

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



Vliv změn krajinné struktury na výskyt vybraných vzácných druhů CHKO Beskydy

Bc. Kateřina Španihelová

Diplomová práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součástí požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Ochrana a tvorba krajiny

Vedoucí práce: doc. RNDr. Tomáš Václavík, Ph.D.

Olomouc 2021

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením doc. RNDr. Tomáše Václavíka, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci dne 14. května 2021

.....

podpis

Španihelová K. (2021): Vliv krajinné struktury a její změny na výskyt vybraných vzácných druhů v CHKO Beskydy. Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 62 s., v češtině.

Abstrakt

Krajinná struktura ovlivňuje řadu jevů, které mají za následek úbytek druhové biodiverzity. Ztrátou biodiverzity jsou nejvíce ohroženy vzácné druhy, přičemž vzniklo velmi málo studií, které by se vzácným, avšak ne tolik ohroženým druhům věnovaly. V této práci studuji vliv dynamiky krajinné struktury jako jednoho z možných vysvětlení úbytku vybraných vzácných druhů v CHKO Beskydy. Jsou jimi *Allium victorialis*, *Asplenium viride*, *Cardamine trifolia*, *Laserpitium latifolium* a *Valeriana tripteris subsp. austriaca*. Tyto druhy vykazují v rámci studovaného území, značný ústup. V minulosti existovalo celkem 35 lokalit, přičemž na 16 z nich nebyl v posledních letech výskyt potvrzen. Z terénního šetření však nebylo vždy možné určit příčinu vymizení na lokalitě. Mými cíli bylo porovnat, zda se liší vývoj krajinné struktury a krajinného pokryvu na lokalitách s aktuálním výskytem a bez aktuálního výskytu druhu. Tato analýza byla provedena v rámci měřítek 500 m, 250 m a 100 m a přinesla v těchto měřících různé výsledky. Jediná proměnná, která vyšla signifikantně pro všechna tři měřítka je aktuální zastoupení jehličnatého lesa, kdy se ukázalo, že na lokalitách s aktuálním výskytem druhu je jeho zastoupení větší. Nicméně samotná změna této proměnné mezi historickými a aktuálními údaji potvrzena nebyla a vliv jehličnatého lesa na druhy patrně neměl takový vliv. Proměnná, která vysvětluje vymizení druhů na lokalitách je změna v zástavbě, kdy na lokalitách, kde se aktuálně druhy nevyskytují došlo k většímu rozvoji zástavby. Tento výsledek odpovídá předchozím domněnkám, které upozorňují na to, že studované druhy ustupují převážně díky působení lidské činnosti a rozšíření zástavby. A to i přesto, že se jedná o území, kde jsou tyto činnosti regulované, neboť se jedná o chráněné území. Tato studie přináší nové poznatky o vlivu dynamiky krajiny na vzácné druhy rostlin. Zároveň jsou tyto poznatky využitelné pro potřeby plánování krajiny a jejího využívání.

Klíčová slova: Beskydy, biodiverzita, historický výskyt, krajinné indexy, krajinná struktura, krajinný pokryv, vzácné druhy

Španihelová K. (2021): Influence of landscape structure and its changes on distribution of rare floral elements of PLA Beskydy. Diploma Thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc, 62 pp., in Czech.

Abstract

Landscape structure affects a number of phenomena that result in the loss of species biodiversity. Rare species are most at risk from biodiversity loss, but only a few studies addressed rare but less endangered species. In this study I examined the influence of landscape structure as one of the possible explanations for the loss of selected rare species in the Beskydy Protected Landscape Area. These are *Allium victorialis*, *Asplenium viride*, *Cardamine trifolia*, *Laserpitium latifolium* and *Valeriana tripteris subsp. austriaca*. These species show a significant population decline in the studied area. In the past, there were a total of 35 localities, 16 of which have not been confirmed in recent years. However, the cause of their disappearance was not always possible to determine from local field surveys. Therefore, my goals were to compare whether the changes in landscape structure and land cover differ between localities with or without current occurrence. This analysis was performed at 500 m, 250 m and 100 m scales and yielded different results at these scales. The only variable that was significant for all three scales is the current extent of coniferous forest, which had higher area in localities with the current occurrence of the species. However, the change in this variable between historical and current data alone has not been confirmed and the impact of coniferous forest on sites has probably not had as much effect. The main variable that explained species occurrence the smallest scale was the change in development, showing larger extent of developed areas in localities where species do not currently occur. This result corresponds to previous assumptions, which point out that the studied species are declining mainly due to anthropogenic pressure and the expansion of development. This study brings new knowledge about the effect of landscape dynamics on rare plant species that can be used for landscape planning and management.

Keyword: Beskydy, biodiversity, historical distribution, landscape index, landscape structure, land cover, rare species

Obsah

Seznam tabulek	vii
Seznam obrázků	viii
Seznam zkratk	x
Poděkování	xi
1. Úvod	1
2. Cíle práce	5
3. Materiál a metody	6
3.1 Popis území	6
3.2 Popis vybraných druhů.....	8
3.3 Příprava dat	19
3.4 Analýza dat.....	23
4. Výsledky	26
4.1 Buffer 500 m	27
4.2 Buffer 250 m	31
4.3 Buffer 100 m	34
5. Diskuze	37
6. Závěr	43
7. Literatura	44
Přílohy	48

Seznam tabulek

Tabulka 1: Seznam vybraných krajinných indexů	22
Tabulka 2: Studované proměnné a jejich zkratky	24

Seznam obrázků

Obrázek 1: Fytogeografie CHKO Beskydy	7
Obrázek 2: <i>Allium victorialis</i> v PP Rýchory	9
Obrázek 3: Výskyt <i>Allium victorialis</i> v ČR	10
Obrázek 4: Výskyt <i>Allium victorialis</i> v CHKO Beskydy	10
Obrázek 5: <i>Asplenium viride</i> na lokalitě Miloňov	11
Obrázek 6: Výskyt <i>Asplenium viride</i> v ČR	12
Obrázek 7: Výskyt <i>Asplenium viride</i> v CHKO Beskydy	12
Obrázek 8: <i>Cardamine trifolia</i> v údolí Černé Ostravice	13
Obrázek 9: Výskyt <i>Cardamine trifolia</i> v ČR	14
Obrázek 10: Výskyt <i>Cardamine trifolia</i> v CHKO Beskydy	14
Obrázek 11: <i>Laserpitium latifolium</i> ve Velkých Karlovicích	15
Obrázek 12: Výskyt <i>Laserpitium latifolium</i> v ČR	16
Obrázek 13: Výskyt <i>Laserpitium latifolium</i> v CHKO Beskydy	16
Obrázek 14: <i>Valeriana tripteris subsp. austriaca</i>	17
Obrázek 15: Výskyt <i>Valeriana tripteris subsp. austriaca</i> v ČR	18
Obrázek 16: Výskyt <i>Valeriana tripteris subsp. austriaca</i> v CHKO Beskydy	18
Obrázek 17: Tři zvolená měřítka (buffery)	19
Obrázek 18: Buffer o velikosti 500 m tvořený polygony a rastery	21
Obrázek 19: Korelační matice pro Buffer 500 m	27
Obrázek 21: Změny v zastoupení mimolesní vegetace	28
Obrázek 20: Změny v Shannonově Indexu diverzity	28
Obrázek 22: Aktuální zastoupení jehličnatého lesa	29
Obrázek 23: Logistická regrese – Aktuální zastoupení jehličnatého lesa	30
Obrázek 24: Logistická regrese – změny v mimolesní vegetace	30
Obrázek 25: Korelační matice pro buffer 250 m	31
Obrázek 26: Aktuální zastoupení jehličnatého lesa	32
Obrázek 27: Aktuální bohatost plošek	32
Obrázek 28: Logistická regrese – Aktuální zastoupení jehličnatého lesa	33
Obrázek 29: Korelační matice pro buffer 100 m	34
Obrázek 30: Aktuální zastoupení jehličnatého lesa	35

Obrázek 31: Rozdíly v zastoupení zástavby	35
Obrázek 32: Logistická regrese – Aktuální zastoupení jehličnatého lesa.....	36
Obrázek 33: Logistická regrese – Změna v zástavbě.....	36

Seznam zkratek

AIC – Akaikovo informační kritérium

AREA_MN – index průměrné velikosti plošek

CONTAG – index rozprostření

ČÚZK – český úřad zeměměřičský a katastrální

ČR – Česká republika

ED index – index hustoty okrajů

CHKO – chráněná krajinná oblast

LPI – index největší plošky

LSI – index tvaru plošky

GPS – globální polohový systém

PP – přírodní památka

PD index – index hustoty plošek

PR index – index bohatosti plošek

SHDI – Shannonův index diverzity

VGHMÚř – vojenský geografický a hydrometeorologický úřad

Poděkování

Velmi děkuji vedoucímu mé diplomové práce doc. RNDr. Tomáši Václavíkovi, Ph.D. za odborné vedení, připomínky a rady ale také za trpělivost a přátelský přístup. Zároveň děkuji svým nejbližším – mamince, Danovi a Barunce za podporu v rámci celého mého studia.

V Olomouci 14. května 2021

1. Úvod

Vliv krajinné struktury na biotu je významný. V minulosti proběhla celá řada výzkumů, která toto tvrzení potvrdila. Krajinná struktura například ovlivňuje migraci (Collingham & Huntley 2000), ztrátu stanovišť (Fahrig 2003), tok genů mezi populacemi (Oostermeijer et al. 2003; Sork & Smouse 2006) a v neposlední řadě také invazi a expanzi druhů (Basnou et al. 2015; Szymura et al. 2016). Všechny tyto jevy mají velký vliv na biodiverzitu, neboť ta je podle teoretických modelů ovlivněna zejména heterogenitou prostředí a schopností druhů šířit se v krajině (Mouquet et al. 2006). Samotná biodiverzita je tedy ovlivněna vzájemným působením místních a krajinných procesů. Z toho vyplývá nutnost vnímat krajinu a společenstva jako celek, nikoliv jako izolované soubory stanovišť a druhů (Schmucki et al. 2012).

Heterogenita prostředí i schopnost druhů šířit se v krajině jsou jevy úzce spojeny s tím, jak je krajina využívána (Forman & Godron 1993). Pakliže dojde ke změně krajinné struktury, může dojít k výraznému narušení těchto procesů. Dokonce se předpokládá, že suchozemské ekosystémy budou ohroženy úbytkem biodiverzity v důsledku změn ve využívání krajiny více než samotná změna klimatu, či depozice dusíku (Sala et al. 2000). Velmi znepokojující je fakt, že úbytek biodiverzity se negativně odráží na kvalitě celého ekosystému (Mace et al. 2012) a v závěru také na kvalitě života lidské společnosti. Je tedy pochopitelné, že zachování biodiverzity se stalo hlavním cílem ochrany přírody.

Ztrátou biodiverzity jsou nejvíce ohroženy vzácné druhy. Vzácnost druhu je totiž často způsobena malým areálem výskytu, specifickými nároky na stanoviště, či nízkou početností populací (Robinowitz 1984). Zásadním rozdílem oproti termínu „ohrožený druh“ je, že vzácné druhy jsou vzácné z hlubších evolučních a ekologických příčin, nikoli díky negativnímu působení člověka. Samotná vzácnost vychází z biologie a celého životního cyklu daného druhu a často nesouvisí s konkurenční nedostatečností (Robinowitz 1984). Nicméně při negativním působení lidské činnosti dochází k ohrožení těchto druhů daleko rychleji než u druhů běžných. Riziko vymření se zvětšuje zejména při zmenšování areálu výskytu, a to i v případě, že velikosti recentních populací zůstávají velké (Harnik et al. 2012).

Vzniklo více studií, které se věnovaly krajinné struktuře a vlivu na rostliny, popřípadě rostlinné invaze, ovšem vliv na vzácné druhy byl do nedávna spíše opomíjen.

Přítom na změny v krajinné struktuře mohou vzácné druhy reagovat odlišně než druhy běžné, či společenstva jako celek. Ukazuje se například, že je pro vzácné druhy daleko více zásadní menší krajinné měřítko s přihlédnutím k lokálním podmínkám (Miller et al. 2015). Vzácné druhy byly zároveň přehlíženy ve vztahu k jejich funkční roli v ekosystémech.

Přítom velká spousta druhů je v ekosystémech vzácná (Jain et al. 2014; Kunin & Gaston 1993). Opomíjení vzácných druhů bylo ovlivněno více faktory, například se předpokládalo, že vzácné druhy mají nižší dopady na ekosystémy. Ať kvůli nízké biomase, či malé početnosti. To způsobovalo určitý rozkol, protože vzácné druhy jsou zároveň častým objektem zájmu ochrany přírody. Nicméně i přes nevelký počet výzkumů věnujících se vzácným druhům, většina z nich jejich vliv na fungování ekosystému potvrzuje (Lyons et al. 2005; Soliveres 2016). Při vymírání vzácných druhů v ekosystémech může totiž docházet k rychlejšímu poklesu funkční bohatosti a také může ztráta vzácných druhů vyvolat další pokles mezi ostatními druhy (Leitão et al. 2016). Tím pádem dochází v závěru k překonání rozkolu, neboť ochranou vzácných druhů zajišťujeme ochranu biodiverzity, čímž zároveň zajišťujeme fungování ekosystémových služeb (Soliveres 2016). Je tedy zásadní na vzácné druhy vztahovat pozornost. Avšak abychom mohli nastolit vhodnou ochranu druhů, či zajistit efektivní využívání krajiny, je třeba znát procesy, které se v krajině odehrávají. Také je důležité odhalit, jaký vliv má na tyto procesy lidská činnost. Odpovědi lze nalézt při výzkumu krajinné struktury.

Vzácné druhy, kterými se zabývám ve své diplomové práci, nejsou v popředí druhové ochrany, neboť jejich rozšíření jak v ČR, tak v Beskydech bylo vždy poměrně vzácné, a tedy neovlivněné člověkem. Jsou jimi *Allium victorialis* (česnek hadí), *Asplenium viride* (sleziník zelený), *Cardamine trifolia* (řeřišnice trojlistá), *Laserpitium latifolium* (hladýš širolistý) a *Valeriana tripteris subsp. austriaca* (kozlík trojený rakouský). Jejich vzácnost souvisí s ekologií a fytogeografií, neboť většina má na území CHKO Beskydy hranici svého rozšíření. Nicméně z terénních průzkumů, které v posledních letech proběhly (Popelářová et al. 2011; Španihelová 2019) vyplývá, že tyto druhy trpí na území CHKO Beskydy značným ústupem, což svědčí o negativních jevech, které se v krajině Beskyd odehrávají. V konečném důsledku to znamená, že z druhů přirozeně vzácných se mohou stát druhy ohrožené. To je samozřejmě hrozba pro zachování biodiverzity.

V této práci navazuji na svou bakalářskou práci (Španihelová 2019), kde jsem se věnovala historickému a současnému rozšíření vzácných a fytogeograficky významných druhů na území CHKO Beskydy. Pracovala jsem s historickými záznamy o výskytu druhů a dále jsem ověřovala jejich aktuální výskyt v terénu. Na lokalitách, kde jsem aktuální výskyty nepotvrdila, jsem často nebyla schopna jednoznačně odpovědět, proč zde daný druh pravděpodobně vymizel. V literatuře se můžeme dočíst, že úbytek druhů způsobily změny v hospodaření. Například Sedláčková (Sedláčková 2003) v souvislosti s výskytem *Valeriana tripteris subsp. austriaca* v obci Staré Hamry hovoří o ústupu druhu díky působení lidské činnosti. Při terénním šetření však nebylo vždy možné tyto úvahy potvrdit, či je podložit jednoznačnými důkazy.

Jisté příčiny ústupu těchto druhů tedy zatím nebyly zcela objasněny. Je mnoho faktorů, které mohly vymizení na lokalitách ovlivnit. Odpověď nám může dát právě zkoumání krajinné struktury a její změny. Nasvědčuje tomu úbytek lokalit těchto druhů po druhé světové válce, kdy na celém území došlo ke značným změnám jak v krajinné struktuře, tak v krajinném pokryvu. V této práci se tedy primárně zabývám změnou, která na lokalitách proběhla. Nicméně vybrané druhy se ve svých nárocích na prostředí významně liší. Dále se liší i ve své vzácnosti, ve svém ohrožení a biologii. To, co mají však tyto druhy společné je to, že jsou v rámci CHKO Beskydy vzácné a v posledních letech spíše na ústupu.

Allium victorialis je druh vázán na horské bezlesé oblasti. Nicméně se může i ojediněle vyskytovat také v lesích nížin. Jeho celkový areál je poměrně velký, a kromě hor Evropy se vyskytuje také v Asii (Krahulec & Duchoslav 2010). Nicméně jeho výskyt má ostrůvkovitý charakter a mnohé populace jsou ohroženy. Například v Koreji je druh negativně ovlivněn úbytkem stanovišť a turismem (Shin et al. 2010). Další studovaný druh, *Asplenium viride*, je vázán na skály a sutě. Tyto biotopy jsou v Beskydech velmi vzácné. Vyskytuje se velmi roztroušeně v horských oblastech Evropy, ale i v Asii a Severní Americe (Křísa 1988). *Cardamine trifolia* je alpsko-karpatský druh, vyskytující se pouze v horských oblastech Evropy (Hrouda 1992). *Valeriana tripteris subsp. austriaca* je podobně jako *Cardamine trifolia* zástupce alpsko-karpatské květeny a také se vyskytuje pouze v Evropě. Populace na území Moravy (Žďárské vrchy) jsou považovány za západní hranici areálu druhu v rámci Karpat (Holub & Kirchner 1997). *Laserpitium latifolium* je v CHKO Beskydy vzácný prvek teplomilné květeny. Typicky se vyskytuje v lemových společenstvech luk a světlých lesů (Sedláčková 2003).

Pět vybraných vzácných druhů se na území CHKO Beskydy v historii vyskytovalo na 35 lokalitách. Z toho se na 19 lokalitách aktuálně stále vyskytují a na zbylých 16 lokalitách druhy nebyly potvrzeny (Španihelová 2019). Na základě porovnávání mezi těmito dvěma skupinami chci ověřit, zda na lokalitách bez potvrzeného výskytu byla dynamika krajiny jiná než na lokalitách s potvrzeným výskytem. Pakliže zde došlo k jiným změnám, může to být důkaz toho, že krajinná struktura, popřípadě krajinný pokryv, mohla mít na výskyt studovaných druhů určitý vliv.

2. Cíle práce

Hlavním cílem mé diplomové práce je zjistit, zda má krajinná struktura a krajinný pokryv vliv na výskyt vybraných druhů. Mezi další dílčí cíle patří:

- Vyhodnotit rozdíly v aktuálním stavu krajiny na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu pro měřítka o velikosti bufferu 500 m, 250 m a 100 m.
- Vyhodnotit historickou změnu v krajinné struktuře mezi roky 1937 a 2018, a to opět pro měřítka o velikosti bufferu 500 m, 250 m a 100 m.
- Porovnat případné rozdíly ve vyhodnocení mezi jednotlivými zvolenými měřítky.

3. Materiál a metody

3.1 Popis území

Přírodní podmínky: CHKO Beskydy je součástí západního oblouku Karpat. Tomu také odpovídá zdejší geologické složení, neboť podloží je tvořeno flyšem. V severní části území se nachází Moravskoslezské Beskydy, které se skládají z nevápnitého godulského flyše. V jižní části CHKO, konkrétně v oblasti Vsetínských vrchů, se nachází flyš magurský, který je bohatší na vápnité jílovce a pískovce (Popelářová et al. 2011). Díky tomu jsou Vsetínské vrchy bohatější z hlediska květeny oproti území Moravskoslezských Beskyd. Nejčastějším půdním typem jsou kambizemě. Dále se zde nachází podzoly, a to ve vyšších nadmořských výškách. Vzácněji se zde vyskytují také pseudogleje (Popelářová et al. 2011).

Z hlediska reliéfu je území značně různorodé. Je zde vysoká procentuální svažitost a díky přítomnému flyši zde také často dochází k sesuvům. Tyto sesuvy často způsobují vznik pseudokrasu a svahových pramenišť (Popelářová & Ohryzková 2013). Byť jsou v CHKO Beskydy vzácné skalní útvary, najdeme zde zajímavé pozůstatky mrazového zvětrávání, například mrazové sruby, či izolované skály (Bína & Demek 2012). Nejvyšší bod se nachází na Lysé Hoře (1323 m n. m.).

V území se nachází dvě klimatické oblasti. Většina území patří do chladné klimatické oblasti. Mírně teplou oblast najdeme pouze v údolí Rožnovské Bečvy, Vsetínské Bečvy a Senice (Quitt 1971). Největší úhrn srážek spadne na Lysé Hoře (1391 mm/rok) a zde jsou také pravidelně měřeny nejnižší teploty (roční průměr 2,6 °C). Naopak nejteplejší klima se nachází v okolí Vsetína (roční průměr 7 °C). Celkově je území na srážky bohaté, spadne jich zde průměrně 750 mm/rok, v některých oblastech dokonce i více (Popelářová et al. 2011). V CHKO Beskydy najdeme dvě povodí. Severní část odvodňují řeky Olše a Ostravice, které se následně vlévají do řeky Odry. Jižní část odvodňují řeky Rožnovská a Vsetínská Bečva, které se vlévají do řeky Moravy. V oblasti se nachází celá řada pramenů, naopak jsou zde vzácné přirozené vodní nádrže.

Vegetace a fyto geografie: Mezi nejčastější vegetaci patří smrkové monokultury, které se nachází až na 70 % území. Přirozené smrčiny se nachází pouze v nejužší položených oblastech. Další vegetaci tvoří kyselé bučiny (na severu), květnaté bučiny (na jihu) a suťové lesy (Popelářová & Ohryzková 2013). V rámci bezlesí se setkáme

nejčastěji s luční vegetací, včetně orchidejových luk. Velmi vzácně se zde nachází mokřadní vegetace, luční prameniště, či vegetace skal (Koutecký et al. 2009). Z hlediska fyto geografie se jedná o území poměrně variabilní. Najdeme zde prvky jak typicky karpatské, tak i alpsko-karpatské, subalpínské, či vzácněji i prvky subatlantské (Hendrych 1984). Území je členěno do sedmi fytochorionů. Studované druhy se vyskytují v rámci tří, a to fytochorion 80a. Vsetínská kotlina, 82. Javorníky a 99a. Radhošťské Beskydy (obr. 1).

Historie osídlení: Území Beskyd bylo ve srovnání z jinými částmi ČR osídleno později. Prvními příchozími byli moravští kolonizátoři, kteří však osidlovali převážně jen údolní oblasti. Jednalo se o tzv. vnitřní kolonizaci, která probíhala ve 13. a 14. století. V té době začaly v území vznikat první osady, které daly za vznik dnešnímu charakteru osídlení (například města Valašské Meziříčí, Vsetín, Rožnov pod Radhoštěm). Výše položené části hor byly osídleny až díky Valašské kolonizaci v průběhu 16. století. V tomto období také došlo k významným změnám v krajinném pokryvu. Lesy byly ve velkém klučeny a v období nejvíce rozvinutého pastevectví zaujímaly jen 30 % rozlohy hor (Popelářová & Ohryzková 2013). Hlavním důvodem byl zisk pastvin a luk. Tento trend se s postupným nárůstem lesa držel až do 50. let 20. století. V roce 1937 bylo tedy v rámci Beskyd větší zastoupení luk a pastvin, než je tomu dnes.



Obrázek 1: Fyto geografie CHKO Beskydy (© Petr Wolf in Popelářová et al. 2011)

3.2 Popis vybraných druhů

Celkem bylo vybráno pět druhů – *Allium victorialis*, *Asplenium viride*, *Cardamine trifolia*, *Laserpitium latifolium* a *Valeriana tripteris subsp. austriaca*. Druhy byly vybírány z širšího počtu druhů, kterými jsem se zabývala v rámci bakalářské práce. Ne všechny tyto druhy však splňovaly důležité předpoklady pro moji diplomovou práci. Například nebyly vybírány druhy, jejichž historické lokality nebylo možné přesně určit (chyběly přesné historické záznamy o lokaci), či byly na tyto lokality rostliny vysazeny, a tedy se zde v roce 1937 pravděpodobně nevyskytovaly. Důležitým předpokladem pro mou diplomovou práci je totiž to, že studovaná lokalita hostila daný druh i v roce 1937. Seznam všech zkoumaných lokalit a jejich GPS je v příloze č. 1.

Nomenklatura byla sjednocena podle Klíče ke květeně České republiky (Kaplan et al. 2019). Uvedené mapy rozšíření druhů v rámci ČR, které byly převzaty z portálu Pladias (Pladias 2021), jsou v zásadě dvojího typu. Mapy, kde je pro výskyt použito šedých bodů, neprošly zatím odbornou revizí a jejich přesnost tedy nemusí být zajištěna. Naopak body černé značí zrevidovaný, a tedy i důvěryhodný záznam. Mapy ohledně výskytu druhů v rámci CHKO Beskydy byly převzaty z mé bakalářské práce (Španihelová 2019). Oranžové body značí lokality, které nebyly v rámci bakalářské práce zkoumány z důvodu velmi obecného popisu v historických pramenech. Výskyt daného druhu je tedy na takto označených lokalitách možný, avšak neověřený. A proto nejsou tyto lokality do mé diplomové práce zahrnuty.

***Allium victorialis* (česnek hadí)**

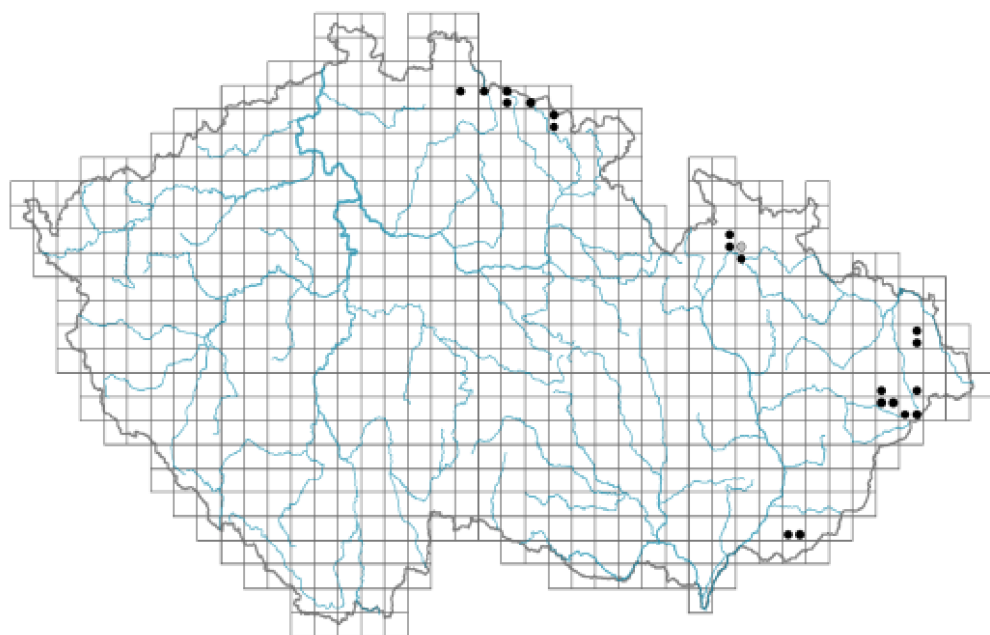
Druh patří do čeledi *Alliaceae* (česnekovitě). Podle Červeného seznamu ČR je veden jako C2t, tedy silně ohrožený, ustupující druh. Zákonem je mu přidělena ochrana kategorie O, ohrožený druh (Grulich 2017). Je vázán na subalpínské vysokostébelné trávníky (montánní a subalpínský stupeň), vzácněji se vyskytuje také v lesích, či v nižších polohách. Kvete od června do srpna. Rozmnožuje se semeny, či vegetativně. Mezi strategie šíření patří převážně autochorie (Pladias 2021).

V ČR se druh vyskytuje v oreofytiku, a to v Krkonoších, Hrubém Jeseníku a v Moravskoslezských Beskydech. V mezofytiku se druh vyskytuje ojediněle, a to v Bílých Karpatech a u Havířova (obr. č. 3). V CHKO Beskydy je druh znám hlavně z masivu Radhoště (obr. č. 4). Později byly objeveny další dvě lokality, a to na území obce Bílá. První populace se nachází v části Hlavatá, ve smrčíně (Dančák 2015 in Kocián 2019). Druhá u horního toku Smradlavy ve smíšeném lese (Vašut & Vašutová 1998 in Pladias 2021). Česnek hadí byl v historii uváděn také na Čertově mlýně a na Lysé hoře, na obou lokalitách však nebyl v posledních letech jeho výskyt potvrzen (Kočí 1999; Španihelová 2019).

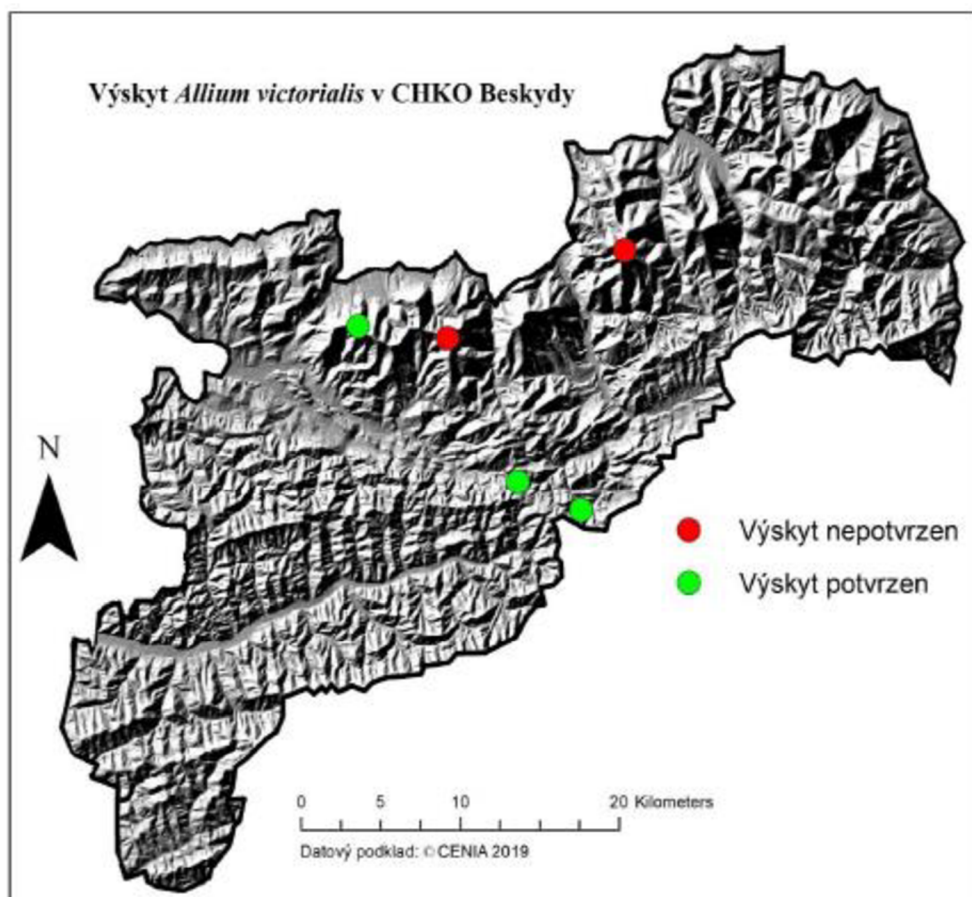


© Ester Lajkepová

Obrázek 2: *Allium victorialis* v PP Rýchory (© Lajkepová in Michalcová 2013)



Obrázek 3: Výskyt *Allium victorialis* v ČR (© Krahulec & Duchoslav in Pladias 2021)



Obrázek 4: Výskyt *Allium victorialis* v CHKO Beskydy (© Španihelová 2019)

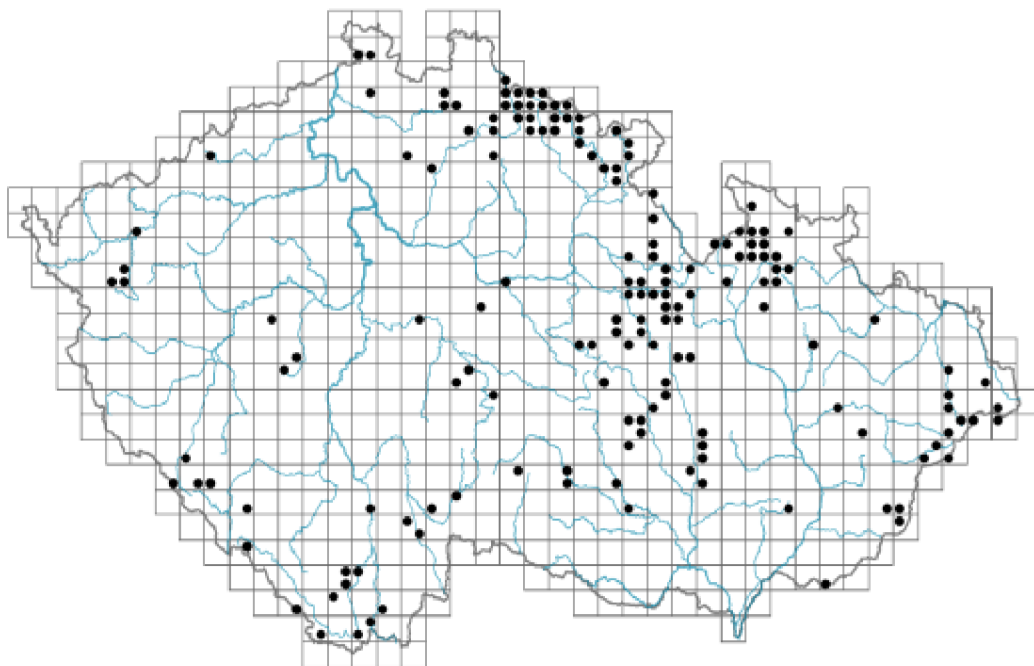
***Asplenium viride* (sleziník zelený)**

Sleziník zelený patří do čeledi *Aspleniaceae* (sleziníkovité). Dle Červeného seznamu ČR je veden jako C3, ohrožený druh. Zákonem chráněn není (Grulich 2017). Je vázán na skalnaté biotopy, převážně vápnatých hornin, zároveň vyhledává stinné a vlhké stanoviště (Křisa 1988). Lze ho pozorovat od podhůří až do hor. Rozmnožuje se výtrusy, které tvoří od června do září. Strategie šíření je převážně anemochorie (Pladias 2021).

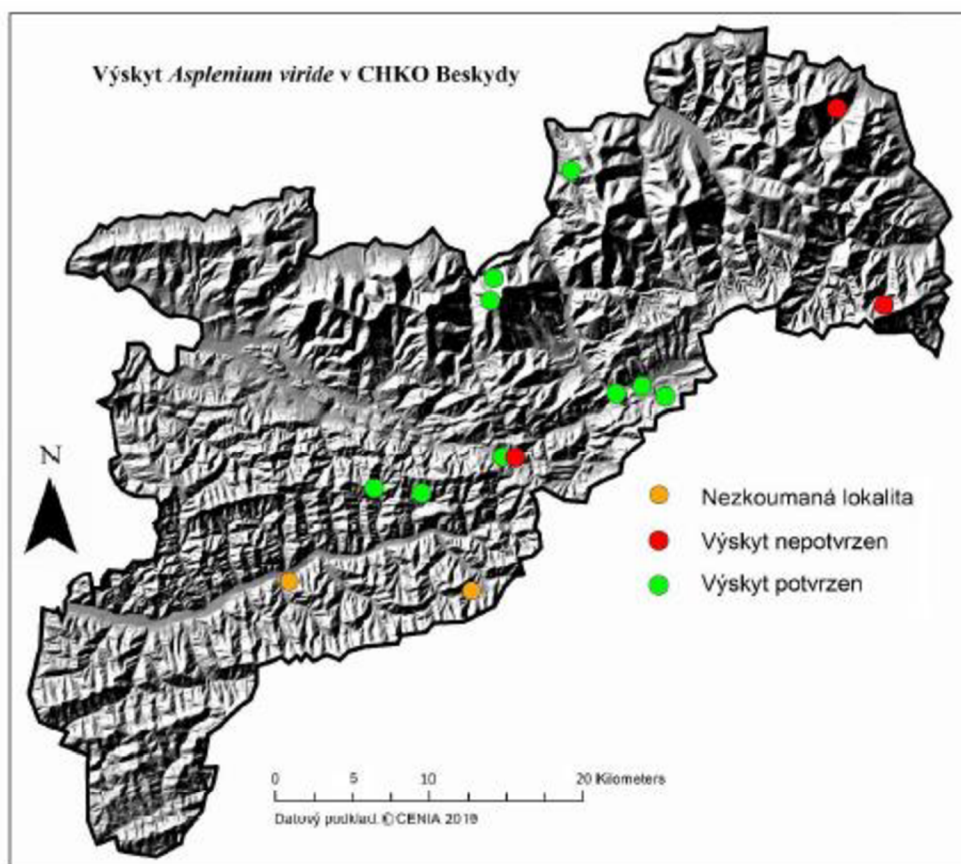
V ČR je výskyt druhu velmi roztroušený, vázaný na oreofytikum (obr. č. 6). Největší populace se nachází v Krkonoších, v Jeseníkách a také v Beskydech. V mezofytiku je jeho výskyt vzácný, přičemž v termofytiku již jen ojedinělý (Křisa 1988). V rámci CHKO Beskydy je druh historicky zmiňován celkem na 14 lokalitách (obr. č. 7). K roku 2019 je druh potvrzen celkem z 9 lokalit. Ponejvíce se jedná o pískovcová skaliska, či jednotlivé pískovcové balvany, které se nachází ve stinných částech lesa, či říčního údolí. Nejpočetnější populace se nachází v obci Bílá, při vrchu Stupný, kde roste více jak 200 trsů tohoto druhu (Španihelová 2019).



Obrázek 5: *Asplenium viride* na lokalitě Miloňov (© Kateřina Španihelová)



Obrázek 6: *Výskyt Asplenium viride* v ČR (© Ekrt in Pladias 2021)



Obrázek 7: *Výskyt Asplenium viride* v CHKO Beskydy (© Španihelová 2019)

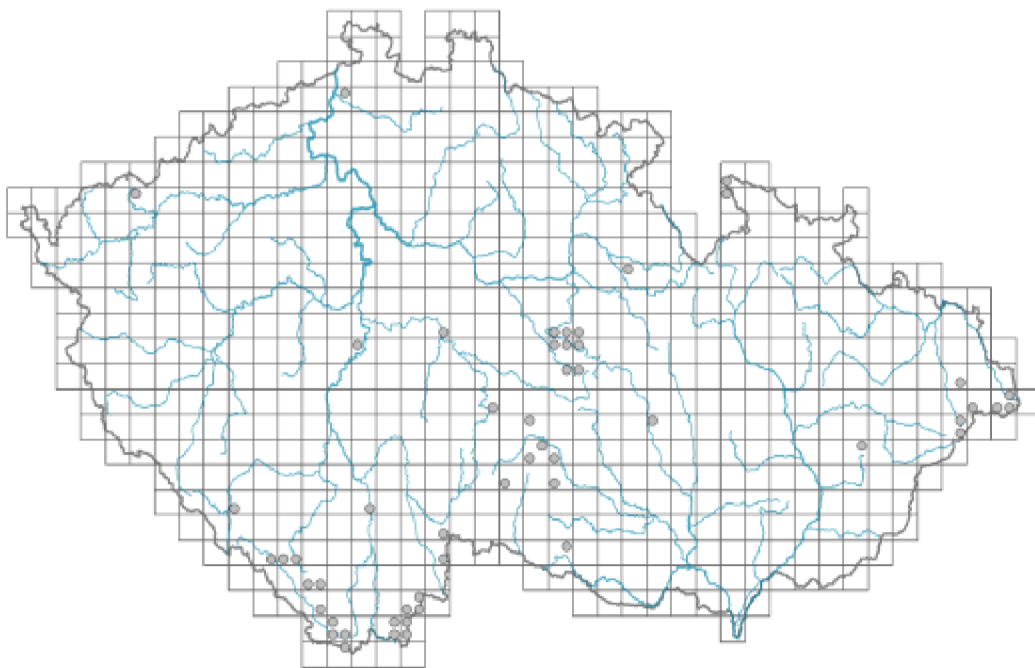
***Cardamine trifolia* (řeřišnice trojlistá)**

Druh se řadí do čeledi *Brassicaceae* (brukvovité). Podle Červeného seznamu ČR je veden jako C3, ohrožený taxon. Dle zákona není chráněn (Grulich 2017). Řeřišnice trojlistá se vyskytuje v bučinách, jedlobučinách a také ve smrkových monokulturách, a to od podhůří až do hor. Jedná se o druh vyhledávající stinné biotopy (Hrouda 1992). Kvete od dubna do května. Rozmnožuje se semeny či vegetativně. Mezi strategie šíření patří zejména autochorie (Pladias 2021).

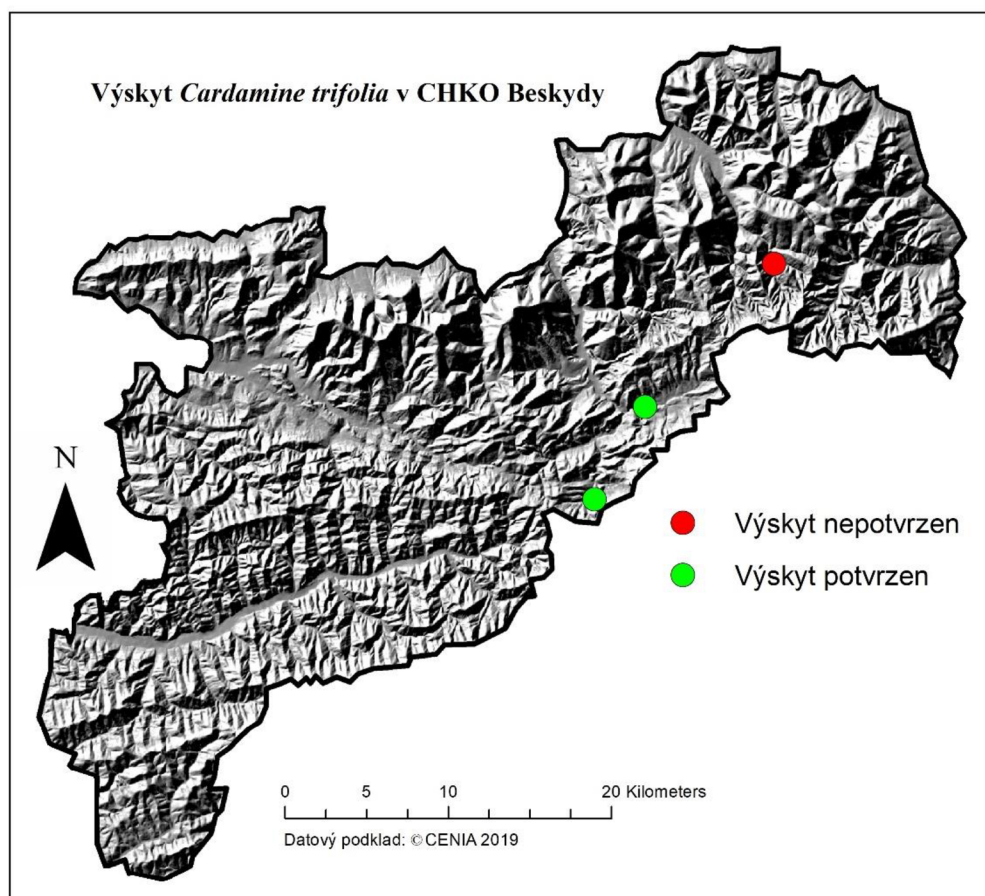
V rámci ČR je druh vázaný zejména na oreofytikum a mezofytikum. Jeho rozšíření je roztroušené a spíše izolované (Hrouda 1992). Souvislejší výskyt se nachází v Novohradských horách (obr. č. 9). V CHKO Beskydy je druh rozšířen velmi ostrůvkovitě. Nejstarší záznamy uvádí více populací z údolí Černé Ostravice a později také z oblasti dnešní PP Lišková. Tato PP byla vyhlášena právě na základě nálezu tohoto druhu, neboť se zde v bukovém lese nachází velmi početná populace (Popelářová et al. 2011; Španihelová 2019). Lze předpokládat, že se druh v rámci Beskyd nachází na více mikrolokalitách, neboť se ukazuje, že druh dokáže dlouhodobě žít v méně početných populacích a zároveň roste i ve smrkových monokulturách (Popelářová et al. 2011).



Obrázek 8: *Cardamine trifolia* v údolí Černé Ostravice (© Španihelová 2019)



Obrázek 9: Výskyt *Cardamine trifolia* v ČR (© Pladias 2021)



Obrázek 10: Výskyt *Cardamine trifolia* v CHKO Beskydy (© Španihelová 2019)

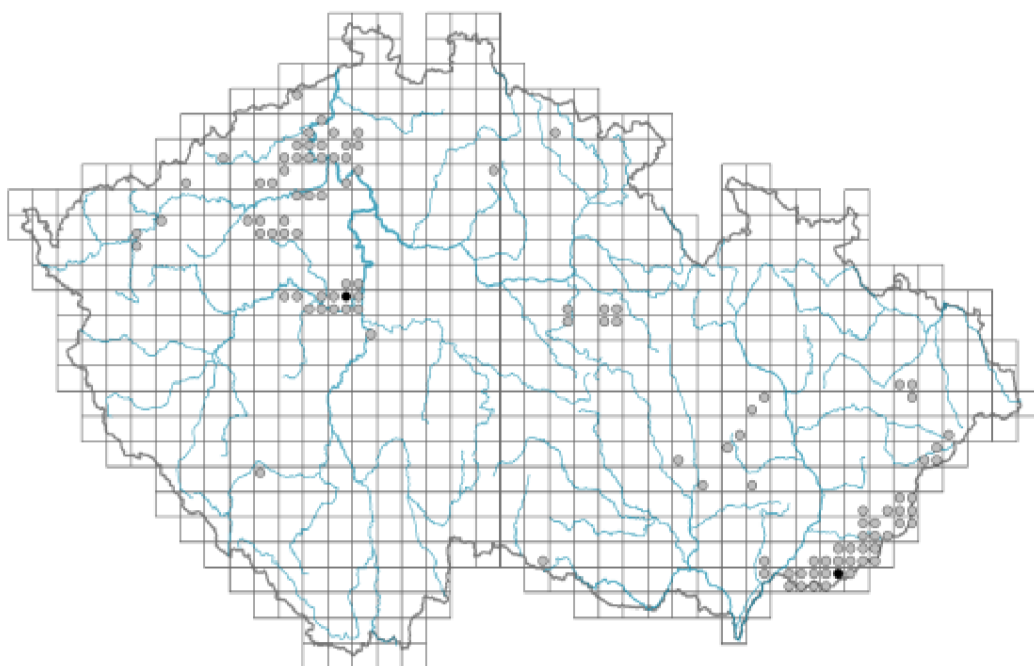
***Laserpitium latifolium* (hladýš širolistý)**

Hladýš širolistý patří do čeledi *Apiaceae* (miříkovité). Dle Červeného seznamu ČR je druh v kategorii C3, ohrožený. Z hlediska zákona druh chráněn není (Grulich 2017). Vyskytuje se zejména na biotopech luk, světlých lesů, či na jejich okrajích. Typicky je vázaný na podklady bohatější na živiny a vápenec ve vegetačním stupni pahorkatin (Grulich 1997). Kvete od července do srpna. Rozmnožuje se semeny, a to převážně strategií autochorie (Pladias 2021).

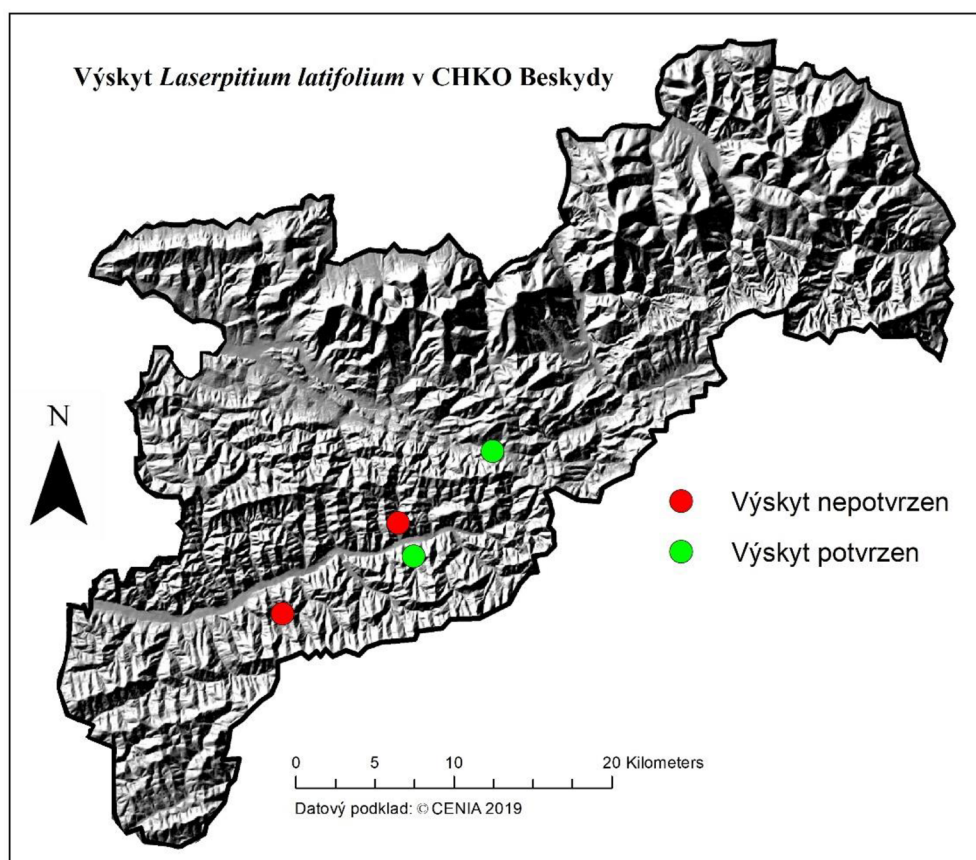
Rozšíření v ČR má roztroušený charakter vázaný převážně na mezofytikum a termofytikum, například České středohoří, Český kras, či Bílé Karpaty (obr. č. 12). Mezi nejisté a patrně i zaniklé lokality patří například oblasti v Doupovských vrších, v okolí Brna, v Železných horách, na Prostějovsku, u Štramberka, či v Javorníkách (Grulich 1997). Historické záznamy z Javorníků byly potvrzeny jen částečně. Ve Velkých Karlovicích se druh vyskytuje. V Novém Hrozenkově však nebyl potvrzen. Zajímavý je výskyt tohoto druhu v obci Horní Bečva v Beskydech. Tato lokalita byla objevena v roce 1996 a jedná se o ojedinělý záznam výskytu tohoto druhu v oreofytiku.



Obrázek 11: *Laserpitium latifolium* ve Velkých Karlovicích (© Španihelová 2019)



Obrázek 12: Výskyt *Laserpitium latifolium* v ČR (© Prančl in Pladias 2021)



Obrázek 13: Výskyt *Laserpitium latifolium* v CHKO Beskydy (© Španihelová 2019)

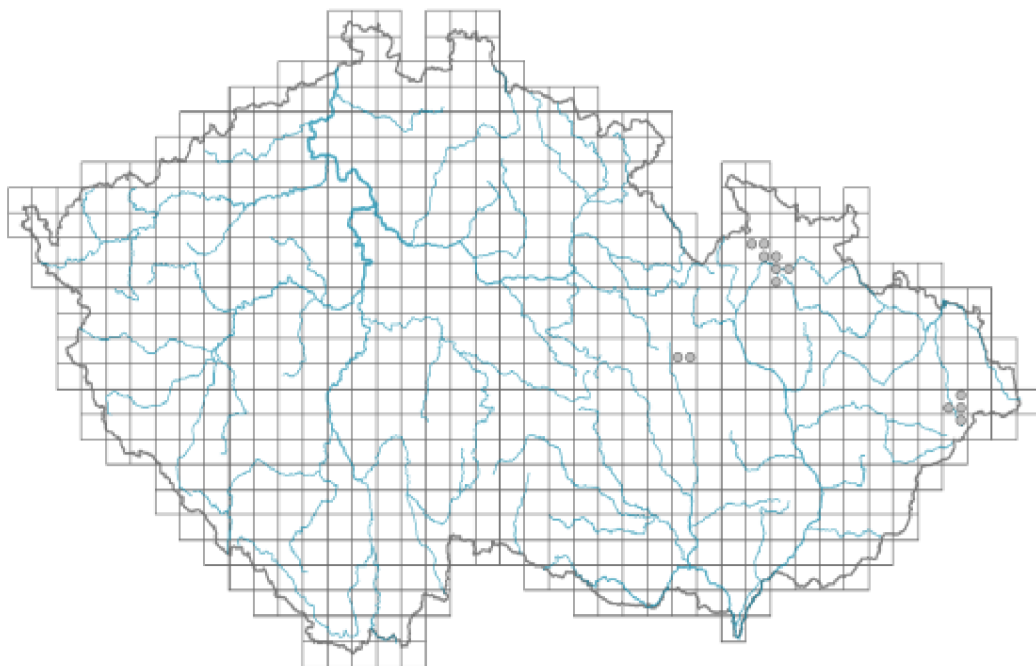
***Valeriana tripteris subsp. austriaca* (kozlík trojený rakouský)**

Kozlík trojený se řadí do čeledi *Valerianaceae* (kozlíkovité). Dle Červeného seznamu ČR je veden jako C3, ohrožený druh. Zákonem chráněný není (Grulich 2017). Druh roste ve stinných suťových a roklinových lesích, či na skalách v hlubokých údolích, a to nejčastěji od podhůří do hor (Holub & Kirschner 1997). Kvete od června do července. Rozmnožuje se semeny a vegetativně. Strategie šíření je anemochorie či autochorie (Pladias 2021).

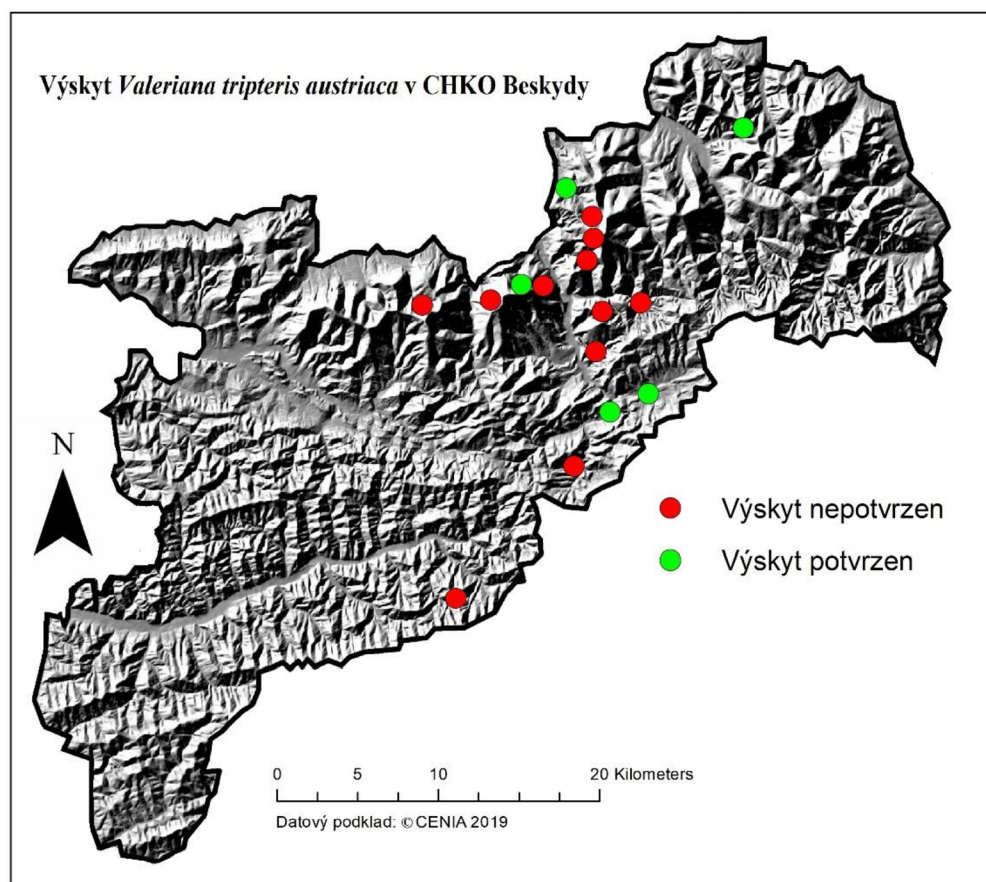
V ČR je stěžejní výskyt vázán pouze na oreofytikum Moravskoslezských Beskyd a Hrubého Jeseníku (obr. č. 15). Druh se vyskytuje také ve Žďárských vrších, Svitavsku a v Nížkém Jeseníku (Holub & Kirschner 1997). V CHKO Beskydy je druh historicky zmiňován celkem na 16 lokalitách (obr. č. 16). Velmi citované jsou pak nálezy týkající se Starých Hamer, konkrétně okolí toku Řečice a Jamníku. Většina těchto lokalit je však již zaniklá. Aktuální výskyt je potvrzen pouze na čtyřech historických lokalitách a jedná se tedy o silně ustupující druh (Španihelová 2019).



Obrázek 14: *Valeriana tripteris subsp. austriaca* (© Radim J. Vašut)



Obrázek 15: Výskyt *Valeriana tripteris subsp. austriaca* v ČR (© Pladias 2021)

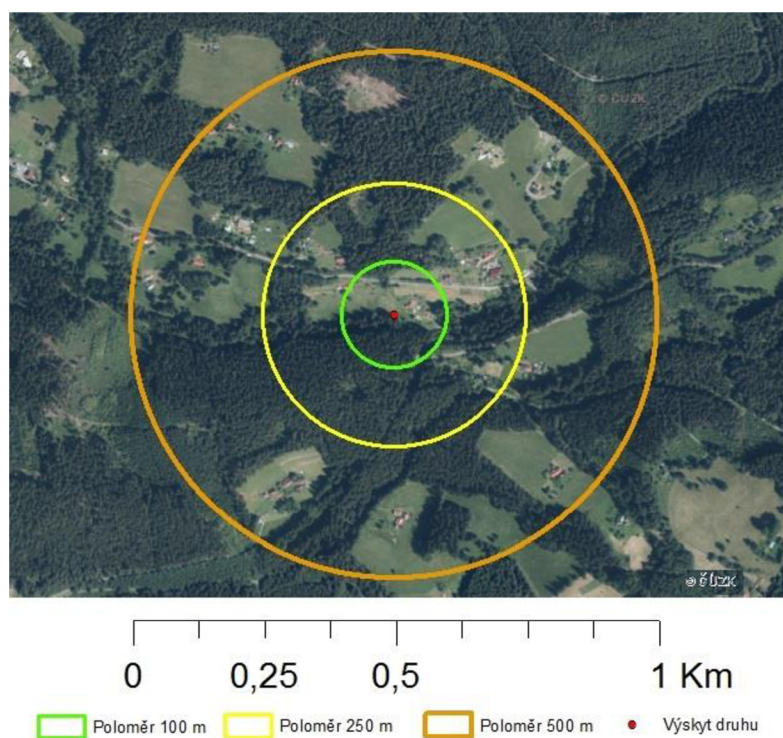


Obrázek 16: Výskyt *Valeriana tripteris subsp. austriaca* v CHKO Beskydy (Španihelová 2019)

3.3 Příprava dat

Data ohledně aktuálního a historického výskytu jednotlivých druhů v CHKO Beskydy byla čerpána z výsledků mé bakalářské práce (Španihelová 2019). Z této práce byly z počtu deseti druhů vybrány ty, u kterých bylo možné zvolit konkrétní bod výskytu. Krajinná struktura a krajinný pokryv byly zjišťovány v prostředí programu ArcMap 10.4 (ESRI, Redlands, CA, USA). Kolem bodů výskytu byly pomocí funkce „Buffer“ vytvořeny kružnice o poloměru 500 m, 250 m a 100 m. Tyto tři poloměry představovaly tři prostorová měřítka (obr. č. 17).

Tři měřítka byla zvolena proto, aby se zajistila analýza v rámci různých prostorových úrovní. Neboť v různých měřících můžeme sledovat odlišné procesy. Obecně je pro rostliny více zásadní lokální prostředí, proto nebyly zkoumány měřítka větší než průměr kružnice 1 km. Jako největší měřítko byl tedy zvolen právě poloměr kružnice 500 m. V rámci tohoto měřítka jsme schopni zaznamenat podstatnou část krajiny, kde se projevuje větší množství změn. Naopak více o lokálních změnách nám může říct nejmenší zvolené měřítko - 100 m. Avšak také se dá předpokládat, že čím menší část krajiny bude studována, tím méně změn budeme schopni sledovat. Abychom mohli s touto skutečností pracovat, bylo zvoleno třetí měřítko - 250 m.



Obrázek 17: Tři zvolená měřítka (buffery)

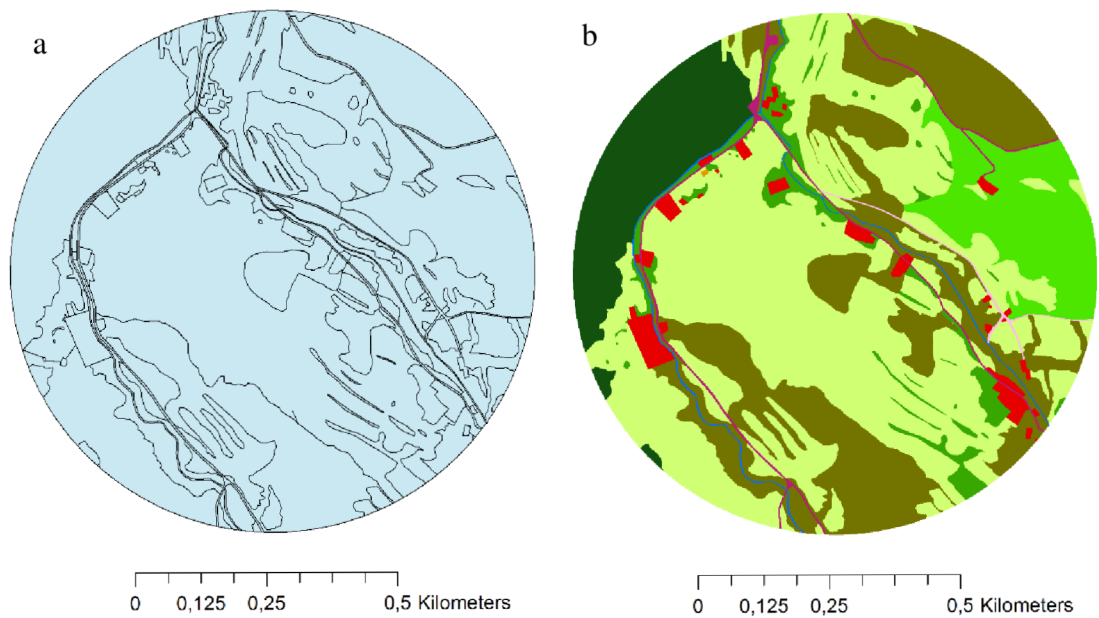
Následně byly v rámci dané plochy vytvořeny polygony dle podkladových map, pomocí funkce „Editor“. Ke každému vytvořenému polygonu byl zadáván příslušný krajinný pokryv do atributové tabulky. Bylo určováno osm kategorií krajinného pokryvu včetně konkrétního typu lesa. Protože vliv na vymizení určitých populací nemusela mít přímo změna krajinné struktury, ale změna druhové skladby, či změna managementu s tím spojeného. Sledované typy krajinného pokryvu tedy byly – les celkem, les jehličnatý, les smíšený, les listnatý, louky a pastviny, mimolesní vegetace, orná půda a zástavba. Vymezení krajinného pokryvu bylo do jisté míry subjektivní. Historické podkladové snímky měly různou kvalitu a mnohdy nebylo možné přesně identifikovat například konkrétní typ lesa. V příloze č. 2 jsou uvedeny příklady jednotlivých prvků sledovaného krajinného pokryvu.

Aktuální krajinná struktura a krajinný pokryv byly zjišťovány na základě vrstvy Ortofotomapa ČR (S-JTSK) z roku 2018 od Českého úřadu zeměměřičského a katastrálního (ČÚZK). Polygony charakterizující historickou krajinnou strukturu byly tvořeny dle historických leteckých snímků, které poskytl Vojenský geografický a hydrometeorologický úřad Dobruška (VGHMÚř Dobruška). Jednotlivé letecké snímky byly georeferencovány pomocí funkce „Georeferencing“.

Byly využity historické letecké snímky z roku 1937. Pouze jedna lokalita byla vektorizovaná na historickém leteckém snímku z roku 1950, neboť zde v roce 1937 letecké snímkování neproběhlo. Jedná se o lokalitu Velké Karlovice, Kaple. Snímky z roku 1937 byly zvoleny ze dvou hlavních důvodů. První je ten, že se jedná o období před rokem 1950. V druhé polovině 20. století totiž došlo na území Beskyd (podobně jako ve zbytku ČR) k významným změnám ve způsobu hospodaření, a tedy ke změnám v krajině jako takové. Tyto změny mohly mít mimo jiné také vliv na vymizení některých zkoumaných druhů. Cílem tedy bylo zkoumat krajinnou strukturu v době před tím, než k tomuto vymizení mohlo dojít. Druhým důvodem je, že v tento rok byla snímkována většina zkoumaných lokalit a bylo tedy možné zajistit stejné, či velmi podobné podkladové prostředí pro všechny lokality.

Výsledné vrstvy tvořené polygony byly pomocí funkce „Polygon to Raster“ převedeny do rasteru při zvolené velikosti zrna 0,5 m (obr. č. 18). Vytvořené rasterové vrstvy byly následně využity pro zjištění jednotlivých krajinných indexů v programu FRAGSTATS v4.2.1 (McGarigal et al. 2012). V tomto programu byla zvolena úroveň

krajiny „Landscape metrics“ a dále bylo počítáno 8 krajinných indexů (tab. č. 1). Byly zvoleny indexy popisující kompozici, tedy samotné složení krajiny a také indexy popisující konfiguraci krajiny, tedy její prostorové uspořádání.



Obrázek 18: Buffer o velikosti 500 m tvořený polygony (a) a polygony převedeny do podoby rasteru (b)

Tabulka 1: Seznam vybraných krajinných indexů (McGarigal et al. 2012)

Zkratka	Název	Vzorec	Charakteristika
AREA_MN	Mean patch area (průměrná velikost plošky)	$AREA_{MN} = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}}{N}$	Uvádí, zda je krajina složena z více malých plošek či naopak (značí heterogenitu krajiny).
PD	Patch density (hustota plošek)	$PD = \frac{n_i}{A} (10\ 000)(100)$	Součet plošek na jednotku plochy (nepočítá plošky, které se nachází na hranici studovaného území).
ED	Edge density (hustota okrajů)	$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10\ 000)$	Součet délek všech okrajů na jednotku plochy, více okrajů může značit větší fragmentaci krajiny.
LSI	Landscape shape index (index tvaru plošky)	$LSI = e_i / \min e_i$	Složitost tvaru – porovnává obvod plošky ku obvodu čtverce, který má stejnou plochu.
CONTAG	Contagion index (index rozprostření)	$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[P_i \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right] \left[\ln \left(P_i \frac{\sum_{k=1}^m g_{ik}}{g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right]^{100}$	Určuje shlukovitost (disperzi, roztroušenost plošek) a je nepřímo úměrný hustotě okrajů.
LPI	Largest patch index (index největší plošky)	$LPI = \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{A} \times 100$	Odráží konektivitu studované plochy.
PR	Patch Richness (bohatost plošek)	$PR = m$	Počty různých typů plošek v rámci studovaného území.
SHDI	Shannon's index	$SHDI = \sum_{i=1}^m P_i \ln(P_i)$	Měří rozmanitost krajiny, zahrnuje i plošky méně početné.

a_{ij} – velikost plošky, N – počet plošek celkem, e_{ik} – délka okraje, A – plocha celkem, P_i – zastoupení plochy typem plošky, m – počet typů plošek, n_i – počet typů plošek, g_{ik} – počet sousedních pixelů rozdílných plošek

3.4 Analýza dat

Výsledky z programu Fragstats byly zobrazovány v programu Microsoft Excel, kde byl také zjištěn rozdíl mezi historickými a aktuálními indexy. Tento rozdíl byl počítán odečtením aktuálních hodnot od historických hodnot (historická data – aktuální data). V případě nárůstu aktuálních hodnot oproti minulosti (například nárůst zástavby), byla tedy výsledná hodnota záporná. Tyto proměnné kvantifikovaly krajinnou strukturu. Další zkoumané proměnné pak kvantifikovaly krajinný pokryv v podobě procentuálního zastoupení. Procentuální zastoupení jednotlivých typů krajinného pokryvu bylo získáno v prostředí ArcMap pomocí funkce „Tabulate intersection“, s následným využitím výsledné tabulky při funkci „Pivot table“. Údaje byly převedeny do programu Microsoft Excel, kde proběhlo zjištění rozdílu mezi historickým a aktuálním krajinným pokryvem stejně jako u hodnot krajinných indexů (historická data – aktuální data). Bylo zkoumáno celkem 32 proměnných. Jak změna mezi historickými a aktuálními daty, a tak také pouze aktuální data na lokalitách (tab. č. 2).

Dále byla zjišťována možná korelace mezi všemi proměnnými v programu RStudio, verze 4.0.0 (RStudio Team 2021). Byl použit Pearsonův korelační koeficient a funkce „corr“. Pro zobrazení byla vytvořena korelační matice pomocí funkce „corrplot“. Z následné analýzy byly vyloučeny indexy, které mezi sebou významně korelovaly, a tedy podávaly podobné výsledky (tj. koeficienty nabývaly hodnot -0,7 a méně, či 0,7 a více).

Nekorelované indexy a procentuální zastoupení krajinného pokryvu byly následně využity opět v programu RStudio. Bylo využito dvou statistických testů – t. test a logistická regrese. Závislou x zde představoval výskyt druhu (ano, ne) a jako nezávislé y byly využity nekorelované indexy a zastoupení krajinných pokryvů. Pro vyhodnocení rozdílů mezi lokalitami bez aktuálního a s aktuálním výskytem druhu byl zvolen dvou výběrový t. test s hladinou významnosti 0,05 (funkce „t-test“). Tento test byl využit k analýze vlivu jednotlivých proměnných. Výsledky byly zobrazovány funkcí „boxplot“.

Dále byl vliv krajinných indexů a pokryvů testován mnohorozměrnou logistickou regresí, tedy v jednom modelu bylo analyzováno více proměnných. Byla využita funkce „glm“ a následně byly výsledky zobrazovány funkcí „plot“. V rámci testování byly analyzovány zvlášť krajinné indexy a zvlášť zastoupení krajinného pokryvu z důvodu velkého množství proměnných na poměrně málo pozorování (použitá funkce „glm“

potřebuje velký vzorek, aby zkonvertovala, proto se ukázalo jako nutné sledovat najednou méně proměnných). Dále byly kombinovány pouze signifikantní proměnné a s přihlédnutím k hodnotě AIC (Akaike information Criterion) byla vybrána nejlepší kombinace (model s nejmenší hodnotou AIC). Hodnota AIC nám totiž říká, jaký model je nejlepší. Čím je hodnota Aikaikova informačního kritéria menší, tím lepší model se nám nabízí. Naopak čím více toto kritérium roste, tím nám také roste počet proměnných, které udávají podobnou variabilitu v datech jako menší počet proměnných.

Tabulka 2: Studované proměnné a jejich zkratky

Zkratka proměnné	Popis
AREA_MN	Aktuální průměrná velikost plošek
roz_AREA_MN	Změna (rozdíl) mezi historickou a aktuální velikostí plošek
LPI	Aktuální index největší plošky
roz_LPI	Změna mezi historickou a aktuální velikostí plošek
PD	Aktuální hustota plošek
roz_PD	Změna mezi historickou a aktuální hustotou plošek
ED	Aktuální hustota okrajů
roz_ED	Změna mezi historickou a aktuální hustotou okrajů
LSI	Aktuální index tvaru plošky
roz_LSI	Změna mezi historickým a aktuálním indexem tvaru plošek
CONTAG	Aktuální index rozprostření
roz_CONTAG	Změna mezi historickým a aktuálním indexem rozprostření
PR	Aktuální bohatost plošek
Roz_PR	Změna mezi historickou a aktuální bohatostí plošek
SHDI	Aktuální Shannonův index diverzity
Roz_SHADI	Změny mezi historickým a aktuálním Shannonově indexem diverzity
LES_sa	Aktuální zastoupení lesa celkem
Roz_LES	Změna mezi historickým a aktuálním zastoupením lesa celkem

JEHLICNATY	Aktuální zastoupení jehličnatého lesa
Roz_JEHLICNATY	Změna mezi historickým a aktuálním zastoupením jehličnatého lesa
SMISENY	Aktuální zastoupení smíšeného lesa
Roz_SMISENY	Změna mezi historickým a aktuálním zastoupením smíšeného lesa
LISTNATY	Aktuální zastoupení listnatého lesa
Roz_LISTNATY	Změna mezi historickým a aktuálním zastoupením listnatého lesa
LP	Aktuální zastoupení luk a pastvin
Roz_LP	Změna mezi historickým a aktuálním zastoupením luk a pastvin
ORNA	Aktuální zastoupení orné půdy
Roz_ORNA	Změna mezi historickým a aktuálním zastoupením orné půdy
ZASTAVBA	Aktuální zastoupení zástavby
Roz_ZASTAVBA	Změna mezi historickým a aktuálním zastoupením zástavby
MIMOLESNI_V	Aktuální zastoupení mimolesní vegetace
Roz_MIMOLESNÍ_V	Změna mezi historickou a aktuální mimolesní vegetací

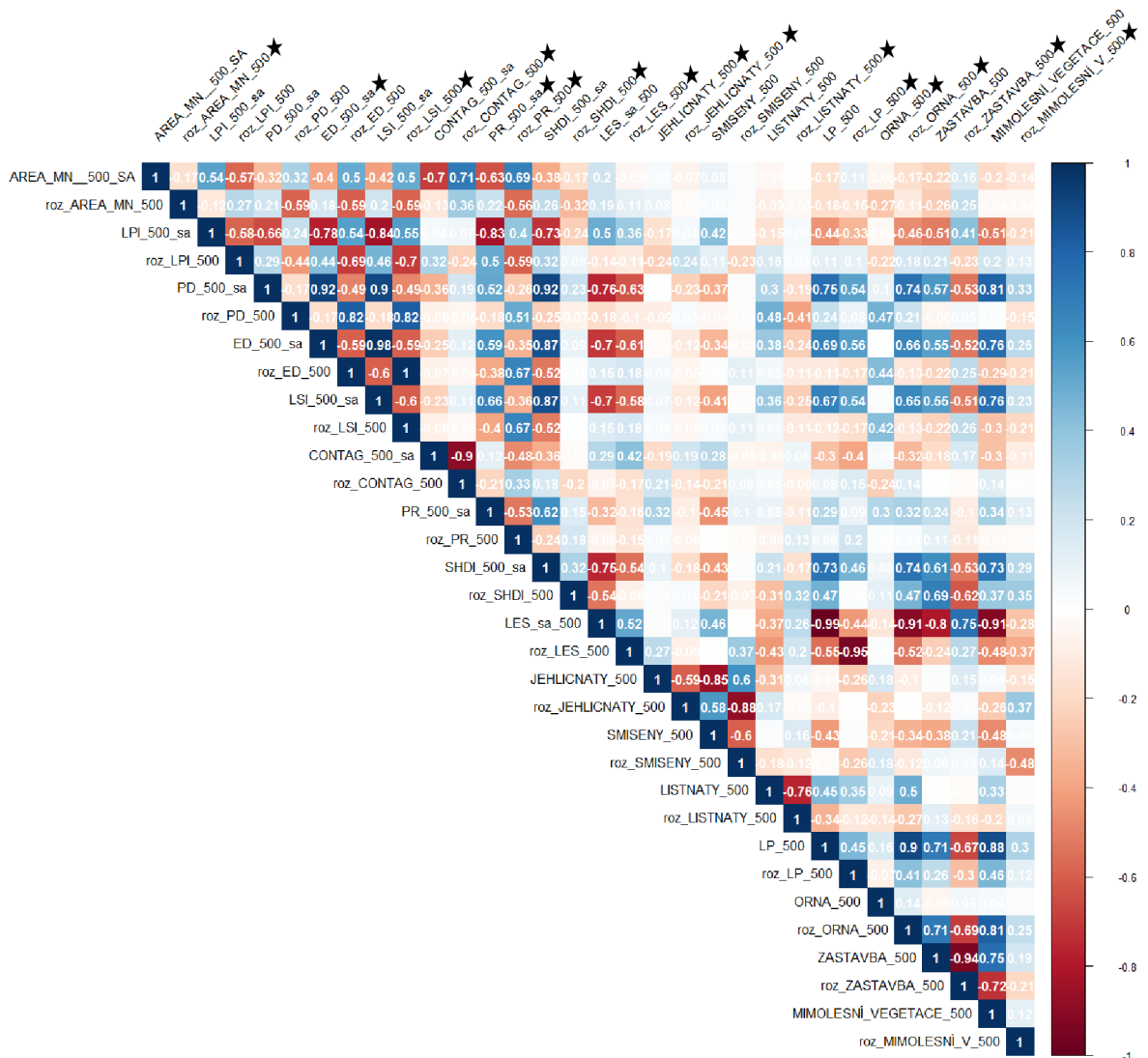
*číslo za proměnnou v nadcházející kapitole „Výsledky“ (př. AREA_MN_500) značí příslušné měřítko

4. Výsledky

Celkem bylo zkoumáno 35 lokalit (19 lokalit, kde se aktuálně druh nachází, 16 lokalit bez aktuálního výskytu). Bylo vytvořeno celkem 210 bufferů pro tři studovaná měřítka a pro dvě časová období. U všech bufferů bylo zjišťováno celkem 8 krajinných indexů a 8 prvků krajinného pokryvu. Jednotlivé proměnné tvoří rozdíly ve zjišťovaných parametrech mezi historickými a aktuálními daty. Dále jsou zde proměnné ukazující pouze aktuální stav krajinných indexů a krajinného pokryvu na lokalitách. Celkem bylo tedy zkoumáno 32 proměnných. Jsou zde uváděny pouze výsledky, kde byl potvrzen významný vliv. Zbylé nesignifikantní proměnné jsou zobrazeny v příloze (příloha č. 3). Hodnoty koeficientů z programu RStudio jsou zobrazeny v příloze (příloha č. 4).

4.1 Buffer 500 m

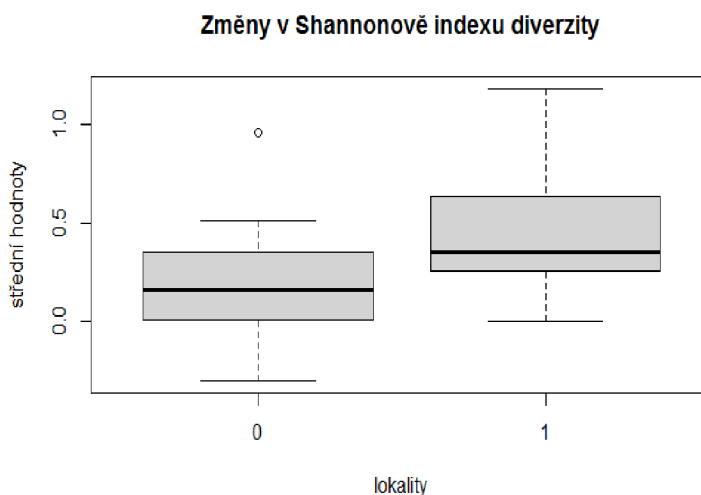
Silná korelace je patrná u více proměnných (obr. č. 19). Z tohoto důvodu jich bylo z další analýzy vyřazeno celkem 16. Z proměnných charakterizující změnu patří – rozdíl v indexech tvaru plošky (roz_LSI), rozdíl v hustě plošek (roz_PD) a rozdíl v zastoupení smíšeného lesa (roz_SMISENY). Mezi proměnné charakterizující aktuální stav na studovaných lokalitách patří – aktuální průměrné velikost plošek (AREA_MN), aktuální indexy největší plošky (LPI), aktuální hustota plošek (PD), aktuální hustota okrajů (ED), aktuální index tvaru plošek (LSI), aktuální indexy rozprostření (CONTAG), aktuální Shannonův index diverzity (SHDI), aktuální zastoupení lesa celkem (LES), aktuální zastoupení smíšeného lesa (SMISENY), aktuální zastoupení listnatého lesa (LISTNATY), aktuální zastoupení luk a pastvin (LP), aktuální zastoupení zástavby (ZASTAVBA) a dále aktuální zastoupení mimolesní vegetace (MIMOLESNI_V).



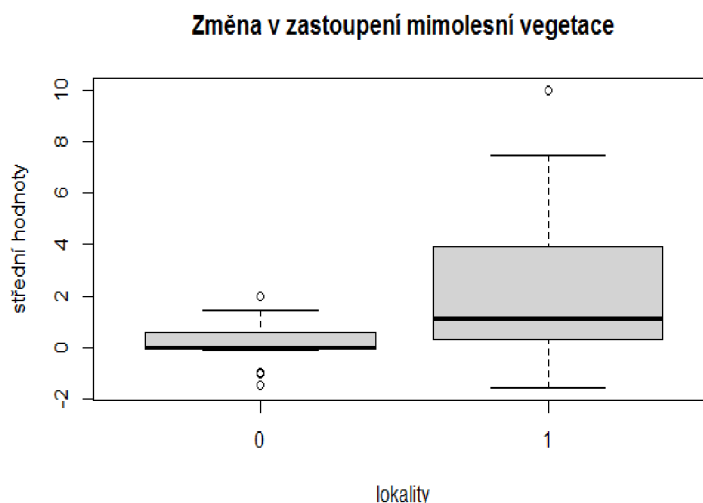
Obrázek 19: Korelační matice pro Buffer 500 m (★ - proměnné použity v další analýze)

T. test

V následné analýze byly zjišťovány rozdíly ve zbylých nekorelovaných proměnných (na obrázku č. 19 jsou označeny hvězdičkou) pomocí t-testu. Z celkem 16 proměnných vyšly signifikantně tři proměnné. V prvním případě (obr. č. 20) byl potvrzen rozdíl ve změně Shannonova indexu diverzity ($p=0,01206$). Druhou proměnnou (obr. č. 21) je rozdíl v mimolesní vegetaci ($p=0,007285$). Třetí proměnnou (obr. č. 22) je aktuální zastoupení jehličnatého lesa ($p=0,01141$).

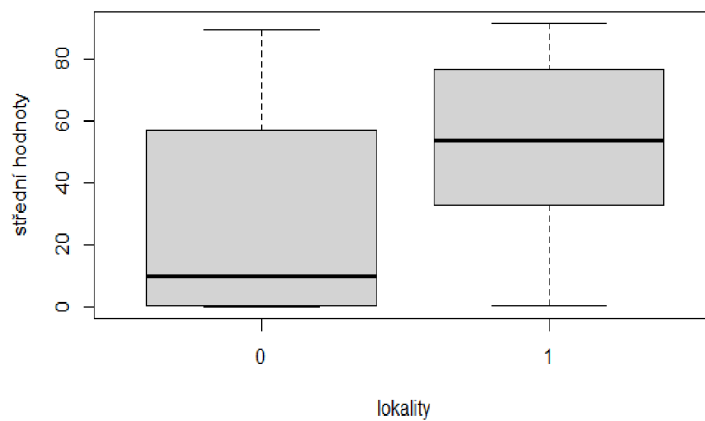


Obrázek 21: Změny v Shannonově Indexu diverzity, $p=0,01206$



Obrázek 20: Změny v zastoupení mimolesní vegetace, $p=0,007285$

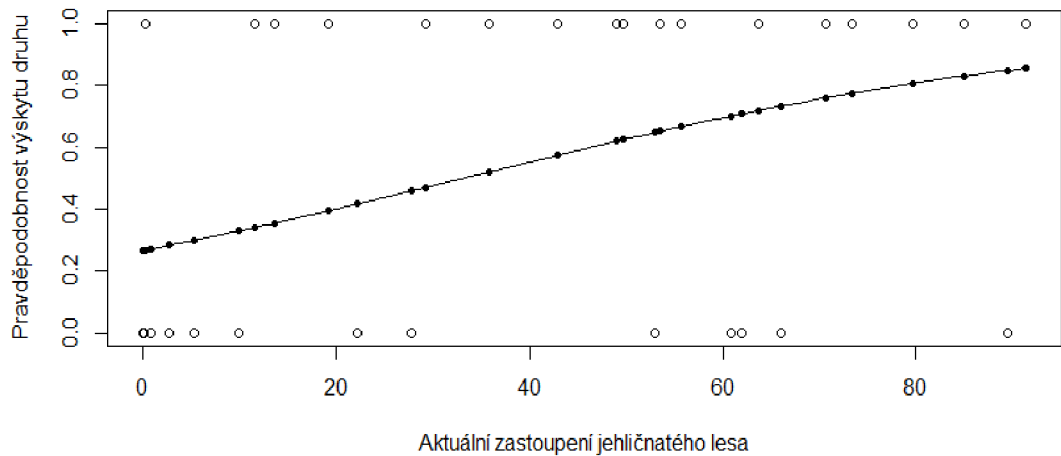
Aktuální zastoupení jehličnatého lesa



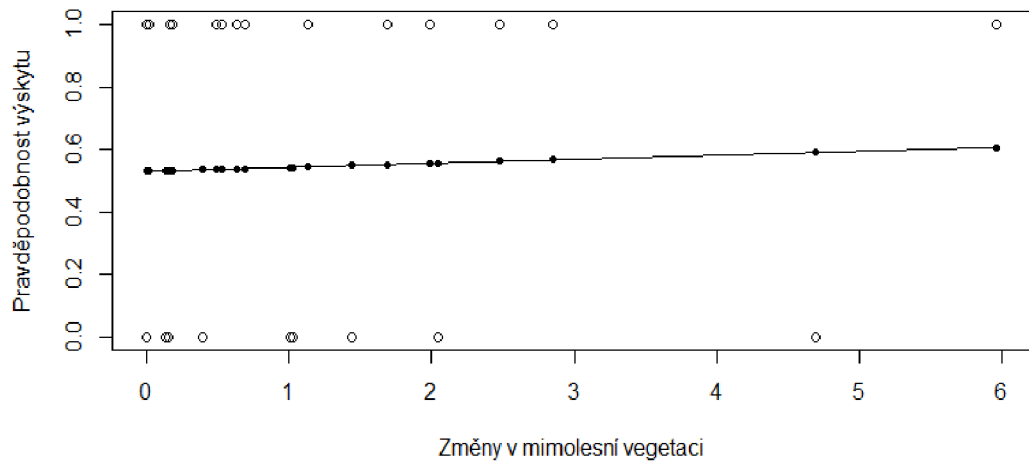
Obrázek 22: Aktuální zastoupení jehličnatého lesa, $p=0,01141$

Logistická regrese

V rámci krajinných indexů nevyšla signifikantně žádná proměnná. V rámci krajinných pokryvů pak vyšly signifikantně – aktuální zastoupení jehličnatého lesa s $p=0,00951$ (obr. č. 23). A změny v mimolesní vegetaci, $p=0,02593$ (obr. č. 24).



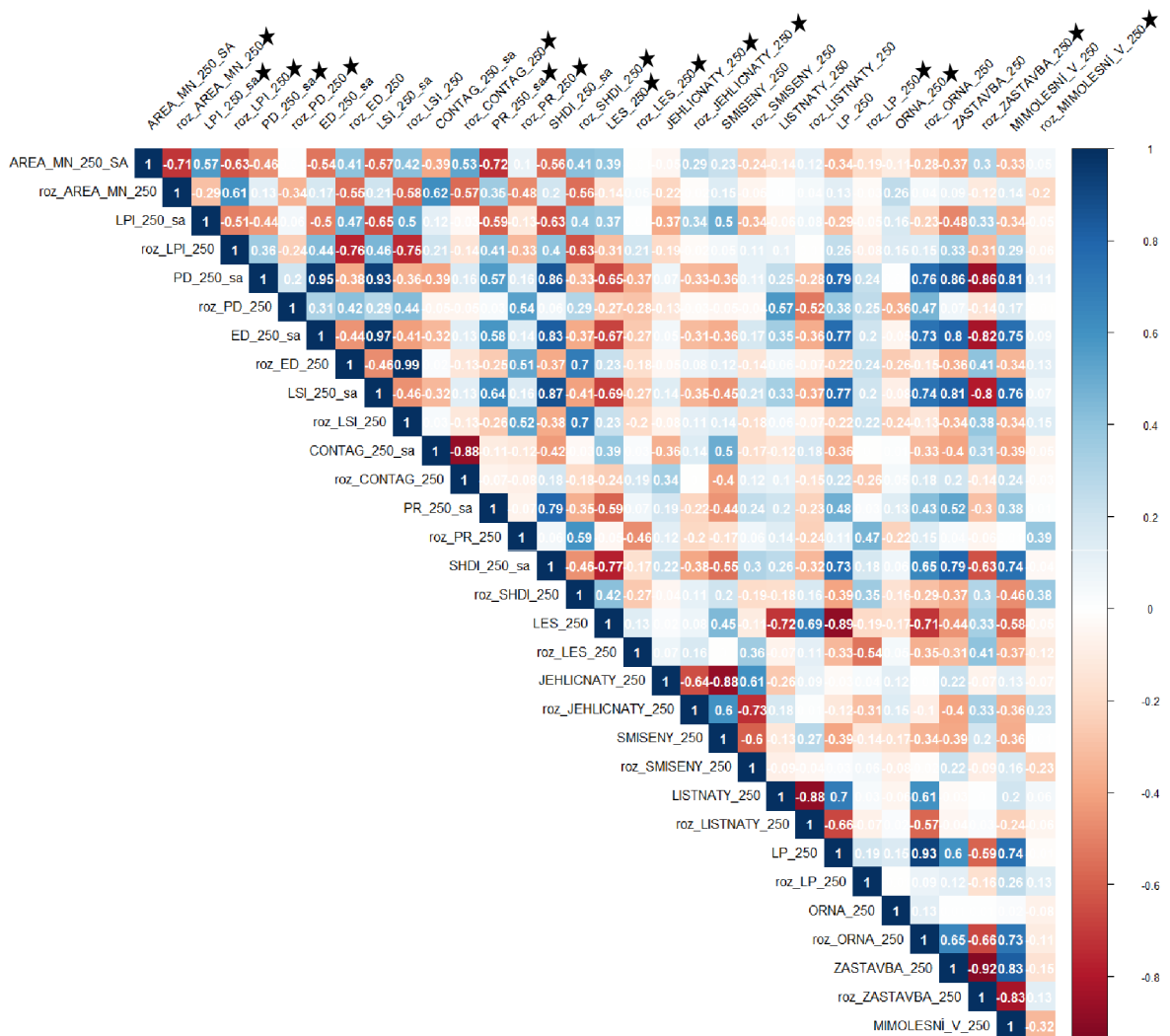
Obrázek 23: Logistická regrese – Aktuální zastoupení jehličnatého lesa, $p=0,00951$



Obrázek 24: Logistická regrese – změny v mimolesní vegetaci, $p=0,02593$

4.2 Buffer 250 m

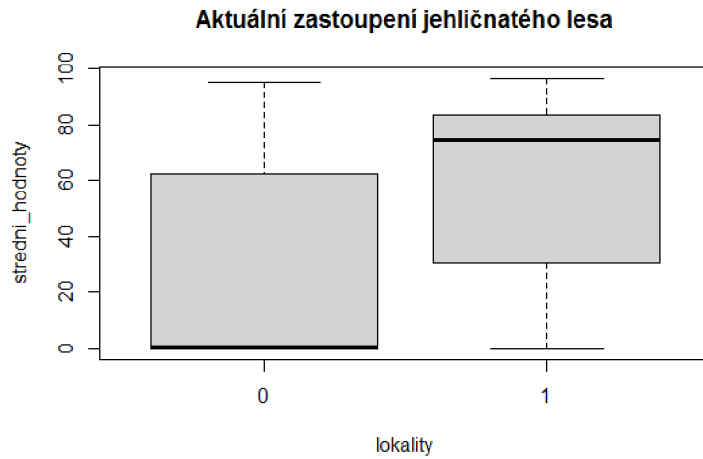
Z důvodu silné korelace bylo z další analýzy vyřazeno celkem 15 proměnných (obr. č. 25). Z proměnných charakterizující změnu se jedná o rozdíl mezi indexy tvaru plošky (roz_LSI), rozdíl mezi indexy tvaru plošky (LSI), rozdíl mezi hustotami okrajů plošek (roz_ED), rozdíl v zastoupení orné půdy (roz_ORNA), rozdíl v zastoupení smíšeného lesa (roz_SMISENY), rozdíl v zastoupení listnatého lesa (roz_LISTNATY) a rozdíl v zastoupení mimolesní vegetace (roz_MIMOLESNI_V). Dále mezi proměnné charakterizující aktuální stav na studovaných lokalitách patří – aktuální průměrná velikost plošek (AREA_MN), aktuální Shannonův index diverzity (SHDI), aktuální indexy tvaru plošky (LSI), aktuální index rozprostření (CONTAG), aktuální zastoupení zástavby (ZASTAVBA), aktuální zastoupení luk a pastvin (LP), aktuální zastoupení smíšeného lesa (SMISENY) a aktuální zastoupení listnatého lesa (LISTNATY).



Obrázek 25: Korelační matice pro buffer 250 m (* - proměnné použity v další analýze)

T-test

Z celkem 17 nekorelovaných proměnných vyšly signifikantně pouze dvě proměnné. Obě charakterizují aktuální stav na lokalitách. Jedná se o aktuální zastoupení jehličnatého lesa s $p=0,009566$ (obr. č. 26). Dále pak v případě aktuální bohatosti plošek s $p=0,03113$ (obr. č. 27).



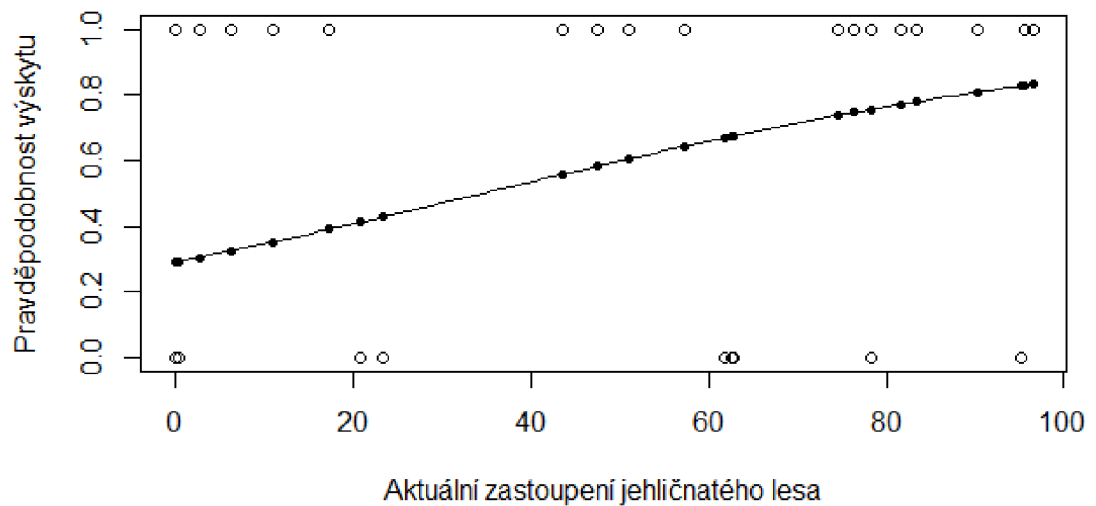
Obrázek 26: Aktuální zastoupení jehličnatého lesa, $p=0,00956$



Obrázek 27: Aktuální bohatost plošek, $p=0,03113$

Logistická regrese

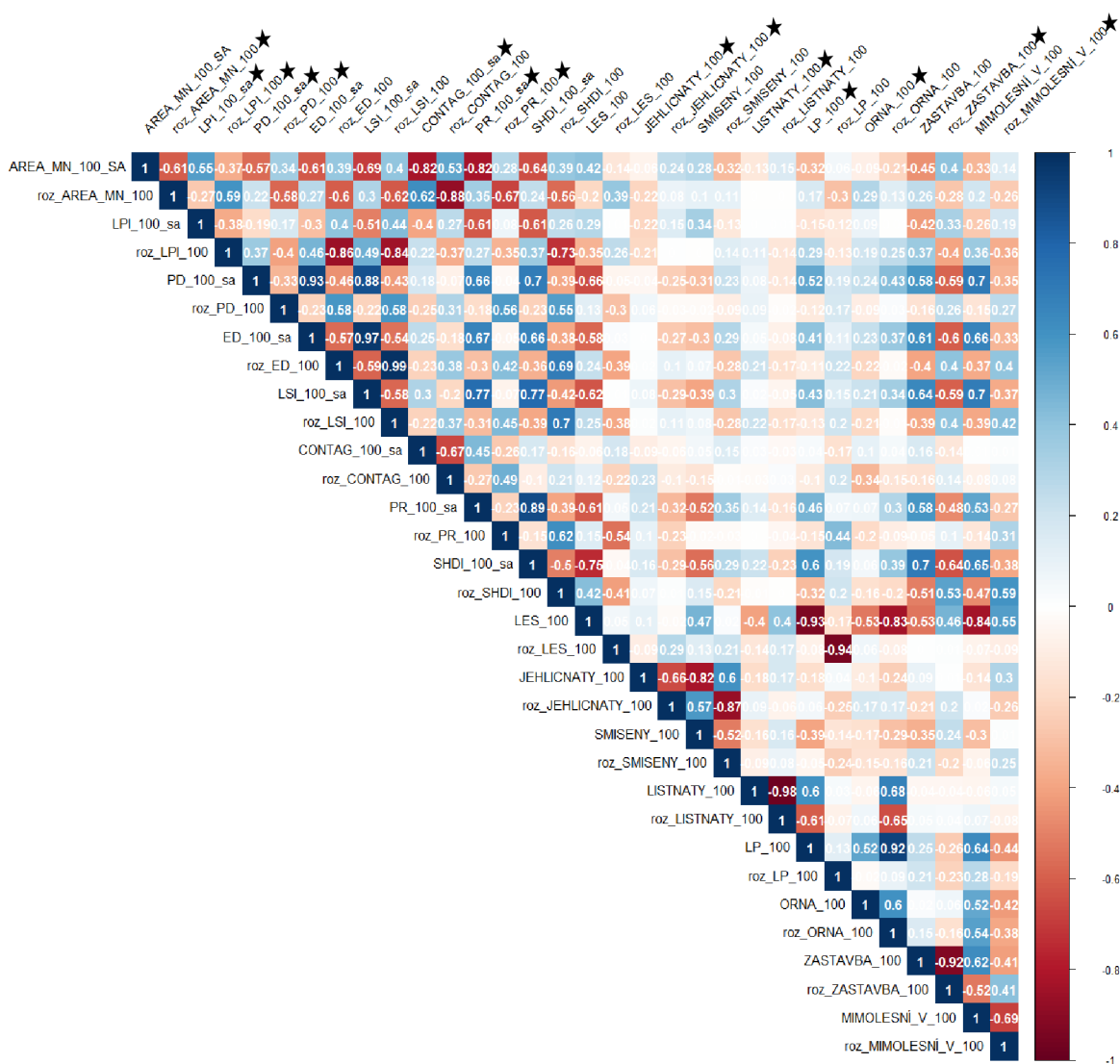
V rámci krajinných indexů nevyšla signifikantně žádná proměnná na hladině významnosti 0,05. Nejblíže se k tomu blížila bohatost plošek (PR) s $p=0,0591$. V rámci proměnných krajinného pokryvu vyšel signifikantně vliv aktuálního zastoupení jehličnatého lesa s hodnotou $p=0,0229$ (obr. č. 28).



Obrázek 28: Logistická regrese – Aktuální zastoupení jehličnatého lesa, $p=0,0229$

4.3 Buffer 100 m

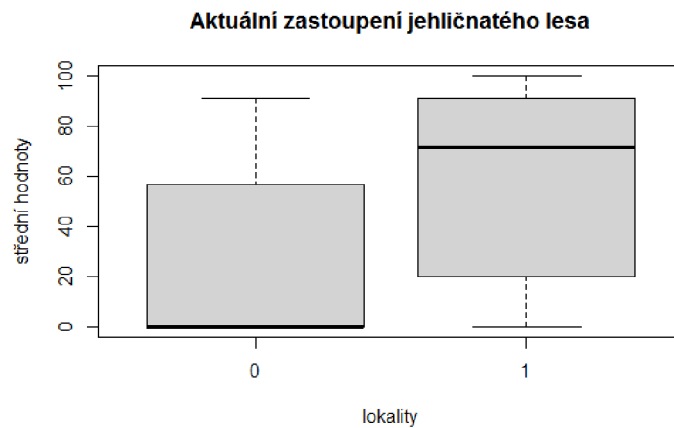
V rámci nejmenšího měřítka bylo kvůli vzájemné korelaci vyloučeno celkem 17 proměnných (obr. č. 29). Mezi proměnné charakterizující rozdíl mezi historickým a aktuálním stavem patří – rozdíly v indexu tvaru plošky (roz_LSI), rozdíly v hustotě okrajů (roz_ED), rozdíly v Shannonově indexu diverzity (roz_SHDI), rozdíly v indexu rozprostření (roz_CONTAG), rozdíly v zastoupení smíšeného lesa (roz_SMISENY), rozdíly v zastoupení listnatého lesa (roz_LISTNATY), rozdíly v zastoupení lesa celkově (roz_LES) a rozdíly v zastoupení orné půdy (roz_ORNA). Mezi proměnné charakterizující aktuální stav na lokalitách dále patří – Aktuální průměrná velikost plošky (AREA_MN), aktuální hustota okrajů (ED), aktuální index tvaru plošky (LSI), aktuální mimolesní vegetace (MIMOLESNÍ_V), aktuálním zastoupení lesa (LES), aktuální zastoupení smíšeného lesa (SMISENY), aktuální zástavba (ZASTAVBA), aktuální Shannonův index diverzity.



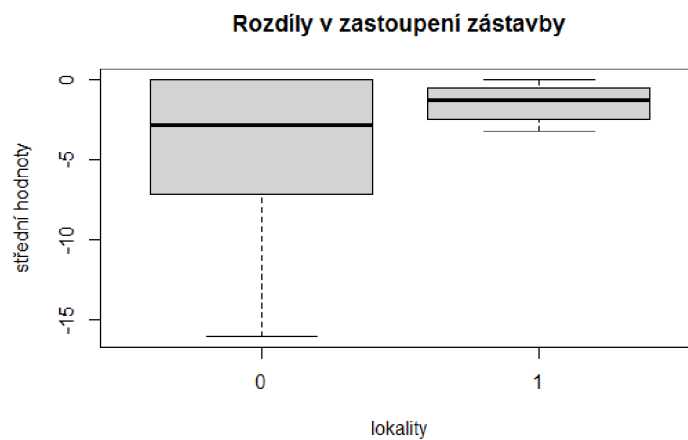
Obrázek 29: Korelační matice pro buffer 100 m (* - proměnné použity v další analýze)

T-test

Ze zbylých 15 proměnných vyšel významný vliv u dvou proměnných. V prvním případě se jedná o aktuální zastoupení jehličnatého lesa s hodnotou $p=0,01287$ (obr. č. 30). Další proměnná se týká rozdílu mezi historickými a aktuálními údaji v případě zástavby, hodnota $p=0,03464$ (obr. č. 31).



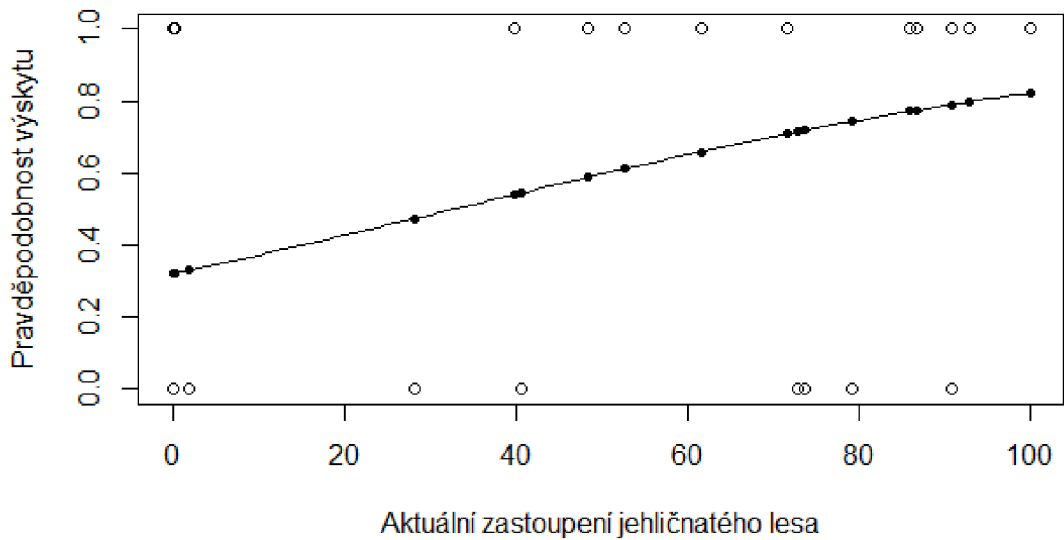
Obrázek 30: Aktuální zastoupení jehličnatého lesa, $p=0,01287$



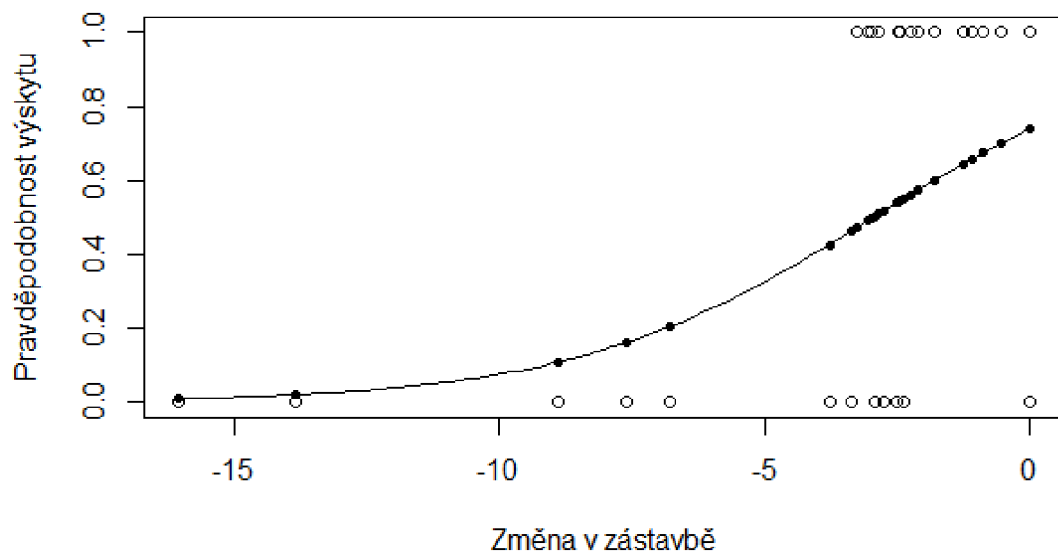
Obrázek 31: Rozdíly v zastoupení zástavby, $p=0,03464$

Logistická regrese

Z krajinných indexů nevyšla signifikantně žádná proměnná. Z krajinných pokryvů vyšly signifikantně dvě proměnné – aktuální zastoupení jehličnatého lesa s $p=0,0158$ (obr. č. 32) a změny v zástavbě s $p=0,0368$ (obr. č. 33).



Obrázek 32: Logistická regrese – Aktuální zastoupení jehličnatého lesa, $p=0,0158$



Obrázek 33: Logistická regrese – Změna v zástavbě, $p=0,0368$

5. Diskuze

V této práci jsem studovala vliv krajinné struktury a její změny na výskyt vybraných druhů. Krajinnou strukturu jsem studovala ve třech prostorových měřících, které ukázaly rozdílné výsledky. Zároveň i dva použité statistické testy, t-test a logistická regrese, vyvodily v některých případech jiné proměnné jako signifikantní. Z celkového počtu 32 sledovaných proměnných vycházely signifikantně jak aktuální proměnné (indexy a pokryvy) na lokalitách, tak i změny mezi historickými a aktuálními proměnnými na lokalitách. Přičemž v rámci měřítka 250 m vyšly signifikantní pouze aktuální proměnné na lokalitách. Nicméně aktuální proměnné nám často řeknou velmi málo o vlivu na jednotlivé lokality, když se zároveň s nimi nepotvrdí i jejich historická změna. Tento jev je patrný například u aktuálního zastoupení jehličnatého lesa, který vyšel signifikantní pro všechna tři měřítka (ve smyslu jeho většího zastoupení na lokalitách s aktuálním výskytem druhu). Nicméně samotná změna v zastoupení jehličnatého lesa v průběhu let potvrzena nebyla, a tedy je zřejmé, že vysoký podíl tohoto typu lesa byl na lokalitách s aktuálním výskytem druhu i v minulosti.

V rámci měřítka 500 m vyšly v závěru významně tři proměnné, a to změna v Shannonově indexu diverzity (SHDI), změna v zastoupení mimolesní vegetace a dále aktuální zastoupení jehličnatého lesa. Při analýze logistickou regresí vyšly signifikantně pouze proměnné – aktuální zastoupení jehličnatého lesa a změna v mimolesní vegetaci, přičemž změna v SHDI zde potvrzena nebyla.

V případě změny Shannonově indexu diverzity (obr. č. 21) je zřejmé, že na lokalitách bez aktuálního výskytu druhu (0) došlo k menším změnám, neboť se střední hodnoty blíží k nule. Naopak na lokalitách s aktuálním výskytem druhu (1) došlo ke změnám větším, a to ve smyslu snížení hodnot SHDI v současnosti (kladné číslo značí větší diverzitu plošek v minulosti, neboť rozdíl byl počítán jako historický SHDI zmenšený o aktuální SHDI). Podobný výsledek vychází i u druhé proměnné a tou je změna v zastoupení mimolesní vegetace. Zde opět pozorujeme, že na lokalitách bez aktuálního výskytu druhu (0) došlo k menším změnám v zastoupení mimolesní vegetace. A na lokalitách s aktuálním výskytem druhu (1) došlo k úbytku mimolesní vegetace v současnosti, oproti minulosti.

Bylo očekáváno, že na lokalitách s aktuálním výskytem druhu dojde k menším změnám. Tedy, že lokality, které dnes druhy stále hostí, prošly v historii menšími

změnami, které by mohly na výskyt druhů působit negativně. Než se přikloním k možnému vysvětlení, je třeba si uvědomit, že změna SHDI vyšla signifikantně pouze v t-testu. Navíc se tento výsledek u menších měřitek již neopakoval a je tedy velmi pravděpodobné, že odráží změnu v krajině, která nemusela mít na konkrétní lokality vliv. Nicméně proměnná, která byla signifikantní ve všech třech měřících je aktuální zastoupení jehličnatého lesa (obr. č. 22). Zatímco na lokalitách (v měřítku 500 m) bez aktuálního výskytu je dnes okolo 10 %, na lokalitách s aktuálním výskytem druhu je to okolo 50 % jehličnatého lesa. To může do jisté míry vysvětlit předchozí výsledky. Jestliže na lokalitách s aktuálním výskytem druhu panuje větší zastoupení jehličnatého lesa, dá se předpokládat, že se také snižuje hodnota SHDI, protože ten stoupá s počtem různých typů plošek a také s jejich vyrovnaností. Dále mezi aktuálními hodnotami SHDI a aktuálním zastoupením mimolesní vegetace panuje pozitivní korelace.

Zároveň však nebylo potvrzeno, že by se rozdíly mezi historickým zastoupením jehličnatého lesa a aktuálním zastoupením výrazně lišily mezi dvěma studovanými skupinami lokalit. Z toho tedy vyplývá, že se zastoupení jehličnatého lesa na obou lokalitách měnilo stejně. Tento trend se opakuje v rámci všech tří měřitek – v současnosti přibylo jehličnatého lesa ať už jde o lokality s výskytem, či bez výskytu druhu. Nicméně je zde důležité si uvědomit, že se sice na obou typech lokalit měnilo zastoupení jehličnatého lesa stejně, avšak v obou případech k jeho nárůstu došlo z jiného počátečního procentuálního zastoupení. Jestliže na obou lokalitách přibývalo jehličnatého lesa stejně, ale v případě jedné skupiny zde přibylo tak, že již jehličnatý les tvoří 50 % rozlohy, mohlo to mít negativní vliv na procentuální zastoupení jiných krajinných prvků.

Například aktuální snížení hodnot SHDI a mimolesní vegetace mohly podpořit další proměnné, jako například změna v zastoupení luk a pastvin, či orné půdy. Ač nesignifikantně, tak sledujeme, že na lokalitách s aktuálním výskytem druhu došlo k větším změnám směrem k úbytku orné půdy oproti minulosti (příloha č. 3). Z korelace mezi proměnnými zároveň vyplývá, že čím je větší změna v orné půdě, tím více je na lokalitách aktuálního zastoupení luk a pastvin (obr. č. 19). Tato skutečnost může vysvětlovat, proč je zde také menší SHDI, protože patrně docházelo k větším zatravněním orné půdy. Tyto výsledky odpovídají výsledkům předchozích studií. Například Skokanová (Skokanová 2013) uvádí, že vývoj v zastoupení lesa byl od 30. let 20. století na území Beskyd pozitivní a že tento trend trvá až do současnosti, zatímco orná půda se na většině území od 30. let 20. století snižuje.

V rámci měřítka 250 m vyšly signifikantně dvě proměnné, které se týkaly aktuálních dat na lokalitách. Jedná se o aktuální zastoupení jehličnatého lesa, který vyšel signifikantně jak v t-testu, tak v logistické regresi. Druhá proměnná je aktuální bohatost plošek (PR), která vyšla signifikantně pouze v rámci t-testu, nikoliv však v logistické regresi. V případě aktuálního zastoupení jehličnatého lesa se v tomto měřítku setkáváme s nárůstem hodnot oproti předchozímu měřítku 500 m. Aktuálně se na lokalitách bez výskytu druhu (0) nachází pouze pár procent, oproti lokalitám s aktuálním výskytem druhu, kde se zastoupení pohybuje okolo 75 %. I přesto zde nebyl potvrzen významný rozdíl ve změnách SHDI a mimolesní vegetaci, jako v měřítku předchozím. Naopak se zde potvrdila (avšak pouze v případě t-testu) větší bohatost plošek na lokalitách s aktuálním výskytem druhu.

V rámci nejmenšího studovaného měřítka 100 m byl opět potvrzen vliv 2 proměnných. Přičemž v t-testu i v logistické regresi vyšly signifikantně stejné proměnné – aktuální zastoupení jehličnatého lesa a změny zastoupení zástavby. V případě jehličnatého lesa je zde podobně jako u předchozího měřítka na lokalitách s aktuálním výskytem druhů zastoupení okolo 70 %, přičemž na lokalitách bez aktuálního zastoupení je již jen několik procent. Další signifikantní proměnnou je změna v zástavbě. Zde lze sledovat, že na lokalitách s aktuálním výskytem druhů docházelo k menšímu nárůstu zástavby nežli na lokalitách, kde se aktuálně druhy nevyskytují. Tento výsledek tedy potvrzuje úvahy, že druhy mohly mizet v důsledku zvýšení tlaku lidské činnosti a rozvoji sídel (Sedláčková 2003). Nemuselo se jednat pouze o sídla trvale obytná. Například Skokanová (Skokanová 2013) uvádí, že již v 30. letech 20. století existovaly na území Beskyd první významné rekreační oblasti, jejichž zastoupení se postupně zvětšovalo.

Jediná proměnná, která byla signifikantní ve všech měřících, je aktuální zastoupení jehličnatého lesa, kdy se na lokalitách s aktuálním výskytem druhu nachází jeho větší zastoupení. I přes to nemůžeme s jistotou určit, že právě tato proměnná má výrazný vliv na výskyt druhů, neboť samotné rozdíly ve změně tohoto lesa potvrzeny nebyly. Nicméně z výsledků vyplývá, že tam kde bylo v minulosti více jehličnatého lesa neměl jeho následný další nárůst negativní vliv na výskyt druhů. Naopak tam, kde bylo v minulosti jehličnatého lesa méně, už měl jeho následný nárůst na výskyt druhů negativní vliv.

Některé sledované druhy nemusí mít problém dlouhodobě v jehličnatém lese přežít. Česnek hadí se v Beskydech vyskytuje jak ve smíšeném lese, tak i ve smrčínách, stejně tak řeřišnice trojlistá (Popelářová et al. 2011). Pro kozlík trojený rakouský a sleziník zelený je pravděpodobně důležitější zastínění a skalnatý podklad nežli samotná skladba lesa. Nasvědčuje tomu jejich hojný výskyt ve smrčínách (Španihelová 2019). V případě hladýše širolistého se jedná o výrazný nesoulad, neboť tento druh vyhledává ekotonová stanoviště a vyskytuje se často v blízkosti mimolesní vegetace, luk a pastvin, či na okrajích listnatých lesů (Sedláčková 2003).

V rámci analýzy by bylo jistě vhodnější druhy rozdělit a zkoumat vliv proměnných jednotlivě. Nicméně k tomuto kroku mi bránilo velmi malé množství pozorování – například v případě řeřišnice trojlisté pouze 3 lokality. Nabízí se i možnost druhy rozdělit na dvě skupiny dle optimálního výskytu – druhy vázané spíše na bezlesí (česnek hadí, hladýš širolistý) a druhy vázané spíše na les (řeřišnice trojlistá, sleziník severní a kozlík trojený rakouský). Nicméně i zde by došlo nakonec k velmi špatnému statistickému vyhodnocení, neboť v případě druhů vázaných na bezlesí by byly skupiny tvořeny jen z 10 pozorování. V případě druhů vázaných spíše na lesní prostředí je však tato analýza možná, neboť je zde celkem 25 pozorování (13 lokalit s aktuálním výskytem a 12 lokalit bez aktuálního výskytu). Výsledky této dílčí analýzy (příloha č. 5) jsou v souladu s celkovými výsledky této práce, které zahrnují všechny druhy. Některé výsledky vyšly více signifikantní, a naopak ve třech případech proměnná nevyšla signifikantní vůbec. Jedná se o změnu v SHDI indexu a změnu v zastoupení mimolesní vegetace pro měřítko 500 m a dále pro měřítko 250 m aktuální bohatost plošek. Shoda s výsledky, které charakterizují všechny druhy dohromady je způsobena pravděpodobně tím, že světlomilný hladýš širolistý je v této práci charakterizován pouze 4 lokalitami a česnek hadí se v Beskydech vyskytuje v lesním prostředí, stejně jako kozlík trojený rakouský, řeřišnice trojlistá a sleziník zelený, byť je jeho optimum spíše na bezlesích biotopech.

Česnek hadí byl zkoumán celkem na 5 lokalitách, přičemž na 3 lokalitách se druh stále vyskytuje a na dvou nebyl potvrzen (Španihelová 2019). Často zmiňovaná, avšak již zaniklá lokalita je v okolí Čertova Mlýna (Prostřední Bečva), kde je uváděn ze západních hřebenů. V první polovině 20. století se zde hojně vyskytovaly louky a pastviny. Ty jsou dnes zcela nahrazeny lesem. Ač může tento druh přežít i v lese, často netvoří květy a nedorůstá do plné výšky a jeho dlouhodobé přežívání na takovýchto

lokality je tedy ohroženo (Chytil & Popelářová 2005). Tento nepěkný osud však hrozí téměř všem recentním populacím tohoto druhu v Beskydech, neboť jediná populace, která se nachází na lučním biotopu je populace na hřebenu Radhoště (Španihelová 2019).

Další velmi zmiňované lokality se vztahují ke kozlíku trojenému rakouskému, který zároveň patří ze studovaných druhů mezi nejvíce ustupující. Z celkem 16 historických lokalit byl v roce 2019 potvrzen pouze na 4 (Španihelová 2019). Sedláčková (Sedláčková 2003) uvádí jeho ústup v důsledku lidské činnosti. Tento jev se zdá být skutečně významný a dokládá to i výsledek této práce. A to i přesto, že mezi lokality bez aktuálního výskytu byly zařazeny také tři lokality, kde druh sice nebyl potvrzen, avšak existuje zde velmi vysoká pravděpodobnost, že se zde stále vyskytuje. Jedná se totiž o nenarušená území, kde nedošlo téměř k žádným změnám oproti minulosti (PR Malenovický Kotel, NPR Mazácký Grúnik a NPR Mazák). Je zde však náročný terén prudkých svahů a skalisek, které významně ztěžují monitoring tohoto druhu. V návaznosti na to, bych ráda zdůraznila, že ani u ostatních nepotvrzených lokalit nelze s jistotou tvrdit, že populace na nich jsou vymizelé. Se 100 % jistotou totiž můžeme pouze tvrdit, že se druh na lokalitě vyskytuje. O opaku nás však může ujistit pouze významné změny přímo na lokalitě, například výstavba domu, vodní nádrže a podobně. Zároveň nemusí výsledky přesně vystihovat realitu z důvodu malého počtu vzorků. Pracovala jsem celkem s 32 pozorováními – 19 pro lokality s výskytem a 16 pro lokality bez výskytu. Jedná se tedy poměrně o malý počet vzorků, který je ještě menší v případě doplňující analýzy druhů vázaných spíše na les (příloha č. 5).

Je třeba uvažovat nad dalšími možnými vlivy, které zapříčinily úbytek druhů. Tyto vlivy nemusí souviset přímo s krajinným pokryvem, či krajinnou strukturou, ale spíše s managementem, který se na lokalitách uplatňuje (způsob těžby, lesní pěšiny, turismus a další). Dále mohlo dojít k jevům, které souvisí přímo s lokálními podmínkami na stanovišti – změna vodního režimu, změna chemismu půdy, vliv konkurence ze strany silnějších druhů, vliv náhody, či vliv klimatických změn.

Ze všech výsledků se jeví jako nejvíce vypovídající vliv zástavby v nejmenším měřítku. Toto měřítko totiž charakterizuje blízké okolí lokalit, které je pro vzácné druhy více rozhodující než pro druhy běžné (Miller et al. 2015). Také se jedná o proměnnou charakterizující změnu mezi historickými a aktuálními údaji, nikoliv pouze aktuální stav na lokalitách, jako je tomu v případě aktuálního zastoupení jehličnatého lesa. Zároveň

mohl zvýšený podíl zástavby ovlivnit další jevy (například ty zmíněné v předešlém odstavci), které v konečném důsledku zapříčinily vymizení druhů na lokalitách. Je zde zároveň určitá pravděpodobnost, že pokud by bylo zvoleno ještě menší měřítko, například 50 m, tak by se vliv zástavby potvrdil i na větší hladině významnosti.

Výsledky jsou důležité zejména pro ochranu těchto druhů. Potvrzuje se, že je stěžejní vnímat krajinu komplexně a brát v úvahu různá prostorová měřítka. Úspěšná ochrana druhů je často zajištěna ochranou celého ekosystému, nejen pouze konkrétních stanovišť. Izolovaná, byť přísně chráněná lokalita, je z dlouhodobého hlediska odsouzena k zániku (Harnik et al. 2012), neboť se zde významně zvyšuje negativní vliv náhody. Komplexní pohled tedy znamená ochranu jednotlivých lokalit výskytu například ve formě maloplošného chráněného území, ale zároveň regulace a uvážlivé plánování v okolní krajině.

To vše je třeba vztahovat ke konkrétním druhům a jejich populacím. Například výsledek této práce ohledně zastoupení jehličnatého lesa je zajímavý zejména pro výskyt česneku hadího, jehož populace se zde vyskytují. V návaznosti na to je však nutné přihlídnout i k početnosti a vitalitě takovýchto populací, kdy se dá předpokládat, že z dlouhodobého hlediska jsou tyto populace ohroženy zánikem, neboť se v lesní prostředí postupně snižuje vitalita jedinců. V případě kozlíku trojeného rakouského měla patrně na ústup největší vliv zástavba. Jeho hojný historický výskyt se vztahuje ke Starým Hamrům, kde se vyskytoval mimo jiné také na kamenných skalkách v okolí vodního toku. Rozvoj zástavby a zpevnování vodních toků, byť na poměrně malém území (cca 3 × 3 km) byly v důsledku fatální hned pro 3 lokality tohoto druhu. Výzkum krajinné struktury je tedy důležitý pro budoucí plánování krajiny. Zároveň slouží pro předvídaní budoucího vývoje a jeho vlivu na zájmy ochrany přírody.

6. Závěr

Tato práce se zabývala zkoumáním vlivu krajinné struktury na vybrané vzácné druhy rostlin na území CHKO Beskydy. Analýza krajinné struktury a krajinného pokryvu byla prováděna v rámci tří prostorových měřítek. Pomocí t-testu a logistické regrese se v rámci měřítek ukázaly v některých příkladech jako signifikantní jiné proměnné. Větší aktuální zastoupení jehličnatého lesa na lokalitách s výskytem druhu však vyšlo signifikantně v rámci všech měřítek. Samotná změna v jehličnatém lese však nevyšla signifikantně ani jednou a větší zastoupení jehličnatého lesa zde bylo i v minulosti. Z výsledků tedy vyplývá, že tam kde bylo v minulosti více jehličnatého lesa, neměl jeho následný nárůst na výskyt druhů negativní vliv. Naopak tam, kde v minulosti bylo méně jehličnatého lesa, měl jeho následný nárůst již negativní vliv na výskyt druhů. V rámci nejmenšího studovaného měřítka (100 m) vyšla signifikantně kromě aktuálního zastoupení jehličnatého lesa také změna v zástavbě. Tato změna značí, že na lokalitách bez aktuálního výskytu druhu došlo k většímu nárůstu zástavby. Tento výsledek se zdá být možným vysvětlením úbytku druhů na lokalitách. Podobné výsledky podala i dílčí analýza, která zahrnovala pouze druhy vázané spíše na lesní biotopy.

Byť v této práci nebyl vliv krajinné struktury u většiny studovaných proměnných prokázán, práce otevírá nové otázky k tomuto tématu. Mimo jiné například to, jaké další vlivy mohly úbytek druhů ovlivnit. Jestliže nejsme schopni jednoznačně zachytit významný vliv pomocí krajinné struktury, je velmi žádoucí se zaměřit na jiné možné příčiny. Důležité je, aby byla tématu vzácných druhů a vlivům na ně věnována pozornost i v budoucích studiích, protože vzácné druhy jsou velmi náchylnou skupinou k úbytku biodiverzity. A jestliže tyto druhy z naší krajiny mizí v důsledku nepříliš známých jevů, je jistě zásadní tyto druhy nadále studovat, aby mohlo dojít k efektivní ochraně a opatřením.

7. Literatura

- Basnou C., Iguzquiza J., Pino J. (2015): Examining the role of landscape structure and dynamics in alien plant invasion from urban Mediterranean coastal habitats. – *Landscape and Urban Planning*. Vol. 136 pp. 156-164.
- Bíma J. & Demek J. (2012): *Z nížin do hor: geomorfologické jednotky České republiky*. – Academia, Praha.
- Collingham Y. C. & Huntley B. (2000): Impacts of Habitat Fragmentation and Patch Size upon Migration Rates. - *Ecological Applications*, Vol. 10, pp. 131-144.
- Fahrig L. (2003): Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. – *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* Vol. 34:487-515.
- Forman R. T. T. & Godron M. (1993): *Krajinná ekologie*. – Academia. Praha.
- Grulich V. (2017): Červený seznam cévnatých rostlin ČR. – *Příroda* 35: 75-132.
- Grulich V. (1997): *Laserpitium* L. – hladýš. – In: Slavík B., Chrtek J. jun. & Tomšovic P. (eds), *Květena České republiky* 5, p. 376-381, Academia, Praha.
- Harnik P. G., Simpson C. & Payne L. J. (2012): Long-term differences in extinction risk among the seven forms of rarity. – *Proc. R. Soc. B* 279: 4969-4976.
- Hendrych R. (1984): *Fytogeografie*. – Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- Holub J. & Kirschner J. (1997): *Valeriana* L. – kozlík. – In: Slavík B., Chrtek J. jun. & Tomšovic P. (eds), *Květena České republiky* 5, p. 516-527, Academia, Praha.
- Hrouda L. (1992): *Cardamine* L. – řeřišnice. – In: Hejný S. & Slavík B. [eds], *Květena České republiky* 3: 92-110, Academia, Praha.
- Chytil P. & Popelářová M. (2005): Botanický inventarizační průzkum NPR Radhošť. – Ms., [Depon. in: Správa CHKO Beskydy, Rožnov pod Radhoštěm].
- Jain M. [ed.] (2014): The importance of rare species: a trait-based assessment of rare species contributions to functional diversity and possible ecosystem function in tall-grass prairies. – *Ecol. Evol.* 4: 104-112.

- Kaplan Z., Danihelka J., Chrtek J. jun., Kirschner J., Kubát K., Štech M., Štěpánek J. [eds] (2019): Klíč ke květeně České republiky. – Academia, Praha.
- Kocián P. [ed.] (2019): Nálezová databáze Moravskoslezské pobočky ČBS [online]. – URL: <http://www.nalezovka.cz/> [cit. 14. 04. 2021].
- Kočí M. (1999): NPR Kněhyně-Čertův mlýn. Floristický inventarizační průzkum 1999. – Ms., [Depon. in: Správa CHKO Beskydy, Rožnov pod Radhoštěm].
- Koutecký P., Popelářová M., Lustyk P., Dančák M., Tkačiková J. & Hlisnikovský D. [eds.] (2009): Výsledky floristického kurzu České botanické společnosti ve Vsetíně (29. června – 5. července 2008). – Zprávy Čes. Bot. Společ. 44, Příloha 2009/1: 1-106.
- Krahulec F. & Duchoslav M. (2010): *Allium* L. – česnek. – In Štěpánková J. [ed.] (2010), Květena České republiky 8: 647-677. – Academia, Praha.
- Křísa B. (1988): *Asplenium* L. – sleziník. – In Hejný S. & Slavík B. [eds] (1988): Květena České socialistické republiky 1: 242-249, Academia, Praha.
- Kunin W. E. & Gaston K. J. (1993): The biology of rarity patterns, causes and consequences. – Trends Ecol. Evol. 8: 298-301.
- Leitão R. P., Zuanon J., Villéger S., Williams S. E., Baraloto Ch., Fortunel C., Mendoça F. P. & Mouillot D. (2016): Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. – Proc. R. Soc. B. Vol. 283: 20160084.
- Lyons K. G., Brigham C. A., Traut B. H. & Schwartz M. W. (2005). Rare species and ecosystem functioning. – Conserv. Biol. 19: 1019-1024.
- Mace G. M., Norris K., Fitter A. H. (2012): Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. - Trends in Ecology & Evolution, Vol. 27, pp 19-26.
- McGarigal K., Cushman S. A. & Ene E. (2012): FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

- Michalcová D. (2013): Botanická fotogalerie a další pomůcky k určování rostlin. *Živa* 1/2013: XI-XII.
- Miller J. E. D., Damschen E. I., Harrison S. P. & Grace J. B. (2015): Landscape structure affects specialists but not generalists in naturally fragmented grasslands. - *Ecology*, 96(12), 3323–3331.
- Mouquet N., Miller T. E., Daufresne T., Kneitel J. M. (2006): Consequences of varying regional heterogeneity in source-sink metacommunities. – *Oikos*. Vol. 113. pp. 481-488.
- Oostermeijer J. G. B., Luijten S. H., den Nijs J. C. M. (2003): Integrating demographic and genetic approaches in plant conservation. – *Biological Conservation*. Vol 113. pp. 389-398.
- PLADIAS (2021): Pladias – databáze české flóry a vegetace [online]. – URL: <http://www.pladias.cz/> [cit. 14.04. 2021].
- Popelářová M. & Ohryzková L. (2013): Vzácné rostliny Beskyd. – ČSOP Salamandr, Rožnov p. R.
- Popelářová M., Hlisnikovský D., Koutecký P., Dančák M., Tkáčiková J., Vašut R. J., Vymazalová M., Dvorský M., Lustyk P. & Ohryzková L. (2011): Rozšíření vybraných taxonů cévnatých rostlin v CHKO Beskydy a blízkém okolí (Výsledky mapování flóry z let 2006-2009). – *Zprávy Čes. Bot. Společ.* 46: 277-359.
- Quitt E. (1971): Klimatické oblasti Československa. – *Studia geographica* 16:1-79.
- Rabinowitz D. (1984): Seven forms of rarity. – In: Synge H (ed.) *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*, pp. 205-217, John Wiley & Sons, Chichester.
- RStudio Team (2020): RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Sala O. E., Chapin F. S., Armesto J. J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L. F., Jackson R. B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D. M., Mooney H. A., Oesterheld M., Poff N. L., Sykes M. T., Walker B. H., Walker M., Wall

D. H. (2000): Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. – Science. Vol. 287, pp. 1770-1774.

Sedláčková M. (2003): Nálezy vzácnějších cévnatých rostlin Chráněné krajinné oblasti Beskydy. – Hlasy Muz. a Arch. Frenštát pod Radhoštěm 20: 24-31.

Shin H. T., Yi Hoon M., Yoon J. W., Yoo J. H., Lee B., Park E. (2010): Distribution of Rare Plants and Endemic Plants in Jirisan National Park. - Journal of Korean Nature. Vol. 3, pp. 2019-222.

Schmucki R., Reimark J., Lindborg R., & Cousins S. A. O. (2012): Landscape context and management regime structure plant diversity in grassland communities. - Journal of Ecology, Vol. 100(5), pp. 1164–1173.

Skokanová H. (2013): Změny struktury krajiny ve třech příhraničních oblastech České republiky. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Lidická 25/27, 602 00, Brno.

Soliveres S. [eds] (2016): Locally rare species influence grassland ecosystem multifunctionality. – Phil. Trans. R. Soc. B. Vol. 371: 20150296.

Sork V. L. & Smouse P. E. (2006): Genetic analysis of landscape connectivity in tree populations. – Landscape Ecology. Vol. 21, pp. 821-836.

Szymura M., Szymura T. H. & Swlarszcz S. (2016): Do Landscape Structure and Socio-Economic Variables Explain the Solidago Invasion? – Springer. Folia Geobotanica. Vol. 51, pp. 13-25.

Španihelová K. (2019): Historické a současné rozšíření vzácných fytogeograficky významných prvků květeny CHKO Beskydy. Bakalářská práce (Bc.). Přírodovědecká fakulta. Univerzita Palackého v Olomouci.

Wei T. & Simko V. (2017): R package “corrplot”: Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84) [online]. URL: <https://github.com/taiyun/corrplot>

Přílohy

Příloha č. 1: Seznamy zkoumaných lokalit

a) Seznam lokalit s aktuálně potvrzeným výskytem druhu

Buffer	Lokalita	GPS	druh
1	Bílá, Hlavatá	49.4159N, 18.3705E	<i>Allium victorialis</i>
2	Bílá, Konečná	49.4503N, 18.5213E	<i>Asplenium viride</i>
3	Bílá, u Bedřichova klauzu	49.4117N, 18.3910E	<i>Asplenium viride</i>
4	Bílá, u Salajky	49.4030N, 18.4280E	<i>Allium victorialis</i>
5	Bílá, u soutoku	49.4491N, 18.4654E	<i>Valeriana tripteris</i> <i>subsp. austriaca</i>
6	Bílá, u soutoku Černé a Bílé Ostravice	49.4546N, 18.4691E	<i>Asplenium viride</i>
7	Bílá, PP Lišková	49.4022N, 18.4481E	<i>Cardamine trifolia</i>
8	Bílá, Stupný	49.4595N, 18.4950E	<i>Valeriana tripteris</i> <i>subsp. austriaca</i> <i>Asplenium viride</i>
9	Čeladná, Smrk	49.5050N, 18.3650E	<i>Asplenium viride</i>
10	Čeladná, Smrček	49.5176N, 18.3530E	<i>Asplenium viride</i>
11	D. Bečva/Trojanovice, Radhošť	a. 49.4889N, 18.2253E c. 49.4879N, 18.2283E d. 49.4918N, 18.2241E	<i>Allium victorialis</i>

12	Horní Bečva, Vašůtky	49.4178N, 18.3535E	<i>Laserpitium latifolium</i>
13	Malenovice, PP Vodopády Satiny	49.5696N, 18.4144E	<i>Valeriana tripteris subsp. austriaca</i> <i>Asplenium viride</i>
14	Morávka, PR Ropice	49.6115N, 18.5600E	<i>Valeriana tripteris subsp. austriaca</i>
15	Osravice, PR Bučací potok	49.5144N, 18.3803E	<i>Valeriana tripteris subsp. austriaca</i>
16	Staré Hamry, údolí Černé Ostravice	49.4578N, 18.4827E	<i>Cardamine trifolia</i>
17	Velké Karlovice, Jezerné	49.3896N, 18.2739E	<i>Asplenium viride</i>
18	Velké Karlovice, Miloňov	49.3910N, 18.3143E	<i>Asplenium viride</i>
19	Velké Karlovice, Pluskovec	49.3499N, 18.2954E	<i>Laserpitium latifolium</i>

b) Seznam lokalit s nepotvrzeným výskytem druhu

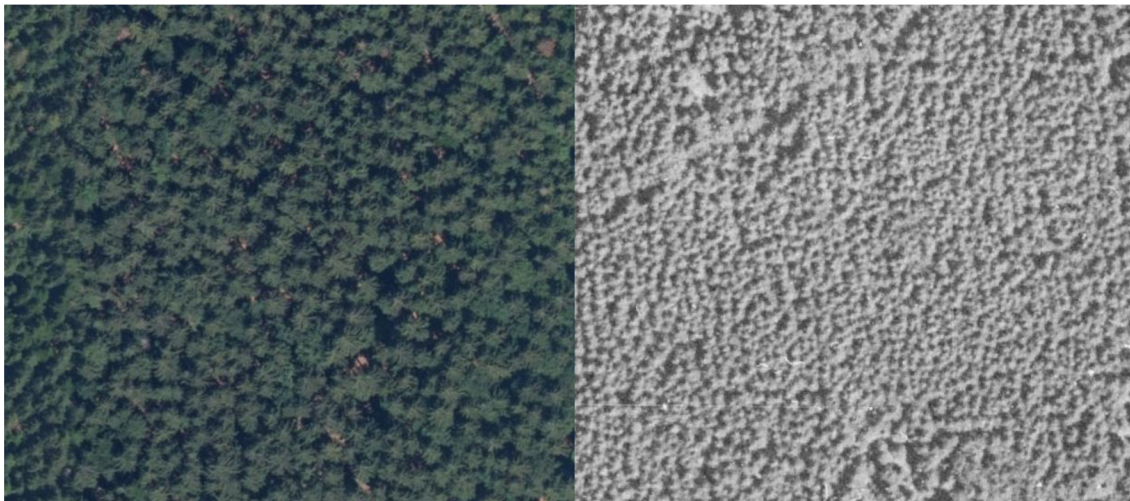
Buffer	Lokalita	GPS	druh
1	Bílá, Smradlava	49.4166N, 18.4419E	<i>Valeriana tripteris subsp. austriaca</i>
2	Čeladná, pod Čertovým mlýnem	49.4933N, 18.2989E	<i>Valeriana tripteris subsp. austriaca</i>
3	Čeladná, Psí dolina - soutok	49.5053N, 18.3578E	<i>Valeriana tripteris subsp. austriaca</i>

4	Dolní Lomná, Čerchlaný Beskyd	49.5120N, 18.6918E	<i>Asplenium viride</i>
5	Malenovice, Lysá hora	49.5474N, 18.4490E	<i>Allium victorialis</i>
6	Malenovice, PR Malenovický kotel	49.5592N, 18.4344E	<i>Valeriana tripteris</i> <i>subsp. austriaca</i>
7	Morávka, přítok Skalky	49.5444N, 18.5777E	<i>Cardamine trifolia</i>
8	Nový Hrozenkov, Březitá	49.3100N, 18.1865E	<i>Laserpitium</i> <i>latifolium</i>
9	Ostravice, NPR Mazák	49.5341N, 18.4427E	<i>Valeriana tripteris</i> <i>subsp. austriaca</i>
10	Ostravice, NPR Mazácký Grúník	49.5274N, 18.4291E	<i>Valeriana tripteris</i> <i>subsp. austriaca</i>
11	Ostravice, Knížecí chodník	49.5098N, 18.3826E	<i>Valeriana tripteris</i> <i>subsp. austriaca</i>
12	Prostřední Bečva, Čertův Mlýn	49.4890N, 18.3004E	<i>Allium victorialis</i>
13	Staré Hamry, Řečice	49.5109N, 18.4856E	<i>Valeriana tripteris</i> <i>subsp. austriaca</i>
14	Staré Hamry, Jamník	49.4824N, 18.4512E	<i>Valeriana tripteris</i> <i>subsp. austriaca</i>
15	Staré Hamry, vrch Muchovce	49.5003N, 18.4538E	<i>Valeriana tripteris</i> <i>subsp. austriaca</i>
16	Velké Karlovice, Jezerné, Kaple	49.3694N, 18.2764E	<i>Laserpitium</i> <i>latifolium</i>

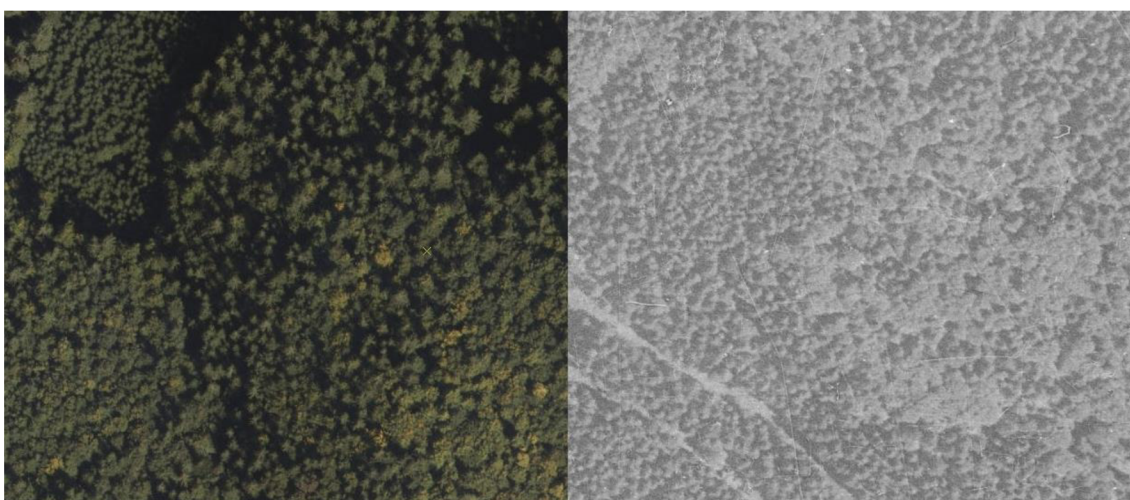
Příloha č. 2: Příklady kategorií krajinného pokryvu

Nalevo Ortofotomapa (2018), napravo historický letecký snímek (1937).

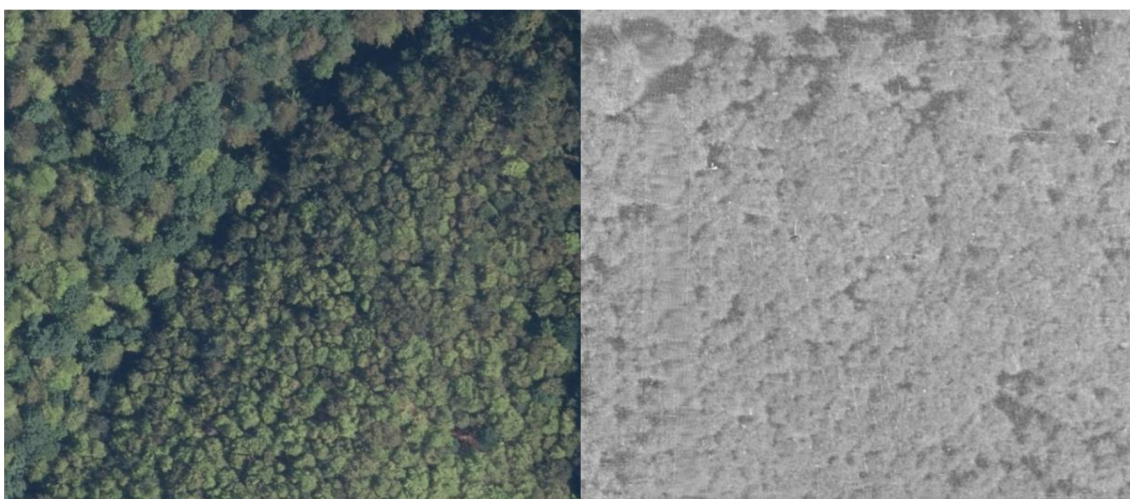
Les jehličnatý



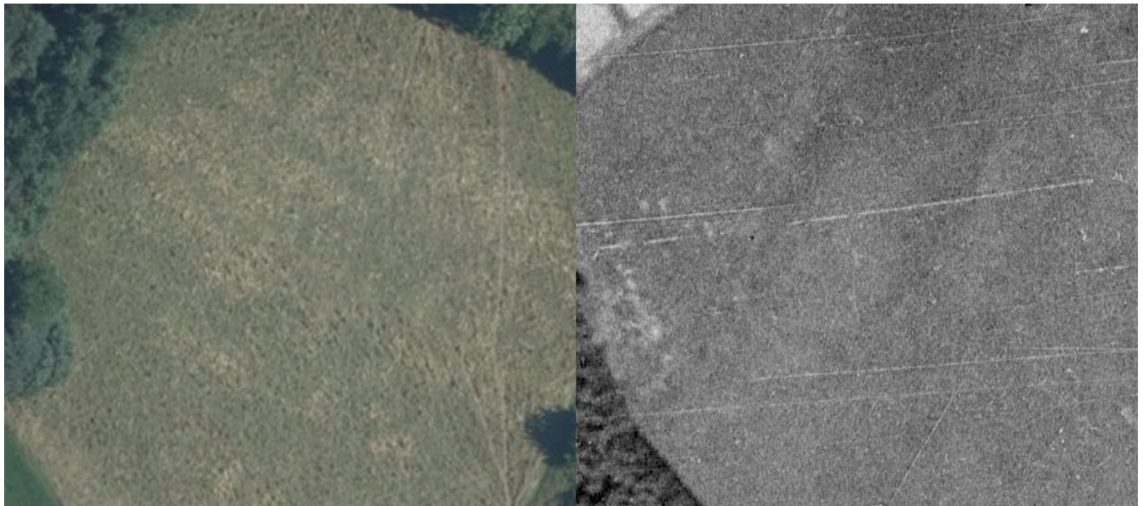
Les smíšený



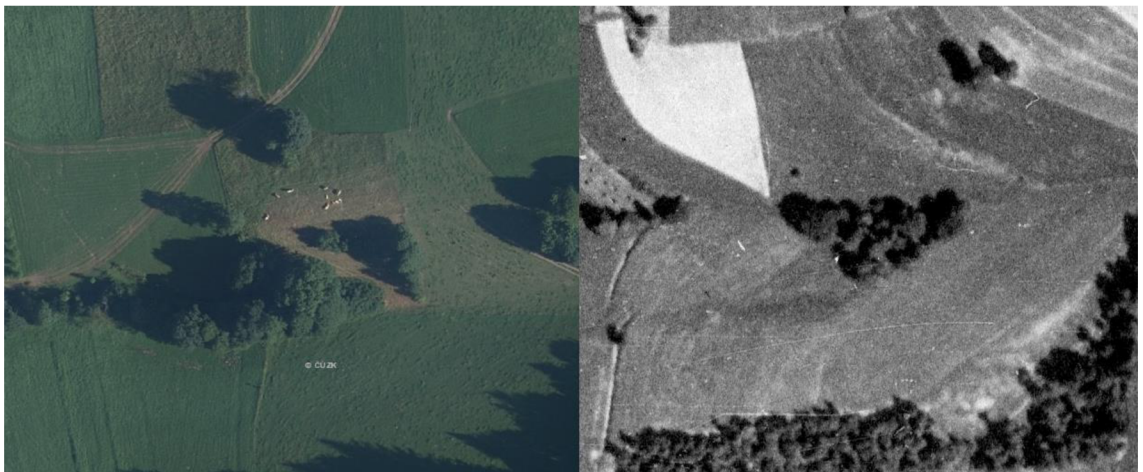
Les listnatý



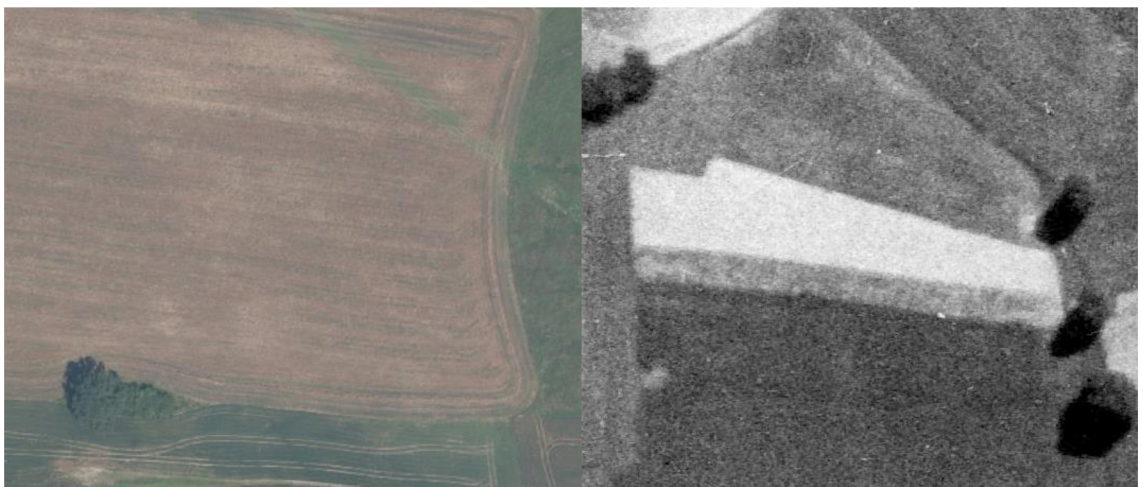
Louky a pastviny



Mimolesní vegetace (remízky, aleje, solitérní stromy)



Orná půda

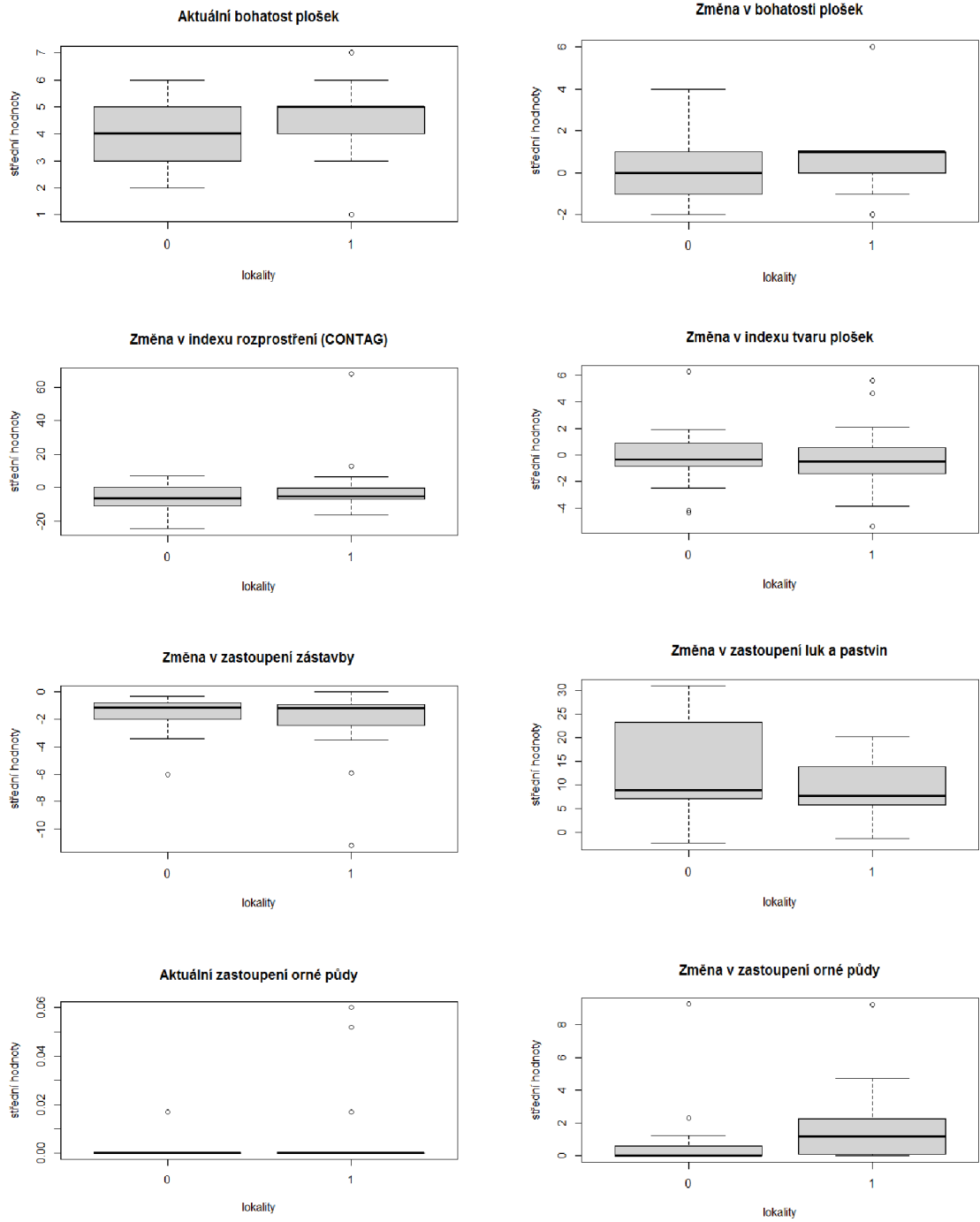


Zástavba (sídla a cesty)

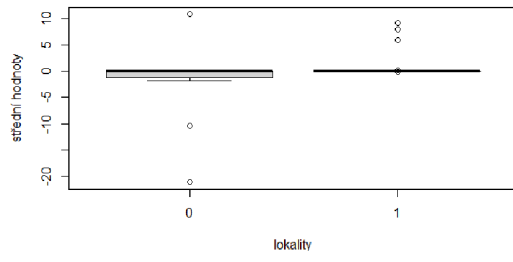


Příloha č. 3: Nesignifikantní proměnné v t-testu

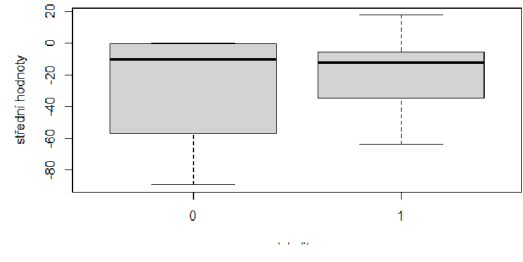
Buffer 500 m



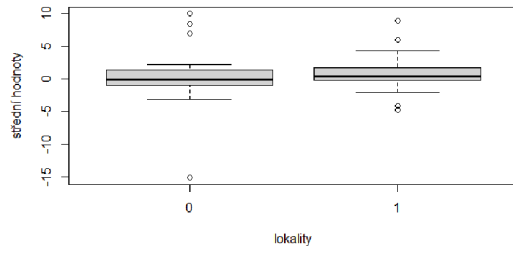
Změna v zastoupení listnatého lesa



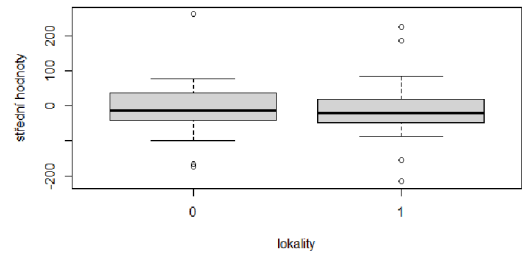
Změna v zastoupení jehličnatého lesa



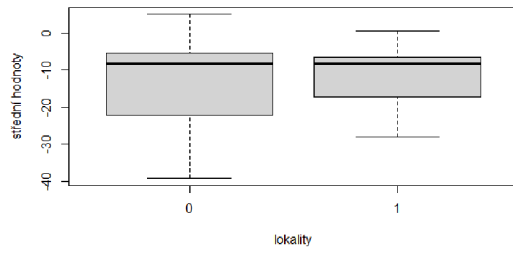
Změna v průměrné velikosti plošek



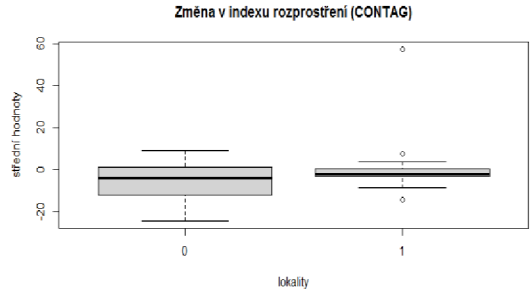
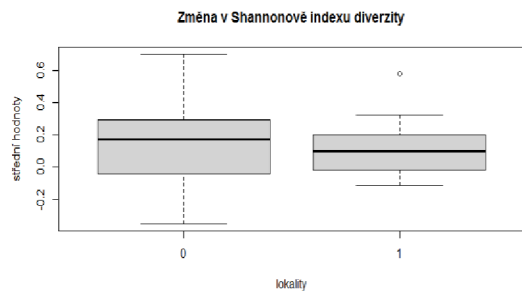
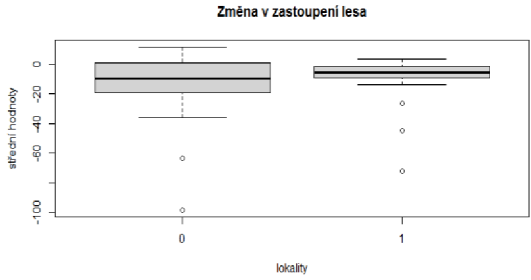
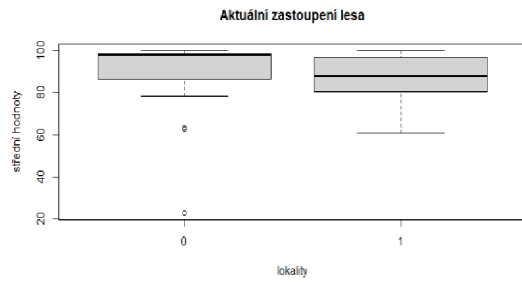
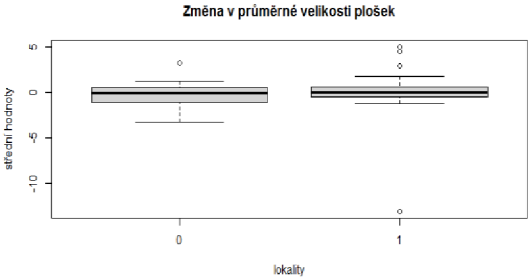
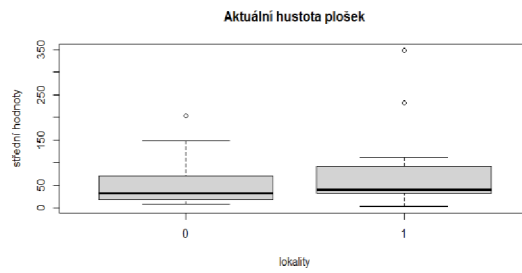
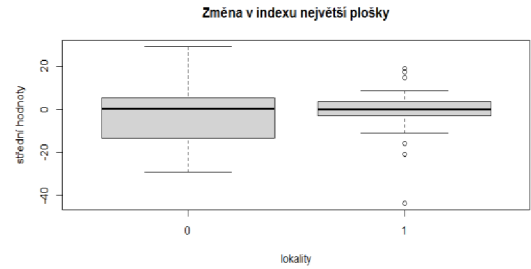
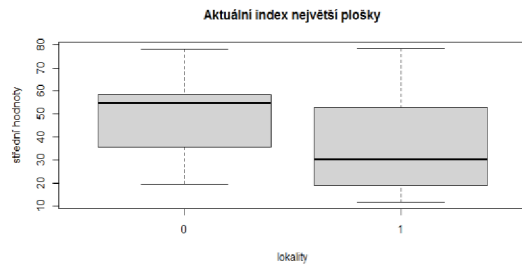
Změna v hustotě okrajů

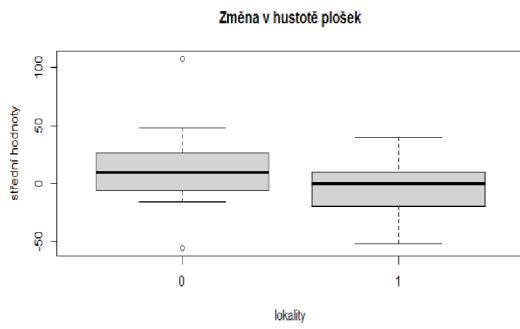
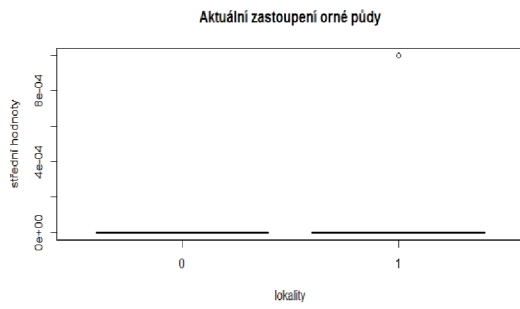
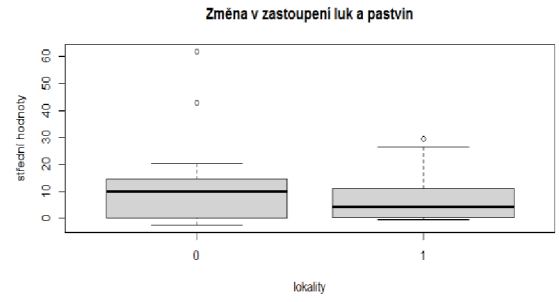


Změna v zastoupení lesa

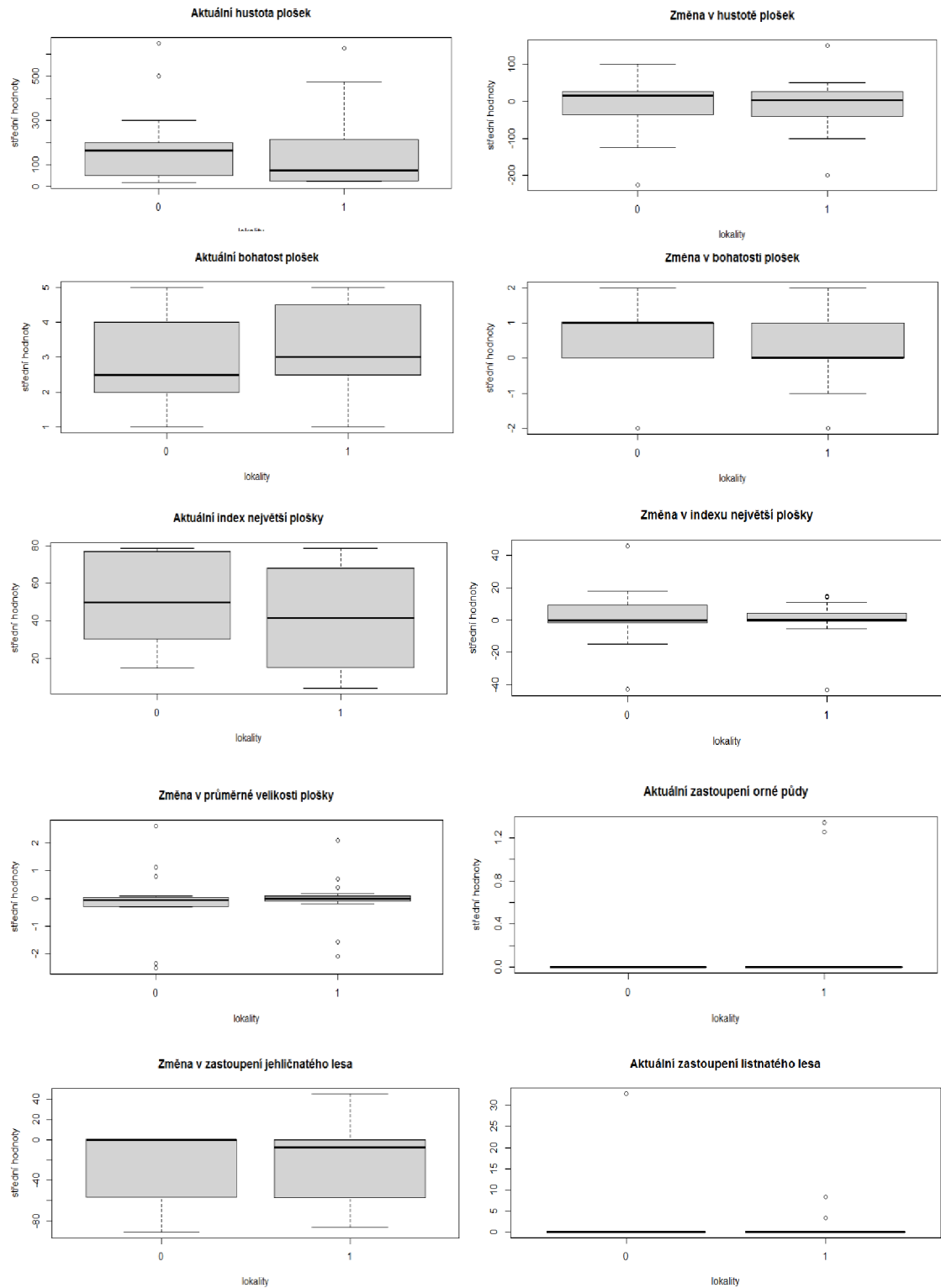


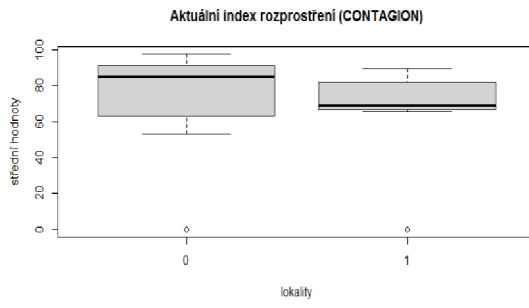
Buffer 250 m





Buffer 100 m





Příloha č. 4: Výsledky logistické regrese

Buffer 500 m

Hodnoty nejlepšího modelu logistické regrese (AIC = 32,434)

Proměnná	Estimate	p-value
roz_SHDI_500	2,40177	0,13878
JEHLICNATY_500	0,05274	0,00951
roz_MIMOLESNÍ_V_500	1,02368	0,02593

Buffer 250 m

Hodnoty nejlepšího modelu logistické regrese (AIC = 43, 543)

Proměnná	Estimate	p-value
PR_250_sa	0,61319	0,0591
JEHLICNATY_250	0,03043	0,0229

Buffer 100 m

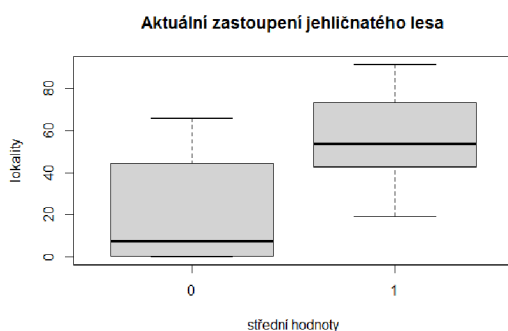
Hodnoty nejlepšího modelu logistické regrese (AIC = 39,949)

Proměnná	Estimate	p-value
JEHLICNATY_100	0,02872	0,0158
Roz_ZASTAVBA_100	0,43755	0,0368

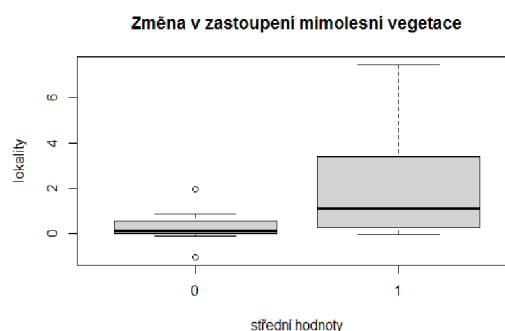
Příloha č. 5: Výsledky pro vybrané druhy (sleziník zelený, kozlík trojený rakouský, řeřišnice trojlistá)

Buffer 500 m

t.test



$p=0,001531$



$p=0,0177$

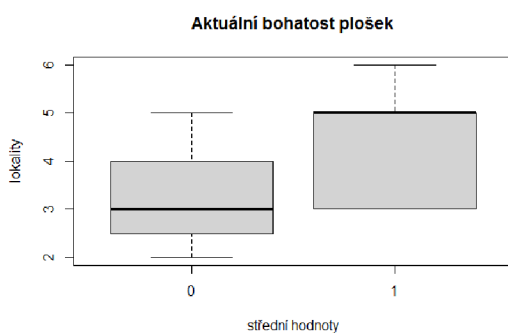
logistická regrese

Hodnoty nejlepšího modelu logistické regrese (AIC = 21,909)

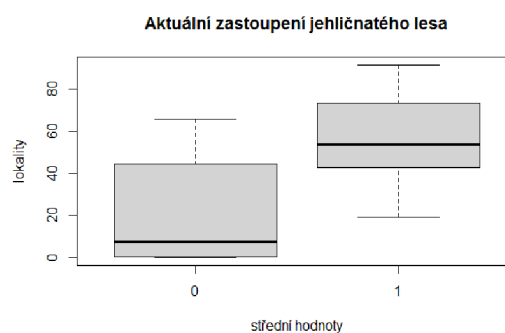
Proměnná	Estimate	p-value
JEHLICNATY_500	0,07549	0,0356
roz MIMOLESNÍ V_500	1,50583	0,0799

Buffer 250 m

t.test



$p=0,02515$



$p=0,001209$

Logistická regrese

Hodnoty nejlepšího modelu logistické regrese (AIC = 28,566)

Proměnná	Estimate	p-value
PR_250_sa	0,64756	0,2060
JEHLICNATY_250	0,03673	0,0214

Buffer 100 m

t.test



p=0,003599



p=0,04879

logistická regrese

Hodnoty nejlepšího modelu logistické regrese (AIC = 25,427)

Proměnná	Estimate	p-value
JEHLICNATY_100	0,04382	0,0141
roz_ZASTAVBA_100	0,54777	0,0478