

S počítačem na krkonošské tetřívky?

Jiří Flousek, Dušan Romportl, Vladimír Zýka

I to je možné. Počítačové modelování nám tetřívka sice nezachrání, ale jeho výstupy mohou významně pomoci při plánování různých praktických opatření v terénu, při regulaci návštěvnosti v rizikových lokalitách i při výchově návštěvníků. Při studiu ekologických nároků (nejen) živočišných druhů se významně uplatňuje habitatové modelování, které využívá možnosti geoinformačních technologií, dat dálkového průzkumu Země a pokročilých metod prostorové analýzy (např. Hirzel & Le Lay 2008, Elith & Leathwick 2009). Tyto metody, technologie a data umožňují rozsáhlé analýzy vztahů mezi

výskytem zájmových druhů a relevantními faktory prostředí (např. Franklin 2010, Guisan et al. 2017). Běžným přístupem je modelování aktuálního nebo potenciálního výskytu druhů (např. Thuiller et al. 2004, Hirzel et al. 2006, Basille et al. 2008), cílem pak stanovení potenciálu krajiny pro jejich trvalý či přechodný výskyt a zhodnocení významu jednotlivých faktorů prostředí pro jejich prostorové rozšíření. Habitatové modelování tak v současnosti patří mezi hojně využívané přístupy ochranné biologie (např. Huck et al. 2010, Basille et al. 2013, Guisan et al. 2013).

Obr. 1 Tetřívka obecná. Foto Zdeněk Patzelt



Nezbytné informace na úvod

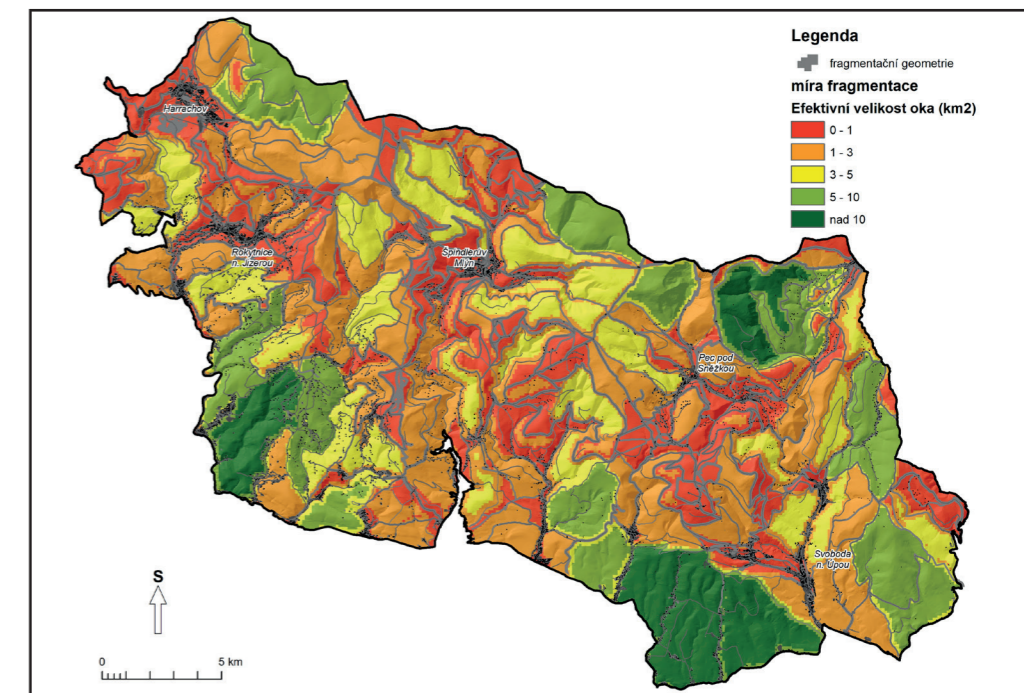
Krkonošský národní park je exponovaným chráněným územím s extrémní návštěvností (3,8 milionu osob, resp. 11,9 milionu návštěvních dní v roce 2018) a se značnou koncentrací antropogenních aktivit všeho druhu, které pronikají i do oblastí s převahou přírodních a přírodě blízkých biotopů. Dosavadní vývoj využití zdejší krajiny a zejména intenzita rekreačního tlaku na území s sebou přináší vysokou míru fragmentace antropogenními prvky (obr. 2), které vytvářejí významné bariéry z hlediska prostupnosti a využitelnosti krajiny pro volně žijící druhy živočichů.

Tetřívka obecná (*Tetrao tetrix*) představuje druh, který je přímo ohrožen intenzivním využíváním krajiny člověkem a její fragmentací. Vhodná stanoviště pro tetřívky sice stále ještě existují, ale jejich osídlení je významně limitováno rušivými vlivy lesnického či zemědělského hospodaření, zástavby, turistické infrastruktury nebo husté sítě komunikací.

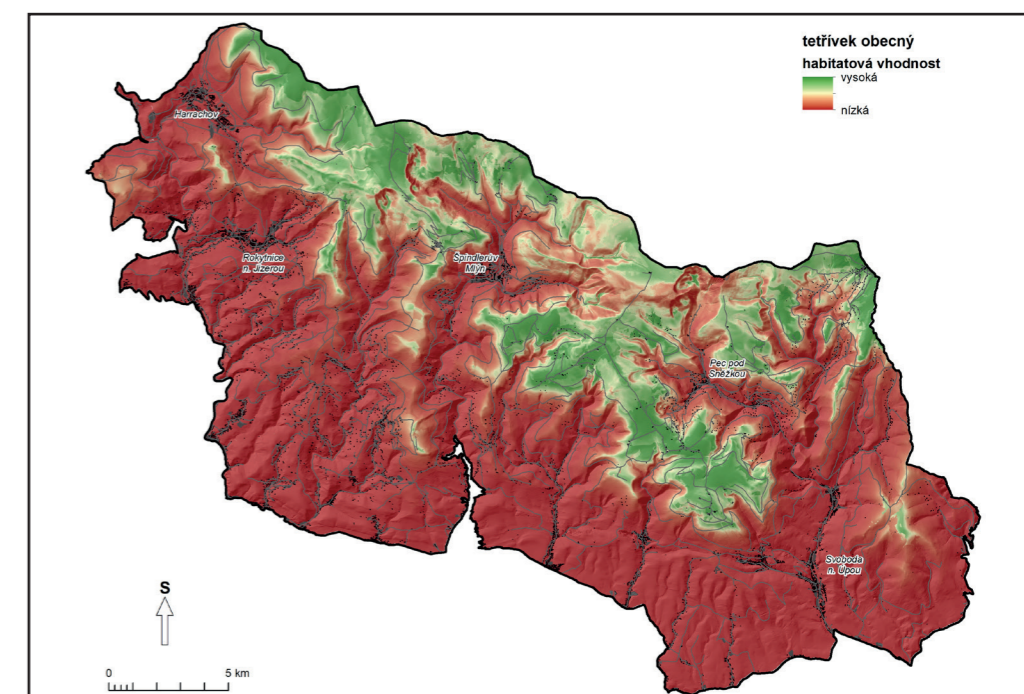
V Krkonoších a Jizerských horách přežívá druhá nejpočetnější populace tetřívky v České republice (Flousek 2019), s 80–100 tokajícími samci v roce 2020 se však blíží hranici přežití. Jen v Krkonoších klesla jejich početnost v posledních 20 letech o více než polovinu. Hlavním problémem tu není nedostatek vhodných biotopů, ale zejména fragmentace území a negativní vliv rekreačních aktivit (např. Patthey et al. 2008, Arlettaz et al. 2013, Formenti et al. 2015).

Jak jsme postupovali?

K habitatovému modelování jsme využili metodu MaxEnt (Phillips et al. 2006, Merow et al. 2013). Mezi environmentální proměnné byly zařazeny faktory vystihující základní abiotické gradienty prostředí (nadmořská výška, vertikální heterogenita reliéfu), habitatové charakteristiky (odvozené z Konsolidované vrstvy ekosystémů AOPK ČR a CzechGlobe – viz Hönigová & Chobot 2014) a faktory antropogenního rušení vyjádřené vzdáleností od zastavěných ploch, skiareálů (lanovky, vleky, sjezdovky) a cestní sítě. Veškeré komunikace byly navíc rozřazeny do tří kategorií podle intenzity provozu pěších návštěvníků, cyklistů a motorových vozidel – na málo, středně a intenzivně využívané (ke klasifikaci byly použity údaje z automatických sčítačů v terénu a expertní odhady terénních pracovníků Správy KRNP).



Obr. 2 Míra fragmentace Krkonošského národního parku a jeho ochranného pásma (čím červenější barva, tím vyšší fragmentace území). Zdroj: Zýka & Romportl 2018

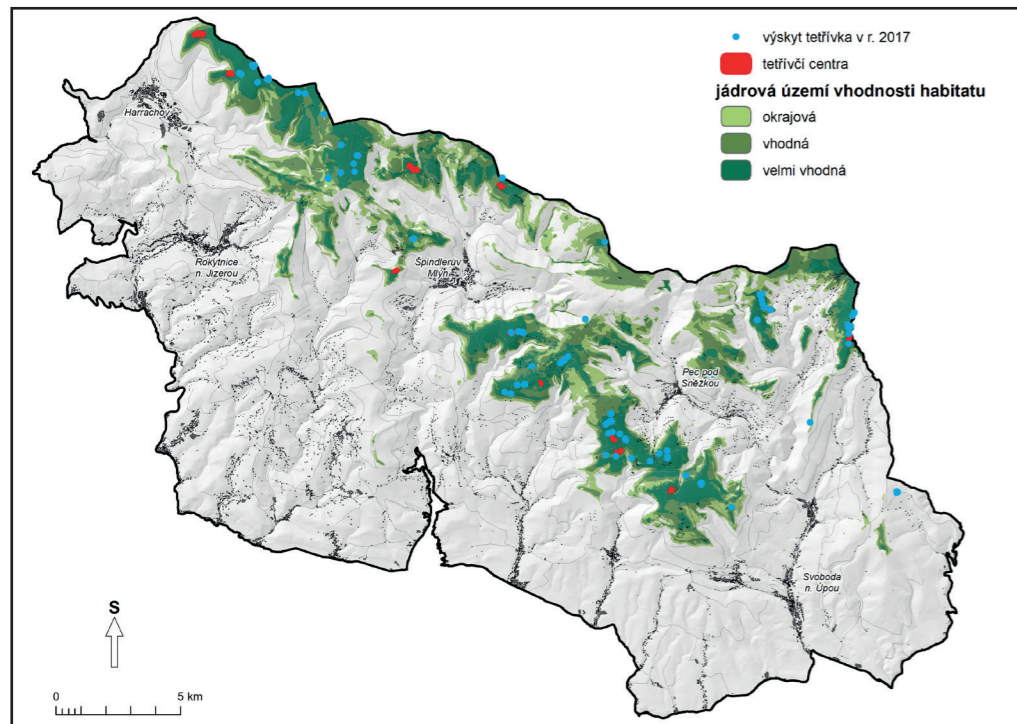


Obr. 3 Kontinuální habitatový model výskytu tetřívky v Krkonošském národním parku (čím zelenější barva, tím vhodnější habitat). Zdroj: Romportl & Zýka 2018

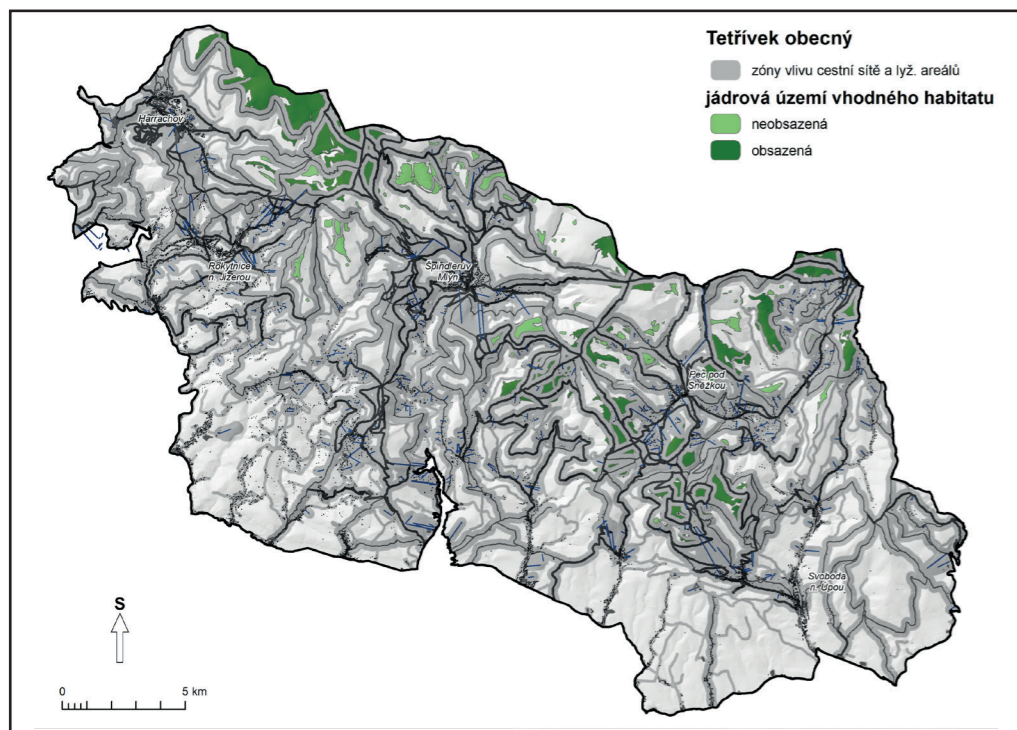
K modelování konektivity tetřívčích habitatů jsme zvolili tzv. cestu nejnižších nákladů (*least cost path* – Beier & Noss 2008). Její princip předpokládá alespoň základní znalost prostředí, ve kterém se organismus pohybuje. Metoda hledá, zjednodušeně řečeno, nejsnazší cestu do cíle, tedy propojení předem definovaných jádrových území či nášlap-

ných kamenů. K výpočtům byl využit program Circuitscape (McRae & Shah 2011) a nástroj Linkage Mapper (McRae & Kavanagh 2011).

Jako vstupní podklad pro veškerá hodnocení sloužila data z plošného mapování tokajících tetřívky na celém území KRNP během jara 1998–2017



Obr. 4 Jádrová území vhodných habitatů tetřívka bez zahrnutí rušivého vlivu cestní sítě a lyžařských středisek (červeně jsou vyznačena tzv. tetřívčí centra, která Správa KRNPAP vytvořila na podzim 2018 ke zvýšení nabídky a propojenosti tetřívčích biotopů; v roce 2020 tokali tetřívci na sedmi z nich, jejich výskyt však byl již prokázán na všech). Zdroj: Romportl & Zýka 2018



Obr. 5 Jádrová území vhodných habitatů tetřívka (obsazená/neobsazená v roce 2017) se zohledněným vlivem cestní sítě a lyžařských středisek (reálná varianta: odstupňovaný rušivý vliv málo-středně-intenzivně využívaných cest do vzdálenosti 50-200-200 m od nich). Zdroj: Romportl & Zýka 2018

(mapování dle standardní metodiky, většinou v tříletých intervalech; celkem 1480 záznamů). Takto získané údaje nám ukazují preferenci samců při výběru tokaniště, ale jen částečně vypovídají o hníz-

ním prostředí. Tady nám pomohly publikované studie, které uvádějí, že tetřívčí hnízda se nacházejí a mláďata jsou vychovávána v okruhu 100–1500 metrů od tokaniště (např. Cayford et al. 1989, Za-

wadska et al. 2015, Scridel et al. 2017). S ohledem na vysokou fragmentaci přírodního prostředí v Krkonoších jsme pracovali se spíše spodní hranicí uvedeného rozpětí a při přípravě habitatového modelu hodnotili biotopy z plochy kruhu o poloměru 500 m od každého tokajícího samce.

Pro hodnocení citlivosti tetřívků k různým typům rušení byla opět využita publikovaná data. Různé zdroje udávají únikovou/reakční vzdálenost tetřívků v rozpětí od 30 do 1000 metrů (nejčastěji 50–500 m) v závislosti na ročním období (největší – obvykle během toku, nejmenší – při inkubaci vajec, často rozdílné individuální reakce během vodění mláďat nebo zimování), na předchozích zkušenostech rušených ptáků nebo na typu a faktoru rušení (např. Currie & Elliott 1997, Zetler 2000, Ruddock & Whitfield 2007, Tost et al. 2020). Dopady rušivého efektu cestní sítě proto byly hodnoceny odstupňovaně – k cestám využívaným málo byla přiřazena úniková vzdálenost tetřívků 50 m, ke středně frekventovaným 200 m a u cest s intenzivním provozem se pracovalo se dvěma alternativami 200 nebo 500 m.

Při posuzování konektivity tetřívčích subpopulací jsme počítali s průměrnými přesuny adultních samců a samic do 1 km, resp. 5 km (např. Caizergues & Ellison 2002, Waren & Baines 2002, Marjakangas & Kiviniemi 2005), a s udávanou slyšitelností tetřívčího toku do vzdálenosti 3 km (Hjorth 1970).

Habitatový model

Habitatový model ukazuje vazbu tetřívka v Krkonoších na hřebenové partie hor při horní hranici lesa a nad ní (subalpínské a alpské trávníky s roztroušenými porosty kosodřeviny), na rozvolněné nebo nezapojené lesní porosty s mýtinami, na montánní i subarktická rašeliniště a další přirozená i sekundární bezlesí (obr. 3). Na základě výstupů habitatového modelu byla vymezena jádrová území výskytu tetřívka podle jejich obsazenosti při mapování v roce 2017 (obr. 4).

Takto postavený model však jen velmi omezeně hodnotí reálný vliv různých lidských aktivit – pohyb lidí na turistických a lyžařských trasách či cyklostezkách, provoz lyžařských areálů a lanovek, celoroční pohyby obslužných vozidel na komunikacích. Zejména hustá cestní síť představuje zásadní prvek, který limituje výskyt tetřívků na potenciálně vhodných plochách. Proto byly připraveny další modely dle předpokládaného rušivého vlivu

málo–středně–intenzivně využívaných cest – ve variantách 50–200–200 m pro jednotlivé kategorie intenzity (reálná varianta) a 50–200–500 m (pesimistická varianta) (obr. 5 a 6).

Dostupnost vhodného habitatu ale není omezena jen jeho izolovaností nebo mírou fragmentace bariérami různého typu, ale i disperzními schopnostmi tetřívka. Proto byla zpracována rovněž analýza dostupnosti fragmentů vhodného habitatu ve vzdálenostech 1, 3 a 5 km. Další „rozsekání“ jádrových území podle tohoto kritéria ukázalo už jen velmi omezenou nabídku funkčních habitatů (obr. 7).

Z analýzy vyplývá, že tetřívčí samci (s průměrnými přesuny do 1 km) v západních, středních a východních Krkonoších už mohou být od sebe izolováni. Optimističtější by mohla být situace u samic (s průměrnými přesuny do 5 km), kde stále ještě existuje reálná šance jejich přesunu, přinejmenším podél česko-polské státní hranice, v rámci celého pohoří. Špatně nevychází ani dosah slyšitelnosti tetřívčího toku (3 km), důležitý zejména pro přelety samic mezi tokaništi; s ohledem na úroveň hlukového znečištění území a citlivost tetřívků k hluku však bude skutečná vzdálenost slyšitelnosti asi výrazně nižší.

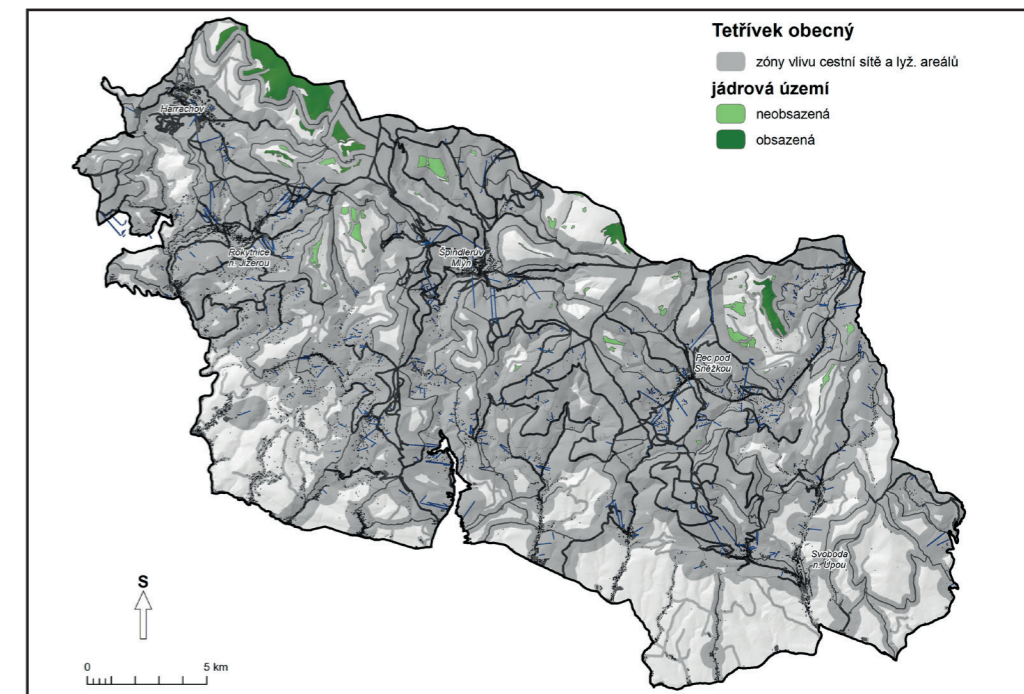
Pokud kvantifikujeme dopad různé míry výše zmíněných rušivých vlivů na velikost a charakter rozmištnění jádrových území, zjistíme zásadní degradaci vhodných habitatů. Z jejich celkové rozlohy přes 6600 ha jsou plně dvě třetiny negativně ovlivněny existencí antropogenních struktur v jejich blízkosti. V případě pesimistické varianty, kdy je uvažován maximální dosah rušivých efektů 500 m od intenzivně využívaných cest, se celková rozloha vhodného prostředí dokonce snížila jen na necelých 1100 ha. Podobně významně je ovlivněna rovněž prostorová struktura izolovaných plošek jádrových území – jejich počet se snižuje a klesá i průměrná velikost plošky (tab. 1). Tím se zvyšují migrační vzdálenosti pro nezbytný přesun tetřívků mezi vhodnými lokalitami a klesá tak celková konektivita habitatů a dílčích populací. A navíc, průměrná velikost plošky 24 ha se již blíží minimální velikosti souvislého vhodného biotopu potřebného pro hnízdění tetřívků, která se udává kolem 20 ha (např. Decout & Signer 2010, Patthey et al. 2012).

Propojení jádrových území

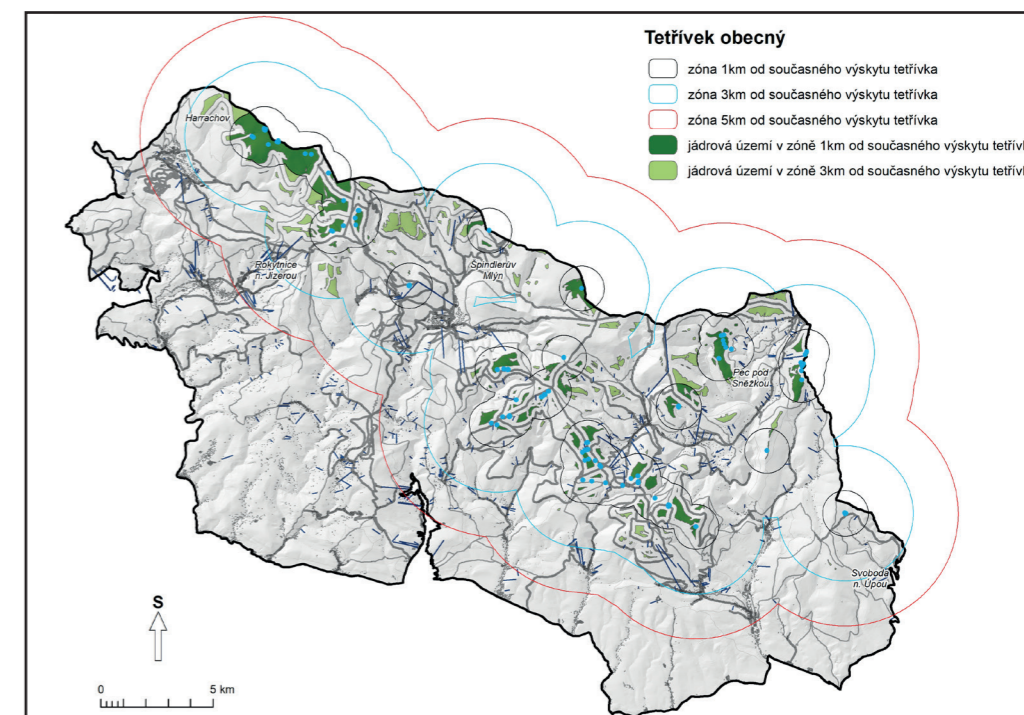
Výše popsané kroky následně umožnily modelovat konektivitu tetřívčích habitatů – kudy mohou vést optimální cesty tetřívků, aby se mohli přemis-

Tab. 1 Změny rozlohy a prostorové struktury jádrových území vhodného habitatu krkonošských tetřívků při různé intenzitě vlivu antropogenních aktivit a prvků. Zdroj: Romportl & Zýka 2018

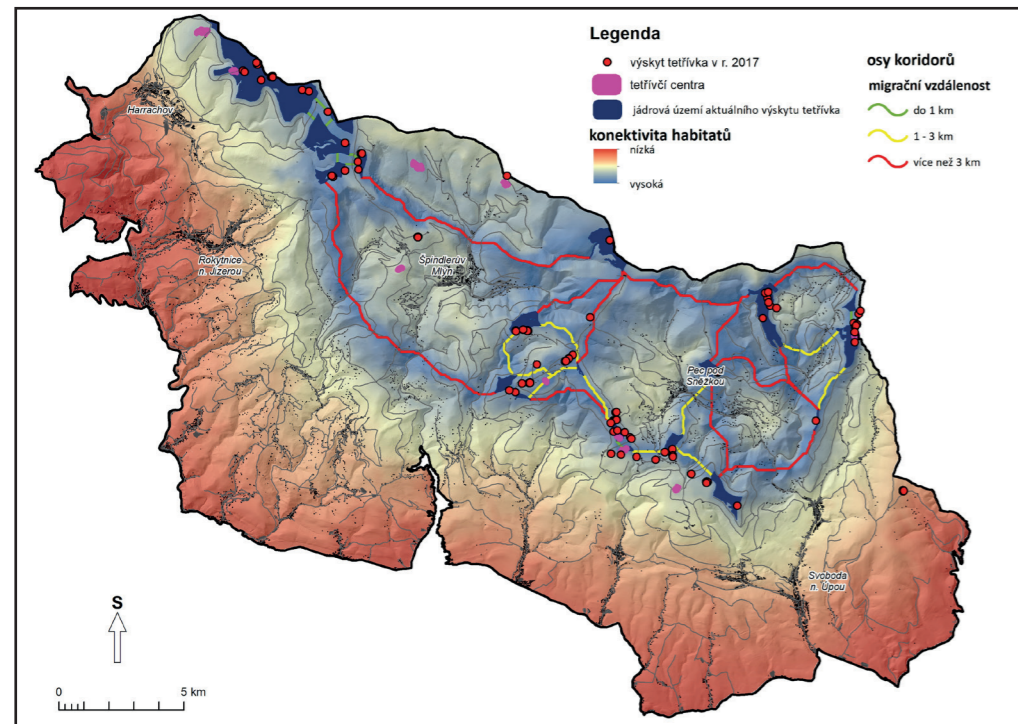
Rozsah jádrového území	Celková rozloha	Počet plošek	Prům. velikost plošky
Celková nabídka vhodných habitatů	6 616 ha	133	49,7 ha
Reálná nabídka (varianta 50–200–200 m)	2 214 ha	72	30,7 ha
Pesimistická nabídka (varianta 50–200–500 m)	1 089 ha	46	23,6 ha



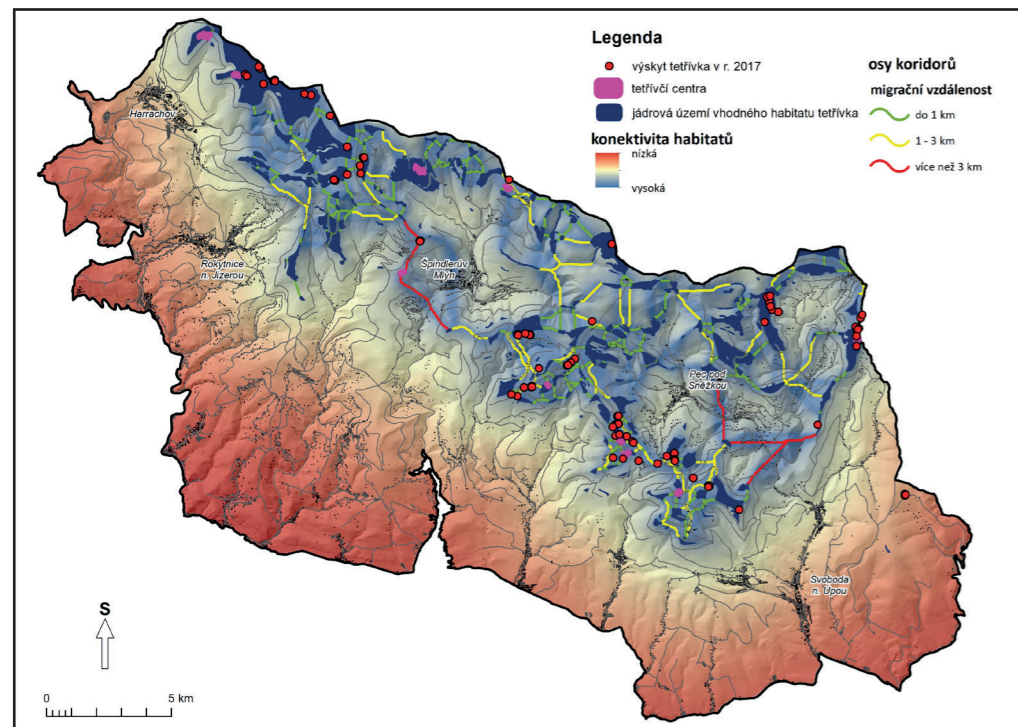
Obr. 6 Pesimistická varianta obr. 5 (rušivý vliv málo–středně–intenzivně využívaných cest do vzdálenosti 50-200-500 m od nich). Zdroj: Romportl & Zýka 2018



Obr. 7 Jádrová území vhodných habitatů tetřívka v různých zónách jejich dostupnosti (reálná varianta vlivu cestní sítě 50-200-200 m dle obr. 5; zóny dostupnosti 1-3-5 km). Zdroj: Romportl & Zýka 2018



Obr. 8 Model konektivity jádrových území vhodných habitatů tetřívky – aktuální stav (k roku 2017). Zdroj: Romportl 2018



Obr. 9 Model konektivity jádrových území vhodných habitatů tetřívky – potenciální stav. Zdroj: Romportl 2018

řovat alespoň mezi sousedícími ploškami jádrových území.

Model konektivity byl zpracován ve dvou variantách, které odrážejí současný stav i potenciál možného propojení lokalit vhodného habitatu. Model současného stavu konektivity (obr. 8)

představuje možné propojení plošek, které byly tetřívčkem obsazeny při mapování v roce 2017. Vystihuje tak aktuální stav populace, fragmentované do několika větších či menších subpopulací, které jsou od sebe v řadě případů vzdáleny více než 3 km. Navržené migrační koridory vystihují nejpravděpodobnější linie propojení jádrových úze-

mí, bez podrobného terénního šetření však nelze určit jejich skutečnou prostupnost pro tetřívky.

Model potenciální konektivity (obr. 9) je založen na všech jádrových územích vhodného habitatu tetřívky (viz obr. 4). Jeho výstup ukazuje pozitivnější obraz míry propojení potenciálně vhodných habitatů, kde značná část migračních koridorů nepřesahuje délku 1 km a jen několik málo je delších než 3 km. Opět je ale nutné vzít v úvahu reálnou prostupnost koridorů, která může být zásadně ovlivněna četnými rušivými aktivitami v území.

V každém případě však oba modely naznačují, že tetřívka je druhem velmi citlivým na pokles konektivity území (a nárůst míry jeho fragmentace), a proto i vhodným vlajkovým druhem pro ochranu propojenosti přírodních prvků v oblastech jeho výskytu (cf. např. Kurki et al. 2000, Geary et al. 2015).

Závěr

Krkonošský národní park samozřejmě není jediným územím u nás, kde se k ochraně tetřívky využívá podobný přístup. Habitatové modely pro všechny tetřevovité ptáky jsou zpracované pro území NP Šumava, dle krkonošských zkušeností se hodnotí i data z CHKO Jizerské hory. Ve výsledku bychom měli mít pokryté celé území krkonoško-jizerskohorské tetřívčí populace včetně polské části obou pohoří.

Výsledné doporučení krkonošského modelování je zřejmé a pro funkční národní park vlastně triviální: **Pro zachování životaschopné populace tetřívky obecného v Krkonoších a Jizerských horách stačí JEN důsledně chránit propojení ploch s biotopy vhodnými pro tento druh a nepřipustit další fragmentaci území rušivými strukturami a aktivitami.** Nezbytné je však si uvědomit, že rušivou činností znehodnocující vhodná stanoviště je i pouhý pohyb lidí mimo značené cesty v místech, kde tetřívci ještě žijí!

(Modely fragmentace, habitatů a konektivity pro území KRNP byly připraveny v rámci projektu MaGICLandscapes – Managing Green Infrastructure in Central European Landscapes, reg. č. CE 897.)



Seznam literatury je připojen k webové verzi článku na www.casopis.ochranaprirody.cz

Jan Knies

Petr Zajíček

Před 160 lety se narodil významný moravský učitel a badatel Jan Knies. Proslavil se napsáním několika děl publikace „Vlastivěda moravská“, významné byly jeho archeologické a paleontologické výzkumy v řadě krasových oblastí a v dalších lokalitách na Moravě. Své nálezy a další exponáty prezentoval

veřejnosti v malém krasovém muzeu, které nechal postavit na vlastním pozemku ve Sloupě v Moravském krasu. Výsledky své výzkumné, dokumentační i popisné práce zanechal dalším generacím v obsáhlém množství článků, separátů, brožur i v populárně naučných publikacích.



Jan Knies stojící vpravo v klobouku v Dolních Věstonicích během kongresu v roce 1924. Soukromý archiv a reprofoto Petr Zajíček

