

Vývoj struktury krajiny východních Krkonoš: problematika antropogenního ovlivnění sekundárního bezlesí

Landscape structure development in the eastern Krkonoše Mts: the issue of anthropogenic influence on secondary grasslands

Milan Viktorík^{1*}, Martin Erlebach¹, Dušan Romportl²

¹Katedra geografie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 17. listopadu 12, 771 46 Olomouc

²Výzkumný ústav pro krajinu, v. v. i., Odbor prostorové ekologie, Květnové náměstí 391, 252 43 Průhonice

milan.viktorik01@upol.cz, martin.erlebach@upol.cz, romportl@vukoz.cz

Abstrakt Intenzivní využívání krajiny Krkonoš pro potřeby turismu je jedním z hlavních konfliktů v tomto chráněném území. Příspěvek se zaměřuje na hodnocení antropogenního ovlivnění sekundárního bezlesí (horských luk) v kontextu vývoje krajiny a hlavních krajinných procesů, mezi které můžeme řadit i urbanizaci Krkonoš. Prostřednictvím analýzy starých a současných map a za využití relevantních krajinných metrik jsou hodnoceny změny krajiny za poslední dvě staletí a důraz je kladen především na strukturální i funkční změny specifického krajinného prvku v podobě sekundárního bezlesí, které je považováno za místní centrum biodiverzity. Digitalizace a vektorizace mapových zdrojů umožnila i podrobnou analýzu funkčních vlastností v podobě konektivity, která vyjadřuje míru integrity vybraných ekosystémů, resp. analýzu míry fragmentace, jež hodnotí intenzitu antropogenního ovlivnění. Během sledovaného období došlo k výrazným strukturálním změnám v krajině a poklesu integrity (konektivity) specifických ekosystémů v důsledku rostoucích antropogenních tlaků, které se projevují zvýšenou mírou fragmentace.

Klíčová slova: konektivita a fragmentace, krajinné metriky, turismus, biodiverzita, chráněné území

Abstract The intensive use of the Krkonoše landscape for tourism is one of the main conflicts in this protected area. The paper focuses on the evaluation of anthropogenic influence on secondary grasslands (mountain meadows) in the context of landscape development and main landscape processes, which include urbanization of the Krkonoše Mts. Through the analysis of an old and current maps and using relevant landscape metrics, landscape changes over the last two centuries are evaluated and the emphasis is mainly on structural and functional changes of a specific land cover element in the form of secondary grasslands, which is considered as a centre of local biodiversity. The digitisation and vectorisation of map resources has also enabled a detailed analysis of functional characteristics in the form of connectivity, which expresses the degree of integrity of selected ecosystems, or an analysis of the degree of fragmentation, which assesses the intensity of anthropogenic influence. During the period under review, there have been significant structural changes in the landscape and a decline in the integrity (connectivity) of specific ecosystems due to increasing anthropogenic pressures, which are manifested in increased fragmentation measures.

Keywords: connectivity and fragmentation, landscape metrics, tourism, biodiversity, protected area

Úvod

Současná podoba krajiny Krkonoš je výsledkem dlouhodobé interakce mezi přírodním prostředím a člověkem. Málokteré středoevropské chráněné území bylo tak výrazně utvářeno lidskými aktivitami, které již během středověku byly zastoupeny postupnou kolonizací území a hornictvím rud, později v novověku přetvářely lesní komplexy v důsledku plošných těžeb a v současnosti mají charakter turistifikace území (FANTA 1969, FLOUSEK et al. 2007, VACEK et al. 2007, KLAPKA & ERLEBACH 2022). Tyto aktivity jsou vnímány zejména v negativním smyslu, jelikož vedou ke ztrátě nebo přeměně původních biotopů a mají dopady i na konkrétní druhy organismů. Na druhou stranu, právě vlivem hospodaření člověka v horské krajině vznikly v Krkonoších zcela unikátní ekosystémy sekundárního bezlesí, jež jsou zastoupeny především druhově bohatými horskými loukami, které jsou doslova ostrovy biodiverzity ve srovnání s okolními, většinou výrazně pozměněnými lesními komplexy (KRAHULEC et al. 1997, BŘEZINA et al. 2023).

Sekundární bezlesí má v Krkonoších podobu komplexů rozsáhlých luk navazujících bezprostředně na intravilán horských středisek a obcí a také tvoří typické luční enklávy uvnitř celistvých lesních ploch, které zasahují až k subalpínskému stupni. Sekundární bezlesí se skládá z různých typů biotopů. Za jedny z nejhodnotnějších můžeme považovat horské sečené louky a druhově bohaté smilkové louky lokalizované na silikátových podložích ve výše položených oblastech (CHYTRÝ et al. 2001, BŘEZINA 2013). Tento typ luk je díky jeho unikátnímu složení flóry a fauny považován za prioritní předmět ochrany soustavy Natura 2000. Plochy sekundárního bezlesí jsou rovněž předmětem ochrany biosférické rezervace UNESCO, a tak statut národního parku (či jeho ochranného pásma) není jejich jedinou ochranou (ŠTURSA 2019). V posledních dekádách je ze strany Správy KRNP vynaloženo značné úsilí, které je skrz podporu managementu a obhospodařování těchto stanovišť zaměřeno na zachování druhové rozmanitosti horských luk. Svědčí o tom i řada realizovaných projektů z národních (PPK, POPFK) či evropských (LIFE, OPŽP) dotačních titulů.

Krkonošské louky však v posledních letech čelí celé řadě výzev a doslova bojují o své místo v mozaice horské krajiny. Stálé rostoucí antropogenní tlak na krajinu a její intenzivní využívání pro potřeby turismu patří společně s globální klimatickou změnou k nejaktuálnějším a nejdiskutovanějším problémům Krkonošského národního parku a přímo se projevují i ve struktuře sekundárního bezlesí (BŘEZINA et al. 2023). Na rozdíl od projevů klimatické změny, které jsou v Krkonoších velmi dobře pozorovatelné např. prostřednictvím dynamiky horní hranice lesa (TREML et al. 2020, TUMAJER et al. 2021) a kterým lze jen stěží čelit, management cestovního ruchu a jeho dopadů je v určitých rovinách v chráněných územích možný (ZELENKA et al. 2013), i když ne zcela snadný. Rostoucí intenzita turismu s sebou přináší celou řadu environmetálních ale i společensko-kulturních dopadů, které se v krajině Krkonoš projevují např. fragmentací habitatů klíčových druhů (TOMÁŠEK et al. 2023). Pravděpodobně ještě více nebezpečným projevem turistifikace Krkonoš je rostoucí tlak právě na plochy sekundárního bezlesí, jenž je způsoben plíživou urbanizací v obcích a rozšiřováním zastavěných ploch (BŘEZINA et al. 2011, BŘEZINA 2013, KLAPKA & ERLEBACH 2022). V posledních letech přibývá studií, které reflektují tento rostoucí antropogenní tlak na krajinu Krkonoš i dalších chráněných území (JANÍK et al. 2020, ERLEBACH & ROMPORTL 2021, JANÍK et al. 2023).

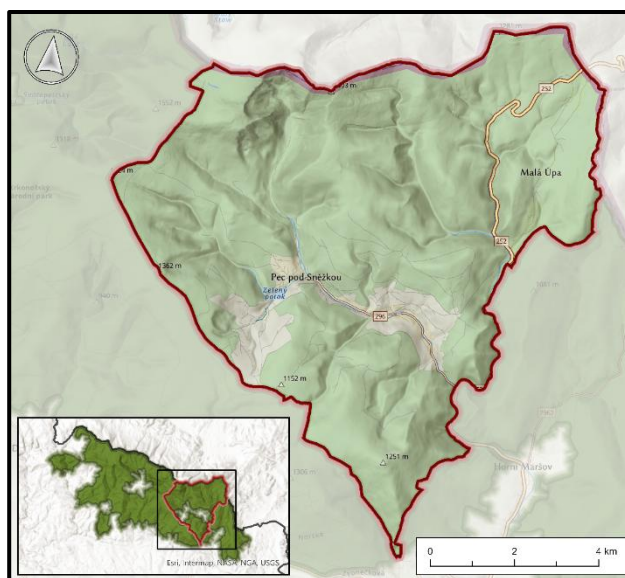
Tento příspěvek se snaží rozšířit diskusi nad antropogenním ovlivněním krajiny Krkonoš, a to prostřednictvím využití tradičních metod krajinné (hodnocení dynamiky struktury krajiny), ale i současných přístupů prostorové (funkční charakteristiky vybraných ekosystémů) ekologie. Na rozdíl od botaniků se jako geografové nezaměřujeme na problematiku ovlivnění konkrétních druhů nebo biotopů, ale v souladu se současnými přístupy ochrany přírody a krajiny, které jsou mj. založeny na integritě

ekosystémů (KARR et al. 2022, PLESNÍK 2023), zdůrazňujeme časoprostorové aspekty změn struktury a funkcí krajiny a jejích segmentů v podobě sekundárního bezlesí. Pozornost je věnována území východních Krkonoš, konkrétně katastrům obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy (Obr. 1), kde v posledních letech sledujeme výrazné trendy turistifikace a rozvoje intenzity cestovního ruchu (ERLEBACH & ROMPORTL 2021, KLAPKA & ERLEBACH 2022), přičemž se zde nachází největší koncentrace unikátních, druhově bohatých luk v rámci celých Krkonoš (BŘEZINA et al. 2023). S rostoucí stavební činností a pohybem osob v území jsou tyto plochy vystaveny přímé disturbanci nebo šíření celé řady nepůvodních a invazivních druhů (VÍTKOVÁ et al. 2023). Výsledky této studie do značné míry vychází z autorovy diplomové práce (VIKTORÍK 2024).

Materiál, metodika a teoretická východiska

Hlavní trendy vývoje krajiny východních Krkonoš byly hodnoceny na typovém území katastrálního území Pec pod Sněžkou, které územně spadá do stejnojmenné obce. Analýza změn struktury krajiny byla umožněna prostřednictvím digitalizace a dalšího zpracování starých a současných mapových podkladů (více např. ERLEBACH 2014, MACKOVČIN & JUREK 2015). Jedná se o mapy tzv. stabilního katastru (1841), mapy definitivního vojenského mapování (1938), vojenské mapy v systému S-52 (1960) a Základní mapy ČR (2010 a 2023). Pro analýzu sekundárního bezlesí byl zvolen počáteční (1841), resp. koncový (2023) časový horizont, a to na území obou obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy.

Zvolené kategorie využití ploch (*land use*) respektují vyobrazení mapových podkladů, tradiční geografické přístupy pro hodnocení krajinné struktury a specifika horského území. Jelikož území katastru Pece pod Sněžkou zasahuje až do nejvyšších partií Krkonoš, na jeho ploše se nachází i specifické kategorie land coveru v podobě kryo-eolické tundry s četnými suťovými poli a kary se skalními stěnami (JENÍK 1961). Podobně specifickým a unikátním ekosystémem v rámci primárního bezlesí a ekotonu horní hranice lesa jsou porosty kleče. Abychom tyto kategorie mohli do analýz vývoje krajiny zahrnout, musely být do prvního časového horizontu (1841, mapy stabilního katastru) převzaty ve stavu z období 1938, jelikož mapy stabilního katastru jsou pro tyto kategorie v těchto polohách poměrně značně nepřesné a generalizované (skály a suture), či je plošně nevyobrazují (kleč). Kategorie land use byly definovány následovně: orná půda, trvalé travní porosty (TTP), zahrady a sady (ve zkoumaném regionu mají spíše charakter okrasné zeleně a předzahrádek), lesy, zástavba, vodní plochy, ostatní plochy, skály a suture, porosty kleče.



Obr. 1. Vymezené území oblasti východních Krkonoš (obce Pec pod Sněžkou a Malá Úpa)

Fig. 1. Study area of the eastern Krkonoše Mts (Pec pod Sněžkou and Malá Úpa municipalities)

Dynamika struktury krajiny a její kvantifikace

Struktura krajiny není statická. Může být ovlivněna například efekty způsobené změnou klimatu, společensko-kulturními faktory (tzv. *driving forces*) či krátkodobými antropogenními aktivitami, přičemž tyto faktory mohou přímo či nepřímo vést ke změně struktury krajiny (FARINA 2000). Studium dynamiky krajiny nám určuje, jak se struktura krajiny a na ní vázané funkční vlastnosti proměňují v průběhu času, přičemž tyto změny se projevují v různých časových a prostorových škálách (FORMAN & GODRON 1993). S měnící se strukturou krajiny se také mění vztahy mezi ekosystémy, habitaty a populacemi. V důsledku studií těchto změn lze následně odhalit funkce a podmínky v mozaice uspořádanosti krajinných plošek různých velikostí a tvarů (WU & HOBBS 2002). Nevýhodou tradičního, výlučně strukturálního přístupu ke studiu dynamiky krajiny je, že opomíjí funkčních vlastností krajiny (FARINA 2009).

Hodnocení a kvantifikaci krajiny lze efektivně realizovat prostřednictvím rozdělení krajinné struktury na mikrostrukturu a makrostrukturu, přičemž toto členění se soustředí zejména na hodnocení využití ploch (Miklós & Izakovičová 1997). Mikrostruktura krajiny poskytuje detailní informace o prostorovém rozmístění a organizaci jednotlivých prvků (plošek) v krajině či charakteru krajinné mozaiky. Naopak makrostruktura krajiny se zaměřuje na plošné zastoupení jednotlivých kategorií land use, přičemž opomíjí vztahy mezi plochami, jejich tvar, skladbu a vzájemné uspořádání a vazby (LIPSKÝ 2000). Většina používaných metrik pro kvantifikaci struktury krajiny vychází z mikrostrukturálního přístupu, který se zaměřuje na prostorovou organizaci plošek a koridorů v rámci krajinné matrice.

Aplikované metriky a indexy vychází z prací autorů MCGARIGAL & MARKS (1995) a byly kalkulovány v prostředí GIS extenze V-LATE a Patch Analyst (ArcMap). Kvantifikace krajinné struktury se vztahuje k povaze krajinných prvků a jejich vlastnostem, jako je jejich počet, velikost, obvod a tvar, případně jejich kompozice či konfigurace (FARINA 2000). To je zejména uplatitelné jako indikátor vhodnosti prostředí pro určité živočišné, či rostlinné druhy (FORMAN & GODRON 1993).

Průměrná délka okrajů plošek (MPE): slouží jako spolehlivý indikátor rozmanitosti hran mezi různými plochami. Tento ukazatel se získává vydělením souhrnné délky hranic (D) všech plošek celkovým množstvím těchto plošek (N)

$$= \frac{D}{N} \quad [1]$$

Průměrná velikost plošek (MPS): Je podílem plochy jednotlivých kategorií k počtu plošek téže kategorie

$$= \frac{P_k}{N_k} \quad [2]$$

Celková délka okrajů (obvod; TE): Jedná se o celkovou délku hranice dané plošky. Tuto metriku lze využít k určení důležitých oblastí například pro divoce se vyskytující živočišné druhy. Vysoká hodnota obvodu naznačuje vhodnost těchto oblastí pro druhy preferující okrajová prostředí (ekotony).

Mean Shape Index (MSI): Při analýze celého území je možné využít výpočet tzv. indexu průměrného tvaru plošek. Tento index poskytuje průměrnou charakteristiku tvaru všech ploch v dané oblasti. Pohybuje se v hodnotách od 0 do 1, kdy 1 je představuje ideální tvar (kruh). Vzorec pro výpočet je následující:

$$= \frac{\sum_{i=1}^n \frac{p_i}{2\sqrt{\pi a_i}}}{n}, \quad [3]$$

kde (p) představuje obvod každé plochy ve vztahu k obvodu ideálního tvaru, kterým je kruh (a). Celkový index tvaru pro území se pak získá součtem všech individuálních indexů tvaru plošek a následným dělením celkovým počtem těchto plošek (n)

Mean perimeter area ratio (MPAR): Tato metrika se používá k analýze tvarové složitosti ploch v krajině. Výpočet spočívá v určení průměrné hodnoty poměru obvodu (p) každé plošky ke své rozloze (a) u všech plošek v daném území a následně se dá do poměru celkového počtu plošek (n). Tato metrika poskytuje kvantitativní údaj o složitosti a pravidelnosti tvarů ploch, kde nižší hodnoty ukazují na jednoduché, pravidelné tvary a vyšší hodnoty na složité, nepravidelné tvary.

$$= \frac{\sum_{i=1}^n (p_i/a_i)}{n} \quad [4]$$

Průměrná fraktální dimenze plošky (MPFD): Tato metrika je dalším ukazatelem tvaru plošek, který kvantifikuje jejich tvarovou komplexitu, přičemž se zaměřuje na složitost jejich obvodových linií. Hodnoty fraktální dimenze se pohybují v intervalu od 1 do 2, kde hodnota blíží se 1 odpovídá jednoduchým tvarům a hodnoty blíží se 2 odpovídají složitějším krajům ploch. Pro analýzu celého území se vypočítá průměrná hodnota fraktální dimenze všech plošek (Mean Fractal Dimension). Princip výpočtu je následující: (p) označuje obvod plošky, (a) vyjadřuje její rozlohu a (n) představuje počet všech ploch.

$$= \frac{\sum_{i=1}^n \frac{2 \ln p_i}{\ln a_i}}{n} \quad [5]$$

Shannonův index diverzity (SDI): Tento index odráží diverzitu jednotlivých plošek v krajině. Hodnota indexu, která je rovná nule, ukazuje, že oblast se skládá z jediné plošky. Čím více se hodnota blíží 1, tím je i vyšší diverzita plošek v krajině a jejich uspořádání je pravidelnější. Diverzitu rozložení plošek lze identifikovat v rámci celé krajiny, ale i v rámci třídy.

$$= - \sum_{i=1}^m (P_i \times \ln P_i) \quad [6]$$

Ekologickou stabilitu vybraného segmentu krajiny lze zjistit na základě výpočtu koeficientu ekologické stability (K_{ES}). Vyšší hodnota indexu vypovídá o vyšší ekologické stabilitě krajiny. Výpočet koeficientu ekologické stability dle MÍCHALA (1992) je následovný.

$$K_{ES} = \frac{\sum \text{Stabilní plochy}}{\sum \text{Nestabilní plochy}} \quad [7]$$

Funkční vlastnosti krajiny

Fungování krajiny je chápáno jako dynamický systém interakcí mezi jejími prostorovými složkami (např. plošky), což zahrnuje toky energie, látek a hlavně organismů mezi jednotlivými ekosystémy, habitaty. Tyto toky jsou základním stavebním prvkem, jež určují strukturu a funkcionalitu krajiny. Změny ve struktuře krajiny, ať už způsobené přirozenou dynamikou, nebo lidskou činností mají přímý dopad na průběh těchto toků (FORMAN & GODRON 1993).

Kromě kvalitativních aspektů změn land use je pro správnou funkci krajiny klíčové i její prostorové rozvržení, zejména počet, rozloha, forma a vzájemná poloha jejích ploch (ROMPORTL 2022). Konfigurace ploch úzce souvisí s jejich potenciálním propojením, konektivitou, prostřednictvím koridorů (KOVÁŘ 2014). Ty slouží jako prostředek k propojení ekosystémů a vytváří celkovou konektivitu krajiny. Konektivita krajiny v podstatě určuje, do jaké míry krajiny usnadňují nebo brání pohybu organismů mezi zdrojovými ploškami (habitaty). Časté změny v konfiguraci ploch mohou vést k izolaci populací a k poklesu biodiverzity (TIWARI et al. 2023). Naopak zvýšení konektivity jednotlivých ploch má potenciál zvýšit biodiverzitu (DICKSON et al. 2016).

Pro hodnocení celkové míry konektivity krajiny byl aplikován index konektivity (Connectance index). Tento index měří míru potenciálního propojení mezi stávajícími ploškami určitého typu land use v krajině. Je definován na základě počtu funkčních spojení mezi ploškami stejného typu, kde každá dvojice plošek je buď spojena anebo nespojena, a to na základě kritéria vzdálenosti stanoveného uživatelem dle empirických zkušeností. Jako radius maximální vzdálenosti spojení pro konektivitu byl zvolen 1 kilometr. Taková vzdálenost byla zvolena v souvislosti s rozptylem některých klíčových druhů (např. *Tetrao terix*) vázaných na bezlesí o jejichž pohybu máme poměrně dobré informace (Flousek et al., 2021). Hodnota indexu je uváděna jako procento maximální možné propojenosti ploch vzhledem k celkovému počtu ploch. Může být založen buď na euklidovské vzdálenosti, nebo na funkční vzdálenosti (MCGARIGAL & MARKS 1995). Výpočet indexu je následující:

$$\text{CONNECT} = \left(\frac{\sum_{j=k} C_{ijk}}{n_i(n_i-1)/2} \right) \times 100, \quad [8]$$

kde C_{ijk} je binární proměnná, která indikuje, zda jsou plošky j a k funkčně spojeny (1, pokud ano; 0, pokud ne), n_i je počet plošek stejného typu jako ploška i .

Index blízkosti (Proximity index) hodnotí potenciální míru prostupnosti krajiny nebo jejích segmentů. Byl navržen GUSTAFSONEM & PARKEREM (1992) a zohledňuje velikost a blízkost všech plošek, jejichž okraje plošky jsou v rámci určeného vyhledávacího poloměru (bufferu) od jiné plošky. V případě této práce bylo jako buffer zvoleno celé území obce Pece pod Sněžkou a Malé Úpy. Index blízkosti je roven součtu ploch (m^2) všech plošek určitého typu, jejichž okraje jsou v rámci určené vzdálenosti (m) od vybrané oblasti, děleného druhou mocninou nejbližší vzdálenosti z okraje na okraj (m^2) mezi další ploškou a zájmovou ploškou. Výpočet se provádí na základě vzdálenosti z centra buňky do centra další buňky. Když vyhledávací buffer přesahuje hranice krajiny, do výpočtů se zohledňují pouze plošky obsažené v krajině. Jeho výpočet je následující.

$$PX = \sum \left(\frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2} \right) \quad [9]$$

Proměnná a_{ijs} představuje rozlohu plošky ijs , která se nachází v určeném vyhledávacím poloměru (bufferu) okolo plošky ij . Proměnná h_{ijs} označuje vzdálenost mezi ploškou ijs a ploškou ij , na základě vzdálenosti z jejího okraje na okraj jiné plošky. Index je bezrozměrný, tedy nemá jednotky, a jeho rozsah je $PX \geq 0$. Hodnota je 0, pokud daná ploška nemá v určeném vyhledávacím poloměru žádné sousední plošky stejného typu. Hodnota indexu roste, jak se okolí (definované bufferem) stává více obsazeným ploškami stejného typu, které jsou si blíže a jejichž rozložení je více souvislé (méně fragmentované). Zvyšující se hodnota indexu indikuje větší propojenost a menší fragmentaci habitatů a naopak, nižší hodnoty indexu mohou naznačovat izolovanost a fragmentaci habitatů.

Fragmentaci, tedy negativní charakteristiku konektivity krajiny (dle JAEGER 2000) kvantifikujeme pomocí metriky známé jako efektivní velikost oka (effective mesh size; m_{eff}). Tato metrika vyjadřuje pravděpodobnost propojení náhodně zvolené dvojice bodů v krajině, kterou snižuje přítomnost bariér jako jsou silnice, urbanizované oblasti či jiné antropogenní překážky. Čím více bariér v krajině existuje, tím nižší je pravděpodobnost spojení těchto bodů a tím nižší je efektivní velikost oka (nefragmentovaných ploch). Když je krajina rovnoměrně rozdělena do segmentů stejné velikosti m_{eff} , pravděpodobnost spojení je stejná jako pro vzor fragmentace, který se zkoumá. Hodnota m_{eff} se vyjadřuje v jednotkách plochy (v případě této práce byly zvoleny m^2) a pohybuje se od 0 (úplně fragmentovaná nebo urbanizovaná krajina) po plnou velikost zkoumaného regionu (nefragmentovaná krajina). Hodnota indexu je relativní. Vzorec výpočtu je následovný:

$$m_{eff} = \frac{1}{A_{total}} (A_1^2 + A_2^2 + \dots + A_i^2 + \dots + A_n^2), \quad [10]$$

kde n je celkový počet úseků (plošek), A_{total} je celková plocha zkoumané jednotky (regionu) a A_i je velikost i -tého fragmentu, plošky ($i = 1 \dots n$).

V rámci širšího zkoumání antropogenního ovlivnění krajiny lze uplatnit také koncept fragmentace dle míry entropie (H) pro kvantitativní popis strukturální heterogenity a dynamiky krajiny (podle VOGT 2023). Tento přístup čerpá z klasické definice entropie v teorii informace:

$$H = -\sum P_i \log(P_i), \quad [11]$$

kde P_i vyjadřuje pravděpodobnost, že rozdíl mezi hodnotami dvou sousedících pixelů je roven i . Oproti Shannonovu indexu (rovněž vychází z míry entropie), kde P_i odkazuje na procenta tříd druhů v kategoriích mapách, zde zkoumáme rozdíly mezi hodnotami buněk ve všech 8 směrech, vzhledem k

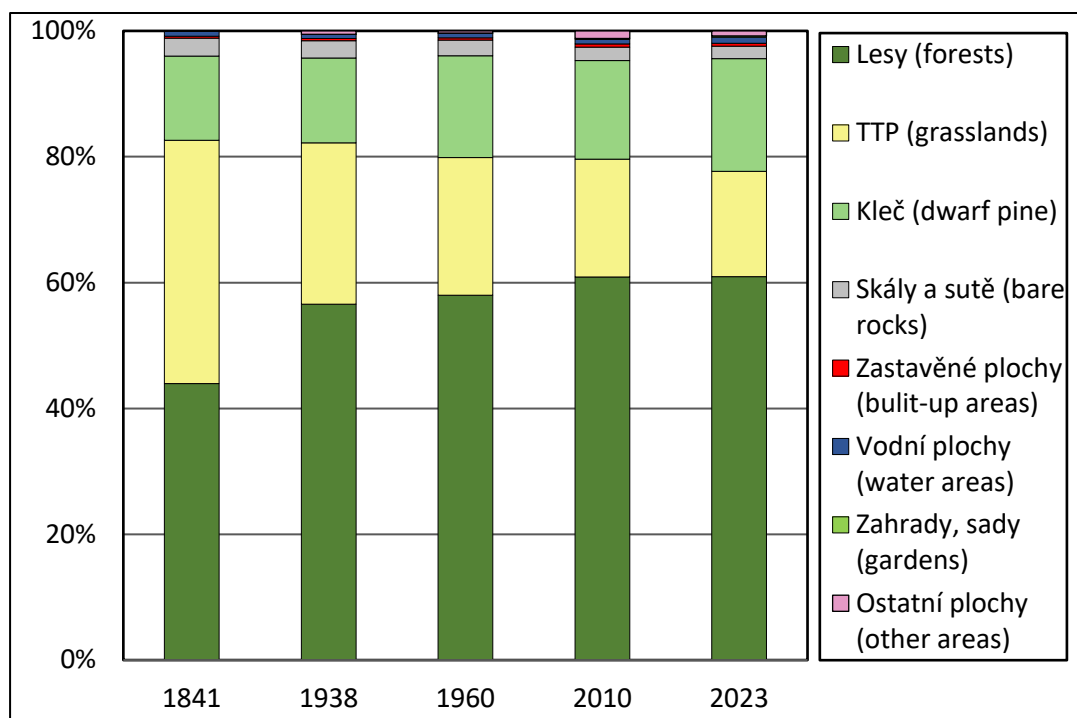
rastrovému formátu vstupních dat. Tato metoda se zaměřuje na analýzu prostorové fragmentace pomocí kvantifikace rozdílů mezi pixelovými hodnotami v rastrových obrazových datech. Na rozdíl od tradičních přístupů, které se mohou zaměřovat na druhovou diverzitu nebo rovnoměrnost distribuce typů habitatů, fragmentační entropie poskytuje unikátní pohled na rozložení a rozpad krajinných prvků. V praxi fragmentace dle míry entropie ilustruje rozdíl mezi homogenními plochami a plochami vysoce fragmentovanými. Výpočet byl proveden na základě rastrových vrstev sekundárního bezlesí. Tyto vrstvy byly převedeny do rastrového formátu s rozlišením 2×2 metry, což umožnilo dosažení maximální přesnosti výsledků. Převod do rastrového formátu byl nezbytný vzhledem k použití softwarového nástroje GUIDOS Toolbox, který podporuje výhradně rastrové datové formáty.

Výsledky

Změny struktury krajiny Pece pod Sněžkou

Vývoj struktury krajiny modelového území katastru Pece pod Sněžkou zachycuje obecné trendy změn krajiny i v širším území Krkonoš během posledních téměř 200 let. V rámci sledovaného časového horizontu je období první poloviny 19. století stavem krajiny Krkonoš před nástupem intenzivního rozvoje turismu a jeho projevů ve využití ploch. Zároveň je to období s hospodářským využíváním většiny nelesních pozemků (budní hospodaření) a jednoduchým průmyslem (sklářny, pece, brusírny) v údolních oblastech (FLOUSEK et al. 2007). Je charakteristické nejnížší mírou lesnatosti z celého sledovaného období (Obr. 2), nejnížší rozlohou urbanizovaných ploch (zastavěné plochy 6,7 ha, ostatní plochy 1,3 ha, zahrady a sady 0,4 ha) a naopak historicky nejvyšší rozlohou bezlesí, a to jak primárního, tak sekundárního dosahující téměř 935 ha (Příloha 1). Nejnížší podíl antropogenních ploch odpovídá i relativně nejvyšší míře ekologické stability krajiny dle K_{ES} [7]. Kromě makrostruktury je pro toto období příznačná i krajinná mikrostruktura, které ve většině sledovaných parametrech po celé sledované období nedosáhla podobných hodnot (Příloha 1 a 2). Např. indexy tvarové složitosti a členitosti okrajů plošek [3], [4] a [5] dosahují nejnižších celkových průměrných hodnot. Na druhou stranu hustota okrajů plošek byla druhá nejvyšší. Vyšší hodnoty sledujeme pouze v současném horizontu, což je způsobeno zejména vysokou hustotou zástavby a komunikací (ostatní plochy) v centru obce. V 19. století byla většina pozemků lučních enkláv a sekundárního bezlesí rozčleněna (Obr. 3) prostřednictvím v krajině patrných pěšin a zejména kamenic a zídek, které ohraničovaly jednotlivé pozemky (JEBAVÁ et al. 2015). To se projevilo v pravidelnosti tvarů a hustotě okrajů těchto ploch. Podobný stav rozparcelování pozemků přetrvával až do poloviny 20. století (Obr. 3). Během první sledované periody trvající téměř celé století (1841–1938) došlo k výraznému nárůstu rozlohy lesních ploch (+300 ha), zejména na úkor travních společenstev (-330 ha). Rozšíření lesa (Obr. 3) souvisí především s jeho posunem do vyšších nadmořských výšek na úkor primárního bezlesí (více např. TREML et al. 2020). Výrazně se snižuje počet plošek kromě ploch antropogenních (Příloha 1). S rostoucím podílem antropogenních ploch klesá i relativní hodnota ekologické stability krajiny.

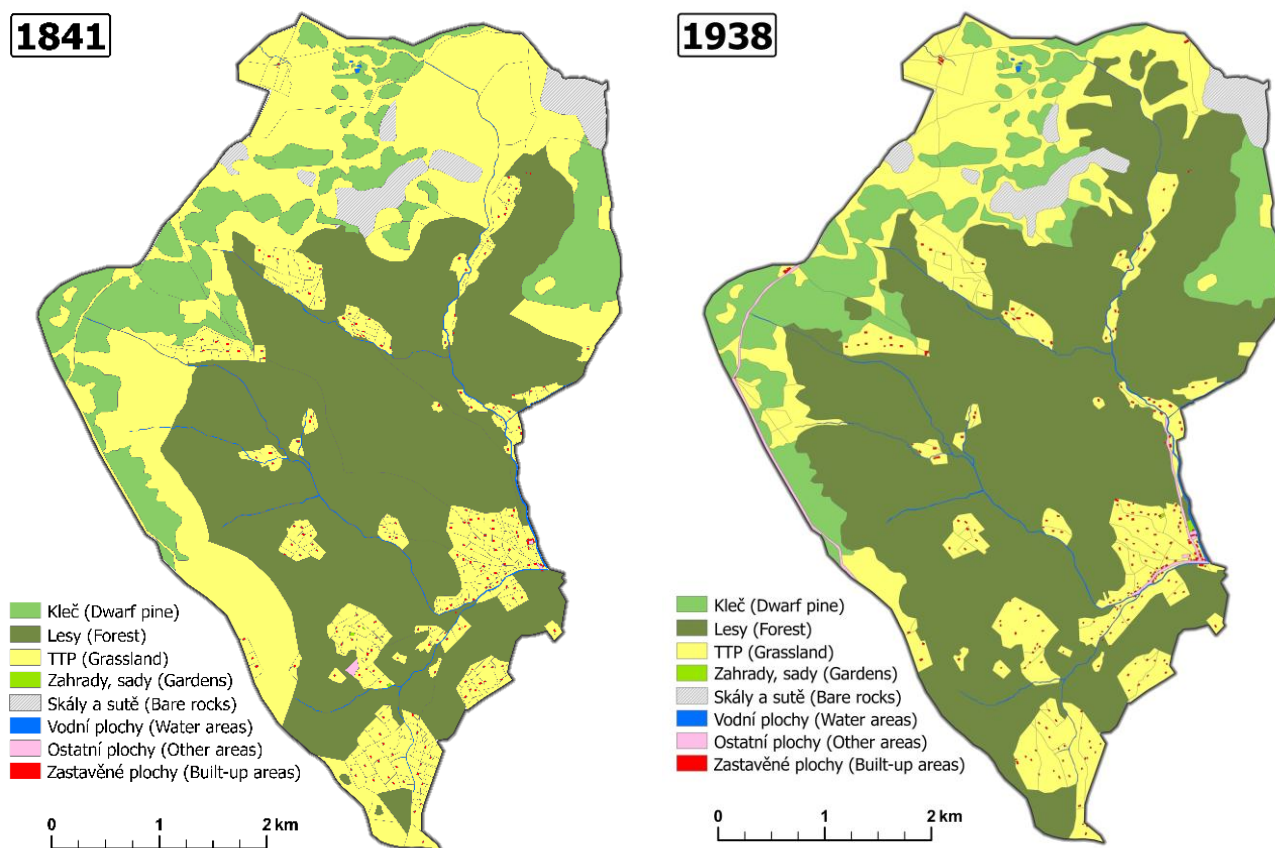
Zde Obr. 2 a 3 (4)



Obr. 2: Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií využití ploch na území katastru Pece pod Sněžkou

Fig. 2: Share of individual land use categories in the cadastral area of Pec pod Sněžkou

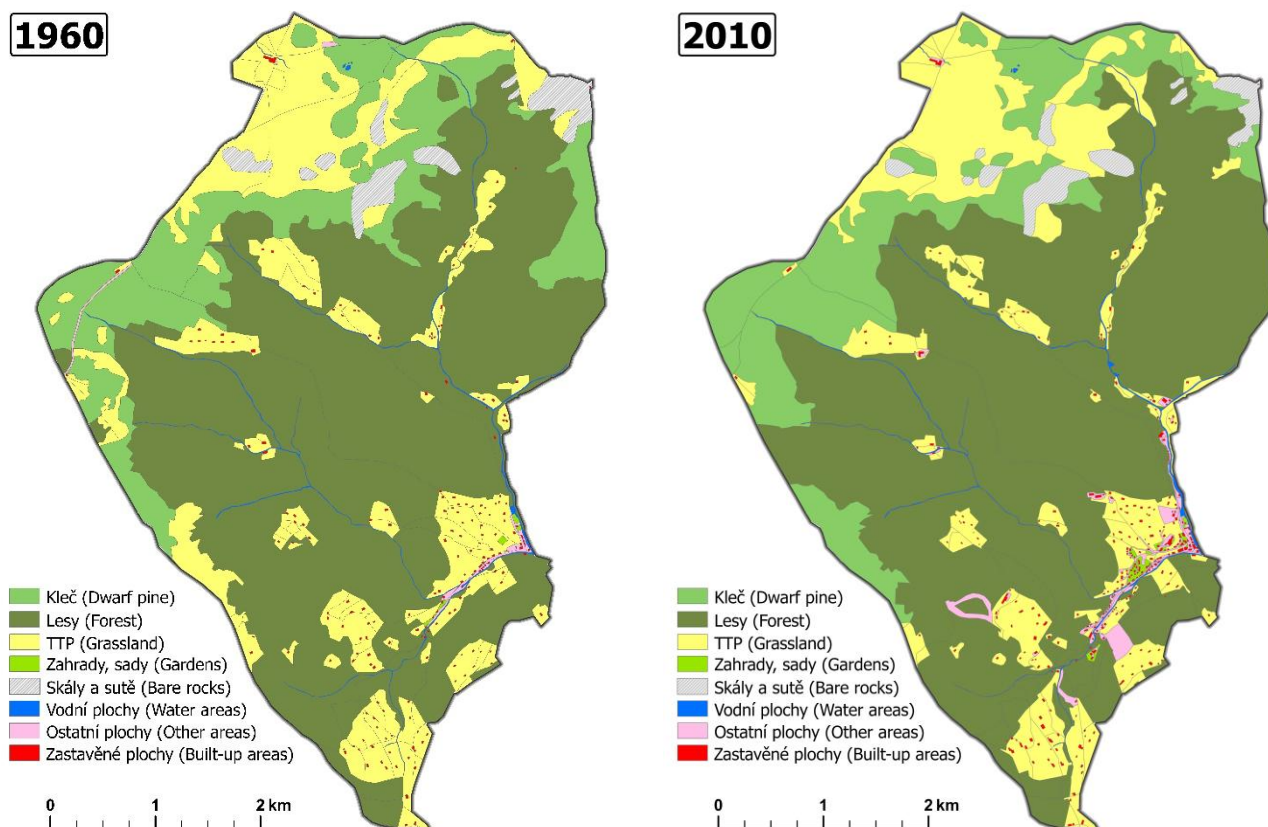
Zdroj: vlastní zpracování



Obr. 3: Krajinná struktura Pece pod Sněžkou v letech 1841 a 1938

Fig. 3: Landscape structure of Pec pod Sněžkou in 1841 and 1938

Zdroj: vlastní zpracování



Obr. 4: Krajinná struktura Pece pod Sněžkou v letech 1960 a 2010

Fig. 4: Landscape structure of Pec pod Sněžkou in 1960 and 2010

Po událostech roku 1945 byla značná část většinového německého obyvatelstva Krkonoš vysídlena, což se významně projevilo i ve struktuře využití krajiny. Některá sídla zcela zanikla a jejich krajina byla ponechána pozvolné sukcesi (ERLEBACH 2014). Tehdy bylo v této oblasti (zejména Malá Úpa a Pec pod Sněžkou) vysídleno něco mezi 60 % až 90 % obyvatelstva (KLAPKA 2007). Na příklad v Peci pod Sněžkou to mělo za následek snížení počtu a rozlohy urbanizovaných ploch (Příloha 1). Přetrhání hospodářsko-vlastnických vazeb v území znamenalo rychlý pokles rozlohy sekundárního bezlesí (téměř 100 ha), a to během velmi krátkého období (Příloha 1). Některé luční enklávy (např. lokalita Jelení louky) zcela zanikly, jiné se zmenšily (Obr. 4). Zajímavé změny proběhly i v rámci kategorie klečových porostů. Rychle se rozšířilo jejich zapojení, což kromě zvýšení podílu rozlohy na celkové krajině vedlo i ke snížení počtu těchto ploch. Rozšíření zápoje kleče se i v současné době projevuje i na úbytku rozlohy suťových a skalních stanovišť a na zvýšení jejich fragmentace (zvýšení počtu plošek). Úbytek urbanizovaných ploch a rychlý nárůst rozlohy lesů vedl k lokálnímu zvýšení hodnot indexu ekologické stability krajiny (Tab. 1). Musíme však zdůraznit, že indexy hodnotí pouze prostorový aspekt, nikoliv ekologickou kvalitu (např. biodiverzitu) jednotlivých ploch nebo kategorií land use. Pokles intenzity obhospodařování krajiny vedl i k její simplifikaci, neboli zjednodušení její mikrostruktury (Příloha 2).

Absolutně i proporčně největší úbytek rozlohy během sledovaných horizontů zaznamenala kategorie bezlesí (TTP). Ta v počátečním časovém horizontu (1841) tvořila necelých 40 % území (935 ha). V současnosti to je pouze již 16,8 % (413 ha). Došlo ke ztrátě více než poloviny rozlohy těchto ploch za posledních přibližně dvě stě let (Příloha 1). V případě počtu plošek trvalých travních porostů je tento rozdíl ještě více prohloubený, zde se totiž počet snížil z 329 ploch v roce 1841 na 89 ploch v roce 2023. Je třeba ale poznamenat, že vysoké počty ploch v prvním časovém horizontu jsou do značné míry dány tehdejšími rozparcelováními lučních pozemků (viz výše). V případě vybraných metrik největší změnu u TTP zaznamenal MSI [3], zde se hodnota průměrného tvaru plošek během jednotlivých horizontů zvyšovala (Příloha 2). To ukazuje na postupně složitější tvary ploch, což může reflektovat dopady rozšiřování zastavěných ploch a komunikačních sítí uvnitř a vně lučních ploch, nebo plíživé rozšiřování lesních komplexů do bezlesí. Také z tohoto důvodu věnujeme problematice vývoje sekundárního bezlesí a jeho prostorových atributů větší pozornost v jedné z následujících samostatných kapitol.

Tab. 1: Vybrané hodnoty indexů celkové struktury krajiny Pece pod Sněžkou

Tab. 1: Selected values of landscape structure indices for Pec pod Sněžkou

Rok / Year	MPAR	MSI	MPFD	SDI	K _{ES}
1848	0,13	1,58	1,42	1,16	310,00
1938	0,16	1,61	1,44	1,12	111,89
1960	0,14	1,62	1,43	1,11	147,88
2010	0,20	1,62	1,48	1,11	58,49
2023	0,24	1,59	1,48	1,11	79,25

Zdroj: vlastní zpracování

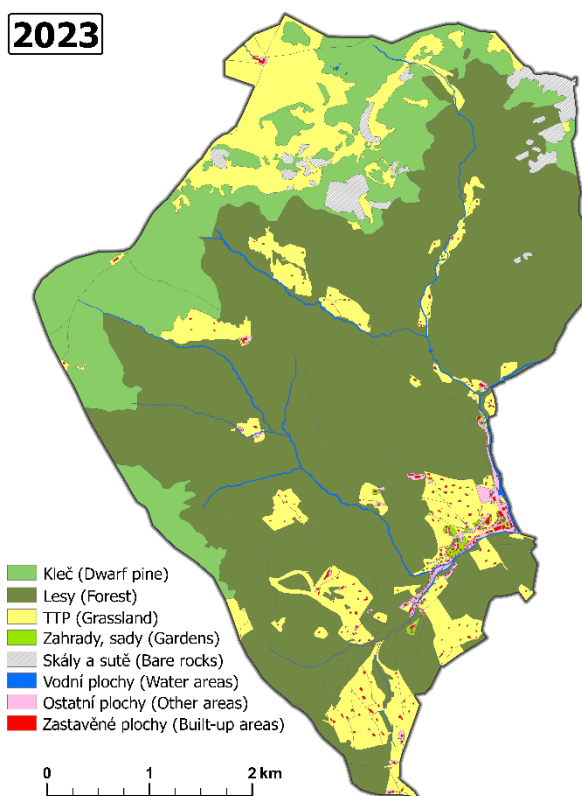
Od druhé poloviny 20. století sledujeme pokračování hlavních trendů ve vývoji struktury krajiny katastru Pece pod Sněžkou. Ty lze skrze zjištěné výsledky kategorizovat do dvou hlavních oblastí. První skupina změn je ovlivněna především přírodními procesy, resp. ústupem hospodaření v nejvyšších partiích pohoří a souvisí s rozšiřováním lesních porostů, posunem jejich horní hranice do vyšších poloh (TREML et al. 2020) a také s rozšířením klečových porostů, které byly v průběhu minulého století často umělo dosazovány (VACEK et al. 2008). Tyto procesy probíhají na úkor biotopů primárního bezlesí (tundry), jakými jsou kromě alpských trávníků i suťová pole a lokality se sporadickou vegetací. Dominantní hnací silou těchto změn ohrožujících fenomén krkonošské tundry je probíhající klimatická změna (MATERNA et al. 2023). Druhý typ změn je lokalizován do centra obce a jeho širšího zázemí (včetně některých lučních enkláv) a souvisí s rostoucím antropogenním tlakem v území v kontextu rozvoje cestovního ruchu.

Urbanizace jako hlavní proces současného vývoje krajiny

Druhý převažující krajinný proces můžeme označit jako urbanizaci, resp. suburbanizaci chráněného území, ve které je stále více ploch ovlivněno využíváním pro potřeby turismu (KLAPKA & ERLEBACH 2022, SÁDLO et al. 2023). Ve struktuře krajiny se během sledovaného období projevila řada příznačných změn. Tou nejvýznamnější je zvyšující se počet antropogenních ploch, zejména zástavby, jejich rostoucí rozloha a prostorové změny v uspořádání sídelní krajiny centra Pece pod Sněžkou, která se z původního charakteru horské rozptýlené zástavby (typické pro horské oblasti) změnila spíše v kontinuální intravilán obytných a komerčních ploch městského typu. Změny související s urbanizací

nemají vliv pouze na krajinný ráz (více LÖW & MÍCHAL 2003) bezprostředního okolí centra obce, ale ovlivňují ekologické vlastnosti celé krajiny i konkrétních ekosystémů. Vlivem rostoucí zástavby byla nejvíce poznamenána kategorie travních porostů, která během celého sledovaného období ztrácí na rozloze (Obr. 7).

K nejvyššímu nárůstu zastavěných ploch (ostatní, zástavba) došlo během období 1960 až 2010. Zde se jednalo o nárůst celkem o 173 zastavěných ploch (Příloha 1). Zvýšení antropogenního tlaku na krajinu nám dokládá i počet zastavěných ploch napříč všemi sledovanými horizonty, ty se totiž více než zdvojnásobily a celkově čítají přes 400 ploch (Obr. 6) Na území katastru Pece pod Sněžkou se momentálně nachází dvojnásobný počet zastavěných ploch od počátečního období, roku 1841, a to celkově 410 zastavěných ploch s celkovou výměrou 30,71 hektarů. Zatímco parametry antropogenních ploch v celkovém trendu rostou, charakteristiky ostatních typů ploch vykazují opačné změny. Obecně počty ploch rostou (vyjma bezlesí), což vede k větší mozaikovitosti a fragmentaci území. Naopak se snižuje jejich průměrná velikost a mění se tvarové charakteristiky, což může mít a má negativní vliv i na jejich fungování (např. habitatové vlastnosti).



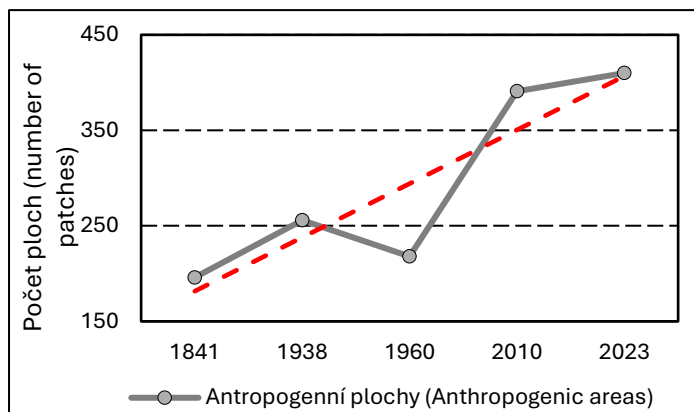
Obr. 5: Krajinná struktura Pece pod Sněžkou v roce 2023

Fig. 5: Landscape structure of Pec pod Sněžkou in 2023

Zdroj: vlastní zpracování

Můžeme konstatovat, že v důsledku rostoucích antropogenních tlaků na krajinou strukturu se mění rovněž funkční vlastnosti krajiny i dílčích ekosystémů (viz dále). Nesporným trendem jen rostoucí fragmentace krajiny projevující se na celém území Krkonoš v důsledku rostoucí urbanizace a turistifikace území (JANÍK et al. 2020). Rostoucí intenzita výstavby s sebou přináší např. i rostoucí riziko

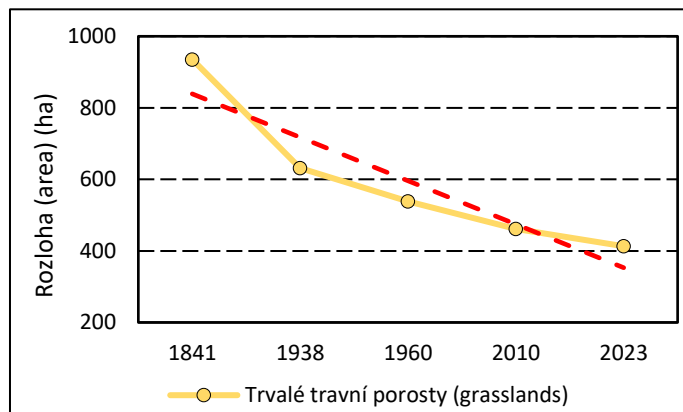
šíření nepůvodních a invazivních druhů (SÁDLO et al. 2023, VÍTKOVÁ et al. 2023) a celou řadu dalších externalit.



Obr. 6: Vývoj počtu antropogenních ploch (kategorie *zástavba a ostatní*) na území katastru Pece pod Sněžkou

Fig. 6: Development of the number of anthropogenic areas (categories: built-up and other areas) in the cadastral area of Pec pod Sněžkou

Zdroj: vlastní zpracování



Obr. 7: Vývoj rozlohy TTP na území katastru Pece pod Sněžkou

Fig. 7: Development of the area of grasslands in the cadastral area of Pec pod Sněžkou

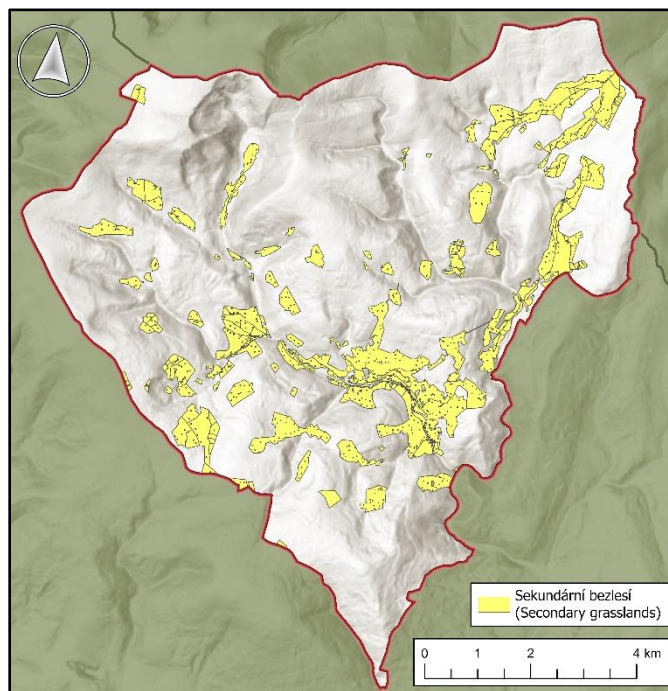
Zdroj: vlastní zpracování

Zaměřeno na sekundární bezlesí

Některé ze strukturálních charakteristik trvalých travních porostů byly již představeny výše, kde jsme se v rámci katastru Pece pod Sněžkou věnovali nejen sekundárnímu bezlesí, ale také i bezlesí primárnímu a hodnoty zahrnovaly i výše položená travní společenstva nad horní hranicí lesa. V této sekci se věnujeme čistě sekundárnímu bezlesí, které vzniklo antropogenním podmíněním na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy. Analýza zachycuje a srovnává stav horských luk během rozvinutého budního hospodaření (1841) a během současných antropogenních tlaků v území (2023). Z důvodu srovnatelnosti obou časových horizontů zachycených na zcela odlišných mapových podkladech, byly jako vnitřní hranice pozemků stanoveny pouze fyzické bariéry v podobě antropogenních ploch (zástavba, cestní síť a jiné ostatní plochy), nebo např. v podobě vodních toků.

Struktura sekundárního bezlesí v prvním hodnoceném období čítala celkový počet 275 ploch s celkovou rozlohou 1132,69 hektarů (Tab. 2). Jednalo se o více či méně souvislé plochy, jež tvořily větší a kompaktnější celky (viz Obr. 8). Tento argument ostatně dokládá tehdejší hodnota průměrné velikosti plošek MPS [2], která v tomto období činila 4,12 hektarů. Plochy tehdejšího sekundárního bezlesí se rozprostíraly napříč celou krajinou a tvořily koherentní mozaiku, jež se významně podílela na tehdejší krajině rázu. Při srovnání statistik za rok 1841 a 2023 (Tab. 2) lze rozpoznat významné dopady zvýšeného antropogenního tlaku na bezlesí. Zatímco v roce 1841 byla krajina charakterizována nižším počtem, avšak většími plochami enkláv (s průměrnou velikostí 4,12 ha) a kratší celkovou délkou okrajů MPE [1] (298,35 km), do roku 2023 došlo k značné fragmentaci, jejímž důsledkem je nárůst počtu ploch na 363 a zmenšení průměrné velikosti plošek na 2,56 ha. Celková délka okrajů stoupla na 352,59 km, což odráží rozšiřování okrajových efektů s potenciálními negativními důsledky na biodiverzitu a zejména na některé druhy flóry zde se vyskytující, které nemají možnost instantně zareagovat na zmenšující se jádrovou oblast (riziko zarůstání dřevinami a keříčkovitou vegetací ze sousedních lesních ploch). Okraje ploch bezlesí tvoří jen lesní komplexy, ale také zvyšující se počet antropogenních

ploch. Tyto mohou ovlivňovat tok vody a živin a podporovat rozšiřování dynamické a expanzivní vegetace vázané např. na zvýšené množství dusíku, a tím narušit původní druhovou skladbu luk (BŘEZINA 2013).



Obr. 8: Struktura sekundárního bezleší na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841

Fig. 8: Structure of secondary grassland areas in the municipalities of Pec pod Sněžkou and Malá Úpa in 1841

Zdroj: vlastní zpracování

Tab. 2: Vybrané charakteristiky a indexy struktury sekundárního bezleší na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v letech 1841 a 2023.

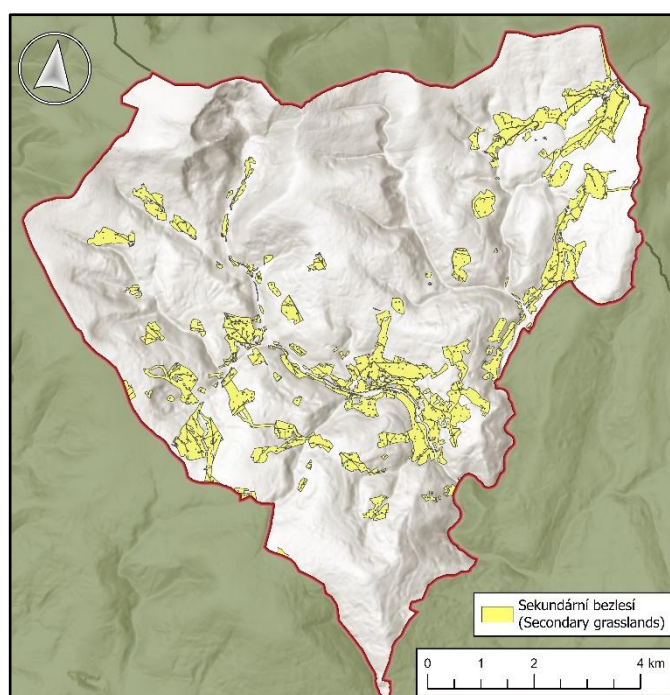
Tab. 2: Selected characteristics and indices of the structure of secondary grassland areas in the municipalities of Pec pod Sněžkou and Malá Úpa in 1841 and 2023

Rok / Year	Počet ploch / Number of patches	Rozloha (ha) / Area	Průměrná velikost plošek (ha) / MPS	Délka okrajů (km) / Edge length	MPE (km)	MPAR	MSI	MPFD	ED (m/ha)
1841	275	1 132,69	4,12	298,35	1,08	0,072	1,690	1,381	263,395
2023	363	939,19	2,56	352,59	0,96	0,091	1,911	1,419	375,42

Zdroj: vlastní zpracování

Skrze prezentované výsledky krajinných metrik (Tab. 2) a prostorové distribuce využití ploch (Obr. 8 a 9) můžeme porovnat hlavní změny ve vývoji sekundárního bezleší. Rostoucí tvarová složitost ploch a jejich nepravidelnost souvisí s poklesem kompaktnosti a pravidelnosti jejich uspořádání. Postupně převládající lineární charakter bezleší se zákonitě projevuje i na menší velikosti vnitřního jádrového prostředí, které je základem pro udržení populací a celkové biodiverzity (FARINA 2009, FRANCIS et al.

2021). Vyšší hodnota indexu MPAR [4] může indikovat zvýšenou fragmentaci krajiny, neboť menší plochy mají ve vztahu ke své ploše větší obvod. Taková změna ve struktuře lučních enkláv má potenciál vystavit jednotlivé druhy, zejména flóry, vyššímu negativnímu okrajovému efektu. Hodnota MSI [3] vzrostla z 1,69 na 1,91. To značí, že průměrný tvar plošek se stal nepravidelnějším a složitějším. Vyšší hodnota MSI nám v tomto případě indikuje větší vliv antropogenních aktivit, které často vytvářejí složitější a fragmentovanější tvary ploch sekundárního bezlesí. V případě zájmového území to je převážně výstavba nové infrastruktury se spojenou urbanizací. Velmi zřetelně je možné tuto změnu vidět zejména v oblasti intravilánu podél řeky Úpy (Obr. 8 a 9). To nám ostatně odkládá hodnota indexu MPFD [5], který hodnotí složitost obvodových linií. Ten zaznamenal nárůst z hodnoty 1,38 na 1,42. Vyšší fraktální dimenze v tomto případě znamená, že hranice ploch sekundárního bezlesí jsou více členité a komplikované a snadněji mohou podléhat okrajové spontánní sukcesi lesní vegetace nebo antropogennímu ovlivnění vegetace zevnitř lučních ploch.



Obr. 9: Struktura sekundárního bezlesí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malá Úpa v roce 2023

Fig. 9: Structure of secondary grassland areas in the municipalities of Pec pod Sněžkou and Malá Úpa in 2023

Zdroj: vlastní zpracování

Fragmentace luk

Míra fragmentace krajiny je vyjádřením antropogenního ovlivnění krajiny. V práci byly aplikovány různé přístupy pro její hodnocení, přičemž některé hodnotí fragmentaci zájmové kategorie prostřednictvím celkového indexu, některé navíc umožňují vizualizaci prostorových aspektů a disparit.

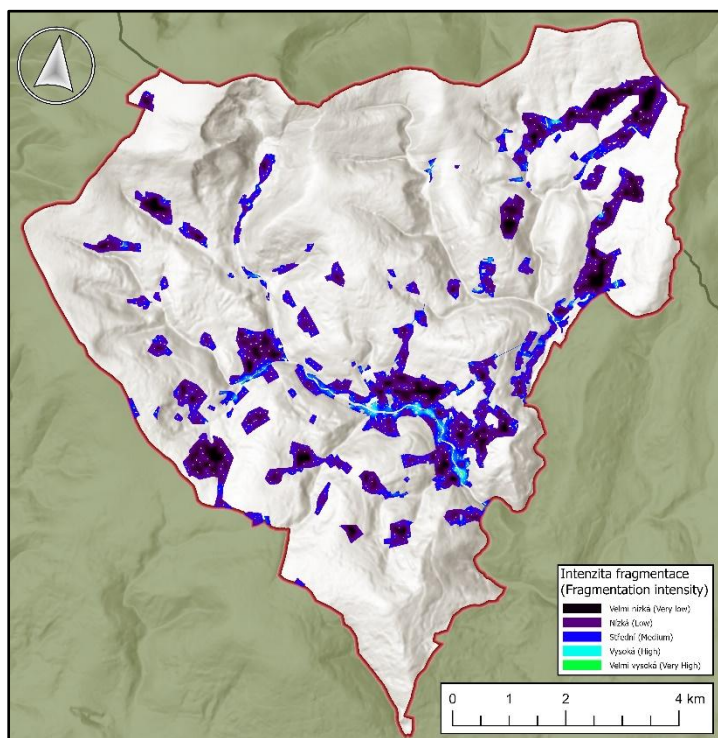
V rámci komplexního hodnocení prostorové fragmentace sekundárního bezlesí byl aplikován indikátor fragmentační entropie, který reflektuje míru prostorové neuspořádanosti a heterogenity. V roce 1841 dosahovala hodnota průměrné fragmentační entropie 9,98, což ukazuje na relativně nízkou úroveň fragmentace ve srovnání se současností, kdy průměrná hodnota entropie činí 15,22 (Tab. 4). Nárůst maximální hodnoty entropie (z hodnoty 39 na 43) ukazuje nejen na vyšší celkovou entropii, ale i na větší prostorovou variabilitu, kdy některé oblasti byly zachovány s minimální fragmentací, zatímco jiné se vyznačují zvýšenou strukturální fragmentací oproti předchozímu období. Růst fragmentace reflektuje postupnou tvorbu více izolovaných a menších plošek bezlesí (Obr. 11 a 12). Tento trend lze interpretovat jako důsledek postupného narůstání bariér a úbytku rozsáhlejších souvislých ploch sekundárního bezlesí.

Tab. 4: Dílčí výsledky fragmentační entropie pro plochy sekundárního bezlesí v letech 1841 a 2023

Tab. 4: Results of the fragmentation entropy for secondary grassland areas in 1841 and 2023

Rok / Year	Minimum entropie / Minimum entropy	Maximum entropie / Maximum entropy	Průměrná entropie / Mean entropy
1841	0	39	9,98
2023	0	43	15,22

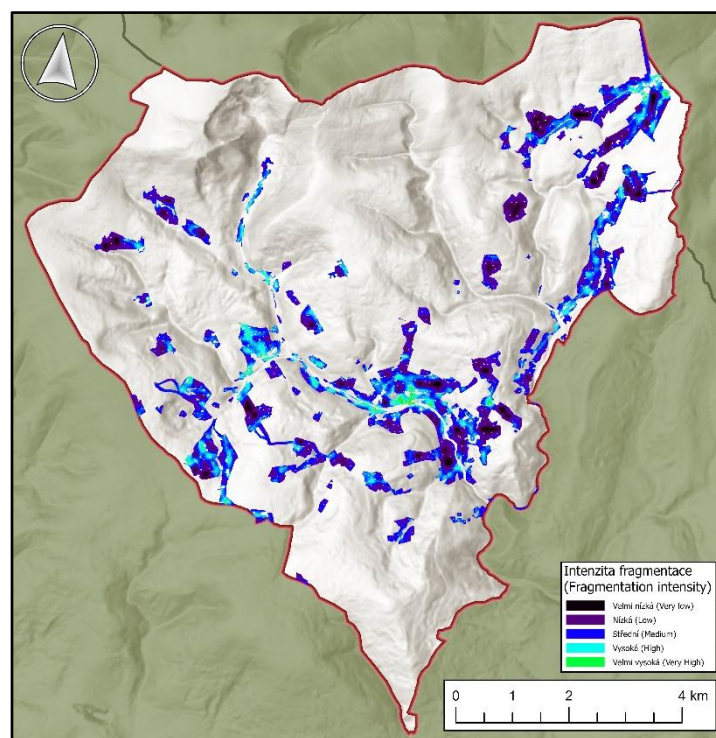
Zdroj: Vlastní zpracování



Obr. 11: Intenzita fragmentace na plochách sekundárního bezlesí podle fragmentační entropie na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841

Fig. 11: Fragmentation intensity of secondary grassland areas based on fragmentation entropy in the municipalities of Pec pod Sněžkou and Malá Úpa in 1841

Zdroj: vlastní zpracování

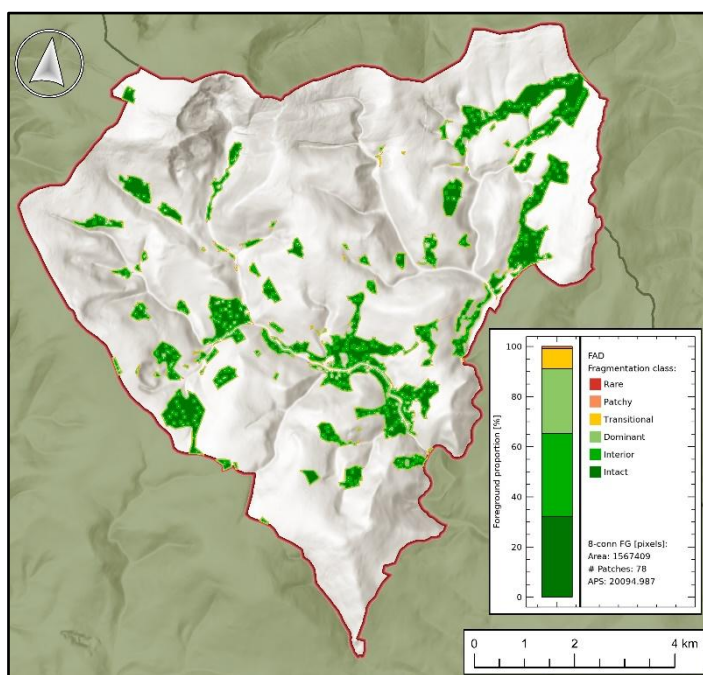


Obr. 12: Intenzita fragmentace na plochách sekundárního bezlesí podle fragmentační entropie na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 2023

Fig. 12: Fragmentation intensity of secondary grassland areas based on fragmentation entropy in the municipalities of Pec pod Sněžkou and Malá Úpa in 2023

Zdroj: vlastní zpracování

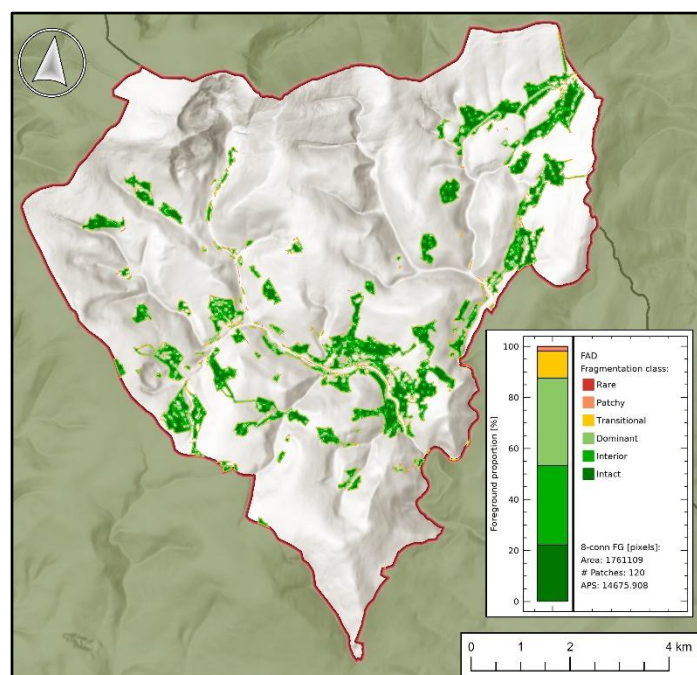
Jako další příklad prostorového hodnocení fragmentace byl vytvořen mapový výstup, jenž vychází z nástroje „FAD-MS“ v prostředí softwaru GUIDOS. Výsledná mapa a z ní vycházející kvantitativní údaje disponují celkem šesti fragmentačními třídami (Obr. 13 a 14). Tyto třídy jsou dále kvantifikovány podle podílu na celkové ploše (Tab. 5). Oblasti klasifikované třídami *rare*, *patchy* a *transitional* lze považovat za značně fragmentované a degradované, což souvisí s jejich blízkou expozicí antropogenním plochám. Všechny tři třídy zaznamenaly v průběhu dvou sledovaných období (1841–2023) nárůst, přičemž nejvýraznější změnu vykázala třída *transitional*, která se rozšířila o 10,41 ha (z 88,21 ha na 98,61 ha). Třída *dominant*, která představuje oblasti s částečně patrnými fragmentačními vlivy, jako jsou rozptýlené části sekundárního bezlesí, rovněž narostla, a to o 34,86 ha (z původních 287,15 ha na 322,01 ha). Naopak třída *interior*, označující velké, souvislé a minimálně narušené vegetační celky, a třída *intact*, která odpovídá jádrovým, centrálním částem habitatů s nejvyšší mírou izolace od vnějších vlivů, výrazně ustoupily. Třída *interior* ztratila 86,96 ha, což představuje pokles z 380,23 ha na 293,27 ha. Nejvýraznější úbytek však zaznamenala třída *intact* (jádrová oblast ploch) jejíž rozloha se snížila o 160,16 ha (z 367,70 ha na 207,54 ha). Tento trend jasně reflektuje rostoucí antropogenní tlak na plochy sekundárního bezlesí a z toho vycházející fragmentaci lučních enkláv.



Obr. 13: Fragmentace sekundárního bezlesí dle FAD-MS analýzy se zvoleným oknem 27x27 pixelů na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841

Fig. 13: Fragmentation of secondary grassland areas based on FAD-MS analysis using a 27x27 pixel window in the municipalities of Pec pod Sněžkou and Malá Úpa in 1841

Zdroj: vlastní zpracování



Obr. 14: Fragmentace sekundárního bezlesí dle FAD-MS analýzy se zvoleným oknem 27x27 pixelů na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 2023

Fig. 14: Fragmentation of secondary grassland areas based on FAD-MS analysis using a 27x27 pixel window in the municipalities of Pec pod Sněžkou and Malá Úpa in 2023

Zdroj: vlastní zpracování

Tab. 5: Výměra jednotlivých fragmentačních tříd pro oblast sekundárního bezlesí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malá Úpa v letech 1841 a 2023

Tab. 5: Area of fragmentation classes within secondary treeless areas in the municipalities of Pec pod Sněžkou and Malá Úpa in 1841 and 2023

FAD-MS Fragmentační třídy / Fragmentation classes	1841		2023		Rozdíl mezi lety 1841 a 2023 (ha) / Difference between 1841 and 2023
	%	ha	%	ha	
Rare	0,00	0,03	0,01	0,08	0,06
Patchy	0,89	9,38	1,88	17,65	8,27
Transitional	8,08	88,21	10,50	98,61	10,41
Dominant	25,72	287,15	34,29	322,01	34,86
Interior	33,13	380,23	31,23	293,27	-86,96
Intact	32,18	367,70	22,10	207,54	-160,16
Celkem	100,00	1 132,69	100,00	939,19	-193,51

Zdroj: vlastní zpracování

Nejběžněji využívaným indexem pro hodnocení fragmentace je tzv. efektivní velikost oka m_{eff} [10]. Výsledné hodnoty m_{eff} výstižně reflektují strukturální charakteristiky bezlesí z pohledu funkčního. V roce 1841 byla struktura sekundárního bezlesí více kompaktní a souvislá a tvořila v podstatě více či méně propojený celek. To nám také dokládá výsledná hodnota m_{eff} za toto období, která činila 232 312,97 m² (Tab. 6). Vysoká hodnota m_{eff} značí, že luční krajina byla schopna podporovat efektivní pohyb a distribuci druhů, což přispívalo k udržení biodiverzity a ekosystémových funkcí, jako je opylování, rozšiřování semen či migrace divoké fauny (FORMAN & GODRON 1993, FRANCIS et al. 2021). Pokles hodnoty m_{eff} na 86 391,61 m² (rok 2023) indikuje zvýšenou míru fragmentace sekundárního bezlesí. Výsledná hodnota reflektuje narušení prostorové kontinuity krajiny v důsledku rozvoje urbanizace, výstavby dopravní infrastruktury a nárůstu antropogenních bariér, jako jsou silnice či zastavěné plochy.

Pro celkové hodnocení míry fragmentace sekundárního bezlesí byl dále použit index blízkosti [9], který kvantifikuje prostorovou konfiguraci a vzájemnou blízkost plošek stejného typu, v tomto případě jádrové oblasti s rozlohou přesahující 1 ha, a to z důvodu zachování minimální integrity. Výpočet byl proveden v prostředí V-LATE, kde byla jako buffer zóna zvolena celková rozloha analyzovaného území, což umožnilo kvantifikaci vzájemné prostorové blízkosti všech plošek v rámci daného územního rozsahu. Vstupními daty byly vektorové vrstvy jádrových oblastí sekundárního bezlesí nad 1 hektar pro roky 1841 a 2023. Výsledná hodnota indexu PROX pro rok 1841 dosáhla hodnoty 26,53, což značí, že jádrové oblasti sekundárního bezlesí si byly v tomto období vzájemně blíže a měly větší rozlohu. Tento výsledek odráží nižší míru prostorové izolovanosti a vyšší propojenost těchto oblastí, což je znakem méně fragmentované krajinné struktury. Výsledná hodnota je především projevem kompaktnější a méně fragmentované krajiny. Oproti tomu hodnota PROX v roce 2023 klesla na 12,59, což signalizuje významný nárůst prostorové izolace jádrových oblastí sekundárního bezlesí. Tento pokles reflektuje nejen redukci velikosti jednotlivých habitatových fragmentů, ale především jejich větší vzájemnou vzdálenost, což odráží zvýšenou fragmentaci krajiny.

Tab. 6: Metriky zvolené pro hodnocení fragmentace sekundárního bezlesí na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v roce 1841 a 2023

Tab. 6: Selected metrics for assessing the fragmentation of secondary treeless areas in the municipalities of Pec pod Sněžkou and Malá Úpa in 1841 and 2023

Rok / Year	Effective mesh size (m ²)	Proximity index
1841	232 312,97	26,53
2023	86 391,61	12,59

Zdroj: vlastní zpracování

Konektiva luk

Jako vstupní data pro hodnocení konektivity byly využity jádrové oblasti vycházející z nástroje „FAD-MS“ využitím v předchozí kapitole. Konkrétně se jedná o plochy, které jsou kategorizované jako třída „*intact*“. Tato kategorie vykazuje nejmenší míru fragmentace a nejvyšší míru tzv. integrity a proto se nabízí jako vhodná referenční jednotka pro hodnocení konektivity. Na základě výsledků konektivity (Tab. 3) můžeme konstatovat, že během vývoje krajiny došlo ke snížení celkové konektivity ploch sekundárního bezlesí. Dokládají nám to jednotlivé hodnoty indexu konektivity [11]. Hodnota podílu spojených ploch vůči celkovému území klesla z 26,89 % v roce 1841 na 26,09 % v roce 2023. To znamená, že spojitost, tedy schopnost různých ploch bezlesí fungovat jako spojený celek, se za posledních 180 let pouze mírně snížila. Rozložení jádrových oblastí sekundárního bezlesí se tedy změnilo, ale jejich celková plocha spojení zůstala v podstatě podobná (Obr. 10). Významnější je ale pokles u podílu ploch v dosahu 1 kilometru. Zde výsledný podíl poklesl značněji, a to z 63,16 % na 53,41 %. Tento pokles znamená, že více ploch jádrových oblastí je nyní od sebe vzdálených více než 1 km, což ukazuje na zvýšenou fragmentaci a rozdrobenost ploch sekundárního bezlesí. Plochy jádrových oblastí se staly izolovanějšími a menšími, disponují menší hustotou a mezi jednotlivými polygony zanikla někdejší mezilehlá propojení.

Tab. 3: Dílčí výsledky indexu konektivity pro plochy sekundárního bezlesí v letech 1841 a 2023

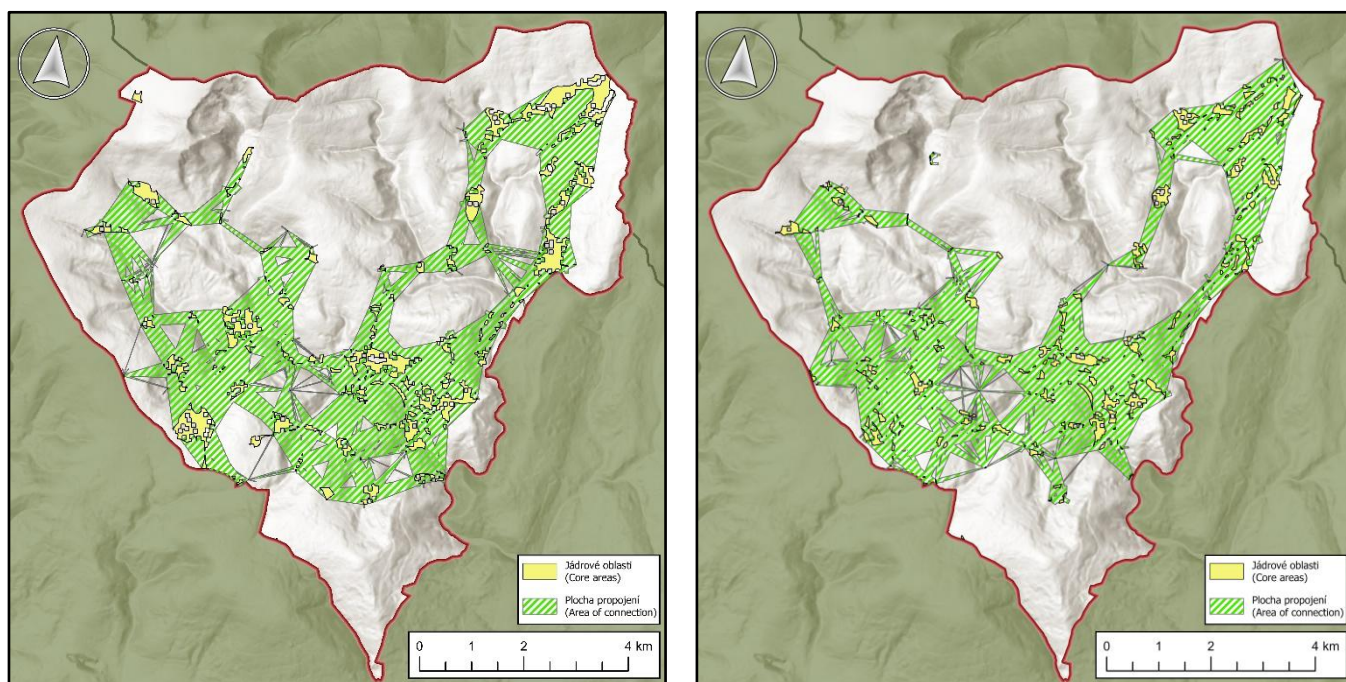
Tab. 3: Results of the connectivity index for secondary grassland areas in 1841 and 2023

Rok / Year	Podíl spojených ploch vůči celkovému území (%) / Proportion of connected patches in total area	Podíl ploch v dosahu 1 km (%) / Proportion of patches accessible within 1 km
1841	26,89	63,16
2023	26,09	53,41

Zdroj: vlastní zpracování

Analýza prostorové konektivity sekundárního bezlesí ve sledovaných obdobích (Obr. 10) ukazuje významné strukturální změny v jeho uspořádání. V roce 1841 krajina vykazovala vyšší míru konektivity, přičemž jednotlivé jádrové oblasti sekundárního bezlesí tvořily kompaktnější a více koherentní síť s vyšším podílem fragmentů v těsném vzájemném kontaktu. Zvláště patrná je vyšší hustota vzájemně propojených ploch v centrální části území, kde se fragmenty nacházely v těsnějším prostorovém uspořádání v rámci radiusu 1 km. Oproti tomu v roce 2023 lze identifikovat výraznější fragmentaci těchto ploch, přičemž propojenost ploch je soustředěna především do intravilánů Velké a Malé Úpy a Pece pod Sněžkou. Sekundární bezlesí v okrajových částech území ztratilo svou původní prostorovou kontinuitu a vykazuje vyšší míru izolace jednotlivých fragmentů. Tento trend reflektuje pokles celkové konektivity krajiny, který je důsledkem zmenšení rozlohy i počtu ploch sekundárního bezlesí, nárůstu antropogenních bariér a zvýšeného záběru půdy. Výsledkem je snížení potenciální ekologické propustnosti krajiny pro luční druhy a zvýšení její fragmentace.

Musíme rovněž zdůraznit, že výsledky jsou do značné míry relativní a vychází ze zadaných parametrů. Kdyby byly zohledněny např. druhy s mnohem menším perimetrem rozsahu pohybu (např. některé druhy výhradně lučních motýlů nebo rostlin), výsledky indexu konektivity by byly odlišné (FRANCIS et al. 2021). Zvolený postup lze aplikovat dle potřeby na konkrétní předměty ochrany nebo biotopy. Zajištění alespoň potenciálního propojení a zachování klíčových uzlů spojení je nezbytné alespoň pro udržení současné biodiverzity a přežití některých druhů Krkonošských luk (BŘEZINA et al. 2023)



Obr. 10: Rozsah propojení ploch sekundárního bezlesí v radiu 1 km na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy v letech 1841 (vlevo) a 2023 (vpravo)

Fig. 10: Connectivity of secondary grassland areas within a 1 km radius in the municipalities of Pec pod Sněžkou and Malá Úpa in 1841 (left) and 2023 (right)

Zdroj: vlastní zpracování

Diskuse

Zjištěné výsledky představené v tomto příspěvku potvrzují tvrzení o stále sílícím antropogenním tlaku v území a doplňují diskuse o změnách krajiny Krkonoš a jejích environmentálních dopadech (JANÍK et al. 2020, ERLEBACH & ROMPORTL 2021). Nová zjištění mohou rovněž přispět k argumentaci nad intenzitou změn, které se odehrávají v jednom z nejcennějších a v současnosti nejohroženějších ekosystémů Krkonošského národního parku, v sekundárním bezlesí (BŘEZINA 2014a, 2014b, BŘEZINA et al. 2023).

Využití geografických, tedy prostorových přístupů při výzkumu umožňuje analýzy i na poměrně rozsáhlém území a výsledky poskytují relativně podrobné a detailní informace o prostorových změnách krajiny i vybraných kategoriích land coveru/land use. Na druhou stranu musíme upozornit i na jisté limity, jež vychází z podstaty použitých dat a metod. Samotným limitem je dostupnost dat o stavu krajiny, kdy jsou k dispozici pouze určité časové horizonty. Navíc každý mapový podklad disponuje různým měřítkem, detailem vyobrazených informací a dalšími aspekty, mj. volba a definice vymalovaných kategorií (MACKOVČIN & JUREK 2015). Není tak možné srovnávat libovolné kategorie land use, a ne každé jsou v historických mapách vždy vyobrazeny. Ruční vektorizace dat umožňuje přesnou kategorizaci krajinných prvků a tříd, nicméně i zde je možnost jisté ztráty informací např. v důsledku zvolené úrovně generalizace a zkušenosti řešitele.

Na tyto aspekty mohou někdy velmi citlivě reagovat použité krajinné metriky a další indexy, a to např. drobnými odchylkami hodnot. Při dlouhodobém vývoji a zvolení vícero časových horizontů celkem spolehlivě identifikují hlavní vývojové trendy makrostruktury i mikrostruktury krajiny. Zde se může jevit jako výhodné použití více obdobných indexů (viz použité metriky), které na různé problémy a limity vstupních dat mohou reagovat odlišně (FRANCIS et al. 2021). Musíme rovněž zdůraznit, že aplikované metody mohou poskytovat řadu variantních řešení v závislosti na zvolených parametrech, a neexistuje vždy jediné optimální řešení. Vždy je nutno zohlednit požadavky konkrétní úlohy. Naše studie nepracuje s podrobnější kategorizací sekundárního bezlesí a nezohledňuje ekologickou hodnotu konkrétních biotopů nebo lokalit (BŘEZINA et al. 2023). Zde se otevírá prostor pro konkrétní aplikační úlohy. Na druhou stranu pracujeme s koncepty jako je dynamika struktury krajiny, její konektivita a fragmentace – míra antropogenního ovlivnění. Pracuje s integritou krajiny jako celku i s jejími vybranými kategoriemi. V současnosti je integrita krajiny a ekosystémů vnímána jako klíčový atribut pro zachování biodiverzity a dalších ekosystémových služeb (KARR et al. 2022).

Nesporným problémem je zvyšující se fragmentace krajiny i dílčích ekosystémů, jež jsou domovem pro nespočet endemitních a ohrožených druhů. BŘEZINA et al. (2011, 2023) upozorňují na rozsáhle luční porosty, jež jsou převážně ovlivněny neudržitelnou postupnou kumulací zástavby a souvisejících stavebních činností. Dohromady jde totiž o celkem 66,5 hektarů zastavěné plochy za posledních dvacet let na území KRNP. S pomalu se rozšiřující zástavbou je také asociováno ohrožení ze strany špatného obhospodařování těchto ploch s čímž je spojena velmi častá seč, trvalé mulčování, intenzivní pastva či úplná absence hospodaření (BŘEZINA et al. 2023). S tímto souvisí strukturální i funkční vlastnosti ploch sekundárního bezlesí, jež byly řešeny v praktické části práce. Zde bylo zjištěno, že kvalita prostorové struktury horských luk klesá, a to především z hlediska počtu ploch, jejich rozlohy a tvaru. Celková výměra těchto ploch klesla o 193,5 ha na území obcí Pece pod Sněžkou a Malé Úpy. Vypovídající je také značné navýšení počtu ploch a snížení jejich průměrné velikosti během dvou sledovaných období. Tento vývoj se odrazil i na celkové konektivitě ploch, která zaznamenala negativní trend během sledovaných období, což dále negativně ovlivňuje funkční vlastnosti lučních enkláv.

S dalšími riziky v podobě probíhající klimatické změny a změny toků látek (zvýšení depozice dusíku aj.) mohou mít tyto procesy zásadní vliv na budoucí podobu druhově bohatých horských luk (BŘEZINA et al. 2023). Pro jejich ochranu mohou být navrženy plány specifických ekologických sítí, jejichž základem budou antropogenně ovlivněné prvky sekundárního bezlesí (BÍNOVÁ et al. 2017). Ostatně

diskuse nad vymezením alternativního (antropogenně podmíněného) Územního systému ekologické stability na Správě KRNAP již několik let rezonují.

Závěr

Využití metod krajinné ekologie vycházejících z vektorizace mapových podkladů a jejich analýz v prostředí GIS, poskytlo nové detailní informace o vývoji segmentu krajiny Krkonoš, a to na jeho území, které v posledních letech čelí pravděpodobně nejintenzivnějším antropogenním tlakům v podobě dopadů turismu, který se projevuje změnami využití krajiny a jejích funkčních vlastností. Strukturální změny byly popsány prostřednictvím celé řady krajinných metrik zaměřených na makro i mikrostrukturu krajiny.

V průběhu necelých dvou století, během kterých byl vývoj krajiny sledován, došlo k téměř 50% nárůstu rozlohy lesních ploch a více jak 30% nárůstu rozlohy porostů kleče, a to na úkor ploch primárního bezlesí. Zatímco tyto změny souvisí buď s poklesem hospodářských aktivit v primárním bezlesí a s klimatickými změnami, dalším typem změn projevujících se především v okolí intravilánu obcí a na lučních enklávách je rostoucí urbanizace, rozvoj turistifikace a nárůst počtu a rozlohy antropogenních ploch. Souvisejícím důsledkem je pokles rozlohy sekundárního bezlesí zhruba o 20 %, pokles průměrné velikosti plošek a celkový nárůst počtu ploch.

Tyto strukturální charakteristiky ovlivňují i potenciální funkční vlastnosti sekundárního bezlesí, které jsou vyjádřeny prostřednictvím indexů konektivity. Se zvyšujícím se antropogenním využitím území, jehož vývoj zaznamenávají rostoucí indexy fragmentace, koreluje i pokles konektivity ploch horských. Přitom zachování dostatečné míry konektivity bezlesí může hrát klíčovou roli pro udržení výjimečné biodiverzity a druhového složení unikátních horských luk. Prezentované výsledky a metodické přístupy mohou být užitečným podkladem pro budoucí plánování ekologických sítí založených na antropogenně podmíněných plochách sekundárního bezlesí.

Summary

Introduction The landscape of the Krkonoše Mountains is the result of a long-term interaction between nature and man (Flousek et al. 2007). Human activities in the mountain landscape are perceived primarily negatively. On the other hand, landscape management has caused the emergence of a unique ecosystem of secondary grasslands areas. These mountain meadows are biodiversity hotspots and are protected not only as a national park but also within the framework of NATURA 2000 (Březina et al. 2023). In recent years, the Krkonoše landscape has faced increasing anthropogenic pressure. One of the most endangered ecosystems are the areas of secondary grasslands, where urbanization and tourism are developing. The paper evaluates the development of the landscape of the eastern Krkonoše Mountains (Pec pod Sněžkou and Malá Úpa municipalities) with an emphasis on changes in the structure and functional qualities of secondary grasslands areas.

Material & Methods The landscape structure assessment was carried out on the basis of vectorized old (since 1841) and current maps (until 2023), which are available for the selected area (Erlebach 2014). The comparison of landscape development was carried out by calculating a number of landscape metrics and indices. These describe the structure and functional properties of the landscape, such as connectivity. The intensity of anthropogenic influence is assessed through fragmentation rate indices (Jaeger 2000). The main processes of landscape changes are demonstrated on the model area of the Pec pod Sněžkou cadastre. The second part of the study is devoted to detailed analyzes of changes in the structure and functional qualities of the landscape class of secondary grasslands areas over the last two centuries.

Results The main changes in the macrostructure of the landscape are related to a significant increase in the area of forest areas (total +400 ha) and stands of dwarf pine shrubs (total +110 ha). The largest decrease was detected in the grasslands category (-550 ha). These changes were already taking place significantly during the first monitored period (1841–1938). Since the second half of the 20th century,

the number of anthropogenic areas in the landscape has been growing intensively, which is related to urbanization due to the tourism development. The increasing proportion of anthropogenic areas has a negative impact on the structure and functional qualities of the mountain meadow ecosystem. During the monitored period, the structure (decrease in area, change in shape, increase in number) of secondary grasslands areas and its functional qualities (decrease in connectivity and increase in fragmentation indices) have changed significantly.

Discussion The results presented in this paper confirm the information about the increasing anthropogenic pressure in the protected area and complement the discussions on landscape changes in the Krkonoše Mountains and their environmental impacts (Janík et al. 2020, Erlebach & Romportl 2021). The use of geographic approaches in landscape change research allows for extensive and detailed analyses across the board. On the other hand, we must also point out certain limits that are associated with the type of data and methods used. The limits are related to the availability of map data, their vectorization and interpretation. The study does not work with a detailed typology of biotopes and does not take into account the ecological quality of specific areas. However, it applies concepts such as the dynamics of the landscape structure, its connectivity and fragmentation - the degree of anthropogenic impact. It works with the integrity of the landscape as a whole and with its selected categories. Currently, the integrity of the landscape and ecosystems is perceived as a key attribute for the preservation of biodiversity and other ecosystem services (Karr et al. 2022). The results and the methodological procedures of the study can be used in the planning of specific ecological networks, whose can help to ensure the integrity and thus the biodiversity of these habitats.

Conclusion The use of landscape ecology methods based on vectorization of map data and their analysis in the GIS environment provided new detailed information on the development of the Krkonoše Mountains landscape. Structural changes were described using a range of landscape metrics focused on the macro- and microstructure of the landscape. The results confirmed the significant influence of human activities (such as tourism and urbanization) on landscape development (Janík et al. 2020, Klapka Erlebach 2022). One of the most affected landscape elements is secondary grasslands. Due to the influence of growing development, these areas are decreasing. Growing anthropogenic pressure is manifested in increasing fragmentation, which reduces the connectivity of these areas. The reduction of grasslands integrity threatens the existence of unique ecosystems and biodiversity hotspots in the form of mountain species-rich meadows (Březina et al. 2023).

Poděkování

Příspěvek vznikl za podpory projektu IGA UP: Zelené prostory města: dostupnost, struktury, percepce (IGA_PrF_2025_016) a v rámci Programu Prostředí pro život (TAČR): RekreENVI – komplexní hodnocení dopadů cestovního ruchu na území KRNP (SS06010402). Autoři děkují recenzentům za konstruktivní připomínky.

Literatura

ADAMMCZYK J., TIEDE D. 2017: ZonalMetrics – a Python toolbox for zonal landscape structure analysis. *Computers & Geosciences* 99: 91-99.

BIČÍK I. 1998: Land use in the Czech Republic 1845 – 1948 – 1990. Methodology, interpretation, contexts. *AUC Geographica* 32: 247–255.

- BIČÍK I. 2004: Dlouhodobé změny využití krajiny Česka: metody, výsledky, problémy výzkumu. *Historická geografie* 33: 346–366.
- BÍNOVÁ L., CULEK M., GLOS J., KOCIÁN J., DAREK L., NOVOTNÝ M. & ZIMOVÁ E. 2017: Metodika vymezování územního systému ekologické stability. MŽP ČR, Praha.
- BŘEZINA S. 2014a: NATURA 2000: Padouch nebo hrdina? I. část. Krkonoše – Jizerské hory 3: 6–11.
- BŘEZINA S. 2014b: NATURA 2000: Padouch nebo hrdina? I. část. Krkonoše – Jizerské hory 4: 18–21.
- BŘEZINA S., FLOUSEK J., CHVOJKOVÁ E., HARČARIK J., VANĚK J., BAUER P. 2011: Kumulace vlivů zástavby na krkonošských loukách. *Ochrana Přírody* 2: 12–15. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/pece-o-prirodu-akrajinu/kumulace-vlivu-zastavby-na-krkonosskych-loukach/>
- BŘEZINA S., PECHÁČKOVÁ S., SKÁLOVÁ H., KRAHULEC F. 2023: Louky: dobrodružství poznávání. Botanický ústav AV ČR. Praha. ISBN 978-80-200-3349-9
- ČADA V. 2005: Geodetické základy státních mapových děl 1. poloviny 19. století a lokalizace do S-JTSK. Zborník referátov z vedeckej konferencie. Bratislava. Kartografická spoločnosť Slovenskej republiky.
- DICKSON B., ALBANO CH., MCRAE B., ANDERSON J., THEOBALD D., ZACHMAN L., SISK T., DOMBECK M. 2016: Informing Strategic Efforts to Expand and Connect Protected Areas Using a Model of Ecological Flow, with Application to the Western United States: Mapping ecological flow to inform planning. *Conservation Letters* 10 (5): 564–571.
- ERLEBACH M. 2014: Vývoj využití krajiny východních Krkonoš: příklad obce Babí u Trutnova. *Opera Corcontica* 51: 85–96.
- ERLEBACH M. 2018: Fragmentace krajiny: skrytý problém Krkonoš. *KRKONOŠE, Jizerské hory* 9: 18–19.
- ERLEBACH M., ROMPORTL D. 2021: Časoprostorová distribuce turismu v Krkonoších a jeho environmentální dopady. *Opera Corcontica* 58: 5–25.
- FANTA J. (ed) 1969: Příroda Krkonošského národního parku. Státní zemědělské nakladatelství. Praha.
- FARINA A. 2000: *Landscape ecology in action*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands
- FARINA A. 2009: *Ecology, Cognition and Landscape, Linking Natural and Social Systems*. Springer Science+Business Media B.V. Springer Dordrecht Heidelberg London New York
- FLOUSEK J., HARTMANOVÁ O., ŠTURSA J. & POTOCKI J. (eds) 2007: *Krkonoše. Příroda, historie, život*. Baset, Praha.
- FLOUSEK J., ROMPORTL D., ZÝKA V. 2021: S počítačem na krkonošské tetřívky. *Ochrana přírody* 1: 26–30. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/vyzkum-a-dokumentace/s-pocitacem-na-krkonosske-tetrivky/>
- FORMAN R., GODRON M. 1993: *Krajinná ekologie*. Academia, Praha. ISBN 80-200-0464-5
- FRANCIS R.A., MILINGTON J.D.A., PERRY G.L.W., MINOR E.S. (EDS.). 2021: *The Routledge Handbook of Landscape Ecology* (1st ed.). Routledge.
- GUSTAFSON E., PARKER G. 1992: Relationships between Landcover Proportion and Indices of Landscape Spatial Pattern. *Landscape Ecology* 7(2): 101–110.

- JAEGER J. 2000: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115-130.
- JANÍK T. 2023: Prioritizace v ochraně přírody: příklad Národního parku Šumava. Dizertační práce, vedoucí Romportl, Dušan. Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzické geografie a geoekologie.
- JANÍK T., ZÝKA V., SKOKANOVÁ H., BOROVEC R., DEMKOVÁ K., HAVLÍČEK M., & ROMPORTL D. 2020: Vývoj krkonošské krajiny – od založení krkonošského národního parku po současnost. *Opera Corcontica* 57: 65–76.
- JEBAVÁ L., LYSÁK J. & KUPKOVÁ L. 2015: Mapování agrárních forem reliéfu v Krkonoších na základě dat leteckého laserového skenování. *Opera Corcontica* 52: 61–72.
- JENÍK J. 1961: Alpínská vegetace Krkonoš, Kralického Sněžníku a Hrubého Jeseníku: teorie anemo-orografických systémů. Nakladatelství ČSAV, Praha.
- KARR J. R., LARSON E. R. & CHU E. W. (2022): Ecological integrity is both real and valuable. *Conserv. Sci Pract.* 4: e583.
- KLAPKA P., ERLEBACH M. 2022: Krkonoše a turismus: Co je to urbanizace biosférické rezervace? *Krkonoše-Jizerské hory* 8: 20–23.
- KOVÁŘ P. 2014: Ekosystémová a krajinná ekologie. Univerzita Karlova v Praze. Praha. ISBN 978-80-246-2805-9
- KRAHULEC F., BLAŽKOVÁ D., BALÁTKOVÁ-TULÁČKOVÁ E., ŠTURSA J., PECHÁČKOVÁ S. & FABŠICOVÁ M. 1997: Louky Krkonoš: rostlinná společenstva a jejich dynamika. *Opera Corcontica* 33: 3–250.
- LIPSKÝ Z. 2000: Sledování změn v kulturní krajině: učební text pro cvičení z předmětu Krajinná ekologie. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha
- LÖW J. & MÍCHAL I. (2003): Krajinný ráz. Lesnická práce
- MACKOVČIN P., JUREK M. 2015: New facts about old maps of the territory of the former czechoslovakia. *Geografie* 120 (4): 489 –506. Dostupné z: https://geografie.cz/media/pdf/geo_2015120040489.pdf
- MATERNA J., BŘEZINA S., HARČARIK J., KUKAČKA L., HRÁZSKÝ Z., ČEJKOVÁ A., ŠŤASTNÁ P., KRAUSE D. & JOSEFOVIČOVÁ A. 2023: Nejistá budoucnost krkonošské tundry. *Ochrana přírody* 2: 10–15.
- MCGARIGAL K., MARKS BARBARA, J. 1995: Fragstats– spatial analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- MÍCHAL I. 1992: Ekologická stabilita. Veronica pro Ministerstvo životního prostředí České republiky. Brno ISBN 80-85368-22-6.
- MIKLÓS L., IZAKOVIČOVÁ Z. 1997: Krajina ako geosystém. VEDA, Bratislava. ISBN 80-224-0519-1
- PLESNÍK J. 2023: Soudobé a budoucí směřování ochrany přírody a krajiny. *Ochrana přírody* 2: 24–28.
- ROMPORTL D. 2022: Přeměněná městská krajina: Dynamika krajinné struktury. Zaniklé krajiny. [online]. Digitální atlas zaniklých krajín Česka. Univerzita Karlova. Dostupné z: https://web.natur.cuni.cz/sekce-gr/zaniklekrajiny/atlas/index.php?option=com_content&view=article&id=990:struktura-krajiny&catid=192:promeny-krajiny

- SKOKANOVÁ H., HAVLÍČEK M. 2018: Vývoj krajinného pokryvu v chráněné krajinné oblasti Brdy za posledních 180 let. *Bohemia centralis* 34: 31–49.
- TIWARI A., SARAN S., AVISHEK K. 2023: Overview of modeling techniques for ecological Connectivity in heterogeneous landscape. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* 51: 2143–2158.
- TOMÁŠEK V., VOLF O., WEIDINGER K., SVOBODOVÁ J., ROLEČKOVÁ B., HÁJKOVÁ P., ROMPORTL D., JURAS R., VONDRKA A., MIKSLOVÁ K., PELIKÁNOVÁ H., ŠEVČÍKOVÁ K., ZÝKA V., VOLFOVÁ E. 2023: Tetřívka: poslední šance? Správa KRNAP. ISBN 978-80-7535-160-9
- TREML V., DOBÍHAL M., KUPKOVÁ L., LYSÁK J. & POTŮČKOVÁ M. 2020: Horní hranice lesa v Krkonoších – jaké faktory podmiňují její změny v čase? *Opera Corcontica* 57: 5–18.
- TUMAJER J., KAŠPAR J., KUŽELOVÁ H., SHISHOV V. V., TYCHKOV I. I., POPKOVA M. I., VAGANOV E. A. & TREML V. 2021: Forward Modeling Reveals Multidecadal Trends in Cambial Kinetics and Phenology at Treeline. *Front. Plant Sci* 12:613643.
- VACEK S., MIKESKA M., PODHRÁZSKÝ V. & HEJCMAN M. 2007: Vývoj krajiny v bilaterální biosferické rezervaci Krkonoše/Karkonosze. *Opera Corcontica* 44: 497–507.
- VACEK S., MIKESKA M., HEJCMAN M., PODRÁZSKÝ V., ŠTURSA J. 2008: Změna struktury krajiny Krkonoš. Dostupné z: <http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/KrkonošeKrajina.pdf>
- VIKTOŘÍK M. 2024: Vývoj struktury krajiny ve východních Krkonoších: vybrané problémy. Online. Diplomová práce. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta. Dostupné z: <https://theses.cz/id/otg37w/>
- VÍTKOVÁ M., BRŮNA J., SÁDLO J. PERGLOVÁ I., FLEISCHHANS R. 2023: Invazní a expanzní druhy rostlin v horské krajině - využití predikčních modelů pro nastavení ideálního přístupu k managementu. Online. *Opera Corcontica* 60: 5–38.
- VOGT P. 2023: GuidosToolbox: Quantifying Forest Fragmentation. EUROPEAN COMMISSION. Dostupné z: <https://ies-ows.jrc.ec.europa.eu/gtb/GTB/psheets/GTB-Fragmentation-FADFOS.pdf>
- WU J., HOBBS R. 2002: Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17: 355–365.
- ZELENKA J., TĚŠITEL J., PÁSKOVÁ M. & KUŠOVÁ D. 2013: Udržitelný cestovní ruch: Management cestovního ruchu v chráněných územích. Hradec Králové: Gaudeamus.

Příloha 1: Vybrané charakteristiky pro hodnocení krajiny Pece pod Sněžkou v letech 1841,1938, 1960, 2010 a 2023 pro jednotlivé kategorie land use

Appendix 1: Selected characteristics for the landscape assessment of Pec pod Sněžkou in the years 1841, 1938, 1960, 2010 and 2023 by land use categories

Rok / Year	Zástavba / Built - up areas	Kleč / Dwarf pine	Lesy / Forests	TTP / Grasslands	Vodní plochy / Water Area	Zahrady, sady / Gardens	Sut' / Bare rocks	Ostatní / Other areas	Celková krajina / Total
<i>Počet ploch / Number of patches</i>									
1841	191	36	17	329	23	8	7	5	616
1938	247	36	14	128	16	2	7	9	459
1960	205	20	30	116	17	6	9	13	416
2010	339	18	47	101	17	12	10	52	596
2023	369	25	51	89	12	21	24	41	632
<i>Rozloha (ha) / Total area</i>									
1841	6,68	333,94	1094,02	935,34	19,74	0,39	71,66	1,34	2463,11
1938	8,59	332,38	1393,61	631,58	16,24	0,64	66,84	13,23	2463,11
1960	8,37	398,32	1428,37	538,84	17,38	1,73	61,92	8,18	2463,11
2010	12,37	386,26	1499,54	461,29	17,81	4,58	52,23	29,03	2463,11
2023	11,00	440,63	1500,56	413,04	23,81	5,06	49,30	19,71	2463,11
<i>Obvod ploch (km) / Total edge</i>									
1841	14,50	50,28	76,21	235,00	57,02	0,70	10,00	0,90	430,25
1938	18,61	50,28	81,10	165,96	45,27	0,52	9,24	12,90	383,88
1960	16,59	53,30	107,60	132,35	45,44	1,44	10,36	9,35	376,43
2010	25,83	46,23	114,64	119,12	45,20	5,68	10,08	29,40	396,17
2023	25,75	59,71	124,76	125,67	46,81	7,10	14,71	29,03	433,53
<i>Průměrná velikost plošek (ha) / Mean patch size</i>									
1841	0,03	9,23	64,45	2,93	0,86	0,05	10,24	0,27	11,40
1938	0,03	9,23	99,54	4,93	1,02	0,32	9,55	1,47	15,76
1960	0,04	19,92	47,61	4,65	1,02	0,29	6,88	0,63	5,92
2010	0,04	21,46	31,90	4,57	1,05	0,38	5,22	0,56	4,10
2023	0,03	17,63	29,45	4,64	1,98	0,24	2,05	0,48	3,90
<i>Průměrná délka hranic plošek (km) / Mean patch edge</i>									
1841	0,08	1,40	4,48	0,71	2,48	0,09	1,43	0,18	0,71
1938	0,08	1,40	5,79	1,30	2,83	0,26	1,32	1,43	0,84
1960	0,08	2,67	3,59	1,14	2,67	0,24	1,15	0,72	0,90
2010	0,08	2,57	2,44	1,18	2,66	0,47	1,01	0,57	0,66
2023	0,07	2,39	2,45	1,41	3,90	0,34	0,61	0,71	0,69

Příloha 2: Vybrané indexy a metriky vycházející ze struktury krajiny Pece pod Sněžkou v letech 1841, 1938, 1960, 2010 a 2023 pro jednotlivé kategorie land use

Appendix 2: Selected indices and metrics of landscape structure of Pec pod Sněžkou in the years 1841, 1938, 1960, 2010 and 2023 by land use categories

Rok / Year	Zástavba / Built - up areas	Kleč / Dwarf pine	Lesy / Forests	TTP / Grasslands	Vodní plochy / Water Area	Zahrady, sady / Gardens	Suť / Bare rocks	Ostatní / Other areas	Celková krajina / Total
MPAR (Mean Perimeter Area Ratio)									
1841	0,228	0,026	0,029	0,067	0,390	0,240	0,019	0,211	0,130
1938	0,239	0,026	0,017	0,050	0,342	0,096	0,018	0,133	0,161
1960	0,219	0,020	0,035	0,040	0,283	0,100	0,027	0,155	0,141
2010	0,274	0,025	0,059	0,059	0,278	0,169	0,029	0,178	0,199
2023	0,320	0,043	0,064	0,069	0,319	0,310	0,055	0,229	0,237
MSI (Mean Shape Index)									
1841	1,16	1,43	1,78	1,52	6,44	1,21	1,34	1,28	1,58
1938	1,17	1,43	1,75	1,77	6,87	1,34	1,26	2,90	1,61
1960	1,16	1,74	1,90	1,63	6,06	1,31	1,33	2,42	1,62
2010	1,19	1,66	1,75	1,86	5,98	2,07	1,30	2,32	1,62
2023	1,22	1,77	1,89	2,07	4,85	1,99	1,37	2,40	1,59
MPFD (Mean Patch Fractal Dimension)									
1841	1,49	1,30	1,31	1,37	1,73	1,50	1,28	1,48	1,42
1938	1,50	1,30	1,29	1,36	1,70	1,40	1,27	1,50	1,44
1960	1,48	1,31	1,33	1,34	1,66	1,39	1,29	1,51	1,43
2010	1,52	1,31	1,36	1,38	1,66	1,51	1,29	1,52	1,48
2023	1,56	1,35	1,37	1,40	1,63	1,60	1,35	1,56	1,51
Hustota hranic (m/ha) / Edge density									
1841	5,82	20,41	30,56	94,23	22,86	0,28	4,01	0,36	172,5
1938	7,56	20,41	32,93	67,38	18,38	0,21	3,75	5,24	155,85
1960	6,74	21,64	43,68	53,73	18,45	0,58	4,20	3,79	152,83
2010	10,49	18,77	46,54	48,36	18,98	2,31	4,09	11,94	160,89
2023	10,45	24,23	50,62	50,99	18,99	2,88	5,97	11,78	175,92