjištění celkové změny vegetace.

Detrendovaná korespondenční analýza byla provedena pomocí propojení programu JUICE (data pro analýzy) a programu R 2.9.0 (R Development Core Team, 2011) s knihovnamy *vegan* (Oksanen & kol., 2015) a *party* (Hothorn a kol., 2006). Znázornění celkové změny vegetace na studovaných plochách (jednotlivé páry snímků) bylo v diagramech detrendované korespondenční analýzy doplněno o pasivně promítnuté Ellenbergovy indikační hodnoty (EIH), které zobrazují posun vegetace podél základních ekologických gradientů (světlo, teplota, vlhkost, půdní reakce, živiny a kontinentalita).

Kanonická korespondenční analýza byla včetně diagramu provedena v programu Canoco 4,5 (ter Braak & Šmilauer, 2002) se zdrojovými daty z JUICE a externě vloženými daty průměrných EIH (Ellenberg & kol., 1992) pro pasivní promítnutí v diagramu. Jako proměnná hodnota prostředí byl pro potřebu analýzy použit čas a kovariátami byly kódy jednotlivých párů ploch (odstranění prostorové variability). Při analýze byla využita odmocninová transformace pokryvnostních dat (snížení rozdílů dané procentickým vyjádřením pokryvností). Pro vysvětlení variability vegetace byl datový soubor analyzován jak se zanedbanými vzácnými druhy, tak včetně vzácných druhů. Výsledky byly následně porovnány.

Změna alfa diverzity byla testována a zobrazena pomocí aplikace Excel (Microsoft, 2013). Beta diverzita (heterogenita souborů snímků) byla analyzována v programu R 2.9.0, pomocí metody PERMDISP (Anderson & kol., 2006), která počítá a porovnává vzdálenosti pozorování od centroidu daných skupin v mnohorozměrném prostoru.

Pro porovnání podmínek prostředí pomocí Ellenbergových indikačních hodnot (EIH) byly využity průměrné EIH pro jednotlivé snímky vypočítané v programu JUICE. K porovnání souboru starých a nových snímků z hlediska EIH bylo využito prostředí R, kde byly zjištěné změny také testovány analýzou rozptylu (Analysis of variance – ANOVA).

Pro analýzu druhového složení vegetace byl použit seznam nepůvodní flóry (Pyšek & kol., 2012) a červený seznam cévnatých rostlin (Grulich, 2012).

6. Výsledky

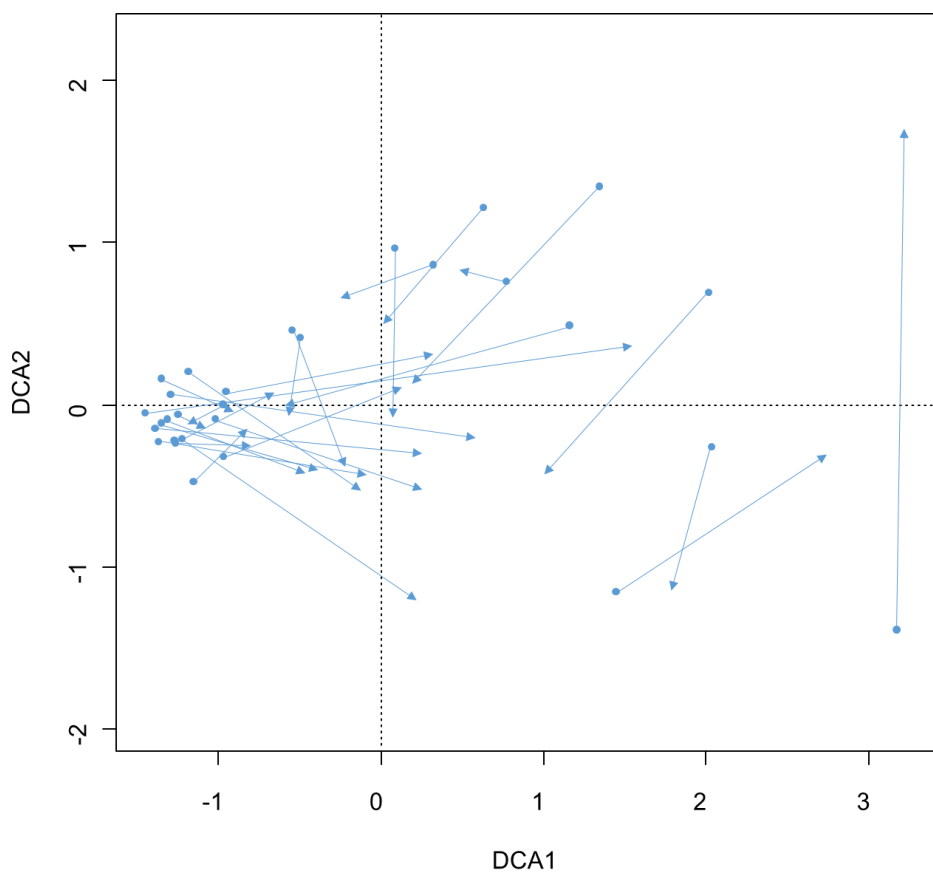
6.1. Celková změna vegetace

Ordinační analýzy, které byly uplatněny na soubor historických a současných vegetačních snímků z klíneckého polesí, ukázaly, že v území došlo k celkové změně lesní vegetace. Detrendovaná korespondenční analýza (DCA) zobrazuje změnu (posun) rostlinných společenstev za uplynulých 60 let (viz obr. 5 a obr. 6). S první ordinační osou korelují EIH pro půdní reakci, živiny a vlhkost. EIH pro kontinentalitu a světlo slabě korelují s druhou ordinační osou, která vysvětluje další směr nejvyšší variability. Hlavní trend změny vegetace v prostoru prvních dvou ordinačních os směřuje ke snížení zastoupení světlomilných druhů, což je pravděpodobně důsledek vyššího zápoje porostu a šíření listnatých dřevin na úkor borovice (viz tab. 1). Dále je z ordinačního diagramu patrný i posun k vyšší půdní vlhkosti a vyššímu obsahu živin. V rámci celkové změny vegetace je znatelné i snížení zastoupení acidofilních druhů, jak znázorňuje korelující EIH pro půdní reakci. Snížení zastoupení acidofytů ve studovaném území dokládá i synoptická tabulka, která v současných porostech uvádí pouze mírně acidofilní druhy (*Melampyrum nemorosum*, *M. pratense*), zatímco druhy výrazně acidofilní (*Avenella flexuosa*, *Calluna vulgaris*, *Genista tinctoria*) vykazují věrnost souboru starých snímků (viz tab. 1). Synoptická tabulka také zobrazuje významné výskyty druhů narušovaných nebo nevyvinutých půd (*Campanula rotundifolia*, *Danthonia decumbens*, *Galium pumilum*, *Hypericum perforatum*, *Luzula campestris* agg., *Veronica officinalis*) u starých snímků a ruderalních druhů (*Impatiens parviflora*, *Rubus fruticosus*) v nových snímcích (viz tab. 1). Z důvodu délky gradientu první ordinační osy (4,7 s. d. – směrodatné odchylky) byla změna vegetace znázorněna odděleně i pro jednotlivé vegetační skupiny.

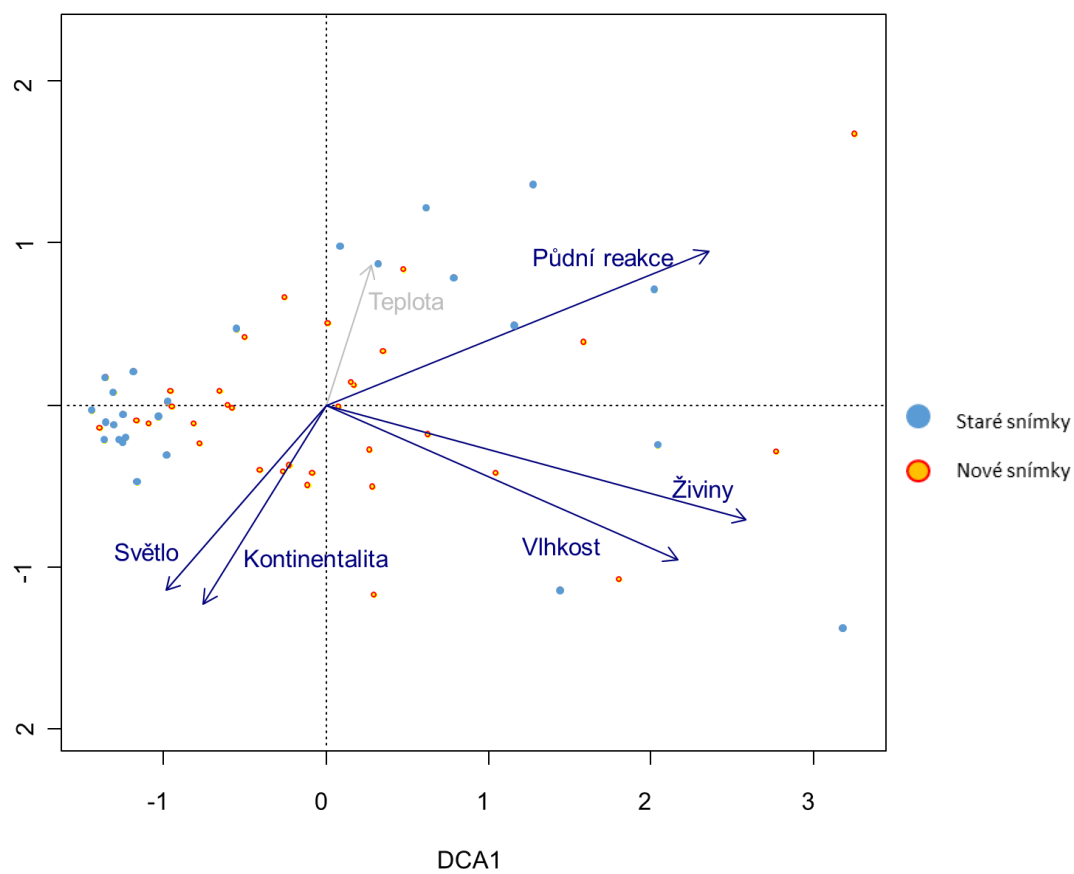
V rámci skupiny kyselých habřin a bučin je patrný nejednoznačný trend vegetace, který ukazuje spíše na postupnou homogenizaci porostů (viz obr. 7). Ve skupině ubyly druhy na živiny bohatých dubohabřin a bučin (*Lathyrus vernus*, *Hepatica nobilis*) a ve stromovém a bylinném patře se výrazně zvýšil výskyt světlomilného dubu zimního (*Quercus petraea*) (viz tab. 2).

U skupiny nitrofilních lesů se částečně projevuje posun k druhům s vyššími nároky na půdní vlhkost a obsah živin (viz obr. 8). Část snímků skupiny vykazuje posun k druhům s vyššími teplotními nároky. Ve skupině nitrofilních lesů vykazuje vysokou míru fidelity pouze druh *Geranium robertianum* (84,5) v souboru historických snímků. V souboru nových snímků nemá žádný druh vysokou fidelitu, tabulka proto není uvedena.

Skupina kyselých jehličnatých lesů je jednoznačně definována snížením dostupnosti světla a posunem k zásaditějším (půdní reakce) a na živiny bohatším půdám (viz obr. 9). Posun k vyššímu zastínění porostů kyselých jehličnatých lesů podporují i hodnoty fidelit, které zobrazují v souboru nových snímků vyšší zastoupení listnatých stromů ve stromovém a keřovém patře (*Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*) (viz tab. 3).



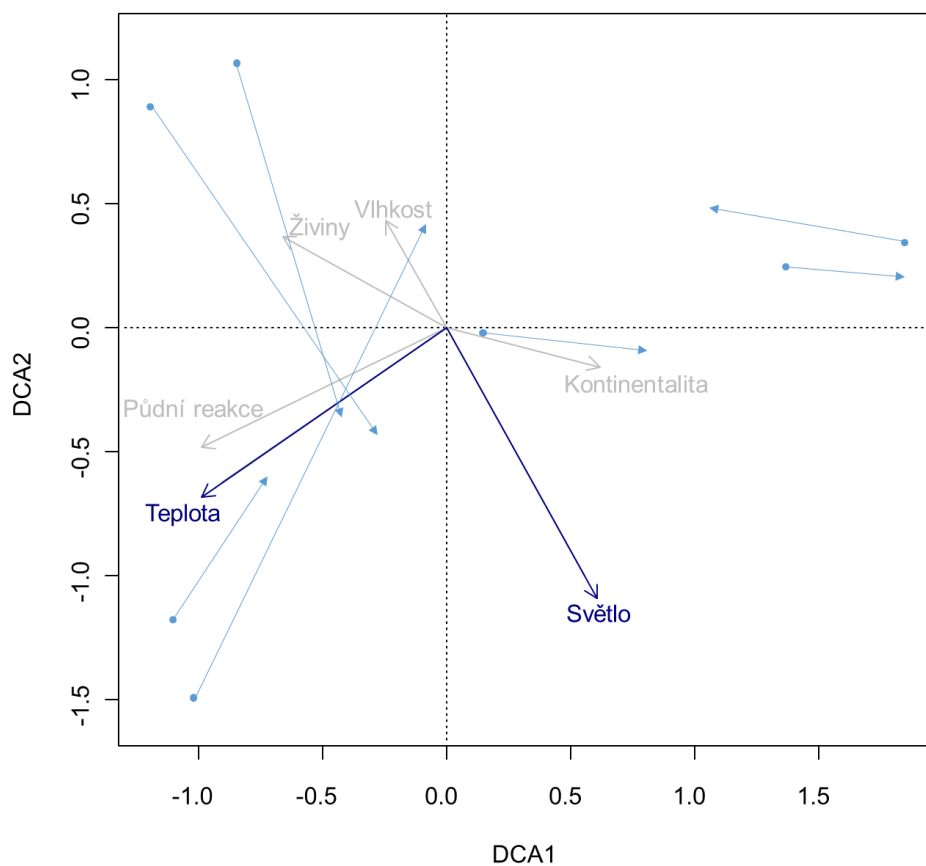
Obr. 5: Ordinační diagram analýzy DCA. Páry snímků jsou tvořeny propojením bodů (staré snímky) a šipky (nové snímky), které znázorňuje změnu vegetace studovaných ploch.



Obr. 6: Ordinační diagram analýzy DCA doplněný o pasivně promítnuté Ellenbergovy indikační hodnoty. Tmavě modré vektory zobrazují proměnné průkazné na hladině $p < 0,001$, šedé na hladině $p < 0,05$.

Tab. 1: Synoptická tabulka fidelit druhů v celém souboru 29 spárovaných snímků (staré i nové).

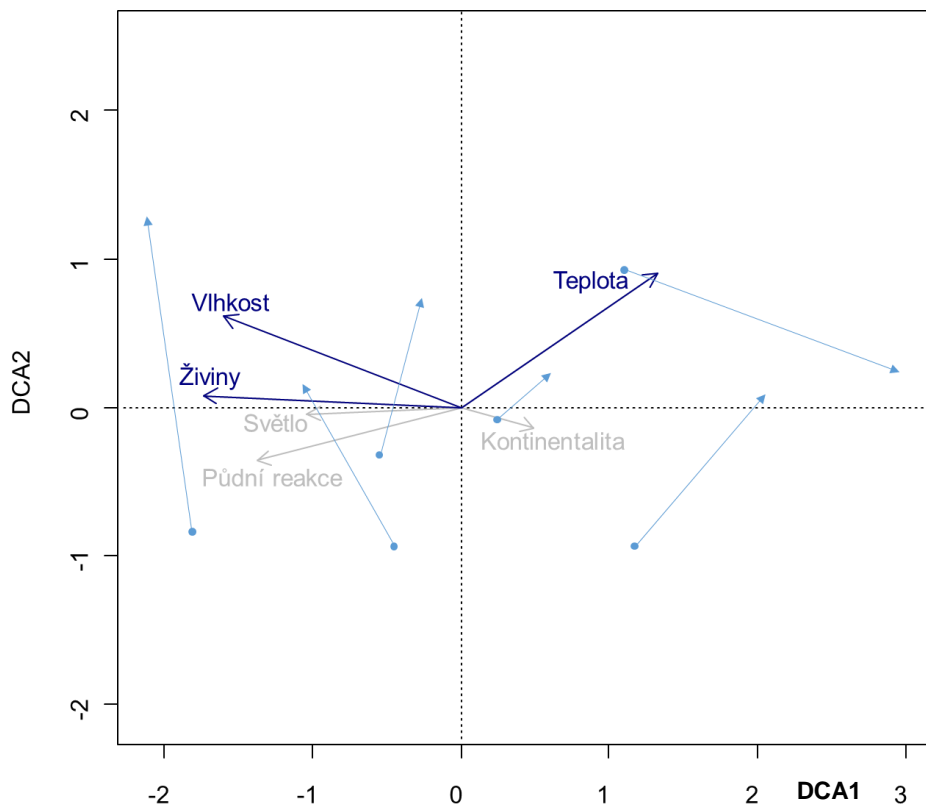
Druh	Staré (29)	Nové (29)
<i>Avenella flexuosa</i>	69,8	---
<i>Hylocomium splendens</i>	51,1	---
<i>Pleurozium schreberi</i>	43,3	---
<i>Veronica officinalis</i>	40,4	---
<i>Genista tinctoria</i>	40,0	---
<i>Calluna vulgaris</i>	40,0	---
<i>Luzula campestris</i> agg.	37,0	---
<i>Luzula luzuloides</i>	35,5	---
<i>Dicranum scoparium</i>	34,1	---
<i>Populus tremula</i> (E ₁)	34,0	---
<i>Ajuga reptans</i>	34,0	---
<i>Hieracium murorum</i>	32,3	---
<i>Fragaria vesca</i>	31,3	---
<i>Polytrichum formosum</i>	30,8	---
<i>Salix caprea</i> (E ₁)	30,7	---
<i>Hepatica nobilis</i>	30,7	---
<i>Danthonia decumbens</i>	30,7	---
<i>Galium sylvaticum</i>	30,7	---
<i>Cytisus nigricans</i>	30,7	---
<i>Hypericum perforatum</i>	30,0	---
<i>Galium pumilum</i>	30,0	---
<i>Moehringia trinervia</i>	30,0	---
<i>Campanula rotundifolia</i>	30,0	---
<i>Potentilla erecta</i>	30,0	---
<i>Veronica chamaedrys</i>	28,9	---
<i>Pinus sylvestris</i> (E ₁)	28,9	---
<i>Anemone nemorosa</i>	25,7	---
<i>Quercus petraea</i> (E ₁)	---	50,8
<i>Quercus petraea</i> (E ₃)	---	48,5
<i>Fagus sylvatica</i> (E ₂)	---	36,5
<i>Impatiens parviflora</i>	---	34,1
<i>Carpinus betulus</i> (E ₂)	---	31,1
<i>Melampyrum pratense</i>	---	30,8
<i>Quercus petraea</i> (E ₂)	---	30,7
<i>Melampyrum nemorosum</i>	---	30,7
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	---	28,4
<i>Larix decidua</i> (E ₃)	---	27,6



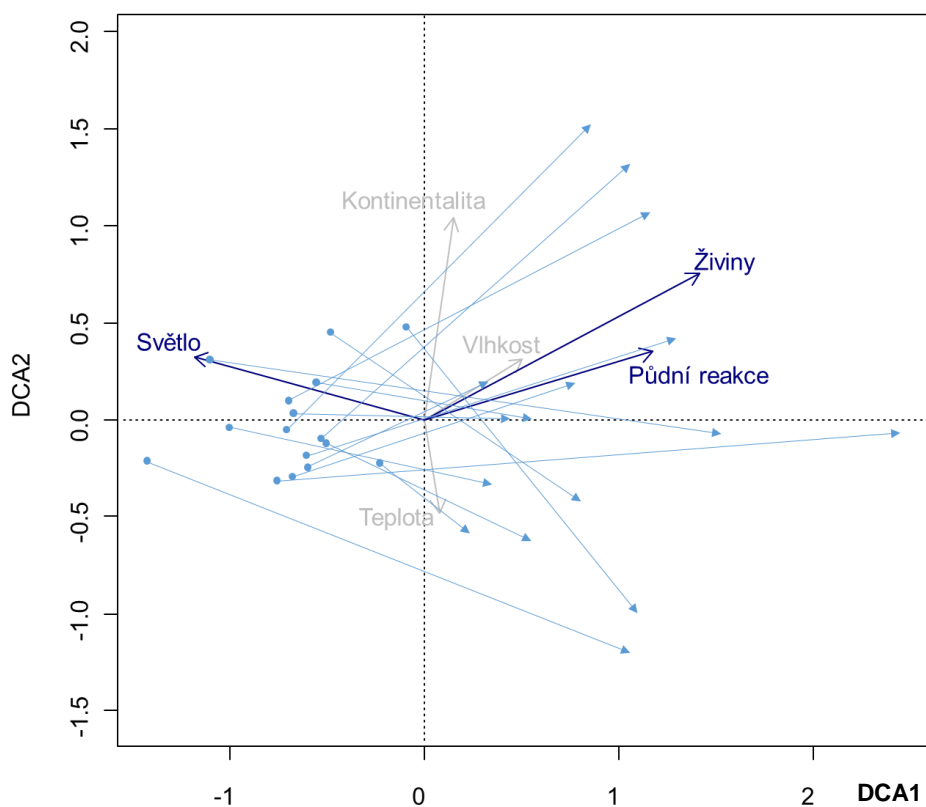
Obr. 7: Ordinační diagram analýzy DCA pro skupinu kyselých habřin a bučin složenou ze 7 párů snímků. Tmavě modré vektory zobrazují proměnné průkazné na hladině $p < 0,001$, šedé na hladině $p < 0,05$.

Tab. 2: Synoptická tabulka fidelit druhů ve skupině kyselých habřin a bučin, která zahrnuje 7 párů snímků.

Druh	Staré (7)	Nové (7)
<i>Lathyrus vernus</i>	63,2	---
<i>Hepatica nobilis</i>	63,2	---
<i>Avenella flexuosa</i>	63,2	---
<i>Melampyrum pratense</i>	---	74,5
<i>Quercus petraea</i> (E ₃)	---	63,2
<i>Quercus petraea</i> (E ₁)	---	63,2



Obr. 8: Ordinační diagram analýzy DCA pro skupinu nitrofilních lesů složenou z 6 párů snímků. Tmavě modré vektory zobrazují proměnné průkazné na hladině $p < 0,001$, šedé na hladině $p < 0,05$.



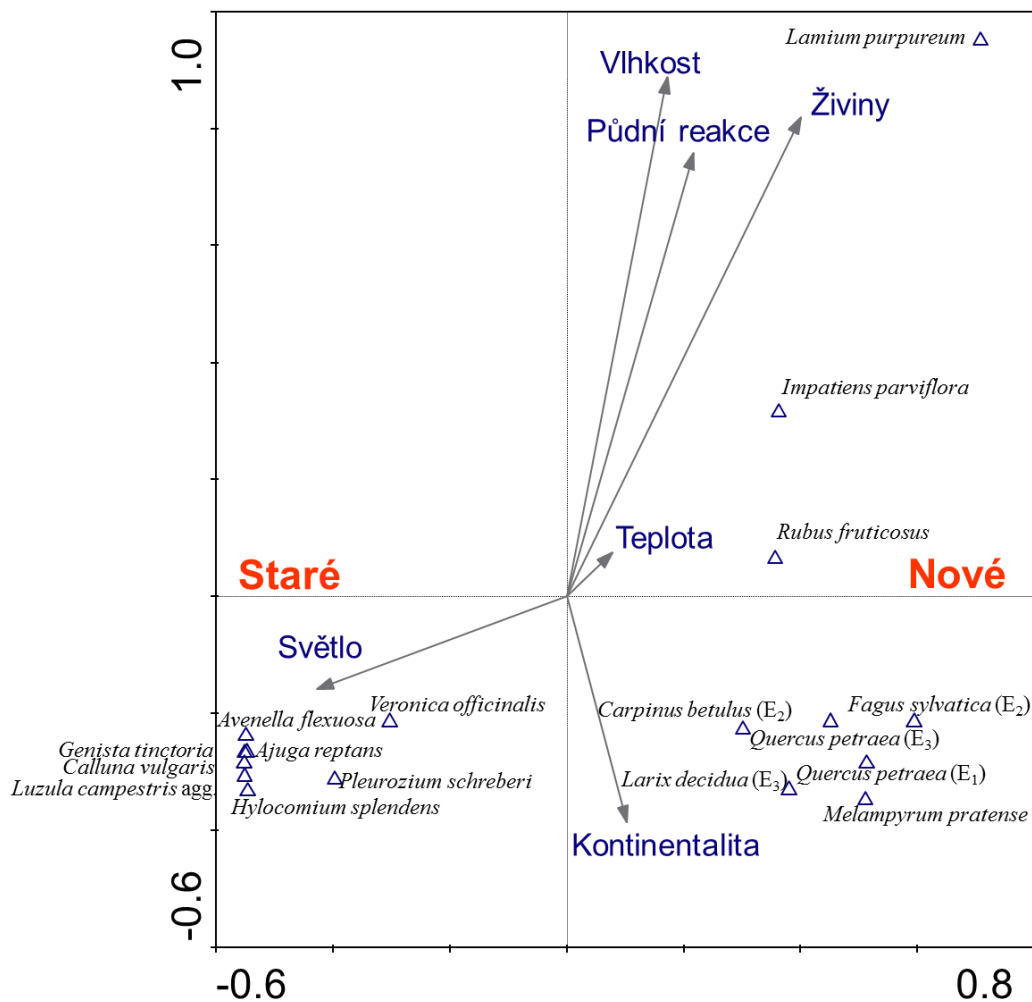
Obr. 9: Ordinační diagram analýzy DCA pro skupinu kyselých jehličnatých lesů složenou z 16 párů snímků. Tmavě modré vektory zobrazují proměnné průkazné na hladině $p < 0,001$, šedé na hladině $p < 0,05$.

Tab. 3: Synoptická tabulka fidelit druhů ve skupině kyselých jehličnatých lesů, která zahrnuje 16 párů snímků.

Druh	Staré (16)	Nové (16)
<i>Avenella flexuosa</i>	88,2	---
<i>Hylocomium splendens</i>	77,5	---
<i>Pleurozium schreberi</i>	68,9	---
<i>Luzula luzuloides</i>	59,2	---
<i>Dicranum scoparium</i>	59,2	---
<i>Calluna vulgaris</i>	57,7	---
<i>Quercus robur</i> (E ₁)	53,9	---
<i>Hieracium murorum</i>	53,9	---
<i>Pinus sylvestris</i> (E ₁)	53,9	---
<i>Genista tinctoria</i>	52,9	---
<i>Vaccinium myrtillus</i>	52,9	---
<i>Potentilla erecta</i>	52,9	---
<i>Veronica officinalis</i>	51,6	---
<i>Fragaria vesca</i>	50,0	---
<i>Campanula rotundifolia</i>	48,0	---
<i>Luzula campestris</i> agg.	48,0	---
<i>Hypericum perforatum</i>	48,0	---
<i>Polytrichum formosum</i>	43,3	---
<i>Cytisus nigricans</i>	43,0	---
<i>Danthonia decumbens</i>	43,0	---
<i>Populus tremula</i> (E ₁)	43,0	---
<i>Salix caprea</i> (E ₁)	43,0	---
<i>Betula pendula</i> (E ₁)	43,0	---
<i>Galium pumilum</i>	37,8	---
<i>Quercus petraea</i> (E ₃)	---	72,4
<i>Quercus petraea</i> (E ₁)	---	62,6
<i>Carpinus betulus</i> (E ₃)	---	53,9
<i>Impatiens parviflora</i>	---	48,0
<i>Poa nemoralis</i>	---	48,0
<i>Fagus sylvatica</i> (E ₂)	---	43,0
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	---	37,8
<i>Geranium robertianum</i>	---	37,8
<i>Carpinus betulus</i> (E ₂)	---	37,5

Na základě délky gradientu první ordinační osy v DCA byla pro další popis celkové změny vegetace zvolena unimodální metoda přímé ordinace – kanonická korespondenční analýza (CCA). V CCA je čas jedinou proměnnou prostředí, diagram tedy zobrazuje čistě časovou změnu variability vegetace ve studovaném území (staré snímky vs. nové snímky). Z celkové variability druhového složení bylo při zanedbání vzácných druhů vysvětleno 5,1 % variability první ordinační osou (čas) a 11,3 %

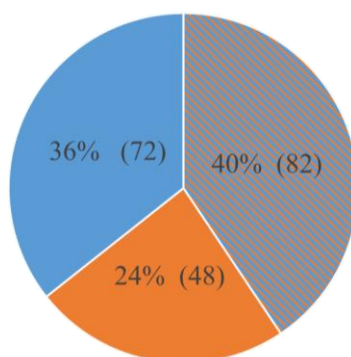
variability druhou ordinační osou. Při analýze včetně vzácných druhů vysvětlila první osa 4 % a druhá osa pouze 8,5 % z celkové variability druhového složení. Test signifikance kanonické osy omezený kovariátami (kódy párů ploch) vyšel při 999 permutacích statisticky průkazně ($p=0,001$). Časová změna druhového složení byla v diagramu doplněna o pasivně promítnuté EIH. U starého souboru snímků jsou jako nejprůkaznější uvedeny zejména světlomilné acidofyty (např. *Avenella flexuosa*, *Calluna vulgaris*, *Veronica officinalis*) a acidofilní lesní mechorosty (*Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*), které s vysokou mírou fidelity uvádí také synoptická tabulka (doplňuje kyselomilný druh *Dicranum scoparium*) (viz tab. 3). Ve vývoji vegetace je viditelná i změna společenstev vedoucí k současné dominanci listnatých dřevin a modřínu ve vyšších vegetačních patrech (E_2 , E_3) (viz obr. 10). Dále jsou patrné významné současné výskyty ruderálních druhů, které v CCA diagramu značně korelují s EIH pro živiny (např. *Impatiens parviflora*, *Lamium purpureum*).



Obr. 10: Ordinační diagram analýzy CCA. Zobrazeno je 17 nejvíce průkazných druhů. U dřevin je uvedeno vegetační patro.

6.2. Změna diverzity

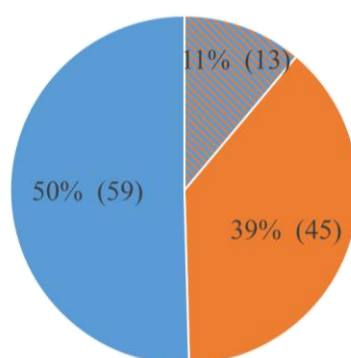
V rámci obou souborů snímků (staré a nové) bylo ve studované oblasti determinováno celkem 202 druhů ve všech vegetačních patrech (E₃-E₀). Z celkového počtu rozlišených druhů se 72 druhů nachází pouze ve starých snímcích (36 %), 48 pouze v nových snímcích (24 %) a 82 v obou souborech snímků (40 %) (viz obr. 11).



■ v obou souborech ■ pouze v nových snímcích ■ pouze ve starých snímcích

Obr. 11: Procentuální poměry výskytu všech druhů v souborech fytoecologických snímků.

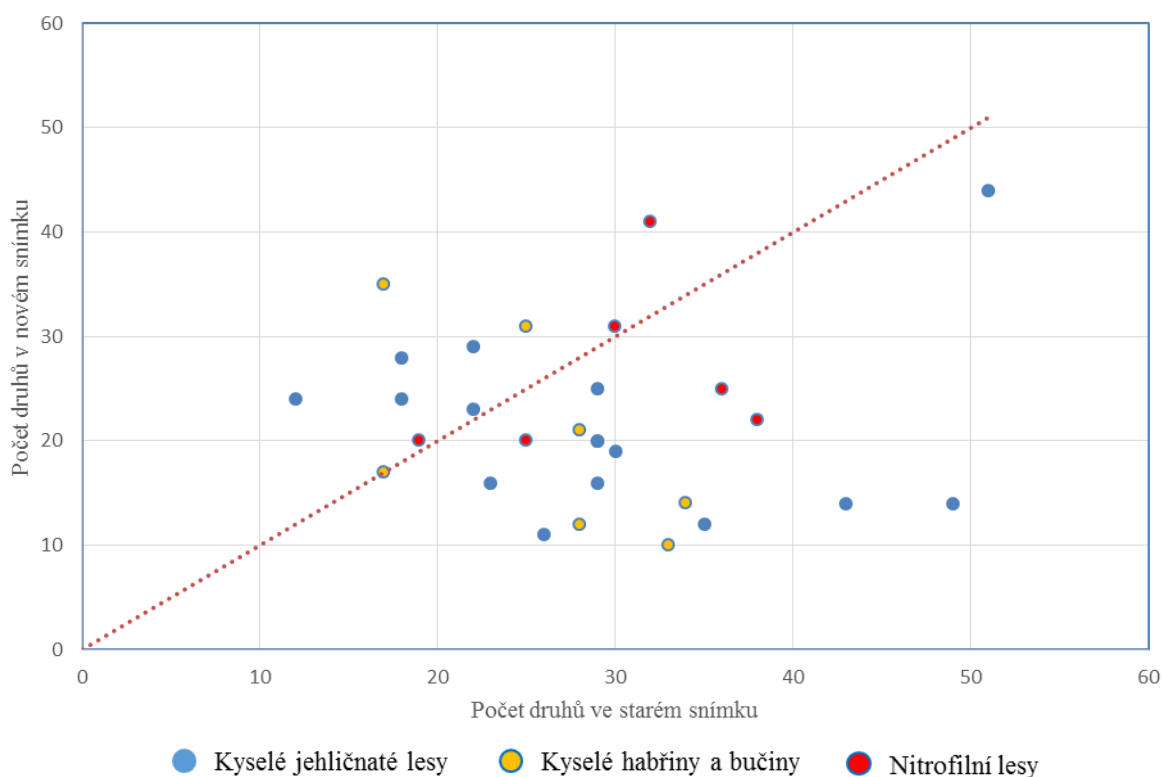
Druhy, které se v celkovém souboru snímků vyskytovaly v méně než 3 snímcích, byly označeny jako „vzácné“. V celkovém souboru snímků bylo zjištěno celkem 117 vzácných druhů, z čehož se 59 druhů vyskytuje pouze ve starých snímcích (50 %), 45 pouze v nových snímcích (39 %) a 13 v obou souborech snímků (11 %) (viz obr. 12).



■ v obou souborech ■ pouze v nových snímcích ■ pouze ve starých snímcích

Obr. 12: Procentuální poměry výskytu vzácných druhů (výskyt maximálně ve 3 snímcích z celkového souboru) v souborech fytoecologických snímků.

Alfa diverzita (druhová bohatost) byla vyjádřena jako počet druhů na plochu, resp. počet druhů v jednotlivých souborech snímků. Z analýzy alfa diverzity je patrné, že počty druhů na studovaných plochách znatelně poklesly (viz obr. 13). Změna (snížení) alfa diverzity byla prokázána párovým t-testem ($p=0,01$). Úbytek druhů ve snímcích potvrzují také základní statistické parametry jednotlivých snímkových souborů – např. průměrný počet druhů ve snímku se snížil o bezmála 7 druhů (viz tab. 4). Nejvíce se snížení alfa diverzity projevilo u skupiny kyselých jehličnatých lesů, u kterých došlo ke snížení počtu druhů ve většině snímků (viz obr. 13). V případě skupiny kyselých habřin a bučin došlo ke snížení počtu druhů u více než poloviny snímků vegetační skupiny, nitrofilní lesy zaznamenaly pokles druhů pouze ve 3 snímcích (viz obr. 13).

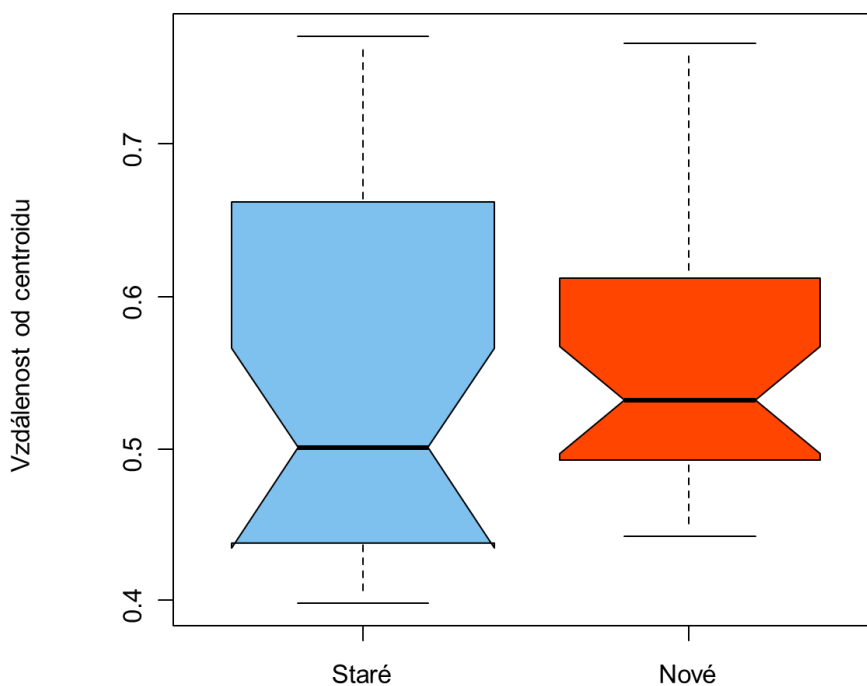


Obr. 13: Změna alfa diverzity (druhové bohatosti) mezi souborem starých a nových snímků. Body označují spárované plochy fytoecologických snímků, které jsou rozlišeny podle definovaných skupin. Přímka označuje nulovou hypotézu (neproběhla žádná změna). Body pod přímkou označují snímky, ve kterých bylo více druhů při starém snímkování, nad čarou jsou snímky s vyšší druhovou bohatostí při novém snímkování. Jeden bod skupiny kyselých jehličnatých lesů (29, 20) znázorňuje dva páry snímků s totožným počtem druhů.

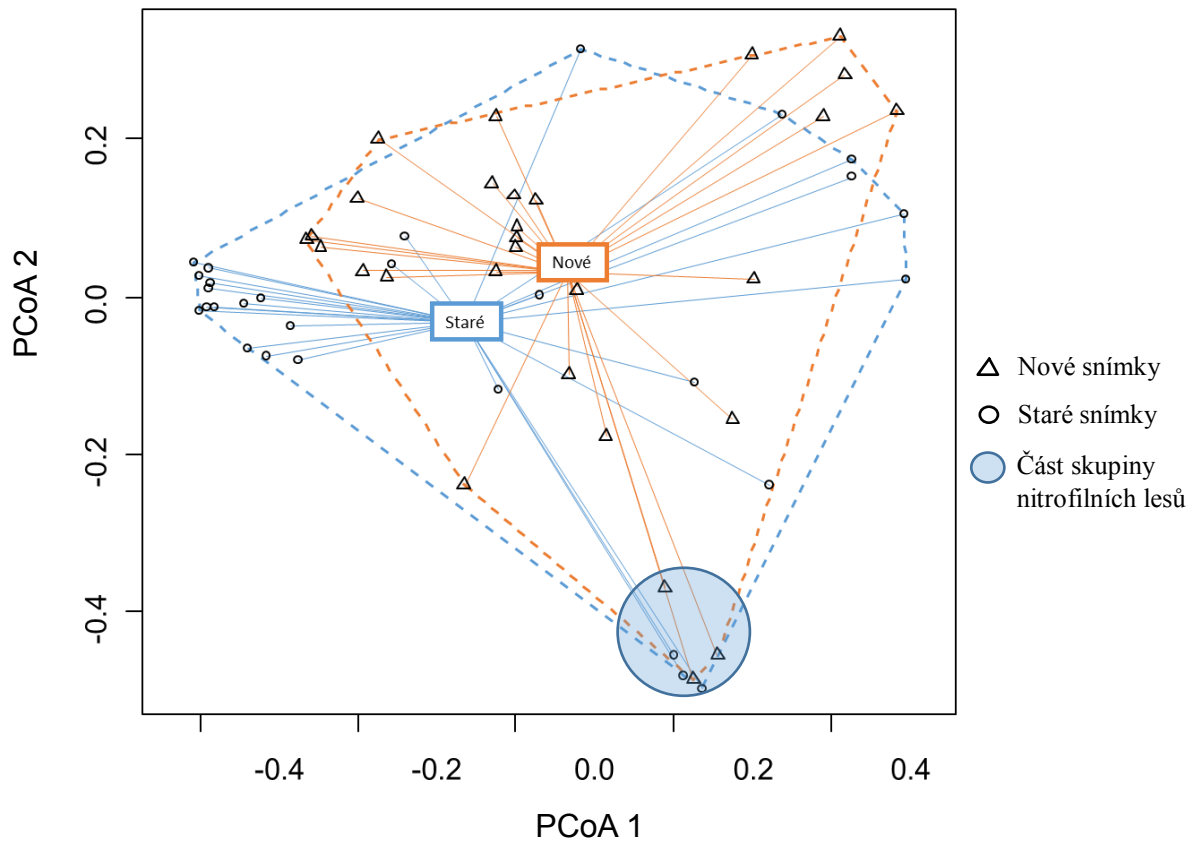
Tab. 4: Základní statistické parametry jednotlivých souborů snímků. Uveden je minimální a maximální počet druhů ve snímku, průměrný počet druhů a medián.

	staré snímky	nové snímky
průměr	28,5	22
medián	29	20
minimum	12	10
maximum	51	44

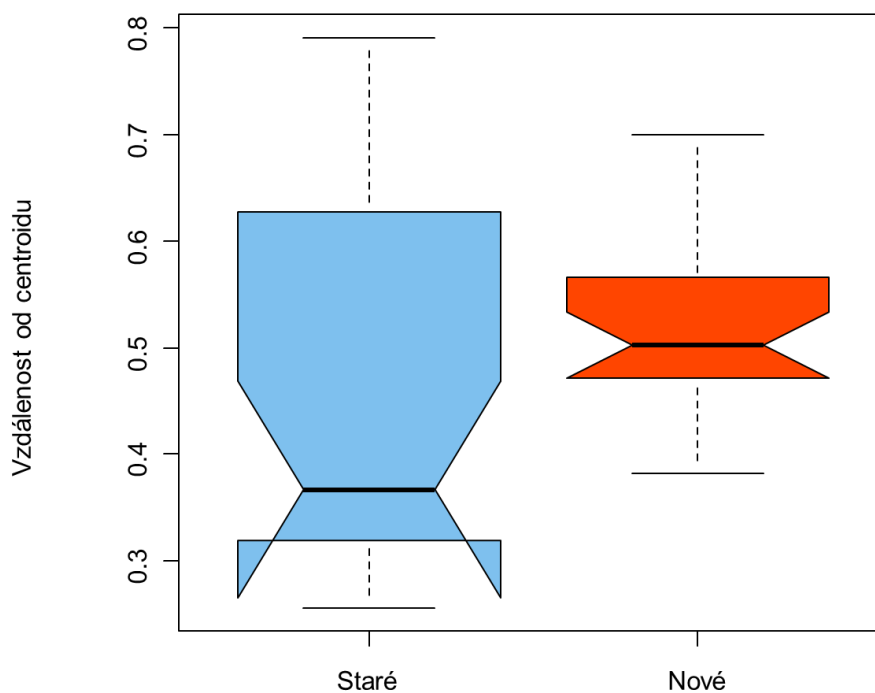
V rámci výzkumu změny beta diverzity (heterogenita vs. homogenita) na základě porovnání Bray-Curtisových nepodobností mezi soubory snímků (staré/nové), bylo zjištěno, že vzdálenost snímků (pozorování) od centroidu skupiny jednotlivých souborů je nesignifikantní (permutační test homogenity v mnohorozměrném prostoru, 199 permutací, $p=0,7$) (viz obr. 14). Nový soubor snímků tedy jeví z hlediska beta diverzity obdobnou heterogenitu jako starý soubor. Podobné rozložení heterogenity v mnohorozměrném prostoru Bray-Curtisových nepodobností dokládá i diagram analýzy hlavních koordinát (PCoA), který zobrazuje obdobný rozptyl vzdáleností u jednotlivých souborů (nejvíce je podobnost patrná v dolním kvartilu – část skupiny nitrofilních lesů) (viz obr. 15). Pokud vynecháme skupinu nitrofilních lesů z obou souborů, vychází permutační test stále nesignifikantně (199 permutací, $p=0,24$), ale prokazatelně se již liší hodnoty mediánů (viz obr. 16).



Obr. 14: Vzdálenosti jednotlivých pozorování od centroidu pro celé soubory starých a nových snímků. Zobrazen je medián hodnot, úsečky značí rozpětí. Klíny krabicových diagramů se překrývají, což značí, že se mediány jednotlivých souborů průkazně neliší.



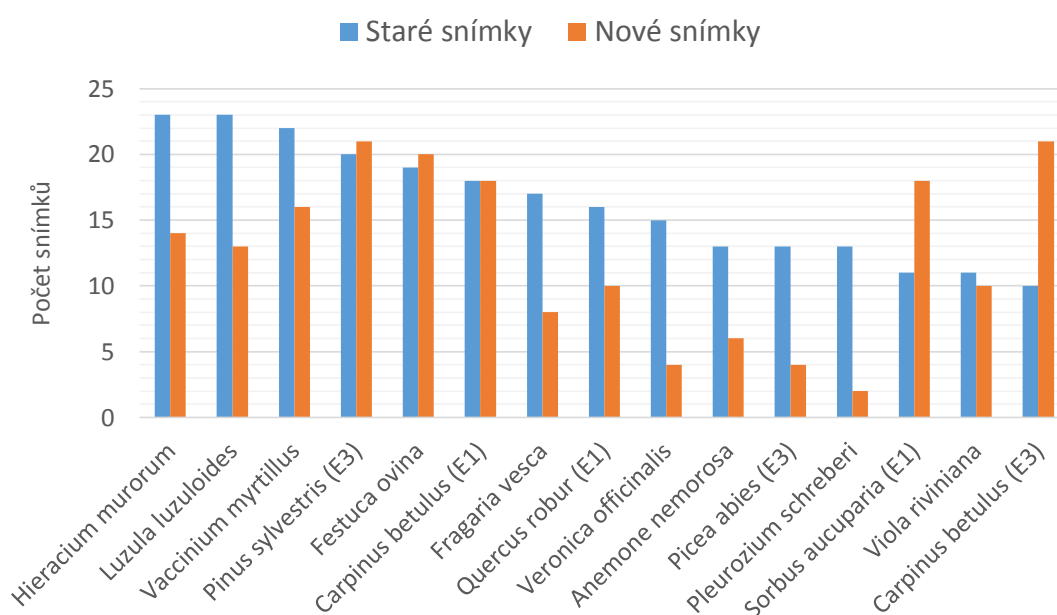
Obr. 15: Zobrazení heterogenity druhového složení v mnohorozměrném prostoru Bray-Curtisových nepodobností mezi snímky. Znázorněny jsou spojnice od bodů (snímků) k mediánu souboru (obdélník) a ohraničení spojující nejvzdálenější snímky. V dolním kvartilu je patrný nejmenší rozdíl vzdáleností snímků od mediánu, který je způsoben částí skupiny nitrofilních lesů.



Obr. 16: Vzdálenosti jednotlivých pozorování od centroidu pro soubory starých a nových snímků bez skupiny nitrofilních lesů. Zobrazen je medián hodnot, úsečky značí rozpětí. Klíny krabicových diagramů se nepřekrývají, což značí, že se mediány jednotlivých souborů průkazně liší.

6.3. Změna druhového složení vegetace

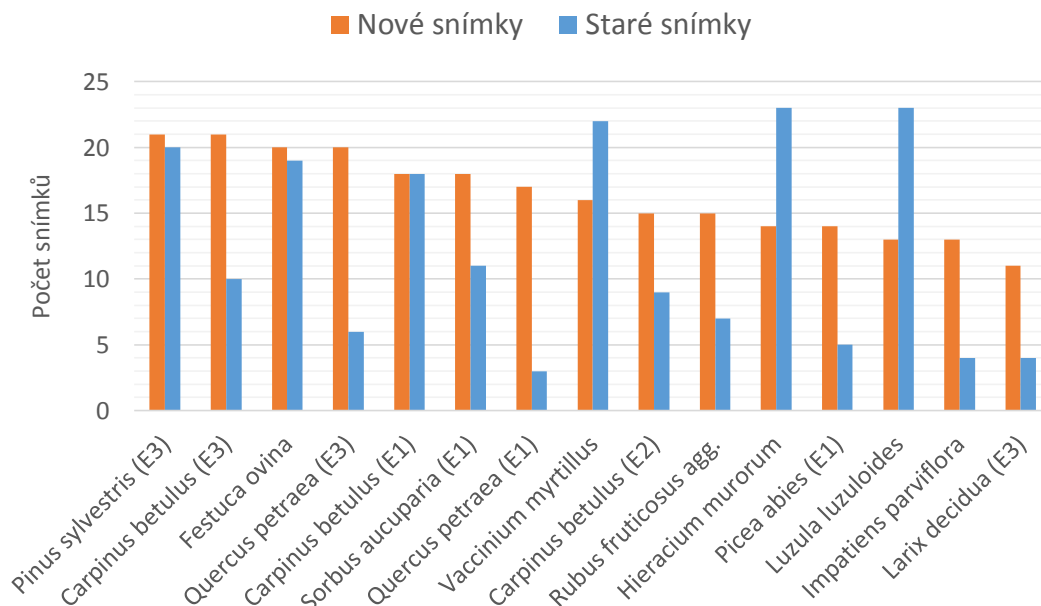
U druhů, které se v souboru starých snímků vyskytovaly na nejvíce plochách (*Hieracium murorum*, *Luzula luzuloides* a *Vaccinium myrtillus*), bylo zaznamenáno značné snížení četnosti výskytu (viz obr. 17). Podobná četnost výskytu mezi soubory snímků je patrná u druhů *Pinus sylvestris* (stromové patro), *Festuca ovina* a zmlazujícího habru (*Carpinus betulus*). V menším zastoupení se v nových snímcích nacházejí také dříve hojně druhy *Fragaria vesca*, zmlazující *Quercus robur*, *Veronica officinalis*, *Anemone nemorosa*, *Picea abies* (stromové patro) a *Pleurozium schreberi* (viz obr. 17). Z histogramu (obr. 17) je patrné i značné rozšíření zmlazujícího druhu *Sorbus aucuparia* a rozšíření druhu *Carpinus betulus* do stromového patra.



Obr. 17: Zobrazení druhů, které byly ve starém souboru snímků nejhojnější (výskyt v největším počtu snímků), doplněné o jejich současný výskyt.

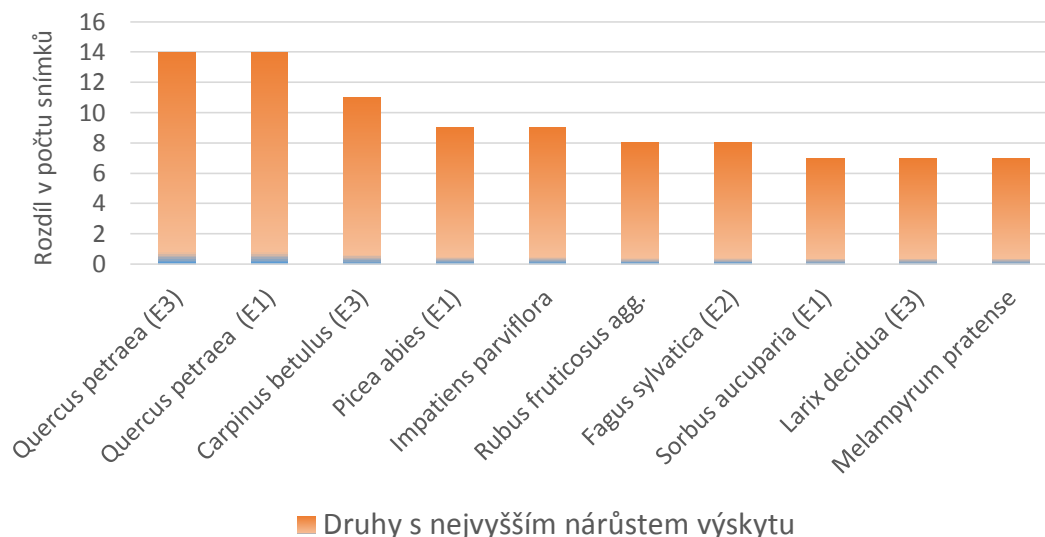
V novém souboru snímků se na nejvíce plochách vyskytuje druh *Pinus sylvestris* ve stromovém patře, který měl vysoké zastoupení také v souboru starých snímků (viz obr. 18). Dále jsou v nových snímcích ve stromovém patře hojně zastoupeny druhy *Carpinus betulus* a *Quercus petraea*, které mají v souboru starých snímků zastoupení zřetelně nižší (viz obr. 18). Přibližně stejný výskyt v obou souborech má druh *Festuca ovina* a juvenilní *Carpinus betulus* (viz obr. 18). V nových snímcích také zřetelně ubyl druh *Vaccinium myrtillus* a zvýšilo se zastoupení druhu *Carpinus betulus* v keřovém

patře (viz obr. 18). Dále ubyly druhy *Hieracium murorum* a *Luzula luzuloides*, které patří k druhům s nejvyšším úbytkem výskytů ve studovaném území (viz obr. 20). V území naopak přibyly druhy *Impatiens parviflora*, *Larix decidua* ve stromovém patře, *Rubus fruticosus* agg. a semenáčky druhů *Picea abies*, *Quercus petraea* a *Sorbus aucuparia*, které patří k druhům s největším nárůstem výskytů (viz obr. 19).



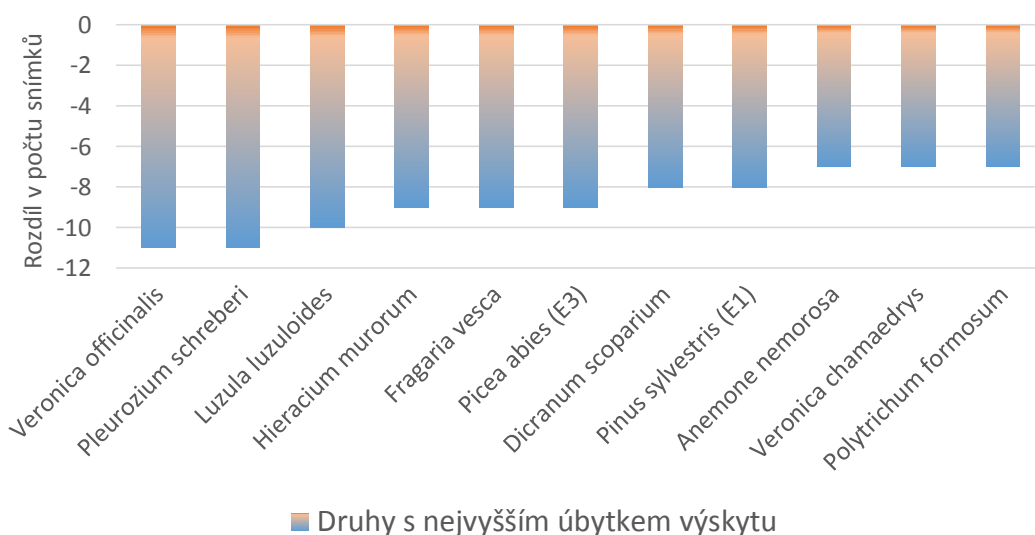
Obr. 18: Zobrazení druhů, které jsou v novém souboru snímků nejhojnější (výskyt v největším počtu snímků), doplněné o jejich výskyt ve starých snímcích.

Z druhů, které se vyskytují v obou souborech snímků, se ve stromovém patře nejvíce rozšířil dub zimní (*Quercus petraea*), který ve stejném počtu snímků také zmlazuje (viz obr. 19). Významně se zvýšil také výskyt habru (*Carpinus betulus*) ve stromovém patře. Dále zaznamenaly nárůsty výskytu druhu *Picea abies* ve stromovém patře, *Impatiens parviflora*, *Rubus fruticosus* agg., *Fagus sylvatica* v keřovém patře, zmlazující *Sorbus aucuparia*, *Larix decidua* ve stromovém patře a *Melampyrum pratense* (viz obr. 19).



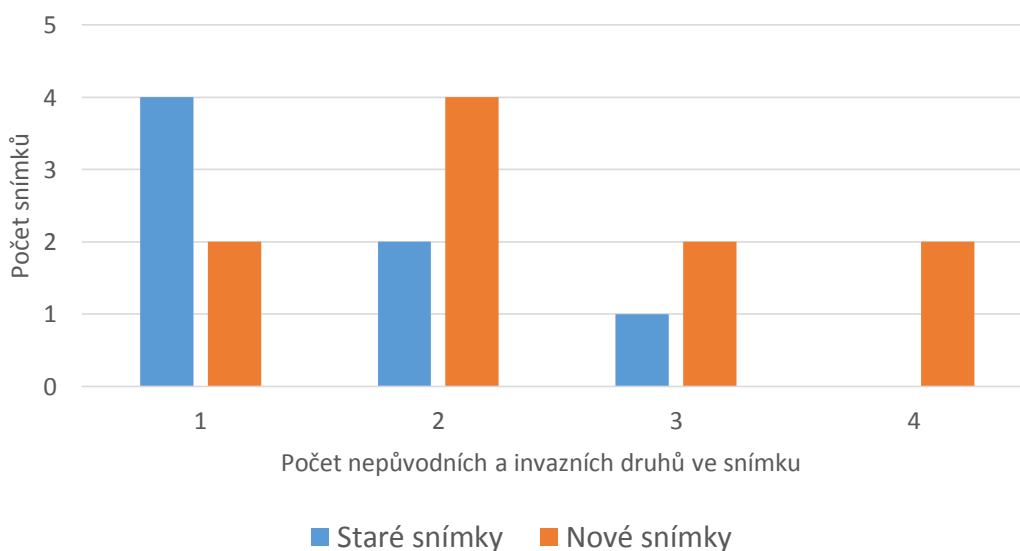
Obr. 19: Zobrazení druhů s nejvyšším nárůstem počtu výskytů. Rozdíl v počtu snímků (osa y) zobrazuje zvýšení počtu snímků, ve kterých se daný druh vyskytuje.

V celkovém souboru snímků se nejvýrazněji snížilo zastoupení acidofytů *Veronica officinalis*, *Pleurozium schreberi*, *Luzula luzuloides* a mírně acidofilního druhu *Hieracium murorum* (viz obr. 20). Dále výrazně ubyl světlomilný druh *Fragaria vesca* a snížila se četnost smrků (*Picea abies*) ve stromovém patře (viz obr. 20). Úbytek výskytu zaznamenal také acidofilní mechorost *Dicranum scoparium*, zmlazující *Pinus sylvestris* a druhy *Anemone nemorosa*, *Veronica chamaedrys* a *Polytrichum formosum* (viz obr. 20)

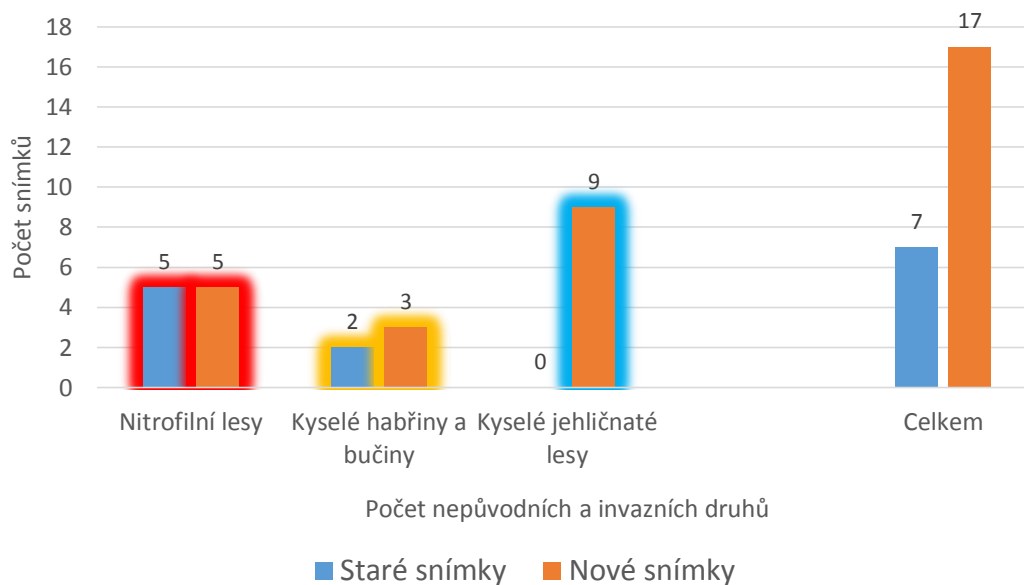


Obr. 20: Zobrazení druhů s nejvyšším úbytkem výskytů. Rozdíl v počtu snímků (osa y) zobrazuje snížení počtu snímků, ve kterých se daný druh vyskytuje.

Zastoupení nepůvodních a invazních druhů se ve studované oblasti znatelně zvýšilo. Zatímco ve starých snímcích se nacházel nejčastěji 1 a maximálně 3 nepůvodní taxony v rámci jednoho snímku (viz obr. 21), v nových snímcích je nejčastější výskyt 2 nepůvodních druhů a maximum výskytu se oproti starým snímkům rozrostlo na 4 nepůvodní taxony, které se vyskytují ve 2 snímcích (viz obr. 21). Při porovnání snímků starého a nového souboru, v kterých byl nalezen alespoň jeden nepůvodní taxon, lze vidět značný nárůst snímků s těmito druhy (viz obr. 22). Nejvíce je zvýšení výskytu nepůvodních druhů patrné u vegetační skupiny kyselých jehličnatých lesů, kde v rámci starého snímkování nebyl nalezen žádný nepůvodní druh, zatímco v rámci nového snímkování byly nepůvodní druhy zaznamenány již na 9 plochách (viz obr. 22). V rámci skupiny kyselých habřin a bučin došlo k mírnému zvýšení výskytu nepůvodních a invazních druhů (z původních 2 se zvýšil výskyt na 3 snímky s nepůvodními druhy) (viz obr. 22). Jelikož je skupina nitrofilních lesů výskytem nepůvodních a invazních druhů značně zasažena již v souboru starých snímků (z celkových 7 snímků s nepůvodními taxony se 5 nachází ve skupině nitrofilních lesů), je v novém souboru množství snímků s nepůvodními druhy konstantní (viz obr. 22). Z dřívějších 6 nepůvodních a invazních druhů ve starých snímcích, se v nových snímcích rozrostl výskyt na 13 druhů nepůvodní a invazní flóry (viz tab. 5). Nejvyšší expanzi zaznamenal invazní nitrofyt *Impatiens parviflora*, který se nacházel ve zvýšeném zastoupení již ve starých snímcích (viz tab. 5).



Obr. 21: Výskyt nepůvodních a invazních druhů v souboru starých a nových snímků. Horizontální osa znázorňuje počet těchto druhů ve snímku a vertikální osa zobrazuje množství snímků, kde se daný počet nepůvodních a invazních druhů vyskytuje.



Obr. 22: Počet snímků s výskytem nepůvodních a invazních druhů. Zobrazen je počet snímků, ve kterých se vyskytuje alespoň jeden ze zmíněných druhů. Soubory snímků jsou rozděleny podle vegetačních skupin a v pravé části je zobrazen jejich celkový počet.

Tab. 5: Výskyt nepůvodních a invazních druhů ve starých a nových snímcích. Číselná hodnota vyjadřuje počet výskytů sledovaného druhu v daném souboru snímků.

Druhy	Ve starých snímcích	V nových snímcích
<i>Arctium lappa</i>	1	0
<i>Arctium tomentosum</i>	0	1
<i>Fallopia convolvulus</i>	1	1
<i>Galeobdolon argentatum</i>	0	2
<i>Chelidonium majus</i>	1	1
<i>Impatiens parviflora</i>	4	13
<i>Lamium purpureum</i>	0	4
<i>Lapsana communis</i>	4	1
<i>Myosotis arvensis</i>	0	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	0	1
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0	1
<i>Quercus rubra</i>	0	2
<i>Reynoutria japonica</i>	0	1
<i>Senecio vulgaris</i>	0	2
<i>Veronica hederifolia</i> agg.	1	0

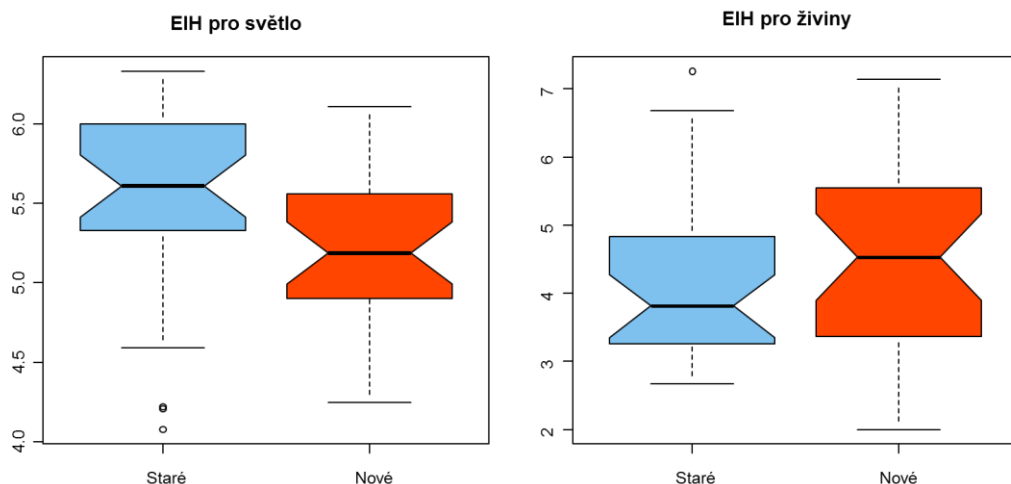
Z druhů červeného seznamu se v celkovém souboru snímků vyskytují pouze druhy vyžadující pozornost (kategorie C4) a jejich zastoupení je vždy ojedinělé (maximálně 1 výskyt druhu kategorie C4 ve snímku). Z původních 9 snímků ve starém souboru, kde se zmíněné druhy ojediněle vyskytovaly, kleslo jejich zastoupení na pouhých 5 snímků v novém souboru. Nejvýrazněji se snížilo zastoupení druhu *Abies alba*, který se v souboru starých snímků vyskytoval na 7 plochách a v souboru nových snímků byl zaznamenán pouze na 2 plochách (viz tab. 6).

Tab. 6: Výskyt druhů vyžadujících pozornost (červený seznam – kategorie C4) ve starých a nových snímcích. Číselná hodnota vyjadřuje množství výskytů sledovaného druhu v daném souboru snímků.

Druhy vyžadující pozornost (kategorie C4)	Ve starých snímcích	V nových snímcích
<i>Abies alba</i>	7	2
<i>Anthericum ramosum</i>	1	0
<i>Sorbus torminalis</i>	0	1
<i>Ulmus laevis</i>	1	2

6.4. Změna podmínek prostředí

Z analýzy průměrných Ellenbergových indikačních hodnot (EIH) mezi soubory starých a nových snímků byl zjištěn statisticky významný posun podmínek prostředí ke stinnějším společenstvům (viz obr. 23). Průměrné EIH pro světlo se v čase signifikantně snížily ($p=0,0419$). Rozdíl ostatních EIH nebyl průkazný. Ačkoli se změna EIH pro živiny ukázala být nesignifikantní ($p=0,47$), lze v grafickém zobrazení vidět posun k druhům úživnějších půd, zatímco druhy chudších stanovišť setrvávají s podobnou hojností jako v souboru starých snímků (viz obr. 23).



Obr. 23: Srovnání EIH pro světlo a živiny. Změna podmínek prostředí zjištěná pomocí EIH pro světlo vyšla signifikantně ($p=0,0419$) na rozdíl od ostatních EIH. Ze srovnání EIH pro živiny je patrné rozšíření souboru nových snímků o druhy na živiny bohatých stanovišť. Zobrazeny jsou klíny krabicových diagramů – v případě, že se klíny nepřekrývají, mediány jednotlivých souborů se prokazatelně liší. Body znázorňují hodnoty odlehle dále než tři poloviny mezikvartilového rozptylu.

7. Diskuze

Výzkum změn lesní vegetace v polesí Klíнец (Střední Čechy) přinesl výsledky, které lze diskutovat s obdobnými výzkumy nížinných lesů v Evropě. Ve studované oblasti došlo za posledních bezmála 60 let k prokazatelným změnám vegetace, které byly odhaleny porovnáním historických a současných fytoecologických snímků. Pomocí Ellenbergových indikačních hodnot a dalších vlastností jednotlivých druhů byl ve studovaném území definován směr posunu lesní vegetace, který vedl k současné podobě lesních porostů. V rámci diskuze jsou mj. zhodnoceny vlivy použitých historických dat, metodických přístupů a v neposlední řadě také metodické problémy, které mohou vést k nedostatkům výzkumu. Dále jsou diskutovány konkrétní výsledky srovnání druhového složení a diverzity s historickými údaji.

7.1. Použití historických dat a metodické vlivy

Hlavním kladem historických dat z klíneckého polesí je relativně malá rozloha studovaného území, na kterém je V. Samkem podrobně zdokumentována veškerá variabilita vegetace. Věroslav Samek, bývalý ředitel Botanické zahrady ČSAV, podrobně zmapoval také např. lesní společenstva Českého krasu (Samek, 1964), lesy

severovýchodního výběžku brdských hřebenů (Samek, 1962), údolí Bojovského potoka (Samek, 1955a), Brdy (Samek, 1955b) či rezervaci Mionší v Beskydech (Samek & Javůrek 1964), lze tedy předpokládat jistou floristickou spolehlivost ve vegetačních datech, které v rámci svých výzkumů zapsal.

Po vyřazení nevhodné monokulturní plochy (viz 5.2 – Terénní práce) bylo v rámci výzkumu zopakováno celkem 29 snímků na plochách historického vegetačního průzkumu. Obvykle bývá využíváno i poměrně malé množství opakovaných ploch – např. Bunn & kol. (2010) opakovali snímky z 30 ploch a Hédli (2004a) použil pouze 22 ploch. Veverková (2013, s. 55) uvádí, že určujícím parametrem zjištění změny vegetace není počet opakovaných ploch, ale především velikost studovaného území a zachycení variability vegetace. Studovaná území bývají často mnohonásobně větší rozlohy než je plocha klíneckého polesí – např. Rychlebské hory (276 km²) (Hédli, 2004a), Parc national du Mont-Mégantic (54,9 km²) (Savage & Vellend, 2015) nebo nížinné lesy v Českém krasu (130 km²) (Veverková, 2013). Lze tedy předpokládat, že 29 snímků, které velmi dobře vystihují vegetační variabilitu území díky renomovanému autorovi (V. Samek) na ploše 10 km², jsou velice dobrý podklad pro výzkum vegetační změny.

Výhodou použitých vegetačních dat je i skutečnost, že jsou všechna zaznamenána jedním autorem a v úzkém časovém rozmezí. Data jsou tedy jednotná v určování taxonů, pater a pokryvností, což snižuje potenciální chybovost, která může vzniknout v důsledku rozdílného odborného zaměření (např. lesnické, půdní) a zkušeností při použití dat od více typologů (Pospíšková, 2014, s. 59). Navzdory kvalitě použitých historických dat nelze vyloučit nesrovnalosti v taxonomickém chápání jednotlivých druhů mezi historickým a současným snímkováním ani rozdílnou míru znalostí v determinaci taxonů ve všech vegetačních patrech (např. E₀), proto bylo přistoupeno ke sloučení obtížně rozlišitelných druhů, které bývá obvyklou praxí (např. Hédli 2004a, Prach 2012). Ačkoli mohou být pokryvnostní data jednotlivých vegetačních pater při zjišťování vegetační dynamiky vyhodnocována (např. Pospíšková, 2014), nebyla předmětem srovnávání ani analýz z důvodu vysoké subjektivity, která má nezměrný vliv na přesnost odhadu vyplývající z rozdílných zkušeností autorů snímků (Moravec, 1994, s. 83).

Největším omezením historických dat je nepřesná lokalizace snímkaných ploch (viz 3.1 – Historické fytoecologické snímky), která se v klíneckém polesí omezuje pouze na zařazení do lesního oddělení, jak je tomu např. u Veverkové (2014). Údaje o nadmořské výšce, sklonech a orientaci svahů značně dopomohly k dohledání původních lokalit, ale vzhledem k častým chybám, které se v údajích nacházely (např. nereálné nulové sklony ve vysokých nadmořských výškách převyšujících většinu studovaného území) bylo dohledáno pouze 30 ploch s dostatečnou přesností z původních 47, které zapsal V. Samek. S podobně výraznými odlišnostmi lokalizačních dat v historických studiích se setkali také Chytrý & Danihelka (1993), kteří byli nuceni ve svém výzkumu jihomoravských doubrav a dubohabřin použít pouze 46 z původních 80 ploch.

V neposlední řadě je třeba zohlednit také potenciální chyby, které mohou vzniknout v důsledku nakládání se starými daty a při pozdějším přepisu do vegetačních databází. Ve starých snímcích z České národní fytoecologické databáze (ČNFD) bylo nalezeno pouze několik chyb v pokryvnostních datech a jedna chyba ve výskytu druhu. Údaje o sklonech a orientaci svahů byly správné (shodné s tištěnou podobou studie z roku 1957). ČNFD je tedy vhodný zdroj starých vegetačních dat na rozdíl od databází ÚHÚL, kde Prach (2012, s. 67) uvádí vysokou chybovost právě v údajích o orientaci a sklonu svahů, což může vést ke značnému snížení možnosti dohledat původní lokalitu pro opakovaný vegetační snímek. Zavádějící však mohou být zaznamenané údaje ČNFD o stromovém patře (E_3), které se v případě výzkumu V. Samka (1957) neshodují s tradiční metodologií. Stromové patro je tvořeno jednotlivými druhy, které dohromady čítají vždy pokryvnost 100 %. Ostatní vegetační patra jsou hodnocena obvyklým odhadem pokryvností. V databázi se sice z důvodu nepochopení metodiky (chybí dobové informace) uvádí v pokryvnosti E_3 „-1“ (údaj chybí), ale u jednotlivých taxonů je hodnota pokryvnosti uvedena. Pokryvnosti druhů ve stromovém patře tedy mohou být nadhodnocené v důsledku odlišné metodiky (např. bor, ve kterém se nachází v E_3 pouze *Pinus sylvestris* s hodnotou pokryvnosti 4 by v Samkově pojetí měl hodnotu 5, tedy 100% pokryvnost).

7.2. Problémy a chybovost výzkumu

Při přípravě i v průběhu výzkumných prací bylo zjištěno několik skutečností, které by mohly potenciálně ovlivnit výpovědní schopnost použitých metod. Rezervy v metodice, které by mohly mít vliv na výsledky práce, jsou uvedeny jako praktická

pomůcka pro budoucí výzkumy časových změn lesní vegetace – další problémy a komplikace v metodice uvádí např. Prach (2012, s. 71).

Hlavní rezervou v metodice je rozměr a tvar starých vegetačních snímků. V původním vegetačním výzkumu klíneckého polesí od V. Samka je uvedena metodika snímkování jako „obvyklá“ a je odkazováno na práci *Metodika typologického výzkumu lesů* (Mráz & Samek, 1955), kde je opět uvedeno, že se využívá „obvyklých metod“. Ohledně rozměru či tvaru snímku se v metodice uvádí pouze: „Doporučuje se vylišovat takové plochy, které jsou hospodářsky zvládnutelné, t. j. zpravidla plochy větší než 0,5 (1,0) ha...“ (Mráz & Samek, 1955, s. 65). Nejdůležitějším důvodem pro použití rozměru a tvaru starých snímků (plocha 500 m², kruhový tvar) byla informace v práci (Veverková, 2014), kde byly použity staré snímky stejného autora (V. Samek) z přibližně stejné doby (1964) a ve stejném typu porostu (nížinné lesy). Veverková (2014) se zde ale bohužel rovněž odkazuje na práci Mráz & Samek (1955). Z dalších dobových prací – např. Zlatník (1953), Zlatník (1978) nebo z popisu fytoecologických metodik (Moravec, 1994) vyplývá, že je použitý tvar i rozměr snímků více než pravděpodobný, nelze ale ani vyloučit, že je chybný.

Další rezervou metodiky by mohlo být nedohledání originálních porostních map se zakreslenými polohami snímků a typologických zápisníků s původními terénními zápisy, jak uvádí Prach (2012, s. 72). Vzhledem k času od počátku dohledávání historických map do získání jediných existujících porostních map klíneckého polesí, které byly pro potřebu výzkumu restaurovány a digitalizovány (5 měsíců), lze konstatovat, že dohledání terénních zápisů či map se zakreslenými snímky je prakticky nereálné. Vhodnější by pravděpodobně bylo pokusit se o dohledání těchto materiálů a na základě zjištěných skutečností a nalezených dat zvolit studované území.

Jako velmi vhodné se ukázalo využití veškerých dostupných informací o starých plochách, podle kterých se lze v terénu orientovat s maximální přesností, zejména informací o složení stromového patra, které kladně hodnotí také Prach (2012, s. 71). Pro snížení potenciální nepřesnosti lokalizace starých snímkových ploch se ukázal jako vhodný také terénní průzkum v oblasti uvedených lesních oddělení, včetně jejich přílehlého okolí, který nebyl závislý na datech vypočítaných v prostředí GIS (nadmořská výška, sklony a orientace svahů).

7.3. Změny složení vegetace a druhové diverzity

Ve studovaném území došlo za posledních bezmála 60 let k narušování porostů, které v kombinaci s eutrofizací prostředí vytvořilo vhodné podmínky pro rozšíření nitrofytů a případnou kolonizaci nepůvodními a invazními druhy. Na rozdíl od jiných prací z nížinných lesů (např. Veverková, 2013) bylo ve studované oblasti rozšíření nepůvodních a invazních druhů patrné již při starém snímkování (viz tab. 5), což může být důsledek eutrofizace Bojovského potoka, který protéká značnou částí studovaného území v kombinaci s lidskou činností v povodí (např. stavba a provoz železnice). Bojovský potok byl dotován odpadními vodami přibližně od konce 40. let (Matys, 2005, s. 7), což společně se splachem z okolních zemědělských ploch pravděpodobně dopomohlo k rozvoji nitrofilní (příp. nepůvodní či invazní) vegetace v okolní krajině. Domin (1926) při prvním průzkumu údolí Bojovského potoka ještě nitrofilní flóru nenachází, Samek (1955a) však již ale uvádí zvýšený výskyt nitrofilních druhů.

V celém klíneckém polesí je patrné především zapojování stromového patra, které s absencí vhodného managementu (odebírání biomasy v podobě opadu, klestí apod.) způsobuje posun vegetace směrem ke stinnějším a na živiny bohatším společenstvům – podobné posuny u nížinných lesů zjistili např. Baeten & kol. (2009), Hédl & kol. (2010) a Pospíšková (2014). Homogenizace vegetace na rozdíl od prací Rogerse & kol. (2008) nebo Keith & kol. (2009) nebyla ve studovaném území signifikantně prokázána. Druhová bohatost se v území významně snížila na rozdíl od výzkumu východního Polabí (Pospíšková, 2014), kde došlo pouze k obměně vegetačního složení, a výzkumu Českého krasu (Veverková, 2013), kde se alfa diverzita průkazně zvýšila.

V rámci diskuze jsou výsledky diskutovány zejména s pracemi, které se zabývaly podobnými vegetačními typy, především nížinnými lesy.

7.3.1. Celková změna vegetace

Ve studovaném území (polesí Klíneck) byla zjištěna celková změna vegetace, která se projevila ve všech vegetačních patrech. V důsledku nárůstu zápoje stromového patra se v území začaly méně uplatňovat světlomilné druhy a došlo k šíření mezofilních a stínomilných druhů. Podobnou vegetační změnu nížinných lesů zaznamenali také Veverková (2013) a Kopecký & kol. (2013). Zastínění podrostu, vedoucí ke snížení zastoupení heliofytů (příp. snížení celkové diverzity) a navýšení půdní vlhkosti

(snížení odparu z povrchu půdy), je především důsledek ukončení pařezinového hospodaření v nížinných lesích a převodu porostů na lesy vysokokmenné (Kopecký & kol., 2013, s. 85). Na základě celkové vegetační změny klíneckého polesí, podpořené informací o historickém pařezinovém hospodaření v oblasti (Samek, 1955a, s. 243), lze konstatovat, že vegetační trend zaznamenaný v klíneckém polesí je obdobný nížinným lesům v jiných částech střední Evropy.

Z výsledků vyplývá také snížení zastoupení silně acidofilních druhů a navýšení výskytu mírně acidofilních druhů, což je možné interpretovat jako lokální homogenizaci mezi jednotlivými acidofilními společenstvy ve studovaném území, které se prakticky bez výjimky nacházejí na kyselém podloží.

Zvýšení výskytu ruderalních a nitrofilních druhů v území lze připisat globální eutrofizaci prostředí např. v důsledku spadu dusíku z atmosféry, znečištění Bojovského potoka nebo vlivu mufloní zvěře, která může podporovat šíření nitrofilních druhů (Hédl & kol., 2010, s. 272). Rozšiřování druhů narušovaných stanovišť může být v území podporováno i nadměrnými stavy černé zvěře, jejíž působení bylo zaznamenáno v blízkosti mnoha snímkových lokalit. Narůstající eutrofizaci prostředí nížinných lesů v čase zjistili mj. také Keith & kol. (2009), Verheyen & kol. (2012), Veverková (2013) nebo Pospíšková (2014).

Z vymezených vegetačních skupin (viz 5.3 – Zpracování vegetačních dat) byla celkovou vegetační změnou poznamenána nejvýrazněji skupina kyselých jehličnatých lesů, v kterých došlo k masívnímu rozvoji listnatých dřevin, zejména druhů *Carpinus betulus* a *Quercus petraea*. Zvýšení pokryvnosti stromového a keřového patra v důsledku expanze listnatých dřevin pravděpodobně vedlo ke zmíněnému uzavření porostu, což v kombinaci s vyšší dotací živin podpořilo šíření stínomilných a nitrofilních druhů (např. *Geranium robertianum*, *Impatiens parviflora*) ve skupině kyselých jehličnatých lesů. Druhy listnatých dřevin mohly v rámci sukcese postupně začít vytlačovat jehličnaté dřeviny, což vedlo ke snížení množství kyselého opadu a bazičtější půdní reakci, na kterou ukazují pasivně promítnuté EIH.

7.3.2. Změna diverzity

V rámci výzkumu vegetační změny v oblasti klíneckého polesí byl zaznamenán pokles celkové druhové bohatosti (alfa diverzity), který bývá zjištěn poměrně často – v nížinných lesích např. Kopecký & kol. (2013), v horských oblastech např. Hédl

(2004a) nebo Prach (2012). Znamé jsou ale i případy, kdy celková druhová bohatost stoupla – např. Šamonil & Vrška (2008), Veverková (2013), nebo se prakticky nezměnila – např. Taverna & kol. (2005), Pospíšková (2014), což odkazuje na nejednoznačný trend posunu alfa diverzity v různých typech porostů a v různých oblastech. U nížinných lesů v klíneckém polesí může být úbytek druhové bohatosti způsoben například zmíněnou změnou managementu (převod nízkého lesa na les vysokokmenný), která vedla k zastínění porostů a mohla způsobit značné ochuzení dřívě bohatých prosvětlených lesů, nebo šíření listnatých dřevin na úkor borovice (Chytrý, 2013, s. 388).

Převod lesů na lesy vysokokmenné s hustějším zápojem vedl pravděpodobně také ke zvýšení podobnosti jednotlivých porostů – strukturální homogenizaci, kterou v rámci svých výzkumů signifikantně zjistili např. Keith & kol. (2009), Veverková (2013) či Pospíšková (2014). V nížinných lesích klíneckého polesí homogenizace lesů prokázána nebyla, nelze tedy na základě výsledků doložit hypotézu o ztrátě biodiverzity vlivem homogenizace porostů, kterou formulovali McKinney & Lockwood (1999). Homogenizace porostu při snížení celkové druhové bohatosti nebyla prokázána už např. Hédlem & kol. (2010), lze tedy podpořit hypotézu, že homogenizace porostu a ztráta druhové bohatosti mohou být vzájemně nesouvisející procesy v daném území (Hédl & kol., 2010, s. 271). Neprůkaznost homogenizace lesních porostů může být způsobena mj. menším souborem relativně podobných opakovaných ploch, jak uvádí Prach (2012, s. 76), nebo velikostí studovaného území, kdy je třeba vycházet z předpokladu, že na větším území je možné zachytit vyšší vegetační variabilitu. Zachování původní heterogenity vegetace může být podporováno např. působením spárkaté zvěře (jelen, muflon), která zabraňuje zmlazování některých dřevin (Hédl & kol., 2010, s. 273). Ve studovaném území byla zaznamenána stáda mufloní zvěře a především početná stáda černé zvěře, která mohou výrazně redukovat schopnost přirozené obnovy porostů s převahou dubu a buku (Drimaj & kol., 2015, s. 8). Existuje tedy potenciální možnost, že by se spárkatá zvěř (především vysoké stavy černé zvěře) mohla podílet na zpomalování procesu homogenizace lesů; toto téma je třeba dále studovat.

7.3.3. Změna druhového složení vegetace

V klíneckém polesí převažují v lesní vegetaci acidofilní druhy chudých stanovišť. Výjimku tvoří definovaná skupina nitrofilních lesů (viz 5.3 – Zpracování vegetačních dat), kde se nacházejí převážně vlhkomilné druhy pobřeží vod s vysokým podílem expanzivních nitrofytů (viz příl. 1). Klínecké lesy jsou ovlivněny postupnou mezofytizací (zvlhčení, vyšší zastínění, snížení teploty v podrostu, nižší uplatnění kontinentality, eutrofizace), kterou dokládá mj. zvyšující se zápoj listnatých dřevin. Mezofytizaci, kterou v nížinných lesích popsala např. Pospíšková (2014), však částečně odporují významné výskyty druhů *Melampyrum nemorosum* a *M. pratense* v novém souboru snímků (viz tab. 1), což jsou druhy upřednostňující spíše částečné zastínění. Hypotézu zastínění porostu podporuje také úbytek světlomilných druhů oligotrofních stanovišť (např. *Veronica officinalis*, *Hieracium murorum*, *Fragaria vesca*) (viz obr. 20), které se významně vyskytovaly v souboru starých snímků (viz tab. 1 a obr. 17). Jedná se o stejné druhy, které ubyly i v rámci výzkumu šumavských lesů (Prach, 2012). Z výskytu ruderálních druhů, které ve studovaném území nejvíce přibýly (*Impatiens parviflora*, *Rubus fruticosus* agg.), lze předpokládat probíhající ruderalizaci lesních porostů, kterou uvažoval také Prach (2012). Pospíšková (2014, s. 68) však uvádí možnost, že se ruderální druhy objevují pouze po drobných disturbancích a doplňují tak původní lesní druhy, nelze tedy hovořit o plochách narušovaných lesních stanovišť. V rámci klíneckého polesí je třeba konstatovat, že významný výskyt ruderálních druhů rodu *Rubus* (hodnota pokryvnosti vyšší než 2a) bývá často doplněn velice chudým podrostem, je tedy možné hovořit minimálně o lokální ruderalizaci lesních porostů. Podle Pospíškové (2014, s. 62) mohou drobné disturbance vzniklé v důsledku lidské nebo animální činnosti vytvářet vhodné podmínky pro šíření eutrofních druhů, lze tedy uvažovat o masívním rozšíření nitrofilního druhu *Impatiens parviflora* do vegetační skupiny jehličnatých lesů (viz obr. 22) v důsledku působení přemnožené černé zvěře. Šíření dalších nepůvodních a invazních druhů ve studované oblasti je ve shodě s celkovým trendem eutrofizace prostředí, který je nápadný zejména v blízkosti sídel a lesních cest (Prach, 2012, s. 85). Alarmující pak může být ojedinělý výskyt druhu *Reynoutria japonica*, který se v údolí Bojovského potoka nevyskytoval ještě ve vegetační sezóně 2013, a který se může začít nekontrolovatelně šířit v potoční nivě a přilehlém okolí. Invaze může být podpořena také stávající eutrofizací Bojovského potoka a disturbancemi v důsledku lidské

činnosti, která v údolí probíhá (blízkost chatové osady, lesní cesta), nebo případnou povodní.

Ve studovaném území se snížilo zastoupení druhů červeného seznamu cévnatých rostlin (Grulich, 2012). Podobný trend v nížinných lesích zaznamenali již Hédli & kol. (2010) a Veverková (2013). Pospíšková (2014, s. 63) uvádí, že výběr ploch při starém snímkování mohl být subjektivně ovlivněn snahou zaznamenat přítomnost zajímavých vzácných druhů, což však v případě klíneckého polesí snad může být vyloučeno, neboť ve starých snímcích bylo zaznamenáno jen malé množství vzácných druhů, které dnes spadají pouze do kategorie C4 červeného seznamu. Nízkou míru subjektivity při zapisování starých snímků dokládá i *Metodika typologického výzkumu lesů* (Mráz & Samek, 1955, s. 60), která uvádí, že je nevhodné soustřeďovat zájem výzkumu na floristicky bohatší vegetační typy.

7.3.4. Změna podmínek prostředí

Zjišťování změn podmínek prostředí pomocí EIH využívá informace o prostředí, které byly získány na základě výskytu druhů v lokalitě, která je definována právě pozorováním, v jakém prostředí se druhy vyskytují (Zelený, 2012, s. 159).

V rámci zjišťování změn podmínek prostředí se ve studovaném území signifikantně snížily pouze EIH pro světlo, což dokládá zastínění v důsledku posunu k většímu zápoji stromového a keřového patra, které již bylo uvažováno. Pokles EIH pro světlo zaznamenaly v nížinných lesích také Veverková (2013) a Pospíšková (2014), která v rámci změny EIH pro světlo zjistila také mírné navýšení rozpětí světelných hodnot, což mohlo být způsobeno větší diverzitou na světlo citlivých druhů. Průkazná změna podmínek prostředí vedoucí ke stinnějším společenstvům podporuje již zmíněné hypotézy o zastínění porostu v důsledku změny lesního hospodaření (viz 7.3.2 – Změna diverzity).

Změna podmínek prostředí bývá v oblasti nížinných lesů přičítána obvykle procesu acidifikace (např. Van Calster & kol., 2007) nebo eutrofizace (např. Veverková, 2013), která může být způsobena mj. zvýšeným spadem dusíkatých látek v důsledku průmyslové výroby, dopravy (Stevens & kol., 2004, s. 1876), nebo změnou hospodářského režimu, která vede k hromadění biomasy (Verheyen & kol., 2012, s. 362). V klíneckém polesí nebyl ani jeden ze zmíněných procesů prokazatelně zjištěn. Podle srovnání EIH pro živiny je však možné předpokládat, že se změna

podmínek prostředí ubírá směrem k úživnějším společenstvům, ale druhy chudších stanovišť se v oblasti stále významně vyskytují. Vzhledem ke snižující se druhové bohatosti porostů klíneckého polesí (viz 6.2 – Změna diverzity) je však pravděpodobnější, že se v novém souboru snímků více uplatňují nitrofilní druhy (včetně nepůvodních a invazních nitrofytů – viz tab. 5), které zvýšeným výskytem rozšiřují rozpětí hodnot grafického zobrazení (viz obr. 23).

Změny ostatních EIH v rámci zjišťování změn prostředí byly výrazně neprůkazné, což může odkazovat na relativně neměnné prostředí z hlediska teploty, půdní reakce, vlhkosti a kontinentality. Lze však předpokládat, že v porostech dochází k lokálním změnám v důsledku zastínění (snižování teploty, zvyšování vlhkosti a nižší projevy kontinentality), které se však v celkovém souboru snímků nemusejí významně projevit.

8. Závěr

Výzkum změn složení vegetace a druhové bohatosti v nížinných lesích klíneckého polesí (Střední Čechy) za posledních 60 let, který byl realizován metodikou opakovaných fytocenologických snímků (viz příl. 4), přinesl následující závěry.

Na základě dostupných metodických postupů a doporučení lze pomocí historických archivních dat (porostní mapa, údaje o snímkaných lokalitách, složení stromového patra) a geografických technologií (GIS, GPS) relativně přesně dohledat lokality původních (nepřesně lokalizovaných) fytocenologických snímků. Pro zajištění maximální přesnosti při dohledávání lokalit starých snímků je vhodné vést terénní průzkum také do širšího okolí (ideálně prozkoumat celou oblast lesního oddělení), aby byly omezeny chyby lokalizace vzniklé v důsledku zkrácení vektorizovaných dat. V rámci omezení chybovosti při porovnávání starých a nových dat bylo nové vegetační snímkování vedeno metodikou původního výzkumu V. Samka. Opakovány byly pouze snímky, u kterých přidružená hlavičková data nejevila známky zásadních chyb, které mohou vzniknout např. v důsledku přepisu do databází. Z vybraných 30 ploch, které byly podle dostupných údajů přesně lokalizovány, se podařilo zopakovat 29 snímků – jedna plocha byla vyřazena z důvodu zalesnění celého lesního oddělení smrčkovou monokulturou.

V polesí Klíneck byla prokazatelně zjištěna změna složení vegetace a druhové bohatosti, která byla definována na základě statistických analýz a porovnání

vegetačních dat. Analýza celkové změny vegetace za posledních 60 let odhalila především rozvoj listnatých dřevin ve stromovém (E_3) a keřovém patře (E_2), které v oblasti dnes dominují. V rámci celkové změny vegetace je patrné také rozšíření druhů na živiny bohatých stanovišť. Druhová bohatost vyjádřená počtem druhů na plochu (počet zaznamenaných druhů ve starém a novém snímkování) ve studovaném území prokazatelně klesla. Homogenizace vegetace nebyla navzdory očekávání prokázána, což může být důsledek relativně malé rozlohy studovaného území nebo např. vlivu vysokých stavů černé zvěře. Zjištění změny druhového složení odhalilo zejména úbytek světlomilných a nárůst stínomilných druhů, což odkazuje na uzavírání porostu a celkovou současnou dominanci listnatých dřevin, a zároveň značné šíření nepůvodních a invazních druhů v oblasti. V neposlední řadě došlo také k úbytku druhů červeného seznamu cévnatých rostlin.

Práce si kladla za cíl zjistit vývoj a změny polopřirozených lesních společenstev oblasti klíneckých lesů během posledních bezmála 60 let. Výzkum vývoje lesních porostů polesí Klíнец rozšiřuje a doplňuje fytoecologické snímkování z roku 2013 (Vojík, 2014), které se však omezovalo pouze na údolí Bojovského potoka. Výsledky by měly být použity pro vymezení relativně vzácných stanovišť v oblasti (extrémní stanoviště – skalní výchozy, svahy s vysokými sklony apod.) a jejich následné ochraně, díky které by bylo možné zachovat bohatá rostlinná společenstva, která z oblasti prokazatelně mizí.

9. Seznam literatury a jiných použitých zdrojů

9.1. Literární zdroje

ANDERSON, B., Christopher, LIKENS, E., Gene, ROZZI, Ricardo, GUTIÉRREZ, R., Julio, ARMESTO, J., Juan a Alexandria POOLE, 2008. Integrating Science and Society through Long-Term Socio-Ecological Research. *Environmental Ethics*, roč. 30, s. 295-312.

ANDERSON, J., Marti, ELLINGSEN, E., Kari a Brian H. MCARDLE, 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, roč. 9, s. 683-693.

BAETEN, Lander, BAUWENS, Bram, DE SCHRIJVER, An, DE KEERSMAEKER, Luc, VAN CALSTER, Hans, VANDEKERKHOVE, Kris, ROELANDT, Bart, BEECKMAN, Hans a Kris VERHEYEN, 2009. Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Journal of Vegetation Science*, roč. 12, s. 187-197.

BAKKER, P., Jan, OLFF, Han, WILLEMS, H., J., Willem a Martin ZOBEL, 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics?. *Journal of Vegetation Science*, roč. 7, s. 147-156.

BERANOVÁ, Jana, APLTAUER, Jan, HŮLA, Petr a Josef JEDLIČKA, 2011. Hodnocení vlivu zvěře na lesní ekosystémy v CHKO Křivoklátsko. *Bohemia centralis*, roč. 31, s. 475-498.

BOBEK, Přemysl, 2008. Vývoj lesní vegetace Brd v novověku na základě antrakologické analýzy uhlíků z reliktních milířů. In: Beneš, Jaromír a Petr Pokorný (eds.). *Bioarcheologie v České republice*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta, 518 s. ISBN 978-80-7394-026-3.

BOWMAN, M., J., S., David, WALSH, Angie a Damian, J., MILNE, 2001. Forest expansion and grassland contraction within a Eucalyptus savanna matrix between 1941 and 1994 at Litchfield National Park in the Australian monsoon tropics. *Global Ecology & Biogeography*, roč. 10, s. 535-548.

BRAUN-BLANQUET, Josias, 1928. Pflanzensoziologie. *Biologische studienbücher*. Berlin: J. Springer.

- BREWER, Richard, 1980. A half-century of changes in the herb layer of a climax deciduous forest in Michigan. *Journal of Ecology*, roč. 68, s. 823-832.
- BUNN, A., Windy, JENKINS, A., Michael, BROWN, B., Claire a Nathan J. SANDERS, 2010. Change within and among forest communities: the influence of historic disturbance, environmental gradients, and community attributes. *Ecography*, roč. 33, s. 425-434.
- CULEK, Martin, ed., 1996. *Biogeografické členění České republiky*. Praha: Enigma, 347 s. ISBN 80-853-6880-3.
- ČÁBELKA, Miroslav, 2008. *Úvod do GPS*. Praha: CITT Praha Akademie kosmických technologií oblast Galileo, GMES, 74 s.
- ČERMÁK, Petr, 2011. Vliv zvěře na dynamiku lesa a druhovou diversitu dřevin v NPR Týřov. *Bohemia centralis*, roč. 31, s. 465-474.
- DANIHELKA, Jiří, CHRTEK, Jindřich Jr., a Zdeněk KAPLAN, 2012. Checklist of vascular plants of the Czech Republic. *Preslia*, roč. 84, s. 647-811.
- DECOCQ, Guillaume, AUBERT, Michaël, DUPONT, Frédéric, BARDAT, Jacques, WATTEZ-FRANGER, Annie, SAGUEZ, Robert, DE FOUCAULT, Bruno, ALARD, Didier a Annick DELELIS-DUSOLLIER, 2005. Silviculture-driven vegetation change in a European temperate deciduous forest. *Annals of Forest Science*, roč. 62, s. 313–323.
- DENISIUK, Zygmunt, CHMURA, Damian a Pawel ADAMSKI, 2009. Flowering and generative reproduction in isolated populations of endangered species *Carlina onopordifolia* Besser (Asteraceae) in Poland. *Polish Journal of Ecology*, roč. 57, s. 89-97.
- DOMIN, Karel, 1926. Črta geobotanická: Měchenické údolí. *Věda přírodní*, roč. VII, s. 230-233.
- DRIMAJ, Jakub, PLHAL, Radim a Pavel KOLIBÁČ, 2015. Prase divoké a jeho životní projevy v kulturní krajině. *Ochrana přírody*, roč. 70, s. 7–10.
- ELLENBERG, Heinz., WEBER, E., Heinrich, DÜLL, Ruprecht, WIRTH, Volkmar, WERNER, Willy a Dirk PAULIBEN, 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, roč. 18, s. 1–248.

ESRI, 2011. *ArcGIS Desktop: 10.2*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

FARR, G., Tom, ROSEN, A., Paul, CARO, Edward, CRIPPEN, Robert, DUREN, Riley, HENSLEY, Scott, KOBRICK, Michael, PALLER, Mimi, RODRIGUEZ, Ernesto, ROTH, Ladislav, SEAL, David, SHAFFER, Scott, SHIMADA, Joanne, UMLAND, Jeffrey, WERNER, Marian, OSKIN, Michael, BURBANK, Douglas a Douglas ALSDORF, 2007. The Shuttle Radar Topography Mission. *Reviews of Geophysics* [online], roč. 45, č. 2 [cit. 2015-04-07].

FISCHER, Markus a Jürg STÖCKLIN, 1997. Local Extinctions of Plants in Remnants of Extensively Used Calcareous Grasslands 1950 -1985. *Conservation Biology*, roč. 11, s. 727–737.

GRULICH, Vít, 2012. Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. *Preslia*, roč. 84, s. 631-645.

GUUDRUN, A., I., Berlin, LINUSSONA, Anna-Carin a E. Gunilla A. OLSSON, 2000. Vegetation changes in semi-natural meadows with unchanged management in southern Sweden, 1965–1990. *Acta Oecologica*, roč. 21, s. 125–138.

HEJDA, Martin, PYŠEK, Petr a Vojtěch JAROŠÍK, 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, roč. 97, s. 393 – 403.

HEJNÝ, Slavomil a SLAVÍK, Bohumil, eds., 1988. *Květena České socialistické republiky: Vol. 1*. Vyd. 1. Praha: Academia, 557 s.

HERBEN, Tomáš, 1996. Permanent plots as tools for plant community ecology. *Journal of Vegetation Science*, roč. 7, s. 195-202.

HÉDL, Radim, 2004a. Vegetation of beech forests in the Rychlebské Mountains, Czech Republic, re-inspected after 60 years with assessment of environmental changes. *Plant Ecology*, roč. 170, 243–265.

HÉDL, Radim, 2004b. *Konference Hodnocení stavu a vývoje lesních geobiocenóz: Role člověka při formování lesních biocenóz NPR Děvín, Pálava*. Brno 15.-16. října 2004. Brno: Mendelova univerzita, s. 111-116.

- HÉDL, Radim, 2005. Co popisuje fytoocenologie?: O některých nedostatecích středoevropské fytoocenologie. *Zprávy České botanické společnosti*, roč. 40, s. 301-314.
- HÉDL, Radim, KOPECKÝ, Martin a Josef KOMÁREK, 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*, roč. 16, s. 267–276.
- HÉDL, Radim, SZABÓ, Péter, RIEDL, Vladan a Martin KOPECKÝ, 2011. Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě: I. Formy a podoby. *Živa*, č. 2, s. 61-63.
- HENNEKENS, Stephan a SCHAMINÉE, Joop, 2001. Turboveg: a comprehensive database management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, roč. 12, s. 589–591.
- HOBBS, J., Richard a Laura F. HUENNEKE, 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, roč. 6, č. 3, s. 324-337.
- HOTHORN, Torsten, HORNIK, Kurt a Achim ZEILEIS, 2006. Unbiased Recursive Partitioning: A Conditional Inference Framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, roč. 15, č. 3, s. 651–674.
- HUBERT, Miroslav, 1996. *Dějiny plavby v Čechách: Díl I*. Děčín: Okresní muzeum Děčín, 150 s.
- CHYTRÝ, Milan, 2001. Phytosociological data give biased estimates of species richness. *Journal of Vegetation Science*, roč. 12, s. 439-444.
- CHYTRÝ, Milan a Jiří DANIHELKA, 1993. Long-term Changes in the Field Layer of Oak and Oak-hornbeam Forests under the Impact of Deer and Mouflon. *Folia Geobotanica*, roč. 28, s. 225–245.
- CHYTRÝ, Milan, ed., 2013. *Vegetace České republiky 4: Lesní a křovinná vegetace*. Vyd. 1. Praha: Academia, 552 s. ISBN 978-80-200-2299-8.
- KEITH, A., Sally, NEWTON, C., Adrian, MORECROFT, D., Michael, BEALEY, E., Clive a James M. BULLOCK, 2009. Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. *Proceedings of the Royal Society. Biological Sciences*, s. 1-6.

- KLIMEŠ, Leoš, DANČÁK, Martin, HÁJEK, Michal, JONGEPIEROVÁ, Ivana a Tomáš KUČERA, 2001. Scale-dependent biases in species counts in a grassland. *Journal of Vegetation Science*, roč. 12, s. 699–704.
- KOPECKÝ, Martin, HÉDL, Radim a Péter SZABÓ, 2013. Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of Applied Ecology*, roč. 50, s. 79–87.
- KOPECKÝ, Martin a Martin MACEK, 2015. Vegetation resurvey is robust to plot location uncertainty. *Diversity and Distributions*, roč. 21, s. 322–330.
- KŘIVÁNEK, Martin, 2006. Biologické invaze a možnosti jejich předpovědi. *Acta Pruhoniciana*, roč. 84, s. 1-75.
- KŘIVÁNEK, Martin a Petr PYŠEK, 2006. Predicting invasions by woody species in a temperate zone: a test of three risk assessment schemes in the Czech Republic (Central Europe). *Diversity and Distributions*, roč. 12, s. 319-327.
- KUBÁT, Karel, HROUDA, Lubomír, CHRTEK, Jindřich jun., KAPLAN, Zdeněk, KIRSCHNER, Jan a Jan ŠTĚPÁNEK, eds., 2002. *Klíč ke květeně České republiky*. Vyd. 1. Praha: Academia, 928 s. ISBN 80-200-0836-5.
- KUČERA, Jan., VÁŇA, Jiří a Zbyněk HRADÍLEK, 2012. Bryophyte flora of the Czech Republic: update of the checklist and Red List and a brief analysis. *Preslia*, roč. 84, s. 813-850.
- LAMEIRE, Simon, HERMY, Martin a Oliver HONNAY, 2000. Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science*, roč. 11, s. 695–704.
- LELLÁK, Jan a František KUBÍČEK, 1992. *Hydrobiologie*. 1. vyd. Praha: Univerzita Karlova, 257 s. ISBN 80-706-6530-0.
- LIŠKA, Jiří a Zdeněk PALICE, 2010. Červený seznam lišejníků České republiky. *Příroda*, roč. 29, s. 3-66.
- LOŽEK, Vojen, 1996. Přírodní poměry. In: Němec, Jan a Vojen Ložek. *Chráněná území ČR*. Vyd. 1. Praha: Consult ČR, 319 s. ISBN 80-902132-0-0.

MARKOVÁ, Zuzana a Martin HEJDA, 2011. Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. *Živa*, č. 1, s. 10-14.

MATYS, Vladimír, 2005. *Vzpomínky na Davli, Sloup a okolí: Vývoj lesních porostů od konce 19. století*. Davle: vlastní náklad.

MCCUNE, Jenny a Mark VELLEND, 2015. Using plant traits to predict the sensitivity of colonizations and extirpations to landscape context. *Oecologia*, roč. 178, s. 511-524.

MCKINNEY, L., Michael a Julie L. LOCKWOOD, 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, roč. 14, s. 450–453.

MCNEELY, A., Jeffrey, MOONEY, A., Harold, NEVILLE, E., Laurie, SCHEI, J., Peter a Jeffrey K. WAAGE, eds., 2006. *Global Strategy on Invasive Alien Species*. IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, 55 s. ISBN 2-8317-0609-2.

MICROSOFT, 2013. *Excel: 15.0.4779.100*. Součást produktu Microsoft Office 365 ProPlus. Redmond: Microsoft corporation.

MLÍKOVSKÝ, Jiří a Petr STÝBLO, eds., 2006. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. Praha: ČSOP, 496 s. ISBN 80-86770-17-6.

MORAVEC, Jaroslav, BLAŽKOVÁ, Denisa, HEJNÝ, Slavomil, HUSOVÁ, Miroslava, JENÍK, Jan, KOLBEK, Jiří, KRAHULEC, František, KREČMER, Vladimír, KROPÁČ, Zdeněk, NEUHÄUSL, Robert, NEUHÄUSLOVÁ, Zdeňka, RYBNÍČEK, Kamil, RYBNÍČKOVÁ, Eliška, SAMEK, Věroslav a Jan ŠTĚPÁN, 1994. *Fytocenologie: nauka o vegetaci*. Vyd. 1. Praha: Academia, 403 s. ISBN 80-200-0457-2.

MRÁZ, Karel a Věroslav SAMEK, 1955. *Metodika typologického výzkumu lesů*. Praha: Vlastní náklad, 15 s.

MÜLLEROVÁ, Jana, HÉDL, Radim a Péter SZABÓ, 2015. Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management*, č. 343, s. 88-100.

NAAF, Tobias a Monika WULF, 2011. Traits of winner and loser species indicate drivers of herb layer changes over two decades in forests of NW Germany. *Journal of Vegetation Science*, roč. 22, s. 516-527.

NEUHÄUSLOVÁ, Zdenka, BLAŽKOVÁ, Denisa, GRULICH, Vít, HUSOVÁ, Miroslava, CHYTRÝ, Milan, JENÍK, Jan, JIRÁSEK, Jaroslav, KOLBEK, Jiří, KROPÁČ, Zdeněk, LOŽEK, Vojen, MORAVEC, Jaroslav, PRACH, Karel, RYBNÍČEK, Kamil, RYBNÍČKOVÁ, Eliška a Jiří SÁDLO, 2001. *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky: textová část*. Vyd. 1. Praha: Academia, 341 s. ISBN 80-200-0687-7.

NILLSON, N., I., a NILLSON S. G., 1985. Experimental estimates of census efficiency and pseudoturnover on islands: Error trend and between-observer variation when recording vascular plants. *Journal of Ecology*, roč. 73, s. 65-70.

PETŘÍK, Petr, ČERNÝ, Tomáš, KOLBEK, Jiří, BOUBLÍK, Karel a Martin Kopecký, 2009. Změny lesní vegetace v závislosti na vlivu zvěře v CHKO a BR Křivoklátsko. *Zprávy České botanické společnosti*, roč. 44, mater. 24, s. 121–135.

PHELOUNG, C, Paul, WILLIAMS, A, Peter a Stephan R. HALLOY, 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, roč. 57, s. 239-251.

POSPÍŠKOVÁ, Marie, 2014. *Lesní vegetace východního Polabí v polovině 20. století a dnes*. Praha. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze.

PRACH, Jindřich, 2012. *Změny lesní vegetace Šumavy a jejího podhůří během druhé poloviny 20. století*. Praha. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze.

PYŠEK, Petr, 1996. *Synantropní vegetace*. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky, 90 s. ISBN 80-707-8357-5.

PYŠEK, Petr, 2005. Zavlečené a invazní druhy jako indikátory změn biodiverzity. In: Vačkář, David (ed.). *Ukazatele změn biodiverzity*. Vyd. 1. Praha: Academia, 298 s. ISBN 80-200-1386-5.

PYŠEK, Petr, SÁDLO, Jiří a Bohumil MANDÁK, 2002. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*, roč. 74, s. 97-186.

PYŠEK, Petr a Jiří SÁDLO, 2004. Zavlečené rostliny – jak je to u nás doma?. *Vesmír*, roč. 83, s. 80-85.

PYŠEK, Petr, RICHARDSON, M., David, REJMÁNEK, Marcel, WEBSTER, L., Grady, WILLIAMSON, Mark a Jan KIRSCHNER, 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *TAXON*, roč. 53, s. 131-143.

PYŠEK, Petr, DANIHELKA, Jiří, SÁDLO, Jiří, CHRTEK, Jindřich Jr., CHYTRÝ, Milan, JAROŠÍK, Vojtěch, KAPLAN, Zdeněk, KRAHULEC, František, MORAVCOVÁ, Lenka, PERGL, Jan, ŠTAJEROVÁ, Kateřina a Lubomír TICHÝ, 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*, roč. 84, s. 155-255.

RACKHAM, Oliver, 2008. Ancient woodlands: modern threats. *New Phytologist*, roč. 180, s. 571-586.

REID, V., Walter, 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology & Evolution*, roč. 13, č. 7, s. 275-280.

REINECKE, Jennifer., KLEMM, Gunther a Thilo HEINKEN, 2014. Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. *Journal of Vegetation Science*, roč. 25, s. 113–121.

RICHARDSON, M., David, PYŠEK, Petr, REJMÁNEK, Marcel, BARBOUR, G., Michael, PANETTA, F., Dane a Carol J. WEST, 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, roč. 6, s. 93–107.

ROGERS, A., David, 2006. *Fifty years of change in southern Wisconsin forests: patterns of species loss and homogenization. Madison*. Dizertační práce. University of Wisconsin-Madison.

ROGERS, A., David, ROONEY, P., Thomas, OLSON, Daniel a Donald M. WALLER, 2008. Shifts in southern Wisconsin forest canopy and understory richness, composition, and heterogeneity. *Ecology*, roč. 89, s. 2482–2492.

ROLEČEK, Jan, TICHÝ, Lubomír, ZELENÝ, David a CHYTRÝ, Milan, 2009. Modified TWINSpan classification in which the hierarchy respects cluster heterogeneity. *Journal of Vegetation Science*, roč. 20, č. 4, s. 596-602.

- SAMEK, Věroslav, 1955a. Geobotanické poměry údolí Bojovského potoka. *Ochrana přírody*, roč. 10, č. 8, s. 241-244.
- SAMEK, Věroslav, 1955b. *Lesní vzrůstová oblast: Brdy*. Strnady: VÚLH, 98 s.
- SAMEK, Věroslav, 1957. Lesy středního Povltaví: Polesí Klíнец. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, *Práce výzkumných ústavů lesnických*, 12., s. 7-63.
- SAMEK, Věroslav, 1962. Lesy severovýchodního výběžku brdských hřebenů: část 3-střední Povltaví. Zbraslav-Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, *Práce výzkumných ústavů lesnických*, 24, s. 107-168.
- SAMEK, Věroslav, 1964. Lesní společenstva Českého krasu. *Rozpravy Československé akademie věd*, roč. 74, č. 7, 71 s.
- SAMEK, Věroslav a Miloslav JAVŮREK, 1964. Lesní společenstva rezervace Mionší v Beskydách. *Časopis Slezského muzea*. Opava: Slezské muzeum, s. 11-30.
- SASSI, L., Paola., TARABORELLI, A., Paula, BORGHI, E., Carlos a Ricardo A. OJEDA, 2009. Cattle grazing effects on annual plants assemblages in the Central Monte Desert, Argentina. *Journal of Arid Environments*, roč. 73, s. 537-541.
- SAVAGE, Josée a Mark VELLEND, 2015. Elevational shifts, biotic homogenization and time lags in vegetation change during 40 years of climate warming. *Ecography*, roč. 38, s. 546-555.
- SÁDLO, Jiří a Stanislav MIHULKA, 1999. Invaze nájezdníků? Invaze kytíček!. *Vesmír*, roč. 78, s. 163-169.
- SMITH, M., Jeremy, PARITSIS, Juan, VEBLEN, T., Thomas a Teresa B. CHAPMAN, 2015. Permanent forest plots show accelerating tree mortality in subalpine forests of the Colorado Front Range from 1982 to 2013. *Forest Ecology and Management*, č. 341, s. 8-17.
- STADLER, Jutta, TREFFLICH, Annette, KLOTZ, Stefan a Roland BRANDL, 2000. Exotic plant species invade diversity hot spots: the alien flora of northwestern Kenya. *Ecography*, roč. 23, s. 169–176.

STEVENS, J., Carly, DISE, B., Nancy, MOUNTFORD, Owen, J. a David J. GOWING, 2004. Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. *Science*, roč. 303, s. 1876-1879.

SZABÓ, Péter, 2010. Driving forces of stability and change in woodland structure: A case study from the Czech lowlands. *Forest Ecology and Management*, roč. 259, s. 650-656.

ŠAMONIL, Pavel a Tomáš VRŠKA, 2008. Long-term vegetation dynamics in the Šumava Mts. Natural spruce-fir-beech forests. *Plant Ecology*, roč. 196, s. 197-214.

TAVERNA, Kristin, PEET, K., Robert a Laura C. PHILLIPS, 2005. Long-term change in ground-layer vegetation of deciduous forests of the North Carolina Piedmont, USA. *Journal of Ecology*, roč. 93, s. 202-213.

TER BRAAK, J., F., Cajo a Petr ŠMILAUER, 2002. *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca: Microcomputer Power, 500 s.

TICHÝ, Lubomír, 2002. JUICE: Software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, roč. 13, s. 451–453.

TOLASZ, Radim, MÍKOVÁ, Taťána, VALERIÁNOVÁ, Anna a Vít VOŽENÍLEK, eds., 2007. *Atlas podnebí Česka*. Český hydrometeorologický ústav, Praha a Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 255 s. ISBN 978-80-244-1626-7.

TOMÁŠEK, Milan, 2003. *Půdy České republiky*. Praha: Česká geologická služba, 67 s. ISBN 80-7075-607-1.

UNITED NATIONS, 1992. *Convention on Biological Diversity*. Rio de Janeiro: United Nations publication. 28 s.

VAN CALSTER, Hans, BAETEN, Lander, SCHRIJVER, An, De, KEERSMAEKER, Luc, De, ROGISTER, E., Jules, VERHEYEN, Kris a Martin HERMY, 2007. Management driven changes (1967–2005) in soil acidity and the understory plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management*, č. 241, s. 258-271.

VERHEYEN, Kris, BAETEN, Lander, DE FRENNE, Pieter, BERNHARDT-RÖMERMANN, Markus, BRUNET, Jörg, CORNELIS, Johnny, DECOCQ, Guillaume, DIERSCHKE, Hartmut, ERIKSSON, Ove, HÉDL, Radim, HEINKEN, Thilo, HERMY, Martin, HOMMEL, Patrick, KIRBY, Keith, NAAF, Tobias, PETERKEN, George, PETŘÍK, Petr, PFADENHAUER, Jörg, VAN CALSTER, Hans, WALTHER, Gian-Reto, WULF, Monika a Gorik VERSTRAETEN, 2012. Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology*, roč. 100, s. 352–365.

VEVERKOVÁ, Alina, 2010. *Sledování dlouhodobých změn lesní vegetace za použití historických fytoocenologických snímků*. Praha. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze.

VEVERKOVÁ, Alina, 2013. *Lesní vegetace Českého krasu mezi režimy tradičního hospodaření a novodobou ochranou*. Praha. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze.

VILD, Ondřej, KALWIJ, M., Jesse a Radim HÉDL, 2015. Effects of simulated historical tree litter raking on the understorey vegetation in a central European forest. *Applied Vegetation Science*, roč. 18, s. 569–578.

VITTOZ, Pascal a Antoine GUISAN, 2007. How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science*, roč. 18, s. 413–422.

VOJÍK, M., 2014. *Přírozená lesní vegetace v údolí Bojovského potoka ve Středním Povltaví*. Praha. Bakalářská práce. Česká zemědělská univerzita v Praze.

VON OHEIMB, Goddert a BRUNET, Jörg, 2007. Dalby Söderskog revisited: long-term vegetation changes in a south Swedish deciduous forest. *Acta Oecologica*, roč. 31, s. 229–242.

WEBER, Ewald a Daniel GUT, 2004. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation*, roč. 12, s. 171–179.

WESCHE, Karsten, KRAUSE, Benjamin, CULMSEE, Heike a Christoph LEUSCHNER, 2012. Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. *Biological Conservation*, roč. 150, s. 76–85.

WESTHOFF, Victor a Eddy van der MAAREL, 1978. The Braun-Blanquet approach. In: Whittaker, R. H. (ed.): *Classification of plant communities*. W. Junk, The Hague, s. 289-399.

WOODS, D., Kerry, 2000. Long-term change and spatial pattern in a late-successional hemlock – northern hardwood forest. *Journal of Ecology*, roč. 88, s. 267-282.

ZELENÝ, David, 2008. Lesní vegetace v údolí Vltavy severně od Zlaté Koruny. *Zprávy České botanické společnosti*, roč. 43, s. 111-169.

ZELENÝ, David, 2012. Poznámky k používání průměrných Ellenbergových indikačních hodnot při analýze vegetačních dat. *Zprávy České botanické společnosti*, roč. 47, s. 159-178.

ZLATNÍK, Alois, 1953. *Stanovištní průzkum s územním plánováním a ochranou přírody*. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 112 s.

ZLATNÍK, Alois, 1978. *Lesnická fytocenologie*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 495 s.

9.2. Internetové zdroje

AOPK ČR, 2015. Přírodní biotopy (aktualizace základního mapování biotopů): 2000 - 2014. KRATOCHVÍLOVÁ, Lucie. *Aplikace MapoMat* [online]. Praha [cit. 2015-10-25]. Dostupné z: <http://mapy.nature.cz/>

CENIA, 2012. Geologická mapa České republiky 1:500 000. *Národní geoportál INSPIRE* [online]. Praha. [cit. 2015-10-26]. Dostupné z: <http://geoportal.gov.cz/web/guest/map>

CENIA, 2013. CENIA – podkladová mapa. *Národní geoportál INSPIRE* [online]. Praha [cit. 2015-12-02]. Dostupné z: http://geoportal.gov.cz/arccgis/rest/services/CENIA/cenia_t_podklad/MapServer.

ČÚZK, 2015a. Císařský povinný otisk stabilního katastru 1 : 2 880. Výkaz ploch – Katastrální území klíнец, 1845 a 1948. ČÚZK [online]. Praha. [cit. 2015-11-18]. Dostupné z: <http://archivnimapy.cuzk.cz>.

ČÚZK, 2015b. K. ú. Klíнец – podrobné informace, 2015. ČÚZK [online]. Praha. [cit. 2015-11-18]. Dostupné z: <http://www.cuzk.cz/>

ČÚZK, 2016. Ortofoto. ČÚZK [online]. Praha. [cit. 2016-03-14]. Dostupné z: <http://geoportal.cuzk.cz/geoprohlizec>.

DNR, 2014. *DNRGPS for ArcMap 10.2*. Dostupné z: <http://www.dnr.state.mn.us/>

ETRYCH, 2010. *Místní program obnovy vesnice Klínek*. Na léta 2011 – 2015 s výhledem do roku 2020 [online]. Obec Klínek. [cit. 2015-11-18]. Dostupné z: <http://www.obecklinec.eu/urad-obce/program-obnovy-obce>

LIPE, Robert, PARKER, Ron a Olaf KLEIN, 2014. *GPSTabel: 1.5.0*. Dostupné z: <http://www.gpsbabel.org/>

OBEC KLÍNEC, 2015. *Historie obce* [online]. Obec Klínek. [cit. 2015-11-18]. Dostupné z: <http://www.obecklinec.eu/informace-o-obci/historie/>

OKSANEN, Jari, BLANCHET, F., Guillaume, KINDT, Roeland, LEGENDRE, Pierre, MINCHIN, R., Peter, SIMPSON, L., Gavin, SOLYMOS, Peter, STEVENS, M., Henry a Helene WAGNER, 2015. Package ‘vegan’. *Community ecology package*. R package version 2.3-2. [online]. [cit. 2015-12-28]. Dostupné z: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: The R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0. Dostupné z: <http://www.R-project.org/>.

ÚHÚL, 2011. Mapa lesních vegetačních stupňů. Oblastní plány rozvoje lesa [online]. Brandýs nad Labem. [cit. 2015-10-25]. Dostupné z: <http://geoportal.uhul.cz/OprlMap/>

10. Přílohy

Příl. 1: Fytocenologické snímky. Zobrazeny jsou páry snímků z jedné plochy, z nichž první (vyšší) číslo je vždy starý snímek. Snímky jsou rozděleny do definovaných vegetačních skupin.

Vegetační skupina	Kyselé habřiny a bučiny												Nitrofilní lesy													
	31	8	30	21	42	12	45	15	32	10	57	26	58	18	51	5	52	19	53	20	54	11	55	17	56	3
Snímek č.	31	8	30	21	42	12	45	15	32	10	57	26	58	18	51	5	52	19	53	20	54	11	55	17	56	3
E ₃ – stromové patro																										
<i>Carpinus betulus</i>	4	.	3	.	.	.	+	.	5	5	5	4	2	3	2	2b	5	4	4	2m
<i>Quercus petraea</i>	.	3	4	3	.	2m	.	r	2	r	+	2a	.	2b	+	.	+	2a	+	3
<i>Pinus sylvestris</i>	3	2a	+	2b	+	3	3	2a	+	2a	2b
<i>Picea abies</i>	.	+	.	.	.	r	+	+	.	5	3	5	2a	.	r
<i>Fagus sylvatica</i>	+	r	.	.	5	.	4	4	+
<i>Acer pseudoplatanus</i>	3	.	.	3	.	+	.	.	3	.
<i>Alnus glutinosa</i>	5	3	.	.	.	r
<i>Fraxinus excelsior</i>	2	3	.	.	.	r
<i>Abies alba</i>	2b	2	.	5
<i>Quercus robur</i>	r	r	2b
<i>Ulmus laevis</i>	2b	3
<i>Tilia cordata</i>	.	.	.	2a	+
<i>Larix decidua</i>	.	1	.	.	.	2m
<i>Salix alba</i>	+	.	.	.	+
<i>Betula pendula</i>	.	.	.	r	r
E ₂ – keřové patro																										
<i>Carpinus betulus</i>	2	2m	.	2a	1	.	+	2m	.	2m	.	.	.	1	2m	+	2a
<i>Corylus avellana</i>	+	2m	r	r	+	2m	.	2a	.	.	+	.
<i>Fagus sylvatica</i>	.	2a	.	.	+	.	.	r	r	1

Vegetační skupina	Kyselé habřiny a bučiny														Nitrofilní lesy												
	31	8	30	21	42	12	45	15	32	10	57	26	58	18	51	5	52	19	53	20	54	11	55	17	56	3	
<i>Sambucus nigra</i>	1	.	1	+	.	2m	+	
<i>Tilia cordata</i>	.	.	.	2a	+	+	.	.	.	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	r	.	.	2a	+	.	
<i>Quercus robur</i>	.	+	+	2m	
<i>Betula pendula</i>	1	+	+	
<i>Abies alba</i>	1	r	+	
<i>Ulmus laevis</i>	2m	.	2m	
<i>Sorbus aucuparia</i>	r	.	.	.	+	
<i>Picea abies</i>	.	r	+	
<i>Euonymus europaeus</i>	r	+	
<i>Quercus petraea</i>	2m	.	.	
<i>Pinus sylvestris</i>	+	
<i>Frangula alnus</i>	+	
<i>Crataegus sp.</i>	r	
E ₁ – bylinné patro																											
<i>Carpinus betulus</i>	1	+	1	2m	.	.	+	.	1	2m	1	1	1	1	.	+	+	r	.	.	+	2m	1	2m	+	+	
<i>Luzula luzuloides</i>	3	2m	1	2m	2	.	4	.	+	1	3	2m	1	2m	2b	+	2m	.	
<i>Poa nemoralis</i>	.	.	1	3	1	+	.	1	1	.	.	1	.	1	.	1	2m	1	2m	1	.	
<i>Festuca ovina</i>	1	2a	1	2m	1	2b	1	+	+	.	.	1	.	2a	2m	.	2a	.	
<i>Anemone nemorosa</i>	1	.	1	2a	+	.	+	.	1	2m	1	2m	1	.	.	1	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	2	3	.	2b	1	4	1	2a	.	.	+	2m	+	2m	+	2b	.	
<i>Quercus petraea</i>	+	1	.	r	.	1	.	r	+	+	.	r	1	+	+	.	.	.	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	.	.	.	r	.	.	.	r	r	+	.	+	+	.	1	1	+	.	1	1	r	.	.	+	.	.	
<i>Dryopteris filix-mas</i>	.	.	.	2m	+	.	+	.	.	.	+	+	+	2m	.	2a	1	r	1	.	
<i>Fragaria vesca</i>	.	+	.	+	.	.	+	1	1	1	2	.	r	.	.	r	.	.	

Vegetační skupina	Kyselé habřiny a bučiny														Nitrofilní lesy												
	31	8	30	21	42	12	45	15	32	10	57	26	58	18	51	5	52	19	53	20	54	11	55	17	56	3	
Snímek č.																											
<i>Galium aparine</i>	.	1	2	2m	1	+	2	2b	1	1	.
<i>Urtica dioica</i>	+	2	2b	1	.	1	3	1	.	+	+	.	.	
<i>Impatiens parviflora</i>	.	+	.	2m	+	2	.	2	1	2	2m	.	2m	.	2a	2	.	
<i>Hieracium murorum</i>	1	+	+	1	+	.	.	1	+	1	+	1	2m	+	.	+	+	.	+	
<i>Oxalis acetosella</i>	.	.	.	2m	+	.	2	2	2b	2	2m	.	2m	1	.	.	.	
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	.	2m	.	2m	+	.	.	1	+	.	+	1	.	r	.	.	
<i>Veronica chamaedrys</i>	.	+	1	.	.	.	+	.	1	+	.	+	r	1	.	.	.	r	.	.	.	
<i>Geranium robertianum</i>	+	1	.	2	+	1	.	1	.	1	.	1	.	
<i>Viola riviniana</i>	.	.	.	r	.	.	+	1	+	1	1	+	.	r	
<i>Sorbus aucuparia</i>	.	+	.	r	r	1	.	+	.	.	2m	.	r	.	+	
<i>Veronica officinalis</i>	+	.	1	.	+	.	+	.	.	.	r	+	+	.	.	
<i>Melampyrum pratense</i>	.	r	.	2a	.	r	.	.	.	+	.	.	2b	2a	.	.	
<i>Rubus idaeus</i>	.	2a	.	.	.	+	+	.	2	.	3	.	.	2m	
<i>Stellaria holostea</i>	.	.	2	3	.	1	2a	.	1	1	.	.	.	
<i>Lathyrus vernus</i>	.	.	1	+	.	+	.	+	1	1	.	.	
<i>Impatiens noli-tangere</i>	1	.	.	1	.	2m	+	2b	
<i>Convallaria majalis</i>	.	1	1	.	2	2m	2a	.	
<i>Galeobdolon luteum</i> agg.	1	2	2m	+	.	2	.	.	.	
<i>Avenella flexuosa</i>	2	1	.	.	.	+	.	+	+	.	
<i>Moehringia trinervia</i>	+	.	+	.	.	+	1	.	1	.	.	.	+	.	.	.	
<i>Tanacetum corymbosum</i>	.	.	1	+	.	+	.	r	r	.	.	.	
<i>Campanula persicifolia</i>	r	.	.	.	+	.	+	.	1	.	.	.	+	
<i>Hepatica nobilis</i>	.	.	1	+	.	1	.	+	1	.	.	.	
<i>Geum urbanum</i>	1	.	.	+	1	+	+	
<i>Abies alba</i>	+	+	+	.	.	.	+	.	1	

Vegetační skupina	Kyselé habřiny a bučiny														Nitrofilní lesy											
	31	8	30	21	42	12	45	15	32	10	57	26	58	18	51	5	52	19	53	20	54	11	55	17	56	3
<i>Mycelis muralis</i>	.	+	.	r	r	+	.	.	1	
<i>Athyrium filix-femina</i>	.	.	.	2m	1	r	.	.	.	2b
<i>Stachys sylvatica</i>	1	2a	.	r	.	+
<i>Aegopodium podagraria</i>	2	2m	2	2m
<i>Hylotelephium maximum</i>	+	+	.	.	.	2m	r	.	.
<i>Melampyrum nemorosum</i>	.	2m	+	.	+	+	.	.
<i>Myosotis sylvatica</i>	+	.	1	2	1
<i>Polygonatum odoratum</i>	.	.	1	r	.	1	r	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	1	.	1	1	1
<i>Lapsana communis</i>	1	.	.	.	+	1	.	+
<i>Fagus sylvatica</i>	.	1	.	.	+	.	+	r	+
<i>Galeopsis pubescens</i>	r	1	.	+	.	.	.	+
<i>Picea abies</i>	.	r	.	.	.	+	+	1
<i>Quercus robur</i>	+	r	r	.	.	.	+
<i>Lamium maculatum</i>	2	.	+	.	.	2a
<i>Maianthemum bifolium</i>	.	.	.	2a	1	.	1
<i>Galium sylvaticum</i>	+	.	1	1	.	.	.
<i>Scrophularia nodosa</i>	1	1	+	.
<i>Polypodium vulgare</i>	1	1	.	+	.
<i>Melica nutans</i>	1	.	+	+	.	.	.
<i>Alliaria petiolata</i>	1	.	.	1	.	+
<i>Campanula rapunculoides</i>	+	.	+	+
<i>Pinus sylvestris</i>	+	+	r
<i>Galeobdolon argentatum</i>	2m	.	2a
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	r	2m	.	.

Vegetační skupina	Kyselé habřiny a bučiny														Nitrofilní lesy											
	31	8	30	21	42	12	45	15	32	10	57	26	58	18	51	5	52	19	53	20	54	11	55	17	56	3
<i>Dactylis glomerata</i>	2m	.	r
<i>Sambucus nigra</i>	2	.	+
<i>Prenanthes purpurea</i>	1	.	1
<i>Lysimachia nummularia</i>	1	.	1
<i>Agropyron caninum</i>	1	.	.	.	1
<i>Ajuga reptans</i>	.	.	1	.	.	.	+
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	1	+
<i>Lonicera xylosteum</i>	1	+	.	.	.
<i>Acer platanoides</i>	1	+	.	.	.
<i>Lamium purpureum</i>	1	.	+
<i>Solanum dulcamara</i>	1	.	r
<i>Epilobium montanum</i>	+	.	+
<i>Epilobium angustifolium</i>	.	r	+
<i>Euphorbia dulcis</i>	+	r	.	.	.
<i>Cardamine impatiens</i>	+	+	.	.	.
<i>Anthriscus sylvestris</i>	+	.	+
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	.	+
<i>Corylus avellana</i>	+	+
<i>Betula pendula</i>	+	+
<i>Symphytum officinale</i>	+	+
<i>Fallopia convolvulus</i>	.	+	r
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	.	.	.	+	r	.	.
<i>Campanula rotundifolia</i>	+	r
<i>Cardaminopsis arenosa</i>	+	r
<i>Hypericum perforatum</i>	r	+	.	.

Vegetační skupina	Kyselé habřiny a bučiny													Nitrofilní lesy												
	31	8	30	21	42	12	45	15	32	10	57	26	58	18	51	5	52	19	53	20	54	11	55	17	56	3
<i>Hieracium pilosella</i>	+	r	.	.	
<i>Chaerophyllum temulum</i>	r	.	r	
<i>Larix decidua</i>	r	r	
E ₀ – mechové patro																										
<i>Hypnum cupressiforme</i>	2m	.	2m	.	2a
<i>Polytrichum formosum</i>	2	.	+	r	.	.	.	

Druhy vyskytující se pouze v jednom snímku:

E₃ – stromové patro: *Corylus avellana* 20: 2m;

E₂ – keřové patro: *Fraxinus excelsior* 5: 2b; *Acer campestre* 54: 2; *Acer platanoides* 57: +; *Alnus glutinosa* 51: +; *Prunus padus* 54: +; *Ulmus glabra* 20: r; *Cornus sanguinea* 51: r;

E₁ – bylinné patro: *Hedera helix* 22: 3; *Phalaris arundinacea* 5: 2b; *Myosoton aquaticum* 5: 2a; *Luzula pilosa* 21: 2m; *Festuca rubra* agg. 21: 2m; *Reynoutria japonica* 5: 2m; *Stellaria media* 19: 2m; *Tussilago farfara* 19: 2m; *Dentaria enneaphyllos* 55: 2; *Stellaria nemorum* s.str. 51: 2; *Achillea millefolium* agg. 30: 1; *Arctium lappa* 51: 1; *Arctium tomentosum* 5: 1; *Calamagrostis arundinacea* 21: 1; *Carex digitata* 3: 1; *Festuca gigantea* 51: 1; *Galium mollugo* agg. 30: 1; *Galium odoratum* 55: 1; *Mercurialis perennis* 55: 1; *Viola hirta* 53: 1; *Pulmonaria officinalis* 55: 1; *Trifolium medium* 30: 1; *Anthericum ramosum* 30: +; *Anthoxanthum odoratum* 42: +; *Cuscuta europaea* 51: +; *Elymus caninus* 19: +; *Euphorbia cyparissias* 53: +; *Filipendula ulmaria* 51: +; *Galium pumilum* 45: +; *Genista tinctoria* 30: +; *Heracleum sphondylium* 51: +; *Hypericum montanum* 45: +; *Lathyrus niger* 30: +; *Luzula campestris* agg. 42: +; *Pimpinella saxifraga* agg. 53: +; *Populus tremula* 45: +; *Potentilla reptans* 53: +; *Senecio ovatus* 8: +; *Silene nutans* s.lat. 30: +; *Veronica hederifolia* agg. 32: +; *Vicia hirsuta* 32: +; *Rosa* sp. 53: +; *Tilia cordata* 21: +; *Chelidonium majus* 54: r; *Lonicera* sp. 17: r; *Sorbus torminalis* 3: r; *Ulmus glabra* 5: r; *Trifolium repens* 53: r; *Polygonatum multiflorum* 19: r; *Potentilla erecta* 21: r; *Asarum europaeum* 19: r; *Cirsium palustre* 53: r; *Digitalis grandiflora* 8: r; *Festuca pallens* s.lat. 18: r; *Quercus rubra* 8: r;

E₀ – mechové patro: *Atrichum undulatum* 17: 2m; *Cladonia* sp. 18: 2m; *Dicranum scoparium* 8: +.

Vegetační skupina	Kyselé jehličnaté lesy																															
Snímek č.	37	29	38	7	39	13	40	14	41	22	43	24	44	23	46	4	47	27	48	2	49	16	50	6	33	9	34	25	35	28	36	1
E ₃ – stromové patro																																
<i>Pinus sylvestris</i>	5	.	5	3	5	2b	2	3	5	2a	5	3	.	2a	5	3	5	4	5	2a	4	2a	5	4	5	3	5	2a	5	3	5	3
<i>Picea abies</i>	.	2a	+	r	+	r	.	.	+	r	.	.	+	.	2	.	.	r	.	.	2	.	+	.	.	+	+	3	+	r	.	2m
<i>Quercus robur</i>	2	.	+	r	.	r	.	2b	+	.	+	r	2	.	.	.	2	.	+	2b	+	.	.	2m
<i>Larix decidua</i>	.	.	+	+	.	r	.	.	.	2m	.	.	+	r	r	.	.	+	r	.	2a	+	r	.	.	.	2m
<i>Fagus sylvatica</i>	+	.	+	2b	.	4	+	.	.	2m	.	2m	.	4	.	.	+	.	.	3	2	+	
<i>Quercus petraea</i>	.	2m	.	r	.	3	.	.	.	2a	.	2m	.	.	.	4	.	2b	.	2b	.	2b	2m	.	2a
<i>Carpinus betulus</i>	r	.	r	.	2m	.	.	.	2a	+	4	.	r	.	r	.	3	.	2b	.	.	
<i>Betula pendula</i>	.	r	.	r	.	.	.	r	2m	+	
<i>Prunus avium</i>	.	r	r	2m	
<i>Viscum album ssp. laxum</i>	r	.	2m	.	r	
E ₂ – keřové patro																																
<i>Carpinus betulus</i>	+	2b	.	r	2b	.	r	.	.	.	2m	.	r	1	.	.	2a	1	r	.	3	.	2m	3	2m	+	.
<i>Picea abies</i>	.	3	+	r	3	r	.	.	+	+	r	.	2a
<i>Quercus robur</i>	r	2m	.	.	+	.	.	.	4	1	.	.	2a	
<i>Fagus sylvatica</i>	.	.	.	2m	2a	.	.	.	r	1	.	2m	
<i>Quercus petraea</i>	.	r	.	r	2m	2m	.	.
<i>Pinus sylvestris</i>	1	2a	.	r	
<i>Betula pendula</i>	.	.	+	1	r	
<i>Frangula alnus</i>	+	+	+	.	.	
<i>Rosa canina agg.</i>	+	+	+	.	.	
<i>Corylus avellana</i>	r	.	2m	
<i>Sambucus nigra</i>	.	r	1	
<i>Sorbus aucuparia</i>	.	r	1	
<i>Abies alba</i>	.	.	+	+	

Vegetační skupina	Kyselé jehličnaté lesy																																
Snímek č.	37	29	38	7	39	13	40	14	41	22	43	24	44	23	46	4	47	27	48	2	49	16	50	6	33	9	34	25	35	28	36	1	
<i>Crataegus</i> sp.	r	r
E ₁ – bylinné patro																																	
<i>Festuca ovina</i>	.	.	1	1	+	2m	+	.	1	+	1	2a	+	r	+	1	1	r	1	1	1	.	2	2a	+	2m	.	2m	+	.	1	2m	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	4	1	2	2a	2	2m	2	.	+	2a	1	2a	+	.	+	.	1	.	2	2m	+	.	3	.	+	2a	4	2m	4	.	4	2a	
<i>Quercus robur</i>	1	+	1	.	+	.	1	.	+	1	+	.	+	+	+	r	+	.	+	+	1	.	3	.	.	.	+	+	1	.	1	r	
<i>Hieracium murorum</i>	+	.	+	+	+	.	+	.	+	.	+	1	1	.	+	+	+	.	1	.	1	.	1	+	1	+	.	r	+	.	1	r	
<i>Luzula luzuloides</i>	1	.	1	1	+	.	+	.	1	.	2	.	2	1	+	.	1	.	2	+	1	.	1	2m	1	.	.	r	1	.	2	+	
<i>Sorbus aucuparia</i>	.	.	+	r	+	.	.	r	+	+	+	r	+	r	.	1	.	r	.	+	1	.	1	r	.	r	.	r	+	.	+	+	
<i>Carpinus betulus</i>	.	+	.	+	.	.	+	.	.	+	.	+	.	+	.	1	+	.	1	r	1	2a	2	2m	.	.	1	1	1	+	+	.	
<i>Fragaria vesca</i>	+	.	+	+	1	.	+	.	+	2m	1	.	1	.	1	.	2	1	.	2m	1	.	1	.	+	.	
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	.	3	.	.	+	.	2m	+	+	1	2m	+	1	.	.	.	r	.	.	.	2m	.	+	.	3	.	+		
<i>Avenella flexuosa</i>	1	.	+	.	1	.	1	.	1	.	1	.	1	.	1	.	2	.	4	.	2	.	4	.	.	.	1	.	.	1	.		
<i>Viola riviniana</i>	+	.	.	.	+	r	+	+	.	.	1	.	1	+	.	+	.	2a	+	.	+	+	.	.		
<i>Veronica officinalis</i>	+	.	+	1	+	.	.	.	+	.	+	r	1	.	+	.	.	.	1	.	+	.	+		
<i>Rubus idaeus</i>	.	2a	+	.	.	r	.	.	.	2m	1	.	.	.	1	.	+	+	.	.	.	2a	.	1	
<i>Pinus sylvestris</i>	1	.	+	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.	.	+	.	2	.	1	+	.	+	.	.	.	1	
<i>Quercus petraea</i>	.	.	.	+	.	1	.	.	.	r	.	+	.	.	.	1	1	.	+	.	+	.	.	.	r	.	.	
<i>Calluna vulgaris</i>	+	.	1	.	1	+	.	1	.	+	.	1	+	
<i>Anemone nemorosa</i>	+	+	.	.	.	+	.	+	2m	.	2a	.	.	1	.	1	.	.	.	
<i>Mycelis muralis</i>	+	r	.	+	+	.	1	.	.	.	1	.	r	.	+	
<i>Genista tinctoria</i>	+	.	.	.	+	1	.	.	.	2	.	.	.	1	.	+	+	
<i>Fagus sylvatica</i>	.	.	+	1	.	+	.	.	.	2m	.	.	.	2b	r	.	.	+	.	
<i>Convallaria majalis</i>	.	.	1	4	.	.	.	1	.	2	1	1	.	.	1	
<i>Geranium robertianum</i>	1	.	r	+	.	2m	+	r	r	
<i>Rosa canina</i> agg.	r	+	.	+	.	+	.	+	.	.	+	.	.	+	

Vegetační skupina	Kyselé jehličnaté lesy																															
Snímek č.	37	29	38	7	39	13	40	14	41	22	43	24	44	23	46	4	47	27	48	2	49	16	50	6	33	9	34	25	35	28	36	1
<i>Potentilla erecta</i>	1	.	.	.	1	.	+	.	1	+	.	+	.	+	.
<i>Galium pumilum</i>	+	.	+	.	+	.	+	.	+	1	.	.	+	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	2b	+	+	+	.	1	.	1	
<i>Luzula campestris</i> agg.	+	+	.	+	.	+	.	.	.	+	+	.	.	.	
<i>Hypericum perforatum</i>	+	+	.	+	.	1	.	+	+	.	
<i>Poa nemoralis</i>	.	.	.	+	.	.	.	2m	.	2a	2a	1	2a	
<i>Campanula rotundifolia</i>	+	+	.	+	.	+	.	+	.	1	
<i>Impatiens parviflora</i>	2a	.	+	.	.	.	3	2a	2a	.	.	1	
<i>Dryopteris filix-mas</i>	.	+	r	+	+	2m	.	
<i>Picea abies</i>	+	.	.	.	+	+	r	.	1
<i>Melampyrum pratense</i>	.	.	+	r	2m	.	.	+	2a	
<i>Betula pendula</i>	.	.	1	.	.	.	+	+	.	.	.	+	+	.	
<i>Salix caprea</i>	.	.	+	+	.	+	.	.	.	+	.	+	
<i>Danthonia decumbens</i>	.	.	+	+	.	+	.	+	+	
<i>Populus tremula</i>	+	.	.	.	+	1	+	
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	+	+	.	.	.	r	.	.	.	1	+	
<i>Cytisus nigricans</i>	+	+	.	.	.	1	.	+	+	
<i>Epilobium angustifolium</i>	+	.	.	.	+	.	+	1	r	
<i>Luzula pilosa</i>	+	+	.	.	.	+	.	.	.	+	+	.	.	
<i>Genista germanica</i>	+	.	.	.	1	+	1	
<i>Veronica chamaedrys</i>	+	1	+	.	+	
<i>Galium aparine</i>	2m	r	.	1	r	
<i>Rumex acetosella</i> s.lat.	+	.	+	.	1	r	
<i>Ajuga reptans</i>	+	.	+	.	.	.	+	+	.	.	
<i>Hieracium lachenalii</i>	+	.	.	.	1	.	.	.	1	+	.	.	

Vegetační skupina	Kyselé jehličnaté lesy																																		
Snímek č.	37	29	38	7	39	13	40	14	41	22	43	24	44	23	46	4	47	27	48	2	49	16	50	6	33	9	34	25	35	28	36	1			
<i>Tanacetum corymbosum</i>	+	.	.	.	+	+	.	.	.	2m	.	.		
<i>Oxalis acetosella</i>	.	+	2	2m			
<i>Geum urbanum</i>	2a	+	+			
<i>Polygonatum odoratum</i>	+	.	.	.	2m	+	.	.	.		
<i>Achillea millefolium</i> agg.	+	.	+	.	+		
<i>Crataegus</i> sp.	+	+	.	+		
<i>Lamium purpureum</i>	2b	2m	
<i>Galium odoratum</i>	2b	.	.	.	1	
<i>Stellaria holostea</i>	2b	+	
<i>Chaerophyllum temulum</i>	2b	r	
<i>Carex digitata</i>	+	2m	
<i>Agrostis capillaris</i>	+	.	2	
<i>Campanula persicifolia</i>	1	.	+	
<i>Galium sylvaticum</i>	+	1	
<i>Hieracium laevigatum</i>	+	1	
<i>Pimpinella saxifraga</i> agg.	1	.	+	
<i>Galium rotundifolium</i>	r	1	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1
<i>Antennaria dioica</i>	+	.	+
<i>Senecio vulgaris</i>	+	+
<i>Prunella vulgaris</i>	+	.	+
<i>Frangula alnus</i>	+	.	.	.	+
<i>Moehringia trinervia</i>	+	+
<i>Juniperus communis</i>
<i>Larix decidua</i>	.	.	+	.	.	.	+

Vegetační skupina	Kyselé jehličnaté lesy																																	
Snímek č.	37	29	38	7	39	13	40	14	41	22	43	24	44	23	46	4	47	27	48	2	49	16	50	6	33	9	34	25	35	28	36	1		
<i>Hieracium pilosella</i>	+	.	.	.	+
<i>Hieracium sabaudum</i>	+	+	
<i>Lotus corniculatus</i>	+	.	+	
<i>Abies alba</i>	+	r	
<i>Lathyrus vernus</i>	+	r	
<i>Corylus avellana</i>	r	+	
E ₀ – mechové patro																																		
<i>Pleurozium schreberi</i>	2	.	1	.	+	.	1	1	.	2	1	2	.	2	.	2	.	2	.	.	.	2	.	2	.	2	.	2	2a
<i>Dicranum scoparium</i>	.	.	1	.	1	.	1	.	.	.	2	.	2	+	2a	2	.	2	.	1	.	2	.	.	
<i>Hylocomium splendens</i>	1	.	.	.	+	1	.	2	.	+	.	3	.	+	.	2	.	+	.	.	.	1	.	3	.	2	.	.	
<i>Polytrichum formosum</i>	+	1	.	+	2m	+	.	+	.	1	.	.	.	1	
<i>Hypnum cupressiforme</i>	1	2m	.	.	+	+	.	+	.	.	.	+	1	2m	
<i>Dicranum bergeri</i>	2	1	2	.	2	
<i>Leucobryum glaucum</i>	1	.	.	.	+	+	r	
<i>Cladonia sp.</i>	+	.	+	.	.	.	+	

Druhy vyskytující se pouze v jednom snímku:

E₃ – stromové patro: *Abies alba* 44: 5; *Quercus rubra* 7: 2b; *Pseudotsuga menziesii* 27: 2m; *Sorbus aucuparia* 4: r;

E₂ – keřové patro: *Prunus spinosa* 14: 2m; *Acer pseudoplatanus* 4: 1; *Prunus avium* 4: 1; *Populus tremula* 40: +; *Salix caprea* 41: +; *Fraxinus excelsior* 4: r; *Malus sylvestris* agg. 4: r;

E₁ – bylinné patro: *Urtica dioica* 14: 3; *Carex montana* 6: 2m; *Chelidonium majus* 14: 2m; *Senecio viscosus* 1: 1; *Fraxinus excelsior* 4: 1; *Festuca pratensis* agg. 14: 1; *Anthoxanthum odoratum* 46: +; *Brachypodium* sp. 28: 1; *Betonica officinalis* 6: +; *Carex brizoides* 48: +; *Carex muricata* 46: +; *Cirsium palustre* 46: +; *Euphorbia cyparissias* 48: +; *Hypericum montanum* 46: +; *Lapsana communis* 14: +; *Myosotis arvensis* 4: +; *Taraxacum* sect. *Ruderalia* 47: +; *Vicia sepium* 48: +; *Acer platanoides* 4: r; *Dactylis glomerata* 14: r; *Epipactis helleborine* agg. 7: r; *Rumex obtusifolius* 14: r; *Scrophularia nodosa* 25: r; *Holosteum umbellatum* 1: r; *Tilia cordata* 4: r; *Thlaspi caerulescens* 4: r; *Malus sylvestris* agg. 4: r; *Melampyrum nemorosum* 25: r; *Prunus avium* 4: r; *Quercus rubra* 7: r;

E₀ – mechové patro: *Atrichum undulatum* 29: 2m; *Pleurozium subulatum* 50: +; *Plagiothecium* sp. 27: r.

Příl. 2: Hlavičková data k fytoocenologickým snímkům (v případě chybějících údajů bylo zapsáno „-1“). „Původní č.“ uvádí číslování v práci Samek (1957), „ČNFD“ je číselné označení snímku v České národní fytoocenologické databázi.

Snímek č.	Původní č.	ČNFD	Datum	Nadmořská výška (m)	Orientace svahu (°)	Sklon svahu (°)	E ₃ (%)	E ₂ (%)	E ₁ (%)	E ₀ (%)
31	112	115844	1957	280	270	8	-1	10	80	40
8	-	-	2. 6. 2015	410	270	6	45	25	65	5
30	108	115843	1957	340	315	7	-1	0	95	5
21	-	-	26. 6. 2015	365	315	7	70	20	75	10
42	-1	115864	1957	490	-1	-1	-1	5	30	10
12	-	-	6. 6. 2015	485	315	9	60	5	75	25
45	225	115867	1957	360	315	7	-1	10	80	5
15	-	-	6. 6. 2015	370	220	10	90	1	15	0
32	32	115845	1957	240	45	35	-1	5	95	5
10	-	-	5. 6. 2015	280	50	34	90	0	20	5
57	58	115890	1957	260	360	35	-1	5	50	30
26	-	-	18. 7. 2015	371	360	25	70	5	20	10
58	64	115891	1957	260	45	1	-1	0	50	-1
18	-	-	24. 6. 2015	273	45	2	65	5	60	50
51	55	115878	1957	250	-	0	-1	20	100	10
5	-	-	27. 5. 2015	231	-	0	55	20	90	0
52	43	115879	1957	260	-	0	-1	5	90	20
19	-	-	29. 6. 2015	265	-	0	70	15	80	5
53	44	115880	1957	230	-	0	-1	5	90	30
20	-	-	29. 6. 2015	263	-	0	50	20	90	10
54	35	115883	1957	240	203	35	-1	10	10	-1
11	-	-	5. 6. 2015	327	335	32	55	15	70	5
55	109	115885	1957	270	315	25	-1	1	30	50
17	-	-	9. 6. 2015	365	310	24	65	10	65	10

Snímek č.	Původní č.	ČNFD	Datum	Nadmořská výška (m)	Orientace svahu (°)	Sklon svahu (°)	E ₃ (%)	E ₂ (%)	E ₁ (%)	E ₀ (%)
56	46	115887	1957	300	315	40	-1	5	20	20
3	-	-	25. 5. 2015	337	300	17	60	10	65	10
37	57	115854	1957	340	45	8	-1	1	90	60
29	-	-	16. 9. 2015	355	80	3	25	45	70	10
38	224	115856	1957	410	225	3	-1	5	30	10
7	-	-	2. 6. 2015	410	270	3	80	5	30	0
39	218	115857	1957	410	135	3	-1	20	20	10
13	-	-	6. 6. 2015	437	130	5	85	1	10	25
40	221	115858	1957	400	180	2	-1	5	40	10
14	-	-	6. 6. 2015	338	180	4	70	10	90	0
41	219	115863	1957	370	225	4	-1	10	20	-1
22	-	-	14. 7. 2015	399	335	10	65	30	90	0
43	116	115865	1957	360	225	3	-1	0	20	50
24	-	-	14. 7. 2015	357	210	3	55	5	25	25
44	223	115866	1957	390	315	3	-1	5	20	20
23	-	-	14. 7. 2015	432	20	4	85	5	60	0
46	51	115868	1957	290	45	3	-1	5	90	30
4	-	-	27. 5. 2015	321	25	4	85	15	45	5
47	120	115869	1957	340	360	5	-1	0	70	70
27	-	-	15. 8. 2015	355	330	4	90	15	5	1
48	56	115870	1957	320	-1	-1	-1	10	80	25
2	-	-	25. 5. 2015	351	325	17	70	1	10	15
49	110	115876	1957	300	360	7	-1	5	80	30
16	-	-	9. 6. 2015	355	340	8	80	10	30	10
50	100	115877	1957	300	-	0	-1	60	90	10
6	-	-	27. 5. 2015	302	-	0	65	5	50	0

Snímek č.	Původní č.	ČNFD	Datum	Nadmořská výška (m)	Orientace svahu (°)	Sklon svahu (°)	E ₃ (%)	E ₂ (%)	E ₁ (%)	E ₀ (%)
33	121	115849	1957	380	-	0	-1	0	5	10
9	-	-	2. 6. 2015	410	-	0	60	40	40	5
34	111	115851	1957	350	270	4	-1	0	90	40
25	-	-	18. 7. 2015	357	270	6	70	10	30	5
35	115	115852	1957	350	-	0	-1	40	80	30
28	-	-	15. 8. 2015	347	-	0	60	10	50	5
36	117	115853	1957	300	315	5	-1	5	80	40
1	-	-	25. 5. 2015	360	315	6	60	20	50	10

Příl. 3: Poznámky, lokality a souřadnice fytoecologických snímků.

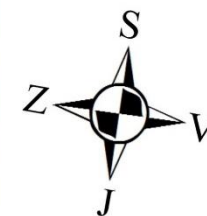
Snímek č.	Lokalita	Zem. šířka	Zem. délka	Poznámka
31	Klíneec. pol. Klíneec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 32a2	495227	142117	
8	Bojanovice (Střední Čechy), 517 m JV od žel. zast. Bojanovice	495148.8	142051.5	Borový les s výrazným keřovým patrem.
30	Klíneec. pol. Klíneec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 18c3	495227	142117	
21	Bojov (Střední Čechy), 780 m SV od žel. zast. Bojov	495300.1	142130.8	Částečně prosluněný smíšený porost s borovicí a dubem.
42	Klíneec. pol. Klíneec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. Pleš	495227	142117	
12	Nová Ves pod Pleší (Střední Čechy), 500 m SV od sanatoria Na Pleši	495018.2	141713.4	Chudý prosvětlený bor s dominantní borůvkou a kostřavou ovčí.
45	Klíneec. pol. Klíneec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 42b	495227	142117	
15	Bratřínov (Střední Čechy), 1 km JZ od kapličky na návsi v Bratřínově	495025.3	141935.6	Chudá bučina s dubem a borovicí.
32	Klíneec. pol. Klíneec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. (1a1)	495227	142117	
10	Měchenice (Střední Čechy), 140 m JZ od žel. zast. Měchenice	495437.2	142255.9	Svahová dubohabřina s častými habrovými polykormony.
57	Klíneec. pol. Klíneec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 18c9	495227	142117	
26	Bojov (Střední Čechy), 950 m SV od žel. zast. Bojov	495259.9	142139.7	Částečně prosluněná svahová habřina se starými habry.
58	Klíneec. pol. Klíneec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 8a8	495227	142117	
18	Klíneec (Střední Čechy), 330 m JV od žel. zast. Klíneec	495338.5	142138.8	Prosvětlená suchá dubohabřina s příměsí borovice.

Snímek č.	Lokalita	Zem. šířka	Zem. délka	Poznámka
51	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 11a	495227	142117	
5	Klínec (Střední Čechy), 840 m SV od žel. zast. Klínec	495357.1	142215.9	Niva potoka s pobřežním porostem.
52	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 17b3	495227	142117	
19	Klínec (Střední Čechy), 860 m JZ od žel. zast. Klínec	495322.3	142120	Potoční niva pod příkrým svahem s <i>Aceri-Tilietum</i> .
53	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 9c5	495227	142117	
20	Klínec (Střední Čechy), 700 m JZ od žel. zast. Klínec	495327.7	142122.9	Niva ohraničená potokem. Silně eutrofizované a prosvětlené prostředí.
54	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 3b2	495227	142117	
11	Trnová (Střední Čechy), 890 m JZ od zámku Trnová	495427	142119.8	Pobřežní svahový porost s pozůstatky vysokého tvrdého luhu.
55	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 18c9	495227	142117	
17	Bojov (Střední Čechy), 920 m SV od žel. zast. Bojov	495259.1	142138.5	Prosluněná stará habřina.
56	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 17b14	495227	142117	
3	Klínec (Střední Čechy), 890 m JZ od žel. zast. Klínec	495320.5	142125.6	Dubohabrová stráž s borovicí.
37	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 19a	495227	142117	
29	Bojov (Střední Čechy), 680 m SV od žel. zast. Bojov	495305.2	142118.7	Prosvětlený les s výrazným keřovým patrem. Dominantní zastoupení rodu <i>Rubus</i> .

Snímek č.	Lokalita	Zem. šířka	Zem. délka	Poznámka
38	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 31a	495227	142117	
7	Bojanovice (Střední Čechy), 730 m JV od žel. zast. Bojanovice	495145.1	14212.88	Starý borový les. Uplatňují se i mladší listnaté stromy.
39	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 54a	495227	142117	
13	Senešnice (Střední Čechy), 2 km SV od sanatoria Na Pleši	495026.3	141845.8	Stinný dubobukový les s příměsí borovice.
40	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 53a	495227	142117	
14	Senešnice (Střední Čechy), 2,3 km JV od sanatoria Na Pleši	494957.4	141904.3	Borovicový les s nitrofilní vegetací.
41	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 46b	495227	142117	
22	Čisovice (Střední Čechy), 580 m JZ od žel. zast. Čisovice	495111.5	141909.1	Vzrostlý smíšený les s nápadným zastoupením <i>Hedera helix</i> .
43	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 20a	495227	142117	
24	Bojov (Střední Čechy), 675 m SV od žel. zast. Bojov	495253	142129	Suchý bor nad strmou strání s příměsí dubu.
44	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 47b	495227	142117	
23	Čisovice (Střední Čechy), 780 m JZ od žel. zast. Čisovice	495104.4	141909.6	Smíšený zastíněný porost s borovicí a bukem.
46	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 11c3	495227	142117	
4	Klínec (Střední Čechy), 1km V od žel. zast. Klínec	495347.9	142225.6	Stinný borový les s dubem.
47	Klínec. pol. Klínec (mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 19b1	495227	142117	
27	Bojov (Střední Čechy), 700 m SV od žel. zast. Bojov	495309.2	142110.3	Starý stinný les s nastupujícími mladšími stromky.

Snímek č.	Lokalita	Zem. šířka	Zem. délka	Poznámka
48	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 17a5	495227	142117	
2	Klínec (Střední Čechy), 750 m JZ od žel. zast. Klínec	495324	142131.9	Chudý bor s ojedinělým starým bukem a několika menšími duby.
49	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 18b3	495227	142117	
16	Bojov (Střední Čechy), 1,1 km SV od žel. zast. Bojov	495301.9	142147	Stinná habřina na kamenité stráni s menším sklonem.
50	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 4a	495227	142117	
6	Klínec (Střední Čechy), 930 m SV od žel. zast. Klínec	495408.8	142208.2	Okraj lesa s potenciálně přirozeným porostem.
33	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 33a	495227	142117	
9	Bojanovice (Střední Čechy), 527 m JZ od žel. zast. Bojanovice	495149.1	142028.9	Prosvětlený chudý les s borovicí a modřínem.
34	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 20a	495227	142117	
25	Bojov (Střední Čechy), 680 m SV od žel. zast. Bojov	495255.1	142127.8	Částečně zastíněný smíšený les.
35	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 19a	495227	142117	
28	Bojov (Střední Čechy), 400 m SV od žel. zast. Bojov	495300.7	142103.8	Částečně prosluněný porost s borovicí a habrem.
36	Klínec. pol. Klínec (podél údolí Bojovského potoka mezi Měchenicemi a Bratřínovem), lesní odd. 17a	495227	142117	
1	Klínec (Střední Čechy), 890 m J od žel. zast. Klínec	495320.1	142136.3	Doubrava s borovicemi.

Příl. 4: Studované území – polesí Klíнец. Zobrazeny jsou opakované snímky, rozdělené do vegetačních skupin (ČÚZK, 2016); upraveno.



Vegetační skupina:

- Kyselý jehličnaté lesy
- Kyselý habřiny a bučiny
- Nitrofilní lesy

