

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta
Katedra fyzické geografie a geoekologie

Studijní program: Geografie
Studijní obor: Fyzická geografie a geoekologie



Bc. Michal Pánek

**Konektivita habitatů tetřívka obecného v Jizerských horách a
Krkonoších**

**Connectivity of black grouse habitats in the Jizera Mountains and
the Giant Mountains**

Diplomová práce

Vedoucí práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Praha 2021

Zadání diplomové práce

Název práce

Konektivita habitatů tetřívka obecného v Jizerských horách a Krkonoších

Connectivity of black grouse habitats in the Jizera Mountains and the Giant Mountains

Klíčová slova

habitatové modelování – konektivita habitatů – tetřívek obecný – Jizerské hory – Krkonoše
habitat modeling – habitat connectivity – black grouse – Jizera Mountains – Giant Mountains

Cíle práce

- Rešerše metod hodnocení konektivity habitatů a resistance krajiny z pohledu živočichů
- Rešerše stavu populací tetřívka obecného, jeho habitatových nároků a konektivity habitatů v areálu rozšíření
- Analýza konektivity habitatů tetřívka obecného v zájmovém území (CHKO Jizerské hory, část území Jizerských hor v Polsku, KRNAP a KPN)
- Vyhodnocení míry fragmentace krajiny vlivem antropogenních struktur v krajině (prvky rekreační infrastruktury, hospodářské lesy ad.)
- Vytvoření modelu konektivity – včetně výpočtů disperzních / migračních vzdáleností

Objectives of the thesis

- Research of methods of evaluation of habitat connectivity and landscape resistance from the point of view of animals
- Research of the population of black grouse, habitat demands and habitat connectivity in the distribution area
- Analysis of connectivity of black grouse habitats in the area of interest (Jizera Mountains PLA, a part of the Jizera Mountains in Poland, KRNAP and KPN)
- Evaluation of landscape fragmentation due to anthropogenic structures in landscape (recreational infrastructure elements, economic forests, etc.)
- Creating a connectivity model – including calculations of dispersion / migration distances

Použité pracovní metody, zájmové území, zdroje

Zájmovým územím je CHKO Jizerské hory, část území Jizerských hor v Polsku, KRNAP (Krkonošský národní park) a KPN (Karkonoski Park Narodowy). Pro toto území bude s využitím existujících datových zdrojů (Konsolidovaná vrstva ekosystémů, VMB NATURA 2000, databáze EUNIS, COPERNICUS HRL ad.) a zpracováním nových podkladů (data DPZ Sentinel, vektorizace ortofoto) připravena harmonizovaná databáze habitatů, nad kterou bude v prostředí programu MaxEnt analyzována potenciální distribuce tetřívka obecného (data NDOP a interních databází KRNAP, KPN a Správy CHKO Jizerské hory). Současně bude připravena databáze tzv. fragmentační geometrie, tedy antropogenních struktur, které svým bariérovým efektem (např. intenzivní zátěž cest pohybem turistů atd.) limitují propojení populací tetřívka). Na základě vytvořeného habitatového modelu budou identifikována jádrová území a vyhodnocena míra jejich izolovanosti / fragmentace s ohledem na

antropogenní struktury s bariérovým efektem. Pro hodnocení konektivity bude použit nástroj Linkage Mapper.

Methods, area of interest, data resources

The area of interest is PLA Jizera Mountains, a part of the Jizera Mountains in Poland, KRNAP (Krkonošský národní park) and KPN (Karkonoski Park Narodowy). For this territory will be using existing data sources (Consolidated layer of ecosystems, VMB NATURA 2000, database EUNIS, COPERNICUS HRL etc.) and processing of new data (DPZ Sentinel data, orthophoto vectorization) will be prepared a harmonized database of habitats, which will be in the programme MaxEnt analyzed potential distribution of black grouse (NDOP data and internal databases KRNAP, KPN and administration of PLA Jizera Mountains). At the same time, a database of fragmentation geometry (ie. anthropogenic structures) will be prepared, which limit the connection of black grouse populations by their barrier effect. Based on the created habitat model, the core areas will be identified and their rate of isolation / fragmentation will be evaluated with respect to anthropogenic structures with barrier effect. Linkage Mapper will be used to evaluate connectivity.

Datum zadání:

29. 11. 2019

Podpis studenta:

Michal Pánek

Podpis vedoucího práce:

RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Podpis vedoucího katedry:

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval/a samostatně a že jsem uvedl/a všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 10. 12. 2021

Bc. Michal Pánek

Poděkování

Rád bych poděkoval RNDr. Dušanu Romportlovi, Ph.D. za odborné vedení, revize, připomínky, přátelské konzultace a veškerý jeho čas při tvorbě této diplomové práce. Dále bych chtěl také poděkovat všem mým přátelům, spolužákům, přítelkyni a rodině za podporu během celého mého studia a při psaní této práce.

Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývá hodnocením habitatových nároků s následnou analýzou konektivity habitatů tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) v zájmovém území Jizerských hor a Krkonoš. Tento druh patří v České republice v posledních letech mezi ohrožené druhy živočichů. Poslední populace tetřívka zaznamenávají neustálé klesající trendy a proto se hodnocení habitatů a konektivity může uplatnit do budoucích opatření na záchranu tohoto druhu a následného rozšiřování populací. Úvodní část práce se zabývá rešerší dosavadních poznatků a výzkumů týkajících se hodnocení konektivity, rezistence krajiny a habitatových modelů. Součástí je také popis a rozdělení jednotlivých přístupů hodnocení konektivity, které jsou v současné době používány při těchto analýzách. Další část práce obsahuje důležité poznatky ohledně zkoumaného druhu, o aktuálním stavu populací v České republice a jaké jsou habitatové nároky tetřívka. Následně je podrobně popsána charakteristika zájmového území, kde je zahrnuta jak česká, tak polská část Jizerských hor a Krkonoš. Výzkumná část práce se nejdříve zabývá metodikou a postupem tvorby habitatových modelů, modelů konektivity a poté je pomocí výsledků vyhodnocena míra fragmentace struktur v krajině a konektivita vhodných habitatů. V závěrečné části jsou tyto výsledky podrobně porovnány a analyzovány s dosavadními výzkumy, které se touto problematikou zabývají.

Klíčová slova: habitatové modelování, konektivita habitatů, tetřívek obecný, Jizerské hory, Krkonoše

Abstract

This master's thesis deals with the evaluation of habitat requirements followed by an analysis of the connectivity of black grouse (*Tetrao tetrix*) habitats in the area of interest of the Jizera Mountains and the Giant Mountains. This species has been one of the most endangered species in the Czech Republic in recent years. Recent grouse populations are constantly declining, and therefore habitat and connectivity assessments can be applied to future protective measures of this species and subsequent population expansion. The introductory part of the thesis deals with a search of existing knowledge and research related to the assessment of connectivity, landscape resistance and habitat models. It also includes a description and distribution of the various connectivity assessment approaches currently used in these analyzes. The next part of the thesis contains important information about the studied species, the current state of populations in the Czech Republic and what are the habitat requirements of the black grouse. Subsequently, the characteristics of the area of interest are described in detail, which includes both the Czech and Polish parts of the Jizera Mountains and the Giant Mountains. The research part of the thesis first deals with the methodology and process of creating habitat models, connectivity models and then the results evaluate the degree of fragmentation of structures in the landscape and the connectivity of suitable habitats. In the final part, these results are compared in detail and analyzed with previous research that deals with this issue.

Key words: habitat modeling, habitat connectivity, black grouse, Jizera Mountains, Giant Mountains

Obsah

Seznam obrázků a tabulek.....	9
1 Úvod.....	12
2 Hodnocení konektivity habitatů a rezistence krajiny.....	14
2.1 Konektivita habitatů.....	14
2.1.1 Rozdělení pohybu živočichů na základě využití koridorů.....	15
2.2 Rezistence krajiny.....	16
2.3 Habitatové modely.....	17
2.4 Přístupy hodnocení konektivity.....	18
2.4.1 Cesta nejnižších nákladů.....	18
2.4.2 Teorie elektrického obvodu.....	20
3 Tetřívky obecný.....	21
3.1 Populace tetřívků v České republice.....	23
3.1.1 Populace v KRNAP.....	24
3.1.2 Populace v CHKO Jizerské hory.....	25
3.2 Habitatové nároky.....	25
4 Charakteristika zkoumaného území.....	29
4.1 Charakteristika CHKO Jizerské hory.....	30
4.1.1 Fyzickogeografická charakteristika.....	30
4.1.2 Potenciální a aktuální vegetace.....	32
4.1.3 Vliv člověka.....	33
4.2 Charakteristika Krkonošského národního parku.....	35
4.2.1 Fyzickogeografická charakteristika.....	36
4.2.2 Vegetační stupně Krkonoš.....	37
4.2.3 Vliv člověka.....	38
5 Metodika.....	41
5.1 Použitá vstupní data.....	41
5.1.1 Abiotické faktory.....	41
5.1.2 Habitatové faktory.....	43
5.1.3 Faktory antropogenního rušení.....	44
5.1.4 Nálezová data.....	46
5.2 Postup modelování vhodnosti habitatů.....	47
5.3 Postup modelování konektivity habitatů.....	48
6 Výsledky.....	49
6.1 Vymezení vhodných habitatů a jádrových území.....	49
6.1.1 Model vhodnosti habitatů.....	49
6.1.2 Jádrová území vhodného habitatu.....	52
6.2 Analýza konektivity jádrových území vhodnosti a míry fragmentace.....	54
6.2.1 Potenciální stav.....	54
6.2.2 Reálný stav.....	57
7 Diskuze.....	60
8 Závěr.....	63
Použitá literatura.....	65
Přílohy.....	70

Seznam obrázků a tabulek

Seznam obrázků

Obrázek 1: Příklad zobrazení rezistenčního povrchu.....	16
Obrázek 2: Cesta a koridor nejnižších nákladů.....	19
Obrázek 3: Příklady konektivity vyjádřeny elektrickými obvody.....	20
Obrázek 4: Tetřívka obecný (samec).....	21
Obrázek 5: Schéma zimoviště tetřívka obecného.....	22
Obrázek 6: Vývoj početnosti tetřívka obecného v ČR.....	24
Obrázek 7: Příklad vhodného habitatu tetřívka obecného.....	26
Obrázek 8: Označení území výskytu tetřívka obecného v CHKO Jizerské hory.....	27
Obrázek 9: Oblasti zkoumaného území.....	29
Obrázek 10: Vrchol Jizera s pozadím Jizerských hor.....	31
Obrázek 11: Následky imisní kalamity v 80. letech u osady Jizerka.....	34
Obrázek 12: Labský důl s pohledem na polskou část Krkonoš.....	36
Obrázek 13: Výškové vegetační stupně Krkonoš.....	37
Obrázek 14: Příklad fragmentace (výstavba sjezdovek) habitatů v Krkonoších.....	39
Obrázek 15: Mapa nadmořské výšky.....	42
Obrázek 16: Mapa sklonitosti.....	42
Obrázek 17: Mapa solární radiace.....	43
Obrázek 18: Mapa typu habitatu.....	44
Obrázek 19: Mapa vzdáleností k zástavbě.....	45
Obrázek 20: Mapa vzdáleností k antropogenním strukturám.....	45
Obrázek 21: Mapa kumulativních vzdáleností k cestám a komunikacím.....	46
Obrázek 22: Mapa zaznamenaného výskytu tetřívka obecného v období 1998 až 2020.....	47
Obrázek 23: Mapa habitatové vhodnosti pro tetřívka obecného.....	50
Obrázek 24: Jackknife test zobrazující význam environmentálních proměnných při tvorbě modelu.....	51
Obrázek 25: Odpovědní křivky environmentálních proměnných (kontinuální data).....	51
Obrázek 26: Histogram zobrazující preferující typy habitatu.....	52
Obrázek 27: Mapa jádrových území vhodného habitatu.....	53
Obrázek 28: Mapa jádrových území vhodného habitatu se zahrnutím rušivého efektu antropogenních struktur.....	53
Obrázek 29: Mapa konektivity vhodných jádrových území - potenciální stav.....	55
Obrázek 30: Procentuální zastoupení koridorů - potenciální stav.....	56
Obrázek 31: Porovnání celkové plochy jádrových území - potenciální stav.....	56
Obrázek 32: Mapa konektivity vhodných jádrových území - reálný stav.....	57
Obrázek 33: Procentuální zastoupení koridorů - reálný stav.....	59
Obrázek 34: Porovnání celkové plochy jádrových území - reálný stav.....	59
Obrázek 35: Porovnání celkové plochy jádrových území - reálný a potenciální stav.....	61
Obrázek 36: Porovnání celkové délky koridorů.....	62

Seznam tabulek

Tabulka 1: Kategorie habitatu.....	44
Tabulka 2: Charakteristika variant jádrových území vhodnosti.....	54
Tabulka 3: Charakteristika koridorů - potenciální stav.....	55
Tabulka 4: Charakteristika jádrových území - potenciální stav.....	55
Tabulka 5: Charakteristika koridorů - reálný stav.....	58

Tabulka 6: Charakteristika jádrových území - reálný stav.....	58
---	----

Seznam příloh

Příloha 1: Oblasti zkoumaného území.....	70
Příloha 2: Nadmořská výška.....	71
Příloha 3: Typy habitatu.....	72
Příloha 4: Kumulativní vzdálenost k cestám a komunikacím.....	73
Příloha 5: Zaznamenaný výskyt tetřívka obecného v období 1998 až 2020.....	74
Příloha 6: Habitatová vhodnost pro tetřívka obecného.....	75
Příloha 7: Jádrová území vhodného habitatu.....	76
Příloha 8: Jádrová území vhodného habitatu se zahrnutím rušivého efektu antropogenních struktur.....	77
Příloha 9: Konektivita vhodných jádrových území - potenciální stav.....	78
Příloha 10: Konektivita vhodných jádrových území - reálný stav.....	79

Zkratky

AOPK – Agentura ochrany přírody a krajiny

ČR – Česká republika

GLM – generalized linear model

HSM – habitat suitability model

CHKO – chráněná krajinná oblast

KVES – Konsolidovaná vrstva ekosystémů

NP – národní park

NPR – národní přírodní rezervace

OSM – Open Street Map

SDM – species distribution model

ZABAGED – Základní báze geografických dat České republiky

1 Úvod

V dnešní době se ve světě setkáváme stále více s rostoucí intenzitou využívání krajiny člověkem. Většina těchto změn v krajině zasahuje do celkového fungování organismů, a proto jsou hlavně tímto způsobem ovlivňovány celé biotopy, kdy dochází k jejich degradaci a fragmentaci, a následně k velmi nízké a nekvalitní propojenosti těchto území. V posledních letech se tento trend využívání krajiny objevuje i v chráněných územích, jako jsou např. národní parky, či chráněné krajinné oblasti. Častým důvodem tohoto trendu bývá neustálé rozšiřování antropogenní infrastruktury, konkrétně pak dopravní a turistické infrastruktury, což souvisí s velkým rozvojem rekreačních oblastí (Ament a kol. 2014). Kvůli takovýmto změnám v krajině je čím dál více důležité se zajímat o ochranu těchto narušených oblastí a také o jejich propojenost. Pro analýzu takto zasažené krajiny se používá několik metod a nástrojů, které dokážou pomocí empirických dat vytvářet habitatové modely pro jednotlivé druhy a také modely konektivity, které pak slouží k plánování ochrany jednotlivých druhů a jejich populací (Beier a kol. 1998).

Výjimkou tohoto negativního rozvoje využívání krajiny za posledních několik let není ani zájmové území této práce, které se skládá z propojených oblastí Jizerských hor a Krkonoš. Tato dvě pohoří jsou příkladem enormně exponovaného území, kde dochází k čím dál větší koncentraci antropogenních prvků a rušivých aktivit, které jsou výsledkem lidské činnosti převážně díky rekreačnímu využití (Flousek a Volf 2012). Způsob využití krajiny v těchto dvou oblastech nemá vliv pouze na zánik vhodných biotopů pro určitou část živočichů, ale má i velice negativní dopad z pohledu fragmentace, kdy tyto antropogenní prvky vytváří bariéry z pohledu prostupnosti krajiny a znemožňují tak volný pohyb živočichů (Flousek a kol. 2015, Hušek 2008).

Velmi dobrým příkladem živočišného druhu, který je tímto antropogenním zásahem výrazně ovlivněn a vyskytuje se v tomto zájmovém území, je tetřívka obecná (*Tetrao terix*). Tento druh ptáka je velice citlivý na změny v krajině a spolu s vymizením vhodných biotopů, jako jsou např. rašeliniště, či holiny, je ovlivnění antropogenním rušením a fragmentace kritickým faktorem pro přežití jednotlivých populací. Na území České republiky díky těmto změnám a následnému snižování vhodných území populace tetřívků zdaleka vymizely ze všech nižších nadmořských výšek (např. Českomoravská vrchovina, nebo Novohradské hory) a vyskytují se již jen ve třech horských oblastech (Jizerské hory/Krkonoše, Krušné hory a Šumava). Zde mají zatím vhodné habitaty pro přežití, ale i tak tyto počty jedinců neustále

klesají (Flousek 2019). K zastavení úbytku počtů tetřívků a zlepšení této kritické situace pomáhají různá praktická opatření jako zachování, nebo vytváření vhodných habitatů sloužící jako tokaniště. Velmi důležité je také patřičné chování návštěvníků těchto oblastí, kteří by měli dodržovat zákaz vstupu mimo vyznačené turistické cesty a také zejména v zimní sezóně využívat pouze značené trasy pro zimní sporty, aby nebyl tetřívek vyrušován ze svého zimoviště (Karpaš a kol. 2013).

Hlavním cílem této diplomové práce je podrobná analýza konektivity habitatů tetřívka obecného v zájmovém území Jizerských hor a Krkonoš a to za pomoci vytvořeného habitatového modelu v programu MaxEnt a následného vytvoření modelu konektivity nástrojem Linkage Mapper. Dalšími cíli je také vyhodnocení míry fragmentace krajiny vlivem antropogenních struktur. Důležitým cílem je také podrobná rešerše metod hodnocení konektivity habitatů, rezistence krajiny a stavu populací tetřívka v zájmovém území a s tím související habitatové nároky. Všechny dosažené výsledky budou v závěru zdůvodněny a podrobeny diskuzí nad dosud zjištěnými poznatky tohoto druhu.

2 Hodnocení konektivity habitatů a rezistence krajiny

Fragmentace biotopů patří mezi nejvýznamnější hrozby z hlediska poklesu dnešní globální biodiverzity. Druhy volně žijících živočichů a rostlin jsou stále více omezovány díky této fragmentaci, která je v převážné většině způsobena lidskou činností v krajině (Zeller a kol. 2012). Takto roztržštěné a izolované části krajiny a druhy žijící v těchto oblastech jsou velmi náchylné na měnící se klima, ekologické katastrofy (Ament a kol. 2014), mají menší odolnost vůči chorobám, zvyšuje se jejich úmrtnost a snižuje genetická rozmanitost (Cushman a kol. 2013).

Na problematiku fragmentace krajiny úzce navazuje otázka konektivity krajiny. Hodnocení konektivity a pohyb jednotlivých druhů, převážně těch ohrožených, je z hlediska ochrany a porozumění chování druhů velice důležité - jedná se aktuálně o intenzivně řešené téma z pohledu ochrany přírody a krajiny. Bylo totiž prokázáno, že konektivita zvyšuje pohyb jednotlivců, což přispívá k následnému rozptýlení druhů v krajině, migraci a toku genů. Konektivita také udržuje životaschopné metapopulace a může přispět k demografické záchraně malých izolovaných populací (Zeller a kol. 2020). Chceme-li tedy minimalizovat účinky fragmentace, tak je velice důležité podporovat a zajímat se o konektivitu takto izolovaných stanovišť a vyvinout automatizované postupy, které budou efektivně identifikovat vazby pro jednotlivé ohrožené druhy v těchto oblastech (Alagador a kol. 2012).

2.1 Konektivita habitatů

Konektivita je definována jako úroveň, do jaké míry krajina usnadňuje, či brání pohybu jednotlivému druhu ze zdrojových ploch a mezi ostatními plochami (*patches*) (Cushman a kol. 2013). S touto definicí je spojen i pojem propustnost, který je v některých případech synonymem pro konektivitu a který odkazuje na typy krajinných pokryvů příznivé k pohybu volně žijících živočichů a k udržení ekologických procesů (Ament a kol. 2014). V konektivitě jsou také zahrnuty strukturální a funkční části, kdy strukturální konektivita označuje fyzický vztah mezi ploškami a funkční konektivita popisuje, do jaké míry krajina skutečně usnadňuje nebo brání pohybu organismů a jaké procesy v této oblasti probíhají (Beier a kol. 1998). Dále se dá konektivita vymezit na ekologickou konektivitu, která podporuje nejen pohyb biotických procesů (pohyb živočichů, rozmnožování rostlin, genetická výměna), ale i abiotických procesů (voda, energie, materiály) (Ament a kol. 2014). Z pohledu efektivity existují dva způsoby, jak zvýšit konektivitu krajiny či konkrétních populací, a to zaměřením se na ochranu a zachování oblastí, které usnadňují pohyb, nebo omezením

krajinných prvků, které brání druhům v pohybu, kde se často jedná o prvky antropogenního typu jako např. silnice, nebo zástavba (Ament a kol. 2014).

Nedílnou součástí hodnocení konektivity habitatů a funkční ekologické sítě jsou kromě zdrojových ploch také koridory (*corridors*) (Ament a kol. 2014). Koridor lze definovat jako lineární prvek, který spojuje dvě nebo více stanovišť (plošek) a to za účelem zachování, nebo zlepšení životaschopnosti a pohybu jednotlivých volně žijících druhů (Beier a kol. 1998). Pro hodnocení konektivity živočichů, lze také použít tzv. koridory volně žijících živočichů (*wildlife corridors*) (Ament a kol. 2014). Tyto koridory konkrétně usnadňují pohyb zvířat, zatímco jiné typy koridorů mohou podporovat konektivitu rostlin nebo ekologických procesů. Souvisejícím termínem pro koridory je pojem propojení (*linkage*) (Zeller a kol. 2020). Tento termín je často používán jako synonymum, ale na rozdíl od koridoru odkazuje na širší oblasti konektivity, pohybu více druhů živočichů a také na důležité ekologické procesy.

Obecně tedy platí, že konektivita krajiny zvyšuje životaschopnost populací živočichů, důkazem je několik studií, které potvrzují užitečnost koridorů jako nástroje ochrany (Beier a kol. 1998). Chceme-li zasadit problematiku konektivity do širšího kontextu ochrany přírody a krajiny, lze hovořit o budování ekologických sítí, které vyplývají z interakce druhů a ekosystému na velkých prostorových škálách (Alagador a kol. 2012). Hlavní výhody, které ekologické sítě (konektivita) poskytují, souvisejí s ochranou biologické rozmanitosti, přizpůsobením se klimatickým změnám a poskytováním ekosystémových služeb, včetně posílení a udržování ekologické funkce v krajině (Ament a kol. 2014).

2.1.1 Rozdělení pohybu živočichů na základě využití koridorů

Pohyby živočichů jsou zásadní pro dlouhodobou životaschopnost volně žijících populací (Cushman a kol. 2013). Tato skutečnost zahrnuje např. každodenní pohyb při hledání potravy mezi zdrojovými ploškami, sezónní migrace mezi letním a zimním obdobím, hledání nového teritoria, nebo reakci na klimatickou změnu. Živočichové využívají koridory pro různé účely, v různých vzorcích a různém měřítku v závislosti na druhu (Beier a kol. 1998).

Prvním druhem pohybu je denní přesun (*daily travel*), který se může definovat jako nepřetržitý každodenní pohyb většinou menšího rozsahu jednotlivce mezi zdrojovými ploškami (Cushman a kol. 2013). Mnoho živočichů se musí takto pravidelně pohybovat mezi více ploškami k získání všech potřebných zdrojů potravy (Ament a kol. 2014).

Druhým typem je migrace (*migration*), kde se jedná o předvídatelný, periodický kruhový nebo cyklický pohyb skupin jednotlivců mezi diskrétními oblastmi, které jsou

používány v jen v určitých částech roku. Koridory by v tomto případě měly umožňovat rychlý pohyb nezbytný k přizpůsobení rozsahu a rychlosti migrace (Beier a kol. 1998).

Další druhem je disperze (*dispersal*) neboli pohyb, kdy jednatlivec tzv. disperguje. Konkrétně se jedná o pohyb jednotlivců, kteří udržují genetickou a demografickou konektivitu mezi populacemi (Cushman a kol. 2013).

Čtvrtým typem pohybu je budoucí pohyb na základě změny poměrů habitatu (*future movement*). Zde se jedná o pohyb jednotlivců díky změně dosavadních podmínek, ve kterém daný živočich přežíval (např., extrémní události, antropogenní zásah, nebo změna klimatu) (Ament a kol. 2014).

Posledním druhem je náhodný pohyb (*incidental movement*), který ve většině případech nastává v oblastech primárně navržených pro využívání člověkem, kde jsou koridory uzpůsobeny nepřírozeně (Ament a kol. 2014).

2.2 Rezistence krajiny

Důležitým prvkem při hodnocení konektivity je kromě zdrojových ploch a znalosti určitého zkoumaného druhu živočicha také rezistence krajiny, neboli odpor krajiny. Pojem odpor zde může v podstatě představovat ochotu organismu překonat určité prostředí, fyziologické náklady na pohyb konkrétním prostředím, snížení šance přežití organismu pohybujícího se konkrétním prostředím nebo integraci všech těchto faktorů (Zeller a kol. 2012). Ve většině kvantitativních analýz konektivity patří zmapování a odhadnutí odporu krajiny k prvnímu kroku. Zatímco odpor je bodově specifický ke každému místu v krajině, konektivita je specifická pro trasu (Cushman a kol. 2013).



Obrázek 1: Příklad zobrazení rezistenčního povrchu
Zdroj: Cushman a kol. 2013

Existuje několik metod a způsobů, jak za použití rezistenčního povrchu předpovědět nebo popsat konektivitu habitatů. Příkladem můžou být metody hodnocení konektivity pomocí cesty a koridoru nejmenších nákladů, nebo teorie elektrických obvodů (Cushman a kol. 2013). Vrstva rezistenčního povrchu tedy zobrazuje, jaké náklady na pohyb má pro jedince po jakémkoli místě v krajině (buňka pixelu v rastrové mapě), neboli jaký odpor má pro daného jedince při překonávání daného místa v krajině (např. vysoký odpor může být přiřazen k silnici nebo vodnímu útvaru, naopak nejmenší pro smíšený les). Zde může ale nastat problém při určování jednotlivých hodnot odporu daných míst v krajině. Každý, kdo bude určovat tyto hodnoty odporu, může krajinu vnímat jinak a tím pádem může určit i rozdílné hodnoty odporu. Navíc každý druh vnímá jinak krajinu z pohledu konektivity a má jiné předpoklady. Tento fakt může být slabinou při hodnocení konektivity a je tedy důležité, aby vytvoření rezistenční vrstvy bylo co nejvíce přesné a odpovídalo předpokladům jednotlivých druhů (Cushman a kol. 2013).

2.3 Habitatové modely

Predikce a vytváření habitatových modelů se v současnosti stále častěji uplatňuje v otázkách managementu volně žijících živočichů a ochrany jednotlivých druhů. Zároveň se jedná o nedílnou součást při analýze a hodnocení konektivity habitatů živočichů. Obecně tyto modely často pomáhají porozumět specifickým požadavkům druhů a předpovídají distribuci potenciálního druhu. Jejich použití bývá zvláště využíváno při řešení problémů ochrany, jako je posuzování ekologických dopadů různých faktorů (např. změna klimatu), nebo riziko biologické invaze. Základem a důležitým prvkem pro vznik těchto modelů je soubor environmentálních proměnných, které zastupují klíčové faktory jako je např. klima, topografie, geologie, nebo krajinný pokryv (Hirzel a kol. 2006). Velmi podstatné při tvorbě těchto modelů je, s jakými vstupními daty se pracuje a podle toho se také určuje, jaký typ modelu se použije. Modely lze tedy rozdělit na ty, které pracují s prezenčními i s absenčními daty a na modely, které pracují pouze s prezenčními daty. U těchto vstupních dat je častý problém v dostupnosti, jelikož prezenční data se vyskytují ve větší míře, než data absenční (Phillips a kol. 2006).

Momentálně největší pozornost získávají modely vhodnosti habitatů (HSM), což jsou statistické modely předpovídající prostorové rozložení druhů, které vyhodnocují vztah zkoumaného druhu k environmentální faktorům (Glad a kol. 2020). Dalším používaným typem habitatových modelů jsou modely pro predikci potenciální distribuce druhů (SDM) (Remya a kol. 2015). Tato metoda pracuje na základě generalizovaného lineárního modelu

(GLM) (Guisan a kol. 2000, Elith a kol. 2011), kdy je zapotřebí vstupních dat prezenčních a absenčních. Z tohoto pohledu může být tento typ modelu limitující kvůli malé dostupnosti a spolehlivosti absenčních dat, ale naopak může být velice přesný, pokud se jedná o kvalitní absenční a spolehlivá data (Hirzel a kol. 2001). Nejpokročilejším a jedním z nejvíce využívaných modelů je model MaxEnt, který je založen na základě odhadu distribuce jednotlivců díky nalezení distribuce maximální entropie (Phillips a kol. 2006). Tento model pracuje pouze s prezenčními vstupními daty a environmentálními proměnnými. Jeho velkou výhodou je, že umí pracovat i s malou velikostí vzorku těchto dat (Remya a kol. 2015).

2.4 Přístupy hodnocení konektivity

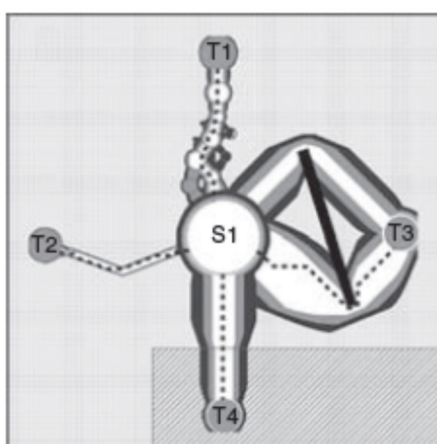
K hodnocení konektivity bylo doposud vytvořeno velké množství metod a modelů, které lze použít v závislosti na velikosti zkoumaného území a druhu živočicha. Důležité je si uvědomit, že neexistuje jediná metoda, která by byla nejlepší v každém kontextu hodnocení konektivity, jelikož každá z používaných metod má své výhody a nevýhody (Beier a kol. 1998). Zároveň každý model požaduje jiná vstupní data a jinak uvažuje nad pohybem určitého druhu živočichů. Dalším aspektem je i získání potřebných dat, která mohou být často nedostupná, nedostatečná, nebo je obtížné je získat a s tím souvisí i to, kdo následnou analýzu konektivity provádí a zda-li byla data získána odborníky (Ament a kol. 2014).

Mezi nejvíce používané a hlavní metody hodnocení konektivity patří vyhodnocení cesty nejnižších nákladů (*least cost path*), popřípadě koridoru nejnižších nákladů (*least cost corridor*) (Cushman a kol. 2013) a také teorie elektrických obvodů (*circuit theory*) (McRae a kol. 2008). Hlavní rozdíl mezi konceptem cesty nejnižších nákladů a teorií elektrických obvodů je takový, že cesta nejnižších nákladů předpokládá perfektní, nebo částečnou znalost prostředí živočicha, kdy hledá nejsnazší a nejkratší cestu z jednoho jádrového území do druhého (Cushman a kol. 2013). Naopak teorie elektrických obvodů předpokládá, že se živočich pohybuje tzv. principem „náhodné procházky“ (*random walk*) a konektivita je zde vyhodnocena komplexně bez ohledu na rozmístění jádrových území (McRae a kol. 2008). V obou těchto zmíněných případech jsou důležitými vstupními daty vrstva jádrových území a vrstva rezistenčního povrchu.

2.4.1 Cesta nejnižších nákladů

Metodika cesty nejnižších nákladů (*least cost path*) patří mezi dominantní modelovací nástroje k vyhodnocení konektivity v krajině. Tato metoda se používá převážně proto, protože výstupem jsou jednoznačně dané cesty (vektorové linie), u kterých lze snadno interpretovat

výsledky (Cushman a kol. 2013). Obecně je tento model používán jako flexibilní nástroj pro modelování funkční konektivity při studiu vztahu mezi krajinou a mobilitou organismů. Pracuje se zde s tzv. „efektivní vzdáleností“, která má stejné jednotky jako vzdálenost euklidovská (m) (Adriaensen a kol. 2003). Jednoduché a tedy i často používané měření je nejkratší efektivní vzdálenost od zdrojové plochy k další nejbližší ploše (cílové ploše) (Adriaensen a kol. 2003). U této metody je také důležité si uvědomit, že se počítá s velmi dobrou znalostí živočicha v okolní krajině, což mu na základě výsledků umožňuje vybrat optimální cestu nebo téměř optimální (Ament a kol. 2014). Obdobnou metodou je metoda koridorem nejnižších nákladů (*least cost corridor*), kde je výstupem plocha, nikoliv linie. Jedná se obvykle o podobu bufferu kolem cesty nejnižších nákladů (Cushman a kol. 2013).



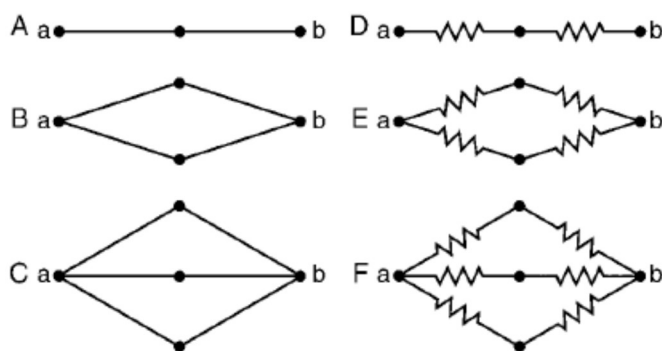
Obrázek 2: Cesta a koridor
nejnižších nákladů
Zdroj: Cushman a kol. 2013

Vstupními daty v tomto modelu jsou zdrojová vrstva a rezistenční vrstva (Cushman a kol. 2013). Zdrojová vrstva označuje habitatové plochy živočicha, z nichž se vypočítává konektivita. Může to být jedna, nebo i více ploch. Rezistenční vrstva obsahuje hodnoty odporu, geografickou polohu a orientaci všech příslušných krajinných prvků. Hodnota odporu každé buňky je zaznamenána v mřížce (grid) a vychází z hodnoty odporu podle krajinného pokryvu, který je pro každý druh odlišný (Adriaensen a kol. 2003). Následným výsledkem této analýzy jsou výstupní data cest (linií, koridorů) s nejnižšími náklady, které tvoří optimální trasy představující nejmenší celkový odpor (Ament a kol. 2014). Hodnota nákladů v každé buňce představuje měřenou vzdálenost ke zdroji s nejnižšími náklady pohybem přes rezistenční vrstvu (Adriaensen a kol. 2003).

2.4.2 Teorie elektrického obvodu

Metoda teorie elektrického obvodu využívá krajinu jako síť elektrických uzlů, která je propojena rezistory (Cushman a kol. 2013). Předpokládá se, že živočichové v této teorii vnímají krajinu jako jednotlivé buňky a každá buňka v krajině je v tomto modelu považována za elektrický uzel, který je připojen k sousedním buňkám rezistory. Tyto rezistory mají určené hodnoty odporu a to na základě krajinného odporu buněk (Ament a kol. 2014). Narozdíl od metody cesty nejnižších nákladů se izolace dvou buněk určuje efektivním odporem, který vyjadřuje rezistenční vzdálenost, nikoliv euklidovskou nebo efektivní vzdáleností. Metoda navíc zohledňuje např. vliv mortality jednotlivého druhu (McRae a kol. 2008).

Při použití teorie elektrického obvodu je důležité si uvědomit, že se předpovídá pohyb živočichů v krajině na principu náhodné procházky (*random walk*). Tento termín označuje pohyb živočicha nezávisle na znalosti krajiny a že se bude pohybovat trasou s nejmenším odporem. V tomto ohledu je hlavní rozdíl mezi teorií elektrického obvodu a metodou cesty



Obrázek 3: Příklady konektivity vyjádřeny elektrickými obvody
Zdroj: McRae a kol. 2008

nejnižších nákladů, kde je zapotřebí alespoň částečná znalost krajiny (McRae a kol. 2008). Velmi důležitou vlastností této metody je, že pokud jsou dva uzly spojeny více cestami, klesá odpor, naopak se zvyšuje vodivost a tím se zvyšuje konektivita (Cushman a kol. 2013, McRae a kol. 2008). Omezením při použití teorie elektrického obvodu je, že se zvyšuje exponenciálně výpočetní náročnost s počtem buněk a že je vyžadováno označení zdrojové a cílové plochy, což u metody nejnižších nákladů není potřeba (Ament a kol. 2014).

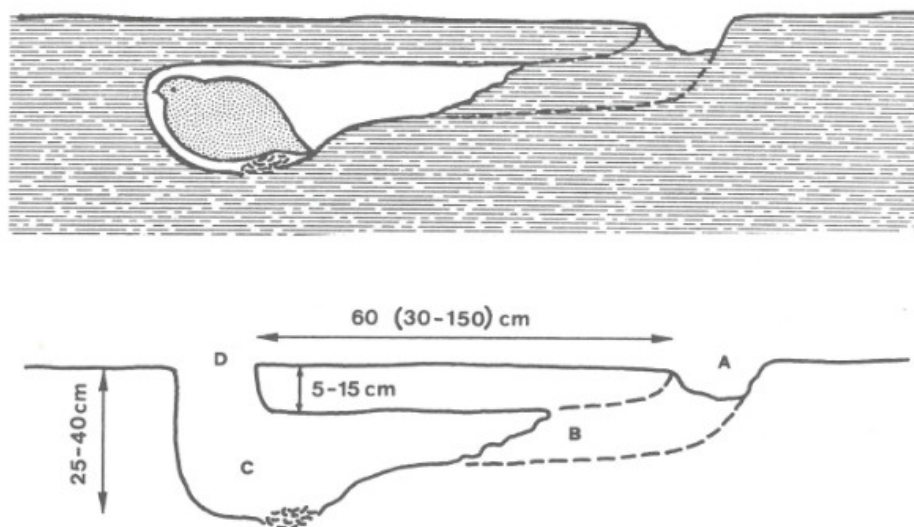
3 Tetřívěk obecný

Tetřívěk obecný (*tetrao tetrix*) je považován za jakýsi příkladný indikátor z hlediska výzkumu konektivity habitatů. Jedná se o středně velkého ptáka, kdy sameček váží asi 1,5 kg a samička zhruba o třetinu méně (Bejček a kol. 2007). Kohoutek je tmavě zbarvený, skoro černý, s modravým leskem, křídla jsou nahoře hnědočerná, s dvěma bílými pruhy. Bílou má i spodní stranu křídel a podocasní peří. Samičky mají hnědorezavou světlou barvu s příčnými tmavými skvrnkami. Tento pták žije v polygamii, kdy od poloviny března až do května probíhá tok, který se někdy protáhne až do konce června (Bejček a kol. 2007). Samci se při tokání předvádí se spuštěnými křídly, rozprostřeným ocasem, pootevřeným zobákem a za neustálého pobíhání po tokaništích hlasitě „bublá“ či „pšouká“. Tetřívěk obývá kontinentální Evropu a severní Sibiř, areál jeho rozšíření se zhruba kryje s pásmem palearktických lesů. Při jižní a západní hranici areálu nabývá jeho výskyt ostrůvkovitého charakteru (Karpaš a kol. 2013). Početnější populace nalezneme v Alpách, ve Skandinávii, ve východním Polsku či v Bělorusku (Flousek 2019). V České republice je zařazen mezi zvláště chráněné druhy v kategorii silně ohrožených (Flousek a Volf 2012). Většina nejvýznamnějších lokalit jeho výskytu leží ve zvláště chráněných územích (NPR, NP, CHKO) a řadí se k jedním z předmětů ochrany uvedených v pěti ptačích oblastech (Šumava, Novodomské rašeliniště – Kovářská, Východní Krušné hory, Jizerské hory a Krkonoše) (Flousek a Volf 2012).



Obrázek 4: Tetřívěk obecný (samec)
Zdroj: Lesy ČR 2019

Tokaniště tetřívků zůstávají stejná po mnoho let, pokud se výrazně nezmění jejich prostředí. Na tokaništích obvykle toká více samců, pouze na rozlehlých holinách tetřívci tokají jednotlivě, nebo po dvojicích (Karpaš a kol. 2013). Se začátkem jarního období (konec března až začátek května) se samci na tokaništích shromažďují a bojují o možnost spářit se se samicemi. Jsou-li tetřívci vyrušeni, odletí a vracejí se zpět nastane-li klid (Bejček a kol. 2007). Jsou-li vyplašeni opakovaně, vrací se většinou až další den. Při opakovaném vyrušování mohou mít rušení ptáci problémy s rozmnožováním a v extrémním případě vůbec nemusí dojít k páření. Je třeba si uvědomit, že asi 90 % samic se páří pouze jednou během celého hnízdního období (Flousek 2019).



Obrázek 5: Schéma zimoviště tetřívka obecného
Zdroj: Správa Krkonošského národního parku 2021a

Kritickým obdobím pro přežívání tetřívků je zima. Tu z větší části tráví pod sněhem, do kterého si vyhrabávají nory a nechají se zapadat sněhem (viz obrázek 5). Tyto úkryty je chrání před nepřízní počasí i před predátory (Správa KRNAP 2021a). Noru opouštějí jen po ránu a v podvečer, aby nasbírali potravu a doplnili tak zásoby energie. Každé další opuštění nory navíc představuje pro tetřívka zbytečnou ztrátu energie, nutnost trávit více času na povrchu sněhové pokrývky při shánění dodatečné potravy a zvýšené riziko, že ho uloví nějaká šelma nebo dravec. Rušeným tetřívkům navíc stoupá hladina stresového hormonu v krvi (Flousek 2019). S tímto problémem jsou v poslední době spojeny hlavně lyžařské aktivity, které jsou považovány vedle úbytku vhodných biotopů, za nejvýznamnější faktor ovlivňující populace lesních kurů v horských oblastech Evropy a to i tetřívka obecného (Flousek 2016). Pro tetřívka jsou zimní sportovní aktivity na území tokanišť (převážně ty freeridové jako lyžování a snowboarding mimo sjezdovku, či skialpinismus ve volné krajině) velmi kritické

a ohrožující (Flousek 2016). Výjimkou nejsou ani Krkonoše a Jizerské hory, kde freeriderové aktivity mají velmi významným negativní vliv na rušení tetřivků na tokaništích, hnízdištích a v místech jejich zimního výskytu. Dalším nebezpečím jsou i tzv. „neviditelné“ překážky jako lana lanovek a vleků, elektrické dráty nebo pletivové oplocenky chránící lesní výsadby. Prudce letící tetřivky se jim nedokáže vyhnout a po nárazu zahyne nebo se poraní natolik, že má jen malou šanci na přežití (Flousek 2019). V Jizerských horách se proto v místech, kde se tetřivky vyskytuje, realizují pouze oplocenky se zdvojenými ráhny a přidanými vzpěrami, které jsou pro ptáky dobře viditelné. Dále se např. v lyžařských střediscích na území Krkonoš instalují tzv. plašící závěsy (Správa CHKO Jizerské hory 2021c).

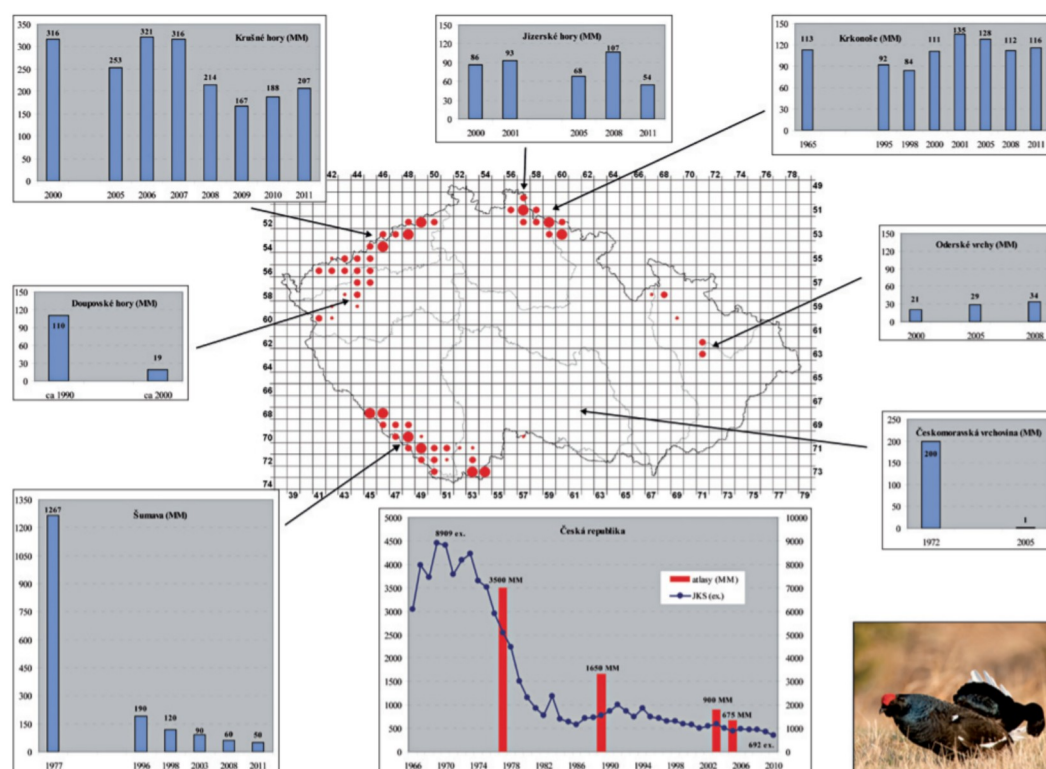
3.1 Populace tetřivků v České republice

Dnešní celosvětové populace tetřivky obecné jsou odhadovány na 70 000 až 100 000 tokajících samců v západní a střední Evropě a nejméně na 1 000 000 „párů“ ve východní Evropě (Fenoscandinávie, Rusko, Bělorusko, Pobaltí), kde však vládne obrovská nejistota v počtu hnízdících ptáků díky absenci spolehlivých odhadů v Rusku (Svobodová 2005).

Na území ČR tetřivky dosáhl nejvyšší početnosti pravděpodobně kolem roku 1910. Od té doby tento počet neustále ubývá, nejvíce však v posledních čtyřech desetiletích (Svobodová 2005). Pouze v 80. letech byl zaznamenán dočasný vzestup v imisemi poškozených lesích pohraničních pohoří a ve vojenských výcvikových prostorech, kde situace připomínala nárůst početnosti tetřivků na holinách vzniklých po mniškových kalamitách po první světové válce (Svobodová 2005). Nicméně během 10–20 let i v těchto oblastech následovalo opět snižování početnosti patrně v důsledku odrůstání výsadby a zarůstání holin náletovými dřevinami. V roce 2000 byl výskyt tetřivků soustředěn převážně do pohraničních pohoří v počtech 800–1000 tokajících samců (Svobodová 2005). Ještě v polovině minulého století, zhruba před 70 lety, bylo možné tetřivky zastihnout na většině území naší republiky. Při celostátním mapování ptáků v letech 1973–1977 už byli nalezeni pouze na 15 % původní plochy, avšak jejich početnost byla stále poměrně vysoká v odhadu 1 250 až 2 250 samců (Flousek a Volf 2012). Následoval dramatický pokles z 800 až 1000 samců k roku 2000 na necelých 600 nasčítaných samců v roce 2005 a pouhých 330 až 380 samců k roku 2017. Během 40 let tak z naší krajiny vymizelo přibližně 80 % tetřivků (Flousek 2019).

Trendy zjištěné mapováním a sčítáním ptáků odhalily, že během 30 let klesla početnost tetřivků v ČR o plných 80 % a během 40 let o více než 90 % (Flousek a Volf 2012). Ve druhé polovině 20. století tetřivci vymizeli převážně ze všech nižších nadmořských výšek.

Od roku 2000 zmizeli z Českomoravské vrchoviny, Novohradských hor i z Českého a Slavkovského lesa, minulostí jsou rovněž v Hrubém Jeseníku (Flousek a Volf 2012). Ptáci tedy přežívají jen ve třech horských populacích na území ČR a to v Krušných horách, Krkonoších a Jizerských horách, na Šumavě a v Boleticích (Flousek 2019). O populacích v Doupovských horách (10 kohoutků) a na Libavé (2 kohoutci) se už ani jako o populacích nedá hovořit. Celkově ve všech třech zmíněných oblastech tetřívků stále ubývá, nejdramatičtěji na Šumavě a v Boleticích, kde za 40 let klesl počet o plných 95 % z 1 300 na dnešních zhruba tokajících 50 samců. Jen o málo lépe jsou na tom Krušné hory, Jizerské hory a Krkonoše s poklesem o 40 až 60 % od roku 2000 (Flousek 2019).



Obrázek 6: Vývoj početnosti tetřívka obecného v ČR
Zdroj: Flousek a Volf 2012

3.1.1 Populace v KRNAP

Nejpočetnější a zatím stále ještě životaschopnou zůstává populace v Krkonoších (Flousek a Volf 2012). Při posledním mapování tokajících tetřívků v roce 2017 v Krkonoších bylo zaznamenáno 74 samců. O 16 let dříve jich tu tokalo 135, což znamená pokles o 45 %. Oproti zbývajícím populacím mají krkonošští tetřívci řadu výhod, kdy i přes zarůstání imisních holin mohou využít četné enklávy horských luk a především stanoviště nad horní hranicí lesa. Celé pohoří Krkonoš je navíc chráněno jako národní park, tedy v nejvyšší

kategorii ochrany přírody v ČR, což s kombinací subalpínských a alpínských trávníků, rašeliništi a klečovými porosty tvoří ideální podmínky pro přežití tohoto druhu. Jedním z problémů na území tohoto národního parku je podle Flouska (2019) čím dál větší návštěvnost turisty, která může tuto populaci svým zásahem do budoucna velice negativně ovlivnit.

3.1.2 Populace v CHKO Jizerské hory

Početnost tetřívků v Jizerských horách prošla v minulých letech radikální proměnou, která odráží stav a rozlohu tokanišť. Trend je v dnešní době takový, že postupným zarůstáním tokanišť se zmenšuje tetřívčí populace. První evidence počtu tetřívků byla dochována z první poloviny 20. století, kde bylo zaznamenáno pouze 30 jedinců (Karpaš a kol. 2013). V důsledku dlouhodobé imisní zátěže a následných kalamit hmyzích škůdců došlo na přelomu 70. a 80. let 20. století k masivnímu odlesnění náhorní plošiny Jizerských hor (Správa CHKO Jizerské hory 2021c). Touto kalamitou vznikla rozsáhlá nabídka biotopů vhodných pro tetřívka a díky tomu se od 80. let na těchto imisních holinách jeho počty zvyšovaly (Karpaš a kol. 2013). Postupem času však rozsáhlé kalamitní holiny postupně zarůstaly kulturou smrku ztepilého a pichlavého a tím se podmínky pro tetřívky v Jizerských horách zhoršily. Zatímco jejich stavy v letech 1990 až 1994 postupně stoupaly (o 56 %), přičemž u samic byl nárůst pomalejší, a v roce 1994 dosáhly vrcholu (46 tokajících samců a 21 samic), tak v následujících letech začala početnost klesat a pod hranici výchozího počtu ptáků v roce 1990 se dostala v období 1997 až 1998 (Karpaš a kol. 2013). Po roce 1999 bylo zaznamenáno pokračování postupného úbytku samců, což se projevilo i ve snížení počtu hromadných tokanišť (Karpaš a kol., 2013). Do vývoje populace v Jizerských horách promluvila i zvýšená návštěvnost hor turisty a turistický ruch. Početnost tetřívků v celé české části pohoří v současné době stagnuje (Šnytr a Vonička 2004) a odhaduje na cca 80 – 100 samců, což činí více než 10 % celorepublikové populace (Karpaš a kol. 2013).

3.2 Habitatové nároky

Vhodné habitatové prostředí pro tetřívka obecného se převážně skládá z mozaiky lesů a otevřených prostranství, jako jsou světliny, paseky, rašeliniště (Karpaš a kol. 2013), luční enklávy, holiny uprostřed horských smrčín, otevřené plochy ledovcových karů a subalpínské trávníky s roztroušenými porosty kleče (Flousek a kol. 2015). Důležitou podmínkou je i přítomnost mladších lesních porostů nebo křovinatých ploch v blízkém okolí, kde se tetřívci ukrývají a kde samice zakládají hnízda. V této pestré mozaice biotopů nesmí podle Flouska (2019) chybět ani obnažená místa s vegetací nebo i bez ní, kde tetřívci vyhrabávají a sbírají

různé kamínky (grit), pomáhající v žaludku k lepšímu zpracování potravy. Dále je také důležité, aby v blízkosti těchto ploch byly zastoupeny porosty raných sukcesních stadií s převahou brusnicovitých (*Vacciniaceae*) nebo vřesem obecným (*Calluna vulgaris*) v bylinném patře, protože poskytují dostatečnou potravní nabídku a zároveň úkryt před predátory (Flousek 2019). Brusnice a vřes obecný tvoří důležitou složku potravy tetřívka téměř po celý rok díky svému vysokému energetickému obsahu a bílkovinám. V zimě je potrava doplňována listy, jehlicemi, jehnědami a pupeny různých druhů dřevin, naopak v letní potravě převládají semena a vegetativní části trav (Svobodová 2005).

V porovnání s ostatními tetřevovitými se tetřívka obecný vyznačuje vysokou mírou disperze. Zatímco průměrná vzdálenost usídlení slepic činí 10 až 20 km, pro samce je tato vzdálenost skoro nulová (maximálně do 1 km), což znamená, že kohouti se od svého rodiště téměř nevzdalují (Svobodová 2005). Posílení místních populací jedinci, kteří by sami přiletěli z jiné populace, je převážně kvůli ostrůvkovitosti a vzdálenosti lokalit jejich výskytu dnes již prakticky nepravděpodobné. Stále častěji tak dochází ke křížení příbuzných jedinců, což snižuje životaschopnost populace (Správa CHKO Jizerské hory 2021c). Z hlediska vhodné velikosti plochy území obývané tetřívkem lze říci, že optimální území s vhodnými podmínkami pro výskyt životaschopné populace tetřívka by mělo být na území větším než 100 ha, ideálně však na tisícovkách hektarů (Tejkal a kol. 2015).



Obrázek 7: Příklad vhodného habitatu tetřívka obecného
Zdroj: Správa CHKO Jizerské hory 2021b

Bohužel výše zmíněné vhodné typy prostředí z naší krajiny velmi rychle mizí už od poloviny 20. století. Vlhké louky byly odvodňovány, stejně tak i četné mokřady v nížinách nebo rašeliniště a podmáčené smrčiny na horách a do původně vcelku málo využívané krajiny se šířilo intenzivní hospodaření. Všechny tyto zásahy a změny znamenali postupný ústup tetřívka do jiných lokalit a jejich dříve souvislá populace se tříštila do menších částí, až zůstali jen v několika horských oblastech (Flousek 2019). Nevhodné způsoby hospodaření v krajině, její fragmentace a zásahy do její struktury lze všeobecně považovat za nejzávažnější faktor, který odpovídá za úbytek či vymizení tetřívků v řadě evropských zemí včetně České republiky. Na současné významné populace působí tento negativní vliv především v Krušných a Jizerských horách (Flousek a Volf 2012). V těchto pohraničních pohořích, která byla koncem uplynulého století ovlivněna průmyslovými imisemi, byl tetřívek jedním z nemnoha ptačích druhů, kterým prospívalo odumírání lesů a vznik velkých imisních holin. Dnes však tyto imise odezněly a holiny postupně zarůstají smrkovými lesy, což tetřívům příliš nesvědčí (Flousek 2019).



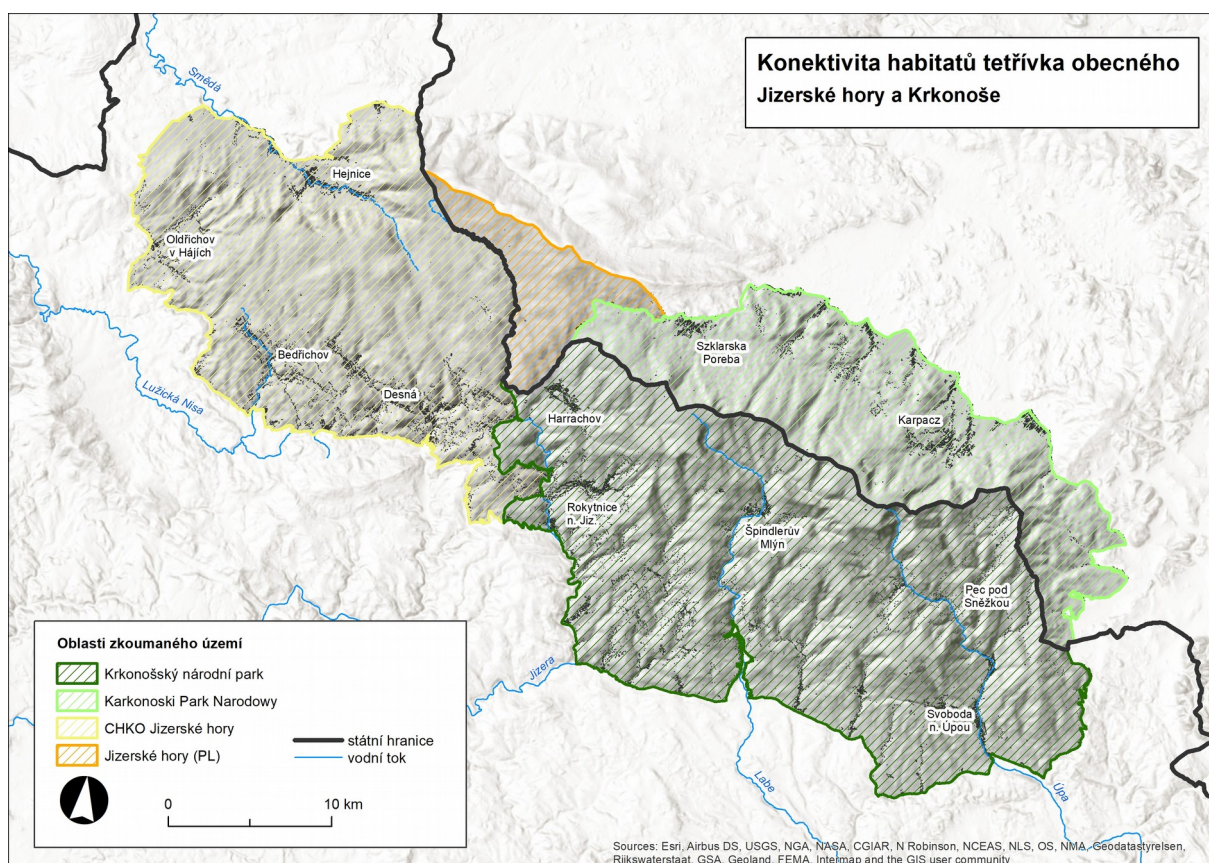
*Obrázek 8: Označení území výskytu tetřívka obecného v CHKO Jizerské hory
Zdroj: Správa CHKO Jizerské hory 2021c*

Aby počty tetřívků dále neklesaly, byla k ochraně těchto ptáků navržena a provedena praktická opatření. Ukázalo se jako nezbytné zachovat nebo vytvořit plochy, které mohou být využívány jako tokaniště a které umožní tetřívům nalézt vhodnou potravu (Flousek 2019).

V současnosti se zdá možnost ochrany většiny tradičních přirozených stanovišť na rašeliništích jejich celoročním zneprístupněním nereálná. S výjimkou NPR Rašeliniště Jizery jsou prakticky všechna jizerskohorská vrchoviště alespoň částečně dostupná po turisticky značených cestách (Správa CHKO Jizerské hory 2021c). Navíc zákaz vstupu mimo ně návštěvníci často nedodržují a to i přes výstražné cedule (viz obrázek 8), které se nacházejí na území výskytu tetřívka (Karpaš a kol. 2013). Ve vrcholové části Jizerských hor chybí horské louky a pastviny. Ochrana a podpora tetřívků spočívá ve vytvoření vhodných biotopů, kde budou ptáci minimálně rušeni. Vlastním opatřením je odstranění porostů smrku v klidových lokalitách. Okraje takto vzniklého biotopu by měly být zalesněny borovicí klečí a břízou (Karpaš a kol. 2013).

4 Charakteristika zkoumaného území

Zájmové území pro zhodnocení vhodných jádrových území a následné konektivity habitatů tetřívka bylo vymezeno pomocí hranic CHKO Jizerské hory (368 km²) (Správa CHKO Jizerské hory 2021d) a Krkonošského národního parku včetně ochranného pásma (550 km²) (Správa Krkonošského národního parku 2021c). Společně byla do tohoto zájmového území zahrnuta i část Jizerských hor na území Polska (57 km²) a Karkonoski Park Narodowy s přilehlým ochranným pásmem (237 km²), jelikož i zde jsou zaznamenány výskyty tetřívka a také se zde nacházejí vhodné habitaty, či předpoklady vhodných habitatů pro tento druh. Hlavním důvodem výběru těchto území je, že na sebe tyto oblasti navazují a je zde patrná propojenost těchto oblastí. Z hlediska konektivity populací tetřívka jsou tyto vybrané oblasti velice důležité a v České republice patří mezi poslední území, kde se tyto populace vyskytují (viz kapitola 3.1).



Obrázek 9: Oblasti zkoumaného území

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4

4.1 Charakteristika CHKO Jizerské hory

Chráněná krajinná oblast Jizerské hory byla vyhlášena v roce 1967 (Vonička a Višňák 2008). Dnešní rozloha tohoto území činí 368 km², z toho lesy zaujímají 73 % (269 km²) (Správa CHKO Jizerské hory 2021d). Toto území zahrnuje pohoří Jizerských hor, včetně podhůří mezi městy Liberec, Frýdlant, Nové Město pod Smrkem, Kořenov, Tanvald a Jablonec nad Nisou. Východní část sahá ke státní hranici s Polskem, kde dále hraničí s Krkonošským národním parkem (Správa CHKO Jizerské hory 2021d). Nejvyšším vrcholem české části Jizerských hor je Smrk (1124 m n. m.) (Správa CHKO Jizerské hory 2021d), avšak není nejvyšším vrcholem celého pohoří. Zde patří první místo vrcholu Wysoka Kopa v polské části pohoří s výškou 1126 m n. m. (Jizerskéhory.cz 2011). Nejnižší bod se nachází u obce Raspenava s nadmořskou výškou 325 m n. m. (Správa CHKO Jizerské hory 2021d). Na území CHKO se také nachází oblasti soustavy Natura 2000 (Správa CHKO Jizerské hory 2021a). Jedná se o 1 ptačí oblast a 8 evropsky významných lokalit. Z hlediska další ochrany, konkrétně té maloplošné, je v současné době vyhlášeno 28 maloplošných chráněných území, z toho 3 národní přírodní rezervace, 13 přírodních rezervací a 12 přírodních památek (Správa CHKO Jizerské hory 2021d).

V současnosti patří CHKO Jizerské hory ke kontrastním územím a to i kvůli imisní zhoršené situaci, která postihla převážnou část lesních porostů (Vonička a Višňák 2008). Na jedné straně se nachází zčásti rozsáhlé plochy imisních holin a poškozených lesních porostů, a na straně druhé lze narazit na velmi cenná území se zachovalými přirozenými společenstvy. Velmi vzácný je zejména rozsáhlý komplex bučin na severních svazích hor, kde se nachází NPR Jizerskohorské bučiny, která dnes patří i na seznam Světového dědictví organizace UNESCO. Dalšími vzácnými a zachovalými komplexy jsou např. zbytky klimaxových smrčín a společenstva rašelinišť se vzácnou flórou a faunou (Správa CHKO Jizerské hory 2021d). Významnou součástí je také nelesní krajina s převažujícími loukami a pastvinami. Hlavním cílem ochrany přírody na tomto území je uchovat nejcennější ekosystémy, současně realizovat revitalizace poškozených částí přírodního prostředí, a to zároveň vše s dostatečným prostorem pro společenský, rekreační, sportovní a hospodářský život obcí (Správa CHKO Jizerské hory 2021d).

4.1.1 Fyzickogeografická charakteristika

Z pohledu geomorfologického členění spadá CHKO Jizerské hory do geomorfologického celku Jizerské hory, který je součástí Krkonošsko-jesenické soustavy a Krkonošské podsoustavy. Celek Jizerské hory se dále dělí na podcelky Jizerská hornatina

a Smrčská hornatina (Vonička a Višňák 2008). Jizerské hory jsou pohořím prvohorního stáří a horotvorné procesy zde probíhaly v několika fázích a to od asyntského vrásnění v předprvohorním období přes kaledonské vrásnění až po vrásnění hercynské. K výraznému vyzdvižení Jizerských hor došlo ve třetihorách při saxonských tektonických pohybech, kdy také vznikly strmé severní svahy (Správa CHKO Jizerské hory 2021g). Jádro Jizerských hor je tvořeno granitoidy krkonošsko-jizerského plutonu, na okrajích horniny krystalinika a kontaktního pláště, ojediněle kupy mladotřetihorních sopečných hornin, jako je např. Bukovec. Kerná hornatina je omezená zejména na severu výrazným zlomovým svahem vůči Frýdlantské pahorkatině, plochý povrch se suký s mělkými sníženinami s rašeliništi se sklání od severu k jihu. Okraje jsou rozřezány hlubokými údolními vodních toků, četné tvary zvětřávání a odnosu žul tvoří exfoliační klenby, izolované skály a skalní hradby, nebo skalní mísy. Lze zde najít i tvary kryogenní modelace (např kryoplanační terasy) (Demek a kol. 1987).



*Obrázek 10: Vrchol Jizera s pozadím Jizerských hor
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní fotografie*

Klima v Jizerských horách je podmíněno členitostí reliéfu, což způsobuje velkou proměnlivost lokálních klimatických podmínek. Celé území spadá do chladné klimatické oblasti, kde je průměrná roční teplota 4 až 7 °C a roční úhrn srážek 800 až 1 700 mm (Správa CHKO Jizerské hory 2021ch). Z hlediska hydrologie mají Jizerské hory velmi hustou síť vodních toků. Na území tohoto pohoří se nachází hlavní rozvodí mezi Baltským a Severním mořem. Důležitými vodními toky jsou Jizera, Lužická Nisa a Smědá. Velmi početné zastoupení zde mají vodní nádrže, které byly vybudovány se začátkem 20. století převážně jako ochrana před povodněmi (např. Bedřichov a Mšeno). Postupně se k těmto vodním dílům přidaly i nádrže dnes sloužící jako zdroje pitné vody (např. Josefův Důl a Souš) (Správa CHKO Jizerské hory 2021h). Květena Jizerských hor je na rozdíl od sousedních Krkonoš chudší a to převážně díky chudému geologickému podkladu, absenci subalpínského pásma a ledovcových karů. Ty slouží jako útočiště horských druhů rostlin, nesoucí negativně konkurenci lesa, který na území převažuje (Správa CHKO Jizerské hory 2021f). Geografickou polohou je podmíněna i fauna Jizerských hor, která se skládá převážně z druhů živočichů vyhledávající bučiny, rašeliniště a horské klimaxové smrčiny (Správa CHKO Jizerské hory 2021e).

4.1.2 Potenciální a aktuální vegetace

V přirozeném stavu by většinu území Jizerských hor a jejich podhůří pokrývaly bučiny, jedlobučiny a smrkové bučiny (Karpaš a kol. 2013). Na živinami obohacených svazích jsou potenciálně rozšířeny květnaté bučiny. Podstatně častější jsou méně vyhraněné typy přechodné k acidofilním bučinám s převažujícími třtinami a kapradinami. Ostrůvkovitě a vždy jen maloplošně jsou rozšířeny spíše netypicky vyvinuté horské klenové bučiny. Ve strmých kamenitých svazích se roztroušeně vyskytují i suťové lesy, na žulovém podloží vyvinuté v přechodných formách ke květnatým bučinám. Pro jádrovou část Jizerských hor jsou charakteristické přirozené smrčiny. Klimaticky podmíněné smrčiny zasahují do poloh nad cca 900 až 950 m n. m., v chladných sníženinách sestupují do nižších poloh. Za současného stavu podnebí se ovšem jejich rozšíření omezuje na vrcholové polohy nad 1000 až 1050 m n. m.. Existence smrkové formace je v Jizerských horách z velké části podmíněna i edaficky. Většina přirozených smrčín se vyskytuje na půdách rašelinných či v různém stupni podmáčených. Pro mnohá horská vrchoviště jsou význačné klečové porosty (Vonička a Višňák 2008).

Současná vegetace Jizerských hor je porovnání s tou potenciální na mnoha místech odlišná. Chudý geologický podklad na převažující části území způsobuje, že se lesní i bylinná

společenstva skládají z poměrně malého počtu druhů (Správa CHKO Jizerské hory 2021f). Také zde zcela chybí subalpínské pásmo, s čímž souvisí i absence ledovcových karů, které jsou útočištěm horských druhů vegetace, které nesnesou konkurenci lesa, který na tomto území převládá a je hlavním přirozeným vegetačním typem. Mezi aktuální lesní vegetaci patří smrčiny vrcholové, skeletové, podmáčené a rašelinné, bučiny horské s třtinou chloupkatou, svahové bučiny s třtinou rákosovitou, bučiny s metličkou křivolakou, bučiny borůvkové a květnaté bučiny. Dále horské klenové bučiny, suťové lesy, acidofilní doubravy a dubohabřiny (Karpaš a kol. 2013, Vonička a Višňák 2008). Přirozená bezlesí se momentálně nachází pouze na extrémních místech, konkrétně na sutích nejvyšších vrcholů, na živých rašeliništích, na některých mokřadech a přirozených vodních plochách (Správa CHKO Jizerské hory 2021f).

4.1.3 Vliv člověka

Dnešní oblast Jizerských hor je zásadně ovlivněna činností člověka, který do horské krajiny zasahuje již několik století. Nejvíce byl ovlivněn vegetační pokryv, který se díky těmto zásahům neustále měnil, hlavně pak v okrajových, níže položených oblastech, které byly kolonizovány dříve, než vnitřní část území (Karpaš a kol. 2013). Ve středověku byly Jizerské hory součástí pohraničního hvozdu, který měl důležitý obranný význam, a proto byl po určitou dobu chráněn před odlesňováním. Z okrajových nižších poloh začal les ve větší míře mizet až v průběhu 14. století, ale jádrové oblasti zůstávaly s výjimkou několika enkláv a samot bez jakéhokoliv osídlení. Severní část Jizerek zasáhlo osídlování rychleji, a to i kvůli většímu odbytu smrkového dřeva, což mělo za důsledek postupnou změnu ve skladbě stromů na nesmíšené bučiny. V centrální a jižní části byla vysoká těžba buku kvůli sklářskému průmyslu a díky tomu začaly v těchto oblastech dominovat smrčiny. Dominance smrčín se ještě více vystupňovala v 18. století, kdy se kromě holosečí zavádí umělá obnova lesa a tím nastala přeměna přírodního lesa na kulturní. Od tohoto období jsou lesy v Jizerských horách výhradně smrkové s výjimkou severních svahu, kde se zachoval buk (Karpaš a kol. 2013).

Nejvíce kritické období nastalo pro Jizerské hory ve 20. století. Už na počátku tohoto století se začínají objevovat velké hmyzí a větrné kalamity. Plochy, které vznikly po těchto kalamitách, jsou opět zalesněny smrkem (Správa CHKO Jizerské hory 2021i). Na začátku druhé poloviny došlo k výraznému poškození porostů, který byl spojený s rozsáhlým odlesněním v důsledku další větrné kalamity, na kterou následně navazuje v 80. letech kalamita imisní (VÚLHM 2004). Díky této silné imisní kalamitě se začala projevovat labilita kulturních smrčín, která měla za následek celkové oslabení smrčín. Tyto smrčiny se po krátké

době staly ihned obětí hmyzích škůdců (např. obaleče modřínového, ploskohřbetky smrkové a v konečné fázi lýkožrouta smrkového). Tímto způsobem vznikla kalamita obrovských rozměrů, která vedla k masivním těžbám, kvůli kterým se začaly rychle rozšiřovat holiny. Tyto holiny jsou převážně opět zalesňovány smrky, konkrétně smrkem ztepilým, ale i cizokrajným smrkem pichlavým. Původní starší smrčiny jsou zachovány pouze ostrůvkovitě (Karpaš a kol. 2013). Obecně se toto období hodnotí jako velká ekologická katastrofa na tomto území (Správa CHKO Jizerské hory 2021i).



*Obrázek 11: Následky imisní kalamity v 80. letech u osady Jizerka
Zdroj: Aktuálně.cz 2019*

V 90. letech minulého století se i díky společenským změnám podařil návrat k postupným metodám přírodě blízkého hospodaření v lesích. Velký důraz je kladen na zvyšování zastoupení druhů listnatých stromů a začíná se pracovat i s dalšími dřevinami, jako je jedle, nebo jilm. Pozornost a úsilí je také věnováno záchraně původních populací těchto dřevin (Správa CHKO Jizerské hory 2021i). V současné době se Jizerské hory potýkají s problémy, které se týkají stále více intenzivnějšího cestovního ruchu a rekreace (Hušek 2008). Toto pohoří je velice atraktivní z pohledu cestovního ruchu a to po celý rok. Problémem je tedy stále častější aktivní rekreace, přičemž rostou nároky návštěvníků na úroveň požadovaných služeb a vybavení. Územní průměty záměrů pro rozvoj cestovního

ruchu se stávají stále častějším tématem pro rozhodování v ochraně přírody Jizerských hor. Příkladem jsou pak zejména záměry na výstavbu dalších skiareálů, či apartmánů, které se už v dnešní době nachází i v samém srdci tohoto pohoří (Hušek 2008).

4.2 Charakteristika Krkonošského národního parku

Krkonošský národní park na českém území byl vyhlášen v roce 1963, tedy čtyři roky po vyhlášení Karkonoskiego Parku Narodowego na polské straně (1959) (Správa KRNAP 2021j). Současná velikost tohoto chráněného území je 550 km² včetně ochranného pásma (správa KRNAP 2021b), kde lesy zabírají přes 80 % této plochy (Správa KRNAP 2021f). Z pohledu správního se KRNAP rozkládá na území okresů Jablonec nad Nisou, Semily a Trutnov. Co se týče krajské úrovně, tak zde spadá jedna část NP do Libereckého kraje (35 % plochy NP, území 13 obcí) a druhá část do kraje Královehradeckého (65 % plochy NP, území 16 obcí) (Správa KRNAP 2021b). Nejvyšším vrcholem české části a zároveň i celého pohoří Krkonoš je Sněžka (1603 m n. m.) (Demek a kol. 1987). Na území KRNAP se také nachází oblasti soustavy Natura 2000. Konkrétně se jedná o evropsky významnou lokalitu Krkonoše (zahrnuje celé území KRNAP) a ptačí oblast Krkonoše (Správa KRNAP 2021e). Součástí KRNAP jsou i oblasti maloplošných chráněných území. Konkrétně se jedná o 6 přírodních památek (Správa KRNAP 2021c).

Krkonoše patří mezi jedno z nejvíce významných center geobiodiverzity České republiky. Výjimečná poloha tohoto pohoří a přítomnost vysokohorského a severského reliéfu umožnila, aby zde v průběhu přirozeného vývoje vznikala velmi pestrá a vzácná společenstva rostlin a živočichů. Velmi důležitá je i existence krkonošské arko-alpínské tundry, která činí z tohoto pohoří výjimečný ostrov severské a vysokohorské přírody ve střední Evropě (Správa KRNAP 2021i). Bohužel jsou tato vzácná území a bohatství krkonošské přírody již po několik let předmětem exploatačního zájmu. Příroda a krajina Krkonoš byla a je až na malé výjimky poznamenána trvajícím přítomností člověka a jeho zásahů. Je tedy velice důležité i přes velmi přísnou ochranu NP neustále pečovat o toto území a provádět patřičné ochranné kroky (Správa KRNAP 2021j). Příkladem může být poškození a úbytek lesů v polovině minulého století, které byly následovány přírodními změnami. Tyto události vyvolaly první snahy po nápravě škod, kdy byl vydán zákaz pastvy, nařízeno zalesňování a hrazení bystřin (Správa KRNAP 2021j). Způsob a péče se v jednotlivých částech Krkonoš liší a proto pracovníci Správy KRNAP využívají managementu ochrany území všech dostupných informací, odborných znalostí, ale i např. praktických zkušeností místních lidí a jejich předků, kteří se v Krkonoších nacházejí (Správa KRNAP 2021d).

4.2.1 Fyzickogeografická charakteristika

Území KRNAP spadá z hlediska geomorfologického členění do Krkonošsko-jesenické soustavy, dále pak do Krkonošské podsoustavy a celku Krkonoše, který se následně dělí na podcelky Krkonošské hřbety, Krkonošské rozsochy a Vrchlabskou vrchovinu (Demek a kol. 1987). Geologicky se jedná o velmi staré pohoří tvořeno prvohorními krystalickými břidlicemi krkonošského krystalinika, do kterých následně pronikly žuly krkonošsko-jizerského plutonu (Demek a kol. 1987). Velmi patrná je pak modelace pohoří v období třetihor, kde jsou např. dochované třetihorní zarovnané povrchy (parovina, penepplén, etchplén) (Správa KRNAP 2021ch). Z období čtvrtohor je pak znatelné působení dob ledových a meziledových, kdy došlo k modelaci výše položených oblastí Krkonoš do podoby ledovcových karů, sněžníků, trogů a ledovcových údolí (např. Labský a Obří důl) (Správa KRNAP 2021ch).



*Obrázek 12: Labský důl s pohledem na polskou část Krkonoš
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní fotografie*

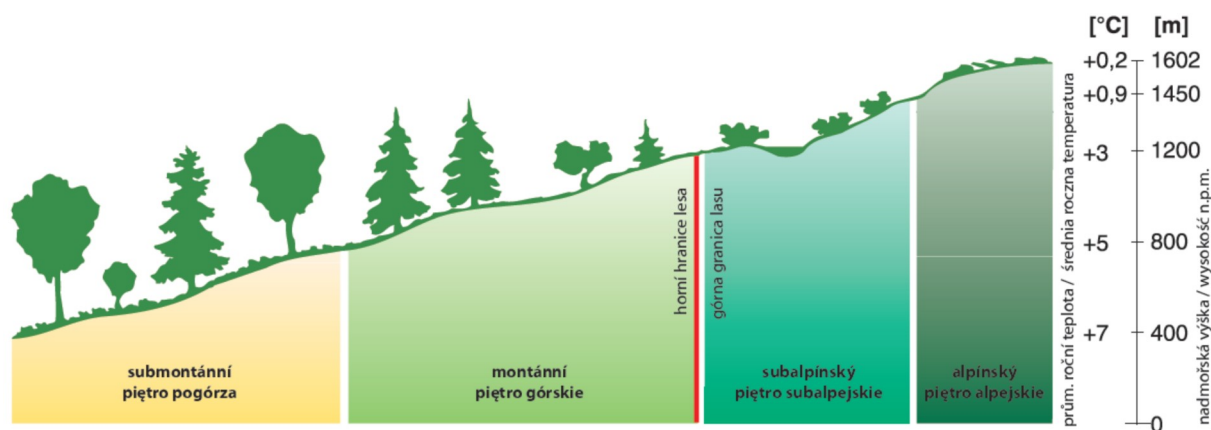
Klima Krkonoš je ovlivněno nárazy vlhkého a studeného západního proudění od Atlantiku, které se projevuje vydatným množstvím jak dešťových, tak sněhových srážek (roční úhrn srážek na hřebenech je až 1 400 mm). Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 6 až 0 °C (Správa KRNAP 2021k). Hydrologicky patří Krkonoše k velmi důležitým pramenným oblastem středoevropských toků. Na hřebeni Krkonoš je tvořeno rozvodí mezi Severním a Baltským mořem, kdy vodní toky odtékající z české části území míří do Labe a následně do Severního moře a vodní toky na polské straně vedou do řeky Odry a po té do

Baltského moře. Charakteristický je velmi prudký spád těchto toků a díky tomu i velmi časté vodopády (např. nejvyšší vodopád ČR Pančavský) (Správa KRNAP 2021n). Květena v Krkonoších je velmi bohatá a to i přes fakt, že se jedná o Hercynské pohoří, která bývají často ochuzena o velké množství druhů květin. Druhová rozmanitost krkonošské květeny je jednou z nejvyšších ze středoevropských pohoří a to se zastoupením přes 1200 taxonů cévnatých rostlin. Navíc se zde nachází velké zastoupení glaciálních reliktních a endemických druhů (Správa KRNAP 2021h). Velmi vysoké je i množství druhů živočichů, kdy je dosud zaznamenáno nejméně 15 000 druhů bezobratlých a přes 400 druhů obratlovců na území Krkonoš (Správa KRNAP 2021g).

4.2.2 Vegetační stupně Krkonoš

Pohoří Krkonoš je z pohledu vertikálního členění uspořádáno do čtyř vegetačních výškových stupňů (viz obrázek 13), které jsou rozděleny podle přírodních podmínek a určitých charakteristik. Díky této jedinečné vegetační stupňovitosti se v oblasti Krkonoš nacházejí velmi vhodné enklávy pro výskyt tetřívka. Jedná se převážně o zastoupení horských luk, přirozeného bezlesí a rašelinišť v oblasti montánního vegetačního stupně.

Nejnižše položeným vegetačním stupněm je submontánní (podhorský) stupeň, který se rozkládá v krkonošském podhůří a na úpatí hor v nadmořské výšce 400 až 800 m n. m. A zabírá 50 % z celkové rozlohy Krkonoš (Správa KRNAP 2021m). Původním pokryvem byly zejména listnaté a smíšené lesy (např. Buk, javor, nebo jasan), ty však byly v minulosti často vytěženy a nahrazeny smrkovými monokulturami, nebo byly přeměněny na louky, či pastviny. Zbylé ostrovy listnatých a smíšených lesů jsou zachovány pouze v údolích řek a potoků (Správa KRNAP 2021m, Flousek a kol. 2015).



Obrázek 13: Výškové vegetační stupně Krkonoš
Zdroj: Flousek a kol. 2015

Následuje vegetační stupeň montánní (horský), který zabírá 40 % z celkové plochy Krkonoš tvořící svahy v rozpětí nadmořské výšky 800 až 1 200 m n. m. (Správa KRNAP 2021m). V této oblasti většinou převažují druhotné horské smrčiny, které v minulosti prodělaly určité změny díky následkům těžby a poškozením průmyslovými imisemi. V posledních letech se situace díky lesnickému managementu zlepšuje, kdy na místě vykácených oblastí vznikaly bezlesé a osídlené horské enklávy, s druhově bohatými horskými loukami. (Správa KRNAP 2021m, Flousek a kol. 2015).

V polohách nad horní (alpínskou) hranicí lesa (1 200 až 1 450 m n. m.) se nachází subalpínský vegetační stupeň. Tato oblast zabírá 9,3 % z celkové rozlohy Krkonoš a vyskytuje se převážně na náhorních západních a východních plošinách Krkonoš (Správa KRNAP 2021m). Jedná se o nejcennější ekosystémy tohoto pohoří, jelikož se zde vyskytují klečové porosty, severská rašeliniště, sublapínské trávníky a také endemické a reliktní druhy živočichů a rostlin (Správa KRNAP 2021m, Flousek a kol. 2015).

Posledním vegetačním stupněm, kam patří nejvyšší polohy pohoří (1 450 až 1 603 m n. m.), je alpínský vegetační stupeň, který zabírá pouze 0,7 % celkové rozlohy Krkonoš (Správa KRNAP 2021m). Vegetaci nejvyšších poloh na tomto území výrazně ovlivňuje opakující se mrznutí a tání půdy, což má za následek tvorbu půdního ledu, půdotoků a vzniků kamenných útvarů jako jsou např. brázdy. Vegetační zastoupení tu mají převážně traviny, drobné keříčky, mechy a lišejníky (Správa KRNAP 2021m).

4.2.3 Vliv člověka

Území Krkonoš bylo a je ovlivňováno člověkem již od počátků kolonizace této oblasti. Rozmach této kolonizace nastává ve 13. a 14. století, kdy bylo osidlování zaměřeno převážně k blízkosti zemských stezek, ale časem se rozšiřovalo, což vedlo k utlačování lesních porostů do více nepřístupných míst. V tomto období kolonisté žďářili lesy, zakládali pole a pastviny, vysušovali mokřady a také začalo dolování, které v okolí ničilo lesní porosty (Správa KRNAP 2021i). Postupem času se začalo v Krkonoších čím dál více těžit dřevo, kdy největší rozsah nastal v 16. a 17. století. Holosečný způsob těžby dřeva na svazích a chov skotu nejen na loukách, ale i v oblasti lesa a nad jeho horní hranicí, zamezoval ve velké míře zmlazení stínomilným dřevinám, konkrétně pak jedli a buku. Vytěžené dřevo se často používalo pro Kutnohorské stříbrné doly (Správa KRNAP 2021i). Během třicetileté války došlo k přesunu obyvatel do vyšších částí hor, konkrétně pak k horní hranici. Následně došlo k rozšíření chovu dobytka, což vedlo k rozšíření pastvy a také docházelo k čím dál větší výstavbě obydlí a horských bud ve vyšších polohách Krkonoš. Tato změna prostředí a enklávy

okolo hřebenových bud výrazně snížily horní hranici lesa (Správa KRNAP 2021i). V 18. století nastala další změna a to převážně co se týče stavu lesa, kdy se ke škodám z těžby dřeva přidaly škody napáchané čím dál častější pastvou. Na konci tohoto století začínají obnovovací a zalesňovací práce, avšak problémem bylo, že byly často používány nepůvodní a cizokrajné dřeviny jako modřín evropský, modřín sibiřský nebo stromovitá kleč. Postupem času také čím dál více zasahovala do krajiny Krkonoš turistika, což si vyžádalo výstavbu nové cestní sítě a také začátek fragmentace habitatů (Správa KRNAP 2021i).

Velmi zásadní ovlivnění člověkem nastalo ve 20. století, kdy se na území Krkonoš odehrála velkoplošná imisní kalamita, která podobně jako v blízkých Jizerských horách měla neblahý vliv na krkonošskou krajinu (Flousek a kol. 2015). I když se koncentrace imisí začala zvyšovat už dříve ve 20. století, tak se dopad tohoto zvyšování začal projevovat až v 70. letech. Tato vysoká koncentrace imisí měla velmi negativní vliv na lesní porosty a postupný rozpad byl navíc znásoben náročnými klimatickými podmínkami a nevhodnou druhovou a věkovou skladbou těchto porostů. Tyto faktory navíc vedly i k nízké odolnosti proti škůdcům, jako je lýkožrout smrkový, nebo obaleč modřínový, což vedlo k následné kalamitní těžbě a výraznému odlesnění (Správa KRNAP 2021i). Situace se začala výrazně zlepšovat až v 90. letech, ale i přes to je stále patrná mírná acidifikace, která omezuje rychlou regeneraci stávajících lesů (Správa KRNAP 2021i).



*Obrázek 14: Příklad fragmentace (výstavba sjezdovek) habitatů v Krkonoších
Zdroj: Flousek a kol. 2015*

Současný problém, který nastal po imisní kalamitě, souvisí s cestovním ruchem a rekreačním průmyslem, který velkým podílem ovlivňuje dnešní krajinu v oblasti Krkonoš. Největším momentálním problémem pro přírodu Krkonoš je zimní cestovní ruch a s ním spojené sportovní aktivity, převážně pak sjezdové lyžování a skialpinismus. Tento rozmach zimních sportů je spojován s plošným odlesňováním kvůli nové výstavbě lyžařských areálů, vleků, sjezdových tratí a kapacitních lanovek (Flousek a kol. 2015). Všechny tyto aspekty vytváří nepřekonatelnou bariéru pro migraci a rozptyl některých druhů žijících v blízkosti těchto prvků cestovního ruchu. Rozmach rekreačního průmyslu souvisí i s rozšiřováním kapacit ubytovacích zařízení, které se také podílejí na bariérovém efektu a fragmentaci krajiny (Flousek a kol. 2015).

5 Metodika

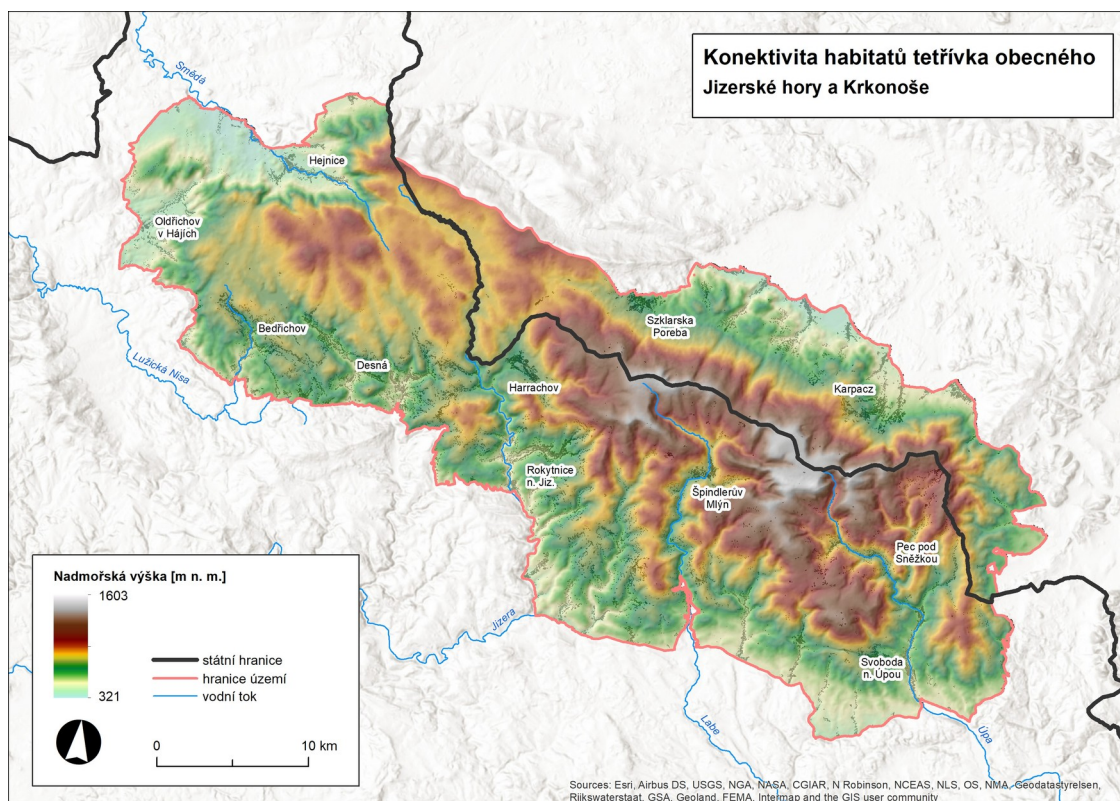
Před samotným vypracováním analýzy vhodných habitatů a konektivity habitatů bylo nejdříve potřeba připravit vhodná vstupní data, která se skládala z faktorů charakterizující prostředí zkoumaného území a dále z dat o zaznamenaném výskytu tetřívka obecného na území Jizerských hor a Krkonoš. Tato vstupní data byla následně použita v programu MaxEnt (3.4.1.) k vytvoření modelu vhodnosti habitatů. Posledním krokem bylo vytvoření modelu konektivity habitatů za pomoci nástroje Linkage Mapper v prostředí programu ArcMap 10.4 (ESRI).

5.1 Použitá vstupní data

Klíčová vstupní data pro vytvoření výsledných modelů vhodných habitatů a konektivity byla tvořena ze čtyř částí. První část se skládá z dat, která popisují abiotické faktory, druhá část reprezentuje habitatové faktory, třetí faktory antropogenního rušení a čtvrtá samotná nálezová data tetřívka obecného, která byla zaznamenána v oblasti zkoumaného území. Všechna použitá vstupní data byla zpracována v jednotném souřadnicovém systému S- JTSK a v jednotném rozlišení, kdy velikost pixelu byla stanovena na 25 x 25 m. Tato data bylo také nutné harmonizovat, jelikož pocházela ze zdrojů celoevropské databáze a národních databází.

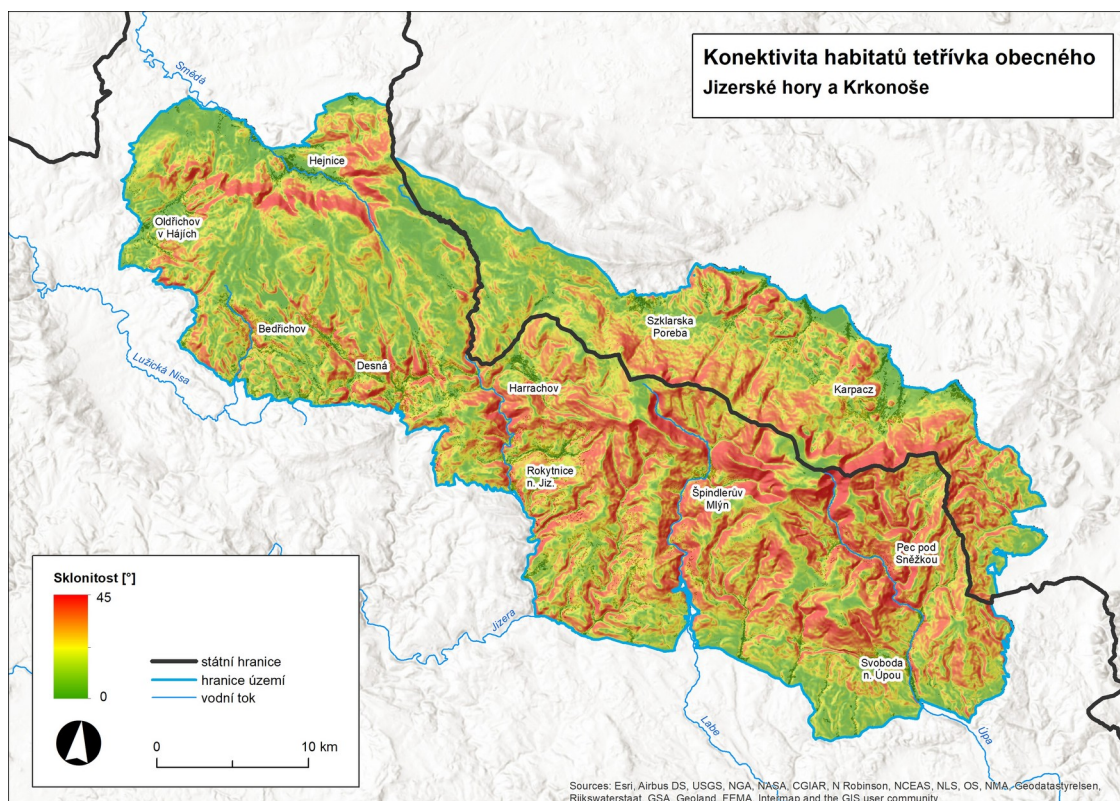
5.1.1 Abiotické faktory

Pro charakteristiku abiotických faktorů byl zdrojem dat panevropský digitální model reliéfu (EU-DEM 2), ze kterého byla následně vytvořena rastrová data charakterizující tři proměnné. Konkrétně se jednalo o nadmořskou výšku (viz obrázek 15), sklonitost (viz obrázek 16) a solární radiaci (viz obrázek 17).



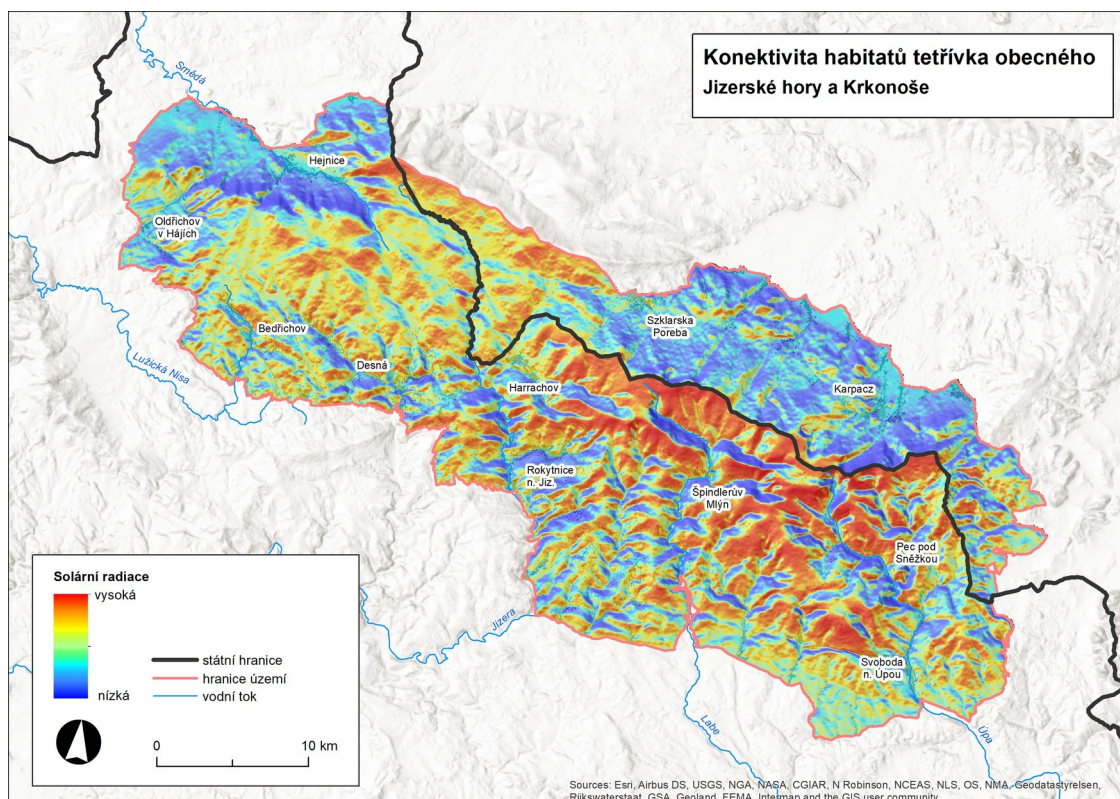
Obrázek 15: Mapa nadmořské výšky

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4



Obrázek 16: Mapa sklonitosti

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4

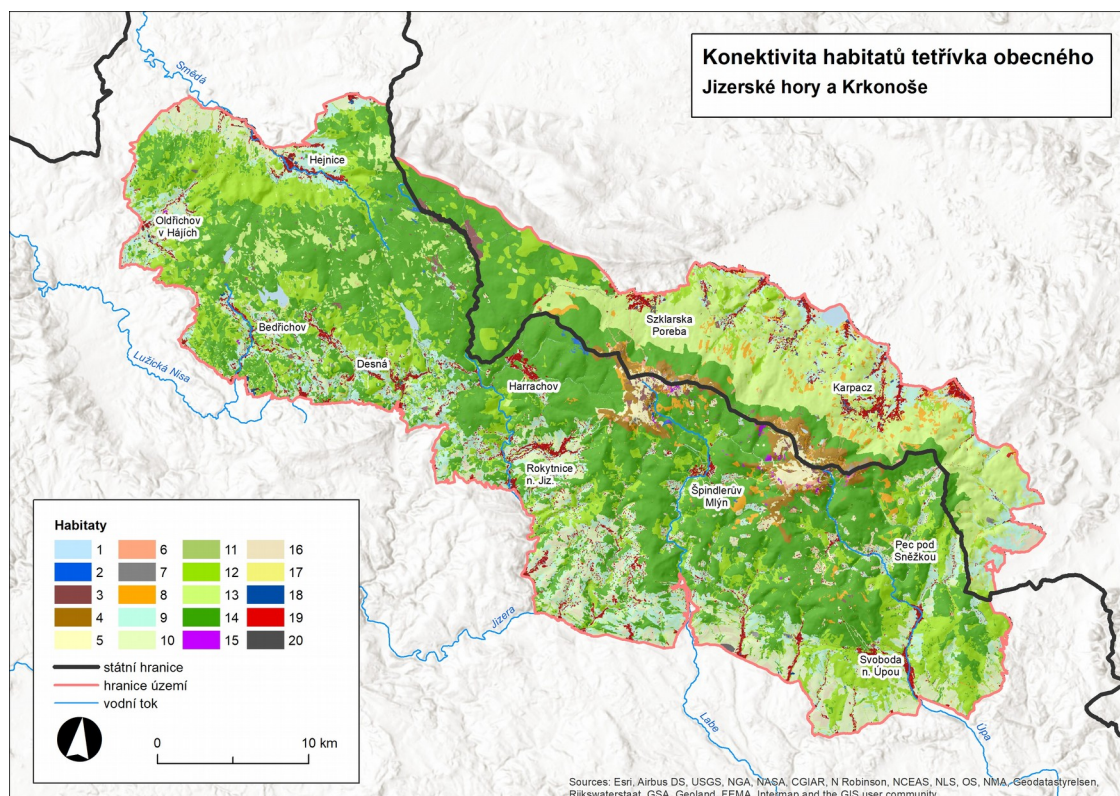


Obrázek 17: Mapa solární radiace

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4

5.1.2 Habitatové faktory

K vyjádření typů habitatů v oblasti zkoumaného území bylo použito více podkladů z různých databází. Pro CHKO Jizerské hory a KRNAP byla použita Konsolidovaná vrstva ekosystémů (KVES, AOPK ČR & CzechGlobe), která byla zároveň zvolena jako základní databáze při finální generalizaci habitatových dat. Za oblast KPN byla použita vrstva mapování biotopů a za zbylé území polské části Jizerských hor bylo nutné kvůli nedostupnosti dat vektorizovat pomocí satelitních snímků tuto oblast a následně i klasifikovat. Výsledná data byla po té generalizována do jedné vektorové polygonové vrstvy (viz obrázek 18) rozlišující 20 typů habitatů (viz tabulka 1).



Obrázek 18: Mapa typu habitatu

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4

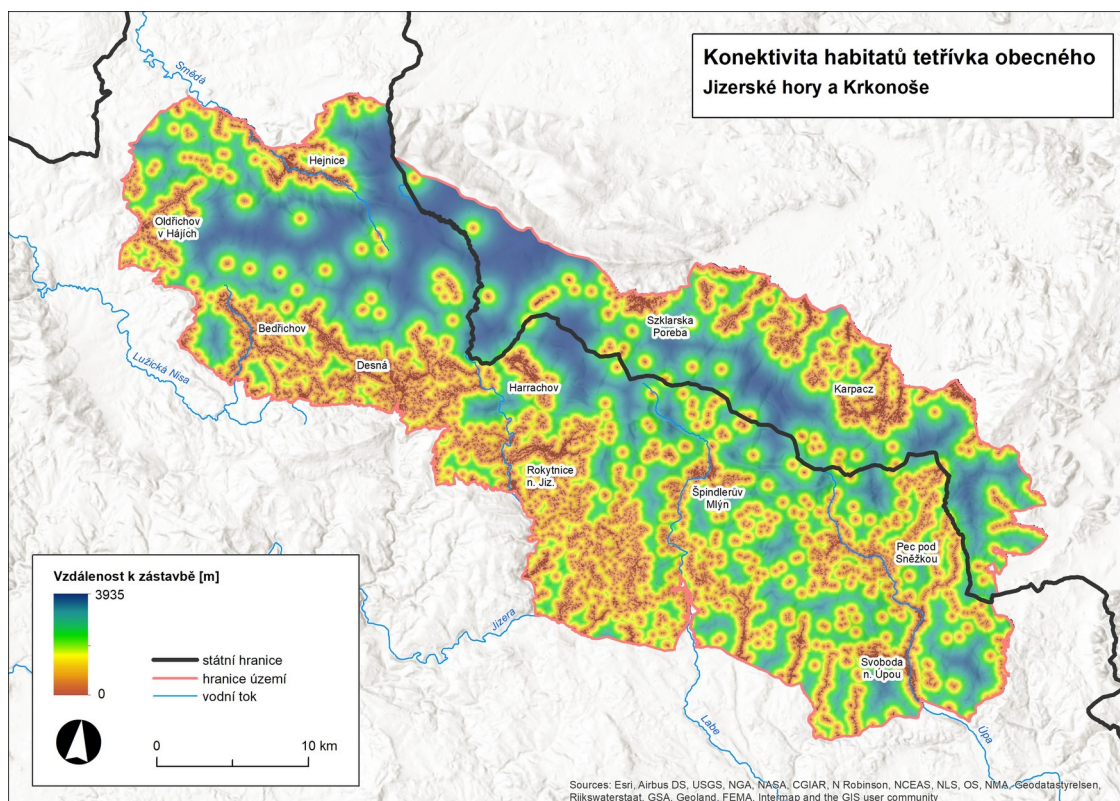
Tabulka 1: Kategorie habitatu

Kód	Typ habitatu	Kód	Typ habitatu	Kód	Typ habitatu	Kód	Typ habitatu
1	vodní toky a plochy	6	vřesoviště	11	suché trávníky	16	orná půda
2	mokřady a bažiny	7	skály, sutě	12	listnaté lesy	17	ostatní zemědělské plochy
3	rašeliniště	8	křoviny	13	smíšené lesy	18	městské zelené plochy
4	kosodřevina	9	mezofilní louky	14	jehličnaté lesy	19	zástavba a průmysl
5	alpínské louky	10	louky	15	lomy	20	dopravní síť

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování

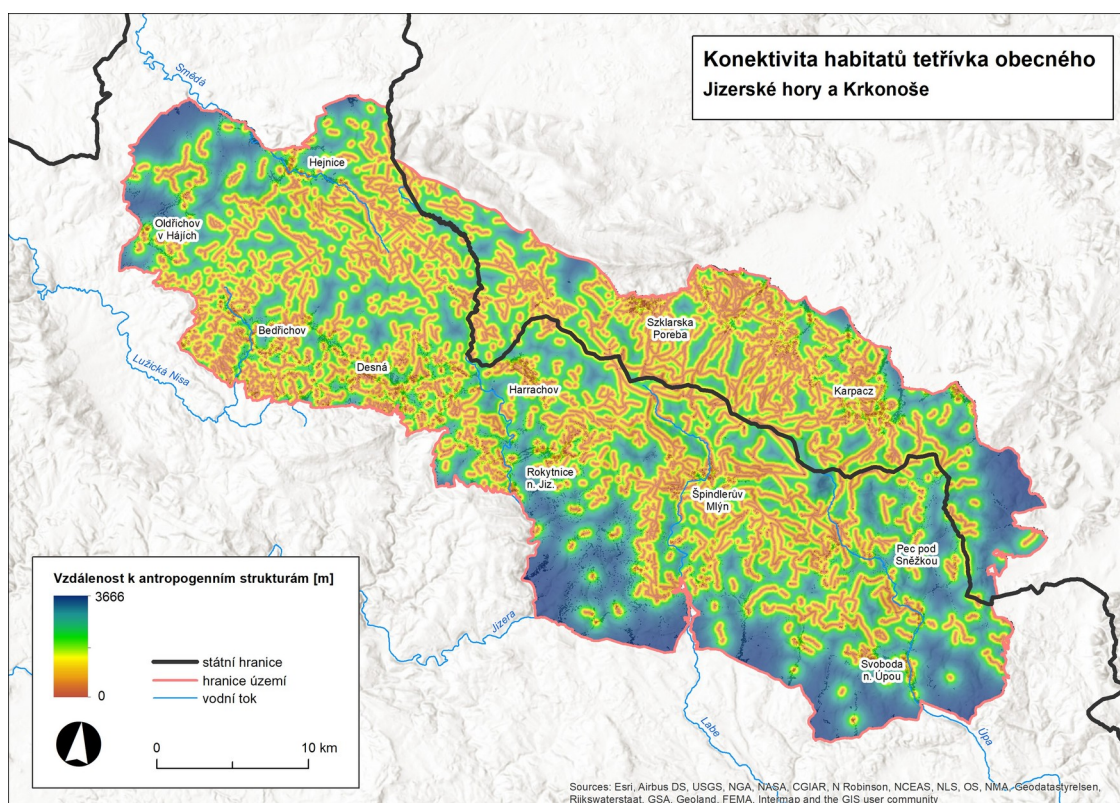
5.1.3 Faktory antropogenního rušení

K vyjádření antropogenního rušení byla použita rastrová data zobrazující vzdálenosti k zástavbě, antropogenním strukturám, komunikacím, silnicím a pěším cestám. Tato data byla vytvořena primárně ze zdroje databáze Open Street Map (OSM), popřípadě byla doplněna dalšími národními databázemi (např ZABAGED). Na základě sloučení liniových dat antropogenního rušení byl vytvořen rastr znázorňující všechny prvky cestních sítí (viz obrázek 20) a následně byl vytvořen rastr zobrazující kumulativní vzdálenost k těmto sítím (viz obrázek 21).



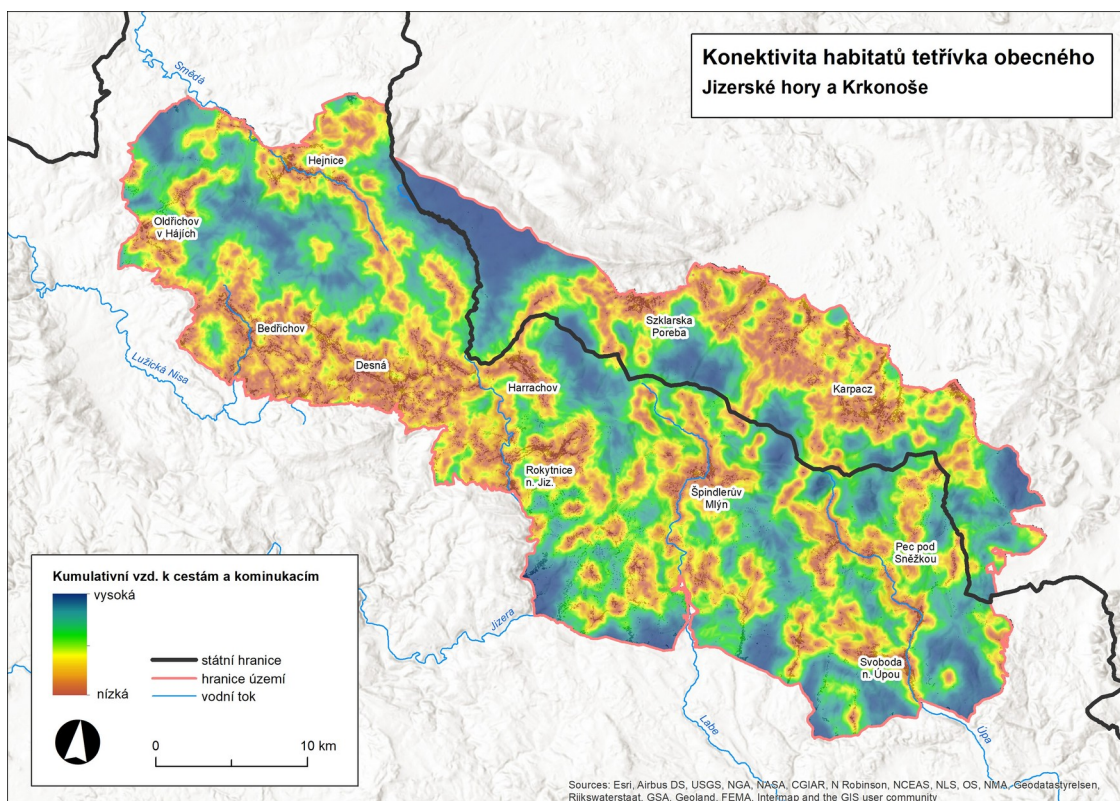
Obrázek 19: Mapa vzdáleností k zástavbě

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4



Obrázek 20: Mapa vzdáleností k antropogenním strukturám

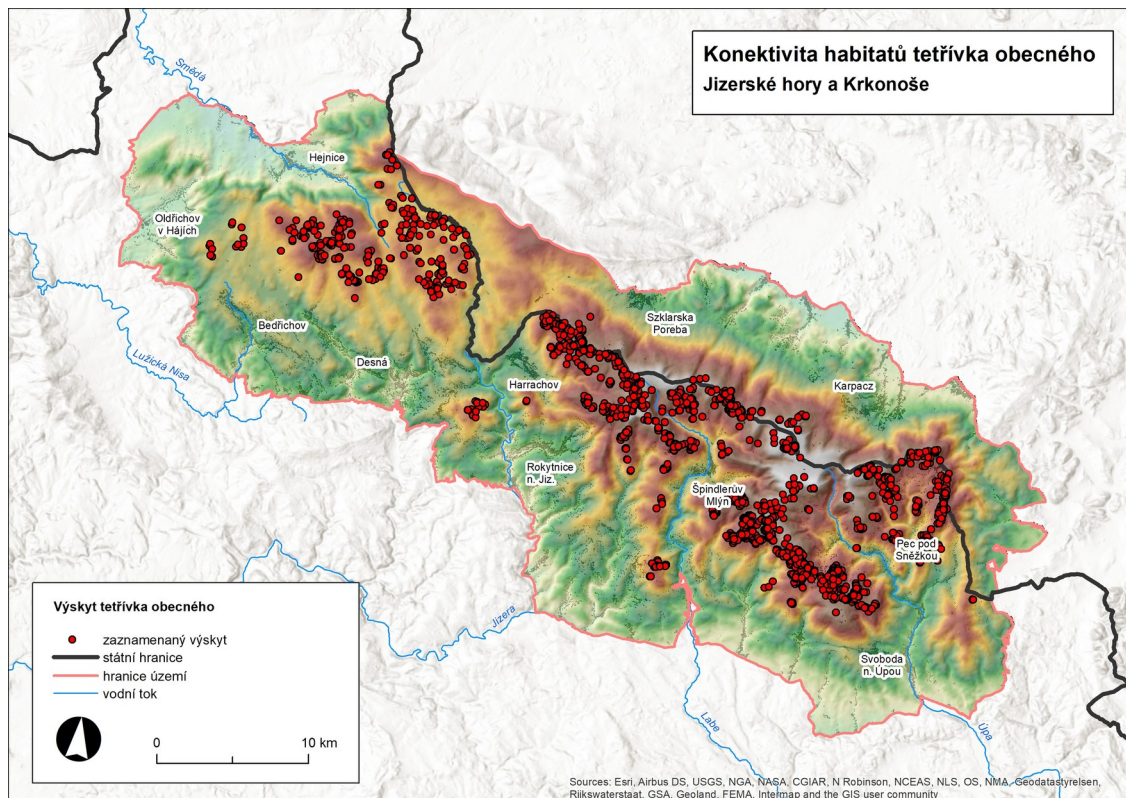
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4



*Obrázek 21: Mapa kumulativních vzdáleností k cestám a komunikacím
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4*

5.1.4 Nálezová data

Vstupní nálezová data tetřívka obecného ve zkoumaném území pocházejí z několika zdrojů. Primární jsou data pořízená na území Krkonoš a to Správou KRNAP na české straně a Správou KPN na polské straně. Na území Jizerských hor byla použita data získána od Správy CHKO Jizerské hory, která ale byla doplněna nálezovými daty z Nálezové databáze ochrany přírody (NDOP). Data o výskytu tetřívka obecného na polské straně Jizerských hor bohužel nebyla zaznamenána a ani získána. Shromážděním těchto dat bylo zpracováno celkem 2461 záznamů a to od roku 1998 do roku 2020 (viz obrázek 22). Převážná část nálezových dat byla zaznamenána na území Krkonoš (2151), zbylá na území Jizerských hor (310).



Obrázek 22: Mapa zaznamenaného výskytu tetřívka obecného v období 1998 až 2020
 Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4

5.2 Postup modelování vhodnosti habitatů

Modelování a analýza habitatových preferencí pro tetřívka obecného byla provedena v programu MaxEnt 3.4.1. Před samotným vytvořením jednotlivých modelů musela být převedena vstupní data všech proměnných z rastrového formátu na formát ascii. Připravená nálezová data o výskytu tetřívka obecného (2461 záznamů) byla vložena do modelu ve formátu csv, z nichž bylo 20 % použito jako testovací množina k verifikaci modelu. Na základě vytvoření několika zkušebních modelů a pomocí relativní důležitosti jednotlivých proměnných pro zkoumaný druh (jackknife test) bylo vybráno 5 klíčových environmentálních proměnných (solární radiace, sklonitost, typy habitatů, vzdálenost k antropogenním strukturám a vzdálenost k zástavbě), ze kterých byl následně vytvořen hlavní a finální výstup (rastr) v podobě modelu vhodnosti habitatu (relativní pravděpodobnost výskytu zkoumaného druhu). Tento výsledný rastr vhodnosti habitatů byl následně v programu ArcMap 10.4 převeden z formátu ascii na rastr a také byl reklasifikován ze škály 0 – 1 na škálu 1 – 100, kdy 0 značí nejméně vhodný habitat a 100 nejvíce vhodný habitat. Tato reklasifikace byla důležitá pro následné určení jádrových oblastí vhodných habitatů (s vlivem antropogenního rušení a bez vlivu antropogenního rušení). Důležitým výstupem z programu

MaxEnt jsou také odpovědní křivky znázorňující závislost relativní příznivosti habitatu pro hodnocený druh na hodnotách použitých proměnných.

5.3 Postup modelování konektivity habitatů

Pro vytvoření modelu konektivity vhodných habitatů tetřívka obecného byl použit program Linkage Mapper 1.1.0 (toolbox v programu ArcMap 10.4). Vstupní data se skládala ze dvou různých vektorových polygonových vrstev jádrových území vhodného habitatu (bez vlivu antropogenního rušení a s vlivem antropogenního rušení) a rezistenčního povrchu, který představoval již vytvořený rastr vhodnosti habitatů ve formátu tiff. Vrstva rezistenčního povrchu musela být reklasifikována z původní škály 1 – 100 na 100 – 1, kdy hodnota 100 představovala nejhorší prostupnost povrchu a 1 nejlepší propustnost povrchu. V programu Linkage Mapper byl použit koncept metody cesty nejnižších nákladů (viz kapitola 2.4.1). Výstupními daty jsou vymezené sítě koridorů propojující plochy jádrových území vhodného habitatu (potenciální a aktuální stav) a také určení kvality koridorů z hlediska vzdálenosti při možné migraci tetřívka mezi těmito vhodnými jádrovými územími.

6 Výsledky

Hlavní výsledná část práce se skládá z prostorových databází a mapových výstupů zobrazující model habitatové vhodnosti tetřívka obecného. Následně byly z tohoto modelu vymezeny jádrové oblasti, včetně zahrnutí vlivu antropogenních struktur v krajině. Z prostorových databází a mapových výstupů byly poté vytvořeny varianty modelů konektivity vhodných habitatů s ohledem na vliv antropogenní struktury a bez zastoupení tohoto vlivu. Tyto mapové výstupy byly následně doplněny o statistická data výsledných vhodných habitatů, jádrových území a konektivity habitatů ve formě tabulek a grafů, které slouží k lepší interpretaci při tvorbě modelů a vyhodnocení problému fragmentace struktur a narušení konektivity habitatů.

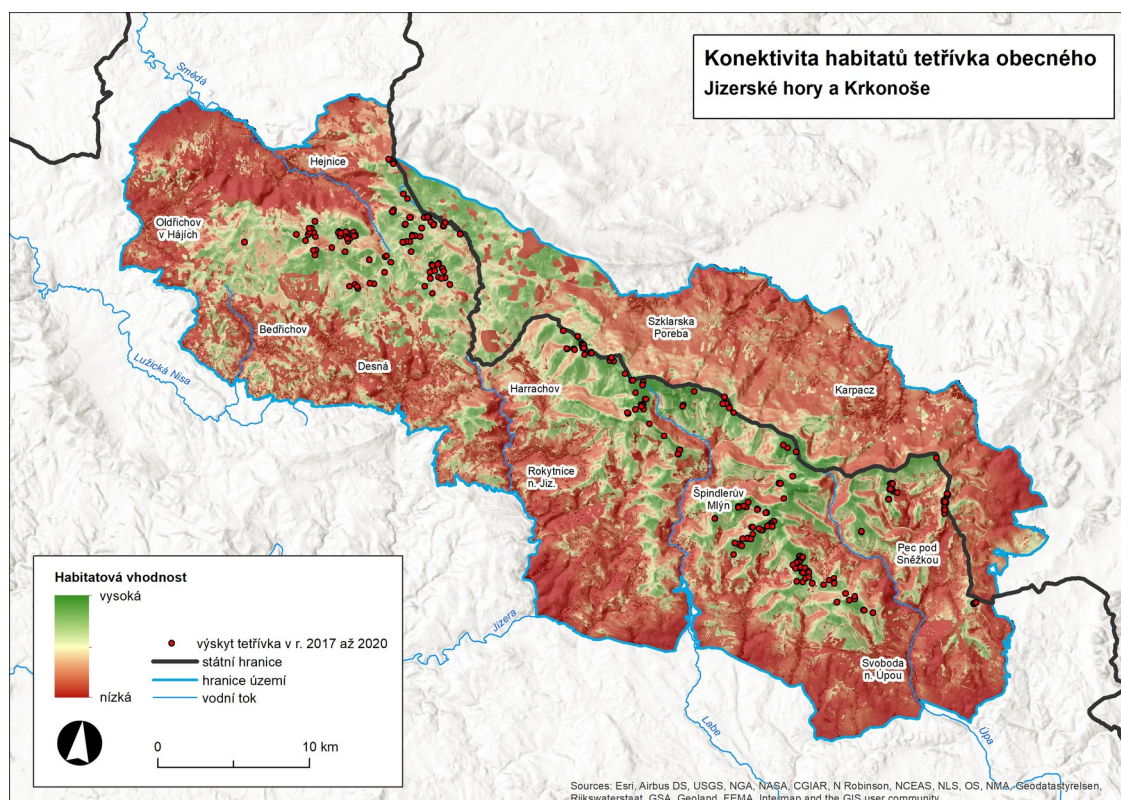
6.1 Vymezení vhodných habitatů a jádrových území

K vymezení vhodných habitatů a jádrových území pro tetřívka obecného byl použit program pro modelování MaxEnt. Jako vstupní environmentální proměnné k tvorbě modelu byly použity vzdálenosti k antropogenním strukturám, vzdálenosti k zástavbě, typy habitatů, sklonitost a solární radiace. Nadmořská výška nebyla ve finálním modelu použita, z důvodu malého významu proměnné. Zde byly vhodné habitaty vymezeny převážně ve vysokých nadmořských výškách Krkonoš, ale z historických nálezových dat je patrné, že populace tetřívka byly dříve i v nižších nadmořských výškách a proto tato proměnná nemá kritický význam při určování vhodných habitatů pro tento druh. Kromě samotného mapového výstupu vhodných habitatových ploch byly tímto programem vygenerovány statistické výsledky sloužící k lepší interpretaci výsledného modelu. Z těchto dalších výsledků byl použit k interpretaci graf významu environmentálních proměnných (*jackknife test*) a grafy zobrazující jednotlivé odpovědní křivky environmentálních proměnných (*response curves*).

6.1.1 Model vhodnosti habitatů

Samotný výsledek habitatového modelu je v rastrové podobě interpretován jako mapový výstup habitatové vhodnosti (viz obrázek 22). Z tohoto finálního modelu je patrné, že nejvhodnější habitaty se ve zkoumaném území nacházejí ve vyšších polohách bez výrazné sklonitosti, kde se zároveň ve velké míře nacházejí vhodné habitatové typy tetřívka jako rašeliniště, přírodní bezlesí, mýtiny, mokřady a alpské louky. Konkrétně se jedná o centrální oblast české i polské části Jizerských hor a vrcholových oblastí české části Krkonoš. Naopak nízká habitatová vhodnost byla zaznamenána v oblastech s nevhodnými habitatovými typy jako jsou lesy, skály, orná půda a prvky antropogenních struktur (např. silnice, turistické trasy,

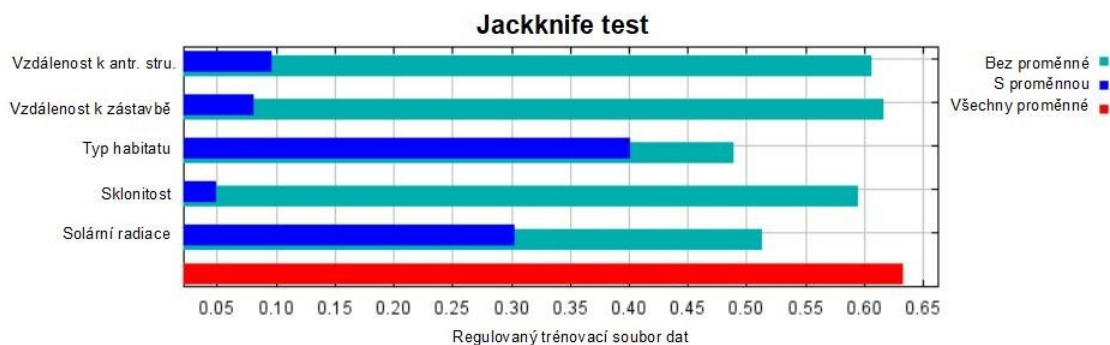
lyžařské areály, cyklotrasy), které mají na tomto území výrazný vliv a podílejí se z největší části na následné fragmentaci a tvorbě neprostupných bariér.



Obrázek 23: Mapa habitatové vhodnosti pro tetřívka obecného

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4

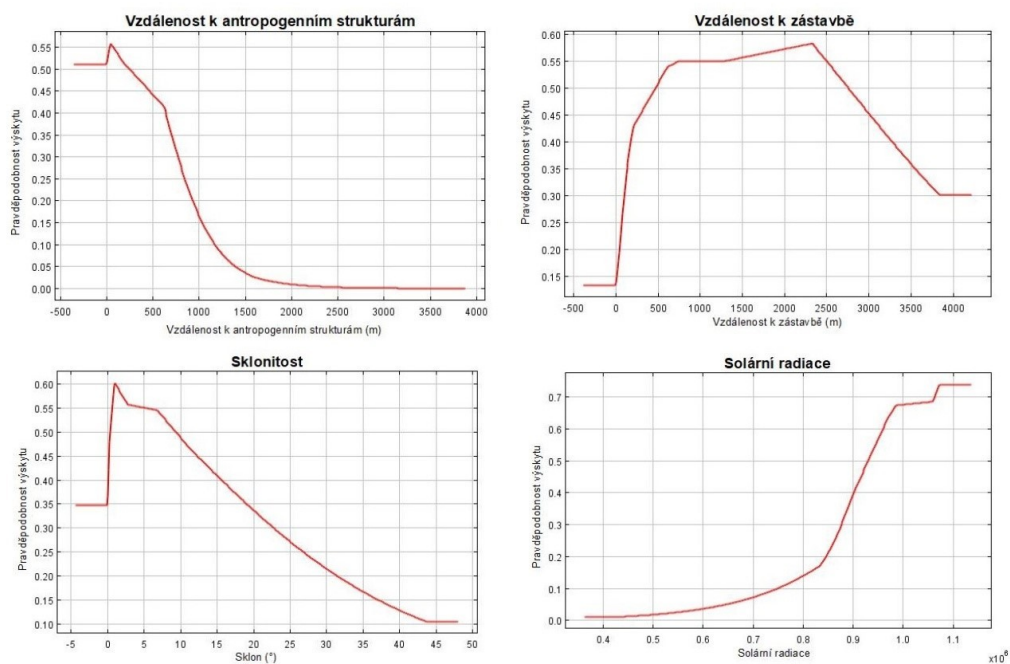
Součástí výstupu modelu vhodných habitatů je tzv. jackknife test, který ve formě grafu zobrazuje jaký význam a vliv mají jednotlivé environmentální proměnné při tvorbě tohoto modelu (viz obrázek 24). U každé proměnné je zaznamenána klíčová hodnota, jaká by byla úspěšnost modelu s danou proměnnou, nebo bez ní. Z těchto ukazatelů je patrné, že nejmenší důležitost a význam na výsledek finálního modelu měla proměnná vzdálenosti k antropogenním strukturám (5,3 %), vzdálenosti k zástavbě (8,9 %) a sklonitost (9,1 %), tudíž bez použití jedné z těchto proměnných by nebyl výsledný model výrazně odlišný. Naopak největší důležitost měla proměnná solární radiace (34,5 %) a typ habitatu (42,2 %), což vypovídá o důležitosti určitých typů habitatů pro výskyt tetřívka a volných, nezalesněných ploch ve formě tokanišť. Výsledný model by tedy po odebrání těchto dvou proměnných byl velmi degradován.



Obrázek 24: Jackknife test zobrazující význam environmentálních proměnných při tvorbě modelu

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v MaxEnt

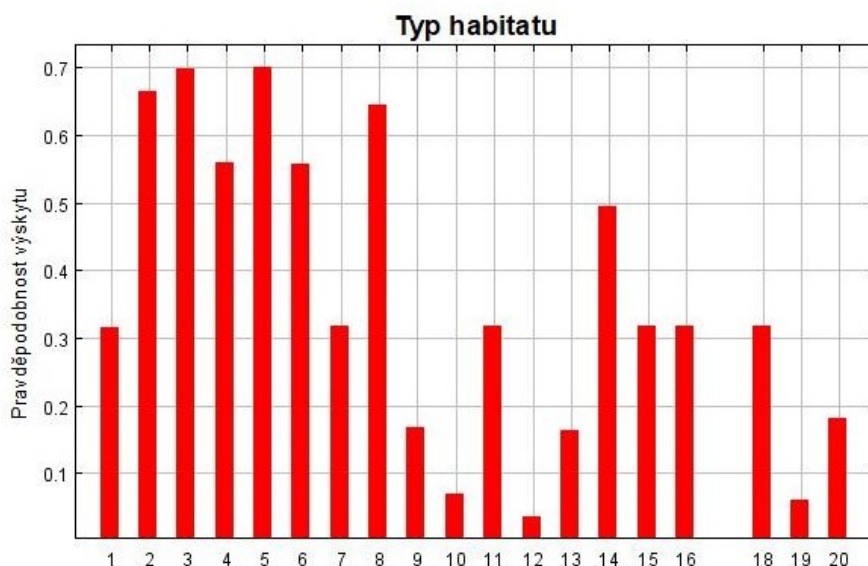
Dalším výstupem modelu z programu MaxEnt jsou odpovědní křivky a histogram zobrazující jaká je pravděpodobnost výskytu tetřívka (určeno podle vstupních nálezoých dat) v jednotlivých hodnotách daných proměnných. Tyto grafy jsou rozděleny na výstupy s kontinuálními daty (vzdálenost k antropogenním strukturám, vzdálenost k zástavbě, sklonitost a solární radiace) a na výstupy s kategoriálními daty (typ habitatu). Z těchto grafů je patrné, že je na zkoumaném území vysoká pravděpodobnost výskytu tetřívka v blízkosti antropogenních struktur a zástavby. Tato skutečnost je z velké části ovlivněna deformací modelu díky zaznamenání velkého počtu nálezoých dat výskytu tetřívka v těsné blízkosti



Obrázek 25: Odpovědní křivky environmentálních proměnných (kontinuální data)

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v MaxEnt

těchto antropogenních prvků. Dále je viditelné, že se vhodné habitaty nacházejí v partiích bez výrazné sklonitosti a s vysokou solární radiací, což poukazuje na tokaniště, které se vyskytují na rovinách bez výrazného zastoupení vegetace. Z posledního grafu typu habitatů vyplývá, že nejvíce preferované habitaty tetřívka jsou mokřady a bažiny, rašeliniště, alpské louky, křoviny, kosodřevina a vřesoviště.



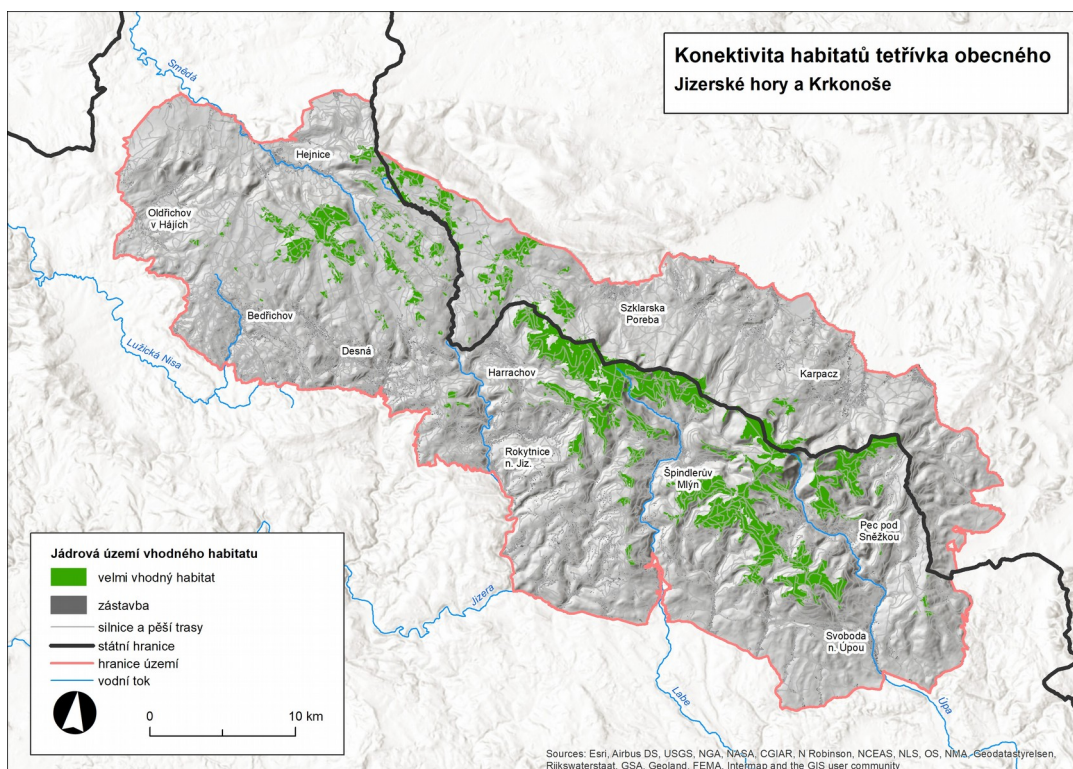
Obrázek 26: Histogram zobrazující preferující typy habitatu (kategorie habitatu viz tabulka 1)

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v MaxEnt

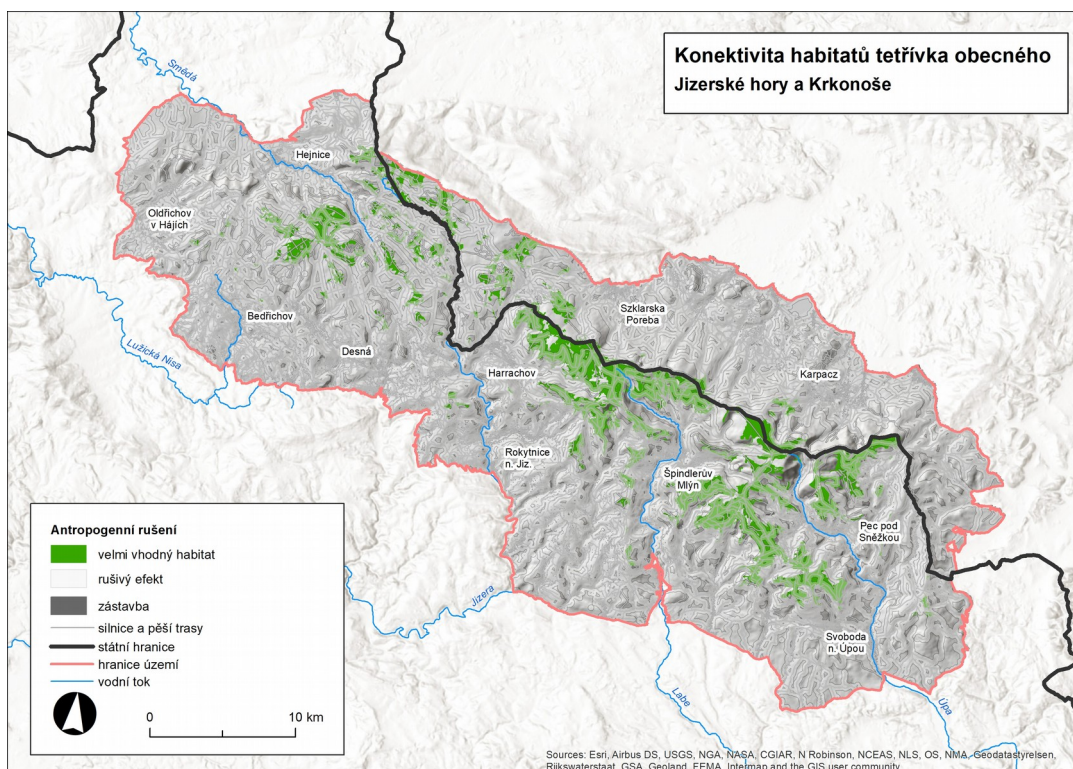
6.1.2 Jádrová území vhodného habitatu

Z výstupu habitatového modelu byla následně vymezena vhodná jádrová území habitatů tetřívka (viz obrázek 27). Při vymezení těchto jádrových území byly brány v potaz dvě podmínky a to vhodnost habitatu vyšší než 70 (škála 0 až 100) a velikost jednotlivé plošky větší než 2,5 ha. Výsledná jádrová území vhodného habitatu tvoří 163 plošek a zaujímají plochu 122,12 km². Takto vymezená jádrová území vhodného habitu byla následně vytvořena i ve variantě s antropogenními prvky rušení (silnice, cesty, komunikace, zástavba, atd.), které výrazně ovlivňují populace tetřívka a které popisují reálný stav ve zkoumaném území (viz obrázek 28). K zobrazení vlivu těchto antropogenních prvků byly vymezeny obalové zóny rušivého efektu podle vytíženosti cest, silnic a komunikací a to pomocí bufferu 50 m u komunikací málo využívaných a 200 m u komunikací středně a hodně využívaných. Po zařazení antropogenních prvků rušení klesla velikost plochy na 22,54 km² a počet plošek se zvýšil na 193. Z těchto výsledků je tedy patrné, jak antropogenní činnost způsobila zmenšení jádrových oblastí z hlediska plochy a to o necelých 100 km². Zároveň se

ale zvýšil počet plošek jádrových území, což poukazuje na fragmentaci krajiny a těchto ploch (viz tabulka 2).



Obrázek 27: Mapa jádrových území vhodného habitatu
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4



Obrázek 28: Mapa jádrových území vhodného habitatu se zahrnutím rušivého efektu antropogenních struktur
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4

Tabulka 2: Charakteristika variant jádrových území vhodnosti

Jádrová území vhodnosti	Počet plošek	Celková plocha (km ²)
Bez antropogenního rušení	163	122,19
S antropogenním rušením	193	22,54

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování

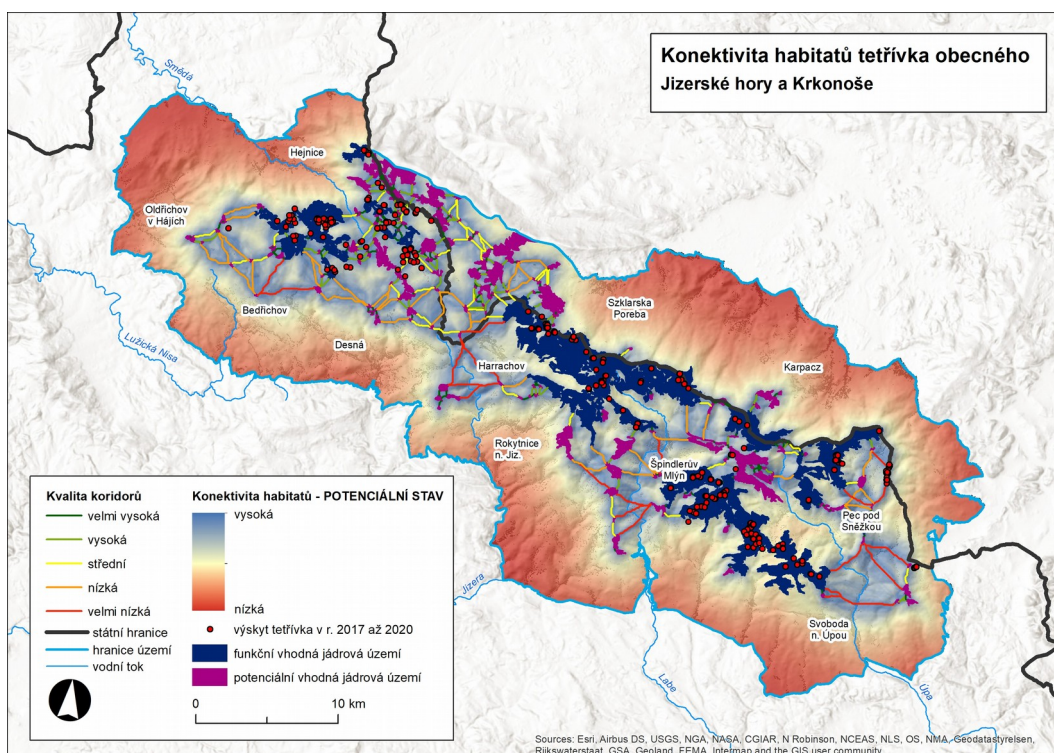
6.2 Analýza konektivity jádrových území vhodnosti a míry fragmentace

Analýza konektivity vhodných habitatů byla provedena na základě výsledků vytvořených pomocí nástroje Linkage Mapper v programu ArcMap 10.4. Vstupní data potřebná k této analýze se skládala z jádrových území vhodného habitatu (viz kapitola 6.1.2) a z rezistenčního povrchu. Rezistenční povrch byl vytvořen z výsledného modelu vhodnosti habitatů (viz kapitola 6.1.1), kdy byly určeny hodnoty rezistence jednotlivých krajinných pokryvů podle preferencí tetřívka obecného od hodnoty 100 (nejhorší prostupnost) až 1 (nejlepší prostupnost). Při této analýze byla použita metoda cesty a koridoru nejnižších nákladů (viz kapitola 2.4.1). Byly vytvořeny dvě varianty popisující možná propojení jádrových území vhodného habitatu, kdy první varianta zobrazuje potenciální stav (bez vlivu antropogenního rušení) a druhá reálný stav (s vlivem antropogenního rušení). Následně byla v každé variantě rozdělena jádrová území vhodných habitatů na funkční (se zaznamenaným výskytem tetřívka od roku 2017) a potenciální (bez zaznamenaného výskytu tetřívka od roku 2017). K interpretaci a porovnání těchto dvou variant konektivity vhodných habitatů byly kromě mapových výstupů použita výsledná statistická data ve formě tabulek a grafů.

6.2.1 Potenciální stav

První varianta hodnotící konektivitu jádrových území vhodnosti zobrazuje potenciální stav propojenosti. Jedná se tedy o variantu bez rušivého efektu antropogenních struktur a je tedy nutné vnímat ovlivnění prostupnosti výsledných koridorů. V této variantě bylo vyhodnoceno 320 potenciálních koridorů propojující vhodná jádrová území vhodnosti a to o celkové délce 294,55 km (viz tabulka 3). Zároveň bylo na základě aktuálních nálezových dat o výskytu tetřívka vymezeno 15 funkčních jádrových území o celkové ploše 90,21 km² a 148 vhodných jádrových území o celkové ploše 31,98 km² (viz tabulka 4). Z výsledného mapového výstupu (viz obrázek 29) je patrná dobrá propojenost jednotlivých funkčních jádrových území v centrálních částech obou pohoří zkoumaného území. Co se týče propojenosti těchto funkčních jádrových území centrálních částí pohoří s okrajovými

potenciálními jádrovými územími, tak zde je situace poněkud kritická a to z důvodu vysoké vzdálenosti mezi jednotlivými územími, což potvrzuje i nízká kvalita koridorů. Z hlediska propojení krkonošských a jizerskohorských populací tetřívka by se nabízela možná varianta využití dobrého propojení vhodných jádrových území v jižní, severozápadní a centrální polské části Jizerských hor. Zde by vhodná jádrová území sloužila jako nášlapné kameny a zároveň je kvalita koridorů mezi těmito jádrovými územími převážně na dobré úrovni a tudíž by případná migrace těchto populací nebyla z pohledu vzdálenosti tak náročná.



Obrázek 29: Mapa konektivity vhodných jádrových území - potenciální stav
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4

Tabulka 3: Charakteristika koridorů - potenciální stav

CHARAKTERISTIKA KORIDORŮ - POTENCIÁLNÍ STAV						
Celková délka koridorů (km)	Počet koridorů	Počet koridorů podle kategorie (od velmi vysoké po velmi nízkou kvalitu)				
		I	II	III	IV	V
294,55	320	139	73	50	39	19

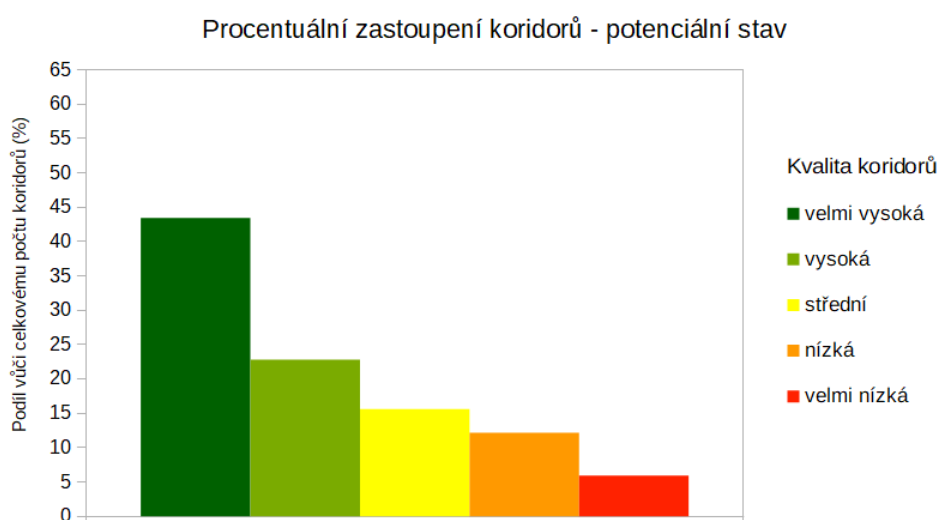
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování

Tabulka 4: Charakteristika jádrových území - potenciální stav

CHARAKTERISTIKA JÁDROVÝCH ÚZEMÍ - POTENCIÁLNÍ STAV					
FUNKČNÍ VHODNÁ JÁDROVÁ ÚZEMÍ			POTENCIÁLNÍ VHODNÁ JÁDROVÁ ÚZEMÍ		
Celková plocha (km ²)	Počet plošek	Podíl z celkového území (%)	Celková plocha (km ²)	Počet plošek	Podíl z celkového území (%)
90,21	15	7,45	31,98	148	2,64

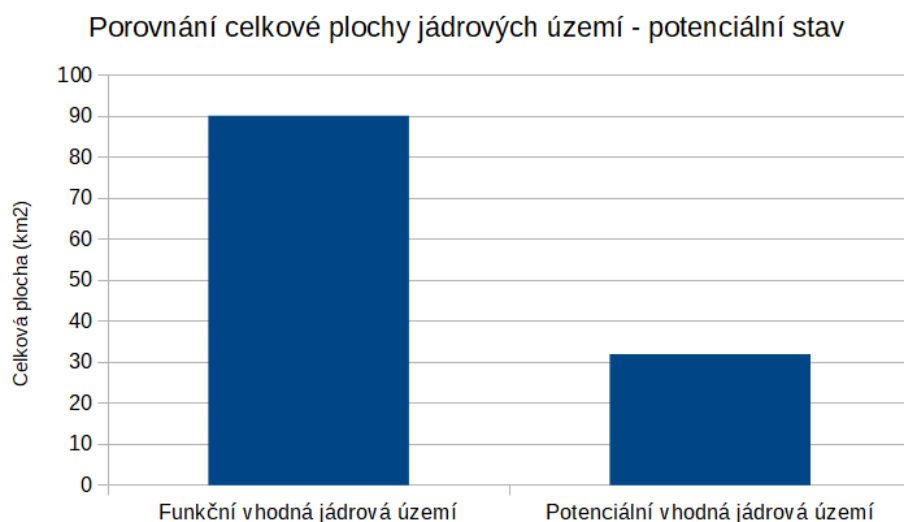
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování

V porovnání grafu procentuálního zastoupení koridorů vůči celkovému počtu (viz obrázek 30) mají největší zastoupení z hlediska kvality (délky) koridory s velmi vysokou kvalitou a nejnižší zastoupení naopak koridory s velmi nízkou kvalitou. Tento výsledek vyplývá převážně z vysokého počtu propojených plošek, které jsou ve velmi blízké vzdálenosti a tudíž je zde i kvalita koridorů a konektivity vysoká. Naopak propojenost plošek velmi vzdálených od sebe není zastoupena v takové míře a proto je zastoupení velmi nízké kvality koridorů nejmenší. Druhý graf porovnávající celkovou plochu funkčních a potenciálních vhodných jádrových území (viz obrázek 31) ukazuje vysoké zastoupení funkčních jádrových území oproti těm potenciálním, což poukazuje na nízkou fragmentaci a narušení těchto jádrových území díky nezahrnutí vlivu antropogenního rušení.



Obrázek 30: Procentuální zastoupení koridorů - potenciální stav

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování

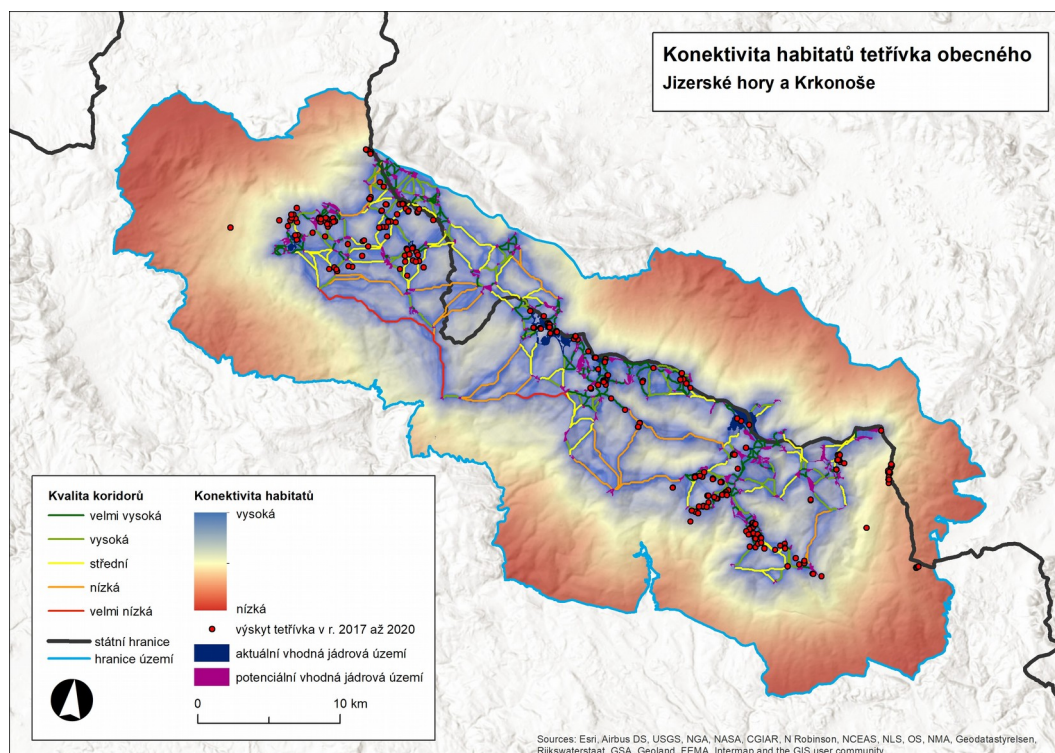


Obrázek 31: Porovnání celkové plochy jádrových území - potenciální stav

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování

6.2.2 Reálný stav

Druhá varianta hodnotící konektivitu jádrových území vhodnosti zobrazuje reálný stav propojenosti v oblasti zkoumaného území. V tomto případě se jedná o variantu, kde je zahrnut rušivý efekt antropogenních struktur (např. komunikace, silnice, pěší cesty, lyžařské areály), který více popisuje současný kritický stav vlivu člověka na vhodná jádrová území a na fragmentaci krajiny. Z hlediska konektivity bylo v této variantě vyhodnoceno 417 potenciálních koridorů propojující jádrová území s celkovou délkou 496,57 km (viz tabulka 5). Současně bylo také díky aktuálním nálezovým datům o výskytu tetřívka vymezeno 16 funkčních jádrových území s celkovou plochou 6,64 km² a 177 potenciálních jádrových území s celkovou plochou 15,9 km² (viz tabulka 6). Výsledný mapový výstup (viz obrázek 32) zobrazuje výrazné zmenšení plošek funkčních i potenciálních jádrových území a to díky fragmentaci těchto území antropogenními strukturami. Tato skutečnost má za následek zvýšení počtu velmi kvalitních koridorů, které se ale nacházejí pouze mezi izolovanými ploškami, které byly rozděleny fragmentací. Konkrétně se jedná o jádrová území nacházející se v centrální části pohoří českých Jizerských hor, v severozápadní a centrální části pohoří polských Jizerských hor a ve východní, severovýchodní a centrální části českého pohoří Krkonoš. Ostatní okrajová vhodná jádrová území nacházející se mimo tato dobře propojená jádrová území jsou v podstatě izolována, kde jsou důkazem chybějící koridory k těmto



Obrázek 32: Mapa konektivity vhodných jádrových území - reálný stav
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování v ArcMap 10.4

územím nebo koridory s nízkou, až velmi nízkou kvalitou. Z hlediska propojení hodnoceného podle kvality koridorů, by měly populace krkonošských a jizerskohorských tetřivků možnost propojení pouze přes centrální a severozápadní část polského pohoří Jizerských hor. Ale i přesto by propojení těchto populací bylo velmi nepravděpodobné, až nereálné a to z důvodu velmi nízké kvality koridorů (limitující délka) a velmi malého počtu jádrových územích sloužící jako nášlapné kameny při migraci.

Tabulka 5: Charakteristika koridorů - reálný stav

CHARAKTERISTIKA KORIDORŮ - REÁLNÝ STAV						
Celková délka koridorů (km)	Počet koridorů	Počet koridorů podle kategorie (od velmi vysoké po velmi nízkou kvalitu)				
		I	II	III	IV	V
496,57	417	251	85	61	18	2

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování

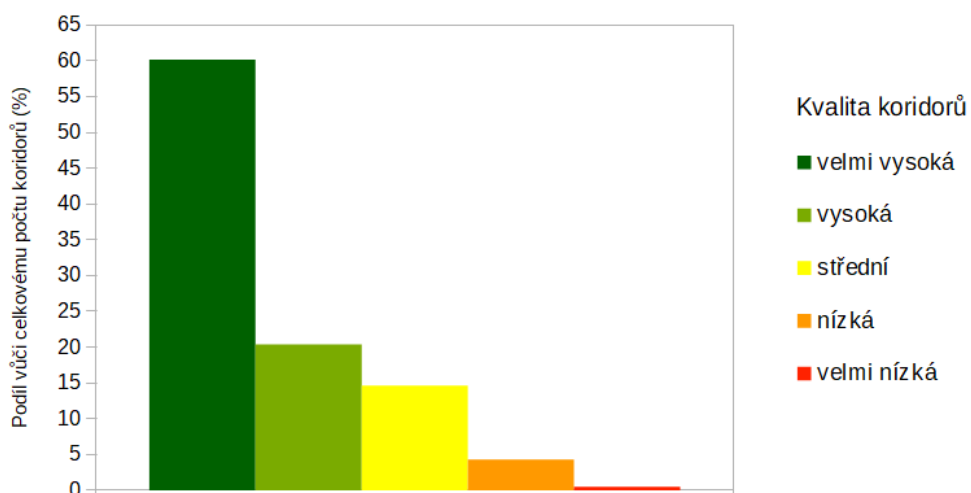
Tabulka 6: Charakteristika jádrových území - reálný stav

CHARAKTERISTIKA JÁDROVÝCH ÚZEMÍ - REÁLNÝ STAV					
FUNKČNÍ VHODNÁ JÁDROVÁ ÚZEMÍ			POTENCIÁLNÍ VHODNÁ JÁDROVÁ ÚZEMÍ		
Celková plocha (km ²)	Počet plošek	Podíl z celkového území (%)	Celková plocha (km ²)	Počet plošek	Podíl z celkového území (%)
6,64	16	0,55	15,9	177	1,31

Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování

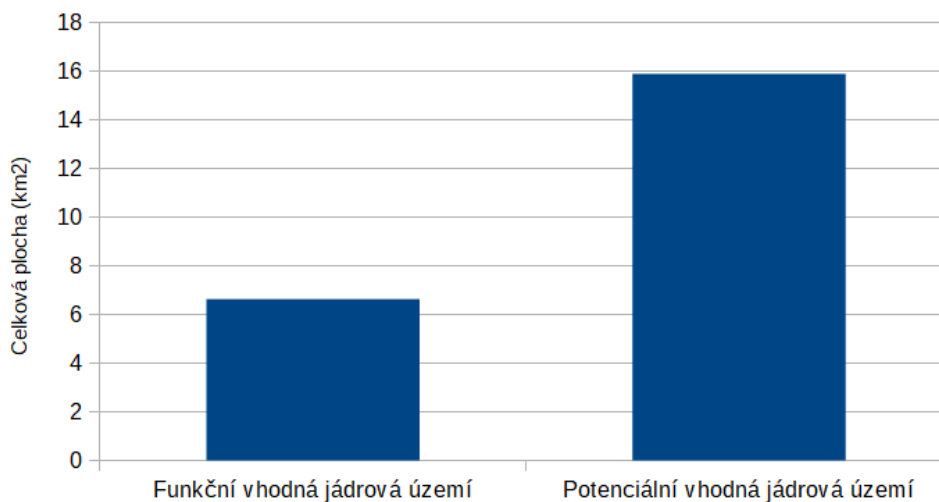
V procentuálním zastoupení koridorů vůči celkovému počtu na základě kvality koridorů mají největší zastoupení koridory s velmi vysokou kvalitou propojenosti (viz obrázek 33). Hlavním důvodem je propojení malých jádrových území v těsné blízkosti, které vznikly díky fragmentaci původně velkých jádrových území. S následnou horší kvalitou koridorů klesá podíl vůči celkovému počtu, kdy nejnižší zastoupení mají koridory s velmi nízkou kvalitou a to převážně díky malému zastoupení jádrových území v okrajových částech pohoří, která následně nejsou propojena s hlavními jádrovými územími. Vliv antropogenního rušení a následné fragmentace je patrný i při porovnání celkové plochy jádrových území, kdy dramaticky klesla plocha funkčních oproti potenciálním jádrovým územím (viz obrázek 34).

Procentuální zastoupení koridorů - reálný stav



Obrázek 33: Procentuální zastoupení koridorů - reálný stav
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování

Porovnání celkové plochy jádrových území - reálný stav



Obrázek 34: Porovnání celkové plochy jádrových území - reálný stav
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování

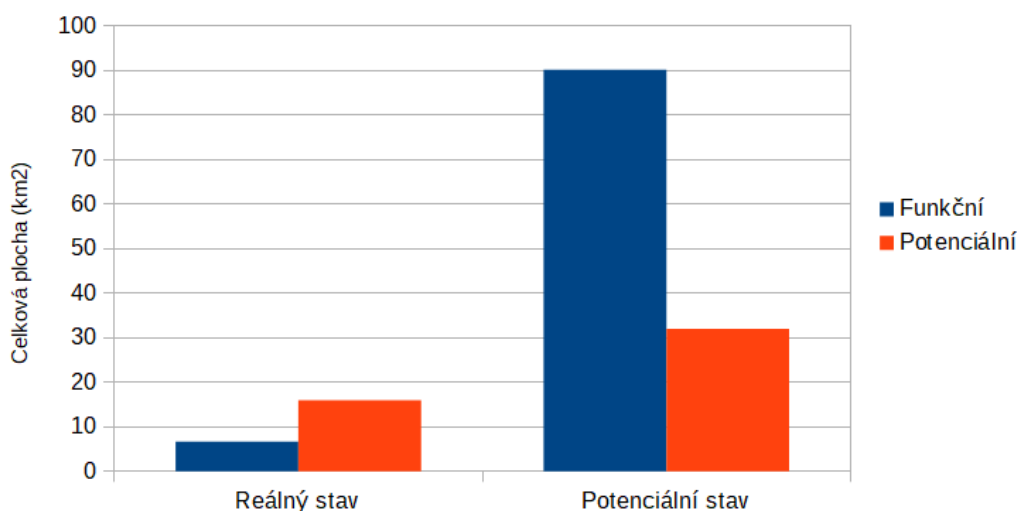
7 Diskuze

Jedním z hlavních výsledků této diplomové práce bylo samotné vytvoření modelu vhodnosti habitatů tetřívka obecného na zkoumaném území zahrnující oblast CHKO Jizerské hory s přilehlou částí Jizerských hor na polské straně území a Krkonošský národní park na české (KRNAP) i polské (KPN) straně. Podle výsledku tohoto modelu se ve zkoumané oblasti nacházejí vhodná habitatová území převážně ve vrcholových oblastech Jizerských hor a Krkonoš. Z výsledného modelu také vyplývá, že se optimální stanoviště pro tetřívka skládá z ploch, kde jsou nejvíce zastoupeny typy habitatů jako mokřady, bažiny, rašeliniště, alpské louky, křoviny a vřesoviště. Dále je klíčové, aby se tato stanoviště nacházela na rovinách bez výrazné vegetace, což je potvrzeno výslednou téměř nulovou sklonitostí a vysokou mírou solární radiace. Lze tedy konstatovat, že tento finální model vhodnosti habitatů potvrzuje dosavadní zjištění o habitatových preferencích tetřívka obecného, které ve svých studiích a publikacích zmiňují např. Karpaš a kol. (2013) a Flousek (2015 a 2019).

S vytvořením modelu vhodnosti habitatů souvisí další klíčový krok důležitý k následné analýze konektivity a to vymezení jádrových území vhodných habitatů. V tomto případě byly vytvořeny dvě varianty z důvodu posouzení vlivu rušení antropogenních struktur na tyto vhodná jádrová území, jelikož antropogenní činnost má na populace a potenciální výskyt tetřívka značný vliv. Při porovnání těchto dvou variant z hlediska počtu plošek nedochází k výrazným změnám, kdy pouze u reálné varianty se zahrnutím antropogenního vlivu došlo k nepatrnému zvýšení plošek. Výrazný rozdíl nastává až při porovnání potenciální a reálné varianty z hlediska celkové plochy, kdy po přidání vlivu antropogenního rušení dramaticky klesla celková plocha jádrových území vhodného habitatu ze 122,12 km² na 22,54 km², což je skoro o 100 km². Tento klesající trend je viditelný i při detailním porovnání variant z hlediska funkčních a potenciálních jádrových území, konkrétně pak u funkčních jádrových území klesla plocha výrazně a to z 90,21 km² na 6,64 km² a u potenciálních jádrových území se jednalo o pokles z 31,98 km² na 15,9 km² (viz obrázek 35). Důležité je ale zmínit, že výsledné celkové plochy funkčních a potenciálních jádrových území by ve skutečnosti mohly mít částečně rozdílné hodnoty kvůli absenci dat výskytu tetřívků v polské části Jizerských hor, kde se s největší pravděpodobností tento druh vyskytuje díky zastoupení území velmi vhodného habitatu a poměrně nízkému ovlivnění antropogenního rušení. I přes tuto skutečnost by se ale absolutní výsledky ploch jádrových území výrazně nezměnily a neměly by tak vliv na výsledný trend. Tyto výsledky v podstatě prokazují viditelnou

fragmentaci, kdy jsou jednotlivá vhodná jádrová území roztržena na větší počet izolovaných plošek, které jsou ale z pohledu plochy velmi malé. Zároveň lze na základě těchto výsledků považovat vliv antropogenního rušení díky neustálé se zvyšujícímu využívání antropogenních struktur člověkem za jednu z hlavních příčin ztráty vhodného habitatu pro zbylé populace tetřivků na území Jizerských hor a Krkonoš, což např. potvrzuje ve své studii i Floušek (2019).

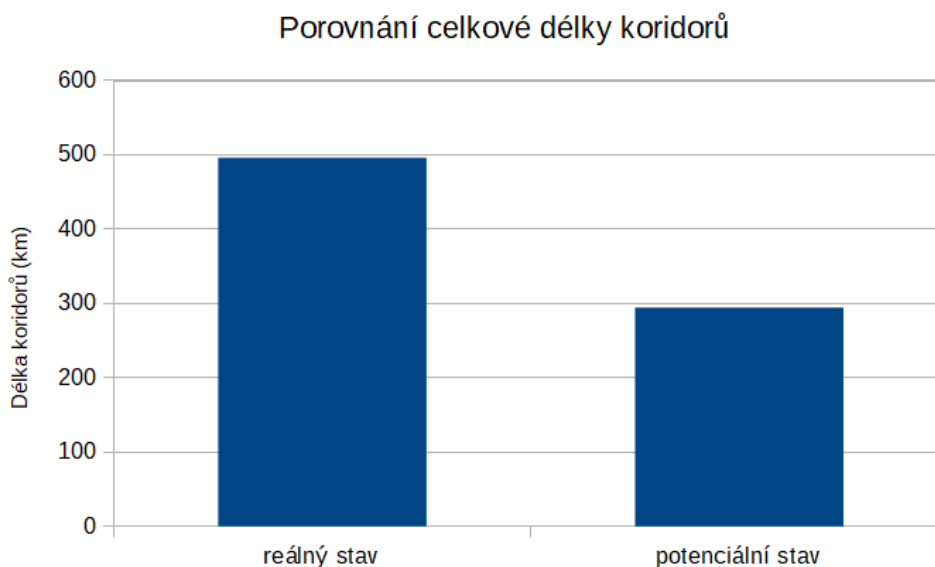
Porovnání celkové plochy jádrových území - reálný a potenciální stav



Obrázek 35: Porovnání celkové plochy jádrových území - reálný a potenciální stav
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování

Nejdůležitějšími výsledky této studie jsou dvě varianty výstupů zobrazující konektivitu vhodných jádrových území, které jsou stěžejní pro analýzu možného propojení populací tetřivků. U obou těchto variant je při porovnání vidět výrazná proměna z hlediska počtu potenciálních koridorů a jejich celkové délky, což prokazuje značný vliv na konektivitu populací při zařazení prvků antropogenního rušení. Celková délka koridorů stoupla u reálné varianty z 294,55 km na 496,57 km (viz obrázek 36) a počet koridorů se zvýšil z 320 na 417. Jedním z důvodů zvýšení obou těchto atributů u reálné varianty je výrazná fragmentace plošek jádrových území. Zde se zvýšil počet menších plošek v těsné blízkosti vedle sebe, které dokazují vyšší propojení koridory, než když byly tyto plošky sjednoceny u potenciální varianty a tvořily tak větší území, která nevykazují potřebu propojovat se koridory. Další příčinou navýšení celkové vzdálenosti souvisí s větším zastoupením izolovaných plošek, ke kterým se vzdálenost koridorů od ostatních plošek zvýšila. Při podrobnějším rozboru analýzy konektivity zkoumaného území lze konstatovat, že možnost disperze jednotlivých populací tetřivků z funkčních jádrových území na vzdálenější potenciální jádrová území není velká.

Pravděpodobnost disperzního pohybu snižuje nízká kvalita koridorů a velká vzdálenost mezi těmito ploškami, dále se na území vyskytuje omezené množství plošek fungující jako tzv. nášlapné kameny a také je patrné vysoké zastoupení prvků antropogenních struktur, které pro tetřívka fungují jako neprostupné bariéry a tudíž je obvykle nepřekoná.



*Obrázek 36: Porovnání celkové délky koridorů
Zdroj: Michal Pánek 2021, vlastní zpracování*

S výsledky konektivity vhodných habitatů souvisí i velmi malá pravděpodobnost propojení populací tetřívka v Jizerských horách a Krkonoších, kdy je nejzásadnějším limitujícím faktorem celková vzdálenost mezi jednotlivými ploškami, kterou tetřívek není schopen ve většině případů překonat. Nelze však na základě této studie říci, zda je tento výsledek z hlediska konektivity tetřívka na tomto zkoumaném území prokazatelný a jestli je až takto pesimistický, jelikož se jedná o ojedinělou studii zabývající se tímto problémem a tudíž ji nelze porovnat s jinými výzkumy, které by tento výsledek potvrdily, či naopak vyvrátily.

8 Závěr

Chráněná území pohoří Jizerských hor a Krkonoš patří k jedněm z mála oblastí České republiky s vhodným habitatovým prostředím, kde se nacházejí poslední životaschopné populace tetřívků obecných. Bohužel jsou i v takto chráněných území jednotlivé populace čím dál více ovlivňovány vlivem antropogenních struktur, které se neustále rozšiřují. Jedním z hlavních problémů je z tohoto pohledu samotné zmenšování a degradace území vhodného habitatu společně s následnou fragmentací vhodných jádrových území. Zároveň tyto antropogenní struktury tvoří jakousi migrační bariéru snižující pravděpodobnost úspěšné migrace a konektivity vhodných jádrových území, což zvyšuje izolovanost jednotlivých populací. Současně se s tímto trendem, kvůli stále rostoucímu cestovnímu ruchu a přívalem turistů, zvyšuje samotný vliv antropogenního rušení, na které jsou tetřívci značně citliví. Následkem těchto vlivů je v současné době zaznamenán úbytek, či stagnace jednotlivých dílčích populací, a proto je v posledních letech věnována čím dál větší pozornost jak ochraně tohoto druhu, tak ochraně posledních ploch vhodného habitatu.

Cílem této práce bylo provést analýzu konektivity vhodných habitatů tetřívka obecného pomocí vytvoření modelu konektivity v zájmovém území oblasti Jizerských hor a Krkonoš, včetně následného vyhodnocení fragmentace krajiny. Této analýze předcházela podrobná rešerše dostupných metod hodnocení konektivity habitatů, habitatových nároků tetřívka obecného a jeho stavu populací ve zkoumaném území.

Z výsledků této analýzy je patrné, že vymezená jádrová území vhodného habitatu tetřívka jsou vysoce ovlivněna existencí a rušivými dopady antropogenních struktur. Důsledkem tohoto vlivu je viditelná fragmentace krajiny, která se výrazně podílí na zmenšení plochy a izolovanosti jednotlivých jádrových území. Vliv antropogenních struktur a fragmentace krajiny se projevily i v rámci analýzy konektivity těchto území, kdy výsledná velmi nízká kvalita koridorů mezi izolovanými ploškami, neprostupnost antropogenních bariér a absence ploch tvořící tzv. nášlapné kameny snižují pravděpodobnost disperze jedinců z funkčních na potenciální jádrová území. Dále je také na základě těchto výsledků a následné analýzy konektivity velmi nepravděpodobné propojení mezi populacemi tetřívků zaznamenaných na území Jizerských hor a Krkonoš.

S narůstajícím vlivem antropogenního rušení jsou stávající, ale i budoucí ochranná opatření nezbytná a velice důležitá pro udržení počtu zbylých populací silně ohroženého druhu tetřívka obecného, popřípadě k jejich opětovnému růstu na území Jizerských hor

a Krkonoš. Mezi současné nejvýznamnější výzvy z pohledu ochrany jednoznačně patří radikálnější omezení a regulace zmíněného antropogenního rušení v souvislosti s intenzivním rekreačním využívání území. Dobrým základem pro tuto regulaci a ochranu je především výskyt těchto populací v oblastech pod správou chráněných území jako je národní park, chráněná krajinná oblast, či ptačí oblast. Z hlediska posouzení a správného návrhu ochranných opatření jsou velmi důležité dosavadní studie a analýzy zabývající se problematikou klesajícího počtu tetřívků a úbytkem jejich vhodného habitatu. Proto by i tato představená studie zabývající se konektivitou tohoto ohroženého druhu mohla přispět k dalšímu výzkumu a také k zavádění nových ochranných opatření nejen na území Jizerských hor a Krkonoš, ale i na ostatních územích v České republice, kde se vyskytují jedny z posledních populací.

Použitá literatura

ADRIAENSEN, F., CHARDON, J. P., DE BLUST, G., SWINNEN, E., VILLALBA, S., GULINCK, H., MATTHYSEN, E. (2003): The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64, 233–247.

AKTUÁLNĚ.CZ (2019): Lesy v Jizerských horách se stále vzpamatovávají ze své klinické smrti za socialismu. <https://zpravy.aktualne.cz/ekonomika/promeny-ceskych-regionu/brusel-pomuze-s-obnovou-lesu-v-jizerskych-horach-prohlednete/r~9f227ad2ea6611e984c6ac1f6b220ee8/> (cit. 30. 10. 2021)

ALAGADOR, D., TRIVIÑO, M., CERDEIRA, J. O., BRÁS, R., CABEZA, M., ARAÚJO, M. B. (2012): Linking like with like: optimising connectivity between environmentally-similar habitats. *Landscape Ecology*, 27, 291–301.

AMENT, R., CALLAHAN, R., MCCLURE, M., REULING, M. A TABOR, G. (2014): *Wildlife Connectivity Fundamentals for Conservation Action*. Center for Large Landscape Conservation: Bozeman, Montana.

BEIER, P., NOSS, R. F. (1998): Do Habitat Corridors Provide Connectivity?. *Conservation Biology*, 12, 1241–1252

BEJČEK, V. A KOL. (2007): Kategorizace území Krušných hor z hlediska jeho významnosti ve vztahu k výskytu tetřívka obecného. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí.

CUSHMAN, S. A., MCRAE, B., ADRIAENSEN, F., BEIER, P., SHIRLEY, M., ZELLER, K. A. (2013): Biological corridors and connectivity. *Key Topics in Conservation Biology* 2, First Edition, 384–404.

DEMEK, J. A KOL. (1987): *Hory a nížiny: zeměpisný lexikon ČSR*. Praha: Academia

ELITH, J., PHILLIPS, S. J., HASTIE, T., DUDÍK, M., CHEE, Y. E., YATES, C. J. (2011): A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 1–15.

FLOUSEK, J., VOLF, O. (2012): Nechováme se k tetřívkoví macešsky?. *Ochrana přírody*, 3, 17–20.

- FLOUSEK, J., GRAMSZ, B., TELENSKÝ, T. (2015): Ptáci Krkonoš: atlas hnízdního rozšíření 2012-2014 / Ptaki Karkonoszy: atlas ptaków lęgowych 2012-2014. Vrchlabí: Správa Krkonošského národního parku, Jelenia Góra: Dyrekcja KPN. ISBN 978-80-87706-89-3.
- FLOUSEK, J. (2016): Vliv lyžování na horskou přírodu: shrnutí současných poznatků a stav v Krkonoších. *Opera Corcontica*, 53, 15–60.
- FLOUSEK, J. (2019): Přežijí krkonošští tetřivci rok 2040?. *Ochrana přírody*, 2, 6–9.
- GLAD, A., REINEKING, B., MONTADERT, M., DEPRAZ, A., MONNET, J. M. (2020): Assessing the performance of object-oriented LiDARpredictors for forest bird habitat suitability modeling. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 6(1), 5–19.
- GUIBAN, A., ZIMMERMANN, N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–186.
- HIRZEL, A. H., LE LAY, G., HELFER, V., RANDIN, C., GUIBAN, A. (2006): Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling*, 199, 142–152.
- HIRZEL, A. H., HELFER, V., METRAL, F. (2001): Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling* 145, 111–121.
- HUŠEK, J., (2008): Z naší přírody: Jizerské hory. *Ochrana přírody*, Číslo 3. <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/z-nasi-prirody/jizerske-hory/>
- JIZERSKÉHORY.CZ (2011): Kopce, vrcholy a hory Jizerských hor. <https://www.jizerskehory.cz/hory/> (cit. 20. 10. 2021)
- KARPAŠ, R., VIŠŇÁK, R., VONIČKA, P. A KOL. (2013): Jizerské hory – O rašeliništích, květeně a zvířeně. Liberec: RK. ISBN 978-80-87100-23-3.
- LESY ČR (2019): Vzácný tetřívek obecný je v Jizerských horách (ještě) doma. <https://lesy.cz/tiskova-zprava/vzacny-tetrivek-obecny-je-v-jizerskych-horach-je-ste-doma/> (cit. 24. 10. 2021).
- MCRAE, B. H., DICKSON, B. G., TIMOTHY H. KEITT, T. H., SHAH, V. B. (2008): Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 89(10), 2712–2724.
- PHILLIPS, S. J., ANDERSON, R. P., SCHAPIRE, R. E. (2006): Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.

REMYA, K., RAMACHANDRAN, A., JAYAKUMAR, S. (2015): Predicting the current and future suitable habitat distribution of *Myristica dactyloides* Gaertn. Using MaxEnt model in the Eastern Ghats, India. *Ecological Engineering*, 82, 184–188.

SPRÁVA CHKO JIZERSKÉ HORY (2021a): Ochrana přírody: Natura 2000. <https://jizerskehory.ochranaprirody.cz/cinnost-pracoviste/ochrana-prirody/natura-2000/> (cit. 22. 9. 2021).

SPRÁVA CHKO JIZERSKÉ HORY (2021b): Tetřívek obecný: Kde tetřívek žije? <https://jizerskehory.ochranaprirody.cz/informujeme/tetrivek-obecny/kde-tetrivek-zije/> (cit. 24. 10. 2021).

SPRÁVA CHKO JIZERSKÉ HORY (2021c): Tetřívek obecný: Proč tetřívci mizí? <https://jizerskehory.ochranaprirody.cz/informujeme/tetrivek-obecny/proc-tetrivci-mizi/> (cit. 29. 8. 2021).

SPRÁVA CHKO JIZERSKÉ HORY (2021d): Základní údaje o CHKO. <https://jizerskehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/> (cit. 22. 9. 2021).

SPRÁVA CHKO JIZERSKÉ HORY (2021e): Základní údaje o CHKO: Fauna. <https://jizerskehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/fauna/> (cit. 25. 9. 2021).

SPRÁVA CHKO JIZERSKÉ HORY (2021f): Základní údaje o CHKO: Flóra. <https://jizerskehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/flora/> (cit. 22. 9. 2021).

SPRÁVA CHKO JIZERSKÉ HORY (2021g): Základní údaje o CHKO: Geologie. <https://jizerskehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/geologie/> (cit. 22. 9. 2021).

SPRÁVA CHKO JIZERSKÉ HORY (2021h): Základní údaje o CHKO: Hydrologie. <https://jizerskehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/hydrologie/> (cit. 25. 9. 2021).

SPRÁVA CHKO JIZERSKÉ HORY (2021ch): Základní údaje o CHKO: Klimatické poměry. <https://jizerskehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/klimaticke-pomery/> (cit. 25. 9. 2021).

SPRÁVA CHKO JIZERSKÉ HORY (2021i): Základní údaje o CHKO: Lesnictví. <https://jizerskehory.ochranaprirody.cz/zakladni-udaje-o-chko/lesnictvi/> (cit. 22. 9. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021a): Ohrožený tetřívek obecný <https://www.krnap.cz/ohrozeny-tetrivek-obecny/> (cit. 24. 10. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021b): Ochrana přírody a péče o NP: Krkonošský národní park a jeho ochranné pásmo <https://www.krnep.cz/krnap-a-jeho-ochranne-pasmo/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021c): Ochrana přírody a péče o NP: Maloplošná zvláště chráněná území Krkonoš <https://www.krnep.cz/maloplosna-zvlaste-chranena-uzemi/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021d): Ochrana přírody a péče o NP: Management území <https://www.krnep.cz/management-uzemi/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021e): Ochrana přírody a péče o NP: Natura 2000 <https://www.krnep.cz/natura-2000/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021f): Ochrana přírody a péče o NP: Péče o lesní ekosystémy <https://www.krnep.cz/pece-o-lesni-ekosystemy/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021g): Příroda a historie: Fauna <https://www.krnep.cz/fauna/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021h): Příroda a historie: Flóra a vegetace <https://www.krnep.cz/flora-a-vegetace/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021ch): Příroda a historie: Geomorfologie <https://www.krnep.cz/geomorfologie/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021i): Příroda a historie: Historie vlivu člověka na území Krkonoš <https://www.krnep.cz/historie-vlivu-cloveka/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021j): Příroda a historie: Krkonošský národní park a jeho historie <https://www.krnep.cz/krnap-a-jeho-historie/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021k): Příroda a historie: Podnebí <https://www.krnep.cz/podnebi/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021l): Příroda a historie: Přírodní poměry <https://www.krnep.cz/prirodni-pomery/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021m): Příroda a historie: Vegetační výškové stupně Krkonoš <https://www.krnep.cz/vegetacni-stupne/> (cit 24. 8. 2021).

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU (2021n): Příroda a historie: Vodopis <https://www.krnep.cz/vodopis/> (cit 24. 8. 2021).

SVOBODOVÁ, J. (2005): Nehasnoucí hvězda – tetřívka obecná (*Tetrao tetrix*). *Sylvia*, 41, 17–33.

ŠNYTR, O., VONIČKA, P. (2004): Ptačí oblast Jizerské hory. Správa CHKO Jizerské hory.

TEJKAL, M., MIKOLÁŠ, M., ČERNAJOVÁ, I., KRÁLIK, M., LITTERA, P. (2015): Zhodnotenie priestorovej distribúcie a fragmentácie populácii hlucháňa hôrneho (*Tetrao urogallus*) a tetřova hoľniaka (*Tetrao tetrix*). Operačný program pro Životné prostredie.

VONIČKA, P., VIŠŇÁK, R. (2008): Základní charakteristika zkoumaného území Jizerských hor a Frýdlantska. Sborník Severočeského Muzea, Přírodní Vědy, Liberec, 26, 13–33. ISBN 978-80-87266-00-7.

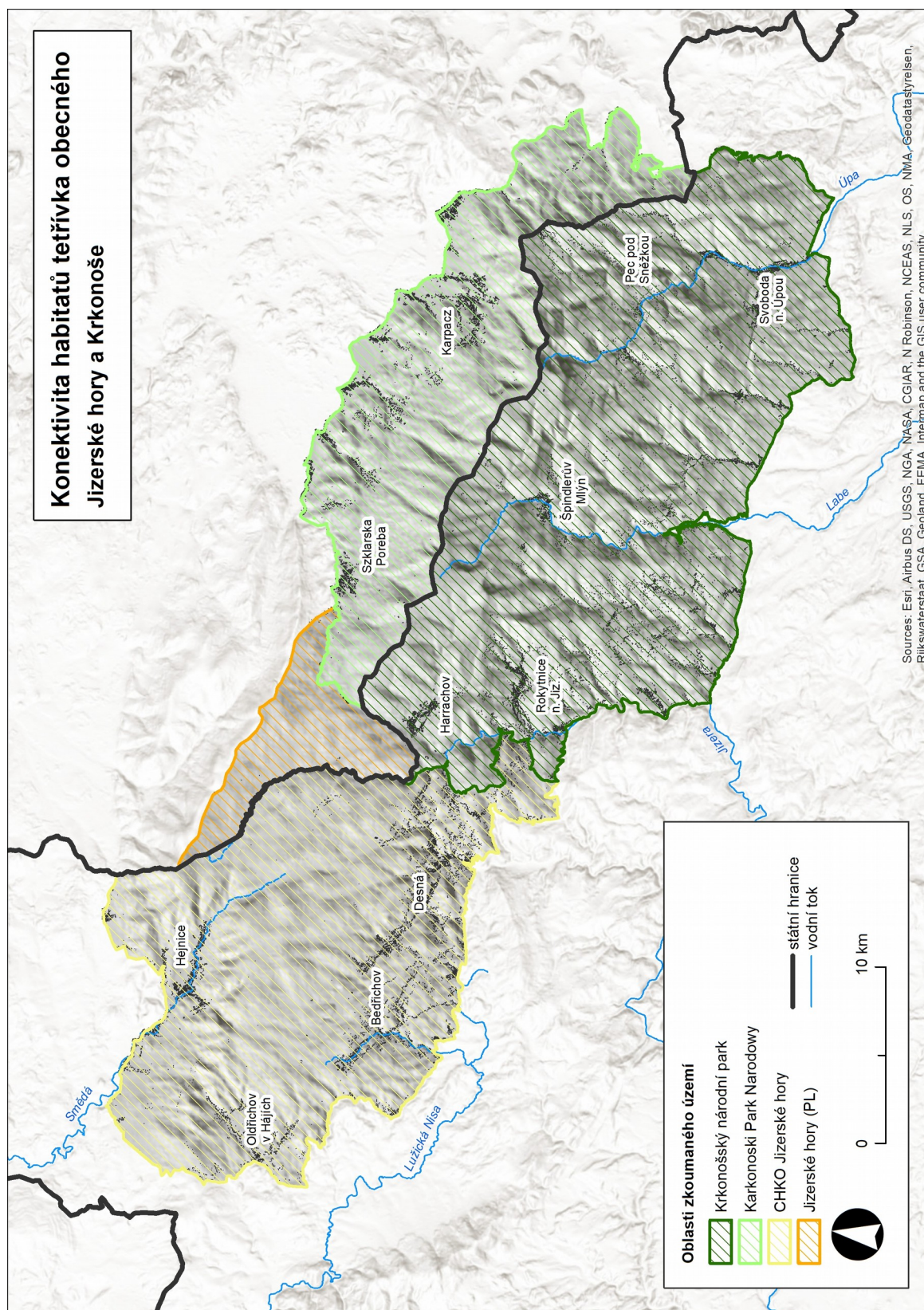
VÚLHM (2004): Projekt Grantové služby LČR: Lesnické hospodaření v Jizerských horách. ISBN 80-86945-00-6

ZELLER, K. A., LEWISON, R., FLETCHER JR., R. J., TULBURE, M. G., JENNINGS, M. K. (2020): Understanding the Importance of Dynamic Landscape Connectivity. *Land* 2020, 9(9), 303.

ZELLER, K. A., MCGARIGAL, K., WHITELEY, A. R. (2012): Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 27, 777–797.

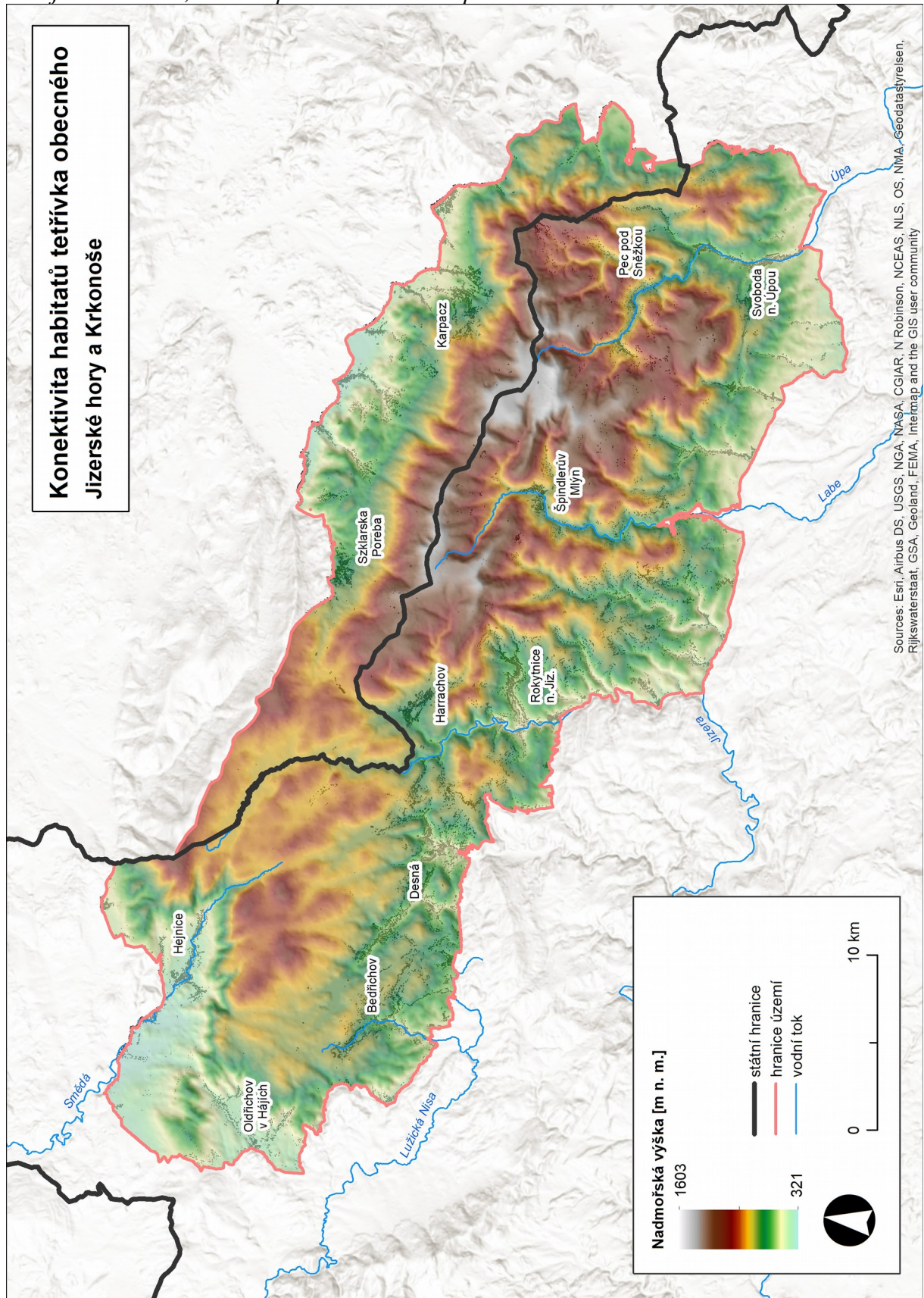
Přílohy

Příloha 1: Oblasti zkoumaného území
Zdroj: vlastní zpracování v ArcMap 10.4



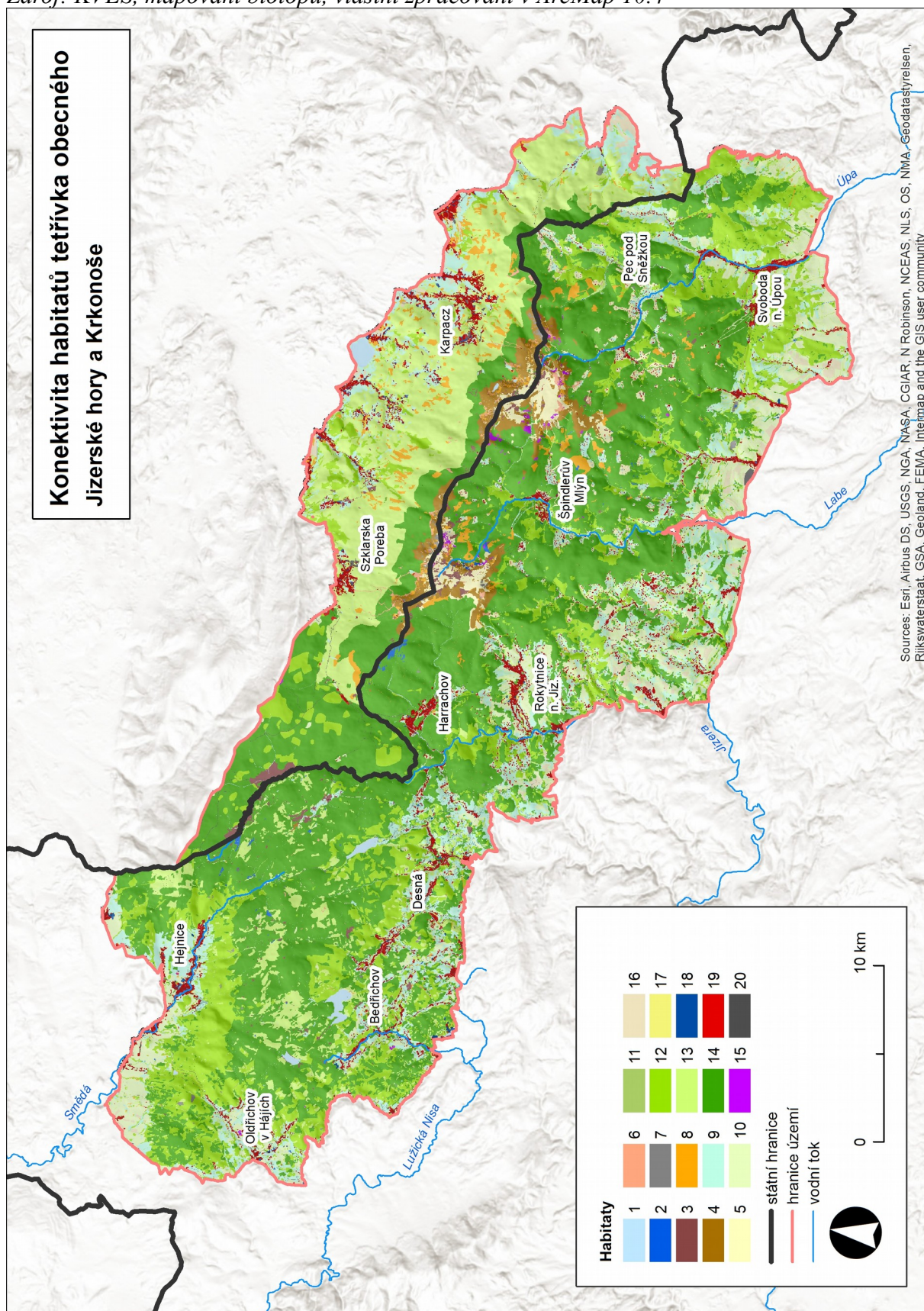
Příloha 2: Nadmořská výška

Zdroj: EU-DEM 2, vlastní zpracování v ArcMap 10.4

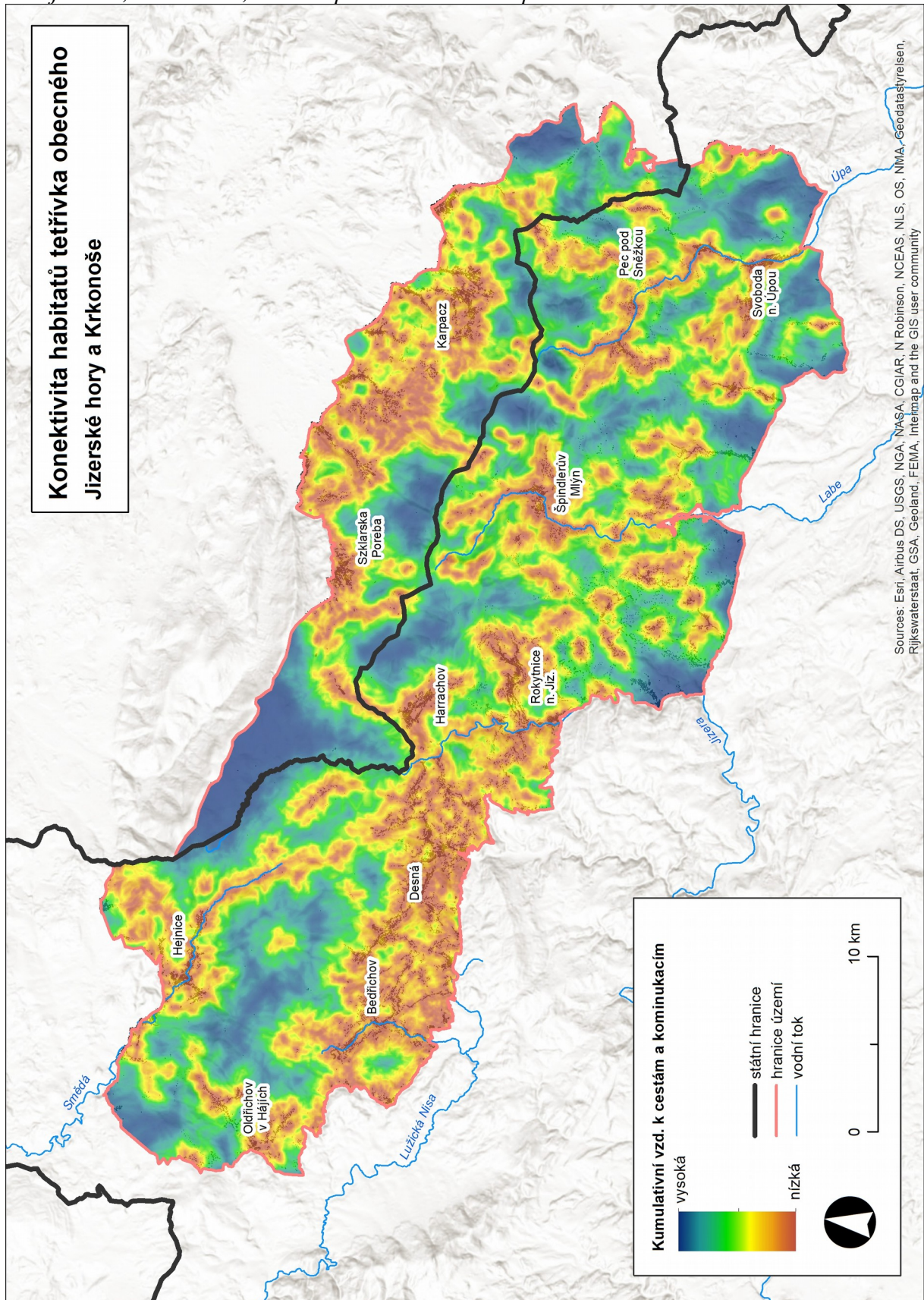


Příloha 3: Typy habitatu

Zdroj: KVES, mapování biotopů, vlastní zpracování v ArcMap 10.4

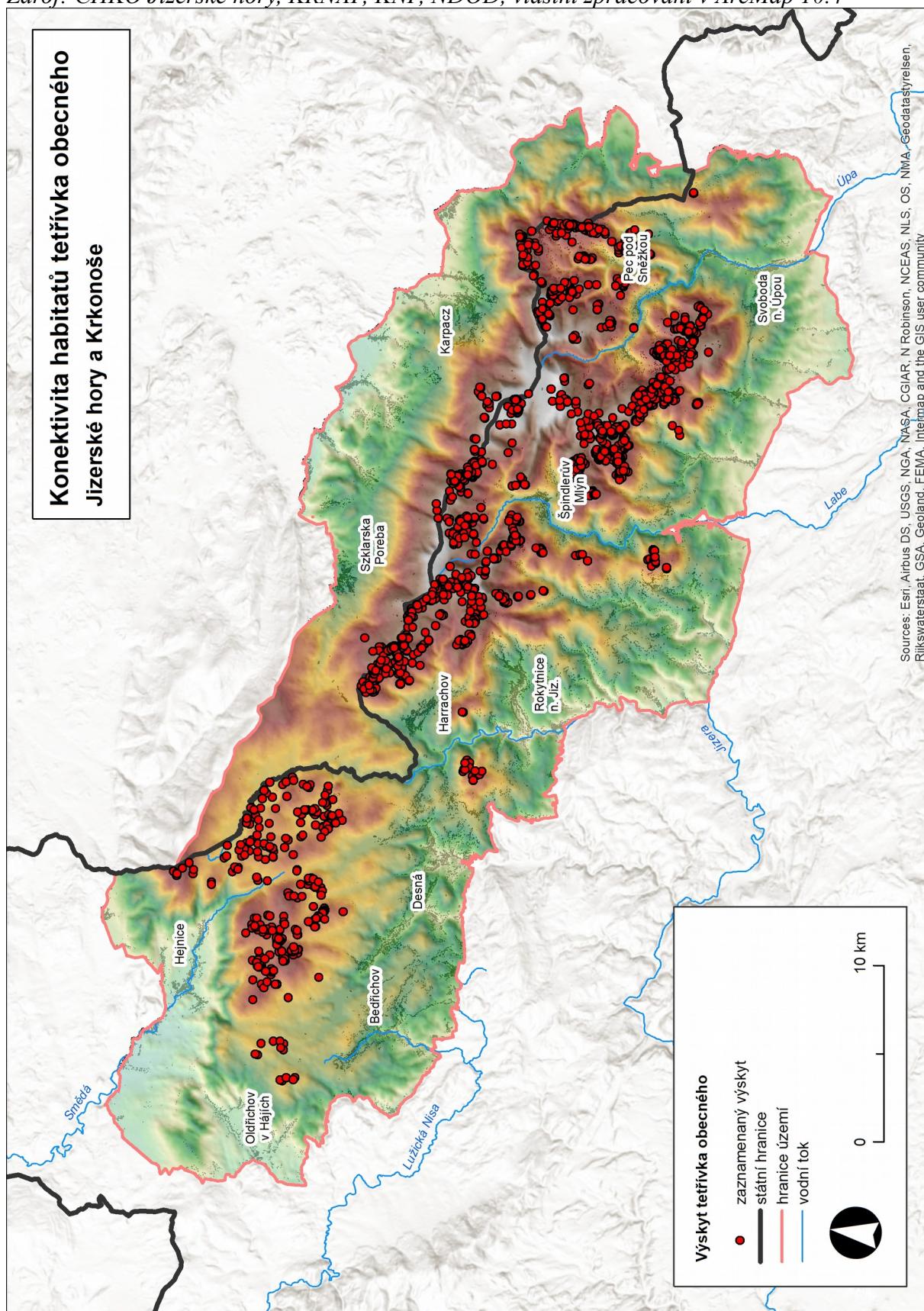


Příloha 4: Kumulativní vzdálenost k cestám a komunikacím
 Zdroj: OSM, ZABAGED, vlastní zpracování v ArcMap 10.4



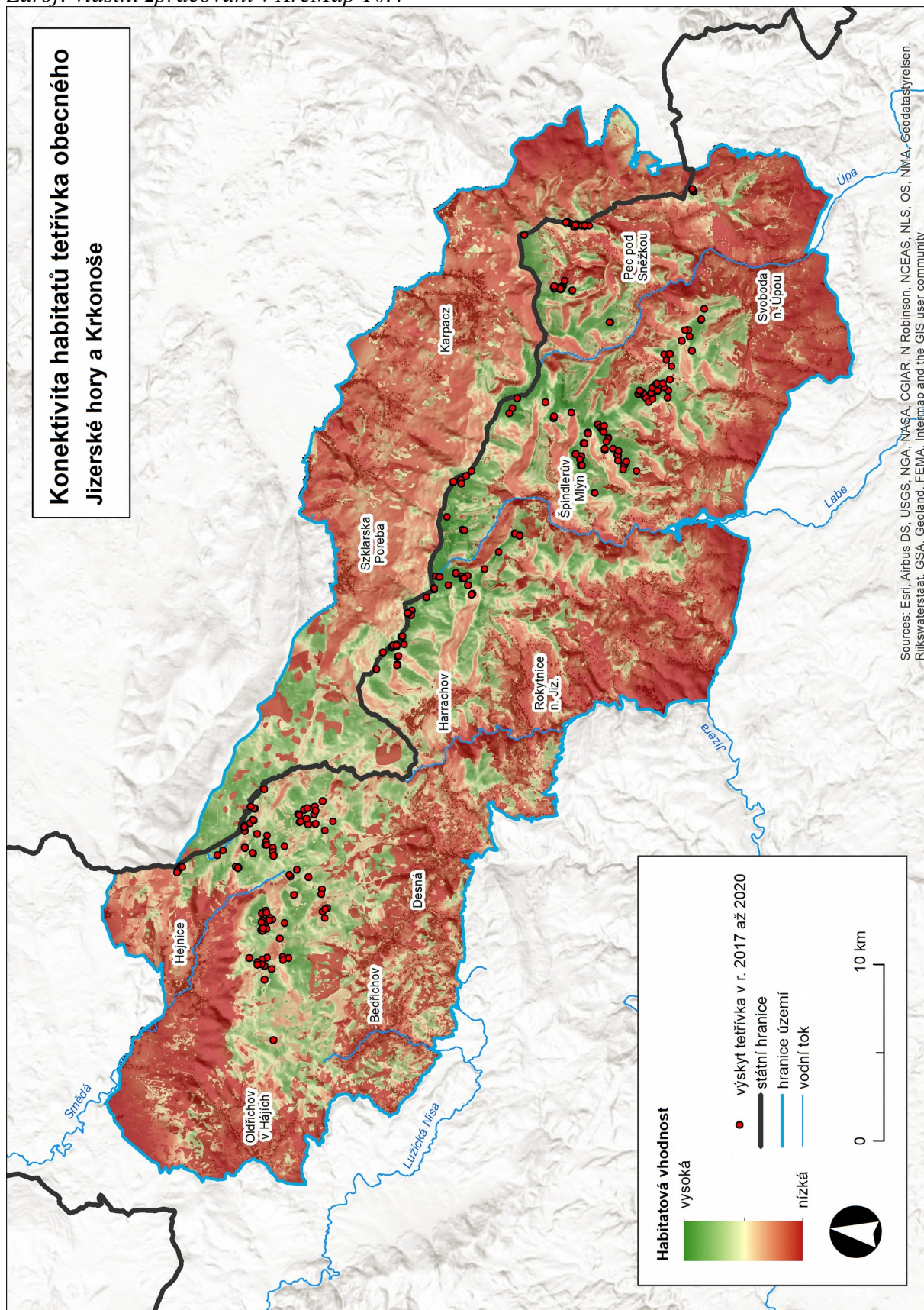
Příloha 5: Zaznamenaný výskyt tetřívka obecného v období 1998 až 2020

Zdroj: CHKO Jizerské hory, KRNP, KNP, NDOD, vlastní zpracování v ArcMap 10.4



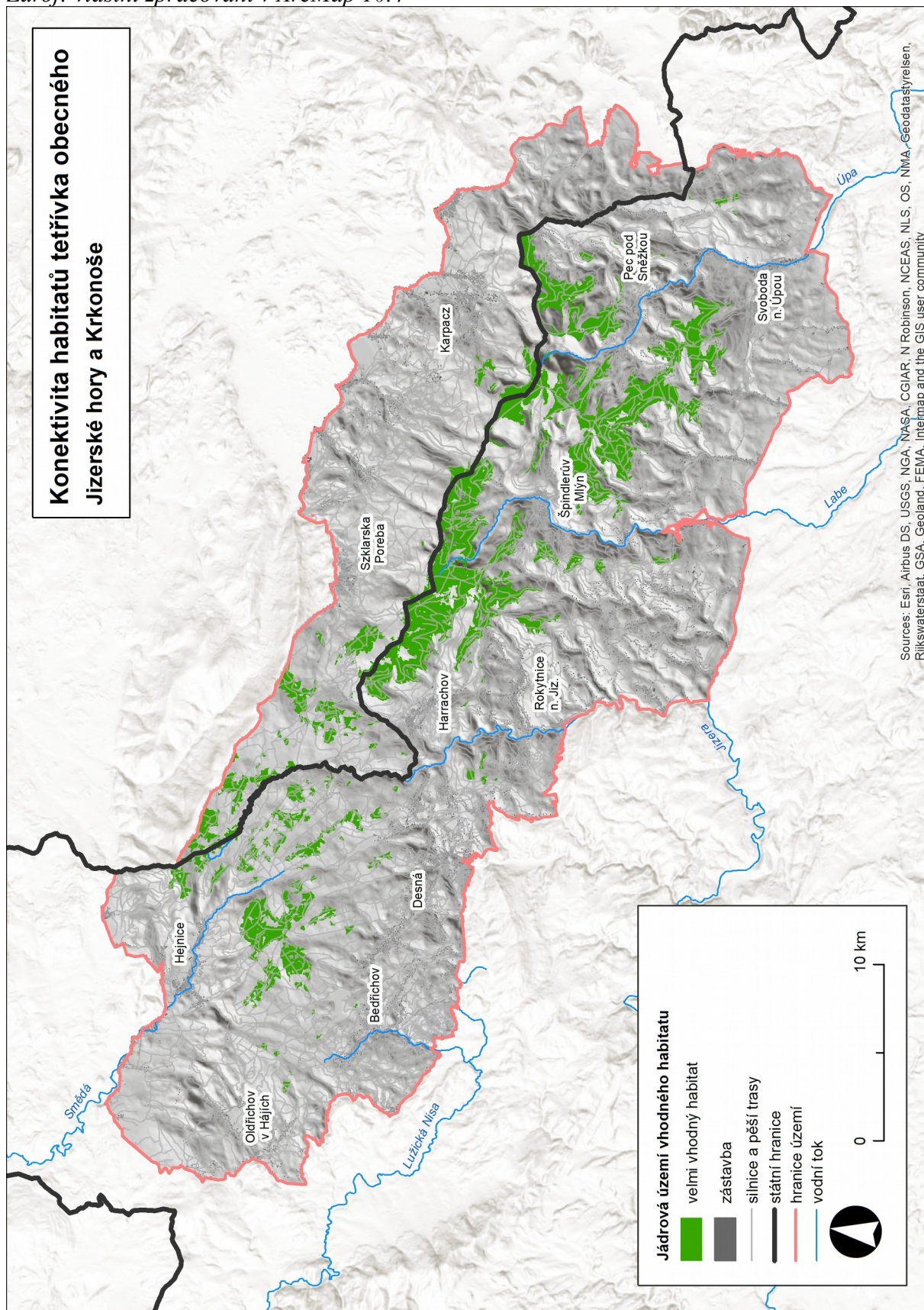
Příloha 6: Habitatová vhodnost pro tetřívka obecného

Zdroj: vlastní zpracování v ArcMap 10.4



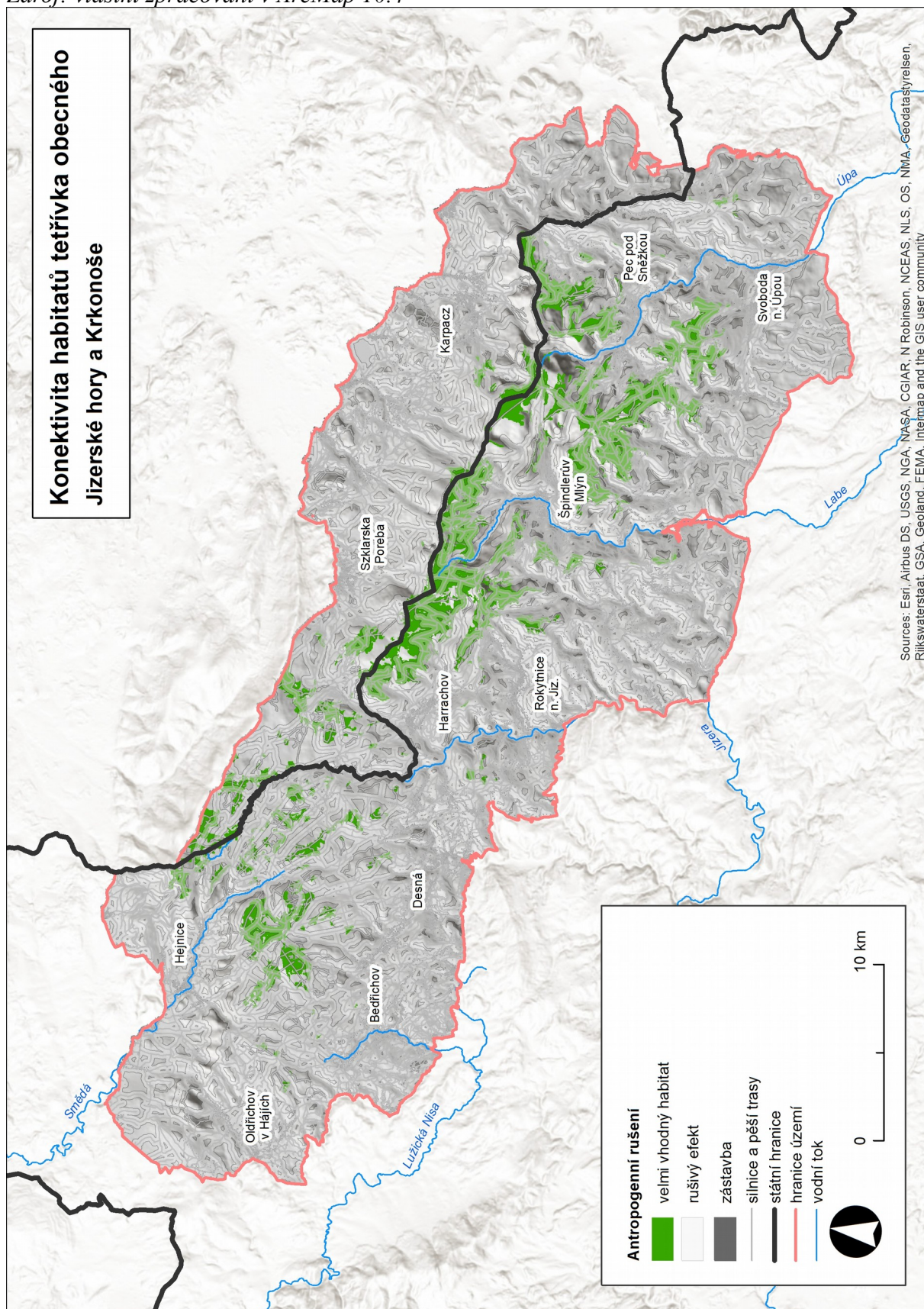
Příloha 7: Jádrová území vhodného habitatu

Zdroj: vlastní zpracování v ArcMap 10.4



Příloha 8: Jádrová území vhodného habitatu se zahrnutím rušivého efektu antropogenních struktur

Zdroj: vlastní zpracování v ArcMap 10.4



Příloha 9: Konektivita vhodných jádrových území - potenciální stav

Zdroj: vlastní zpracování v ArcMap 10.4

