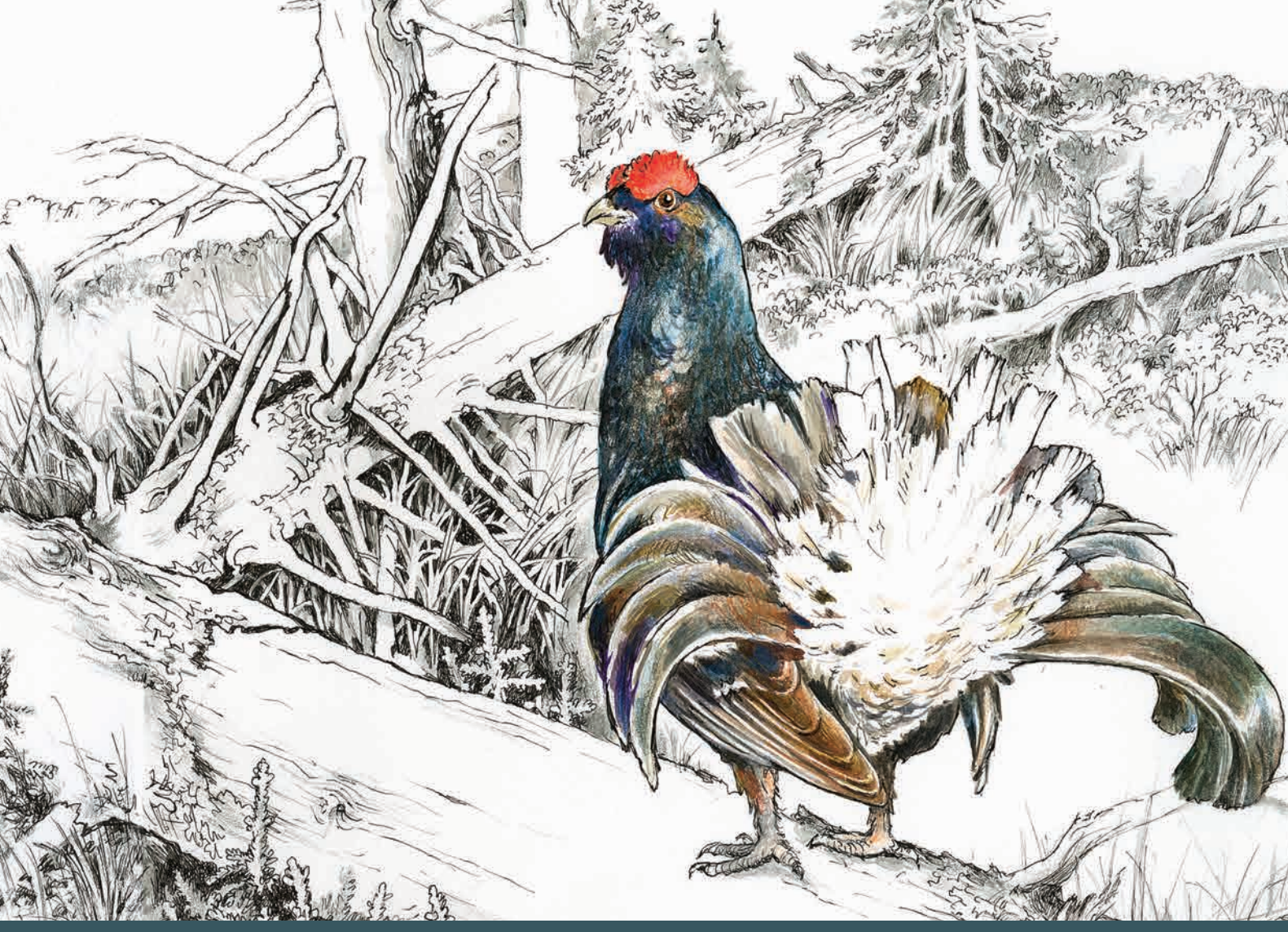


# TETŘÍVEK
## POSLEDNÍ ŠANCE?

KRKONOŠSKÝ NÁRO

MaB

*člověk a příroda*

***TETŘÍVEK – Poslední šance?***

Vydala Správa Krkonošského národního parku v roce 2023.

Text: © Václav Tomášek, Ondřej Volf, Karel Weidinger, Jana Svobodová, Barbora Rolečková, Petra Hájková, Dušan Romportl, Roman Juras, Aleš Vondrka, Karolina Mikslová, Hana Pelikánová, Kateřina Ševčíková, Vladimír Zýka, Eva Volfová

Ilustrace na titulní straně: © akad. mal. Renata Oppeltová

© Správa Krkonošského národního parku, 2023

Dobrovského 3, 543 01 Vrchlabí

ISBN: 978-80-7535-160-9

EVROPSKÁ UNIE
Evropský fond pro regionální rozvoj
Operační program Životní prostředí

# TETŘÍVEK
## POSLEDNÍ ŠANCE?

**VÁCLAV TOMÁŠEK, ONDŘEJ VOLF & KOLEKTIV**

Autoři

**Václav Tomášek, Ondřej Volf, Karel Weidinger, Jana Svobodová, Barbora Rolečková, Petra Hájková, Dušan Romportl, Roman Juras, Aleš Vondrka, Karolina Mikslová, Hana Pelikánová, Kateřina Ševčíková, Vladimír Zýka, Eva Volfová**

Editoři
**Václav Tomášek, Ondřej Volf, Karolina Mikslová, Hana Pelikánová**

Recenzent
**Karel Šťastný**

Koordinátoři projektu
**Jiří Flousek†, Karolina Mikslová**

Autoři fotografií
**Petr Šaj, Kamila Antošová, Václav Tomášek, Ondřej Volf, Hana Pelikánová, Pavel Blažek, Andrea Svobodová, Karolina Mikslová, Jiří Flousek, Artur Palucki, Luděk Petrilák**

Ilustrace
**Renata Oppeltová** (obálka)
**Klára Žabková** (doplňkové ilustrace v knize)

Mapy a mapové podklady

Jan Pačák – pracoviště informatiky Správy KRNAP

Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanesi, P., Martí, D., Anton, M., Klvaňová, A., Kalyakin, M. V., Bauer, H.–G. & Foppen, R.P.B. (2020). European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.

Šťastný, K., Randík, A., & Hudec, K. (1987). Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR 1973–1977. Academia, 483 s.

Šťastný, K., & Bejček, V. & Hudec, K. (2006). Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001–2003. Aventinum, Praha, 464 s.

Šťastný, K., Bejček, V., Mikuláš, I., & Telenský, T. (2021). Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2014–2017. Aventinum, Praha, 511 s.

Pracoviště autorů
**AOPK ČR, ČSOP Orchidea Valašsko**
**(Václav Tomášek)**
**Spolek Ametyst, Česká společnost ornitologická**
**(Ondřej Volf)**
**Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci**
**(Karel Weidinger)**
**Fakulta životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze**
**(Jana Svobodová)**
**Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR, v. v. i.**
**(Barbora Rolečková, Petra Hájková)**
**Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze**
**(Dušan Romportl)**
**Fakulta životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze**
**(Roman Juras)**
**Správa Národního parku Šumava**
**(Aleš Vondrka)**
**Správa KRNAP ve Vrchlabí**
**(Karolina Mikslová, Hana Pelikánová)**
**Moravský ornitologický spolek (středomoravská pobočka ČSO)**
**(Kateřina Ševčíková)**
**Výzkumný ústav Silva Tarouc pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i.**
**(Vladimír Zýka)**

Doporučená citace:

**Tomášek V., Volf O., Mikslová K., Pelikánová H. (eds) (2023): Tetřívek – Poslední šance? Správa KRNAP, s. 208, ISBN 978-80-7535-160-9**

NEPRODEJNÉ.

© Autoři textů

© Autoři fotografií a obrazového materiálu

© Správa KRNAP

# OBSAH










| | |
|---|---|
| Předmluva | 10 |
| Poděkování | 12 |
| **1 ÚVOD** | **14** |
| **2 EKOLOGIE A BIOLOGIE TETŘÍVKA** | **16** |
| 2.1 Charakteristika druhu | 18 |
| 2.2 Prostředí | 20 |
| 2.3 Potrava | 22 |
| 2.4 Rozmnožování | 26 |
| 2.5 Hnízdění | 29 |
| 2.6 Přizpůsobení tetřívků extrémním teplotám | 31 |
| 2.7 Přežívání | 32 |
| 2.8 Populační cykly | 36 |
| 2.9 Nevítaní hosté v těle tetřívků | 40 |
| **3 ROZŠÍŘENÍ** | **46** |
| 3.1 Aktuální rozšíření v Evropě | 48 |
| 3.2 Podrobná situace v okolních zemích | 49 |
| **4 VÝVOJ POPULACÍ TETŘÍVKA V ČR** | **56** |
| 4.1 Krkonošská populace tetřívka – ostrov tundry | 62 |
| 4.2 Jizerské hory – malá, ale důležitá populace | 64 |
| 4.3 Šumava a Boletice – kam se poděli? | 66 |
| 4.4 Krušné hory – poslední pevnost tetřívků u nás? | 68 |
| 4.5 Doupovské hory | 72 |
| 4.6 Poslední tok – zaniklé populace tetřívka u nás | 74 |
| 4.7 Závěrem k vývoji populací u nás | 76 |

**5. OCHRANÁŘSKÁ GENETIKA – CO VÍME O KONDICI POPULACÍ TETŘÍVKA V ČESKÉ REPUBLICE 78**

5.1 Z terénu do laboratoře 80

5.2 Jen kvalitní vzorky promluví 82

5.3 Poměr pohlaví 83

5.4 Genetická diverzita 84

5.5 Efektivní velikost populace 87

5.6 Analýza genetické struktury 88

5.7 Genetický odhad početnosti populací 92

5.8 Přelety 94

5.9 Co nám genetika o tetřívcích řekla? 96

**6 PROBLÉMY A OHROŽENÍ 100**

6.1 Predace tetřívků 101

6.2 Úbytek vhodných biotopů 126

6.3 Fragmentace a konektivita habitatů tetřívka v Krkonoších a v Jizerských horách 132

6.4 Rušení – poslední kapka 146

6.5 Technické překážky – smrtící nástrahy v letu 156

6.6 Klimatické proměny v českých pohořích 164

**7 MOŽNOSTI OCHRANY 172**

7.1 Repatriace aneb co je prostě odchovat nebo přivézt? 173

7.2 Záchrana tetřívka – zkušenosti napříč Evropou 176

7.3 Management – co skutečně funguje 182

7.4 Další opatření zásadní pro přežití tetřívků 187

7.5 Myslivost – tetřívka už nelovíme, ale… 196

**8 ZÁVĚR 198**

**9 O AUTORECH 200**

# PŘEDMLUVA

Eva Volfová









Duben 2007, ráno, ještě tma, chladný vzduch řeže do plic, voní rašelina. Jdeme k Pramenáči a kolem bublají tetřívci. Hádáme, zda je jich 12, nebo 14, je těžké od sebe oddělit jednotlivé hlasy. Opodál dalších 10. Ještě v devadesátých letech jsme v Krušných horách zažili hromadná tokaniště s desítkami ptáků, tak se sice zdá tetřívků dost, ale již vidíme sestupný trend. Když procházíme stejnými místy za ranního rozbřesku dnes, stěží zaslechneme osamělé tokající jedince.

Tato kniha je věnována tetřívkovi obecnému a také Jiřímu Flouskovi, který stál u všeho, co se týkalo tetřívka v Krkonoších, a tedy i projektu Krkonošsko-jizerskohorská populace tetřívka obecného, jehož je kniha součástí.

Jirka Flousek byl fenoménem v systematickém přístupu k ochraně ptáků, od mapování, výzkumu a aplikace poznatků do ochranářské praxe až k hodnocení vlivů. Byl jedním z našich prvních přírodovědců, kteří se zabývali vlivem klimatické změny na přírodu a také tetřívkem jako symbolem Krkonoš.

Vloni v červnu 2022 jsme se náhle dozvěděli, že Jirka je v nemocnici s „nějakou infekcí". V létě bylo zřejmé, že plánovanou knížku o tetřívkovi nebude moci napsat, a na podzim se pak definitivně uzavřela pouť jeho života. Knížka tak sice navazuje na jeho celoživotní dílo, ale písmenka do vět již museli skládat ornitologové z dalších generací. Všem, kdo se na ní podíleli, editorům, autorům i spoluautorům, patří velký dík, že ji dotáhli do úspěšného konce a vy dnes můžete držet v ruce hotovou publikaci.

Kniha shrnuje současné poznání tetřívka, provází nás jeho ekologií a biologií, celkovým rozšířením i výskytem v Česku, složitostmi ochranářské genetiky a v neposlední řadě souhrnem problémů, ohrožujících faktorů i návrhů řešení a možnostmi jeho ochrany. Podstatnou měrou se zaměřuje na krkonošsko-jizerskohorskou populaci. V rámci zmíněného projektu se totiž v Krkonoších a v Jizerských horách realizovaly studie a aktivity zaměřené na dílčí problematiky – na rušení tetřívků, fragmentaci prostředí, predaci nebo genetiku, ale také na zabezpečování oplocenek a lan lyžařských vleků proti kolizím, a proto jim je v knize věnován takový prostor. Jedním z cílů publikace je kromě přiblížení problémů tetřívka širší veřejnosti právě prezentace výsledků projektu a poskytnutí přehledu aktuálních poznatků odborné veřejnosti.

V knize se mísí populárně-naučný styl s odbornými texty. Současně se kapitoly navzájem různí stylem autorů, jejichž osobitý přístup byl cíleně zachován. Každá z kapitol je zakončena krátkým shrnutím, kde se čtenář dočte to zásadní, a pro vysvětlení složitějších odborných pasáží může nalézt nápovědu v boxech. V podrobných kapitolách pak najde odpovědi na všechny možné „tetřívčí mýty".

Tetřívek je indikačním druhem, ukazuje na stav prostředí jako celku. V jeho biotopu musí dobře fungovat vodní režim, nesmí chybět ani přebývat živiny důležité pro rozvoj rostlin vytvářejících různorodé prostředí s dostatkem hmyzu jako potravy a s otevřenými místy pro tokaniště. Důležitá je dostatečná velikost a klid. Krajina, která před sto lety vyhovovala tetřívkovi, by se líbila i nám. Byla odolná, pestrá a mnohem zdravější. Ochranou tetřívka můžeme pomoci sami sobě, aby se v naší krajině dalo žít.

Tetřívky už skoro známe jménem, je jich u nás posledních několik stovek. Jejich odcházení je pro nás varovné. Za našeho života jsme svědky prudkých změn vedoucích k degradaci prostředí. Emise oxidu uhličitého způsobují změnu klimatu, jejíž následky ani nedovedeme nahlédnout. Teplota u nás nejspíš vzroste o několik stupňů, takže zmizí prostředí pro spoustu druhů, včetně tetřívka. A to je jen jeden z důvodů klesající křivky biodiverzity. Zatím to vypadá, že přes všechna varování vědců nejsme schopni rychlé protiakce.

Tetřívci v Česku naštěstí nejsou poslední na světě. Ve velké části pásu boreálních lesů se zatím zdají populace nekonečné, i když o jejich trendech máme jen málo informací. Nemusí to však být na dlouho, protože důsledky klimatické změny způsobené člověkem pochopitelně zasahují i severské biotopy.

V názvu knížky je kladena otázka, zda má tetřívek ještě šanci. Jsou ukázány směry, jakými se může celková ochrana druhu ubírat. Jejich uplatnění je ale potřebné v širším měřítku. My ochranáři a biologové potřebujeme spolupráci mnoha dalších profesí – lesníků, zemědělců, projektantů, politiků nebo odborníků na komunikaci, ale také všech ostatních lidí, jimž osud krajiny a jejích obyvatel leží na srdci.

# PODĚKOVÁNÍ

Knihu, kterou právě držíte v ruce, by nebylo možné dokončit bez obrovského pracovního nasazení, vytrvalosti a nadšení všech autorů, kterým patří velký dík. Podařilo se tak ucelit výstupy dlouholetého projektu, kterému Jiří Flousek, zesnulý zoolog Správy KRNAP, věnoval nemalé úsilí. Aktuální poznatky, které se mu ve spolupráci s odborníky podařilo díky projektu nashromáždit, tak nezůstanou v šuplíku a budou volně dostupné každému.

Za pečlivé pročtení vybraných textů a připomínky děkujeme Janě Svobodové (kapitola o genetice) a Josefu Harčarikovi (kapitola o proměnách klimatu).

Za poskytnutí dat k prezentaci vývoje populací tetřívka v Jizerských horách a připomínkování této podkapitoly děkujeme Jitce Feřtové.

Miluši Tomáškové vděčíme za prvotní konzultace k jazykovým úpravám textů.

Jitce Chlebounové a Michalu Chlebounovi z firmy imprimis, s. r. o., děkujeme za zpracování jazykových korektur.

Leoši Erbenovi z vydavatelství Gentiana mnohokrát děkujeme za grafické zpracování, předtiskovou úpravu rukopisů a závěrečné dolaďování publikace. Za poskytnutí fotografií a dalšího obrazového materiálu děkujeme Petru Šajovi, Kamile Antošové, Václavu Tomáškovi a Ondřeji Volfovi. Za krásné ilustrace děkujeme Renatě Oppeltové a Kláře Žabkové. Za přípravu mapových podkladů a zejména za vytvoření tetřívčí gisové aplikace patří poděkování Janu Pačákovi.

Recenzentovi Karlu Šťastnému děkujeme za důkladné pročtení rukopisu, cenné připomínky a komentáře.

Na tomto místě bychom rádi poděkovali také nekonečné řadě lidí, kteří se různým způsobem podíleli na průběhu celého projektu *Krkonošsko-jizerskohorská populace tetřívka obecného*:

Všem autorům a také Pavlu Voničkovi a Richardu Višňákovi děkujeme za sběr dat a precizní zpracování dílčích studií pro tento projekt, ze kterých vznikaly kapitoly v knize a které nadále slouží jako stavební kámen probíhajících aktivit na ochranu tetřívka.

Zvláštní poděkování patří těm, již se podíleli na genetické studii intenzivním sběrem genetických vzorků v terénu. Byli to Václav Tomášek (který dodal téměř polovinu všech vzorků), Ondřej Volf, Jiří Flousek, Aleš Vondrka, Hana Malíková, Jitka Feřtová, Jiří Vondrka, Jiří Zelenka, Jitka Zenáhlíková, Libor Pospíšil, Pavel Vonička, Pavla Čížková, Jaroslav Červenka, Filip Chrapan, Michal Štěpánek, Václav Holý, Pavel Hubený, Romana Roučková, Martin Starý, Vladimír Dvořák, Oldřich Bušek, Radomír Martinek, Tomáš Korytář, Václav Jansa, Ladislav Valenta, Pavlína Hakrová, Kamil Klusák, Roman Mráz, Štěpán Rosenkranz, Antonín Blomer, Jaroslav Rejdák, Jiří Hušek ml., Jiří Marek, Aleš Kučera, Zdeněk Nachlinger, Ondřej Šmíd, Luděk Švejda, Aleš Ramach, Lukáš Kovár, Michal Porteš, Tomáš John, Václav Braun, Sascha Homburg, Petr Marek, David Půbal, Bobeš (pes), Hubert Závodský, Kamila Antošová, Libor Dostál, Ludmila Harčariková, Martin Blažek, Martin Pudil, Petr Blažek, Petr Slavíček, Kristýna Falková, Václav Hřebek, Josef Schmid, Jiří Kadoch, Tomáš Peterka, Reinhold Gaisbauer, Robert Stockinger, Eva Zelenková a Kateřina Ševčíková. Evě Holánové a Haně Pelikánové patří poděkování za pomoc s laboratorními analýzami a Ondřeji Mikulovi a Dagmar Čížkové za pomoc s výpočetními analýzami.

Norbertu Tippeltovi (z firmy Snowtech), Petru Noskovi a Pavlu Johnovi děkujeme za skvělou spolupráci při realizaci zabezpečování lyžařských vleků a drah v Krkonoších proti kolizím.

Za všestrannou podporu děkujeme řediteli Krkonošského národního parku Robinu Böhnischovi a v neposlední řadě Josefu Talábovi a Štěpánce Machové za pečlivou administrativu projektu.

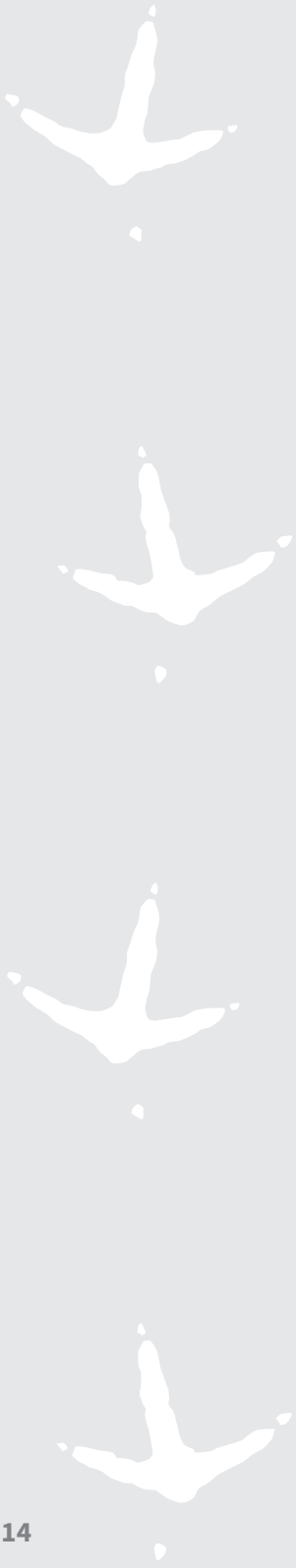
Nelze zapomenout na vřelé díky všem rodinám a blízkým za trpělivost, pochopení a morální podporu.

Projekt *Krkonošsko-jizerskohorská populace tetřívka obecného* byl financován Evropským fondem pro regionální rozvoj z Operačního programu Životní prostředí 2014–2020. Děkujeme.

# 1

# ÚVOD

Václav Tomášek



Tato kniha pojednává pouze o jednom jediném druhu živočicha – tetřívku obecném. Jde o druh u nás vzácný, a proto je zvláště chráněný jak českou legislativou (zákonem č. 114/92 Sb., o ochraně přírody a krajiny), tak i evropskými zákony coby evropsky významný druh. Tetřívek obecný už obecný není ani trochu. Je dokonce pravým opakem běžných druhů. Počet lokalit jeho výskytu i počet jedinců u nás klesl za posledních 70 let o více než 90 %. Potkat jej v naší přírodě je dnes malý zázrak.

Proto se autoři této knížky zaměřili na hledání příčin, které k tomuto úbytku vedly. Otázkou není pouze to, jak pomoci tetřívkovi, ale i jak ochránit ekosystémy, které obývá. Význam tetřívka je totiž učebnicovým příkladem deštníkového druhu (tj. druhu, jehož ochrana může současně zajistit podmínky pro přežití dalších necílových druhů fauny a flóry vyskytujících se na stejné lokalitě nebo ve stejné oblasti). Dosud však není zcela zřejmé, jaká je pozice tetřívka coby druhu klíčového pro fungování jeho primárních biotopů ve vazbě na ekosystémy rašelinišť či rozvolněných lesů a přirozeného bezlesí. Vzhledem k ochraně prostředí, které tetřívek využívá, je nesporná i jeho role coby vlajkového druhu, tedy charismatického druhu, veřejností obdivovaného například pro jeho vzhled, kulturní, hospodářský nebo náboženský význam. Díky oblibě vlajkových druhů (typickým příkladem je třeba panda velká) se v místě jejich výskytu lépe vysvětlují problémy ochrany přírody a je jednodušší získat podporu společnosti na řešení těchto problémů. Biotopy tetřívka mají vyšší biodiverzitu než okolní prostředí a také etologie tohoto impozantního ptáka ztělesňuje určitý kulturní odkaz pro lidské poznání a dědictví. Tok tetřívčích kohoutů lidé poznali již v dávné historii, což dokládají malby i myslivecké artefakty ze středověku. Obecný popis druhu je na následujících stránkách pouze velmi stručný. Čtenář se totiž o zbarvení či hlasu tetřívka může dozvědět v každém atlase ptáků, či ještě lépe si jeho chování může prohlížet celé hodiny v nespočtu videí dostupných na internetu. Hlavním posláním tohoto díla je upozornit na probíhající vymírání tetřívka v České republice a pokusit se s tím něco udělat.

Obr. 1 Samec tetřívka obecného. Foto Petr Šaj.

Kniha přináší výsledky vlastních výzkumných aktivit sledujících příčiny úbytku tetřívka, popisuje všechny známé okolnosti, které předcházely současnému špatnému stavu populací, a jde ještě dál. Ukazuje řešení ve formě návrhů opatření na záchranu černého rytíře, jak se tetřívkovi přezdívá, aby se i následující generace mohly kochat tímto překrásným ptačím fenoménem a žít ve stínu jeho ekosystémů.

Projekt na záchranu a podporu tetřívka obecného se zrodil v hlavě Jiřího Flouska, zesnulého zoologa Krkonošského národního parku. Jirka se tetřívkovi věnoval dlouhodobě, dá se říci celý život. Nejprve zavedl v 90. letech pravidelné tříleté sčítání tokajících kohoutů, vytvořil rešerše ze zahraničních výzkumů a zasazoval se o podporu klidových oblastí v Krkonoších. Sepsal o tetřívkovi mnoho osvětových článků a prezentací a v roce 2015 začal připravovat tento projekt, jehož výstupy již nemohl dokončit sám. Podaří-li se pokračovat v Jirkově usilovné práci s tetřívkem a ochranou jeho prostředí, věříme, že bude mít tetřívek šanci na přežití a třeba i rekolonizaci původních stanovišť.

# 2

# EKOLOGIE A BIOLOGIE TETŘÍVKA

Jana Svobodová
Václav Tomášek

Obr. 1 Tetřívek obecný. Foto Petr Šaj.

# 2.1 Charakteristika druhu

Tetřívek obecný (*Lyrurus tetrix* Linnaeus, 1758) patří do čeledi bažantovití (Phasianidae) a do podčeledi tetřevovití (Tetraoninae). Podle fylogenetických studií je jeho nejbližším příbuzným tetřívek kavkazský (*Lyrurus mlokosiewiczi*), dále pak tetřev hlušec (*Tetrao urogallus*) spolu s bělokury (*Lagopus* spp.), a nikoliv jeřábek lesní (*Tetrastes bonasia*), jak jsme se dlouho mylně domnívali (1, 2).

Tetřívek se vyznačuje nápadným sexuálním dimorfismem (obr. 2, 3). Kohout je černě zbarvený s modravým leskem, s bílou páskou přes křídlo a s bílými křídelními i podocasními krovkami. Vykrojený ocas je po stranách tvořen lyrovitými rýdovacími pery. Nad očima jsou nápadné sytě červené rohovité útvary zvané „poušky".

Slepička je oproti tomu krypticky zbarvená (přirozeně maskovaná v obývaném prostředí). Hlava i tělo jsou hnědé s tmavým pruhováním či s kapkovitými skvrnami. Pera na prsou a na bocích mají bílé lemy, také spodní krovky ocasní jsou bílé s tmavohnědými pruhy. Dospělý kohout váží až 1,5 kg a slepička asi 1 kg (3, 4). Běháky včetně prstů jsou opeřené a tmavohnědé.

Tetřívek je přes svou poměrně značnou velikost v přirozeném prostředí nenápadný. Jeho nenápadnost tkví zejména v opatrném až bázlivém chování. Kromě období toku žijí obě pohlaví skrytě a odděleně. Přes den tráví čas ponejvíce na zemi, avšak občas hřadují na větvích stromů, kde vyhledávají potravu a také tu spí (5). Tetřívci létají relativně neobratně, rychlé mávání křídel se střídá s klouzavým letem s prohnutými křídly.

Jelikož o tetřívkovi byla publikována celá řada vědeckých či populárně naučných textů, v následujících kapitolách jsme se pokusili stručně shrnout pouze významné poznatky o jeho biologii a ekologii. V této knize je termín tetřevovití používán pro označení skupiny ptáků, která dnes podle nejaktuálnějších taxonomických pravidel patří jako podčeleď tetřevovití (Tetraoninae) do čeledi bažantovití (Phasianidae) viz Box: Taxonomie. Dříve se jednalo o samostatnou čeleď tetřevovití (Tetraonidae), kam se řadili bělokuři, jeřábci (*Tetrastes* spp.), tetřevi (*Tetrao* spp.) a tetřívci (*Lyrurus* spp.). Tato skupina ptáků bývá označována také jako lesní kuři.

**Box: Taxonomie tetřívka obecného (*Lyrurus tetrix*)**

Říše: živočichové (Animalia)

Kmen: strunatci (Chordata)

Podkmen: obratlovci (Vertebrata)

Třída: ptáci (Aves)

Podtřída: letci (Neognathae)

Řád: hrabaví (Galliformes)

Čeleď: bažantovití (Phasianidae)

Podčeleď: tetřevovití (Tetraoninae)

Rod: tetřívek (*Lyrurus*)

**Literatura**


1. Lucchini, V., Höglund, J., Klaus, S., Swenson, J. & Randi, E. Historical Biogeography and Mitochondrial DNA Phylogeny of Grouse and Ptarmigan. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 20: 149–162 (2001).

2. Huang, Z. & Ke, D. Organization and variation of the Tetraonidae (Aves: Galliformes) mitochondrial DNA control region, *Mitochondrial DNA Part B*, 2: 568–570 (2017).

3. Červený J., Myslivost, *Ottova encyklopedie*, 2. upr. vyd. (Ottovo nakladatelství, 2010).

4. Hudec, K., Šťastný, K., a kol., *Fauna ČR, Ptáci, 2/I*. (Academia Praha, 2005).

5. de Juana, E., Kirwan,G., M., Boesman P., F. D. Black Grouse (*Lyrurus tetrix*), version 1.1. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA (2021).

Obr. 2 Samec tetřívka obecného. Foto Petr Šaj.

Obr. 3 Nenápadná samička tetřívka. Foto Petr Šaj.

## 2.2 Prostředí

V porovnání s ostatními lesními kury využívá tetřívek různé typy prostředí. Nejvíce je spojován s porosty raných sukcesních stadií s rašeliništi a s lesními okraji, které mu poskytují dostatečnou potravní nabídku a zároveň úkryt před predátory (např. 1, 2, 3, 4). Tetřívek byl zjištěn také ve vzrostlých lesích prostoupených pasekami, nikdy se však nejednalo o oblasti se zapojeným korunovým patrem (5, 6, 7). Ve fragmentované krajině západní a střední Evropy obývá tetřívek i další typy prostředí, jako jsou vřesoviště, alpínské louky a pastviny v horských oblastech (3, 8, 9). Mladé lesní porosty jsou v našich podmínkách velmi husté, zpravidla až se 100% korunovým zápojem. To je dáno způsobem pěstování lesů, kde hlavním cílem je rychlá produkce dřevní hmoty na malé ploše. Takové lesy tetřívek nedokáže využívat, a proto z odrůstajících výsadeb například na imisních holinách Krkonoš, Jizerských či Krušných hor velice rychle vymizel (10). Zapojené porosty do 10 m výšky mohou tetřívkovi doplňkově poskytnout potravu či úkryt před nepříznivými povětrnostními podmínkami (11, 12). Jejich plocha však nesmí v tetřívčím prostředí dominovat.

Obr. 4 Občas tetřívky můžeme spatřit, jak hřadují na větvích stromů. Foto Petr Šaj.

Obr. 5. Popeliště tetřívka v tetřívčím centru. Foto Václav Tomášek.

**Literatura**


1. Børset, E. Black grouse *Lyrurus tetrix* and capercaillie *Tetrao urogallus* brood habitats in Norwegian spruce forest. *Oikos*, 24: 1–7 (1973).

2. Brittas, R. & Willebrand, T. Nesting habitats and egg predation in Swedish Black Grouse. *Ornis Scandinavica*, 22: 261–263 (1991).

3. Baines, D. Seasonal differences in habitat selection by Black Grouse *Tetrao tetrix* in the northern Pennines, England. *Ibis*, 136: 39–43 (1994).

4. Svobodová, J., Bejček, V., Málková, P. & Šťastný, K. Nízké přežívání tetřívků obecných (*Tetrao tetrix*) v sukcesních stádiích lesních porostů Krušných hor. *Sylvia*, 47: 77–88 (2011).

5. Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M. & Bezzel, E. Handbuch de Vögel Mitteleuropas. Band 5, Galliformes und Gruiformes. *Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden* (1981).

6. Klaus, S., Bergmann, H.–H., Marti, C., Müller, F., Vitovič, A. O. & Weisner, J. Die Birkhühner. Die Neue Brehm Bücherei, *Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt* (1990).

7. Storaas, T. & Wegge, P. Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of Capercaillie and Black Grouse. *Journal of Wildlife Management*, 51: 167–172 (1987).

8. Starling-Westerberg, A. The habitat use and diet of Black Grouse *Tetrao tetrix* in the Pennine hills of northern England. *Bird Study*, 48: 76–89 (2001).

9. Sittenthaler, M., Kunz, F., Szymusik, A., Grünschachner-Berger, V., Krumböck, S., Stauffer, C. & Nopp-Mayr, U. Fine-scale genetic structure in an eastern Alpine black grouse *Tetrao tetrix* metapopulation. *Journal of Avian Biology*, 49: jav-01681 (2018).

10. Šťastný, K., Bejček, V., Mikuláš I & Telenský T. *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2014–2017*. (Aventinum, 2021).

11. Signorell, N., Wirthner, S., Patthey, P., Schranz, R., Rotelli, L. & Arlettaz, R. Concealment from predators drives foraging habitat selection in brood-rearing Alpine black grouse *Tetrao tetrix* hens: Habitat management implications. *Wildlife Biology* 16, 249–257 (2010).

12. White, P.J.C., Warren, P.K. Baines, D. Forest expansion in Scotland and its potential effects on black grouse *Tetrao tetrix* conservation. *Forest Ecology and Management*, 308: 145–152 (2013).

## 2.3 Potrava

Tetřívci jsou jednoznačně herbivoři, ale příležitostně a selektivně v některých fázích ročního životního cyklu nepohrdnou ani dalšími složkami potravy. Důležitou část jejich potravy téměř po celý rok tvoří brusnice (*Vaccinium* L.) a vřes obecný (*Calluna vulgaris*), a to hlavně díky díky své vysoké energetické hodnotě a obsahu bílkovin (1, 2).

V létě je potrava doplňována semeny a částmi trav, včetně typické rostliny našich rašelinišť – suchopýru pochvatého (E*riophorum vaginatum*; 3). V zimní potravě převládají jehlice a pupeny, jehnědy různých druhů dřevin (1, 4). V českých horách jde hlavně o borovici kleč (*Pinus mugo*) a modřín opadavý (*Larix decidua*), které jsou lépe stravitelné než další v potravě běžně zastoupené jehlice smrku ztepilého (*Picea abies*). Z listnatých dřevin pak dominují bříza bělokorá (*Betula pendula*) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*; 5). Oproti dospělcům se kuřata v prvních dvou až třech týdnech života živí různými bezobratlými (hlavně hmyzem). Nejvíce jsou zastoupeny housenky motýlů, larvy blanokřídlých a mravenci (6, 7, 8). Postupně však kuřata přecházejí na vegetariánskou stravu, kterou ze začátku tvoří převážně plody klikvy bahenní (V*accinium oxycoccos*) a brusinek (*Vaccinium* spp.).

Stejně jako ostatní hrabaví ptáci pojídá i tetřívek z našeho hlediska nezvyklou laskominu – drobné kamínky. Tyto tzv. gastrolity nebo též grit mu slouží k mechanickému rozmělňování těžko stravitelné potravy. Proto v jeho domovském okrsku vždy najdeme místa s větším množstvím drobných kamínků jako jsou vývraty stromů, břehy potůčků, štěrkové cesty (9).

**Literatura**


1. Ponce, F.M.J. Le régime alimentaire du Tétras-lyre. *Gibier Faune Sauvage*, 4: 429–448 (1987).
2. Baines, D. Seasonal differences in habitat selection by Black Grouse *Tetrao tetrix* in the northern Pennines, England. *Ibis*, 136: 39–43 (1994).
3. Starling-Westerberg, A.: The habitat use and diet of Black Grouse *Tetrao tetrix* in the Pennine hills of northern England. *Bird Study*, 48: 76–89 (2001).
4. Picozzi, N. & Hepburn, L.V.: A study of Black Grouse in north-east Scotland. Proc. Intern. Symp. Grouse, 3: 462–480. World Pheasant Association, Reading, and International Council for Game and Wildlife Conservation (CIC) (1984).
5. Málková, P. Potrava tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) v imisních oblastech Krušných hor. *Sylvia*, 32: 142–157 (1996).
6. Baines, D. The implications of grazing and predation management on the habitats and breeding success of black grouse *Tetrao tetrix. Journal of Applied Ecology*, 33: 54–62 (1996).
7. Wegge, P. & Kastdalen, L. Habitat and diet of young grouse broods: resource partitioning between Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in boreal forests. *Journal of Ornithology*, 149: 237–244 (2008).
8. Wegge, P., Vesterås, T. & Rolstad, J. Does timing of breeding and subsequent hatching in boreal forest grouse match the phenology of insect food for chicks? *Annales Zoologica Fennici*, 47: 251–260 (2010).
9. Cole, J., Gordon, J., Fraser, A., Boles, Y, O'Brien, M., Grant, M. A Review of Management Prescriptions for Black Grouse *Tetrao tetrix* in Britain: An update and revision. *RSPB report (19) Black Grouse – Species Management in Scotland 2007–2012* (2012).

Obr. 6 Potrava tetřívka obecného - nahoře brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*) a dole šicha černá (*Empetrum nigrum*). Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

Obr. 7 Potrava tetřívka obecného – nahoře brusnice borůvka (Vaccinium myrtillus L.), foto Václav Tomášek.
Dole potrava mláďat - mravenci, zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

Obr. 8  Tetřívčí stopy ve sněhu. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

## 2.4 Rozmnožování

Během jara (v dubnu až začátkem května) se samci tetřívků shromažďují časně z rána na tradičních tokaništích. Nejčastěji to bývají otevřené plochy, jako lesní mýtiny, horské louky nebo ve Skandinávii i zamrzlá jezera. Samci zde předvádějí nejrůznější typy chování, pro které má myslivecká mluva zvláštní názvy jako bublání a pšoukání. Toto chování samci doplňují elegantními tanečky a urputnými boji ve snaze co nejlépe se předvést a získat přízeň samic. Jejich tance byly v dřívějších dobách natolik populární, že některé prvky projevů tokajících samců jsou napodobovány v tradičních alpských či skotských folklórních tancích. Například tanec černých kohoutů (Reel of the Black Cock, viz QR kód) pochází z Vnějších Hebrid, kde tanečníci držením svých předloktí nahoru napodobují roztahování lyry kohoutků na tokaništi.

Samice tetřívků si vybírají největší tokaniště a na nich nejzdatnějšího samce, který v jeho centru nejvíce bojuje (1, 2, 3, 4). Ornamenty samců, zejména délka ocasní lyry (5), velikost nadočních pouškù (6) a zbarvení modrolesklého opeření (7) pak mají pro samičí volbu pouze doplňující efekt (8, 9, 10). Z celého tokaniště má tak možnost kopulace pouze několik málo dominantních samců, zatímco většina z nich se nepáří vůbec (11, 12). I když samice navštěvují tokaniště několik dní před samotnou kopulací, páří se pouze při své poslední návštěvě, a to jen jednou a krátce, několik málo sekund (2). Přítomnost slepic na tokaništi zvyšuje u samců hladinu testosteronu a intenzitu toku. Exhibice kohoutů zároveň u slepic stimulují dozrávání vaječníků (10).

Spoléhat se pouze na jedinou krátkou kopulaci v sezóně je pro sociálně monogamní druhy, jako jsme my lidé, těžko pochopitelná představa. Nicméně je nutné si uvědomit, že samice lekujících druhů (tedy druhů, které mají hromadný tok) mají na hromadných tokaništích jedinečnou příležitost vybrat si samce těch nejlepších kvalit (13). Navíc příspěvkem do reprodukce jejich vyvoleného jsou pouze jeho geny, protože veškerou péči o snůšku a mláďata pak zajišťují pouze samice. Takže z pohledu tetřívčích slepic jde o pragmatický krok, kdy během krátkého hnízdního období neztrácejí čas.*

Velmi zajímavým zjištěním je, že starší samice se páří se stále stejným samcem jako v předchozích letech, i když už není ten nejzdatnější (14). Jde pravděpodobně o mechanismus, který zabraňuje příbuzenskému křížení (15), a nelze ani vyloučit, že dlouhodobá aktivní přítomnost samce na tokaništi je pro samice dalším spolehlivým znakem kvality jeho genů (16). Nároky slepic na lekování v dlouhodobém měřítku pak mohou být vysvětlením pro poctivé boje kohoutů na tokaništích během podzimu (tzv. podzimní tok), kdy k žádným kopulacím nedochází (17).

V každém případě je třeba poznamenat, že existují také lokality, kde kohouti tokají individuálně (např. 18, 19). Nejpravděpodobnějším vysvětlením vzniku nelekujících populací se zdá být nízká populační hustota (20), kdy se v důsledku nevhodných podmínek početnost tetřívků postupně snižuje. Klesají tak i počty kohoutů na tokaništích, až zbude pouze jeden solitérně tokající kohout. Přítomnost nelekujících populací může tedy být spolehlivým ukazatelem rizika vymírání populace (21).

* Z pohledu ochranářského je krátké období, kdy může dojít ke spáření, kritickým momentem v rámci reprodukce. Stačí totiž několik opakovaných vyrušení a slepice v daný rok již nezahnízdí, například kvůli neukázněným turistům, fotografům, ochranářům, lesníkům a podobně.

Obr. 9 Tetřívek obecný – tokající samci. Foto Petr Šaj.

**Literatura**


1. Alatalo, R.V., Höglund, J. & Lundberg, A. Lekking in the black grouse-a test of male viability. *Nature*, 352: 155–156 (1991).

2. Alatalo, R.V., Höglund, J. & Sutherland, W.J. Evolution of black grouse leks: female preferences benefit males in larger leks. *Behavioral Ecology*, 3: 53–59 (1992).

3. Alatalo, R.V., Burke, T., Dann, J., Hanotte, O., Höglund, J., Lundberg, A., Moss, R. & Rintamäki, P.T. Paternity, copulation disturbance and female choice in lekking black grouse. *Animal Behaviour*, 52: 861–873 (1996).

4. Hovi, M., Alatalo, R.V., Höglund, J., Lundberg, A. & Rintamäki, P.T. Lek center attracts black grouse females. Proceedings of the Royal Society B: *Biological Sciences*, 258: 303–305 (1994).

5. Höglund, J., Johansson, T. & Pelabon, C. Behaviourally mediated sexual selection: characteristics of successful male black grouse. *Animal Behaviour*, 54: 255–264 (1997).

6. Alatalo, R.V., Höglund, J., Lundberg, A., Rintamäki, P.T. & Silverin, B. Testosterone and male mating success on the black grouse leks. Proceedings of the Royal Society B: *Biological Sciences*, 263: 16907–1702 (1996).

7. Siitari, H., Alatalo, R.V., Halme, P., Buchanan, K.L. & Kilpimaa, J. Color signals in the black grouse (*Tetrao tetrix*): signal properties and their condition dependency. *American Naturalist*, 169: supplement 81–92 (2007).

8. Höglund, J., Alatalo, R.V. & Lundberg, A. The effect of parasites on male ornaments and female choice in the lek-breeding black grouse (*Tetrao tetrix*). B*ehavioral Ecology Sociobiology*, 30: 71–76 (1992).

9. Höglund, J., Alatalo, R.V., Lundberg, A. & Rätti, O. Context-depent effects tail-ornament damage on mating success in black grouse. *Behavioral Ecology*, 5: 182–187 (1994).

10. Rintamäki, P.T., Håstad, O., Ödeeen, A., Alatalo, R.V., Höglund, J. & Lundberg, A. Sexual selection, colour perception and coloured leg rings in grouse (*Tetraonidea*). *Avian Science*, 2: 145–152 (2002).

11. Höglund, J. & Alatalo, R.V. Leks. *Princeton University Press* (1995).

12. Lebigre, C., Alatalo, R.V., Siitari, H. & Parri, S. Restrictive mating by females on black grouse leks. *Molecular Ecology*, 16: 4380–4289 (2007).

13. Rintamäki, P.T., Lundberg, A., Alatalo, R.V. & Höglund, J. Assortative mating and female clutch investment in black grouse. *Animal Behaviour*, 56: 1399–1403 (1998).

14. Rintamäki, P.T., Alatalo, R.V., Höglund, J. & Lundberg, A. Male territoriality and female choice on black grouse leks. *Animal Behaviour*, 49: 759–767 (1995).

15. Höglund, J., Piertney, S.B., Alatalo, R.V., Lindell, J., Lundberg, A. & Rintamäki, P.T. Inbreeding depression and male fitness in back grouse. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: *Biological Sciences*, 269: 711–715 (2002).

16. Kokko, H., Rintamäki, P.T., Alatalo, R.V., Höglund, J., Karvonen, E. & Lundberg, A. Female choice selects for lifetime lekking performance in black grouse males. Proceedings of the Royal Society of London. *Biological Sciences*, 266: 2109–2115 (1999).

17. Rintamäki P.T., Karvonen E., Alatalo R.V., & Lundberg A. Why do black grouse males perform on lek sites outside the breeding season? *Journal of Avian Biology*, 30: 359–366 (1999).

18. de Vos, G.J. Social behaviour of black grouse: an observational and experimental field study. *Ardea*, 71: 1–103 (1983).

19. Šímová, P. Topické nároky tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) v imisemi postižených partiích Krušných hor. *Sylvia*, 32: 158–170 (1996).

20. Höglund, J. & Stöhr, S. A non-lekking population of black grouse *Tetrao tetrix*. *Journal of Avian Biology*, 28: 184–187 (1997).

21. Svobodová, J., Segelbacher, G.& Höglund, J. Genetic variation in black grouse populations with different lekking systems in the Czech Republic. *Journal of Ornithology*, 152: 37–44 (2011).

## 2.5 Hnízdění

Jednoduché hnízdo si samice staví na zemi. Jde o malou kotlinku vystlanou suchým rostlinným materiálem, nejčastěji umístěnou pod větvemi stromů (1). Plná snůška má v průměru kolem 9 vajec (2), která jsou inkubována zhruba tři týdny (3). Tetřívčí hnízda bývají umístěna poměrně blízko od místa, kde došlo k páření. Výchova mláďat pak rovněž probíhá nedaleko tokaniště v okruhu 100 metrů až 1,5 kilometru (9, 10). Tetřívci mají nekrmivá mláďata, takže již druhý den po vylíhnutí opouštějí hnízdo, sama běhají a aktivně přijímají potravu. Mláďata jsou sice schopna letu již ve stáří tří týdnů, ale slepice s mláďaty zůstávají pospolu nejméně 2 až 3 měsíce, v našich podmínkách přibližně do konce léta (8).

Mladé samice většinou opouštějí svá rodiště na podzim nebo následně na jaře, v každém případě ještě před jarními exhibicemi samců na tokaništích. Ve francouzských Alpách průměrná disperzní vzdálenost juvenilních samic činila 8 km, zatímco u kohoutků byla jen 1,5 km (4). V kopcovité krajině severní Anglie činila postjuvenilní migrace u samic přes 9 km, oproti nim všichni monitorovaní samci zůstali ve své rodné oblasti (5). Proto vyšší disperze mladých jedinců je velice důležitým prostředkem snižujícím riziko příbuzenského párování (6, 7).

Obr. 10 Hnízdo tetřívka ukryté na zemi s predovanými vajíčky. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

**Literatura**


1. Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M. & Bezzel, E. Handbuch de Vögel Mitteleuropas. Band 5, Galliformes und Gruiformes. *Akademische Verlagsgesellschaft*, Wiesbaden (1981).

2. Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (eds). *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 2.* (Oxford University Press, 1980).

3. Baines, D., Wilson, I.A. & Beeley, G. Timing of breeding in Black Grouse *Tetrao tetrix* and Capercaillie *Tetrao urogallus* and distribution of insect food for the chicks. *Ibis*, 138: 181–187 (1996).

4. Caizergues, A. & Ellison, L.N. Survival of black grouse *Tetrao tetrix* in FrenchAlps. *Wildlife Biology*, 3: 177–186 (1997).

5. Warren, P.K. & Baines, D. Dispersal, survival and causes of mortality in black grouse *Tetrao tetrix* in northern England. *Wildlife Biology*, 8: 91–97 (2002).

6. Lebigre, C., Alatalo, R.V., Forss, H.E. & Siitari, H. Low levels of relatedness on black grouse leks despite male philopatry. *Molecular Ecology*, 17: 4512–4521 (2008).

7. Lebigre, C., Alatalo, R.V. & Siitari, H. Female-biased dispersal alone can reduce the occurrence of inbreeding in black grouse (*Tetrao tetrix*). *Molecular Ecology*, 19: 1929–1939 (2010).

8. Hannon, S. J., Martin, K. Ecology of juvenile grouse during the transition to adulthood. *Journal of Zoology.* 269: 422–433 (2006).

9. Zawadska, D., Zawadski, J., Keller, M., Palucki, A., Ciach, M. Cietrzew *Lyrurus tetrix*. In: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. & Chodkiewicz T. (eds). *Monitoring ptaków legowych. Poradnik metodyczny. Wyd. 2. GIOŚ Warszawa*: 154–161 (2015).

10. Scridel, D., Groom, J., D., Douglas D., J., T., Native woodland creation is associated with increase in a black grouse *Lyrurus tetrix* population. *Bird Study*, 64: 70–83 (2017).

# 2.6 Přizpůsobení tetřívků extrémním teplotám

Zajímavým chováním tetřívků je v tomto ohledu tvorba záhrabů ve sněhu (obr. 11). Je to adaptace na extrémní chlad v horských či severských oblastech, kdy teploty mohou klesnout hluboko pod nulu (až na −40 °C). I když se záhraby nachází těsně pod povrchem sněhové pokrývky, teplota zde se pohybuje kolem 0 °C (1). Pokud sněhové podmínky nejsou dobré (absence sněhové pokrývky, zledovatělý či mokrý těžký sníh), nemohou se tetřívci zahrabávat a logicky pak u nich dochází k významným energetickým ztrátám a následně i ke zvýšené mortalitě (2).

Začátkem zimy se kohoutci i slepice shlukují do hejn. Tato hejna neslouží jen ke společenským aktivitám (společně hodují a hřadují), ale hlavně také jako obrana proti predátorům (3). Na jaře pak kvůli účasti na tancích na leku kohoutci hejna opouštějí. Velikost a struktura tetřívčích hejn se tedy během zimy mění (4). Nicméně vzhledem k současným početnostem tetřívků v našich horách velká hejna už nespatříme. Dále tak klesají jejich šance na úspěšné přežití zimy (2).

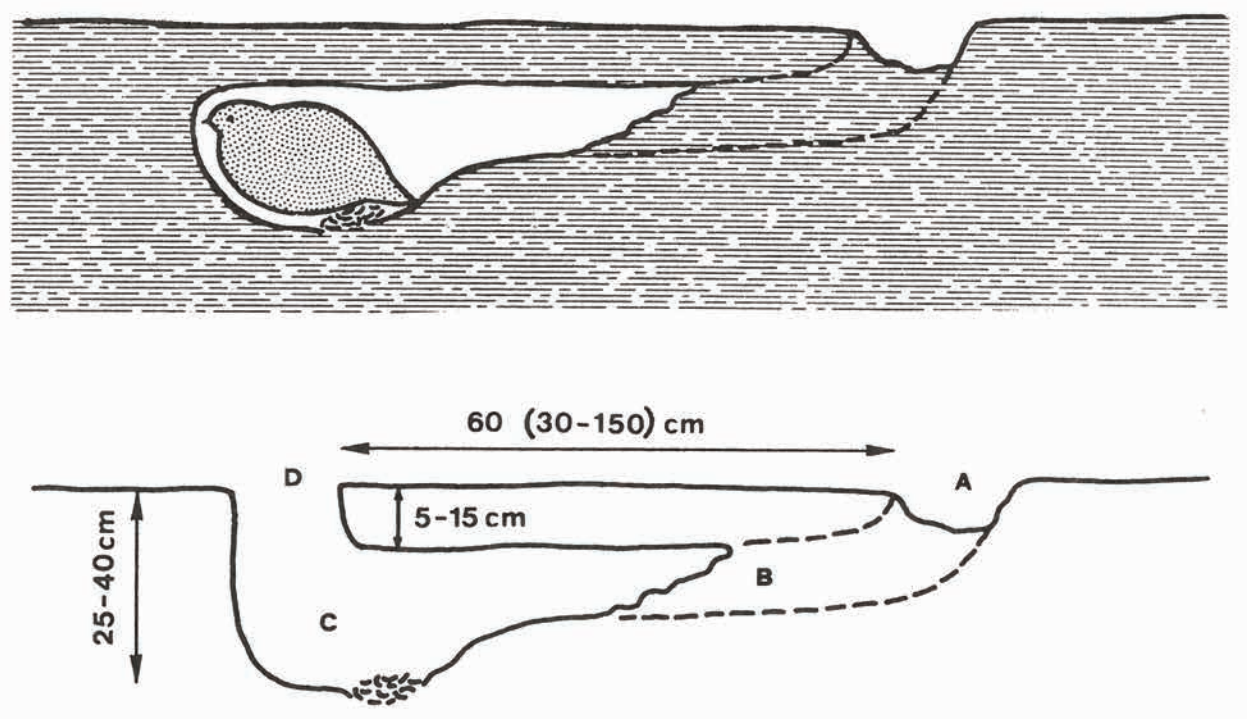
**Literatura**


1. Marjakangas, A., Rintamäki, H. & Hissa, R. Thermal responses in the capercaillie Tetrao urogallus and the black grouse *Lyrurus tetrix* roosting in the snow. *Physiological Zoology*, 57: 99–104 (1984).

2. Marjakangas, A. Winter activity patterns of the Black Grouse *Tetrao tetrix. Ornis Fennica*, 69: 184–192 (1992).

3. Widén, P. Goshawk predation during winter, spring and summer in a boreal forest area of central Sweden. *Holarctic Ecology*, 10, 104–109 (1987).

4. Ciach, M., Wikar, D., Bylicka, M. & Bylicka, M. Flocking behavior and sexual segregation in black grouse *Tetrao tetrix* during the non-breeding period. *Zoological Studies*, 49: 453–460 (2010).


Obr. 11 Vizualizace záhrabu tetřívka ve sněhu (zimoviště); A – vstupní chodba do záhrabu, B – zával, místo, které tetřívek zevnitř zahrabe, C – komora, zde přežívá i několik dní, D – výletový otvor, kudy si tetřívek proráží cestu kolmo na povrch (převzato z Glutz et al. 1973).

# 2.7 Přežívání

Přirozená délka života tetřívka se pohybuje kolem 5 let a patří k nejnižším mezi lesními kury (1). Jejich mortalita je nejvíce způsobená predací, která se výrazně liší mezi regiony, mezi pohlavími, mezi dospělci a mláďaty, potažmo vejci. Liší se i meziročně a je rozdílná i v rámci ročních období. Za hlavní predátory dospělců, mláďat a snůšek jsou považováni zejména savci, jako je liška obecná (*Vulpes vulpes*) a kuny (*Martes* spp.), a dravci, jmenovitě jestřáb lesní (*Accipiter gentilis*) a sokol stěhovavý (*Falco peregrinus*; 2, 3, 5, 6). Predace je podrobně hodnocena v samostatné kapitole (6.1 – Predace tetřívků).

Rovněž přežívání tetřívků během roku se výrazně liší mezi populacemi. Nejnižší přežívání bylo zjištěno během zimy ve Skandinávii (28 %; 7), nejvyšší naopak v severní Anglii (72 %; 4). Typicky nízké přežívání vykazují jednoroční jedinci v zimě: Francie 51 % (2), severní Anglie 46 % (4). Nízké přežívání vykazují také inkubující samice na jaře (52 až 84 %; 2). Je však nutné poznamenat, že přežívání tetřívků se může výrazně měnit z roku na rok následkem rozdílného predačního tlaku (např. 28 až 52 %; 7), který se odvíjí od nabídky hlavní kořisti predátorů, což jsou drobní hlodavci (8).

Na přelomu milénia byla v Krušných horách provedena studie sledující přežívání tetřívků pomocí radiotelemetrie (9). V oblasti se nacházela dvě hromadná tokaniště v průměru s 8 tokajícími kohouty. V jejich okolí se pak dále vyskytovala další tokaniště, na nichž však většina kohoutů tokala individuálně. Celkem se zde tou dobou vyskytovalo 30 až 40 kohoutů. Tetřívci byli chyceni do sklapovacích pastí a následně vybaveni vysílačkou. Takto se podařilo odchytit 11 dospělých kohoutů. Následně byl sledován jejich výskyt. Preferovali porosty mladých sukcesních stadií. I když nebylo kvůli malému vzorku údajů možné zhodnotit meziroční či mezisezónní přežívání, roční přežívání činilo pouhých 27 %. Nejčastější zjištěnou příčinou úmrtí byla predace (67 %). Hlavními predátory byly liška obecná a kuny. Právě kuny byly také hlavními predátory umělých zemních hnízd simulujících hnízda tetřívka (10). Přežívání dospělých tetřívků v Krušných horách tedy patřilo k nejnižším v Evropě a vzhledem k odrůstání mladých výsadeb autoři studie predikovali, že v průběhu času bude ještě klesat. Dnes ve studované oblasti toká pouze 20 samců.

Pro dynamiku početnosti jakékoliv volně žijící populace je rovněž zásadní přežívání potomků. U tetřívka dochází k největšímu úhynu kuřátek v prvních týdnech života (13, 14). Meziročně se míra přežívání kuřat liší, během prvních pěti týdnů může činit 7 až 50 % (14). Dlouhodobě se však pravděpodobnost přežívání kuřat do osamostatnění po celé Evropě snižuje. V současnosti se osamostatní průměrně jedno kuřátko na jednu inkubovanou snůšku dospělou slepicí, zatímco ještě ve druhé polovině 20. století to byla 3 až 4 kuřátka na slepici (11, 12). Hlavními důvody vysoké mortality kuřat jsou predace a častější výkyvy počasí, které ovlivňují podchlazení, a také nedostatek potravy kuřat, tedy hmyzu (14).

**Literatura**


1. Cramp, S. & Simmons, K.E.L. eds. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 2. (Oxford University Press,1980).

2. Caizergues, A. & Ellison, L.N. Survival of black grouse *Tetrao tetrix* in French Alps. *Wildlife Biology*, 3: 177–186 (1997).

3. Spidsø, T., Hjeljord, O. & Dokk, J.D. Seasonal mortality of black grouse *Tetrao tetrix* during a year with little snow. *Wildlife Biology*, 3: 205–209 (1997).

4. Warren, P.K. & Baines, D. Dispersal, survival and causes of mortality in black grouse Tetrao tetrix in northern England. *Wildlife Biology*, 8: 91–97 (2002).

5. Marcström, V., Kenward, R.E. & Engren, E. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. *Journal of Animal Ecology*, 57: 859–872 (1988).

6. Smedshaug, Ch.A., Selås, V., Lund, S.V. & Sonerud, G.A. The effect of natural reduction of red fox Vulpes vulpes on small game hunting bags in Norway. *Wildlife Biology*, 5: 157–166 (1999).

7. Willebrand, T. Demography and ecology of Black Grouse populations. PhD thesis. *University of Uppsala*, Sweden. (1988)

8. Ježková, M., Svobodová, J. & Kreisinger, J. Dynamics of rodent abundance and ground-nest predation risks in forest habitats of Central Europe: No evidence for the alternative prey hypothesis. *Folia Zoologica*, 63: 269–280 (2014).

9. Svobodová, J., Bejček, V., Málková, P. & Šťastný, K. Nízké přežívání tetřívků obecných (*Tetrao tetrix*) v sukcesních stádiích lesních porostů Krušných hor. *Sylvia*, 47: 77–88 (2011).

10. Svobodová, J., Albrecht T. & Šálek, M. The relationship between predation risk and occurrence of Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in a highly fragmented landscape: An experiment based on artificial nests. *Ecoscience*, 11: 421–427 (2004).

11. Baines, D., Warren, P. & Richardson, M. Variations in the vital rates of black grouse *Tetrao tetrix* in the United Kingdom. *Wildlife Biology*, 13 Supplement 1: 109–116 (2007).

12. Jahren, T., Storaas, T., Willebrand, T., Moa, P., F., Hagen, B. R. Declining reproductive output in capercaillie and black grouse – 16 countries and 80 years. *Animal Biology*, 66 (3–4), 363–400 (2016).

13. Rotelli, L., Bionda, R., Zbinden, N. & Schaub, M. Chicks survival and hunting are important drivers for the dynamics of two Alpine black grouse *Lyrurus tetrix* populations. *Wildlife Biology* (2021).

14. Caizergues, A., Ellison, L., N., 1997. Survival of black grouse *Tetrao tetrix* in the French Alps. *Wildlife Biology*, 3, 177–186 (1997).

Obr. 12 Krajina východních Krušných hor kolem r. 2000, odchyt a monitoring tetřívků pomocí telemetrie.
Archiv Jany Svobodové.

# 2.8 Populační cykly

V následujících kapitolách (3 a 4) jsou popsány dlouhodobé změny v početnosti a distribuci tetřívků u nás i v zahraničí. Nicméně u některých populací byly zaznamenány pravidelné změny (cykly) v jejich početnostech. Byly zjištěny v populacích ve Skandinávii, kde tito ptáci obývají rozvolněné jehličnaté či smíšené porosty. Cykly se opakovaly zpravidla po 6 až 7 letech a je zajímavé, že tyto cykly byly pozorovány a synchronizovány s cykly dalších druhů lesních kurů, s tetřevem hlušcem a s jeřábkem lesním (1). Možným mechanismem odpovědným za cykličnost a synchronizaci byly změny v predačním tlaku, který se měnil s nabídkou hlavní kořisti (tj. hlodavců, např. 2, 3, 4) pro predátory. V textu je záměrně použit minulý čas, protože cykličnost se bohužel na konci minulého století vytratila (5), což pravděpodobně souvisí s klimatickými změnami (6).

**Literatura**


1. Lindström, J., Ranta, E. & Lindén, H. Large-Scale Synchrony in the Dynamics of Capercaillie, Black Grouse and Hazel Grouse Populations in Finland. *Oikos*, 76: 221–227 (1996).

2. Marcström, V., Kenward, R.E. & Engren, E. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. *Journal of Animal Ecology*, 57: 859–872 (1988).

3. Wegge, P. & Storaas, T. Nest loss in capercaillie and blackgrouse in relation to the small rodent cycle in southeast Norway. *Oecologia*, 82: 527–530 (1990).

4. Moss, R. & Watson, A. Population cycles in birds of the grouse family (Tetraonidae). *Advances in Ecological Research*, 32: 53–111 (2001).

5. Ranta, E., Helle, P., & Lindén, H. Forty years of grouse monitoring in Finland. *Suomen Riista*, *50*, 128–136 (2004).

6. Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P. Linden, H., Lindström, J. & Siitari, H. Short- and long-term population dynamic consequences of asymmetric climate change in blackgrouse. *Proceedings of the Royal Society London Series B: Biological Sciences,* 273: 2009–2016 (2006).

**Box 1: Jak se tetřívci sčítají?**

Tetřívci se jako většina lekujících druhů sčítají relativně jednoduše (1). Během toku v průběhu dubna až května dorazí mapovatelé na všechna známá tokaniště (včetně těch individuálních) a během pár dní sečtou počty tokajících samců. Na tokaniště je nutné chodit minimálně hodinu před rozedněním a počkat v krytu až do odletu ptáků, jinak by ptáci odletěli do jiné lokality a byli by sečteni vícekrát. Navíc by byli zbytečně vystresováni. Pro přesnější odhady je užitečné navštívit jedno tokaniště dvakrát až třikrát za sezónu, protože počty tokajících samců se mohou měnit nejen během jednotlivého dne, ale i během sezóny. Nejpřesnější počty lze tedy odhadnout opakovaným sčítáním předvádějících se samců na tokaništích v průběhu jara. Každé opakování je pak ideální provádět na všech tokaništích v rámci jedné populace (např. v oblasti Krkonoš) zároveň, tedy v jeden den. Je tak přínosné mít k dispozici celou armádu nadšených ornitologů nebo i méně zkušených dobrovolníků, kteří vyrazí sčítat tetřívky v jednu chvíli.

Výskyt samic na tokaništích je rovněž zaznamenáván, ale zjištěná čísla neodrážejí jejich reálné počty, protože samice navštěvují tokaniště jen krátce a jsou velmi nenápadné (2). Za předpokladu vyrovnaného poměru pohlaví lze počty tokajících samců vynásobit dvěma. Poměr pohlaví se však v různých populacích může v závislosti na hnízdní úspěšnosti v jednotlivých letech měnit. Kuřata samčího pohlaví, která jsou větší, a mají tedy větší energetické požadavky než mladé samičky, trpí při špatném počasí nedostatkem potravy mnohem více (3). V tomto případě může dojít k vychýlení poměru pohlaví ve prospěch samic. Na druhou stranu vzhledem k tomu, že samice investují do reprodukce mnohonásobně více než samci (inkubují snůšku, vodí mláďata), v době rozmnožování přežívají výrazně hůře (4). Zároveň jsou tím pohlavím, které migruje na podstatně větší vzdálenosti než samci. Vydávají tak více energie, k čemuž přispívá i náročnost neznámého prostředí. Proto bývá u druhů s podobnou životní strategií poměr pohlaví vychýlen ve prospěch samců (5, 6). Například ve Finsku samci tetřívků tvořili 0,52 až 0,66 % populace (7).

Vzhledem k minimalizaci rušení by byl pro tetřívky elegantním řešením akustický monitoring pomocí diktafonů. K večeru by se nahrávací zařízení rozvěsila na jednotlivá tokaniště a další odpoledne by se jednoduše sesbírala zpět. Hambálková a kol. zatím analyzovali tetřívčí pšoukání (hlas podobný syčení) a dospěli k závěru, že tento hlas je pro rozlišení jedinců na tokaništi vhodný (8). Nicméně studie, která by porovnala výsledky z akustického monitoringu a z pozorování tetřívků přímo na leku, nebyla dosud provedena. Dalším důvodem pro omezené použití této metody je i to, že odhady počtu tokajících ptáků budou spolehlivé jen z kvalitních nahrávek. Na hřebenech, v horských sedlech a v podobně otevřených lokalitách, kde tetřívci s oblibou tokají, bude nahráván hlavně vítr (16). Mimo to následné analýzy nahrávek vyžadují dlouhé hodiny u počítače.

Odhad velikosti populace (např. 9, 10) umožňuje také analýza DNA z neinvazivních vzorků (trus, vypelichané peří). Jelikož je tetřívčí peří a trus možné sbírat bez jejich chytání či rušení, je to velice slibná metoda. Neinvazivní metody jsou však náchylné k chybám. I když se dají snížit opakováním (11), i malá chyba způsobí nadhodnocení velikosti populace (například u vlků z Yellowstonu, kde znali přesný počet jedinců v populaci, došlo k jejímu nadhodnocení až pětinásobně; 12). Přesnost odhadu se odvíjí od celé řady dalších faktorů, například jakým způsobem a jak intenzivně se vzorky sbírají v terénu (13), jaká je migrace mezi populacemi (14), jaký software či jakou výpočetní metodu zvolíme atd. (15). Genetické analýzy jsou velice náročné jak z finančního hlediska, tak podobně jako u akustického monitoringu vyžadují dlouhý čas strávený v laboratoři a u počítače. Stojí tedy za zamyšlení, jakou metodu či kombinaci metod zvolíme u druhu, který se každé jaro přímo vystavuje na svých tokaništích, a je tedy poměrně snadné získat odhady o jeho relativní početnosti i o dlouhodobých trendech přímo z tokanišť.

**Literatura**


1. Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. & S. Mustoe, H. *Bird Census Techniques*. (Academic Press 2000).

2. Alatalo, R.V., Höglund, J. & Sutherland, W.J. Evolution of black grouse leks: female preferences benefit males in larger leks. *Behavioral Ecology*, 3: 53–59 (1992).

3. Hörnfeldt, B., Hipkiss, T. & Eklund, U. Juvenilesex ration to breeding success in Capercaillie *Tetrao urogallus* and Black Grouse *T. tetrix. Ibis,* 143: 627–631 (2001).

4. Caizergues, A. & Ellison, L.N. Survival of black grouse *Tetrao tetrix* in French Alps. *Wildlife Biology,* 3: 177–186 (1997).

5. Liker, A. & Székely, T. Mortality costs of sexual selection and parental care in natural populations of birds. *Evolution*, 59: 890–897 (2005).

6. Donald, P. Adult sex ratios in wild bird populations. *Ibis*, 149: 671–692 (2007).

7. Hanson, W. R. & Soikkeli, M. Group size and sex ratios among Finnish Black Grouse. *Ornis Fennica*, 61: 65–68 (1984).

8. Hambálková, L., Policht, R., Horák, J. & Hart, V. Acoustic individuality in the hissing calls of the male black grouse (*Lyrurus tetrix*). *PeerJ*: Sep 9;9 (2021).

9. Taberlet, P. & Luikart, G. Non-invasive genetic sampling and individual identification. *Biological Journal of the Linnean Society*, 68: 41–55 (1999).

10. Segelbacher, G. Noninvasive genetic analysis in birds: testing reliability of feather samples. *Molecular Ecology Notes*, 2: 367–369 (2002).

11. Taberlet, P., Griffin, S., Goossens, B., Questiau, S., Manceau, V., Escaravage, N., Waits, L.P. & Bouvet. J. Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. *Nucleic Acids Research*, 24: 3189–3194 (1996).

12. Creel, S., Spong, G., Sands, J.L., Rotella, J., Zeigle, J., Joe, L., Murphy, K.M. & Smith, D. Population size estimation in Yellowstone wolves with error-prone noninvasive microsatellite genotypes. *Molecular Ecology*, 12: 2003–2009 (2003).

13. Tsaparis, D., Karaiskou, N., Mertzanis, Y. & Triantafyllidis, A. Non-invasive genetic study and population monitoring of the Brown Bear (*Ursus Arctos*) (Mammalia: Ursidae) in Kastoria Region – Greece. *Journal of Natural History*, 49: 393–410 (2015).

14. Wang, J. & Whitlock M.C. Estimating effective population size and migration rates from genetic samples over space and time. *Genetics*, 163: 429–446 (2003).

15. Rösner, S., Brandl, R., Segelbacher, G., Lorenc, T. & Müller, J. Noninvasive genetic sampling allows estimation of capercaillie numbers and population structure in the Bohemian Forest. *European Journal of Wildlife Research*, 60: 789–801 (2014).

Obr. 13 Biotop tetřívka. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

# 2.9 Nevítaní hosté v těle tetřívků

Endoparazité ovlivňují životní rytmy svého hostitele ať už přímo tím, že mění jeho endokrinologii (tj. hormonální regulaci životních funkcí), a tedy jeho chování, nebo nepřímo snižováním jeho kondice a ubíráním živin a energie (1, 2). Parazité navíc snižují bdělost hostitele a jeho reakční schopnosti, a proto jsou infikovaní ptáci častěji predováni. Tetřívčí predátoři budou proto snadněji a častěji likvidovat oslabené jedince a naplňovat tak funkci zdravotní policie. Predace infikovaných tetřívků tím může vést k ozdravění populace – odstraněním tetřívků, kteří do krajiny roznáší infekční stádia parazitů, dojde k omezení nákazy zdravých jedinců (3).

V Krušných horách bylo v letech 2002 a 2003 provedeno vyšetření 170 vzorků trusu tetřívků. Bylo zjištěno, že až 50 % vyšetřených vzorků bylo paraziticky pozitivních. Hlavními identifikovanými endoparazity byly tasemnice (*Hymenolepis* sp.), zjištěné v přibližně jedné třetině vzorků. Velmi časté je napadení hlísticemi ze dvou rodů – vlasovek (*Trichostrongylus tenuis*) a kapilárií (*Capillaria caudinflata*). Nejméně častý byl výskyt škrkavek (*Ascaridia compar*). Zaznamenané byly rovněž kokcidie (*Eimeria lyruri*). U nich je zajímavé, že v roce 2002 se vyskytovaly jen okrajově, zatímco o rok později dominovaly a vyskytovaly se v celé jedné třetině vzorků (5). Nicméně tato studie vliv parazitace na přežívání tetřívků nehodnotila. V severním Německu byly oproti ČR zaznamenány výrazně nižší hodnoty výskytu endoparazitů, a to jen asi u 15 % z 1 187 vzorků. Němečtí tetřívci dostali při vyšetření i vysílačky. Závěr ze srovnání délky přežívání více parazitovaných tetřívků s neinfikovanými jedinci konstatoval, že parazité míru přežití tetřívka neovlivňují (6). K těmto závěrům je však potřeba přistupovat obezřetně, protože počet sledovaných ptáků byl velmi nízký – 7. Navíc v zimním kritickém období, kdy k úmrtí tetřívků dochází nejčastěji, již ptáci telemetrováni nebyli (6). Studie endoparazitů ve Finsku odhalila, že výskyt hlístic (*Ascaridia compar*) v těle tetřívků negativně ovlivňuje početnost populace a také přežívání jedinců (4). Je proto nanejvýše důležité znát prediktory šíření parazitů a jejich výskyt v populacích tetřívků.

Rozsáhlá parazitologická studie z Alp pak přináší obdobné výsledky promoření tetřívků parazity jako u populace v Krušných horách, byť největších hodnot výskytu zde dosahovala hlístice rodu *Capillaria* (33 %). Dále tato studie zjistila,, že více jsou parazitováni tetřívci žijící v okolí lyžařských areálů a v místech koncentrace lidí (7). Další výzkumy v této oblasti by měly přinést nejen jasnější odpovědi na význam parazitů z hlediska míry přežívání jedinců tetřívka, ale také odpovědi na otázku, jak lze co nejpřesněji vysvětlit a následně snížit výskyt a koncentraci parazitů v konkrétních oblastech.

**Literatura**


1. Brown, C. R., Brown, M. B., Rannala, B. Ectoparasites Reduce Long-Term Survival of their Avian Host. *Proceedings: Biological Sciences*, *262*(1365), 313–319 (1995).
2. Isomursu, M., Rätti, O., Helle, P., Hollmén, T. Intestinal parasite infection exposes grouse to canine predators. *Acta Veterinaria Scandinavica,* 52: S31 (2010).
3. Hudson, P.J., Dobson, A.P., Newborn, D. Do parasites make prey vulnerable to predation? Red grouse and parasites. *Journal of Animal Ecology*, 61(3), 681–692 (1992).
4. Isomursu, M., Helle, P., Ratti, O. Intestinal parasites as potential factors in the dynamics of a fluctuating forest grouse community. – Ann. Zool. Fenn. 54: 301–313 (2017).
5. Jankovská I., Bejček V., Langerová I., Valek P., Vadlejch J. & Čaková Z. Black grouse in Czech Republic and its parasites, *Helmithologia*, 49: 78–81 (2012).
6. Strauss, E., Maistrelli, C., Strube, C., Ludwig, T., & Siebert, U. Prevalence of gastrointestinal parasites in a lowland Black Grouse population in Central Europe. *Journal of Ornitholo*gy, 163, 1025–1037 (2022).
7. Tizzani, P., Fanelli, A., Belleau, E. Gastrointestinal parasites of Black Grouse *Lyrurus tetrix*: A long-term study (1986–2019) in the French Alps. *Research in Veterinary Science,* 137: 163–169 (2021).

Obr. 14 Prostředí typické pro tetřívka s porosty brusnice borůvky. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

Doporučená citace kapitoly Ekologie a biologie tetřívka:

Svobodová, J., Tomášek, V.: Ekologie a biologie tetřívka. In: Tomášek V., Volf O., Mikslová K., Pelikánová H. (eds) (2023): Tetřívek – Poslední šance? Správa KRNAP, 208 s., ISBN: 978-80-7535-160-9

**Box: Tetřívčí rok**

**Václav Tomášek**

**Jaro** – Tetřívek se probouzí ze zimní letargie a začíná zvyšovat svou aktivitu, denně nalétá a nachodí stovky metrů. Ráno se objevuje na tokaništi, kde si nejprve nesměle zkouší své vystoupení k lákání slepiček, zatím však bez obecenstva a jen pár minut denně. S postupem dnů a týdnů se zprvu ospalé a nevýrazné kvokání mění ve sveřepý tok, jehož výraznost stoupá s přítomností dalších soků a slepiček na tokaništi. Vrcholem tohoto období toku jsou souboje na tokaništích s ostatními samci a v případě nejlepšího vystoupení a odehnání konkurentů může vítězný tetřívek naplno projevit svou lásku k samičce, která jej ochotně následuje. Samičky si takových šampiónů váží i v dalších letech a udržují věrnost svému vyvolenému i několik let, byť se mu již třeba příliš nedaří vyhrávat souboje nad mladšími soky. Po krátkém a intenzivním aktu lásky začíná slepičkám radostné období plné nástrah – výchova potomků.

**Léto** – Někteří samci ještě v červnu a červenci dokončují své ranní rituály na tokaništích. Zpravidla je však již slyšet jen pobublávání trvající sotva pár minut a žádné větší souboje se již nekonají. Není totiž o koho, ani s kým bojovat. Úspěšní kohouti již na tahle zbytečná kvokání nemají čas ani chuť, musí nabírat sílu na výměnu peří a tu také do konce léta kompletně stihnout. Slepičky naopak veškerou svou energii věnují inkubaci vajíček a výchově kuřat. Inkubace probíhá v hnízdě na zemi, a tak musí být velmi ostražité před nezvanými návštěvami, jež by jejich snůšku uvítaly ve svém jídelníčku. Slepička nesmí od hnízda ani od kuřátek zbrkle odlétat, jinak by predátory upozornila na jejich přítomnost. Proto se chová nenápadně a mnohdy se nepohne, ani když kolem ní projde liška nebo člověk. Kuřátka začínají velmi rychle běhat a dovádět. Jejich hrátky na popelištích se podobají dětskému řádění na pískovišti a radost z nich přímo čiší. Maminky je musejí umravňovat a ukazovat jim, jak se chová rozumný tetřívek, aby přežil. Vždy, když se na blízku objeví jestřáb nebo liška, přitisknou se k zemi a zkoprní. Kuřátka je následují a učí se tak vyzrát nad nepřítelem. Za odměnu jim dospělá kvočna vyhrabává ze země různé dobroty a učí je jak pečovat o své peří. Na konci léta se pak kuřátka vydávají na své vlastní putování životem, jsou z nich puberťáci…

**Podzim** – Mladí tetřívci již zvládají létat mezi stromy, umí si nalézt potravu na keřích borůvky a nebojí se ani pátrat po nových oblastech daleko od své rodné hroudy. Dny se však zkracují, teploty klesají a tetřívci pomalu mění své stravování. Staří samci ukazují nově příchozím puberťákům, jak vypadá tok a náznakově jim demonstrují svůj tanec lásky, aby na jaře nebyli překvapeni. Je to ovšem jenom jako, žádné skutečné souboje se teď před zimou konat nemohou, všichni totiž potřebují šetřit energií a hledat si vhodná místa k odpočinku na dlouhé zimní večery. Samičky jsou po výchově svých potomků teď na podzim natolik vyčerpané, že snědí všechny brusinky a borůvky v okolí. Pokud jim je tedy my lidé necháme a neodvezeme je k prodeji k silnicím a na tržiště. Ne všichni si totiž nasbírají jen pro sebe a na svůj koláč, někteří chtějí zbohatnout i na chudých horských květinách. Jak se zima přibližuje, pod křídly tetřívků už začíná křupat první sníh, zurčící potoky však stále ještě ukazují kamínky pro lepší zažívání, které tetřívci pečlivě vybírají a baští, aby jim přes zimu zlepšily trávení. Všechny listy již opadaly ze stromů a nechají tím vyniknout laskominy pro tuhé zimy – jeřabiny, pupeny olše či jehnědy bříz. Tetřívci podzim milují, ten pohled na palety barev je vždy na chvíli rozezpívá.

**Zima** – Po prvních podzimních vločkách začíná přibývat sněhové pokrývky. Tetřívci se snaží ještě ze všech sil ozobat vyzrálé plody jeřabin či brusinek. Často se tak potkávají na stejných místech a zůstávají si nablízku po celou zimu, aby si měli o čem povídat. Mladí ptáci se tak navíc naučí, jak ty třeskuté mrazy přečkat ve zdraví. Jakmile je sněhu dostatek, že se dá i na lyžích jezdit, začnou ve sněhu kopat podzemní komůrky. Přes sněhovou krustu se prohrabou těsně pod povrch a zde přečkávají, aby neplýtvali silami. Vypadají, jako když spí, jsou však stále na pozoru – když za nimi do díry vleze liška nebo kuna prorazí kolmo vzhůru a odlétnou jinudy, než kde do komůrky vlezli. Takové odlety však nesmí být moc časté, jinak by se příliš unavili a zimu by nezvládli. Nejen liška se ale teď v zimě chodí tetřívkovi ukázat do záhrabu. Rozpustilí lidé nerespektující pravidla jezdí na lyžích, kde se jim zachce, a na tetřívka se neohlíží. Jezdí po slatích, blatech, Kotlích i přes Krakonošovy zahrádky, zkrátka na lyžaře narazíte všude tam, kde má tetřívek své zimní ložnice, v místech, kam donedávna lidská noha přes zimu ani nepáchla. Tetřívek nepozná, že mu projíždějící lyžař neublíží, a tak startuje každý den znova a znova ze strachu před narušitelem. Vyletí tolikrát, až mu žádná síla na odlet nezůstane, a navíc přes zimu nemá z čeho doplnit energii. Ono taky co výživného takhle v zimě pod sněhem najít? Tetřívkovi sice stačí i jehlice ze smrčku či jehněda z břízy, ale na žádný maraton to nevydá. Při opakovaných rušeních proto tetřívek vysílením umírá a další jarní dovádění tak už neuvidí on ani my.

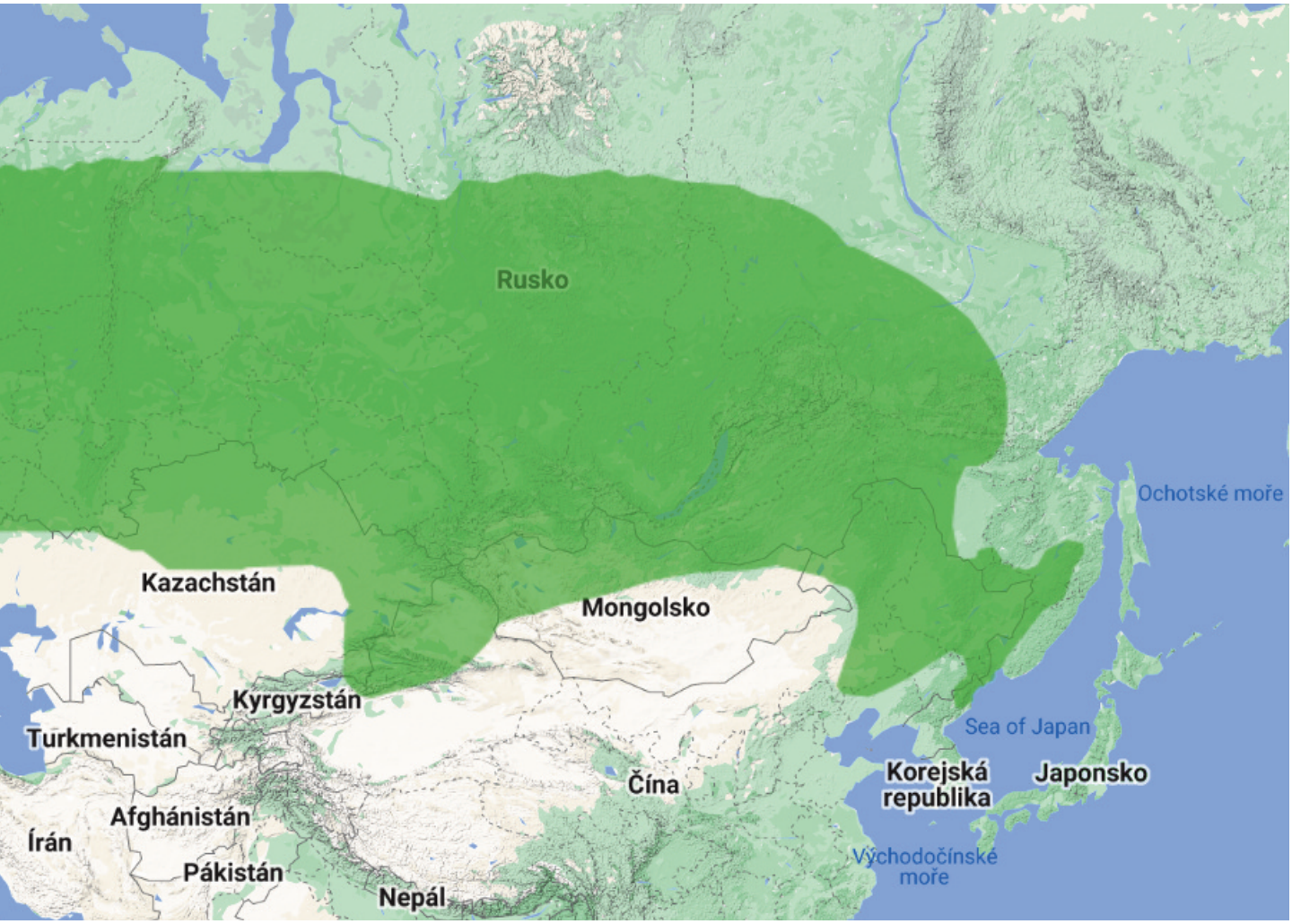
Autorka ilustrací Klára Žabková (použito se souhlasem vlastníka licenčních práv k obrázku – AOPK ČR).

# 3

# ROZŠÍŘENÍ

Ondřej Volf

Tetřívek je stálým druhem vyskytujícím se v chladných oblastech palearktu (Evropa, Asie), jeho areál sahá od Velké Británie přes Sibiř až po Mandžusko (obr. 1). Celkem se rozeznává sedm poddruhů (1), z toho tři v Evropě: *L. t. tetrix* je odlišen na území od Skandinávie přes Belgii a střední Evropu až po jih francouzských Alp, poddruh *viridianus* pak na jihovýchodě evropské části Ruska až po jihozápadní Sibiř, zatímco *britannicus* se vyskytuje pouze v severní Británii (2).



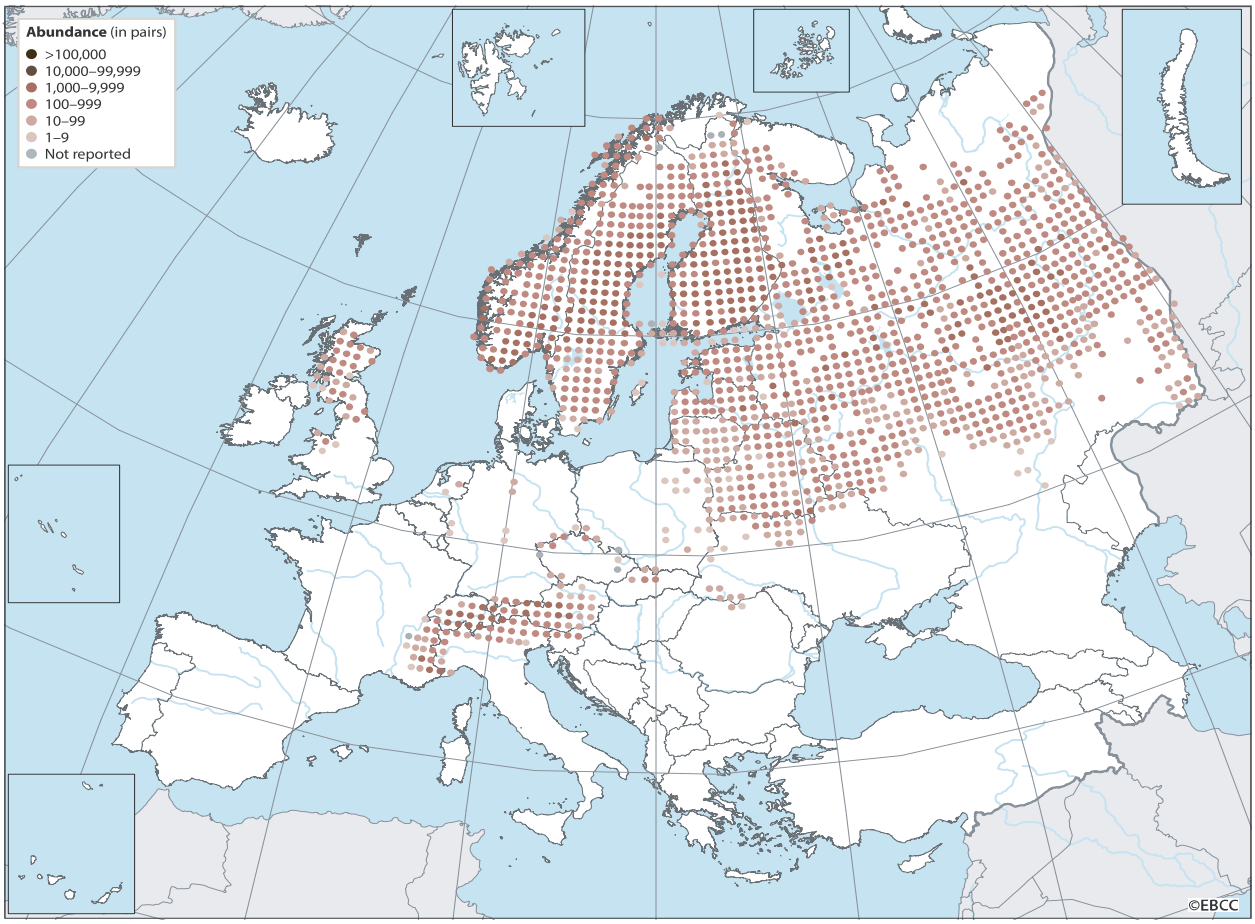

Obr. 1 Mapa světového rozšíření tetřívka obecného; zdroj: http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/black-grouse-lyrurus-tetrix.

# 3.1 Aktuální rozšíření v Evropě

Kromě severských oblastí se tetřívek dosud ve větším měřítku a téměř plošně vyskytuje v Alpách, k dalším významným územím patří sever Britských ostrovů (obr. 2). Historicky pokrývalo jeho rozšíření téměř souvisle i celou západní a střední Evropu, v současnosti jsou však tyto populace malé, fragmentované a izolované od nejpočetnějších populací ve Švédsku, Finsku a Rusku.

Výjimku tvoří tetřívci také v pobaltských státech, kde neztratili kontakt se severskou populací a vyskytují se zde dosud poměrně početně a plošně (2). Krajina Pobaltí, Skandinávie a severního Ruska ovšem nabízí zcela odlišné podmínky, než jaké tetřívek využívá ve střední a západní Evropě. Vyznačuje se rozvolněnými porosty, velkými plochami rašelinišť a také jiným způsobem hospodaření. Umělé zalesňování zde není obvyklé, přirozené je naopak vysoké zastoupení břízy, případně jiných listnatých dřevin. Bohužel ani severským populacím se nevyhýbají změny početnosti. K prokazatelnému zmenšení stavů i plochy výskytu tetřívka obecného došlo v uplynulých dekádách v Lotyšsku (3), ve Finsku a v ruské Karélii (4, 5). V těchto oblastech je početnost tetřívka snižována i poměrně intenzivním lovem.

Ani v Alpách nejsou aktuální populační trendy všude stejné. Např. velikost populace tetřívka obecného v Itálii se v současnosti odhaduje na 20 000 jedinců (jde o jarní stavy, přičemž celá italská populace se nachází v oblasti Alp; 6) a posledních 30 let vykazuje trvalý pokles (7).




Obr. 2 Mapa aktuálního výskytu tetřívka obecného v Evropě (převzato z European breeding bird atlas 2: distribution, abundance and change – Keller et al. 2020).

## 3.2 Podrobná situace v okolních zemích

Jak je na tom tetřívek v zemích s podobnými podmínkami jako v ČR? Bohužel nepříliš dobře. Je zřejmé, že ve střední, západní i východní Evropě tento druh prochází neblahým vývojem a jeho budoucnost je velmi nejistá.

### Německo

Kromě sousedních spolkových zemí Saska a Bavorska existuje v Německu několik dalších území, kde se tetřívek donedávna vyskytoval nebo stále ještě vyskytuje. Za jedinou životaschopnou populaci, která navíc není posilována umělým odchovem nebo převozem ptáků z jiných oblastí, se považuje ta, jež obývá území Lüneburger Heide v Dolním Sasku. Jedná se o oblast atlantských vřesovišť v nížinách na severu Německa, jejíž část tvoří vojenský prostor. Velikost populace rozdrobené do pěti nebo šesti částí se od roku 2000 do roku 2014 pohybovala mezi 142 a 261 jedinci (8), což je pro dlouhodobé přežití stále velmi malý počet.

**Sasko**

Se Saskem nás pojí společná populace tetřívka obecného v Krušných horách. V této spolkové zemi jde současně o jedinou oblast výskytu tohoto druhu. Do nedávné doby se tetřívek v Sasku vyskytoval ještě v nížinné oblasti vřesovišť v Horní Lužici, v tzv. Muskauer Heide. Toto území na východě země v blízkosti polských hranic se dlouhodobě využívá k vojenským účelům. Ačkoliv zřejmě splňuje biotopové nároky tetřívka, poslední pokusy o rozmnožování zde byly zaznamenány v letech 2006 a 2007 (9).

Saská část krušnohorské populace tetřívka v nedávné minulosti prodělala poměrně výrazné výkyvy, přičemž stejně jako na české straně pohoří tetřívci pozitivně reagovali na plošné odumření smrkových porostů v důsledku velkého znečištění ovzduší ve druhé polovině 20. století. Vrcholu početnosti dosahovala tato populace mezi lety 1991 a 1996, kdy byla odhadnuta na 33 až 57 samců (10). Od té doby dochází v souvislosti s odrůstáním a zahušťováním porostů k trvalému poklesu, takže dnes se v Sasku tetřívek vyskytuje v počtu několika jedinců podél hranic s Českem a jeho výskyt zde plně závisí na stavu populace u nás.

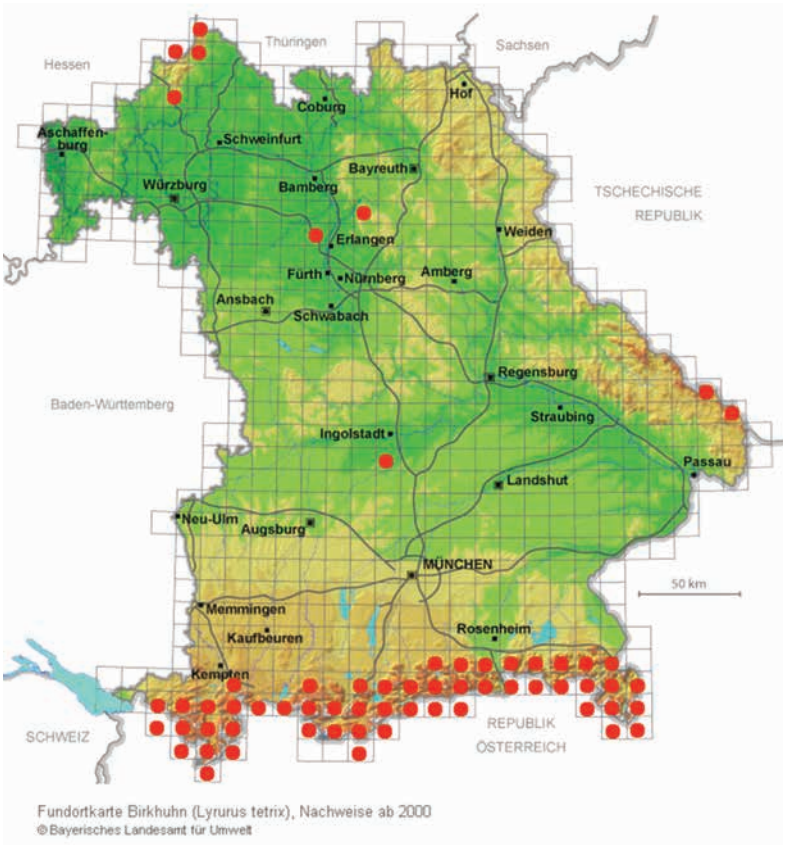
**Bavorsko**

V této spolkové zemi se tetřívek vyskytuje jednak v horském masívu Alp a ještě v 90. letech 20. století přežíval v několika oblastech ve středních nadmořských výškách (obr. 3 a 4).

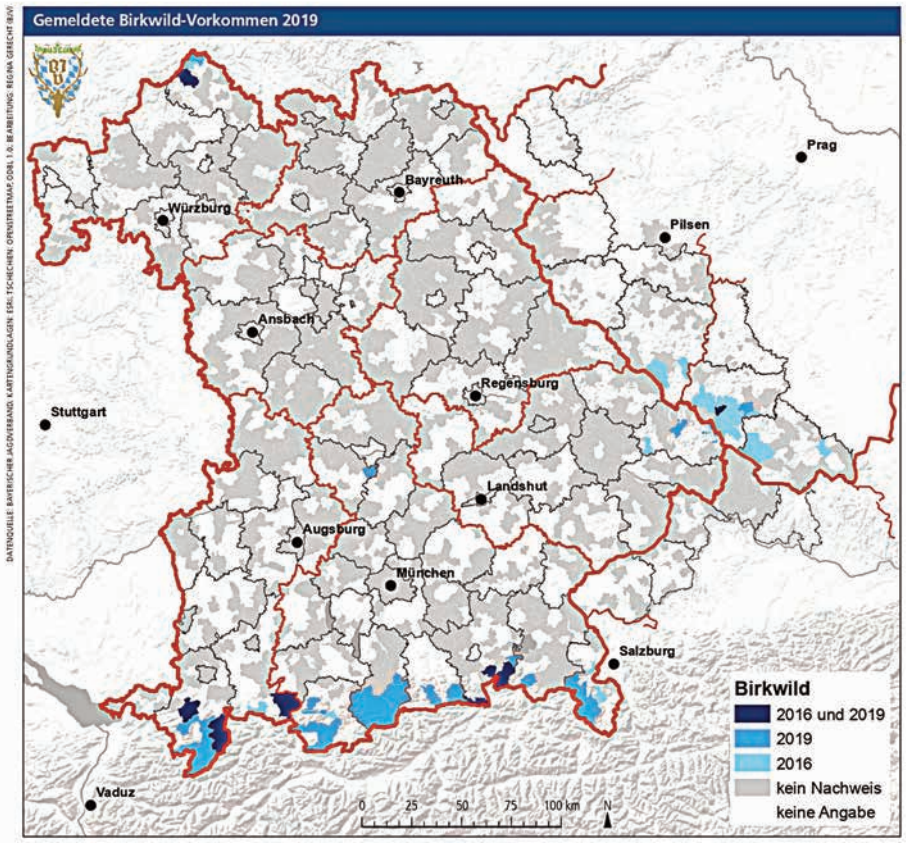
Početnost populace v Alpách se považuje za stabilní a odhaduje se na 800 až 1 000 jedinců (11). I zde však tetřívka ohrožuje např. výstavba nových lyžařských areálů nebo změny hospodaření, především pastvy (např. 12).

Naproti tomu v oblastech s nižší nadmořskou výškou došlo od druhé poloviny 20. století k prudkému poklesu početnosti nebo i celkovému vymizení. Minulostí je výskyt tetřívků např. v Horních Frankách a také na bavorské straně Šumavy se tetřívci v současnosti vyskytují spíše jednotlivě a sporadicky.

Jedinou oblastí, kde do současné doby tetřívek přežívá mimo vysoké hory, je území na rozhraní Bavorska, Hesenska a Durynska, tzv. Lange Rhön. Jedná se o mozaikovitou krajinu s velmi malým zrnem ploch v nadmořských výškách mezi 600 a 900 m v horních partiích povodí Rhön o rozloze zhruba 8 000 až 10 000 ha. Udrželo se zde do značné míry tradiční hospodaření, kde velký podíl zabírají vlhké louky s rozptýlenou zelení, rašeliniště a lesy. Na konci 60. let 20. století se počet tokajících tetřívků odhadoval na 300, ještě v 70. letech zde bylo sečteno více než 100 kohoutků. Poté došlo k prudkému poklesu na několik desítek kusů a až v 90. letech se tento vývoj zastavil na 10 až 20 jedincích. Dlouhodobě zde probíhá na ochranu tetřívka řada aktivit, včetně umělého posilování populace od roku 2010 (více v kapitole 7.1 – Záchrana tetřívka; 13, 14). Jeden ze zásadních problémů zde představuje šíření nepůvodní rostliny lidově zvané vlčí bob (lupina mnoholistá *Lupinus polyphyllus*), která se stává dominantní na velkých rozlohách vlhkých luk a tetřívkovi (jakož i dalším druhům) nenabízí adekvátní potravu ani kryt (Kirchner *in litt.*).




Obr. 3 Zaznamenané výskyty tetřívka obecného v Bavorsku od roku 2000 do 2022 (převzato z www.lfu.bayern.de).




Obr. 4 Výskyt tetřívka obecného v Bavorsku a okolí v letech 2016 a 2019 (převzato z www.lfu.bayern.de).

## Rakousko

Převážná část rakouské populace tetřívka obecného obývá Alpy. Celková početnost a rozšíření v centrálních, nejvyšších partiích je označována jako stabilní (7), ale v okrajových izolovaných oblastech výskytu dochází k mírnému poklesu početnosti. Pozvolné snižování početnosti bylo za posledních 20 let zjištěno kupříkladu ve spolkové zemi Štýrsko v oblasti Hegeringu (15).

Z hlediska ochrany druhu v nižších nadmořských výškách je zajímavý vývoj populace v oblasti Waldviertelu v Dolním Rakousku, která je prostorově zcela oddělena od alpské oblasti. Zdejší biotopy tetřívka se v mnohém podobají českým podmínkám – tetřívci tady obývají, nebo spíš obývali, střední nadmořské výšky, kulturní mozaikovitou krajinu a vojensky využívaná území (vojenský prostor Allentsteig). Od 60. let 20. století se zdejší populace postupně zmenšovala a docházelo k její fragmentaci, až po roce 2000 poklesla početnost na jednotlivce nebo nižší desítky. V letech 2011 až 2015 bylo zaznamenáno už jen pozorování jedné slepice a dvou kohoutů a v současnosti je považována za zaniklou (16). Jako hlavní důvody vymizení této populace se uvádí zásadní změny biotopu (zarůstání otevřených ploch, zánik rozvolněných lesních okrajů, intenzifikace zemědělství apod.), rušení, úbytek vojenských aktivit a predace. Nyní probíhají pokusy o zlepšení stavu biotopu a uvažuje se o obnově populace prostřednictvím chovu a vypouštění (17).

Obr. 5 Horské louky nad uměle sníženou hranicí lesa jsou biotopem tetřívka v ptačí oblasti Veľká Fatra. Foto Ondřej Volf.

Obr. 6 Tetřívek obývá horské doliny v ptačí oblasti Tatry. Foto Ondřej Volf.

## Slovensko

Na Slovensku je situace tetřívka obecného velmi problematická. Vyskytuje se zde v několika izolovaných oblastech, přičemž komunikace mezi nimi je omezená nebo pouze hypotetická. V posledních desetiletích dochází ke snižování početnosti a k zániku menších subpopulací, a to včetně těch, které jsou chráněny v rámci ptačích oblastí Natura 2000 (chránených vtáčích území, CHVÚ). Nejvýrazněji ubývají kdysi velmi početné populace v nižších nadmořských výškách, z nichž v současnosti existuje pravděpodobně pouze jediná v okolí Oravské přehrady. Celková velikost slovenské populace se odhaduje na 445 až 851 jedinců. Na základě analýzy GIS byla odhadnuta plocha vhodného biotopu druhu na Slovensku, která činí asi 545 km2 (18). Pokrývá několik převážně horských území, jejichž propojenost je omezená. V současnosti se tetřívci na Slovensku vyskytují v následujících oblastech (19):

CHVÚ Horná Orava: 5 až 15 jedinců. Jedná se o izolovanou oblast v Oravské kotlině při hranicích s Polskem, kde přežívá pravděpodobně větší část populace (20). V nízké nadmořské výšce tu tetřívci obývají zemědělskou krajinu s březovo-borovicovými lesíky, rašeliništi a vřesovišti. Za posledních 10 až 15 let došlo k 90% úbytku početnosti. Za hlavní příčinu tohoto vývoje se považuje zarůstání vhodných biotopů, úbytek primárních sukcesních stádií a rozvoj turistických aktivit.

CHVÚ Malá Fatra: 20 až 35 jedinců. Zde tetřívek obývá louky a území při hranici lesa ve vyšších nadmořských výškách (700 až 1 500 m n. m.). Kromě změn biotopu (zarůstání) ohrožuje tetřívky v Malé Fatře intenzivní turistický ruch.

CHVÚ Muránska planina – Stolica: 5 až 15 jedinců. Jde o louky ve středních nadmořských výškách. Populace je ohrožena změnami biotopu (zarůstáním v důsledku úbytku pastvy, těžbou křovin na štěpku), rušením sportovními aktivitami a ilegálním lovem.

CHVÚ Nízke Tatry: 200 až 450 jedinců. Největší populace na Slovensku. Tetřívek se v této oblasti vyskytuje nad horní hranicí lesa, v pásmu kosodřeviny a na horských loukách. Po působení větrných smrští a kůrovce a následném plošném kácení lesů vznikly v Nízkých Tatrách rozsáhlé otevřené prostory i v lesních porostech. Patrně z tohoto důvodu byla populace hodnocena jako stabilní.

CHVÚ Tatry: 150 až 200 jedinců. Tetřívci zde obývají polohy téměř výhradně nad horní hranicí lesa, výskyt v kotlinách pod horami je minulostí. Jejich přežití ohrožuje nepříznivý vývoj biotopu, rozvoj ploch kosodřeviny a vysoká míra rušení.

CHVÚ Veľká Fatra: 60 až 100 jedinců. Jejich prostředí zde tvoří sekundární horské louky a pastviny navazující na okraje lesů, výsadby kosodřeviny a paseky. Negativně jej ovlivňuje upouštění od tradičních forem hospodaření (pastvy) a s tím spojené zarůstání, zvýšení predace v důsledku očkování lišek a také vysoká míra rušení turistickými a jinými sportovně-rekreačními aktivitami.

Tetřívek v nedávné době vyhynul nebo se pohybuje na hranici přežití v těchto ptačích oblastech: Levočské vrchy, Slovenský raj, Kysuce, Poľana, Volovské vrchy, Čergov a Spišská Magura.

Obr. 7 Krkonoše jsou jednou z nejvýznamnějších oblastí výskytu tetřívka v Polsku.
Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

## Polsko

V Polsku vykazuje početnost tetřívka silně klesající tendenci, přičemž vždy v několikaletých cyklech dochází k úbytku. Zatímco v roce 2009 byla celková početnost odhadnuta na 750 ptáků (21), v roce 2013 činil odhad 500 až 600 jedinců (22).

Nejpočetnější populace se nacházejí v polské části Jizerských hor (20 samců), v Krkonoších (34 až 42 samců), v Orawsko-nowotarské kotlině (30 až 40 samců; 21), v Biebrzańské kotlině (asi 30 samců v roce 2014) a ve vojenském prostoru Orzysz (asi 35 samců). V polské části Tater se početnost tetřívka odhaduje na 6 až 25 samců (23, 24). Zbytkové populace se dosud vyskytují v centrální části pohoří Beskid Wyspowy (méně než 10 jedinců), v Malých Pieninách (6 jedinců) a v lesních komplexech Puszcza Knyszyńska (asi 8 samců) a v Puszcza Kurpiowska (8 až 12 samců).

Obr. 8 V NP Biebrza se tetřívci vyskytují na rozsáhlých rašeliništích obklopených rašelinnými březinami a bory. Foto Ondřej Volf.

## Literatura


1. del Hoyo, J., ed. *All the Birds of the World.* (Lynx Edicions, 2020).
2. Huang, Z. & Ke, D. Organization and variation of the Tetraonidae (Aves: Galliformes) mitochondrial DNA control region, *Mitochondrial DNA Part B*, 2: 568–570 (2017).
3. Liepa, V., Račinskis E., Kalvans A., Hofmanis H. Action Plan for the Conservation of Black Grouse *Tetrao tetrix* in Latvia. *Latvian Ornithological Society*, (2004).
4. Helle, P., Belkin V., Bljudnik L., Danilov P. & Jakimov A. Changes in grouse populations in Finland and Russian Karelia during recent decades. *Suomen Riista,* 49: 32–43 (2003).
5. Kurhinen, J., Danilov P., Gromtsev A., Helle P. & Lindèn H. Patterns of black grouse *Tetrao tetrix* distribution in Northwestern Russia at the turn of the millennium. *Folia Zoologica,* 58(2): 1–5 (2009).
6. Brichetti, P., & Fracasso, G. Ornitologia italiana. Vol. 2. Tetraonidae-Scolopacidae. *Alberto perdisa editore*, 104–112 (2004).
7. Storch, I. Conservation status of grouse worldwide: an update. *Wildlife Biology*, *13*, 5–12 (2007).
8. Strauss, E., Hindersin, J., Neubauer, D., Sodeikat, G., & Siebert, U. Birkwild in der Lüneburger Heide (Teil II und Schluss), Auf. *Sendung" für die Wissenschaft." Niedersächsischer Jäger*, *19 (2014).*
9. Brozio, F. & Schröder, U. Das Birkhuhn im Landschaftswandel der Muskauer Heide – Ein Rückblick auf 40 Jahre ehrenamtliche Beobachtungen. – Berichte der naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz, *Supplement zu Band* 26: 7–35 (2018).
10. Krüger, T. Die Auswirkungen des Waldsterbens und der Einfluß weiterer Faktoren auf die Populationsschwankungen des Birkhuhns (*Tetrao tetrix* L.) im *sächsischen Erzgebirge auf Grundlage einer Luftbildanalyse* (2004).
11. Bauer, H.–G., Bezzel E., Fiedler W. 2005: Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Aula-Verlag. Wiebelsheim (2005).
12. Werth, H., Kraft, B. Untersuchungen am Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Gebiet des Riedberger Horns. *Vogel-schutz* (2015).
13. Kirchner, T. Die Birkhühner (Tetrao tetrix) in der Rhön am Scheidepunkt: Gibt eseine Perspektive für die Leitart des Biosphärenreservats Rhön oderlassen wir sie aussterben? (2009).
14. Storch, I., Judwig T., Knauer F. Erfolgsaussichten einer Bestandesstützung für das Birkhuhn in der Rhön. Abschlussbericht für Regierung von Unterfranken (2009).
15. Maringer, A., Kranzer H., Mayer Ch., Platzer K., Kreiner D., Hintsteiner Ch., Wölger H. Fachplan Raufußhuhn-Management. Nationalpark Gesäuse. 82 p. (2016)
16. Gansterer, A., Apfl K. Endbericht Wildtier-Monitoring des NÖ Landesjagdverbandes: Rauhfußhühner Erhebung 2015 (2018).
17. Reimoser, S., Reimoser, F. Birkhuhn-Habitatbewertung (GIS Modellierung) als Grundlage für Habitatverbesserung. *Wiedereinbürgerung des Birkwildes im Waldviertel* (2015).
18. Tejkal, M. Mikoláš M., Černajová I., Králik M., Littera P. Zhodnotenie priestorovej distribúcie a fragmentácie populácii hlucháňa horneho (*Tetrao urogallus*) a tetrova hoľniaka (*Tetrao tetrix*). Závěrečná zpráva z projektu: Zlepšenie stavov ochrany druhov tetrov hlucháň a tetrov hoľniak. Nepubl. (2015).
19. Mikoláš, M., Vysoký, J., Tesák, J., Tejkal, M., Klinga, P., Semelbauer, M., Bučko, J., Kaliský, M., Černajová, I., Littera, P., Bačkor, P., Jasík, M., Karaska, D. Program záchrany Tetrova hoľniaka (Tetrao tetrix Linnaeus, 1758) na roky 2018–2022. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky Banská Bystrica. Nepubl (2018).
20. Ciach, M. Rapid decline of an isolated population of the black grouse *Tetrao tetrix*: the crisis at the southern limit of the range. *European journal of wildlife research*, *61*, 623–627 (2015).
21. Wilk, T., Jujka, M., Krogulec, J., & Chylarecki, P. (Eds.). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. Marki: OTOP (2010).
22. Zawadska, D. Podręcznik najlepszych praktyk ochrony głusza i cietrzewia. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, Warsawa (2014).
23. Cichocki, W. Tatry. W: T. Wilk, M. Jujka, J. Krogulec, P. Chylarecki (red.), Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki, s. 421–422 (2010).
24. Pęksa, Ł. Inwentaryzacja cietrzewia Tetrao tetrix i głuszca Tetrao urogallus w Tatrzańskim Parku Narodowym. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 66 (5): 384–390 (2010).

Obr. 9 Maly Staw v polských Krkonoších. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

# 4

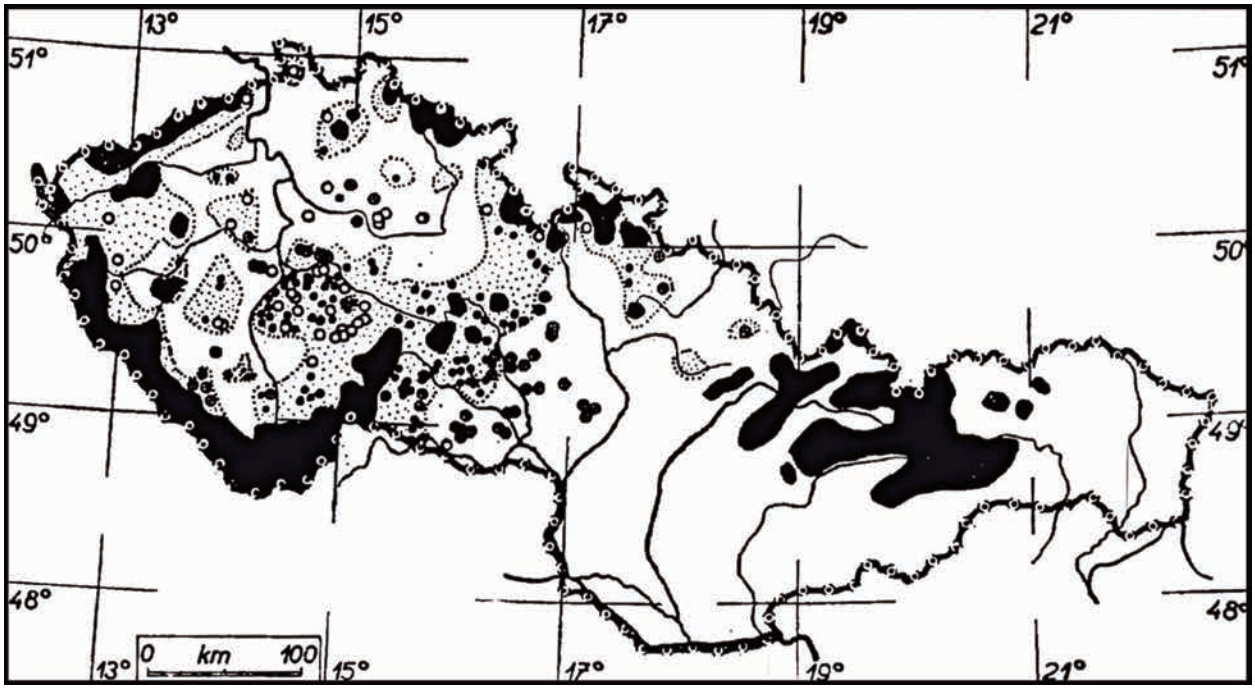
# VÝVOJ POPULACÍ TETŘÍVKA V ČESKÉ REPUBLICE

Václav Tomášek
Ondřej Volf
Aleš Vondrka
Kateřina Ševčíková

Tetřívek obecný patřil ještě v první polovině 20. století v České republice k početným druhům se souvislým výskytem. Bylo možné se s ním běžně setkat nejen v hornatinách a vrchovinách, ale také v pahorkatinách a v nížinách, jako například v Třeboňské pánvi nebo v Polabí (obr. 1). Početnost nebyla v této době stanovována plošnými monitoringy, jako je tomu posledních 50 let. Jeho rozšíření a početnost (abundanci) je však možné stanovit z mysliveckých statistik.

Tetřívek byl totiž velmi ceněnou trofejovou zvěří a nárůst jeho úlovků můžeme sledovat na loveckých výkazech přibližně od 2. poloviny 19. století (1). Díky těmto záznamům tak víme, že nejvyšší početnosti dosahoval tetřívek kolem roku 1910, kdy bylo v Čechách uloveno téměř 8 800 kusů (2). Ještě před 2. světovou válkou byla populace velmi početná, v roce 1933 bylo uloveno 7 000 kusů. K rapidnímu poklesu začalo docházet až ve druhé polovině 20. století postupným ústupem tetřívka z nižších poloh, což pravděpodobně způsobila změna hospodaření (vysoušení mokřin, rozorávání mezí, husté zalesňování atd.). I tak se objevovala krátkodobá zlepšení stavů tetřívka, která však měla zpravidla lokální charakter a která způsobovaly zejména lesní kalamity. Právě kalamity ponejvíce postihovaly příhraniční pohoří. Dle původce je lze rozlišit na imisní, větrné, kůrovcové či mniškové. Nejrozsáhlejší lesní kalamity začaly v 80. letech 20. století. Průmyslové imise způsobovaly plošné odumírání porostů v Krušných horách, Krkonoších, Jizerských horách i v Jeseníkách. Na toto období reagoval tetřívek mírným zvýšením lokálních stavů (3, 4, 5). Většina kalamit však byla lesnicky asanována – zalesněna. Kromě několika malých ostrůvků ponechaných samovolnému vývoji v národních parcích Šumava či Krkonoše pokračuje klasické lesnické hospodaření na většině biotopů tetřívka dodnes.

Dlouhodobý trend početnosti tetřívka je přes lokální namnožení dílčích subpopulací (při kalamitách) negativní. Ještě v polovině 20. století, zhruba před 70 lety, bylo možné tetřívky zastihnout na více než polovině rozlohy ČR. Následoval však strmý pád a rychlý ústup tetřívků ze zemědělské krajiny, kdy při prvním celostátním mapování ptáků v letech 1973 až 77 už byli tetřívci nalezeni pouze na 15 % původní plochy. Vyjádřeno čísly z celostátního mapování ptáků, v letech 1973–77 bylo sečteno 2 500–4 500 tokajících samců, o 10 let později to bylo 1 100–2 200 kohoutů a v letech 2001–2003 už jen 800–1 000 samců (6,7). Poslední počty z let 2014–2017 se pohybují




Obr. 1 Distribuce tetřívka obecného na území Československa v letech 1935 až 1960 (1).

Vysvětlivky:

- ■ rozšíření v roce 1960
- ⁘ rozšíření v roce 1935
- ⊕ potvrzené hnízdění před r. 1930
- ● prokázané hnízdění v letech 1941–1960
- ❍ potvrzené hnízdění v období 1941–1960

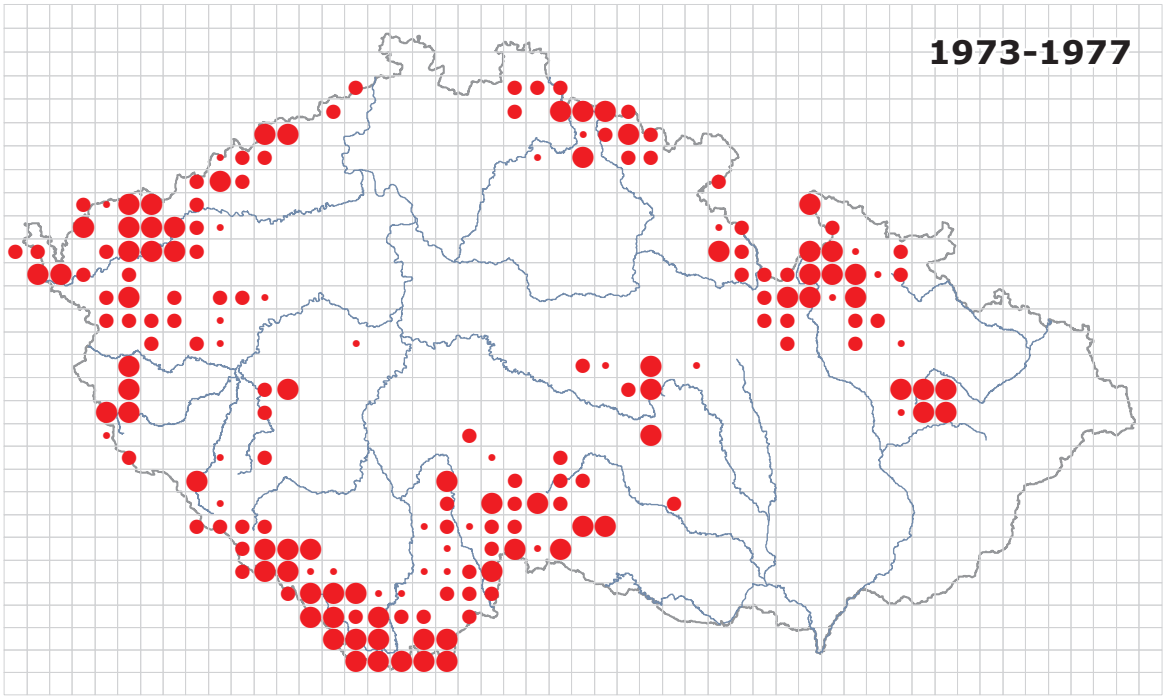
kolem 350–500 kohoutů (obr. 2; 8). Během 40 let z naší krajiny vymizelo 80 % tetřívků a v současnosti se zachovaly již jen 3 oddělené populace v příhraničních pohořích: Šumava – Boletice, Krkonoše – Jizerské hory a Krušné hory – Doupovské hory.

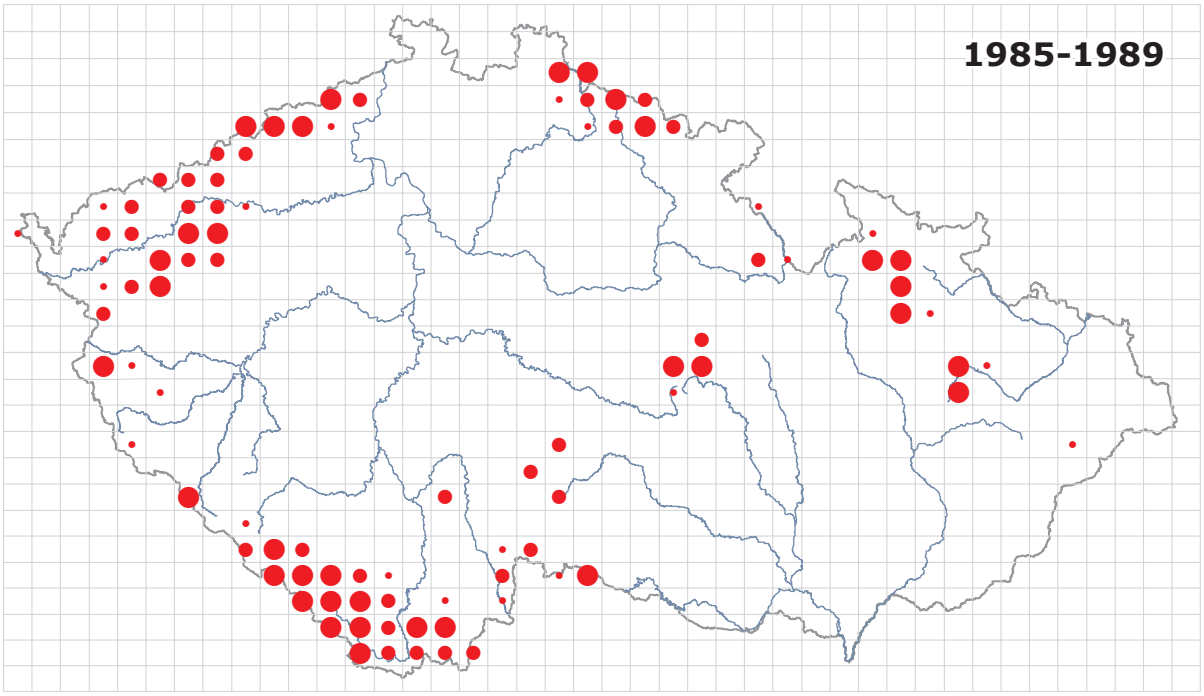
Mezi oblasti, kde tetřívci vyhynuli jen před několika málo lety, patří Vysočina, Slavkovský les, Jeseníky, Český les, Novohradské hory a nejnověji Libavá. Poklesy početnosti tetřívků v jednotlivých oblastech znázorňuje obr. 3. Podrobnějším údajům o změnách početnosti za jednotlivé oblasti výskytu tetřívka v ČR se budeme věnovat v dalších odstavcích věnovaných jednotlivým regionům.

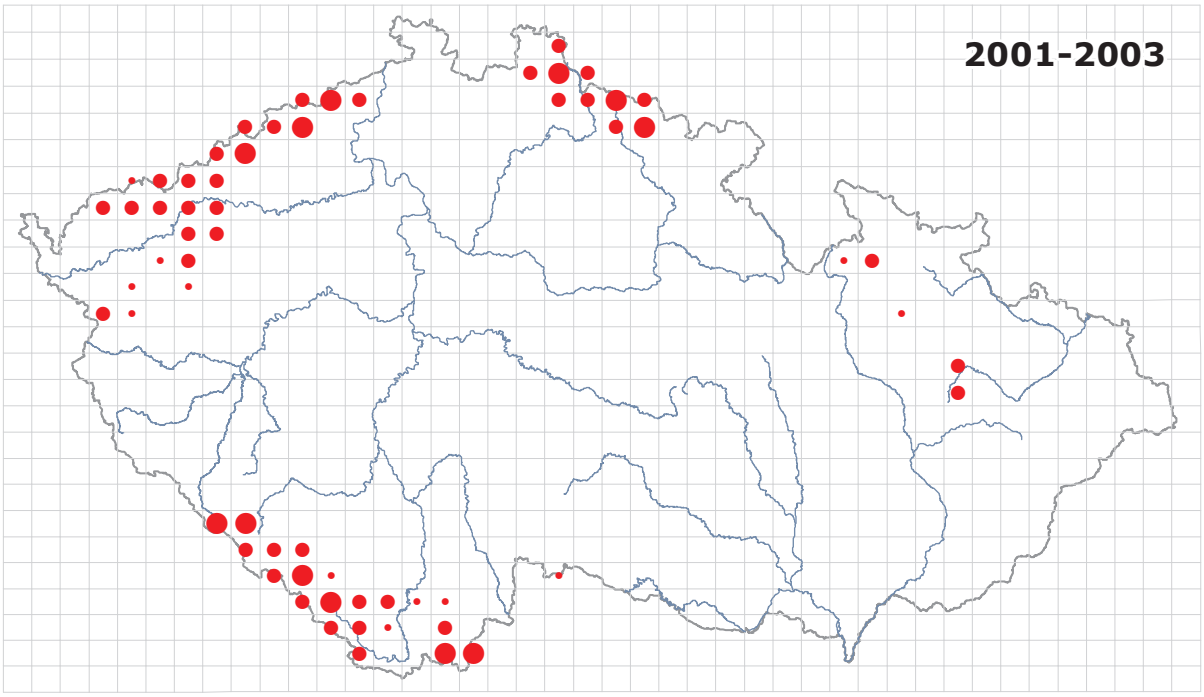
**Box 1: Co je to populace a subpopulace?**

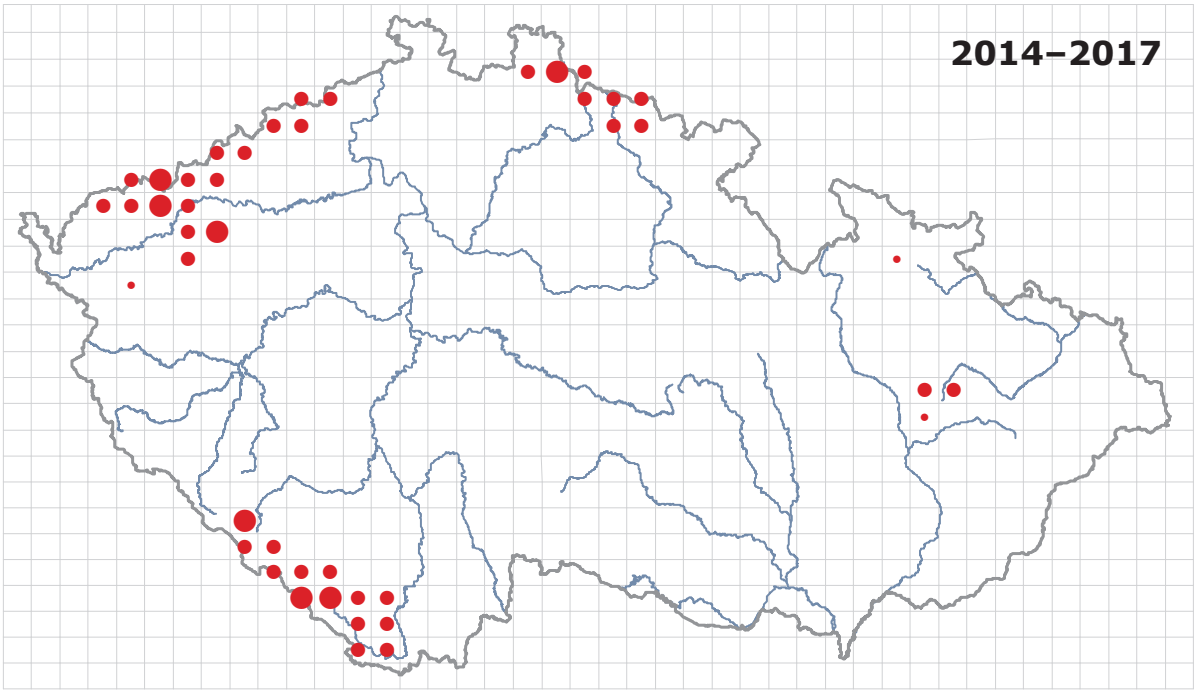
**Populaci** tvoří soubor jedinců stejného druhu žijících v určitém čase ve stejném prostředí, které uspokojuje jejich nároky na přežívání, rozmnožování a migraci. Můžeme mluvit o populacích tetřívků na úrovni jednotlivých pohoří (krkonošská, šumavská nebo krušnohorská atd.), jednotlivých států (česká, finská) nebo populaci celosvětové.

**Subpopulace** tvoří jedinci jednoho druhu, kteří osidlují stejná stanoviště a vzájemně se kříží. Jedinci z jedné subpopulace však mají omezenou možnost migrovat do dalších subpopulací, čímž se snižuje genový tok. V případě tetřívka se může jednat o dílčí populace (“populace populací”) v jednotlivých pohořích – například v Krkonoších se rozlišují tři subpopulace (západní, střední a východní). Jedním z palčivých problémů tetřívka je právě izolovanost jednotlivých dílčích populací, o čemž pojednává kapitola 5 věnovaná ochranářské genetice.

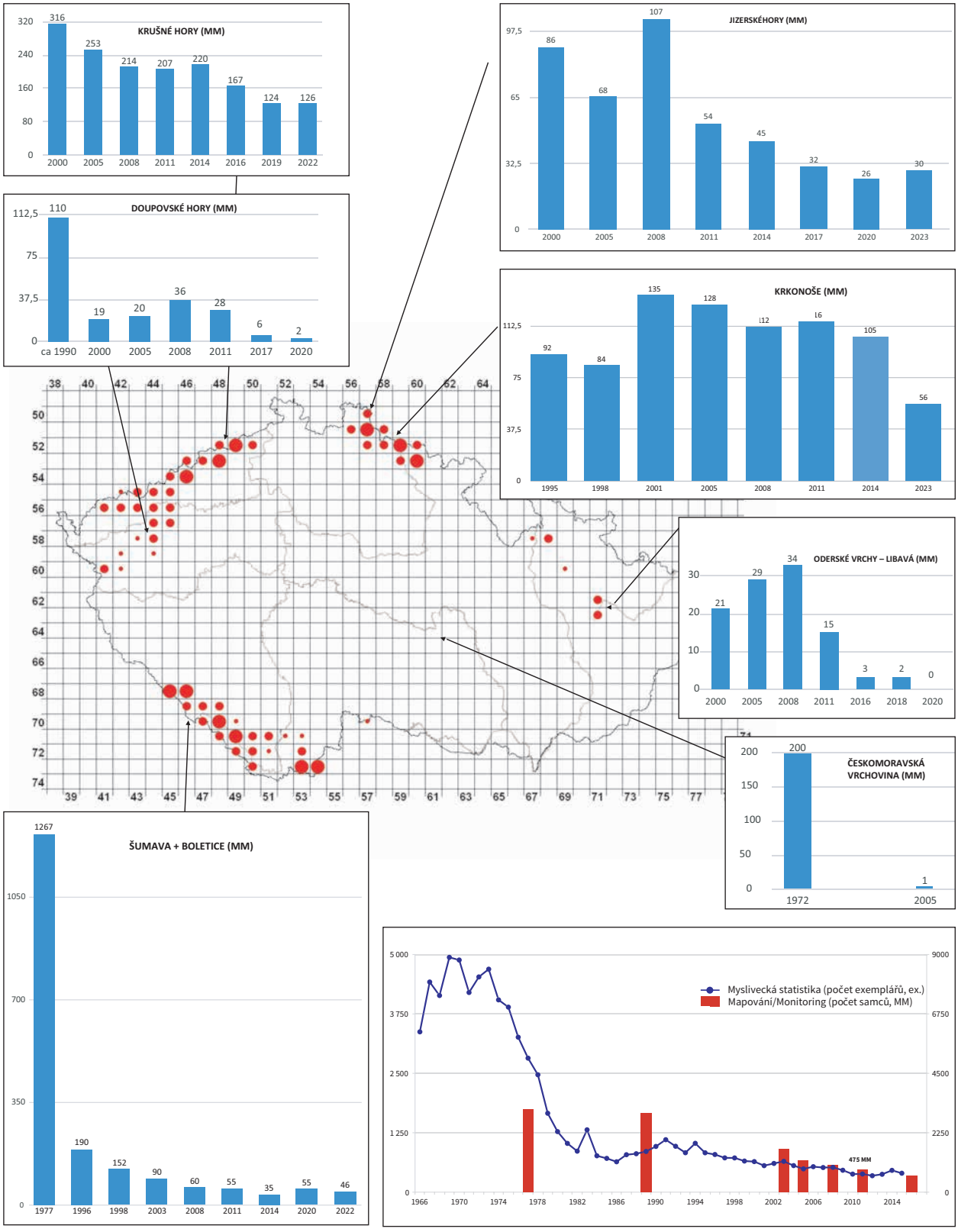

1973-1977


1985-1989




Obr. 2 Rozšíření tetřívka obecného v České republice – srovnání výsledků mapování v uvedených letech (Šťastný et al. 2021).




Obr. 3 Vývoj početnost tetřívka obecného v České republice v posledních desetiletích. MM =počet samců.

Obr. 4 Dva kohoutci. Foto Petr Šaj.

**Literatura**


1. Hudec, K., Šťasný, K., a kol. *Fauna ČR, Ptáci, Vol. 2/I.,* (Academia, Praha 2005).

2. Sekera, J. Oblasti tetřívků v Československu. Zvláštní otisk z časopisu Stráž myslivosti, 7: 3–9 (1938).

3. Flousek, J. & Gramsz, B. *Atlas hnízdního rozšíření ptáků Krkonoš (1991–1994).* (Správa Krkonošského národního parku, 1999).

4. Šímová, P., Málková, P., Bejček, V. & Šťastný, K. Ekologické nároky tetřívka obecného v Krušných horách a jeho management. Málková, P. (ed.): *Sbor. příspěvků z mezinár. konf. Tetřevovití – Tetraonidae na přelomu tisíciletí*. Č. Budějovice 24.–26. března 2000: 90–100 (2000).

5. Dostál, L. Jizerský tetřívek v pasti? *Svět myslivosti*, 2: 14–16 (2001).

6. Šťastný, K., Bejček, V. & Hudec, K. *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 1985–1989*. (H&H, 1997).

7. Šťastný, K., Bejček, V. & Hudec, K. *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001–2003.* (Aventinum, 2006).

8. Šťastný, K., Bejček, V., Mikuláš I, Telenský T. *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2014–2017.* (Aventinum, 2021).

# 4.1 Krkonošská populace tetřívka – ostrov tundry

## Václav Tomášek

Tetřívek obecný je v Krkonoších jedním z předmětů ochrany ptačí oblasti Krkonoše. První údaje o sčítání tetřívků v Krkonoších pochází z let 1963–1965, kdy byla početnost samců stanovena na 113 až 150 exemplářů (1). Následný odhad jarních kmenových stavů z let 1991 až 1996 se pohyboval vzestupně od 91 do 167 samců (2). Od roku 1998 probíhá v Krkonoších pravidelný plošný monitoring tetřívků na tokaništích každé 3 roky.

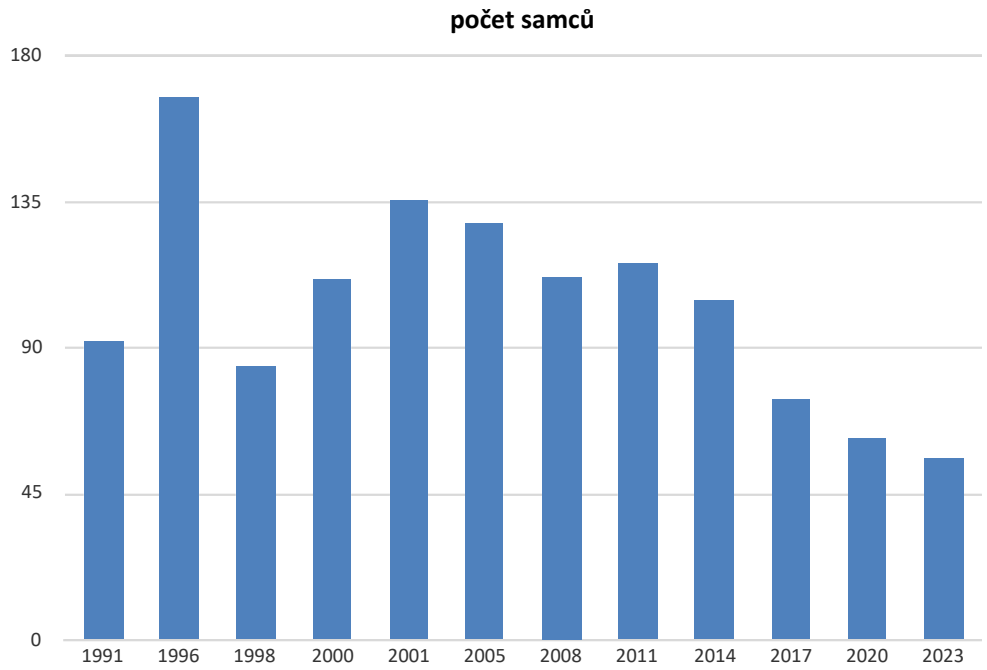
Vzhledem k podrobným údajům o plošné distribuci tokajících samců až z přelomu milénia nelze zcela přesně stanovit a popsat vývoj početnosti ve 20. století. Kontinuální sčítání prováděné Správou KRNAP však umožňuje nastínit kulminaci početnosti v novodobé historii, tedy v posledních 30 letech (viz obr. 5). Tetřívek na přelomu tisíciletí žil v Krkonoších v počtu přibližně 260 až 280 jedinců (135 samců). Od roku 2001 počty tokajících samců trvale klesají a populace v roce 2023 je odhadována na pouhých 120 jedinců pro českou stranu Krkonoš. To znamená, že za 22 let klesla početnost tetřívka na české straně Krkonoš o 56 %.

Obdobná situace je také na polské straně Krkonoš, kde žije asi třetina celé populace. Dohromady tak česko-polská populace tetřívka v Krkonoších v roce 2023 čítá asi 70 samců (140 jedinců).

Údaje z let 1998 až 2020 byly získány plošným sčítáním – viz obr. 1, data z let 1965 až 1996 jsou více či méně kvalitní odhady získané z mysliveckých statistik a z publikovaných článků.

Novodobé sčítání tetřívků v Krkonoších probíhá podle ustálené metodiky, což znamená, že v daném roce proběhne monitoring ve dvou termínech – na konci dubna a začátkem května – s odstupem alespoň 14 dní. Při koordinaci sčítacích termínů je snaha o sčítání, pokud možno v co nejkratším časovém rozptylu, protože nejpřesnější výsledky přináší zmapování všech tokanišť v území v jeden den.

Co se týče prostorové distribuce tokajících samců, jádrová tokaniště se nacházejí ve střední části Krkonoš.




Obr. 5 Vývoj krkonošské populace tetřívků v období 1991 až 2023 na české straně Krkonoš (data z Polska nejsou k dispozici).

Tak tomu bylo i při předcházejících mapováních, nicméně dominance oblasti je patrná už jen v řádu jednotek procent. Centrální tokaniště tvoří 45% podíl tetřívků, západní tokaniště nyní 43%. Špatná je situace na východě Krkonoš, kde se drží poslední tokaniště s pouhými 2 až 3 kohouty v okolí Lysečinského hřebene. Početnosti tetřívků na jednotlivých částech Krkonoš jsou uvedeny v tabulce 1.

**Tab. 1** Srovnání početnosti dílčích subpopulací tetřívka obecného v Krkonoších v letech 2017 a 2020.

| **Subpopulace** | **2020** | | **2017** | | **Změna** |
|---|---|---|---|---|---|
| | samci | % | samci | % | (samci v %) |
| **západní** (SZ a S od Špindlerova Mlýna) | 25 | 43 | 20 | 27 | + 25 % |
| **centrální** (mezi Špindlerovým Mlýnem a Pecí) | 28 | 45 | 39 | 53 | − 28 % |
| **východní** (SV a V od Pece pod Sněžkou) | 9 | 12 | 15 | 20 | − 40 % |

Tetřívci se v současnosti trvale nevyskytují na žádném ze satelitních tokanišť v okrajových partiích Krkonoš, ze kterých v letech 2008 (Žalý), 2017 (Kapradník) a 2023 (Mechovinec) postupně vymizeli. Také v nejvýchodnější části Krkonoš v okolí Rýchor není posledních 10 let evidován žádný trvalý výskyt tetřívků, jen sporadické zálety.

V krkonošské populaci stále převládají jednotlivě tokající samci (45 samců) nad samci na hromadných tokaništích (17 samců, stejně jako v letech 2015 a 2017 a 2020); vzhledem k celkovému poklesu početnosti však tvořil podíl samců na hromadných tokaništích zhruba čtvrtinu populace. Většinu „hromadných" tokanišť obsazovali pouze dva samci, počet tokanišť se 3 až 4 samci je již raritní (2014: 5 lokalit, 2023: 6 lokalit).

Krkonošská populace tetřívka patří mezi dvě populace v ČR, kde snad stále ještě existuje šance na dlouhodobé přežití. Dobrou perspektivu zvyšuje i snad stále existující provázanost s populací v Jizerských horách. Biotopy tetřívka v rámci Krkonoš tvoří v mnoha lokalitách biotopy primární, tedy bez nutnosti trvalého managementu. Poskytují dobrou základnu pro zajištění různých forem nezapojené vegetace. I v případě rostoucího dopadu klimatické změny bude krkonošská tundra udržována ve stavu bezlesí, viz aktivní výřezy kleče prováděné od roku 2010 Správou KRNAP.

Kromě toho provádí Správa KRNAP lesnické managementy přímo na podporu tetřívka. Ty jsou zde realizovány v rámci tetřívčího projektu OPŽP od roku 2017 a spočívají ve vytváření mozaiky bezlesí v blízkosti lokalit jádrového výskytu tetřívka. Za optimální tetřívčí biotopy lze v Krkonoších považovat také různé typy rašelinišť, z nichž některá jsou s ohledem na jejich vysychání revitalizována (např. Pančavské či Úpské rašeliniště). Nejpalčivějším problémem Krkonoš se pro tetřívka v současnosti stal overturismus a s ním spojená plošná disturbance ptáků, ke které dochází doslova v každém koutě. Pomoci by mohlo zavedené uzavírání některých turistických tras a omezení vstupu turistů do klidových zón v době hnízdění tetřívků. I nadále a snad i ve větší míře bude nutné řešit masivní nedodržování omezení vstupu do KRNAP ze strany neukázněných návštěvníků – sběračů plodů, cyklistů, turistů, fotografů, skialpinistů a jiných sportovních a zimních nadšenců.

**Literatura**


1. Kostroň, K., Hromas, J. Verbreitung und Bestandszahlen der Waldhühner im Riesengebirge und Altvatergebirge. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 14, 145–152 (1968).

2. Flousek J., Gramsz B. & Telenský T.: *Ptáci Krkonoš: atlas hnízdního rozšíření 2012–2014*. (Správa Krkonošského národního parku, 2015).

## 4.2 Jizerské hory – malá, ale důležitá populace

### Václav Tomášek

Vhodné tetřívčí biotopy v Jizerských horách nabízí náhorní plošina o rozloze asi 120 km$^2$. Právě tato oblast v posledních staletích prošla několika velkoplošnými proměnami vegetace. Nejprve byly v 18. až 19. století zdejší porosty plošně odlesňovány kvůli potřebě dřeva pro sklářský průmysl a následovalo intenzivní zalesňování stanovištně nepůvodními druhy dřevin, zejména smrkem ztepilým. Ve 2. polovině 20. století degradace prostředí pokračovala odvodňováním rašelinišť a vrchovišť a drobnými kalamitami kůrovce, až vyvrcholila velkou imisní kalamitou v 80. až 90. letech. Tehdy odumřela většina smrčin na náhorní plošině (přes 90 km$^2$; 1).

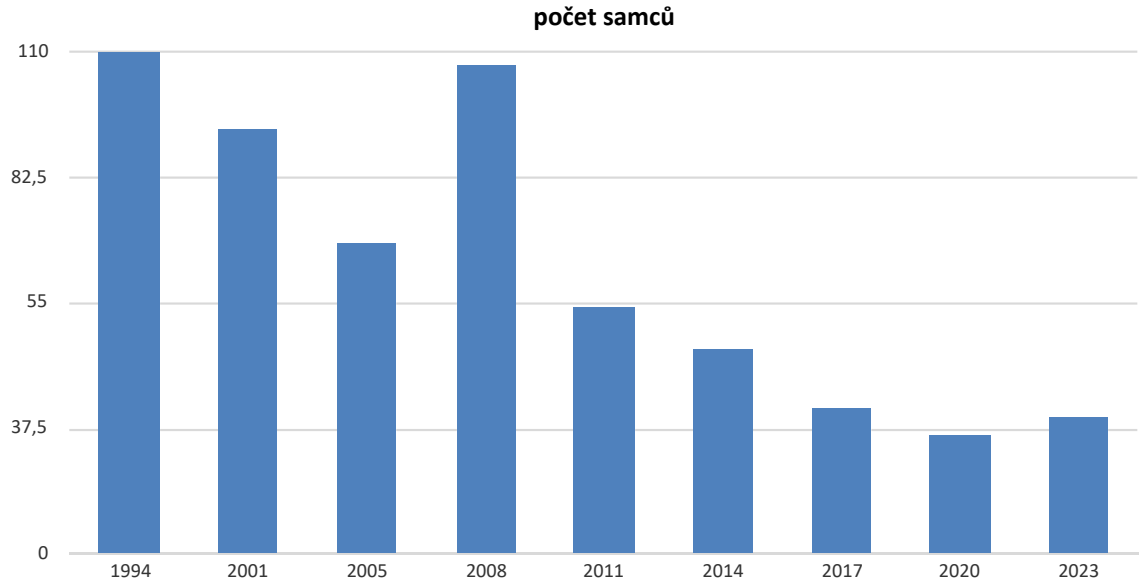
Tetřívek na všechny tyto změny reagoval expanzí či úbytkem početnosti. Vůbec první evidence počtu tetřívků lze vysledovat z mysliveckých výkazů o odstřelech. Koncem 19. století a začátkem 20. století se v Jizerských horách ulovilo 18 až 57 kusů tetřívků za rok, následovalo intenzivní zalesňování náhorní plošiny smrkem a od roku 1950 byl uloven již jen jeden tetřívek ročně (2). První přesnější sčítání v Jizerských horách ze 70. let hovoří o existenci populace čítající asi 30 jedinců (3). Tento stav pravděpodobně vlivem lokálních kalamit mírně narůstal až do 80. a 90. let, kdy začal rozpad nepůvodních smrčin. Na imisních holinách se jeho počty prudce zvýšily a počátkem 90. let předpokládají zdejší lesníci existenci populace o 200 až 230 jedincích (4). Imisní holiny však byly vnímány jako ekologická katastrofa, a proto společnou snahou lesníků i ekologů došlo k rychlému zalesnění většiny postižených ploch. Po roce 2000 začalo probíhat monitorování tokajících kohoutků ve spolupráci AOPK ČR a ČSO, aby vznikly podklady pro následné vyhlášení Ptačí oblasti Jizerské hory, kde je tetřívek jedním ze dvou předmětů ochrany.

Oproti Krkonoším probíhá v Jizerských horách monitoring modifikovaně. Absence hromadných tokanišť mapovatelům umožňuje, aby nesčítali na jednom místě, nýbrž procházeli transekty, které vedou kolem všech historicky známých tokanišť, jakož i přes další vhodné biotopy. Tím lze lépe podchytit individuálně tokající samce a s ohledem na zarůstání nedochází k rušení – mapovatelé distančně sčítají akustické projevy. Každý transekt je přitom za sezónu procházen 2krát ve stejných termínech jako v Krkonoších.

Před rokem 2000 a také krátce po něm docházelo v Jizerských horách k fluktuaci početnosti, přičemž dlouhodobý trend je zřejmý z obrázku č. 6. Během posledních tří sčítání vykazuje populace jakési ustálení početnosti. To může být reakce druhu na managementové aktivity Lesů ČR a AOPK ČR, které od roku 2013 vytvářejí pro tetřívka vhodné plochy bezlesí. Od roku 2017 je tak zaznamenáváno stále asi 30 kohoutků.

Slibný počet 107 kohoutků v roce 2008 mohl mít více příčin. Nejpravděpodobnější z nich je větrná a sněhová kalamita v předcházejícím roce nebo usychání porostů smrku pichlavého (byl vysazován při zalesňování imisních holin asi na ½ území). Kromě celkového úbytku jedinců – za 15 let jde o úbytek 72 % – je nápadný také rozpad hromadných tokanišť. V současné době v Jizerských horách existuje jen jedno tokaniště, kde probíhá hromadný tok. Ostatní leky jsou individuální. Navazující polské lokality nejsou od české populace tetřívků nijak odděleny (jen hraniční čárou na mapě), a jedná se tak o jednu populaci. Nejlepší biotopy polských tetřívků jsou soustředěny zejména podél řeky Jizery a dále podél hřebenu od vrcholu Wysoka Kopa po Stóg Izerski. V polské části Jizerských hor byla v roce 2020 udávána početnost asi 15 až 20 samců (Palucki *in verb.*), někteří z nich však mohli být s ohledem na existenci hraničních tokanišť započteni i na české straně.

V současné době preferují tetřívci v Jizerských horách především rašeliniště a vrchoviště, kde se soustředí většina populace. Ochotně využívají také hřebenové průseky a vytvořené náhradní biotopy – vyřezané odrůstající imisní holiny. Patrná je preference podmáčených ploch a rozvolněných porostů s porosty borůvky, brusinky, případně s pionýrskými dřevinami břízou a jeřábem. Nejvýše položené tokaniště se nachází ve výšce 1 100 metrů nad mořem.




Obr. 6 Vývoj početnosti tetřívka v Jizerských horách od zavedení plošného monitoringu.

Pro dlouhodobou existenci jizerskohorské populace je zásadní, aby se navazující polské biotopy (obdobně jako na české straně) přísněji chránily a v některých částech i zlepšovaly vytvářením bezlesí v okolí hor Kozi Grzbiet, Krogulec a Cicha Równia a případně dalších. V oblastech těchto kopců totiž nezalesněné plochy představují migrační koridor pro tetřívky z Jizerských hor (českých i polských) do Krkonoš. Jakmile dojde k uzavření jizerské populace a omezení genetického toku, bude vymření zdejší populace, která v roce 2023 čítá méně než 100 jedinců (odhad pro česko-polskou populaci Jizerských hor – Góry Izerskie), otázkou jen několika málo let. Ani reintrodukční snahy prováděné na polské straně Jizerských hor od roku 2019 nemohou tento trend zastavit. Zlepšení konektivity krkonošsko-jizerské populace tetřívka pomocí nášlapných kamenů, tedy malých plošek bezlesí, je tak pro tuto malou populaci klíčové.

**Literatura**

1. Karpaš, R., Višňák, R., Vonička, P. *Jizerské hory, Liberec* (RK, 2013).

2. Rabštejnek, O. Myslivost v Jizerských horách. *Knižnice Jizerských hor 2*. Severočeské muzeum Liberec, pp 23 (1960)

3. Hanuš, V., Bouchner, M., Fišer, Z. Současné stavy tetřívků v ČSR. *Myslivost* 1977: 78–80 (1979).

4. Dostál, L., Kavková, M. Jizerskohorští lesníci na tetřívka nezapomněli, *Krkonoše – Jizerské hory*, 49: 32–34 (2016).

## 4.3 Šumava a Boletice – kam se poděli?

### Aleš Vondrka a Václav Tomášek

Až do poloviny 20. století se tetřívek obecný vyskytoval na většině území jižních Čech, včetně nejnižších poloh Českobudějovické pánve. Poté velmi rychle vymizel a jeho recentní výskyt je omezen pouze na Šumavu. I zde je však populační trend negativní. V západočeské části Šumavy přežívá pouze několik posledních exemplářů. Ve zbytku území populace dlouhodobě klesá s výraznými meziročními fluktuacemi. Pokles nezastavil ani zákaz odstřelu tetřívků v roce 1987 ani další ochranářské snahy (bezzásahový režim, údržba luk atd.).

Vůbec první a na dlouhou dobu ojedinělý doklad výskytu tetřívka na Šumavě v historických materiálech pochází z roku 1555, kdy Jan Černý z Vinoře zasílá z panství Vimperk do Českého Krumlova 18 tetřevů, 11 jeřábků a 1 tetřívka. Další mimořádný doklad pochází až z konce 18. století od Želnavy, kdy byli do Českého Krumlova zasláni ptáci místnímu lidu neznámí, jednalo se o zvěř tetřívčí, tehdy řazenou mezi „honbu vysokou". Z těchto útržků, včetně faktu, že se pro tetřívka v historických materiálech nenacházejí žádné ustálené způsoby lovu (plůtky s oky, tlučky, tenátka, …), lze usuzovat, že se v historické době tetřívek vyskytoval na Šumavě spíše roztroušeně, vázaný pravděpodobně pouze na rašeliništní biotopy. Na listině odstřelů se začal pravidelně objevovat od roku 1799, ale v hojnějším počtu až v průběhu 19. století. Výrazný nárůst stavů lze pozorovat zejména koncem 19. století. Například 19. 4. 1878 bylo na celém panství Vimperk sečteno 40 tokajících samců, v roce 1879 už 102 samců a celkem 259 jedinců, roku 1902 je hlášeno 124 kusů. Okolo roku 1840 po velké kůrovcové kalamitě byly na Vimpersku dokonce na tetřívky pořádány hony. První hon byl ve Strážném roku 1845 a dále v Zátoni či Borové Ladě. Roku 1876 je ve spisu Františka Špatného (časopis Zábavy myslivecké) poprvé zdokumentováno využití balabánů, tedy různých napodobenin živých ptáků pro potřeby lovu tetřívků. Nejvyšší počty tetřívka pak byly na Šumavě zaznamenány, stejně jako jinde v ČR, v první třetině 20. století (1). Vrcholy odstřelu představovaly roky 1910 a 1933. Od té doby početnost stále klesá. Například v roce 1947 udává Andreska (1993) na tokaništích od Stodůlek a Glasserwaldu přes Vysoké Lávky až k Prášilům minimálně 300 tokajících kohoutků, v roce 1977 zde bylo sečteno 67 kohoutků. Dnes se zde vyskytuje pouze 1 samec.

V roce 1977 bylo na celé Šumavě nasčítáno 1 267 jedinců, z toho drtivé většiny kohoutků, a 1 186 exemplářů pocházelo z jihočeské části. Hanzák (2) doložil nápadný pokles početnosti od 60. let na tokaništích Jezerní slať, Mrtvý luh a Dobrá. Např. na Mrtvém luhu tokalo v roce 1966 asi 70 samců, v roce 1979 jen 12 samců, v roce 2012 tři kohoutci, pak následoval krátkodobý vzestup a dnes zde tokají opět 3 až 4 samci.

Bohužel již v roce 1996 bylo na jihočeských tokaništích Šumavy (včetně Jezerní slati, ležící na hranici krajů) napočítáno jen 181 samců a v roce 1998 113 samců. Za celou Šumavu a Boletice byl ještě v roce 1998 udáván počet 190 kohoutků. Následoval strmý pád. Mezi lety 2000 a 2003 počet poklesl ze 122 na 90 kohoutků a v roce 2014 to bylo alarmujících 35 samců! Následně naštěstí došlo k mírnému zotavení populace – v roce 2018 bylo na jihočeských tokaništích přibližně 50 samců (včetně boletických lokalit), v roce 2019 počet stoupl na 86 samců, podobně i v roce 2021 tokalo celkem 84 samců. V roce 2022 však dochází k dramatickému poklesu velikosti populace o polovinu na 46 tokajících kohoutků. Graf vývoje početnosti šumavské populace naleznete na obrázku č. 7.

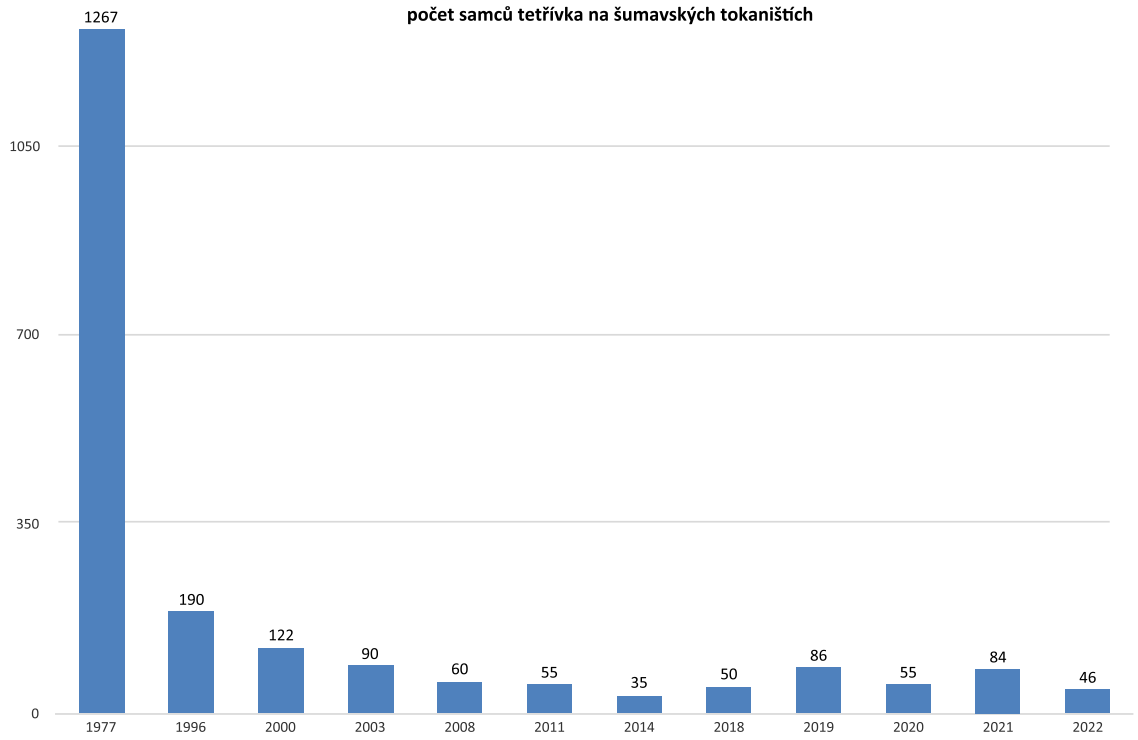
Západní tokaniště Šumavy, kromě Vysokých Lávek, zcela zanikly, stejně tak jako mnoho lokalit na úpatí Šumavy a Šumavského podhůří. Například na střelnici Klášterec u Vimperka bylo v roce 1977 sečteno 80 jedinců, v roce 1991 již pouhých 7 kohoutků a kolem roku 2005 v důsledku zániku „vhodného vojenského managementu" zde populace vymizela úplně. Část lokality zcela zarostla břízami, část byla zařazena do intenzivního pastevního areálu. Sekundární vřesoviště zaniklo v důsledku postupných změn. Rychle vymizel tetřívek na tokaništi Arnoštka, kde bylo v roce 1977 sečteno 60 jedinců a o 14 let později, v roce 1991, po proběhlé velkoplošné melioraci druh již nebyl zjištěn. V lokalitě se dnes intenzivně hospodaří a z tehdejších rozsáhlých mokřadů zůstalo pouze několik rašeliništních fragmentů.

Další významnou centrální šumavskou lokalitou výskytu tetřívka bylo okolí Volar, kde ještě v roce 1977 bylo sečteno 90 jedinců. V roce 1991 pak pouhých 8 kohoutků u Mlýnského potoka a také zde byla většina

tehdejších mokřadů drasticky odvodněna, a tetřívek tak v této lokalitě vymizel kolem roku 1995. Vhodný biotop pro tetřívka dnes v okolí Volar žel nenalezneme.

Určitou výjimku oproti výše popsaným zánikům představuje vojenský výcvikový prostor Boletice. Druh je zde vázán převážně na sekundární biotopy střelnic a dopadových ploch. V dobách nízké vojenské činnosti po roce 1990 zde početnost spadla až na jednotky tokajících samců, ale po zvýšení vojenské aktivity, kdy došlo k obnově sekundárních biotopů, se zvýšila i početnost tetřívka. Dnes zde přežívá populace o velikosti cca 60 exemplářů. Tokaniště jsou v této oblasti vázána téměř zcela na přísně střežené plochy střelnic, kam nemá veřejnost přístup (primárně kvůli vojenskému zřízení).

Hlavními šumavskými biotopy tetřívka jsou rašeliniště, rašelinné březiny a mozaika sukcesních stadií porostů s hojným zastoupením břízy, která tvoří v zimním období významný zdroj potravy. Tokaniště se zpravidla nacházejí na okolním bezlesí. S postupující sukcesí krajiny se stále významnějším habitatem pro jádrovou populaci tetřívka stávají primární biotopy, jako jsou zejména rašeliniště. Sekundární biotopy, na které byl tetřívek dříve dobře adaptován, rychle podléhají sukcesi a stávají se pro druh nevhodnými. Tomuto trendu se vymyká situace ve vojenském výcvikovém prostoru Boletice, kde je druh vázán ponejvíce na sekundární biotop střelnic a porosty pionýrských dřevin na nich a v jejich okolí se nacházející. Druhou, stále ještě klíčovou lokalitou je pak Vltavský luh s rašeliništi a podmáčenými porosty a jinými mokřadními biotopy.




Obr. 7 Vývoj početnosti populace tetřívka obecného na Šumavě, patrné jsou turbulentní změny.

**Literatura**


1. Hanuš, V. Variabilita stavu tetřívků v ČSSR. Práce VÚL ČSSR, 20: 145–164 (1960).

2. Hanzák, J. Tok tetřívků. Živa, 18: 28–29 (1969).



Doporučená citace kapitoly:

Vondrka, A., Tomášek V., Šumava a Boletice – kam se poděli?. In: Tomášek V., Volf O., Mikslová K., Pelikánová H. (eds) (2023): Tetřívek – Poslední šance? Správa KRNAP, 208 s., ISBN 978-80-7535-160-9

# 4.4 Krušné hory – poslední pevnost tetřívků u nás?

## Ondřej Volf

V Krušných horách přežívá největší populace tetřívka u nás. I zde se však početnost v poslední době silně snižuje a ptáci mizí z mnoha míst dřívějšího výskytu.

Neblahému vývoji nezabránilo ani vyhlášení dvou ptačích oblastí soustavy Natura 2000 s předmětem ochrany tetřívkem – ptačí oblasti Východní Krušné hory a ptačí oblasti Novodomské rašeliniště – Kovářská.

Početnost tetřívka v Krušných horách byla ve druhé polovině 20. století poměrně vyrovnaná. V 60. letech se uvádí stav asi 320 „kusů“ (1), poté došlo pravděpodobně k nárůstu, který kulminoval v 90. letech. V roce 2000 bylo na tokaništích sečteno 316 kohoutků a stejné číslo bylo zjištěno i v roce 2007 (2). Od roku 2005 se v celém pohoří pravidelně sčítají samci tetřívka během jarního toku, takže máme přibližnou představu o celkové početnosti a velmi podrobnou znalost o populačních trendech. A ty mnoho radosti nevzbuzují. V roce 2008 byl zaznamenán prudký pokles na 214 tokajících kohoutků, následující roky byl tento trend bohužel potvrzen. K dalšímu skokovému snížení došlo kolem roku 2019, kdy bylo sečteno pouze 124 samců, přičemž tento nebo podobný stav pravděpodobně trvá i v současnosti – viz obr. 8 (3).

Celkově lze ve 20. letech 21. století počet krušnohorských tetřívků odhadnout na 300 až 350 jedinců, budeme-li vycházet z předpokladu vyrovnaného poměru pohlaví.

Vývoj populace tetřívka v Krušných horách vykazuje v různých částech jiné trendy. Převažuje celkově klesající početnost, mizení z okrajových částí a stahování se do okolí jádrových lokalit v blízkosti velkých rašelinišť. Přesto lze nalézt několik větších či menších enkláv, kde pokles není tak dramatický nebo je zde stav víceméně stabilní, či dokonce došlo k mírnému nárůstu. V obou ptačích oblastech je razantní úbytek zjišťován zejména v jejich východních částech.

V zásadě lze pohoří rozdělit do tří oblastí, lišících se různými stadii vývoje jednotlivých subpopulací tetřívka:

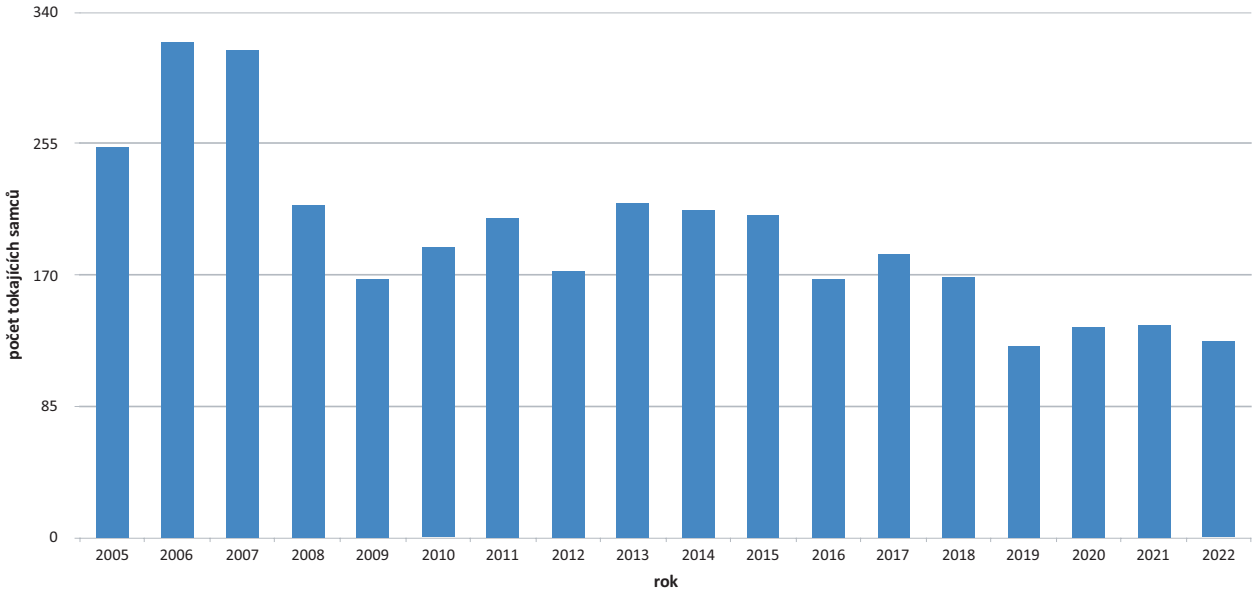
## Západní Krušné hory

Zdejší subpopulace, jejíž početnost se pohybuje mezi 50 až 70 samci, se jeví dlouhodobě jako stabilní, v minulých letech dokonce s tendencí mírného růstu. Tetřívci jsou soustředěni kolem velkých komplexů rašelinišť (Božídarské rašeliniště, Přebuzská vrchoviště), která jsou jen málo ovlivněná odvodněním. Na ně navazují otevřené plochy luk. Navíc v těchto vrcholových partiích byly lesní porosty zasažené větrnými smrštěmi, které zapříčinily vznik otevřených ploch i v jinak hustých smrkových lesích s následným vývojem náletů břízy a dalších listnatých dřevin.

Vývoj například v oblasti Přebuzských vrchovišť v posledních dvou desetiletích lze označit zcela jistě za pozitivní. Zatímco kolem roku 2000 byla pozorování tetřívka spíše náhodná, v posledních asi 15 až 20 letech se zde nachází jedno z nejvýznamnějších hromadných tokanišť s 10 až 15 tokajícími kohouty. Jedním z důvodů může být i vliv lesnického hospodaření, které se projevilo překvapivě pozitivně. Jednou z používaných technik při zalesňování v této oblasti byla tzv. buldozerová příprava půdy. Následkem shrnutí tenké vrchní vrstvy půdy v lesních porostech došlo ke zpomalení vývoje stromů a rozvoji drobných bobulonosných keříků a vřesu.

## Střední část pohoří – ptačí oblast Novodomské rašeliniště – Kovářská

Zde se pokles a celkový negativní trend projevil nejdříve. K výraznému úbytku tady došlo již mezi lety 2007 a 2009 a poté po roce 2015. Zatímco v roce 2006 tady bylo spočteno více než 140 samců, v roce 2015 to bylo již méně než 80 kohoutů a v roce 2019 již pouhých 43 samců. Vysvětlit to lze pravděpodobně tím, že ptáci ve větší míře osídlovali otevřené plochy po odumření stromového patra a porosty náhradních dřevin. S odrůstáním nově založených smrkových plantáží tyto plochy ptáci přestali využívat. Důvody pro skoky v početnosti následované obdobími určité stability nejsou zcela zřejmé, roli zde hrají aktuální klimatické podmínky a pravděpodobně i mezigenerační obměna.




Obr. 8 Graf vývoje početnosti tetřívka obecného v Krušných horách založený na počtu tokajících samců v letech 2005–2022.

## Východní část pohoří – ptačí oblast Východní Krušné hory

Početnost místní subpopulace vykazuje dramatický pokles s určitým zpožděním oproti předchozí oblasti. Vrchol početnosti zde byl zjištěn v roce 2007 – více než 130 tokajících kohoutů. Poté došlo k strmému poklesu až k 80 samcům v letech 2010 a 2011, další výrazný úbytek byl zaznamenán v roce 2019 – méně než 40 samců. Tento stav s malými výkyvy trvá dodnes. Zde je podíl ptáků osídlující náhradní porosty imisních dřevin patrně o něco menší než v ptačí oblasti Novodomské rašeliniště – Kovářská, navíc lesní porosty na části území procházely přeměnou až v pozdějších letech. Velký podíl zabírala populace vyskytující se na otevřených plochách, na loukách a pastvinách v nejvýchodnější části pohoří, především na území okresu Ústí nad Labem. Ta dlouhou dobu vypadala stabilní. K razantnímu úbytku populace zde došlo až po roce 2014, přičemž příčiny tohoto poklesu nejsou příliš zjevné. Určitě ho můžeme přičíst vysoké míře rušení tetřívků v důsledku vedení trasy dálnice D8 a výstavbě větrných elektráren na některých lokalitách.

## Změny rozšíření a početnosti v menších lokalitách

Rozdílný vývoj lze vysledovat i v rozlohou menších lokalitách. Dochází k mizení i objevování se tetřívků v dříve neobsazených územích, těch pozitivních příkladů je však málo.

Například ve střední části pohoří se tetřívek aktuálně začal objevovat u osady Mezilesí (v roce 2018 jeden samec, v roce 2019 dva samci), přitom v minulých letech zde vůbec nebyl znám. Využívá tu luční enklávy pod bývalým rudným odkalištěm.

Podobně došlo k opětovnému obsazení Mackovských luk v ptačí oblasti Východní Krušné hory – zde se vyplnil předpokládaný vývoj po založení smrkových plantáží v okolí Oldřišského vrchu. Ptáci se po zahuštění porostů pravděpodobně přesunuli na horské louky v okolí Žebráckého rohu a z této lokality se stala významná oblast výskytu. V současnosti je toto území ohroženo plánovanou výstavbou farmy větrných elektráren.

Pravděpodobně největší naději mohl budit vývoj ve Flájské obořе – v roce 2018 zde bylo sečteno nebývalé množství tokajících kohoutů (27 jedinců). Důvody byly spatřovány v nové, důslednější kontrole predátorů, zajišťované správcem obory, a také v celkově relativně dobrém stavu biotopu s velkým podílem otevřených ploch. Tento trend se bohužel v roce 2019 nepotvrdil. Při dodržení standardní metodiky zde byli zjištěni pouze tři samci. Takový výkyv nelze jednoduše vysvětlit a ani není příliš pravděpodobné, že by ukazoval skutečnou změnu početnosti. V následujících letech se naštěstí počet zjišťovaných tetřívků opět zvýšil. Přesto je třeba situaci brát velmi vážně a vývoji v podobných lokalitách se nadále detailně věnovat.

**Literatura**


1. Hudec, K., Černý W., eds. *Fauna ČSSR. Ptáci 2.* (Academia, Praha, 1977).

2. Hora, J., Čihák K., Kučera, Z. Monitoring druhů přílohy I směrnice o ptácích a ptačích oblastí v letech 2008–2010. *Příroda* 33: 1–492 (2015).

3. AOPK ČR. *Nálezová databáze ochrany přírody.* [on-line databáze; portal.nature.cz]. [cit. 2023-07-31] (2023).

Obr. 9 Stopy s otiskem křídel ve sněhu. Foto Jiří Flousek.

# 4.5 Doupovské hory

## Ondřej Volf

Doupovské hory patří mezi oblasti s tradičním výskytem tetřívka obecného. Velkou část tohoto geomorfologického celku zabírá aktivní vojenský prostor, díky kterému se zde zachovala bohatá škála různých stanovišť. Neustálé disturbance udržující bezlesí a absence plošného použití chemických látek v zemědělství umožnily přežití vzácných organismů, včetně tetřívka. Ten navíc pravděpodobně je nebo donedávna byl schopen kontaktu s populací v blízkých Krušných horách.

Na otevřených bezlesých plochách s dostatkem rostlinné i živočišné potravy se tetřívek vyskytoval zhruba do roku 1995 v počtech několika desítek (samců), v roce 1995 byla jeho početnost odhadnuta až na 100–150. Kolem přelomu tisíciletí však jeho stavy poklesly na 40 samců, přičemž jeho výskyt byl soustředěn zhruba ve 12 lokalitách a bylo zde registrováno 6 významných tokanišť (1). Od té doby se situace stabilizovala, populace byla na základě sčítání na tokaništích odhadována na několik málo desítek samců; počty samců 2005: 20, 2008: 36, 2011: 28 (2). V posledních letech došlo k dalšímu strmému poklesu, kdy se počty registrovaných tetřívků propadly na jednotlivce a pohybují se mezi 4 a 8 (Cukor, Matějů, Tejrovský *in verb*.). Jsme tak svědky zániku jedné z dalších dílčích populací tetřívka obecného v ČR.

Kde hledat příčiny smutného konce tetřívků v Doupovských horách? Často zmiňovanými viníky jsou predátoři, zejména prase divoké (*Sus scrofa*) a liška obecná, kteří se zde vyskytují ve velkých počtech. Velmi významně působí i nepůvodní druhy, na jejichž účinné metody lovu nemohou být tetřívci adaptováni, jako je mýval severní (*Procyon lotor)*. Invazní druhy by ovšem samy o sobě zánik druhu pravděpodobně nezpůsobily. V tomto pohoří sopečného původu je výskyt tetřívků poměrně netypický – nejsou zde rašeliniště, oblast je suchá a celkově teplejší než pohraniční horstva. Vojenská činnost se vyvíjí, je více cílená než dříve. Rozsáhlé požáry jsou již minulostí a značné rozlohy zarůstají. U populací pohybujících se mimo optimální podmínky a za hranou pravděpodobnosti přežití, tedy v početnostech nižších desítek, je vždy jen otázkou času a náhody, která událost nebo jev budou pověstným posledním hřebíkem. Pro srovnání s jiným zaniklým vojenským prostorem uvádíme v boxu níže příklad na Libavé.


**Literatura**

1. Tejrovský, V. Současné rozšíření tetřívků v Doupovských horách. *In*: Málková, P. (ed.): *Sbor. příspěvků z mezinár. konf. Tetřevovití – Tetraonidae na přelomu tisíciletí*. České Budějovice 24.–26. března 2000 (2000).
2. Hora, J., Kučera, Z., Němec, M. & Vojtěchovská, E. (eds.) Monitoring druhů přílohy I směrnice o ptácích a ptačích oblastí v letech 2011–2013, *Příroda* 38: 1–465 (2018).

Obr. 10 Biotop tetřívka v Doupovských horách. Foto: Ondřej Volf.

# 4.6 Poslední tok – zaniklé populace tetřívka u nás

## Václav Tomášek a Ondřej Volf

### Slavkovský les

Typickým příkladem zániku malé izolované populace druhu je situace tetřívka ve Slavkovském lese. Toto pohoří nabízí tetřívkovi krajinu téměř ideální a do posledních desetiletí 20. století se to odráželo i v jeho stabilním výskytu. Jedná se o opuštěné, málo osídlené území (i zde býval v minulosti vojenský prostor) s loukami, rozptýlenou zelení a mnoha rašelinnými stanovišti. Během 20. století zde byl počet tetřívků odhadován na vyšší desítky, existovalo zde mnoho hromadných tokanišť i s desítkami tokajících samců. Úbytek tetřívků ve Slavkovském lese, kdysi vyhlášené lovné oblasti tohoto druhu, započal již na přelomu 70. a 80. let 20. století. Ještě v roce 1991 zde bylo na tokaništích spočteno 24 kohoutů, v roce 1995 to bylo již méně než 10, načež v roce 2002 byla zaznamenána pouze jedna samice. V roce 2014 byl tetřívek ve Slavkovském lese označen za vymizelý druh (1, 2). Za hlavní příčinu vyhynutí se zde považuje plošné odvodnění krajiny, jehož časový průběh se do značné míry kryje s úbytkem tetřívků, ve spojení s mnoha dalšími negativními vlivy.

### Stručný přehled dalších oblastí

Na Moravě byla po dlouhou dobu stabilní a silná populace v Jeseníkách a podhůří. V roce 1977 hovoří myslivecké výkazy v honitbách na Šumpersku o existenci vysokých stavů tetřívčí zvěře. V 16 lokalitách je zde vykazováno 243 kusů tetřívků a navazující honitby v Králickém Sněžníku a v Orlických horách v okrese Ústí nad Orlicí hovoří o dalších 86 jedincích. V roce 1977 se v CHKO Jeseníky vyskytovalo 120 až 150 tetřívků, ale jen o 20 let později je již zdejší populace označena jako vymizelá (3). Poslední záznamy o výskytu tetřívků v Jeseníkách existují ještě z počátku 21. století. Mgr. Hajný, který zde vedl mapování tetřívka, uvádí mezi lety 2000 a 2003 existenci zbytkové populace do 8 kusů. Po roce 2005 jsou však již výskyty tetřívků v Jeseníkách pouze přechodné. Zde pozorovaní tetřívci pravděpodobně pocházejí z umělých odchovů, kdy byli jedinci vypouštěni do volné přírody (Vidly a následně Staré Město).

Mezi lety 2000 a 2005 dotokali tetřívci na Českomoravské vrchovině (poslední samec zde byl zjištěn v roce 2005). Stejně tak vymizeli v Českém lese, kde byli poslední 4 samci evidováni v roce 2000. V Orlických horách jsou poslední záznamy o výskytu tokajících samců z konce 80. let. Ještě o deset let později se zde ojediněle tetřívci vyskytovali, jejich původ je však nejasný. Další dvě od sebe velmi vzdálené lokality měly obdobně strmý pád – v Labských pískovcích tokalo začátkem milénia ještě 18 samců, o 5 let později to byli již jen 4 kohoutci a od následujících let zde nebyl tetřívek již zaznamenáván vůbec. Podobně v Novohradských horách bylo v roce 2000 napočítáno 19 samců, aby za necelých 10 let populace zcela vymizela. Osud všech těchto lokalit byl patrně zpečetěn velmi nízkou početností a izolovaností populací od ostatních (4).

**Literatura**

1. Řepa, P. Jak zmizel ve Slavkovském lese tetřívek obecný. *Arnika*. 40 let CHKO Slavkovský les: 32–35 (2014).
2. Procházka, V. Tetřívčí tokaniště ve vzpomínkách. *Arnika*. 40 let CHKO Slavkovský les: 36–37 (2014).
3. Koubek, P., Banaš, M. Tetřevovití v Jeseníkách: možnosti přežití. Pp. 19–25 in Málková, P. (ed.): *Sbor. příspěvků z mezinár. konf. Tetřevovití – Tetraonidae na přelomu tisíciletí*. Č. Budějovice 24.–26. března 2000: 90–100 (2000).
4. Hora, J., Kučera, Z., Němec, M. & Vojtěchovská, V. (eds.) Monitoring druhů Přílohy I Směrnice o ptácích a ptačích oblastí v letech 2011–2013. *Příroda* 38: 1–470 (2018).

**Box: Konec tetřívků na Libavé**

**Kateřina Ševčíková**

Severovýchodně od Olomouce se rozprostírá ptačí oblast Libavá, svérázný kraj, jímž místo turistů projíždějí tanky – jedná se totiž o stále aktivní vojenský prostor. Ještě donedávna tetřívci s oblibou tokali na aktivních dopadových plochách, prý i takřka během vojenských cvičení. Početnost z poválečného období neznáme, ale pamětníci vzpomínají na desítky tokajících ptáků. Během sčítání v letech 2000 až 2008 bylo zaznamenáno 21 až 34 samců, v roce 2011 už jen 15 (1). Početnost se dále snižovala až do jara 2019, kdy u Čermné tokali dva poslední samci. Od té doby už se typické bublání z dopadových ploch Libavé neozývá (2). Proč? Jednou z hlavních příčin je bezesporu zarůstání volných ploch. Zatímco sovětská armáda se technikou i nohou pěšáků pohybovala takřka po celém prostoru, dnes je výcvik soustředěn na několik málo dopadových ploch. Velké lány dříve lučních porostů se dnes mění v houští. Jistou vinu mají na úbytku tetřívků i vysoké počty predátorů. A když se k tomu přidaly genetické vlivy (příbuzenské křížení), osud tetřívků byl zpečetěn. A nepomohla ani kůrovcová kalamita, ani pokusy o obnovu plošek v blízkosti tokanišť, ani regulace predátorů.

**Literatura**


1. Hora, J., Kučera, Z., Němec, M. & Vojtěchovská, E. Monitoring druhů přílohy I směrnice o ptácích a ptačích oblastí v letech 2011–2013. *Příroda*, Praha, 38: 1–466 (2018).
2. Kovařík, P., Ševčíková, K., Kovár, L., Stříteský, J. & Lehký, J. Zpráva o konci jedné ptačí legendy aneb Konec tetřívků na Moravě. *Zprávy MOS* 78: 56–57 (2020).

# 4.7 Závěrem k vývoji populací u nás

## Václav Tomášek a Ondřej Volf

Vývoj početnosti tetřívka má ve většině oblastí v ČR obdobný průběh. Nejsilnější populace s největšími počty zaznamenaných, respektive ulovených samců byly uváděny na počátku 20. století.

Od 50. let však postupně nastával zvrat a propad početnosti prakticky ve všech pohořích. Jako nejčastější důvod zaznívá odvodnění krajiny (podmáčených luk a rašelinišť) a zalesňování. Tyto dva faktory zničily během krátké doby stěžejní část biotopu tetřívka – bezlesí na lesní půdě. Úbytek početnosti bezesporu způsobily i další vlivy, avšak těm lze přičítat až mizení populací z přelomu tisíciletí (jde zejména o nárůst predátorů, klimatickou změnu, rušení turisty nebo smrtící překážky).

Dočasné namnožení regionálních populací při imisní kalamitě v 80. letech nevedlo bohužel ke stabilizaci jednotlivých populací, neboť drtivá většina kalamitních ploch byla v následujících letech zalesněna. U tetřívčích populací platí, že stačí jedna či dvě nepříznivé sezóny z hlediska úspěšnosti hnízdění, zapříčiněné například zvýšenou predací, špatným počasím či náhlou disturbancí, a tyto jinak běžné faktory prostředí způsobí mortalitu takového množství jedinců v populaci, že ta následně vyhyne. Tyto fluktuace jsou dobře patrné na příkladu Šumavy, kde se meziroční rozdíly v počtu zjištěných samců liší i o více než 50 %. Jak je zmíněno dále v kapitole 2 – Ekologie a biologie tetřívka –, tetřívek je evolučně přizpůsoben gradačním cyklům drobných zemních savců, takže v krátkém čase dokáže zdvojnásobit svoji početnost (nebo naopak). Musí však mít dostatek vhodného prostředí a partnerů v okolních propojených subpopulacích.

Obr. 11 Krásně zbarvený samec. Foto Václav Tomášek.

# 5

# OCHRANÁŘSKÁ GENETIKA – co víme o kondici populací tetřívka v České republice

Barbora Rolečková
Petra Hájková

Vzhledem k tomu, nakolik je tetřívek ohroženým druhem, je jednoznačným kandidátem pro ochranářskogenetický výzkum. Pomocí genetických metod je možné například zjistit, nedošlo-li k nežádoucímu poklesu genetické diverzity (Box 1) a nárůstu příbuzenského křížení, nebo vytipovat vhodné zdrojové populace pro záchranné translokace.

Studiem DNA může být také odhalena genetická struktura, tj. mohou být identifikovány populace, zjištěna míra toku genů mezi dílčími subpopulacemi a v souvislosti s tím například nalezeny konkrétní bariéry toku genů. Míra ohrožení zkoumaných populací bývá v ochranářské genetice odhadována na základě srovnání zjištěného stavu s referenčními populacemi fylogeneticky a ekologicky příbuzných druhů, které bezprostředně ohroženy nejsou, nebo se stavem minulým.

V případě vzácných a ohrožených druhů jsou pro získání DNA jedinců velmi často využívány neinvazivní genetické metody. To znamená sběr a analýzu materiálu, který sice obsahuje buňky studovaného organismu, ale zároveň není při jeho získávání vzorkovaným jedincům nijak ubližováno a zpravidla nejsou ani vyrušováni. Neinvazivně získaná DNA – v případě tetřívka především z trusu (obr. 1a) a z vypadaného peří (obr. 1b) – umožňuje identifikovat jedince, určit jejich pohlaví a na základě jedinečných genotypů odhadnout velikost populací a stanovit jejich genetickou diverzitu a strukturu.

Tetřívek má ve srovnání s jinými druhy ptáků velmi omezené migrační schopnosti. Potřebuje proto dostatečně hustou síť „nášlapných kamenů“, tj. vhodných biotopů vzdálených od sebe maximálně jednotky kilometrů, které umožní migraci, a tedy postupný tok genů v rámci populace. Pokud se v areálu populace objeví nepřekonatelné bariéry, dojde k její fragmentaci a postupné izolaci jednotlivých lokalit, která se později projeví jako nežádoucí populační struktura (1). Čím jsou nově vzniklé dílčí populace menší, tím vyšší je riziko, že v nich bude docházet k nevratným ztrátám genetické diverzity v důsledku tzv. genetického driftu (Box 3). Přitom právě dostatečná úroveň genetické diverzity je předpokladem pro dlouhodobou životaschopnost populace.

První genetická studie tetřívka v České republice se uskutečnila v letech 2004 až 2007, kdy byly vzorky peří sebrány z celkem 15 lokalit na Šumavě, v Krušných a Jizerských horách a v Krkonoších (2). Na základě tohoto materiálu byla srovnána genetická diverzita skupinově tokajících (*lekking*) a individuálně tokajících (*non-lekking*) tetřívků. Na lokalitách se samostatně tokajícími samci byla zjištěna nižší genetická diverzita než na lokalitách se skupinovým tokem, který býval pro tetřívky v dobách vyšší

početnosti typický. Takový výsledek ukazuje, že narůstá-li v populaci individuální tok, je to alarmující znamení i z pohledu její genetické kondice. Už v čase této studie byla dříve kontinuální česká populace rozdělena do tří dílčích populací (Šumava, Krušné hory a Krkonoše + Jizerské hory).

Po přibližně 15 letech navázal na první studii další genetický výzkum, který kromě stejných území jako první studie zahrnoval navíc vojenský újezd Boletice, Doupovské hory a Oderské vrchy, a pokryl tak celou aktuální oblast rozšíření tetřívka v České republice. Stojí za poklesem početnosti tetřívků také genetické faktory? Přeletují ještě tetřívci mezi jednotlivými lokalitami? Ve snaze odpovědět na tyto a další podobné otázky bylo cílem studie zjistit současnou úroveň genetické diverzity v našich populacích a jejich genetickou strukturu, tj. genetickou odlišnost jednotlivých populací a míru izolace dílčích subpopulací. Také byla stanovena efektivní velikost populací, která vypovídá o míře ohrožení genetickým driftem a o jejich životaschopnosti. Na základě opakovaných záznamů jedinců pak byla odhadnuta celková početnost tetřívků a byly získány dílčí informace o pohybu jedinců v prostoru a v čase.

Obr. 1a Genetická studie tetřívka z let 2018 až 2022 byla založena na analýze neinvazivně získaného materiálu, především trusu. Práce s ním je časově i finančně náročnější než práce s tkáňovými vzorky a i celková úspěšnost analýz je nižší. Velkou výhodou však je, že s jedinci ohrožených druhů nemusí být kvůli výzkumu manipulováno, ba dokonce nemusí být ani rušeni. Foto archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

Obr. 1b Dalším materiálem, z nějž lze izolovat DNA, a který může být také získán neinvazivně, je peří. Na obrázku vypadené pero samce. Foto Václav Tomášek.

**Box 1: Genetický slovníček**

**Alela** je konkrétní varianta genu (lokusu), která se od ostatních alel stejného genu liší svou sekvencí.

**Fenotyp** je soubor vlastností a znaků, kterými se organismus projevuje navenek. Je utvářen genotypem a vlivy prostředí. Proto jedinci se stejným genotypem nemusí mít stejný fenotyp.

**Gen** je základní jednotkou dědičnosti. Je to určitý úsek molekuly DNA, který kóduje specifickou bílkovinu. Pojem gen však může být používán i obecněji, pouze jako úsek DNA o určité sekvenci nukleotidů.

**Genetická diverzita** je rozmanitost alel a genotypů přítomných v populaci či jiné skupině organismů, např. v rámci druhu. Je základem druhové rozmanitosti.

**Genový tok** či **tok genů** je přesun alel v rámci populace či mezi populacemi uskutečňovaný disperzí a následnou reprodukcí jedinců.

**Genom** je kompletní soubor genů daného organismu, tedy jeho veškerá genetická informace uložená v DNA.

**Genotyp** je kombinace alel určitého genu (jednolokusový genotyp) nebo genů (vícelokusový genotyp) přítomná u daného jedince.

**Heterozygot** je jedinec, který nese na daném lokusu dvě různé alely.

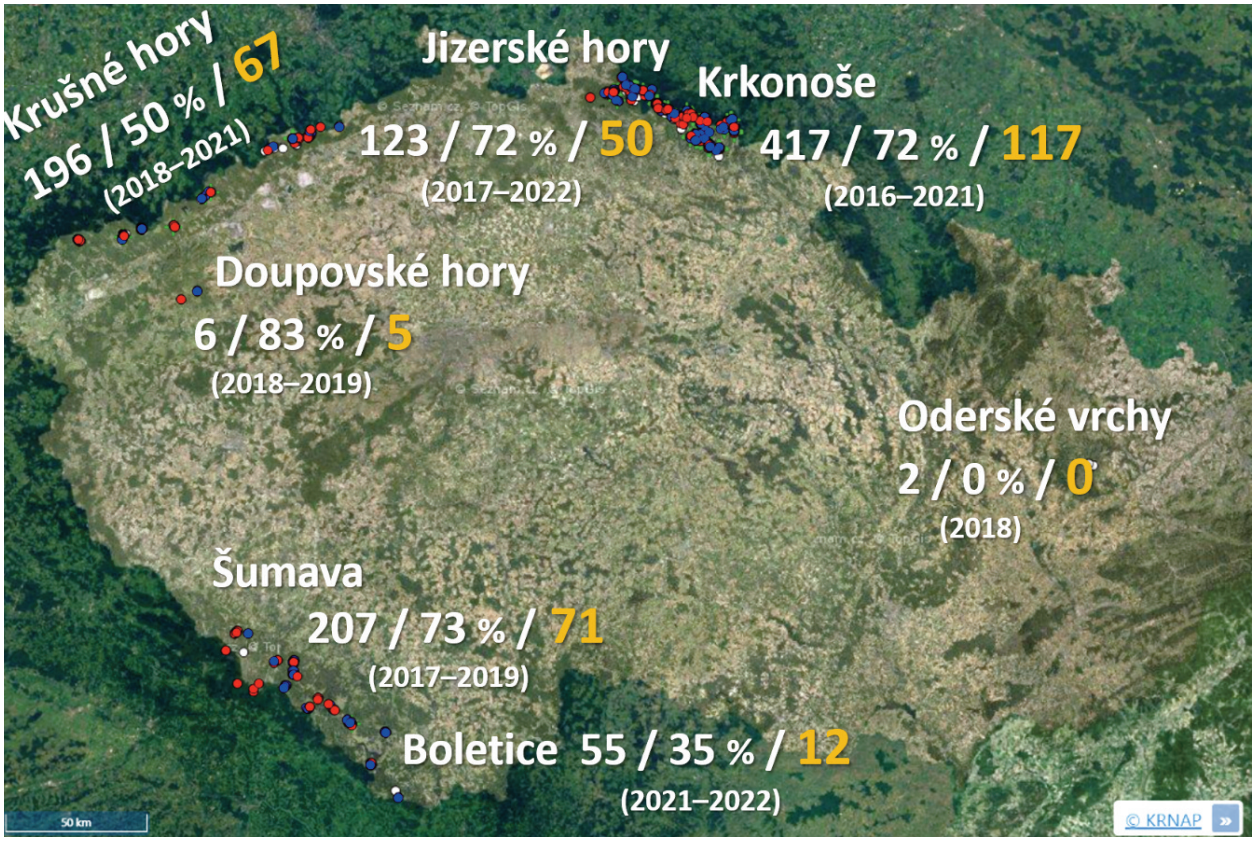
**Homozygot** nese na daném lokusu dvě stejné alely.

**Lokus** je konkrétní místo v genomu. Může obsahovat kódující gen, ale také sekvenci, která nekóduje žádný funkční produkt, jako například mikrosatelitový lokus.

## 5.1 Z terénu do laboratoře

Populačněgenetické analýzy dokážou říct o ohrožených druzích mnohé, ale stejně jako u řady dalších výzkumných metod je jednou z nutných podmínek pro jejich úspěšné použití dostatečný počet vhodných vzorků. Sběr materiálu pro tuto genetickou studii probíhal zejména v letech 2018 až 2022. Ze všech oblastí výskytu tetřívka u nás a také z přilehlých oblastí v Polsku bylo sebráno celkem asi 1 100 genetických vzorků. Analyzováno bylo 1 006 vzorků (pro počty z jednotlivých území viz obr. 2), které kromě trusu (706) a vypadaného peří (297) zahrnovaly také dva tkáňové vzorky z nalezených kadáverů a jednu vaječnou skořápku. Poloha získaných vzorků, včetně informace, jestli se pro ně později podařilo získat genotyp, či nikoliv, byla průběžně zaznamenávána do mapy prostřednictvím tetřívčí GIS aplikace (obr. 2). To umožnilo průběžně sledovat, do jaké míry se daří ovzorkovat celou oblast rozšíření druhu na našem území. Z Oderských vrchů (vojenský újezd Libavá) byly získány dva vzorky, které se ale nepodařilo úspěšně analyzovat, a v dalších letech projektu už nebyl v této oblasti tetřívek zaznamenán.

Použitými genetickými markery byly mikrosatelity (box 2, obr. 3), kterých bylo analyzováno celkem 13. Nízká koncentrace a častá degradace neinvazivně získané DNA způsobují, že někdy bývá zachycena pouze jedna ze dvou alel jedince či naopak „falešná“ alela. Proto je třeba stanovení každého genotypu několikrát opakovat (3). V rámci této studie to bylo minimálně třikrát a u problematických vzorků až třináctkrát.




Obr. 2 Počet analyzovaných vzorků / podíl úspěšně genotypovaných vzorků / počet identifikovaných jedinců pro jednotlivá tetřívčí území. V závorkách jsou uvedena období sběru. Červené body – samice, modré body – samci, bílé body – negativní vzorky, pro které se nepodařilo stanovit genotyp.

**Box 2: Mikrosatelity**

Mikrosatelity (obr. 3) jsou takové úseky DNA, kdy se v řadě za sebou opakují krátké jednotky stejné sekvence o délce 2–5 nukleotidů (repetice). Každý jedinec má dvě varianty neboli alely (v případě heterozygota) nebo dvakrát tutéž variantu (v případě homozygota) daného mikrosatelitu (lokusu). Jednotlivé alely se liší počtem repetic, a tedy délkou celé sekvence. V celé populaci pak pro jednotlivé mikrosatelitové lokusy (obvykle se jich používá 10–20) existuje řada různých variant a na základě jejich kombinací, tedy vícelokusového genotypu, je možno jedince s vysokou mírou pravděpodobnosti identifikovat. Mikrosatelity jsou považovány za neutrální z hlediska působení přírodního výběru a pro popis diverzity a struktury populací se hodí také právě kvůli své hypervariabilitě – existenci mnoha alel. V dnešní době jsou v populační genetice volně žijících druhů často nahrazovány velkými počty celogenomových markerů (např. tzv. *single-nucleotide* polymorfismy, SNPs), které svým vysokým počtem lépe reprezentují celý genom jedince a poskytují větší sílu statistickým testům a přesnější či podrobnější výsledky (4). Pro studie založené na neinvazivně získaném materiálu, který obvykle poskytuje DNA o nízké kvalitě, jsou však tyto metody technicky nedostupné či příliš nákladné.

Obr. 3 Dvě alely mikrosatelitového markeru. První alela obsahuje čtyři repetice a celková délka její sekvence je 56 párů bází (bp), druhá obsahuje dvě repetice, a je tedy dlouhá 48 bp. Jedinec, u kterého by se vyskytovaly tyto dvě různé alely daného mikrosatelitu, by byl heterozygot s genotypem 48/56. Homozygotní jedinec by měl dvakrát tutéž alelu, například 56/56.

## 5.2 Jen kvalitní vzorky promluví

I přes veškeré laboratorní úsilí se v případě neinvazivně získaného materiálu obvykle nepodaří úspěšně vyhodnotit (genotypovat) všechny vzorky, tj. získat z každého vzorku genotyp jedince. Velmi záleží na kvalitě vzorku. Důležité je, aby byl co nejčerstvější, a pokud zůstává ležet v terénu, je žádoucí chladné a suché počasí. Nejhorší podmínky jsou kombinace tepla a vlhka, kdy DNA velice rychle degraduje. Trus je ideální sbírat ze sněhu a za mrazivého počasí. Čerstvě vypelichané peří tetřívků se v terénu nachází nejčastěji v době jejich přepeřování (srpen až září), což je tedy nejvhodnější doba k jeho sběru. Pokud chceme získat více DNA izolací z více pírek, musíme si být jisti, že pocházejí od stejného ptáka. Pokud by byl vzorek smíšeného původu, došlo by ke vzájemné kontaminaci a nebylo by možné stanovit individuální genotyp žádného z jedinců. Pokud je peří v lokalitě delší dobu a několikrát zmokne, bývá pro analýzu nepoužitelné. Degradaci DNA způsobuje také UV záření. Peří, které se jeví jako staré, se nevyplatí sbírat.

Z celkového počtu 1 006 analyzovaných vzorků se pro 662 podařilo stanovit vícelokusový genotyp, a celková úspěšnost genotypizace tak činila 66 %. Trus byl hodnocen s vyšší úspěšností (70 %) než peří (52 %). Vzorky čerstvého trusu, které byly sbírány na sněhu a za mrazivého počasí, měly úspěšnost až 90 %, naopak jarní trus, sbíraný v dubnu a květnu na lokalitách bez sněhu, měl úspěšnost jen 20 až 30 %. Kromě standardního trusu (válečky) bylo analyzováno i sedm vzorků kašovitého trusu (smola), z nichž pět bylo pozitivních, a i z těchto výměšků bylo tedy možné získat dostatečně kvalitní DNA. Úspěšně genotypována byla i vaječná skořápka, ze které byl získán genotyp matky. Na základě 662 pozitivních vzorků bylo identifikováno 322 unikátních genotypů, tedy jedinců tetřívka (obr. 2). Z nich bylo 164 tetřívků zaznamenáno pouze jednou a 158 opakovaně (2–9×).

Obr. 4 Nejlepším obdobím pro sběr vzorků trusu pro genetické analýzy je zima. Na sněhu jsou tmavé válečky dobře vidět, mohou být nalezeny při následování tetřívčích stopních drah a navíc je v chladném počasí zpomalena degradace DNA. Při celodenní práci je však třeba i přestávek na horký čaj. Foto Jiří Flousek.

# 5.3 Poměr pohlaví

Pohlaví jedinců bylo určováno pomocí specifického genetického markeru, který leží na pohlavních chromozomech (5). Tento marker ukazuje dvě stejné alely u samců, kteří mají v případě ptáků dva shodné pohlavní chromozomy (ZZ), zatímco dvě různé alely u samic, jejichž pohlavní chromozomy se liší (ZW). Z 322 identifikovaných jedinců bylo 185 samců a 136 samic (u jednoho se nepodařilo pohlaví spolehlivě určit). Poměr pohlaví byl tedy vychýlen ve prospěch samců v poměru 1 : 0,74 a velmi podobný byl poměr pohlaví také zvlášť pro Boletice + Šumavu, Doupovské + Krušné hory a pro Krkonoše, a to i pokud byl vypočítán na základě všech pozitivních vzorků trusu. V Jizerských horách převažovali samci nad samicemi ještě výrazněji (poměr mezi pozitivní vzorky trusu 1 : 0,46) a podobně silně byl poměr pohlaví vychýlen také v případě výpočtu na základě všech pozitivních vzorků peří (hodnota pro všechny území dohromady 1 : 0,53).

Nedokážeme s jistotou říci, je-li poměr pohlaví v populacích skutečně významně vychýlen, nebo jde-li spíše o artefakt související se sběrem materiálu v terénu. Více samců než samic bývá zjištěno také v jiných neinvazivněgenetických studiích tetřívků, např. té z polské části Tatranského národního parku (6), nebo i u dalších tetřevovitých, např. tetřeva hlušce ve švýcarských Alpách (7) či na Šumavě (8). Autoři těchto studií vidí jako příčinu spíše vyšší pravděpodobnost nalezení vzorku samce než samice. Zdůvodňují to zejména rozdíly v chování – např. že samice tetřeva se pravděpodobně pohybují méně nápadně a více vyhledávají úkryty před potenciálními predátory. Proto se jejich trus může nacházet na menším území. Ještě větší poměr samců v případě vzorků peří je pak pravděpodobně důsledkem toho, že se peří samic hůře hledá kvůli jeho kryptickému zbarvení a menší velikosti.

Na druhou stranu se zdá, že převaha samců není v populacích dospělých ptáků ničím neobvyklým. Metaanalýzou více než 200 publikovaných výzkumů různých ptačích druhů bylo zjištěno, že v 65 % studií byl zaznamenán poměr pohlaví odlišný od 1 : 1 a u většiny z nich (83 %) byl vychýlen ve prospěch samců (9). Samci přečíslili samice v průměru o 30 až 35 %. Avšak u mláďat v hnízdech bývá poměr vyrovnaný. Důvodem pozdější změny může být vyšší mortalita samic, zejména v době hnízdění. Ze studií tetřevovitých druhů založených na tradičních metodách (přímém pozorování, stopování pomocí psů, telemetrii) existují doklady o vyrovnaném poměru pohlaví, např. u tetřívků v italských Alpách (10), i o vychýleném ve prospěch samců, např. u tetřívků ve Finsku, kde bylo zjištěno 56 až 66 % samců (11). A byla dokonce pozorována i převaha samic, např. mezi kuřaty v ubývající populaci tetřeva hlušce v jižním Norsku, kdy zřejmě z důvodu nedostatku kvalitní potravy docházelo k vyšší mortalitě na výživu náročnějších mladých kohoutů než slepic (12).

## 5.4 Genetická diverzita

Genetickou diverzitu lze na úrovni populace chápat jako množství přítomných genetických variant neboli alel. Dostatečná genetická diverzita je nezbytným předpokladem adaptivní odpovědi; obrazně řečeno znamená dostatečný počet losů v loterii přírodního výběru. Ztráta těchto losů, tj. alel, může významně snižovat schopnost přizpůsobit se změněným podmínkám prostředí. K úbytku genetické diverzity dochází zejména v malých populacích, které často vznikají v důsledku fragmentace areálu. Naopak migrace zajišťuje mezi jednotlivými částmi populace tok genů a umožňuje náhodné křížení mezi nepříbuznými jedinci (Box 3).

**Box 3: Příbuzenské křížení a genetický drift**

Základní tezí populační genetiky je Hardyho–Weinbergova (HW) rovnováha, která charakterizuje ideální biologickou populaci a z níž vychází řada populačněgenetických výpočetních metod. Matematický vztah pro HW rovnováhu vyjadřuje, že genotypy (tedy heterozygoti, mající dvě různé alely daného genu, i homozygoti se dvěma stejnými alelami pro daný gen) jsou v populaci v určitých poměrech a tyto poměry jsou dány frekvencemi jednotlivých alel. Populačněgenetické analýzy umožňují zjistit, je-li v populaci těchto poměrů dosaženo, či naopak. Jedním z důvodů vychýlení z HW rovnováhy může být přítomnost příbuzenského křížení (inbreedingu). K tomu dochází, pokud je populace příliš malá a není umožněno náhodné párování nepříbuzných jedinců. Příbuzenské křížení způsobuje, že se častěji setkávají alely identické svým původem, a v populaci se tak zvyšuje homozygotnost. Při tom se mohou do homozygotního stavu dostávat i škodlivé recesivní alely, v důsledku čehož se projeví jejich negativní účinek, který je v heterozygotním stavu potlačen přítomností dominantní alely. Stav, kdy se inbreeding projeví ve fenotypu, a jeho vlivem tedy dojde ke snížení životaschopnosti jedinců a potažmo i celé populace (např. v podobě produkce menšího počtu potomků či nižšího přežívání mláďat), bývá označován jako inbrední deprese (1, 13). Vychýlení z HW rovnováhy je detekováno také v případě, kdy existuje v rámci populace další struktura, tj. ve skutečnosti se nejedná o jednu kontinuální populaci, ale o více částečně či zcela izolovaných subpopulací.

Čím je populace menší, tím více se při výběru gamet u pohlavního rozmnožování, a tedy i při přesunu alel z generace do generace, projevuje vliv náhody. Pokud se rozmnožuje pouze malý počet jedinců, dochází mezi generacemi vlivem náhodného přesunu různých alel ke změnám jejich frekvencí, tj. ke genetickému posunu neboli driftu. V důsledku genetického driftu pak mohou některé alely z populace postupně zcela vymizet, čímž dojde k trvalému poklesu celkové genetické diverzity (14). Dalším důsledkem genetického driftu je rychlejší odlišení fragmentovaných populací, neboť alely, které jsou v každé z nich náhodně fixovány (či z ní ztraceny), se liší (15).

**Box 4: Jak bývá hodnocena genetická diverzita a příbuznost jedinců**

Genetická diverzita populací bývá popisována pomocí několika různých charakteristik, pro jejichž výpočet je k dispozici řada populačněgenetických programů. Jako vstupní data pro tyto výpočty slouží zjištěné individuální genotypy. Mezi základní charakteristiky genetické diverzity patří průměrný počet alel na lokus ($N_a$), počet privátních alel ($P_A$) a pozorovaná ($H_O$) a očekávaná ($H_E$) heterozygotnost. Protože při genotypizaci většího počtu jedinců roste pravděpodobnost zachycení vzácných alel, má na parametr $N_a$ velký vliv velikost vzorku ($n$). Proto bývá počítána také alelová diverzita (AR), která odpovídá počtu alel na lokus upravenému pro stejný počet vzorků, a to dle nejmenšího $n$. Alelovou diverzitu je tedy možné porovnávat mezi populacemi, i pokud byly v rámci studie vzorkovány s různou intenzitou. Privátní alely jsou takové, které se vyskytují pouze v jedné z populací. Pozorovaná heterozygotnost je podíl heterozygotů zjištěný ve studované populaci, zatímco očekávaná heterozygotnost je taková, jaká by měla být na základě zjištěných frekvencí alel, pokud by platil vztah pro Hardyho–Weinbergovu (HW) rovnováhu. Tedy pokud by se jednalo o populaci, ve které dochází k náhodnému křížení (panmiktickou) a zároveň není dále strukturovaná. Pro testování HW rovnováhy, a tedy ověření, nedochází-li v populaci k příbuzenskému křížení, existuje několik různých postupů ke stanovení koeficientu inbreedingu (16, 17). Inbreeding úzce souvisí s mírou příbuznosti jedinců v populaci, a ta tedy také vypovídá o její kondici. Párovou příbuznost jedinců ($r$, nabývající hodnot 0–1) je možno odhadovat např. pomocí výpočtu na základě *maximum likelihood* (18). Pro jednotlivé populace se pak počítá její průměrná hodnota. Výše uvedené charakteristiky a výpočetní postupy byly použity i v případě této studie (tab. 1).

Nejvyšší hodnoty genetické diverzity (box 4), včetně nejvyššího počtu privátních alel, byly zjištěny v populaci v Doupovských a Krušných horách (tab. 1). Tato populace si tedy uchovala nejvyšší míru historické genetické diverzity v rámci ČR. Naopak nejnižší hodnoty byly v Jizerských horách a Krkonoších. Celkově je zjištěná genetická diverzita mírně nižší než ve velkých a propojených populacích tetřívka ve Finsku, Norsku, Švédsku a Litvě: AR 5,3–6,5; $H_E$ 0,74–0,81 (19, 20) nebo i v početné populaci ve švýcarských Alpách: AR 5,4; $H_E$ 0,77 (20). A také relativně vysoké počty privátních alel ukazují, že k jistému poklesu genetické diverzity a fixaci odlišných alel v důsledku driftu v našich populacích v minulosti došlo. Nicméně co se týče dalších fragmentovaných populací tetřívka v Evropě, např. v Alpách ve Francii, Švýcarsku a Itálii (19), jsou s nimi námi zjištěné hodnoty genetické diverzity srovnatelné. U většiny populací v Polsku, včetně polské části krkonošsko-jizerskohorské populace, byly zjištěny dokonce spíše nižší hodnoty genetické diverzity. Výjimku tvořily dvě populace, které byly do Polska introdukovány, a z nich zejména ta založená jedinci z Běloruska, kde byla genetická diverzita vyšší (21). Porovnání genetické diverzity s předchozí genetickou studií tetřívků v ČR (2) je možné provést jen u rozsahu heterozygotností, které jsou podobné. Hodnoty alelové diverzity jsou v předchozí studii nižší, jsou však uváděny pro jednotlivé lokality (ne pro celé populace), a tak i počty vzorků jsou výrazně nižší než v současné studii; u některých lokalit pouze 7 až 9 (2).

Podle hodnot koeficientu inbreedingu $F_{IS}$ byly všechny tři populace v Hardyho–Weinbergově rovnováze (populace v Doupovských a Krušných horách s hraniční hodnotou signifikance), a nebyl v nich tedy zjištěn významný vliv příbuzenského křížení (tab. 1). Stejný výsledek poskytla i druhá z použitých metod (TrioML) a odpovídají mu i průměrné hodnoty párové příbuznosti jedinců, které nejsou vysoké. Nejvyšší příbuznost byla zjištěna v krkonošsko-jizerskohorské populaci, nicméně hodnoty jsou si velmi podobné. Ani pokud byl koeficient $F_{IS}$ spočítán pro dílčí subpopulace identifikované analýzou genetické struktury (viz níže kap. Analýza genetické struktury, obr. 4, 5), neodhalil v nich příbuzenské křížení (s výjimkou subpopulace zahrnující jedince z Doupovských hor a z nejzápadnější části Krušných hor). Přestože tedy v 80. letech minulého století nabral pokles počtu tetřívků poměrně strmý ráz a ubývá jich stále, podle zjištěných ukazatelů za tímto poklesem nestojí primárně genetické faktory, tedy velmi nízká genetická diverzita ani/nebo negativní důsledky příbuzenského křížení. Zdá se, že ostatní faktory způsobující pokles našich populací, tj. úbytek vhodných stanovišť, fragmentace krajiny, vyrušování aj. (22), mají natolik intenzivní účinek, že se výše zmíněné nepříznivé genetické procesy zatím nestíhají projevit. Zároveň je však nutno podotknout, že obrázek, který zde předkládáme, není zcela aktuální. Ve skutečnosti ukazuje stav v době sběru genetických vzorků a spíše ještě dříve, protože sebraný materiál patřil mnohdy dospělým jedincům, jejichž genetická skladba byla utvořena v době spáření jejich rodičů. Při výzkumech velkých stabilních populací obvykle nemá tento časový posun velký vliv, ovšem v případě tak rapidního a kontinuálního poklesu početnosti, jaký pozorujeme u našich tetřívků, se může situace rychle měnit.

Tab. 1 Hodnoty genetické diverzity pro tři populace tetřívka na území ČR. Jedná se o průměrné hodnoty pro 13 mikrosatelitových lokusů. *n* = počet jedinečných genotypů (jedinců); $N_a$ = počet alel na lokus; *AR* = alelová diverzita (počet alel na lokus upravený pro stejnou velikost vzorku, zde 40 jedinců s kompletním genotypem); $P_A$ = počet privátních alel; $H_O$ = pozorovaná heterozygotnost; $H_E$ = očekávaná heterozygotnost; $F_{IS}$ = koeficient inbreedingu (Hardyho–Weinbergova rovnováha); *p* = signifikance; *F* TrioML = individuální koeficient inbreedingu; CI = 95% interval spolehlivosti; *r* = průměrná párová příbuznost jedinců.

| | *n* | $N_a$ | AR | $P_A$ | $H_O$ | $H_E$ | $F_{IS}$ (*p*) | *F* TrioML (CI) | *r* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Boletice + Šumava** | 83 | 5,9 | 5,6 | 4 | 0,695 | 0,734 | 0,054 (n. s.) | 0,050 (−0,145–0,310) | 0,09 |
| **Doupovské + Krušné h.** | 72 | 6,3 | 6,2 | 12 | 0,760 | 0,754 | −0,009 (0,044) | −0,010 (−0,157–0,176) | 0,09 |
| **Jizerské h. + Krkonoše** | 167 | 5,2 | 5,0 | 7 | 0,670 | 0,657 | −0,016 (n. s.) | −0,019 (−0,175–0,173) | 0,10 |

Obr. 5 Práce v laboratoři. Archiv Ústavu biologie obratlovců Akademie věd ČR.

## 5.5 Efektivní velikost populace

Z genetického hlediska je pro dlouhodobou životaschopnost populací zásadní proměnnou jejich tzv. efektivní velikost (*effective population size*, $N_e$). Ta sice s celkovou velikostí populace, jakou bychom zjistili sčítáním (*censue size, N*), koreluje, ale je vždy menší. Zjednodušeně řečeno totiž zahrnuje pouze pohlavně dospělé a biologicky plnohodnotné jedince, kteří ovlivňují svou genetickou skladbou příští generaci, a přispívají tedy do ní svým potomstvem. $N_e$ obvykle tvoří maximálně 20 % a často i jen okolo 10 % celkové početnosti (23, 24). Mezi další faktory, které ji oproti celkové početnosti snižují, patří nevyrovnaný poměr pohlaví a nerovnoměrný párovací systém, variabilita v počtu potomků, fluktuace početnosti a příbuzenské křížení a ovlivňuje ji také věková a genetická struktura a překryv generací (1, 25). V ochranářské biologii je $N_e$ = 50 považována za hranici, pod kterou již není populace ani z hlediska krátkodobého přežití „v bezpečí" a je vystavena riziku negativního vlivu inbreedingu a také vyhynutí v důsledku náhodných jevů. $N_e$ = 500 je pak považována za minimum pro to, aby nebyla populace ohrožena ztrátami genetické diverzity vlivem genetického driftu, tj. aby byl uchován její dostatečný evoluční potenciál, a tak zajištěno její dlouhodobé přežívání (23, 26).

Největší efektivní velikost ($N_e$ = 38, tab. 2) má populace v Krušných horách (včetně Doupovských hor). To je v souladu s tím, že má také nejvyšší genetickou diverzitu a zároveň že je z našich populací nejpočetnější. Ovšem i v ní je úbytek tetřívků v posledních desetiletích velmi strmý. Například v Doupovských horách v době, kdy vznikají tyto řádky, už tetřívci ani nežijí. Nejnižší hodnota $N_e$ v šumavské populaci může kromě její současné nejnižší celkové početnosti odrážet také dramatický pokles v minulých desetiletích a kolísání početnosti. Nicméně zjištěné hodnoty efektivní velikosti všech našich populací (tab. 2) byly pod kritickou minimální hranicí ($N_e$ = 50), a ukazují tak na silné ohrožení vyhynutím. Zatímco tedy ukazatele genetické diverzity nevypadají beznadějně, hodnoty efektivní velikosti populace velké naděje nepřináší. Tento parametr je sice genetickou diverzitou také ovlivňován, ale zároveň u něj hrají větší roli než v případě genetické diverzity samotné další biologické faktory. V případě našich tetřívků tedy pravděpodobně odráží zejména strmý pokles početnosti. Právě díky tomu, že efektivní velikost poměrně komplexně vypovídá o životaschopnosti populace, je považována za parametr, který by měl být pro účely zajištění ochrany biodiverzity pravidelně monitorován (26).

Tab. 2 Odhady efektivní velikosti populací ($N_e$) metodou *linkage disequilibrium.* $N_e$ byla počítána nejprve pro jednotlivé subpopulace identifikované analýzou genetické struktury a hodnoty pro celé populace jsou součtem těchto dílčích velikostí. Pro Boletice nebyla kvůli malému *n* a neovzorkování některých tamních lokalit tetřívků $N_e$ počítána, a hodnota pro Šumavu tedy Boletice nezahrnuje. *n* = počet jedinečných genotypů (jedinců) zahrnutých do výpočtu; CI = 95% interval spolehlivosti.

| **Populace** | **Subpopulace** | ***n*** | **$N_e$ (CI)** | **$N_e$** |
|---|---|---|---|---|
| Šumava | **Šumava V** (Spáleniště–Strážný) | 35 | **16,1** (10,9–25,0) | **25,2** |
| | **Šumava Z** (Borová Lada–Prášily) | 32 | **9,1** ( 4,9–16,4) | |
| Doupovské + Krušné h. | **Doupovské h. + Krušné h. Z–Přebuz** | 13 | **6,7** (2,8–15,8) | **37,7** |
| | **Krušné h. Z** (Abertamy–Hora Sv. Šebestiána) | 34 | **11,6** (7,7–17,8) | |
| | **Krušné h. V** (Klíny –Telnice) | 24 | **19,4** (9,1–69,0) | |
| Jizerské h.+ Krkonoše | **Jizerské h.** | 45 | **9,9** (6,1–15,0) | **34,3** |
| | **Krkonoše Z + střed S** (Harrachov–Stříbrné návrší) | 59 | **11,6** (8,6–15,3) | |
| | **Krkonoše střed J + V** (Špindlerův Mlýn–Malá Úpa) | 53 | **12,8** (8,1–19,8) | |

## 5.6 Analýza genetické struktury

Analýza genetické struktury ukazuje, do jaké míry probíhá v populaci tok genů. Pokud odhalí geneticky odlišné skupiny, ukazuje to na jeho omezení či absenci. V současné době je nejčastěji používanou metodou pro stanovení genetické struktury populací bayesovská klastrovací analýza v programu Structure (27). Ten vyhledává nejpravděpodobnější variantu rozdělení předloženého datového souboru (tj. genotypů) do zadaného počtu „populací" (klastrů, K) tak, aby v nich byl co nejlépe splněn předpoklad Hardyho–Weinbergovy rovnováhy. Postupně je testována řada K, od jednoho po maximální možný počet populací.

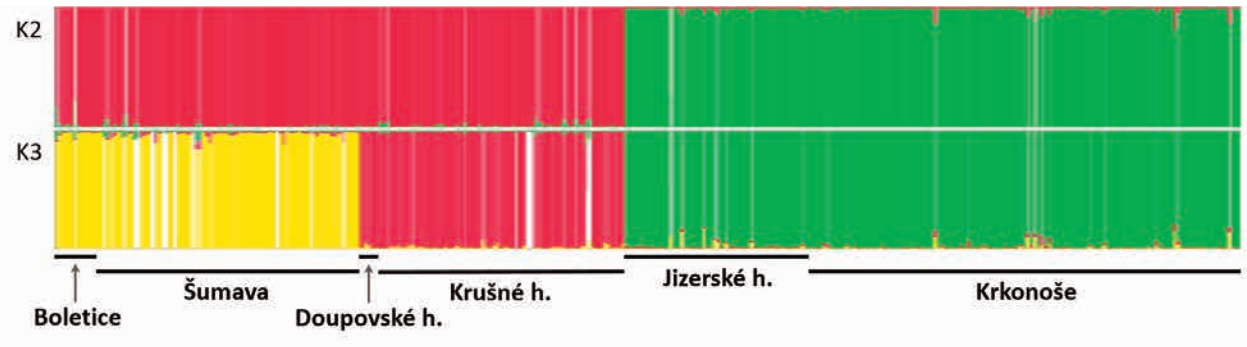
Při nastavení modelu pro dvě populace (K = 2) rozdělila bayesovská klastrovací analýza naši tetřívčí populaci do skupin zahrnujících 1) Boletice, Šumavu, Doupovské a Krušné hory a 2) Jizerské hory a Krkonoše (obr. 6 nahoře). Při K = 3 se od sebe dále oddělují Boletice + Šumava a Doupovské + Krušné hory (obr. 6). A dále pak (při vyšších K) začala být patrná další struktura v rámci všech tří hlavních populací, což je detailněji ukázáno prostřednictvím výstupů z analýz, které byly provedeny pro každou z těchto populací zvlášť (obr. 7).

V populaci na jihu Čech se tedy zřetelně oddělují tetřívci z Boletic a dále je patrný rozdíl mezi východní a západní Šumavou s hranicí mezi obcemi Strážný a Borová Lada. V Krušných horách lze identifikovat jednu ze subpopulací tetřívků v jejich východní části – od obce Klíny dál směrem na severovýchod. Ve zbytku Krušných hor spolu s Doupovskými horami je pak možné odlišit další dvě subpopulace (Doupovské hory + Přebuzské vřesoviště a zbytek západních Krušných hor), jejichž oddělení však není ostré. Mezi oběma oblastmi zřejmě stále existuje omezený tok genů. Předpokládáme, že tetřívci z lokalit severovýchodně od Hory Sv. Šebestiána (především z Novodomského rašeliniště), ze kterých se nepodařilo získat vzorky, náleží k západní krušnohorské subpopulaci, kam geograficky spadají, zatímco nejbližší tetřívčí lokality směrem na východ jsou od nich poměrně vzdálené. Co se týče krkonošsko-jizerskohorské populace, je zjevná odlišnost Jizerských hor. I v rámci samotných Krkonoš začíná být patrná další struktura. Jedinci ze severní části středních Krkonoš (oblast kolem státní hranice až po Stříbrný hřeben) se řadí spíše k západním Krkonoším (subpopulace Krkonoše Z + střed S, obr. 7c), zatímco jedinci z lokalit mezi Špindlerovým Mlýnem a Pecí pod Sněžkou spíše k východním Krkonoším (subpopulace Krkonoše střed J + V). Nicméně neplatí to o všech jedincích z těchto oblastí a na existenci alespoň částečného toků genů v rámci Krkonoš zřejmě ukazují i tamní poměrně četné přelety na větší vzdálenosti (viz níže kap. Přelety).

Pokud si populace či subpopulace předem vymezíme, můžeme pak míru jejich genetické odlišnosti odhadovat pomocí párového fixačního indexu $F_{ST}$ (16). Hodnotu $F_{ST}$ jsme spočítali jak mezi třemi základními populacemi, tak mezi dalšími subpopulacemi identifikovanými výpočtem v programu *Structure* (obr. 8).

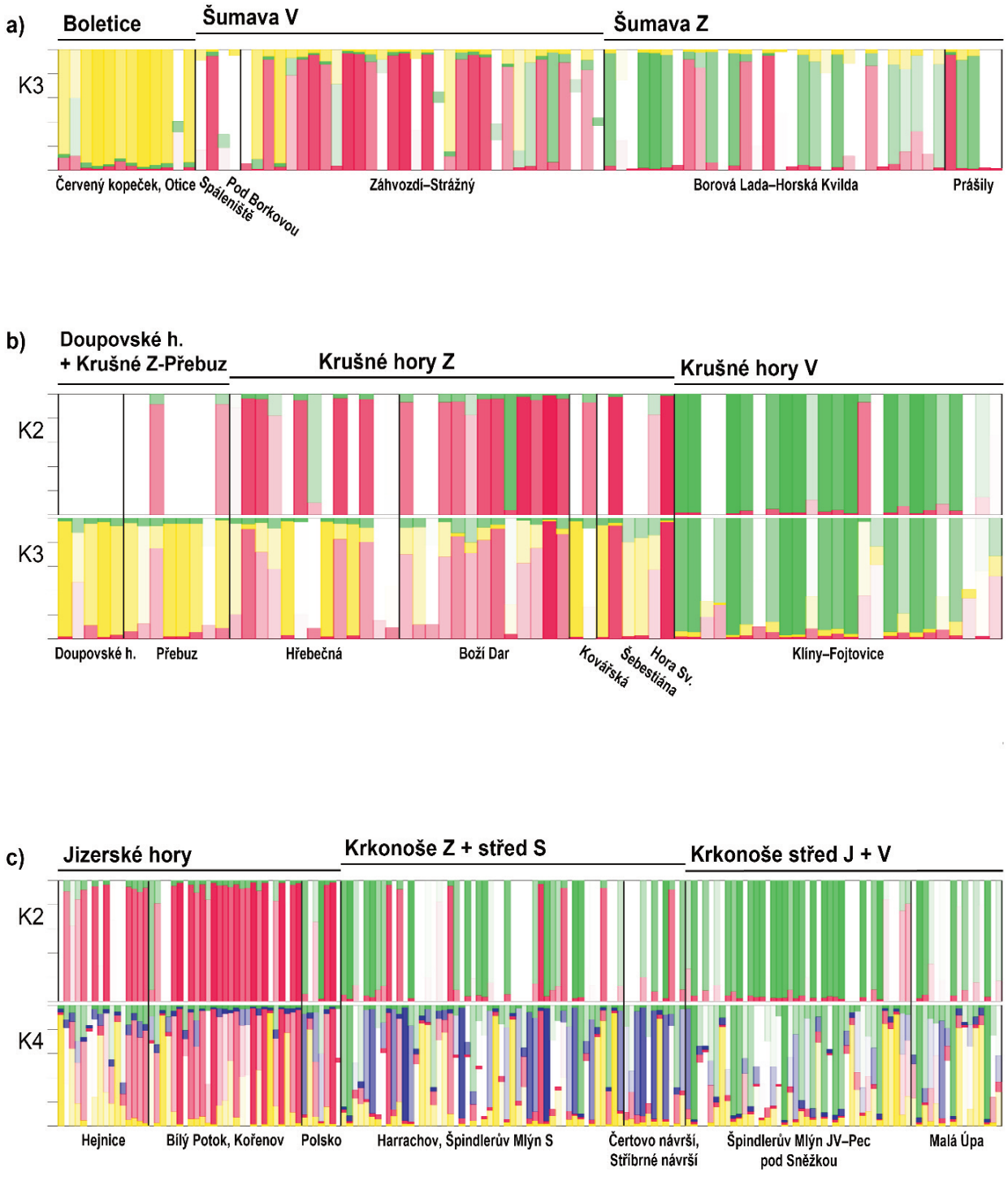
### Co z toho vyplývá?

Výsledky analýz populační struktury ukazují, že geneticky jsou si bližší populace v Boleticích + na Šumavě s populací v Doupovských + Krušných horách než krušnohorská populace s krkonošsko-jizerskohorskou (obr. 6 a 8), i když v případě geografických vzdáleností je tomu naopak. Důvody toho jsou nejspíše historické. Ještě v 70. letech 20. století totiž zřejmě existovalo propojení, a tedy pravděpodobně i tok genů mezi Šumavou a Doupovskými a Krušnými horami přes Český les a Slavkovský les, zatímco v severní části republiky již v té době Krušné a Jizerské hory propojeny nebyly (29). Rozdělení oblasti výskytu tetřívka v ČR na tři základní populace – 1) Boletice + Šumava, 2) Doupovské hory + Krušné hory a 3) Jizerské hory + Krkonoše – bylo jednoznačné a nebyl zachycen žádný migrant ani aktuální kříženec mezi těmito populacemi (obr. 6). Naopak jejich genetická vzdálenost (konkrétně především ta mezi Doupovskými + Krušnými horami a krkonošsko-jizerskohorskou populací) je poměrně velká. Vyplývá to ze srovnání se studiemi tetřívků z jiných oblastí, kdy byly zjišťovány podobné hodnoty genetické vzdálenosti u populací geograficky podstatně vzdálenějších (30, 31). A naopak i mezi vzdálenými lokalitami v rámci velkých severských kontinuálních populací byly zjišťovány nižší hodnoty $F_{ST}$, např. 0,01 mezi lokalitami ve Švédsku vzdálenými až 560 km (32). Tato srovnání ukazují, že je tok genů mezi naší západní a severní populací tetřívků přerušen již dlouhou dobu, dle literatury tedy minimálně od začátku 70. let minulého století a pravděpodobně i déle (29).



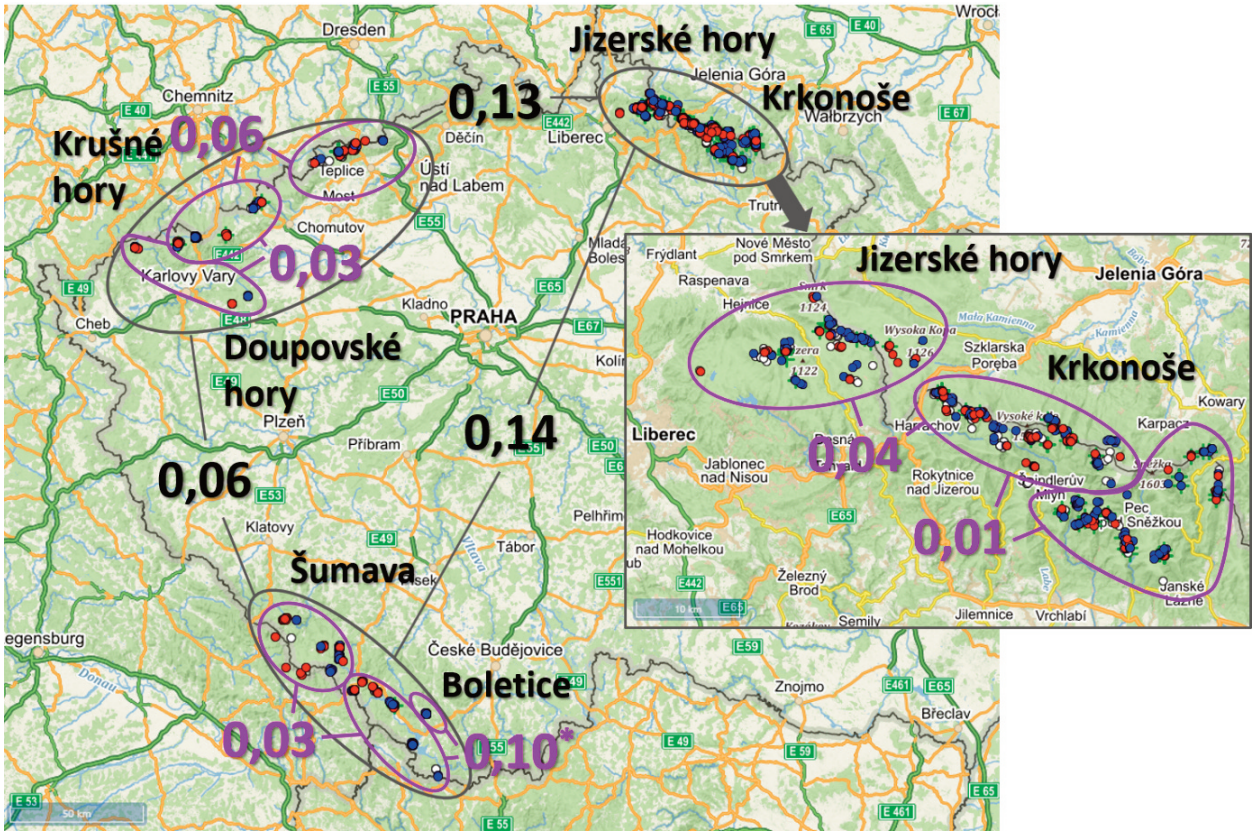

Obr. 6 Rozdělení identifikovaných jedinců do dvou a tří klastrů (K2, K3) na základě analýzy v programu Structure. Jednotlivé sloupce odpovídají jedincům a barvy klastrům, tedy potenciálním populacím. Zároveň sytost barev odráží statistickou spolehlivost přiřazení jedince k danému klastru; čím světlejší barva, tím nižší spolehlivost (28). Pokud blízcí předci jedince pocházejí z různých klastrů, projeví se jeho hybridní původ v tomto grafu jako vícebarevný sloupec. V případě tetřívků tedy nebyli detekováni žádní recentní hybridi ani migranti mezi základními třemi populacemi: 1) Boletice (n = 12) + Šumava (n = 71), 2) Doupovské hory (n = 5) + Krušné hory (n = 67) a 3) Jizerské hory (n = 50) + Krkonoše (n = 117). Jedinci jsou seřazeni geograficky podle místa jejich zachycení – od Boletic po západ Šumavy, dále přes Doupovské hory a západ Krušných hor po východní konec Krušných hor a od západních Jizerských hor po východní Krkonoše.

Již i z výše zmíněného srovnání s velkými kontinuálními populacemi vyplývá, že také genetické vzdálenosti mezi subpopulacemi identifikovanými pomocí bayesovské klastrovací analýzy v rámci tří našich hlavních populací jsou poměrně vysoké (obr. 8). Například stejná míra genetické odlišnosti mezi západní a východní částí Krušných hor jako mezi Krušnými + Doupovskými horami a Šumavou není pro krušnohorskou populaci dobrou zprávou. U tetřívků v Alpách bylo podobně vysoké $F_{ST}$ (hodnoty mezi 0,02 a 0,11) zjištěno mezi lokalitami vzdálenými téměř 300 km (19) nebo i více (33). Genetická diferenciace byla zjišťována také v první genetické studii našich tetřívků (2), tedy zhruba 15 let před dobou sběru vzorků pro tuto studii. Signifikantní hodnoty párového $F_{ST}$ pro jednotlivé lokality v rámci tří populací (Šumava, Krušné hory a Jizerské h. + Krkonoše; Boletice a Doupovské hory tehdy nebyly do studie zahrnuty) byly ve většině případů větší než 0,1, a tedy vyšší než ty zjištěné v současnosti. Pravděpodobně jde však spíše o artefakt, tedy nadhodnocení dřívějších genetických vzdáleností v důsledku méně kontinuálního sběru vzorků a celkově menšího počtu dostupných vzorků pro jednotlivá srovnání ve starší studii (2).




Obr. 7 Rozdělení jedinců do dvou až čtyř klastrů (K2–K4) na základě samostatné analýzy genotypů z a) Boletic + Šumavy, b) Doupovských + Krušných hor a c) Jizerských hor + Krkonoš v programu Structure. Pro detailnější popis výstupu z tohoto programu viz popisek k obr. 6. Větší množství světlých (bílých) sloupců v obr. 7 než v obr. 6 ukazuje, že při vyšších K už není pro přiřazení některých jedinců ke konkrétním klastrům dostatečná statistická síla. I zde platí, že jsou jedinci seřazeni dle místa jejich zachycení od východu na západ v případě Boletic a Šumavy a od západu na východ v případě Doupovských, Krušných a Jizerských hor a Krkonoš.

Je tedy zřejmé, že dochází k nežádoucí fragmentaci tetřívčích populací a narůstající izolovanosti dílčích subpopulací. Ve skutečnosti budou v tuto chvíli fragmentace populací i izolovanost jednotlivých lokalit pravděpodobně ještě větší, než je z našich výstupů patrné. I genetický drift totiž potřebuje na své působení čas. Pokud dojde k omezení či přerušení toku genů, určitou dobu trvá, než se populace vlivem genetického driftu odliší natolik, že je možné detekovat rozdílné skupiny. Zdá se, že v rámci Krkonoš je tok genů omezen méně než na Šumavě či v Krušných horách. Nasvědčuje tomu jak nižší hodnota $F_{ST}$ mezi dvěma částmi Krkonoš, tak analýzou opakovaných záznamů zjištěné relativně četné přesuny tamních jedinců na větší vzdálenosti (viz níže kap. Přelety). Z ostatních populací jsme měli jen malý počet opakovaných záznamů, a tudíž nebylo možno touto přímou metodou ověřit, jestli i tam dochází ke vzdálenějším přeletům. Hodnoty indexu $F_{ST}$ tomu však spíše nenasvědčují. Kromě rozdílného charakteru našich tetřívčích území může hrát roli i samotná jejich rozloha. Nejvýznamnějšími faktory však budou malá populační hustota a úbytek vhodných stanovišť. Ta zbývající jsou pak pro tetřívky méně dostupná, ať už kvůli jejich vzdálenosti, či jiným překážkám. Když dojde k omezení genového toku v populaci druhu, pro který je typické postupné předávání genů (*stepping stone* model), lze očekávat, že ztrátou genetické diverzity budou nejvíce ohroženy lokality na okrajích populací.




Obr. 8 Hodnoty genetické odlišnosti ($F_{ST}$) mezi třemi hlavními českými populacemi tetřívků a také mezi subpopulacemi, které byly identifikovány na základě analýzy v programu Structure: Boletice (n = 12), Šumava V (n = 36), Šumava Z (n = 35), Doupovské h. + Krušné h. Z – Přebuz (n = 13), Krušné h. Z (n = 34), Krušné h. V (n = 25), Jizerské h. (n = 50), Krkonoše Z + střed S (n = 60), Krkonoše střed J + V (n = 57). Všechny uvedené hodnoty byly signifikantně odlišné od nuly ($p < 0,01$). *Hodnotu $F_{ST}$ pro Boletice vs. východní Šumavu považujeme vzhledem k malému počtu jedinců zachycených na území vojenského újezdu Boletice za nadhodnocenou.

# 5.7 Genetický odhad početnosti populací

Přestože je znalost početnosti z hlediska ochrany druhů obvykle zcela zásadní, její přesné zjišťování nebývá jednoduché. Počet tetřívků je nejčastěji odhadován na základě sčítání samců v době toku. Existují však i jiné možné postupy. Kombinace genetiky a neinvazivního vzorkování umožňuje využít metodu opětovných odchytů (*capture-mark-recapture*). V tomto případě však není jedinec skutečně odchycen ani nijak označen; jednotlivými „odchyty" jsou opakované nálezy trusu či peří daného jedince a jeho individuální značkou je jeho jedinečný genotyp, tzv. genetický otisk prstu. Aby byly odhady početnosti touto metodou co nejpřesnější, je třeba minimalizovat vliv natality, mortality a migrace. Proto by mělo být celé studované území ovzorkováno v krátkém čase. To se v praxi obvykle daří jen do určité míry. V případě této studie byl předpoklad uzavřenosti populace nejlépe splněn na území Šumavy, kde se sběru věnoval větší počet pracovníků a převážná většina vzorků byla sesbírána v krátkém období asi čtyř měsíců. V případě ostatních území, kde probíhal sběr vzorků déle, byla pro odhad početnosti použita primárně data z kratších období a k nim pak byly přidávány vzorky z lokalit, které byly sbírané pouze v jiných letech tak, aby bylo pokryto celé území. Jednotlivá území se lišila také intenzitou vzorkování, o které vypovídá průměrný počet jednotlivých zachycení jedince.

Početnost tetřívků na Šumavě byla na základě vzorků z ledna až dubna 2018 odhadnuta na 119 jedinců (95% CI 84–137, tab. 3). Toto číslo se téměř shoduje s odhadem na základě počtu tokajících kohoutů, kterých bylo v roce 2019 na Šumavě (bez Boletic) slyšeno 56, a za předpokladu vyrovnaného poměru pohlaví by tedy ukazoval na cca 112 tetřívků (34). Také v Krkonoších, kde byly odhady početnosti od začátku plánovány, byl sběr vzorků intenzivní a dosažená provzorkovanost vysoká. Protože ale sběr prováděl z většiny pouze jeden člověk, a probíhal tak po několik let, byla celková početnost populace odhadnuta na základě vzorků pro jednotlivé lokality z kratších období. Získaný odhad 138 jedinců (CI 119–159) je mírně vyšší než odhad 124 tetřívků podle počtu tokajících kohoutů, kterých bylo v roce 2020 v Krkonoších spočteno 62 (35). Genetický odhad ovšem zahrnoval i přilehlé oblasti v Polsku, zatímco tokající samci byli sčítáni pouze na území Krkonošského národního parku. Z polské části Krkonoš vstupovalo do analýzy sedm jedinců, kteří byli zachyceni pouze tam. V Jizerských horách (včetně přilehlých lokalit v Polsku) bylo geneticky „napočítáno" 95 tetřívků. To je více než 26 tokajících kohoutů (a tedy potenciálních 52 tetřívků) napočítaných v roce 2020, ovšem pouze na české straně státní hranice (Feřtová *in verb.*). Z polské části Jizerských hor bylo do genetického odhadu početnosti zahrnuto sedm jedinců. Pro další území (Boletice, Doupovské a Krušné hory) nebyly početnosti geneticky odhadovány, ať už proto, že by byly podhodnoceny kvůli absenci vzorků z některých tamních tetřívčích lokalit, nebo že by byly nepřesné kvůli malému počtu opakovaných záznamů či vzorků vůbec.

Metoda odhadu početnosti tetřívků podle tokajících samců je výborným nástrojem, díky kterému může být dobře sledován vývoj početnosti v čase (35). Přináší však jen omezené informace o počtu samic, a pokud si nejsme jisti vyrovnaným poměrem pohlaví, odhad skutečné početnosti jedinců jako dvojnásobku tokajících samců nemusí být přesný. Geneticky zjištěné hodnoty nejsou závislé na tom, jestli se samci ozývají, nebo ne, a měly by zahrnovat také samice (i když pokud by se trus samic nacházel s menší pravděpodobností, viz kap. Poměr pohlaví, genetický odhad by početnost spíš mírně podhodnocoval). Teoreticky mohou lehce vyšší odhady získané genetickou metodou ukazovat na nezachycení některých jedinců akustickým monitoringem. Vzhledem k šířce konfidenčních intervalů genetických odhadů však výsledky obou metod považujeme spíše za velmi podobné, což může být dokladem jejich spolehlivosti.

Tab. 3 Odhady početnosti tetřívků na základě genetických dat a metody *capture-mark-recapture*. Analýza byla provedena pouze pro oblasti s dostatečně intenzivním sběrem vzorků. Uvedené odhady se vztahují k době, ze které vzorky zahrnuté do analýzy pocházejí. Vzhledem k intenzitě poklesu početnosti tetřívků v tuto chvíli už pravděpodobně nejsou aktuální. *n* = počet jedinečných genotypů (jedinců); CI = 95% interval spolehlivosti.

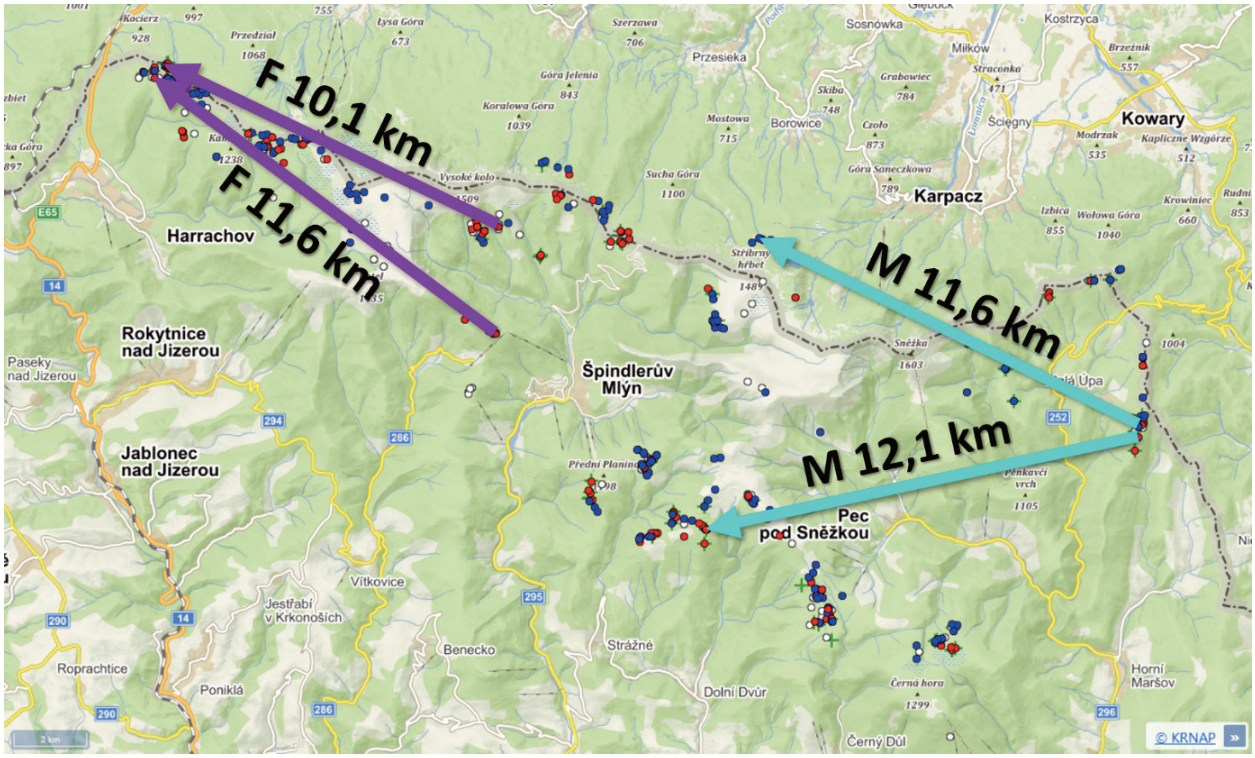
| | **Počet pozitivních vzorků (období sběru)** | **n** | **Odhad početnosti populace (CI)** | **Průměrný počet zachycení jedince** |
|---|---|---|---|---|
| **Šumava** | 135 (2018) | 68 | **119** (84–137) | 1,99 |
| **Jizerské hory** | 61 (2019–2022) | 40 | **95** (58–119) | 1,53 |
| **Krkonoše** | 255 (2019–2021) | 97 | **138** (119–159) | 2,63 |

Obr. 9 Stopy a trus tetřívka ve sněhu. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

## 5.8 Přelety

Díky unikátnímu genotypu každého jedince a možnosti jeho opakovaného zachycení při neinvazivním vzorkování je možno sledovat také pohyb jedinců. Teoreticky tak lze odhadovat velikosti domovských okrsků, délku přežívání aj. Takové studie však vyžadují specifický design; obvykle je pro ně třeba velkého počtu opakovaných záznamů téhož jedince z různých období. V případě této genetické studie nebylo sledování migračních schopností tetřívků primárním cílem, a sběr vzorků tak neprobíhal způsobem pro to ideálním. Nicméně krkonošsko-jizerskohorská populace byla provzorkována detailně, a navíc tam sběr probíhal po relativně dlouhou dobu. Proto pro ni byl získán značný počet opakovaných záznamů, jejichž vzdálenost bylo možno měřit pomocí tetřívčí GIS aplikace. Konkrétně byla měřena vzdálenost mezi dvěma nejodlehlejšími body zachycení téhož jedince, a to vzdušnou čarou. Tímto způsobem byly spočteny minimální vzdálenosti náhodně zjištěných maximálních přesunů jedinců.

Ze 167 jedinců zaznamenaných v Jizerských horách a Krkonoších jich bylo 87 zachyceno opakovaně, a to 2 až 9×, medián 3×. U více než dvou třetin z nich (63 jedinců) byla zjištěná maximální vzdálenost přesunu méně než 2 km. U 20 tetřívků (17 kohoutů a tří slepic) to však bylo 2 až 10 km a v případě čtyř dalších (dva samci a dvě samice, všichni z Krkonoš) nad 10 km (max. 12 km, obr. 10). Nebyl zaznamenán žádný přesun mezi Jizerskými horami a Krkonošemi. V Jizerských horách




Obr. 10 Nejdelší zjištěné přelety tetřívků. U čtyř (dvou samců a dvou samic) byl zaznamenán přesun na více než 10 km. Všechny tyto přelety byly v rámci Krkonoš. Šipky ukazují jejich směr. Nejdelší přesun byl z Lysečinské hory na Rennerovky (samec, mezi březnem a červencem 2019). Rekordní samice, která byla zaznamenána celkem pětkrát, byla zachycena v září 2019 na hoře Medvědín, nejpozději v květnu 2020 se přesunula do oblasti mezi Mumlavskou horou a Mrtvým vrchem (Alfrédka, Harrachov) a tam pobývala minimálně do ledna 2021. Za povšimnutí stojí také směr přesunů, který se opakuje. Je možné, že se jedná o případy, kdy tetřívci opouštějí exponovaná místa a hledají ta, kde budou méně rušeni.

Obr. 11 Při přímém pozorování vzlétnutí tetřívka je velká šance na čerstvý trus.Foto Petr Šaj.

byl nejdelší zjištěný přelet na vzdálenost 7,6 km, kdy se samec z lokality Rašeliniště Jizery přesunul na lokalitu Pavlova cesta. Zjištěné maximální vzdálenosti, které překonali samci v Krkonoších a Jizerských horách, jsou podobné maximům, která byla zjištěna v rámci telemetrických studií přímo zaměřených na výzkum disperze tetřívků. Například při sledování natální disperze 17 kohoutků ve francouzských Alpách byl zaznamenán maximální přesun do vzdálenosti 8,2 km s průměrem 1,5 km (36). V další telemetrické studii 23 kohoutů (juvenilních i dospělých) se jich většina pohybovala do vzdálenosti 1 km, ale zjištěné maximum bylo 11 km (37). V těchto studiích však byly dlouhé přesuny samců, kteří jsou obvykle méně pohyblivým pohlavím, spíše ojedinělé (do 10 %), zatímco v našem případě byl přelet na více než 2 km zjištěn u 37 % opakovaně zaznamenaných krkonošsko-jizersko-horských kohoutů. Domníváme se, že se samci mohou v Krkonoších více pohybovat „z donucení“, a to ve snaze uniknout antropogennímu vyrušování. Směr námi zjištěných nejvzdálenějších přeletů odpovídá popisované změně rozložení tetřívků v Krkonoších, kdy pokračuje pokles početnosti v jejich východní části, zatímco podíl ptáků na západě Krkonoš ve srovnání se středem pohoří stoupl (35).

Analýza těchto prostorových dat do určité míry umožňuje sledovat také využívání tetřívčích center, tj. náhradních tetřívčích stanovišť, která byla vytvořena v Jizerských horách a v Krkonoších. Např. samec, pro kterého existuje šest opakovaných záznamů z Krkonoš, pobýval minimálně mezi květnem a červencem 2019 v blízkosti tetřívčího centra Pudlavská skála a poté se přesunul do lokality Medvědín, kde byl zachycen v září 2019.

Z ostatních území bylo opakovaných záznamů po delším čase (ne ze stejné vzorkovací akce) a mezi vzdálenějšími lokalitami jen velmi málo, v Doupovských horách žádný. Na Šumavě byl nejdelší přelet zaznamenán z Pasecké na Chalupskou slať. Kohout se při něm přesunul na vzdálenost 4,6 km. Naopak na lokalitě Červený kopeček ve vojenském újezdu Boletice byli zaznamenáni dva tetřívci (samec a samice) téměř po roce, oba ve vzdálenosti asi 65 m od svého dřívějšího vzorku. V Krušných horách byly dva nejvzdálenější vzorky téhož jedince na lokalitách Pramenáč a U Cínovce 2,5 km od sebe. Pokud by i v těchto ostatních územích docházelo k přeletům na větší vzdálenosti, vzhledem ke způsobu sběru dat v těchto oblastech bychom je pravděpodobně nezachytili.

# 5.9 Co nám genetika o tetřívcích řekla?

Díky spolupráci řady osob se podařilo získat velké množství vzorků trusu a vypadaného peří tetřívků, a tak velmi dobře ovzorkovat všechna tetřívčí území, která v ČR zbývají. Genetika pak mohla smysluplně promluvit. Ze srovnání zjištěných hodnot genetické diverzity s velkými kontinuálními populacemi tetřívků vyplývá, že je genetická diverzita v českých populacích, podobně jako v dalších fragmentovaných populacích v Evropě, do určité míry snížená. Také poměrně velký počet privátních alel v jednotlivých pohořích nasvědčuje tomu, že přestože je v minulosti zřejmě obývala jediná spojitá tetřívčí populace, později došlo k její fragmentaci a genetickou diverzitu vzniklých izolovaných populací ovlivnil genetický drift. Zároveň však zatím není genetická diverzita ochuzená výrazně, a navíc dosud nebyla v populacích zjištěna zvýšená míra nežádoucího příbuzenského křížení. To ukazuje, že za kontinuálním úbytkem našich tetřívků nestojí primárně genetické faktory. Největší genetická diverzita byla zjištěna v Krušných horách, které tak mají obzvláštní ochranářský význam. Pokud by se povedlo zabránit dalšímu poklesu početnosti a fragmentaci populace právě tam, byl by tím ochráněn největší podíl genetické diverzity, kterou mají tetřívci na našem území k dispozici.

Genetická diverzita se odráží také v efektivní velikosti populace ($N_e$). Tu však kromě genetické diverzity samotné do značné míry ovlivňují také další biologické faktory, jako například párovací systém či kolísání početnosti. Hodnoty $N_e$ všech našich populací byly pod hranicí, která je v ochranářské genetice považována za kritickou i pro krátkodobé přežití. Zatímco samotná genetická diverzita by tedy mohla skýtat jistou naději, efektivní velikosti našich populací, které lépe odrážejí strmý pokles celkové početnosti a narůstající izolovanost dílčích území a lokalit, k přílišnému optimismu nevedou. Jiné než genetické faktory tedy nejspíš působí natolik silně (tj. tetřívků ubývá tak rychle), že se negativní působení genetických faktorů nestíhá projevit.

Analýza genetické struktury ukázala relativně velkou genetickou vzdálenost mezi třemi hlavními, evidentně již dlouho izolovanými populacemi – Šumavou a Boleticemi, Krušnými a Doupovskými horami a Jizerskými horami a Krkonošemi. A v rámci jednotlivých pohoří je již patrná také další struktura – vznikají zde dílčí subpopulace. Navíc tyto výsledky pravděpodobně již nyní nejsou aktuální. Nejen proto, že genetické studie mají ze své podstaty jisté „zpoždění“ (což při výzkumu stabilních populací zpravidla nehraje významnou roli), ale také proto, že například jen v čase mezi začátkem sběru vzorků pro tuto studii a dobou přípravy publikace, kterou právě čtete, zcela zaniklo několik tetřívčích lokalit. Ve skutečnosti jsou tedy velmi pravděpodobně již nyní populace ještě více fragmentované, než jak ukazují naše výsledky. Tetřívci nemigrují na velké vzdálenosti, a tak u nich tok genů probíhá postupným předáváním mezi blízkými lokalitami. Proto je pro jejich ochranu naprosto zásadní zabránit další fragmentaci jejich území. Zjištěné hodnoty genetické odlišnosti ukazují, že zřejmě ještě více než v Krkonoších je tok genů omezen na našich rozsáhlejších tetřívčích územích – tedy na Šumavě a v Krušných horách.

Vyšší míra genetického toku v Krkonoších nejspíš souvisí také s náhodně zaznamenanými přesuny tamních tetřívků na poměrně velké vzdálenosti. Ovšem to, že jsou tyto delší přelety v Krkonoších ve srovnání s literaturou neobvykle časté a že se jejich směr opakoval, může ukazovat na fakt, že se tetřívci takto pohybují „nedobrovolně“. Tedy že je jejich vyšší migrace reakcí na nadměrné vyrušování. Ověřit by to bylo možno dalším výzkumem, ať už opakovaným genetickým monitoringem, studiem stresových hormonů z trusu, či telemetricky.

Genetický monitoring je silný nástroj, který dokáže informovat o životaschopnosti zájmových populací ohrožených druhů. A ještě významnější pomoc skýtá, pokud je genetický materiál sbírán pravidelně, a parametry genetické diverzity a struktura populací tak sledovány v čase (38, 39). Pak může být cíleně zkoumán vliv (změněných) životních podmínek, ať už jde např. o nové potenciální bariéry toku genů, či naopak o zavedená ochranná opatření. Efektivní velikost našich tetřívčích populací ukazuje, že na tom nejsou za aktuálních podmínek dobře. Podle ukazatelů genetické diverzity však mají pořád k dispozici relativně velké množství genetických variant, které by jim mohly umožnit dlouhodobé přežívání, pokud by se tyto podmínky změnily. Ať už je tedy pravděpodobnost takové změny jakákoliv, věříme, že v tuto chvíli mají ještě stále tetřívci v ČR šanci na přežití. Hodnoty genetických parametrů zjištěné v rámci této studie mohou být považovány za referenční bod využitelný při budoucím monitoringu (genetické) kondice našich populací, jehož podoba by mohla být definována např. v rámci záchranného programu.

**Literatura**


1. Frankham, R., Ballou, J.D. & Briscoe, D.A. *Introduction to Conservation Genetics.* (Cambridge University Press, 2002).

2. Svobodova, J., Segelbacher, G. & Hoglund, J. Genetic variation in Black Grouse populations with different lekking systems in the Czech Republic. *Journal of Ornithology*, 152: 37–44 (2011).

3. Taberlet, P., Griffin, S., Goossens, B., Questiau, S., Manceau, V., Escaravage, N., Waits, L.P. & Bouvet, J. Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. *Nucleic Acids Research,* 24: 3189–3194 (1996).

4. Morin, P. A., Luikart, G., Wayne, R. K., & SNP Workshop Group. SNPs in ecology, evolution and conservation. *Trends in ecology & evolution*, 19: 208-21 (2004).

5. Pérez, T., Vázquez, J.F., Quirós, F. & Domínguez, A. Improving non-invasive genotyping in capercaillie (*Tetrao urogallus*): redesigning sexing and microsatellite primers to increase efficiency on faeces samples. *Conservation Genetics Resources*, 3: 483–487 (2011).

6. Santorek, A., Zwijacz-Kozica, T., Dulisz, B., Merta, D. & Rutkowski, R. Biased sex-ratio in woodland grouse population of the Tatra National Park, suggested by molecular sexing of non-invasive samples. *Fragmenta Faunistica*, 63: 129–136 (2020).

7. Mollet, P., Kéry, M., Gardner, B., Pasinelli, G. & Royle, J.A. Estimating population size for capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) with spatial capture-mark-recapture models based on genotypes from one field sample. *PLoS ONE*, 10(6) (2015).

8. Rösner, S., Brandl, R., Segelbacher, G., Lorenc, T. & Müller, J. Non-invasive genetic sampling allows estimation of capercaillie numbers and population structure in the Bohemian Forest. European *Journal of Wildlife Research*, 60: 789–801 (2014).

9. Donald, P.F. Adult sex ratios in wild bird populations. *Ibis*, 149: 671–692 (2007).

10. Rotelli, L., Bionda, R., Zbinden, N. & Schaub, M. 2021: Chicks survival and hunting are important drivers for the dynamics of two Alpine black grouse *Lyrurus tetrix* populations. *Wildlife Biology*, (2021).

11. Hanson, W.R. & Soikkeli, M. Group size and sex ratios among Finnish Black Grouse. *Ornis Fenica*, 61: 65–68 (1984).

12. Wegge, P. Distorted sex ratio among small broods in a declining capercaillie population. *Ornis Scandinavic*a, 11: 106–109 (1980).

13. Keller, L.F. & Waller, D.M. Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology & Evolution*, 17: 230–241 (2002).

14. Flegr, J. *Úvod do evoluční biologie. 2. vyd*. (Academia Praha, 2007).

15. Zemanová, B., Hájková, P. & Bryja, J. Genetika v ochraně všemocná není, ale posloužit umí. *Fórum ochrany přírody*, 2: 28–31 (2016).

16. Weir, B.S. & Cockerham, C.C. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution*, 38: 1358–1370 (1984).

17. Wang, J. Coancestry: A program for simulating, estimating and analysing relatedness and inbreeding coefficients. *Molecular Ecology Resources*, 11: 141–145 (2011).

18. Kalinowski, S.T., Wagner, A.P. & Taper, M.L. ML-Relate: a computer program for maximum likelihood estimation of relatedness and relationship. *Molecular Ecology Notes*, 6: 576–579 (2006).

19. Caizergues, A., Rätti, O., Helle, P., Rotelli, L., Ellison, L. & Rasplus, J.–Y. Population genetic structure of male black grouse (*Tetrao tetrix* L.) in fragmented vs. continuous landscapes. *Molecular Ecology*, 12: 2297–2305 (2003).

20. Strand, T.M., Segelbacher, G., Quintela, M., Xiao, L., Axelsson, T. & Höglund, J. Can balancing selection on MHC loci counteract genetic drift in small fragmented populations of black grouse? *Ecology & Evolution*, 2: 341–353 (2012).

21. Rutkowski, R., Palucki, A., Dulisz, B., Ciach, M., Nowak-Życzyńska, Z. & Kowalewska, K. Conservation genetics of the Black Grouse *Tetrao tetrix* in Poland – distribution of genetic diversity among the last populations. *Acta Ornithologica*, 53: 181–204 (2018).

22. Flousek, J. Přežijí krkonošští tetřívci rok 2040? *Ochrana přírody*, 2: 6–9 (2019).

23. Frankham, R. Effective population size / adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetics Research*, 66: 95–107 (1995).

24. Kalinowski, S.T. & Waples, R.S. Relationship of effective to census size in fluctuating populations. *Conservation Biology*, 16: 129–136 (2002).

25. Allendorf, F.W., Luikart, G. & Aitken, S.N. Conservation and the Genetics of Populations. *Wiley-Blackwell* (2012).

26. Hoban, S., Bruford, M., Jackson, J.D., Lopes-Fernandes, M., Heuertz, M., Hohenlohe, P.A., Paz-Vinas, I., Sjögren-Gulve, P., Segelbacher, G., Vernesi, C., Aitken, S., Bertola, L.D., Bloomer, P., Breed, M., Rodríguez-Correa, H., Funk, W.Ch., Grueber, C.E., Hunter, M.E., Jaffe, R., Liggins, L., Mergeay, J,, Moharrek, F., O'Brien, D., Ogden, R., Palma-Silva, C., Pierson, J., Ramakrishnan, U., Simo-Droissart, M., Tani, N., Waits, L. & Laikre, L. Genetic diversity targets and indicators in the CBD post-2020 Global Biodiversity Framework must be improved. *Biological Conservation*, 248: 108654 (2020).

27. Pritchard, J.K., Stephens, M. & Donnelly, P. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155: 945–959 (2000).

28. Funkce plot_str_output.R dostupná z https: //github.com/onmikula/phyloeda.

29. Šťastný, K., Bejček, V., Mikuláš, I. & Telenský, T. *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČR 2014–2017.* (Aventinum, 2021).

30. Pavlovska, M. & Höglund, J. Ukrainian Black Grouse *Tetrao tetrix*: genetic diversity and population structure. *Wildlife Biology*, 21: 283–293 (2015).

31. Segelbacher, G., Strand, T. M., Quintela, M., Axelsson, T., Jansman, H. A. H., Koelewijn, H.–P. & Höglund, J. Analyses of historical and current populations of black grouse in Central Europe reveal strong effects of genetic drift and loss of genetic diversity. *Conservation Genetics,* 15: 1183–1195 (2014).

32. Corrales, C. & Höglund, J. Maintenance of gene flow by female-biased dispersal of black grouse *Tetrao tetrix* in northern Sweden. *Journal of Ornithology*, 153: 1127–1139 (2012).

33. Höglund, J., Larsson, J.K., Jansman, H.A.H. & Segelbacher, G. Genetic variability in European black grouse (*Tetrao tetrix*). *Conservation Genetics*, 8: 239–243 (2007).

34. Vondrka, A., Hájková, P. & Rolečková, B. Aktuality z výzkumu tetřívka obecného (*Lyrurus tetrix*) na Šumavě. *Zoologické dny 2020 Olomouc* (2020).

35. Flousek, J. Jak dopadlo letošní sčítání krkonošských tetřívků? *Krkonoše – Jizerské hory*, 8: 8–9 (2020).

36. Caizergues, A. & Ellison, L.N. Natal dispersal and its consequenes in black grouse *Tetrao tetrix*. *Ibis*, 144: 478–487 (2002).

37. Warren, P.K. & Baines, D. Dispersal, survival and causes of mortality in black grouse *Tetrao tetrix* in northern England. *Wildlife Biology*, 8: 91–97 (2002).

38. Hoban, S., Paz-Vinas, I., Aitken, S., Bertola, L.D., Breed, M.F., Bruford, M.W., Funk, W.Ch., Grueber, C.E., Heuertz, M., Hohenlohe, P., Hunter, M.E., Jaffé, R., Lopes Fernandes, M., Mergeay, J., Moharrek, F., O'Brien, D., Segelbacher, G., Vernesi, C., Waits, L. & Laikre, L. Effective population size remains a suitable, pragmatic indicator of genetic diversity for all species, including forest trees. *Biological Conservation*, 253: 108906 (2021).

39. Hvilsom, C., Segelbacher, G., Ekblom, R., Fischer, M.C., Laikre, L., Leus, K., O'Brien, D., Shaw, R. & Sork, V. *Selecting species and populations for monitoring of genetic diversity*. (Gland, 2022).

Doporučená citace kapitoly:
Rolečková, B., Hájková, P.: OCHRANÁŘSKÁ GENETIKA – co víme o kondici populací tetřívka v České republice. In: Tomášek V., Volf O., Mikslová K., Pelikánová H. (eds) (2023): Tetřívek – Poslední šance? Správa KRNAP, 208 s., ISBN - 978-80-7535-160-9

Obr. 12 Pro sběr trus je důležité chladné a suché počasí, které zajistí, že DNA nedegraduje tak rychle. Ideální je tedy trus sbírat během zimních mrazivých měsíců. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

# 6

# PROBLÉMY A OHROŽENÍ

Václav Tomášek
Karel Weidinger
Ondřej Volf
Dušan Romportl
Roman Juras
Vladimír Zýka
Hana Pelikánová
Karolina Mikslová

Tetřívek obecný dokáže rychle reagovat na náhlé změny prostředí, a to jak zvýšením své početnosti, tak i rychlým propadem v průběhu jen jedné či dvou sezón. V posledních desetiletích jsme svědky jeho pozvolného úbytku ve všech lokalitách výskytu v ČR. Hlavním důvodem je bezesporu degradace jeho biotopů vlivem zarůstání bezlesí, vysychání krajiny, fragmentace vhodných stanovišť, vytváření subpopulací a rušení. Také predace, které je tetřívek jinak evolučně přizpůsoben, je v současnosti významným problémem pro přežívání.

Predaci totiž umocňují vyšší počty savčích predátorů oproti dobám před před plošnou orální vakcinací proti vzteklině a před invazí nepůvodních druhů živočichů. Tyto druhy se v poslední době v české krajině šíří a zahušťují své populace. K dokončení zkázy mohou v určitých oblastech přispět další negativní faktory. Mezi ně patří relativně nové postupy při hospodaření a využívání horské krajiny – drátěné oplocenky, větrné elektrárny, intenzivní pastva, volnočasové aktivity návštěvníků hor a mnoho dalších dříve neznámých činností. V součtu pak tyto faktory zapříčiní negativní trend v početnosti populace tetřívka, až nakonec mohou vést k jeho úplnému vymizení. Všechny výše zmíněné problémy navíc umocňuje narůstající klimatická změna, která funguje jako limitující faktor běžící na pozadí.

Aby mohl tetřívek v naší krajině přežít, je nezbytné jednotlivé problémy rozklíčovat a následně přijmout taková opatření, která zvýší úspěšnost hnízdění a přežívání dospělců. Níže přinášíme analýzy klíčových problémů tetřívka, které byly zpracovány pro modelovou krkonošsko-jizerskou populaci s přesahem pro všechny ostatní oblasti jeho výskytu v ČR.

# 6.1 PREDACE TETŘÍVKŮ

## Karel Weidinger

### Predace jako limitující faktor tetřívčích populací

V případě druhů, jejichž populace výrazně klesá, je nasnadě se ptát, zda jednou z příčin tohoto poklesu není predace. Nehledě na to, co je skutečnou bezprostřední příčinou mortality, je to právě predace, co přitahuje pozornost odborné i laické veřejnosti (obr. 1). Po vědecké komunitě je potom požadována jasná odpověď s označením pachatele a návrh rázného řešení. V následujícím přehledu bude kladen důraz na dvě věci. Zaprvé, že jednoznačná odpověď na řadu „jednoduchých" otázek často neexistuje nebo chybí důkazní jistota. Zadruhé, že každá odpověď zcela zásadně závisí na použité metodě a kvalitě dat.

Skutečnost, že predátoři působí vysokou mortalitu, ještě nemusí znamenat, že populace kořisti je predací limitována. Predace nikdy není jediným zdrojem mortality, a predátoři tedy mohou lovit ty jedince, kteří by stejně uhynuli z jiných příčin. V takovém případě se jedná o tzv. kompenzační mortalitu, kdy se různé zdroje mortality vzájemně nahrazují, aniž by se měnila výsledná celková mortalita. Aby predace mohla být limitujícím faktorem, musí představovat tzv. aditivní mortalitu, tedy takovou, která se přičítá k ostatním zdrojům mortality a v konečném důsledku vede ke snížení početnosti populace. Usuzovat na limitující vliv predátorů lze na základě různých typů dat:

Obr. 1 Liška jako predátor tetřívků. Autor ilustrace Klára Žabková.

1. Nejslabší indicii poskytuje negativní korelace mezi početností predátora a reprodukční úspěšností kořisti. Např. reprodukční úspěšnost tetřívka a tetřeva, která meziročně koreluje s početností predátorů (1), během posledních 40 let v průměru rostla, aniž by se ale současně zvyšovala početnost těchto druhů (1, 2). O něco silnější indicií je negativní prostorová korelace přímo mezi početností predátora a početností kořisti, např. kuna lesní (*Martes martes*) a liška vs. tetřev a tetřívek ve Finsku (3) a liška vs. tetřev v Německu (4).

2. Silnější indicii poskytuje negativní korelace v čase, kdy populace kořisti reaguje na razantní a dlouhodobější změnu početnosti predátora. Např. populace tetřevovitých ptáků ve Skandinávii zvýšily početnost poté, co byla populace lišky dočasně zdecimována epidemií svrabu (5, 6). Naopak silné zvýšení početnosti lišek, patrně i díky vakcinaci proti vzteklině, se nápadně časově shoduje s fází rychlého poklesu tetřívčí populace v Belgii (7). V žádném z výše uvedených příkladů ale nelze vyloučit vliv dalších, nekontrolovaných faktorů.

3. Vůbec nejsilnější podporu pro limitující vliv predátorů poskytují kontrolované terénní experimenty. V případě tetřevovitých ptáků platí, že dostatečně intenzivní umělá redukce predátorů často vede nejen k vyšší reprodukční úspěšnosti (8, 9), ale i k navýšení početnosti (10).

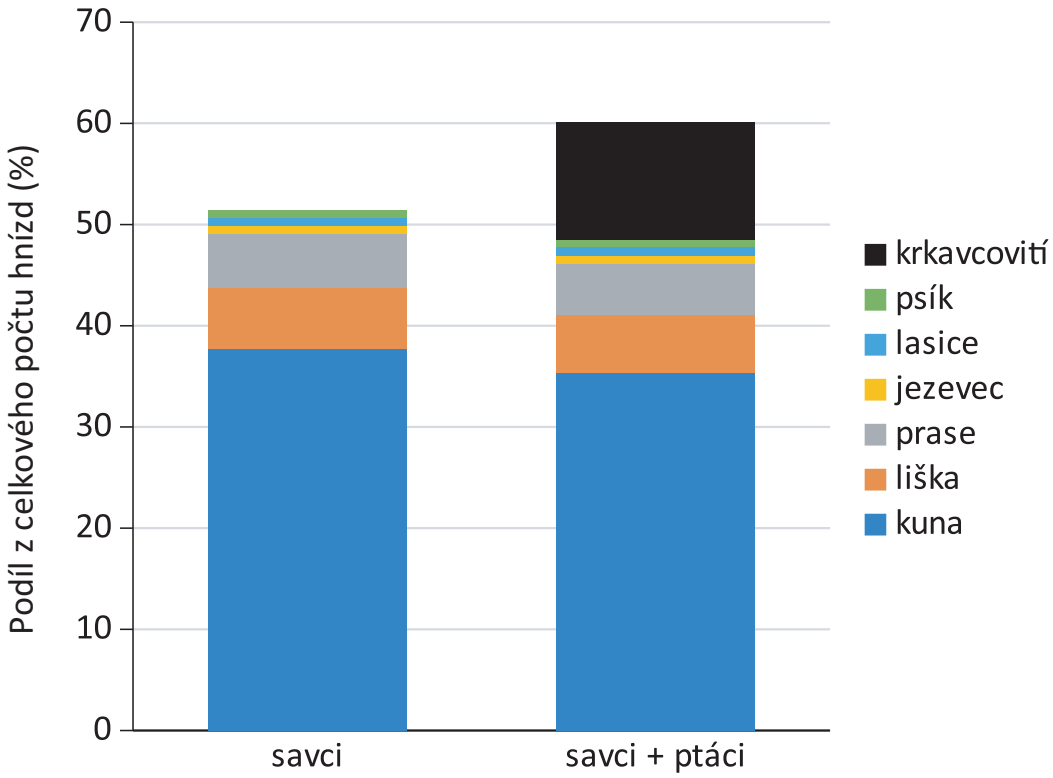
Ve svém souhrnu jsou dostupná data v souladu s hypotézou, že populace tetřevovitých ptáků jsou typicky limitovány predací (11). V rámci ptáků patří pozemní hrabaví ptáci k těm skupinám, u kterých je podpora této hypotézy relativně nejsilnější (12).

Složitost vztahů mezi kořistí a predátorem pěkně ilustruje příklad čtyřicet let trvající studie tetřívka a tetřeva z Norska (1). Navzdory podrobným datům nejde jednoznačně rozlišit, zda je meziroční variabilita v reprodukční úspěšnosti určována spíše predací (řízením potravního řetězce shora), nebo dostupností potravy pro kuřata (řízením zdola). Úroda borůvek a množství hmyzích larev (potrava kuřat) totiž pozitivně ovlivňují nejen přežívání kuřat, ale současně i početnost hlodavců – hlavní kořisti predátorů –, což pak nepřímo snižuje predační tlak na hnízda a kuřata. Relativní význam predační mortality v různých životních fázích jedince (od vejce po dospělce) se může lišit i mezi populacemi v rámci druhu. Vývoj početnosti tetřívků v italských Alpách byl během posledních 20 let určován mortalitou kuřat během prvních pěti týdnů po vylíhnutí (v 90 % případů důsledkem predace), zatímco mortalita snůšek zde byla v průměru nízká a měla menší vliv (13).

Výše uvedené příklady se týkají tradičně chápaného vlivu predace, tj. případů, kdy predátor usmrcuje kořist. Predace ale může být významná, aniž by byla bezprostřední příčinou mortality. Tyto tzv. neletální vlivy predace zahrnují všechny případy, kdy potenciální kořist minimalizuje riziko predace za cenu snížení vlastní zdatnosti (14, 15). Protože takové vyhýbání se predačnímu riziku je všudypřítomné (mluví se o „krajině strachu“) a v dlouhodobém horizontu vždy snižuje zdatnost (např. v důsledku fyziologického stresu), je predace – v tomto smyslu – vždy faktorem významně ovlivňujícím populaci kořisti. Typickým příkladem je kompromis mezi predačním rizikem a hladověním, kdy např. samice tetřívka s kuřaty musí volit mezi sběrem potravy v nebezpečném místě s bohatou potravní nabídkou a bezpečnějším místem v hustší vegetaci s horší potravní nabídkou (16).

## Hnízdní úspěšnost a predace

Udávané hodnoty hnízdní úspěšnosti tetřívka se pohybují v širokém rozmezí cca 50 až 90 % (13, 17), což znamená, že až polovina hnízd může padnout za oběť predátorům. Rozpětí hodnot odráží nejen biologickou variabilitu, ale i metodickou chybu (box 1). Protože tato chyba není stejná napříč studiemi, je třeba brát každé porovnávání absolutních hodnot s jistou rezervou. Chyba se navíc může měnit i v čase s vývojem metodiky, kdy starší práce spíše nadhodnocují, zatímco ty novější používají různé korekce. To může částečně vysvětlovat i dlouhodobě klesající trendy hnízdní úspěšnosti tetřívka a tetřeva založené na kompilaci různých zdrojů dat (18). Naopak v rámci jednotlivých studií, kde by chyba měla být stále přibližně stejná, existují příklady i dlouhodobě rostoucích trendů (1). Údaje o přirozených hnízdech a hnízdní úspěšnosti v ČR nejsou k dispozici. V Krkonoších bylo predováno od 51 % (pouze savčí predátoři) po nejvýše 60 % (včetně krkavcovitých) umělých hnízd (obr. 2). Hypotetická „hnízdní úspěšnost“ by tedy činila cca 40 až 50 %, což může být celkem realistická hodnota.




Obr. 2 Predace umělých hnízd v Krkonoších. Zobrazeny jsou aditivní podíly z celkového počtu hnízd (n = 507) predovaných různými predátory během 21-denní doby expozice při započítání pouze savčích predátorů a po započítání krkavcovitých. Doplněk do celku tvoří podíl „úspěšných“ hnízd. Jedná se o souhrnná data z celého území Krkonoš za roky 2019–2021; variabilitu mezi dílčími lokalitami ukazuje obr. 5.

**Box 1: Metody odhadu hnízdní úspěšnosti a míry predace**

**1. Přirozená hnízda**

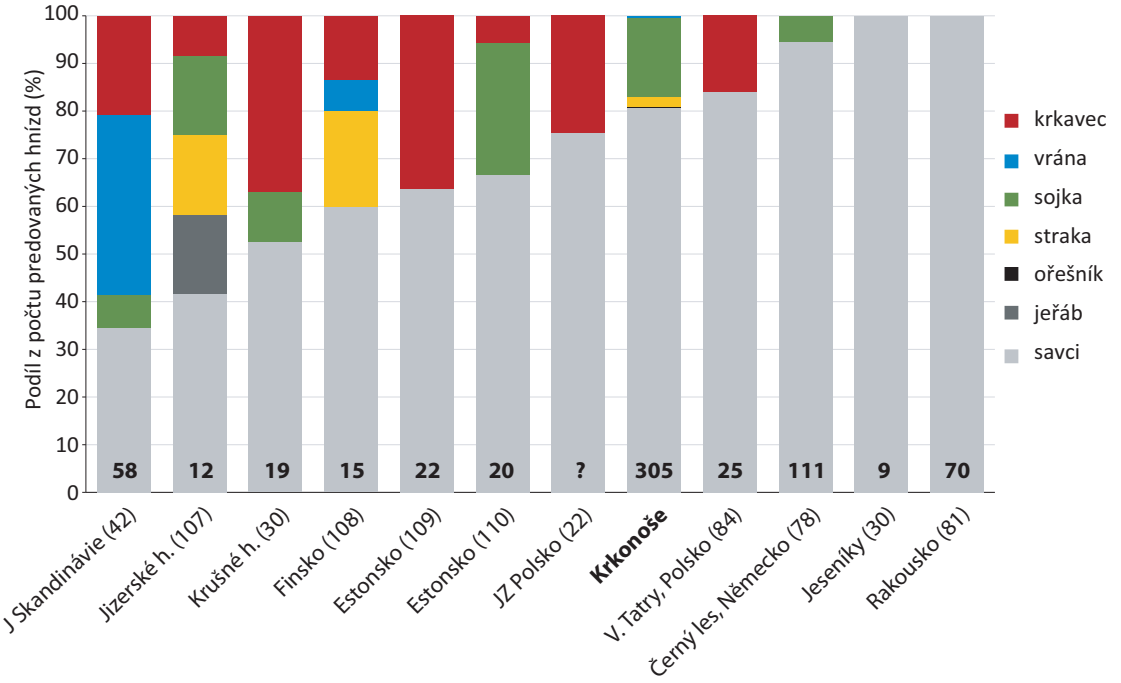
Hnízdní úspěšnost udává podíl úspěšných hnízd, tedy takových, ze kterých bylo vyvedeno alespoň jedno mládě. Velmi záleží na tom, zda se jedná o prostý podíl počtu úspěšných k počtu nalezených hnízd, nebo zda je zohledněna skutečná doba expozice hnízd (např. 19) výpočtem denní míry přežívání (20). Prostý podíl hnízd může poskytnout správný odhad pouze v případě, kdy jsou všechna hnízda nalezena včas, např. pomocí telemetrického sledování samic, případně jsou dohledána a započítána i hnízda vyvedená/predovaná již před nalezením. To nebývá pravidlem, a tak je většina publikovaných hodnot hnízdní úspěšnosti do jisté míry nadhodnocená. K chybě (v obou směrech) může vést i případný vliv pozorovatele na úspěšnost jím sledovaných hnízd. Možným řešením je potom odhad hnízdní úspěšnosti na základě chování telemetricky sledovaných samic, tj. aniž by výzkumník samotné hnízdo po dobu jeho aktivity navštívil (21). Hnízdní úspěšnost bažantovitých je často odhadována i nepřímo bez dohledávání hnízd. Podíl samic vodících mladá kuřata je potom indexem hnízdní úspěšnosti, zatímco průměrný počet vzrostlých kuřat na jednu samici v populaci je indexem celkové úspěšnosti reprodukce (1).

**2. Umělá hnízda**

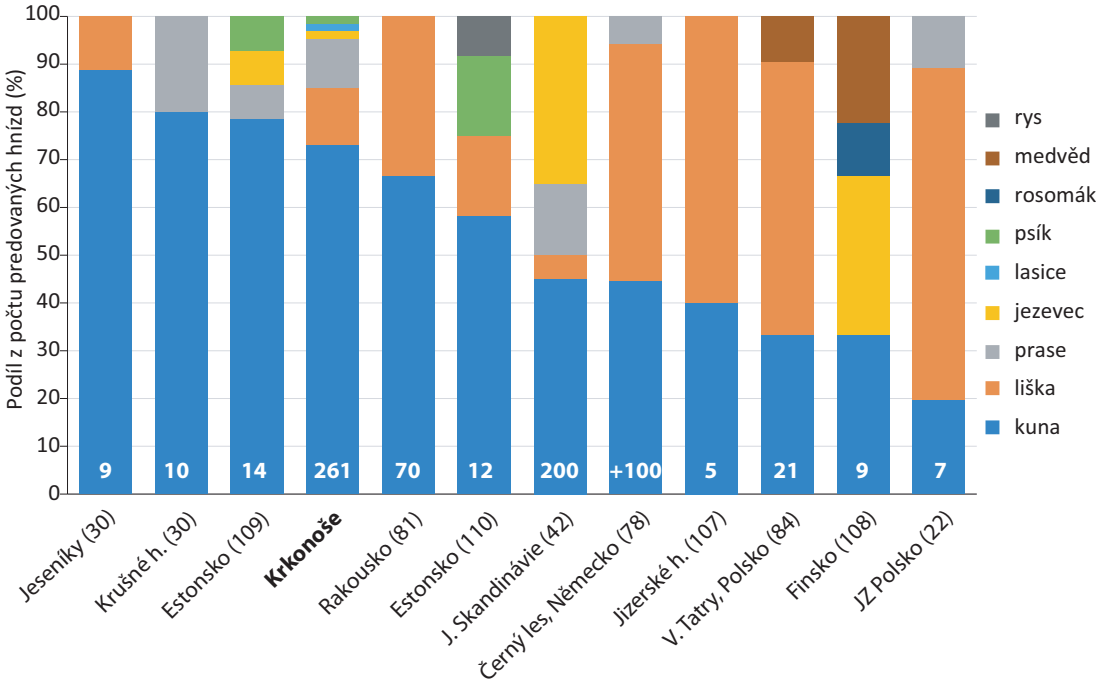
Ke studiu samotné intenzity predace, např. ve vztahu k prostředí, jsou hojně užívána umělá hnízda – návnada z komerčně dostupných vajec (slepičí, křepelčí, bažantí) umístěná tak, aby napodobovala přirozené hnízdo. Umělá hnízda poskytují přinejlepším relativní odhad (index) skutečné predace, což ale často stačí. Přesto je nutné kriticky posuzovat i absolutní hodnotu predace umělých hnízd. Pokud je – po extrapolaci na skutečnou délku hnízdní periody cílového druhu – tato hodnota nepřirozeně vysoká, značí to nerealistické uspořádání dané studie (např. 22).

## Predátoři tetřívčích hnízd

Udávané druhové složení predátorů je poplatné použité metodě a mezi studiemi se velmi liší (box 2). Spolehlivé údaje o predátorech přirozených hnízd ze střední Evropy chybí. Výsledky získané pomocí umělých hnízd v Krkonoších (box 3) se nijak nevymykají z rozsahu hodnot udávaných podobnými pracemi ze střední a severní Evropy (obr. 3 a 4). Značná variabilita mezi studiemi odráží nejen skutečné rozdíly, ale i statistickou nahodilost v malých souborech hnízd. Pěkně to ilustruje variabilita mezi lokalitami v rámci Krkonoš (obr. 5), zatímco některé ze samostatných prací odpovídají počtem sledovaných hnízd jedné dílčí krkonošské lokalitě.




Obr. 3 Podíl ptačích a savčích predátorů na predaci umělých hnízd napodobujících hnízda tetřevovitých ptáků. Jedná se o výsledky založené na záznamu fotopastí; čísla ve sloupcích uvádějí počet hnízd s určeným predátorem. Zde uvedený podíl ptáků je téměř jistě silně nadhodnocen oproti situaci na přirozených hnízdech (viz obr. 6) a navíc je značně ovlivněn metodikou terénní práce a způsobem vyhodnocení. Lépe porovnatelné jsou druhové podíly v rámci savčích predátorů (viz obr. 4). Výsledky z Krkonoš vyjádřené jako podíl z počtu exponovaných hnízd (zde je to podíl z počtu predovaných hnízd) ukazuje obr. 2. Odkaz na zdroj dat je uveden u názvu lokality.




Obr. 4 Podíl různých druhů savců na predaci umělých hnízd napodobujících hnízda tetřevovitých ptáků. Jedná se o výsledky založené na záznamu fotopastí; čísla ve sloupcích uvádějí celkový počet hnízd s určeným savčím predátorem. Lokality jsou řazeny podle podílu kuny (oba druhy hodnoceny společně). Ptačí predátoři byli z hodnocení vyloučeni, jejich podíl na celkové predaci uvádí obr. 3. Výsledky z Krkonoš vyjádřené jako podíl z počtu exponovaných hnízd (zde je to podíl z počtu predovaných hnízd) ukazuje obr. 2. Odkaz na zdroj dat je uveden u názvu lokality.

**Box 2: Přehled metod používaných k identifikaci hnízdních predátorů**

1. Rozbory potravy předpokládaných predátorů, dnes často založené na detekci DNA (23). Metoda umožňuje prokázat konzumaci (predaci + mrchožravost) určité kořisti daným druhem predátora, neumožňuje však posoudit dopad na kořist – podíl predovaných hnízd.

2. Nepřímé určení predátora podle stavu predovaných přirozených hnízd, např. podle zbytků skořápek a zanechaných stop (např. 24). Tato metoda byla opakovaně prokázána jako nespolehlivá (25) a dnes již je neobhajitelná.

3. Nepřímé určení predátora pomocí umělých hnízd. Umělé snůšky slepičích/křepelčích vajec bývají doplněny plastelínovým vejcem, případně vejcem s voskovou náplní s cílem získat otisk zubů/zobáku a zařadit predátora alespoň do určité kategorie (v ČR např. 26–29).

4. Přímé určení predátora pomocí umělých hnízd snímaných fotopastí (v ČR např. 30, vlastní data z Krkonoš). Predátor je v tomto případě určen sice nezpochybnitelně, jedná se ale o predaci umělé kořisti (jako u bodu 3), která svými vlastnostmi (umístěním a ukrytím, velikostí a zbarvením vajec, absencí inkubujících ptáků a přirozeného pachu, přítomností umělého pachu) diskriminuje určité skupiny predátorů. V případě hnízd tetřevovitých ptáků to může vést k nadhodnocení významu krkavcovitých (obr. 6) v závislosti na použité metodice a místních podmínkách (obr. 3). Z toho důvodu jsou dále hodnoceny pouze druhové podíly savčích predátorů (obr. 4).

5. Přímé určení predátorů u přirozených hnízd snímaných kamerou/fotopastí je z dostupných metod relativně nejspolehlivější, ale také nejpracnější a nejméně časté (obr. 6).

Dosavadní znalosti o druhově specifické predaci hnízd tetřevovitých ptáků jsou tedy založeny na směsici různých typů dat a neporovnatelných metod, přičemž spolehlivých údajů je naprosté minimum (11, 18). K zobecňování závěrů a zejména praktických důsledků pro management populací je proto třeba přistupovat nanejvýš obezřetně.

**Box 3: Metodika výzkumu predace hnízd v Krkonoších**

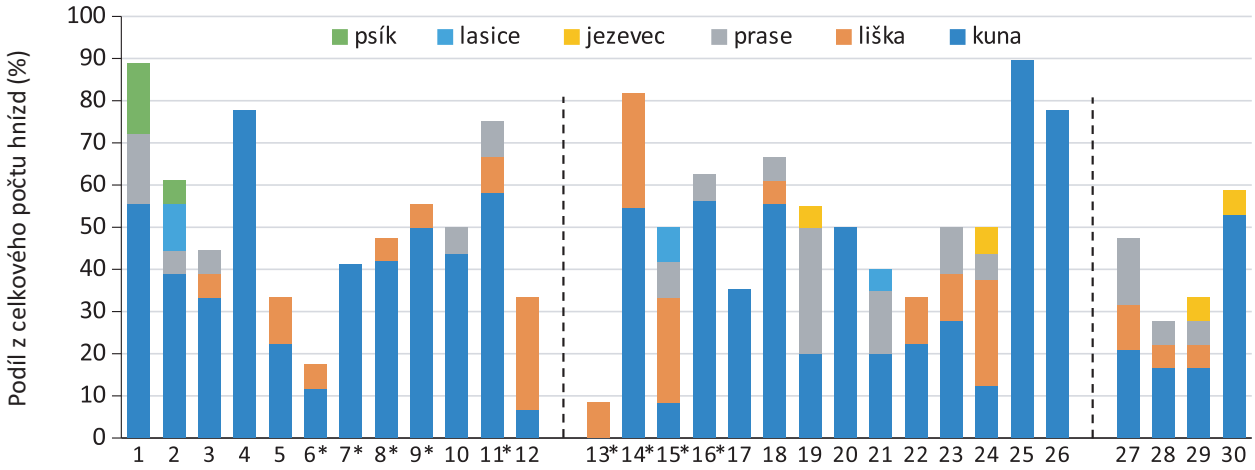
Data pocházejí z let 2019 až 2021, kdy bylo fotopastí snímáno a poskytlo výsledek celkem 507 umělých hnízd s návnadou pěti hnědých slepičích vajec. Fotopast byla upevněna na kmen stromu ve výšce cca 1,5 m a snímala pouze bezprostřední okolí návnady. Hnízda byla rozmístěna ve dvojicích cca 100 m od sebe, vzdálenost mezi dvojicemi byla cca 1 km. Na jednom místě bylo hnízdo exponováno minimálně 21 dnů, během sezóny (polovina května až polovina srpna) proběhla 3 opakování, vždy na novém místě, posunutém o cca 100 m. V jedné lokalitě tedy bylo během sezóny exponováno celkem 6 (3 × 2) hnízd. Rozmístění celkem 30 lokalit bylo voleno tak, aby pokrylo oblasti známého hnízdního výskytu tetřívků na území Krkonoš s ohledem na proporční zastoupení subpopulací (východní, centrální, západní) a hlavních biotopů (pásmo bývalých imisních holin nad 1000 m n. m. a klečové porosty nad horní hranicí lesa).

Hodnoceny byly dvě různé metriky:

1. „Predace“ – první výskyt kteréhokoliv z relevantních druhů u hnízda, bez ohledu na doloženou konzumaci vajec. V reálných podmínkách by to vedlo k zániku hnízda (konzumace vajec, opuštění hnízda samicí, usmrcení samice). Každé hnízdo mohlo být predováno pouze jednou, a proto se druhové podíly vzájemně sčítají do celkového podílu predovaných hnízd.

2. „Výskyt“ – první výskyt daného druhu u hnízda, bez ohledu na předchozí výskyt či predaci jiným druhem. Frekvence výskytu vyjadřuje, jaký podíl z existujících hnízd mohl být predován/ohrožen daným druhem bez ohledu na činnost ostatních druhů. Tyto druhové podíly nelze sčítat, protože jedno hnízdo mohlo být navštíveno více druhy.

Příklady záběrů z krkonošských fotopastí viz obr. 7.



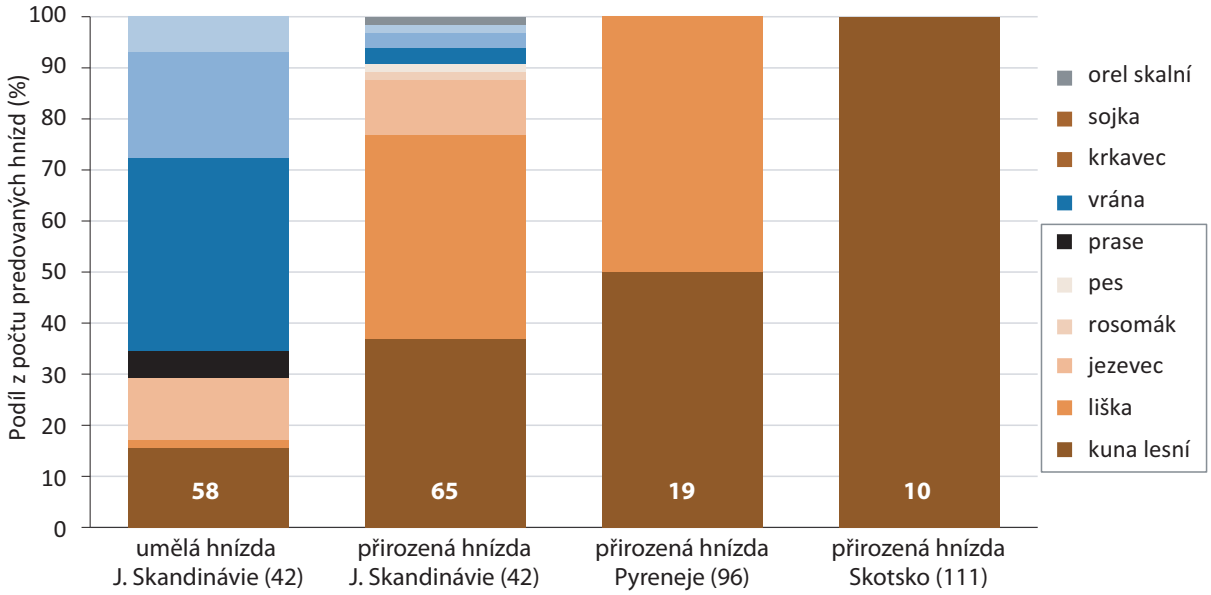

Obr. 5 Predace umělých hnízd na 30 dílčích lokalitách v Krkonoších v letech 2019–2021. Lokality (sloupce grafu) jsou řazené od západu na východ; lokality v pásmu kleče jsou označeny *; svislé přerušované čáry oddělují lokality zahrnující západní, střední a východní subpopulaci tetřívka. Na každé lokalitě bylo exponováno 11–20 hnízd (medián = 18, celkem 507). Zobrazeny jsou aditivní podíly hnízd predovaných jednotlivými druhy savčích predátorů během 21-denní doby expozice, doplněk do celku tvoří podíl „úspěšných" hnízd.

**Kuna lesní a skalní**

Oba druhy kun bývají většinou autorů hodnoceny společně, neboť kamerové záznamy neumožňují jejich spolehlivou determinaci a jeden druh obvykle převažuje. To je i případ Krkonoš, kde všichni určení jedinci patřili ke kuně lesní. Zajímavé je, že stejnou metodou byla v podobném prostředí Krušných hor a Jeseníků zjištěna převaha kuny skalní (*Martes foina*; 30). V každém případě platí, že kuna lesní je v lesním i klečovém pásmu Krkonoš nad 1 000 m prakticky všudypřítomná. Během 3 let byla zjištěna v 97 % (n = 30) lokalit, celkem na 87 % (n = 86) ročních vzorků (kombinace lokality a roku) a u 42 % (n = 507) všech umělých hnízd. Celkem 38 % hnízd nalezla kuna jako první ze savčích predátorů, přičemž u většiny z nich (33 %) byla současně jediným zaznamenaným savčím predátorem. Celkově byla kuna zodpovědná za 73 % (n = 261) celkové savčí predace. Vysoká lokální variabilita v predaci kunou prakticky určuje variabilitu v celkové predaci (obr. 5), aniž by byl mezi oblastmi Krkonoš zjevný rozdíl. Uvedené celkové hodnoty jsou poplatné umístění umělých hnízd dále od otevřených ploch, nicméně pokračující výzkum potvrdil dominantní podíl kuny na predaci hnízd i podél lesních okrajů. Kuna je jednoznačně nejvýznamnějším predátorem pozemních hnízd na celém území Krkonoš, včetně pásma kleče. Výsledky z Krkonoš jsou plně v souladu s jinde doloženým podílem kun na celkové predaci přirozených hnízd bažantovitých (obr. 6) i umělých pozemních hnízd v lesním prostředí (obr. 4).

**Liška obecná**

Během 3 let byl výskyt lišky zjištěn v 77 % lokalit, celkem na 51 % ročních vzorků a u 10 % všech umělých hnízd. Celkem 6 % hnízd nalezla liška jako první ze savčích predátorů, přičemž u 4 % hnízd byla současně jediným zaznamenaným savčím predátorem. Celkově byla liška zodpovědná za 12 % celkové savčí predace. U lišky jako jediného savčího predátora byla tendence k vyšší predaci v pásmu kleče, tedy opak než u kuny a prasete divokého. Navazující výzkum také ukazuje výrazně vyšší predaci hnízd liškou podél lesních okrajů než uvnitř souvislého lesa. Zde je nutné zdůraznit, že výše uvedené celkové hodnoty reprezentují situaci právě uvnitř zapojeného lesa. Pokud by byly zahrnuty i otevřené plochy, byl by podíl lišek na celkové predaci jistě vyšší. Výsledky z Krkonoš se shodují s většinou podobných prací v tom, že na lišku s kunou připadá výrazná většina savčí (celkové) predace umělých pozemních hnízd, přičemž vzájemný podíl těchto dvou druhů se může výrazně lišit (obr. 4). Přibližně rovným dílem se oba druhy podílely na predaci přirozených hnízd tetřeva a tetřívka ve Skandinávii a Pyrenejích (obr. 6). Data z Krkonoš i experimentální data ze Španělska (31) ukazují, že predace liškou je kompenzační vůči predaci kunou – na lokalitách, kde liška daný rok nebyla zjištěna, došlo k adekvátnímu navýšení predace kunou. Praktický důsledek tohoto zjištění je takový, že případná snaha pomoci tetřívkovi redukcí lišek bude nejspíš zbytečná nebo málo účinná.




Obr. 6 Porovnání predátorů mezi umělými a přirozenými hnízdy tetřeva a tetřívka. Zahrnuty jsou pouze výsledky založené na záznamu kamery/fotopasti. Zobrazeny jsou aditivní podíly různých druhů na celkové predaci. Čísla ve sloupcích uvádějí celkový počet hnízd s určeným predátorem. Odkaz na zdroj dat je uveden u názvu lokality.
Z výsledků je patrné, že: 1) Přirozená hnízda byla predována v naprosté většině savčími predátory, zatímco současně exponovaná umělá hnízda krkavcovitými ptáky; 2) Druhové spektrum zjištěných predátorů roste s počtem sledovaných hnízd; 3) Většinový podíl na predaci má několik málo dominantních druhů, nehledě na celkovou druhovou pestrost zjištěných predátorů.

**Prase divoké**

Během 3 let byl výskyt prasat zjištěn v 53 % lokalit, celkem na 35 % ročních vzorků a u 7 % všech umělých hnízd. Celkem 5 % hnízd nalezlo prase jako první ze savčích predátorů, přičemž u 2 % hnízd bylo současně jediným zaznamenaným savčím predátorem. Celkově na prasata připadlo 10 % celkové savčí predace. Prasata se pravděpodobně vyskytují na celém území Krkonoš, včetně pásma kleče, výskyt má ale spíše ostrůvkovitý a nepravidelný charakter. Při omezeném počtu lokalit (n=30) je potom frekvence výskytů u hnízd do značné míry otázkou náhody. Volba jiných lokalit by mohla vést k podstatně jiným závěrům. To se ještě ve větší míře týká i podobných prací typicky založených na nesrovnatelně menším vzorku hnízd (obr. 4). S těmito výhradami lze konstatovat, že prasata jsou pravidelným predátorem pozemních hnízd v pásmu lesa na celém území Krkonoš a jejich vliv zasahuje okrajově i do pásma kleče (obr. 5). Jejich kvantitativní podíl na celkové predaci je téměř jistě nižší než podíl lišky.

Rostoucí početnost prasat bývá téměř automaticky zmiňována jako rizikový faktor pro hnízdění pozemních ptáků. V globálním měřítku sice patří prase mezi nejvýznamnější savčí invazní predátory (32), podíl prasat na predaci ptačích hnízd v podmínkách střední Evropy není ale zdaleka tak jednoznačný. Nezpochybnitelných kamerových záznamů predace přirozených pozemních hnízd (jakýchkoliv druhů) prasetem je totiž k dispozici jen minimum, a to jak v lesním (33–35), tak polním (36) prostředí. Jedná se o malé vzorky dat neumožňující spolehlivý kvantitativní odhad. Naopak zdroje citované v této souvislosti obsahují většinou jen nepřímá či anekdotická data. Frekvence výskytu ptačí kořisti v prasečím trusu (v Estonsku byli tetřevovití nalezeni v 15 % vzorků; 23) sice jasně dokazuje, co všechno prasata konzumují, neříká to ale nic o tom, jaký podíl hnízd prasata skutečně zlikvidují. Ani porovnání s oplocenými plochami jednoznačně nepotvrdilo očekávaný negativní vliv přítomnosti prasat na početnost ptáků (37) a predaci umělých hnízd (38). Prasata jsou nepochybně pravidelnými predátory přirozených pozemních hnízd a podle intenzity predace umělých hnízd může být jejich dopad v konkrétní lokalitě i dost destruktivní (39). Jejich podíl na celkové predaci hnízd v plošném měřítku ale není zřejmě tak vysoký, jak se obecně předpokládá. Nicméně, pokud by se potvrdilo, že predace prasaty je spíše aditivní vůči ostatním predátorům, jak ukazují dosavadní data z Krkonoš i jiná (40), znamenalo by to možný problém. V každém případě se jedná o fenomén vyžadující další studium, nová data a méně spekulací.

**Psík mývalovitý**

Během 3 let byl výskyt psíka mývalovitého (*Nyctereutes procyonoides*) zjištěn pouze v 10 % lokalit u celkem 6 % ročních vzorků. Kvantitativní podíl psíka na celkové predaci pozemních hnízd v rámci Krkonoš je sice zanedbatelný, ovšem v místech pravidelného výskytu může být psík podobně významným predátorem jako liška nebo prase (obr. 5). Na lokalitách s prokázaným výskytem v daném roce dokázal psík predovat 13 % (n = 30) exponovaných hnízd, což představovalo 20 % (n = 20) celkové savčí predace. Predace psíkem v Krkonoších byla spíše aditivní vůči ostatním predátorům, což naznačují i výsledky ze severního Švédska (41). Pro celé území Krkonoš zatím nelze význam predace psíkem spolehlivě stanovit. Plošný výskyt zde není pravděpodobný, ovšem lokální výskyt může unikat. Vzhledem k plošnému výskytu psíka v kulturní krajině ČR lze očekávat jeho další pronikání i do vyšších poloh. Ačkoliv je možný vliv psíka i dalších nepůvodních predátorů na domácí faunu hojně diskutován, skutečná data o jejich podílu na predaci přirozených hnízd v ČR i Evropě prakticky zcela chybí.

**Ostatní šelmy**

Dosavadní výsledky ukazují zanedbatelný podíl jezevce a lasice kolčavy (*Mustela nivalis*) nebo hranostaje (*Mustela erminea*) na predaci pozemních hnízd v Krkonoších (méně než 1 %; obr. 2). Ve Skandinávii připadlo na jezevce lokálně až 11 % celkové predace přirozených hnízd tetřeva a tetřívka (obr. 6; 42), což ale jistě neplatí plošně. Jako predátor tetřevovitých ptáků je zmiňován i hranostaj, ovšem jeho význam ve srovnání s kunou nebo liškou je také spíš zanedbatelný (3).

## Krkavcovití ptáci – obvyklí podezřelí

Pro laickou veřejnost i odborné zájmové skupiny představují krkavcovití ptáci (*Corvidae*) obvyklé podezřelé zodpovědné za úbytek drobného ptactva i hospodářsky zajímavých druhů. Ačkoliv dopad na populační trendy není zdaleka jednoznačný, podíl krkavcovitých na predaci hnízd je nezpochybnitelný. Například videomonitoring přirozených hnízd v ČR ukázal, že krkavcovití mají na svědomí asi třetinu celkové predace otevřeně hnízdících pěvců napříč různými typy prostředí (vlastní nepublikovaná data). Problém je, že podobná data prakticky chybí pro jiné skupiny ptáků, včetně tetřevovitých. Podle kamerových záznamů pořízených ve Skandinávii nejsou krkavcovití zdaleka dominantními predátory aktivních hnízd tetřívka a tetřeva (obr. 6; 42). K podobnému závěru došli jiní autoři již dříve i bez použití kamerové techniky (43, 44). Hnízda tetřevovitých jsou většinu času zakryta (maskována) inkubující samicí a proti ptačím predátorům mohou být i aktivně bráněna (45).

Při započítání krkavcovitých by celková intenzita predace umělých hnízd v Krkonoších narostla o 9 procentních bodů (z 51 % na 60 %; obr. 2). Celkem 12 % hnízd nalezli krkavcovití jako první a mohli by je, hypoteticky, predovat; jejich podíl na celkové predaci by potom činil až 19 %. V porovnání s podobnými studiemi je to spíše nižší, ale nijak extrémní hodnota (obr. 3); jakákoliv další interpretace rozdílů mezi studiemi by byla čirou spekulací. Krkavcovití byli v této práci hodnoceni společně, neboť v záznamech silně dominovala sojka obecná (*Garrulus glandarius*), zatímco pro ostatní druhy jako straka obecná (*Pica pica*), ořešník kropenatý (*Nucifraga caryocatactes*) a vrána šedá (*Corvus cornix*) je dat minimum. Zajímavá a snad i překvapivá je absence záznamu krkavce velkého (*Corvus corax*), tedy druhu, který v Krkonoších není vzácný. Částečně to snad lze vysvětlit tím, že umělá hnízda v první části projektu byla cíleně umisťována do zapojeného lesa dále od okrajů. Krkavec však nebyl zaznamenán ani u hnízd v rozvolněných porostech klečového pásma, ani na rozhraní lesa a lučních enkláv (pokračující projekt). Obecně je krkavec jistě druh se značným predačním potenciálem, který dokáže napadat aktivní hnízda ptáků velikosti tetřívka (42, 46–48). Obdobná data z Evropy dosud chybí.

Dosavadní závěr je takový, že k predaci tetřívčích hnízd krkavcovitými ptáky jistě v určité míře dochází. Pomocí umělých hnízd to ale nelze spolehlivě zjistit a lepším ze špatných řešení je potom omezit interpretaci takových studií na nezpochybnitelné savčí predátory. I kdyby platil nejhorší scénář, je zjevné, že vliv krkavcovitých na celkovou predaci tetřívčích hnízd v Krkonoších by se zdaleka nevyrovnal vlivu savčích predátorů, ani samotné kuny (její podíl na celkové predaci by klesl ze 73 % na 59 %). Managementová opatření cílená na omezení krkavcovitých ptáků by tedy s velkou pravděpodobností nepřinesla kýžený efekt v podobě vyšší hnízdní úspěšnosti tetřívka (viz též 18).

## Jeleni – nečekaná hrozba?

Sledování umělých hnízd v Krkonoších přineslo zajímavý vedlejší výsledek. Záznamy fotopastí odhalily překvapivě vysokou frekvenci výskytu jelena evropského (*Cervus elaphus*) u umělých hnízd, což

A) Samice tetřívka si přišla prohlédnout umělé hnízdo – návnadu pro predátory.

B) Kuny jsou u nás jednoznačně nejvýznamnějším predátorem, vejce z hnízda vždy odnášejí.

C) Liška je druhý nejvýznamnější predátor, jsou velmi opatrné, zde si všimla fotopasti.

D) Divoká prasata chodí často ve skupinách, zde celá rodina.

E) Psík mývalovitý může být v místech pravidelného výskytu významným predátorem, obvykle po sobě zanechá nepořádek.

F) Význam krkavcovitých ptáků – zde vrána šedá – bývá nadhodnocován, nekrytá umělá hnízda jsou pro ně snadnou kořistí.

G) Ohrožení přirozených tetřívčích hnízd ze strany vysoké zvěře je dosud nejasné. Přes umělá hnízda jeleni často přecházejí a mohou snůšku rozšlápnout.

H) Jeleni snůšku často očichávají, ke konzumaci vajec dochází jen vzácně.

Obr. 7 A–H Příklady záběrů z fotopastí. Ukázany jsou denní (barevné) záběry, k podobným událostem ale dochází v průběhu celého dne.

vyvolává otázku rizika pro přirozená hnízda tetřívka a dalších na zemi hnízdících ptáků. Vzhledem k umístění fotopastí mohli být zaznamenáni pouze jedinci přímo u hnízda, kdy již hrozilo rozšlápnutí vajec. Hnízda byla navíc umisťována do „bezpečných" míst (otázka je, jak by to cítil tetřívek), tj. mimo místa očekávaného pohybu zvěře. Nedá se předpokládat, že by jeleni hnízda aktivně vyhledávali, jedná se o náhodná setkání s hnízdem při pohybu terénem. Frekvence výskytu srnce u hnízd byla oproti jelenovi asi třetinová a není zde hodnocena.

Během 3 let byl výskyt jelena zjištěn v 97 % lokalit, celkem na 91 % ročních vzorků a u 33 % všech umělých hnízd. Celkem 18 % hnízd navštívil jelen jako první. To odpovídá reálné situaci, kdy se jelen dostane do blízkosti dosud aktivního hnízda, které může svým pohybem ohrozit. Výsledkem je tedy odhad maximálního podílu ohrožených hnízd. Po započtení tohoto podílu k doložené savčí predaci naroste celkový podíl ohrožených hnízd (savčí predace + návštěva jelena) o 13 procentních bodů (z 51 % na 64 %). Plošný výskyt tohoto jevu na celém území Krkonoš ukazuje, že se nejedná o důsledek koncentrace jelení zvěře v konkrétní lokalitě v určitou dobu. Ke skutečnému rozšlápnutí vajec došlo pouze ve čtyřech případech, ale pokud byla vejce v hnízdě ještě přítomna, jeleni o ně často jevili zájem a očichávali je. Pouze v jednom umělém hnízdě došlo ke skutečné konzumaci jediného z pěti vajec. Konzumace ptačích vajec i malých mláďat je dobře doložená u řady druhů jelenovitých i turovitých kopytníků, pro ptáky však představuje jen zanedbatelný zdroj hnízdní mortality (např. 49; vlastní data). Neznámou zůstává reakce inkubující samice tetřívka a jelenů při vzájemném setkání a riziko následného opuštění snůšky.

Riziko rozšlápnutí pozemních hnízd bylo hojně studováno ve vztahu k intenzitě pastvy dobytka (50). Sledování přirozených hnízd pěvců na alpínských loukách Krkonoš ukázalo, že toto riziko může být nezanedbatelné i v tomto přirozeném prostředí s původními druhy kopytníků – jelenem a srncem (51). Vliv vysokých početních stavů jelenovitých na ptáky v lesním prostředí byl dosud studován především v souvislosti s omezením vegetačního krytu pro hnízdění a potravní nabídky pro lesní pěvce, přičemž závěry jsou často přímo protichůdné (37, 38). Na lesních plochách spásaných početnými jeleny ve Skotsku byla oproti ohrazeným kontrolním plochám omezená nabídka bobulovin a bezobratlých sloužících jako potrava tetřevích kuřat, což mohlo přispět k poklesu tamní tetřeví populace (52). Podobný efekt byl opravdu doložen experimentálním omezením pastvy ovcí na vřesovištích v severní Anglii, což vedlo ke zvýšení hnízdní úspěšnosti a nárůstu početnosti tetřívků (53). Zde představené výsledky z Krkonoš přinejmenším poukazují na jisté riziko, že nejbližší okolí tetřívčího hnízda bude během inkubace navštíveno, případně pošlapáno jelenem. V každém případě se jedná o zajímavý fenomén zasluhující další studium.

## Predace tetřívčích kuřat a dospělců

V literatuře panuje shoda na tom, že mortalita tetřevovitých ptáků po vylíhnutí je vysoká, zejména během prvního roku života, a že predace je hlavní příčinou této mortality (54, 55). Významným zdrojem mortality kuřat může být i nepříznivé počasí (13) a omezená potravní nabídka v kritickém období po vylíhnutí (1). Stanovit hodnotu mortality mláďat i dospělců a její příčiny je obtížnější než v případě hnízdních ztrát, neboť pohyblivé jedince nelze sledovat pomocí kamer. U telemetricky sledovaných jedinců lze často zaznamenat pouze jejich zmizení, zatímco na příčinu mortality, včetně identity predátora, lze usuzovat pouze nepřímo ze stavu a místa nálezu (obr. 8). Nálezy zbytků kořisti při rozboru potravy sice odhalí identitu predátora (s výjimkou, kdy se jedná o konzumaci mršiny) a snad i podíl v jeho kořisti, nemůže však přímo odhalit podíl predátora na mortalitě kořisti. Veškeré publikované údaje je tedy nutno brát jako více či méně přesné odhady silně poplatné použité metodě (přehled metod např. 55).

**Predace kuřat**

Na rozdíl od predace hnízd, kdy zaniká celá snůška, představuje predace kuřat ztráty jedinců, nikoliv celé rodinky. Mortalitu kuřat lze odhadnout jako poměr průměrné velikosti pozorovaných rodinek k průměrné velikosti snůšek – např. asi 60% mortalita tetřívčích kuřat do konce srpna (1). Tato metoda může mortalitu kuřat podhodnocovat, neboť větší rodinky mohou být pozorovatelem snadněji nalezitelné. Přesnější odhad mortality poskytuje poměr velikosti rodinky telemetrovaných samic daný čas po vylíhnutí k velikosti jejich snůšky – např. 50 až 93 % během prvních 5 týdnů (56). Potenciálně nejpřesnější údaje poskytuje telemetrie jednotlivých kuřat (57).

Kuřata tetřevovitých mají nejvyšší mortalitu během prvních 2 týdnů po vylíhnutí (54). Telemetrické sledování rodinek z 81 úspěšně vylíhlých hnízd ve Finsku ukázalo, že již během prvních 10 dnů po vylíhnutí přišlo o kuřata 8 až 36 % samic (58). Protože ale pravděpodobnost přežití rodinky nezávisela na lokální početnosti kun a lišek během předchozí zimy, autoři usuzují, že kuřata v tomto věku nejsou ohrožována predací. Nicméně výsledky je možné interpretovat i tak, že pokryvnost porostu borůvek (měřená v aktuální lokaci rodinek) – nejvýznamnější prediktor přežití – poskytovala nejen potravu kuřatům, ale i úkryt před predátory. Význam predace dokládají údaje z Walesu, kde během prvního měsíce po vylíhnutí vysvětlovala predace 68 % celkové mortality kuřat, přičemž až 90 % predace měli na svědomí ptačí predátoři (57). Ve Finsku jsou kuřata tetřevovitých pravidelnou součástí potravy místních dravců (59), zejména v letech s nedostatkem hlodavců (60). Během hnízdního období tam sloví jestřáb kolem 6 % tetřívčích kuřat, zatímco káně kolem 4 % (61).

**Predace dospělých tetřívků**

Rovněž u dospělých tetřívků je za hlavní příčinu mortality shodně považována predace; nejčastěji zmiňovanými predátory jsou jestřáb a liška (54,55). Např. v Norsku mělo na jestřába připadnout > 50 % celkové predace, tedy víc než na lišku a kunu společně (2). Nepochybně se uplatňují i další predátoři, ale kromě rozborů kořisti se jedná vždy jen o nepřímou identifikaci. Korelační data, např. pozitivní vztah mezi roční predací tetřívčích samic a početností hranostaje, naznačují, že významnými predátory mohou být i menší šelmy (62, 63).

Dospělé samice mají často vyšší celkovou mortalitu než samci, což je vysvětlováno jejich zranitelností během hnízdění. Je možné, že primárním cílem šelem pátrajících po hnízdech je inkubující samice, zatímco vejce jsou až druhotná kořist (64). Ve Finsku byla celková mortalita dospělých samic i pravděpodobnost jejich ulovení jestřábem nejvyšší právě během hnízdního období (65). Podle dvou odhadů sloví jestřáb ve Finsku během hnízdění kolem 17 % samic a 9 % samců tetřívka (66), případně během jara a léta až 25 % samic a 14 % samců (67). Vyšší mortalita samic však nebyla potvrzena v Alpách, kde samice dokonce přežívaly v průměru mírně lépe než samci (13). Ojediněle vysoká predace dospělých tetřívků jestřábem zjištěná během jedné zimy v Norsku mohla souviset s nedostatkem sněhu k budování bezpečných záhrabů (68).

Jako další příklad lze uvést telemetrickou studii z Finska, kde na predaci připadlo 79 % celkové přirozené mortality a podíl ptáků na celkové predaci činil 67 % (65). Velmi podobné odhady (75 % a 60 %) byly získány sčítáním zbytků mrtvých jedinců na transektech v SZ Rusku (69). V nám bližších Alpách na predaci připadlo 90 % celkové mortality, podíl ptáků na predaci činil 48 % (13). Jediná data dostupná z ČR pocházejí z Krušných hor, kde na predaci připadlo 67 % mortality, většinou savčím predátorem (70). Nezbývá než konstatovat, že dostupná data zatím neumožňují obecnější závěry.

Obr. 8 Roztrhaný tetřívek. Foto Václav Tomášek.

## Závislost predace na prostředí

Ačkoliv je predace často bezprostřední příčinou mortality, samotné riziko predace závisí na prostředí. Změna prostředí může vést k navýšení početnosti predátorů, anebo zvýšení účinnosti jejich potravního chování (71). Současně může změna prostředí ovlivnit chování kořisti, a zvýšit tak její zranitelnost. Vlastnosti prostředí se mohou projevovat na různých prostorových škálách, od krajiny až po bezprostřední okolí hnízda.

### Úbytek a fragmentace lesa

Patrně nejčastěji diskutovaným faktorem v souvislosti s predací je vliv fragmentace lesa narůstajícím podílem zemědělské krajiny. Například dnes již klasická studie (72) popisuje, jak ve Skandinávii s rostoucím podílem zemědělské krajiny narůstá početnost krkavcovitých a současně se zvyšuje intenzita predace umělých pozemních hnízd. Relevance tohoto zjištění pro hnízdní úspěšnost tetřevovitých ptáků je ovšem sporná. Nicméně studie z Finska ukazují, že reálná reprodukční úspěšnost (frekvence a velikost rodinek) tetřeva i tetřívka opravdu klesá s fragmentací lesa v krajinném měřítku (73, 74). Jiným aspektem je fragmentace samotného lesa těžbou za vzniku mozaiky různě starých porostů, holin, průseků apod. Pokud má měnící se skladba lesa vliv na početnost nejvýznamnějších predátorů (75), může se to odrazit i na populacích jejich kořisti. Reprodukční úspěšnost tetřeva i tetřívka ve Finsku klesala s klesajícím podílem starých porostů (74). Naproti tomu jiné práce naznačují jistou toleranci obou druhů ke způsobům lesního hospodaření (64, 76). V jižním Norsku se během 30 let zvyšovala reprodukční úspěšnost tetřeva i tetřívka navzdory rostoucí fragmentaci a měnící se věkové skladbě lesa (2).

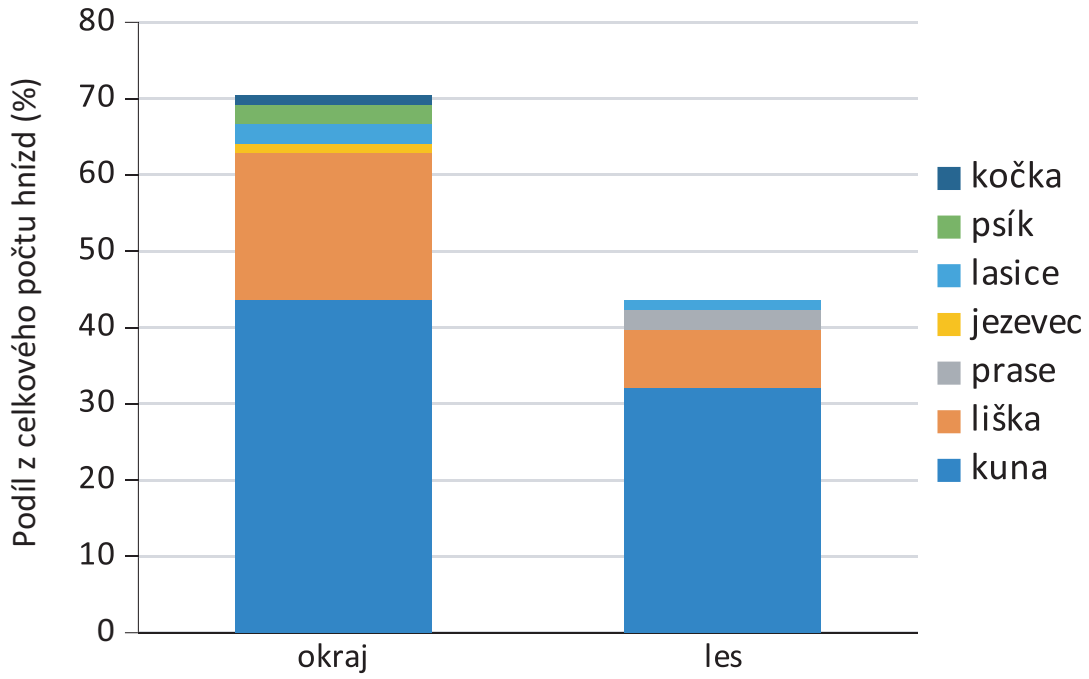
### Okrajový efekt

S rostoucí fragmentací lesa se zvyšuje podíl okrajů mezi lesem a bezlesím, případně mezi různě starými porosty, vůči celkové ploše lesa. Podle tradiční představy by podél okrajů měla být vyšší predace ptačích hnízd v důsledku vyšší početnosti, anebo aktivity predátorů. Kromě habitatových generalistů sem pronikají i predátoři typičtí pro oba sousedící typy prostředí. Predátoři jsou přitahováni vyšší koncentrací kořisti (mnoho ptačích druhů ochotně umisťuje hnízda podél okrajů) a někteří mohou využívat okraje jako přirozené pohybové koridory. Ačkoli predace ptačích hnízd je často podél okrajů opravdu vyšší, výsledky dílčích studií jsou velmi nejednotné (77). To se týká i úvah o predaci hnízd tetřevovitých ptáků. Zatímco vliv faktorů působících na větší prostorové škále (krajinný pokryv, stupeň fragmentace) lze hodnotit i na základě pozorování dospělých ptáků a rodinek (viz výše), okrajový efekt lze posuzovat pouze při známé poloze hnízd. Takových dat je pochopitelně méně, a navíc skandinávští autoři, kteří je mají, tento faktor výslovně nehodnotí. Okrajový efekt je naopak hojně studován ve střední Evropě, kde se tak ale děje téměř výhradně pomocí umělých hnízd. Většina takových studií okrajový efekt nepotvrzuje (26, 27, 29, 30, 78), případně dokonce uvádí nižší predaci podél okrajů (79). Patrně jediná práce založená na reálných hnízdech zmiňuje vyšší predaci na okrajích, bohužel bez dalších údajů (24). Záležet může i na tom, zda se jedná o vnější (rozhraní lesní a nelesní krajiny), nebo vnitřní (nelesní plocha uvnitř lesa) okraj (80).

Efekt vnitřního okraje odpovídá situaci historických lučních enkláv v Krkonoších, z nichž některé jsou stále využívány jako tetřívčí tokaniště. Předběžné výsledky navazujícího projektu ukazují výrazně vyšší predaci umělých hnízd podél okrajů, přičemž velmi podobný výsledek byl získán i v tetřívčích centrech. Případný okrajový efekt spojený s jejich budováním tedy snad není větší než u historicky existujícího bezlesí. Oba dominantní druhy predátorů, kuna a liška, predovaly více na lesních okrajích (obr. 9). V případě lišky byl okrajový efekt mnohem výraznější, což dobře odpovídá jejím habitatovým preferencím. Otázkou zůstává intenzita predace reálných hnízd, pokud by tato byla umisťována i na zcela otevřených plochách, což se alespoň v určité míře děje (nález predovaného hnízda ve Slezském sedle).

### Cestní síť

Jedním z průvodních jevů fragmentace prostředí je houstnoucí síť komunikací a lidských sídel. To může ovlivnit prostorovou aktivitu predátorů a následně i intenzitu predace. Jednak se predátoři sami mohou pohybovat podél komunikací, případně k nim mohou být přitahováni dostupností odpadků a kadáverů zvířat sražených dopravou. Alternativně mohou být odpuzováni dopravním a turistickým ruchem. Studie predace umělých hnízd ze střední Evropy nepotvrzují závislost predace na vzdálenosti k cestě (28, 81) nebo k lidskému osídlení (78) ani na intenzitě rekreační aktivity (82). Udávaný nárůst predace umělých hnízd se vzdáleností od cesty v polské části Vysokých Tater (83) působí nepřesvědčivě, neboť se týká vzdáleností v rozsahu 100 až 1 400 m, kdy již musí působit řada dalších nekontrolovaných faktorů (84).




Obr. 9 Predace umělých hnízd v Krkonoších na lesním okraji a uvnitř zapojeného lesa (100–120 m od okraje). Zobrazeny jsou aditivní podíly z celkového počtu hnízd (n = 78 pro obě kategorie) predovaných různými predátory během 21-denní doby expozice při započítání pouze savčích predátorů. Doplněk do celku tvoří podíl „úspěšných" hnízd. Jedná se o předběžné výsledky navazujícího projektu z roku 2022.

**Ukrytí hnízd**

Pouze minimum studií na tetřevovitých ptácích hodnotilo vztah mezi predací a vlastnostmi prostředí měřenými na úrovni jednotlivých přirozených hnízd. Výpovědní hodnota pokusů s umělými hnízdy je na této škále omezená, neboť jejich umístění je voleno člověkem a některé vlastnosti (ukrytí) je obtížné simulovat. V souboru 210 přirozených tetřívčích hnízd z Finska měla vyšší pravděpodobnost přežití dobře ukrytá hnízda v neodvodněném lese s vyšším počtem kmenů/ha (19). Málo významná byla pokryvnost různých typů vegetace v bezprostředním okolí hnízda a rovněž indikátory kvality samice. Podobná analýza hnízd tetřeva a tetřívka z Norska neodhalila jasnou souvislost osudu hnízda s jeho umístěním (85). Podobně ani starší práce ze stejné oblasti nezjistila vliv typu lesa, hustoty porostu a ukrytí hnízda (64). Ukrytí hnízda – z lidského pohledu asi nejdůležitější faktor – je jednak obtížně měřitelné, a navíc jeho význam závisí na typu predátora. Všechny výše zmiňované práce hodnotí pouze pravděpodobnost celkové predace, nikoliv predace konkrétním druhem predátora; taková práce na evropských druzích tetřevovitých dosud chybí.

## Tetřívek v síti mezidruhových interakcí

Tetřívek a jeho predátoři nejsou v přírodě sami. Jsou součástí spletité potravní sítě, kde žádný z predátorů neloví pouze jeden druh kořisti a žádná kořist není lovena pouze jedním druhem predátora. Navíc jsou běžné přímé interakce mezi různými predátory, zatímco různé druhy kořisti se mohou nepřímo ovlivňovat prostřednictvím společných predátorů.

**Predátoři tetřívků se zabíjejí navzájem**

Predátoři se navzájem negativně ovlivňují nejen kompeticí o území a kořist, ale i vzájemným zabíjením (86), což může představovat značný díl celkové mortality daných druhů. Síla mezidruhových interakcí přitom závisí na početnosti sdílené kořisti – v našem případě na populačním cyklu hlodavců (87). Pro dvojici nejvýznamnějších predátorů tetřevovitých ptáků v Evropě platí, že populace kuny lesní může být limitována liškou. Jedním z dokladů je dnes již klasický příklad „přírodního experimentu" ze Skandinávie, kde populace kuny narostla cca pětkrát poté, co byla populace lišek dočasně zdecimována

epidemií svrabu (6). Přímé zabíjení kun liškou je přitom pravděpodobně častější, než dokládají potravní rozbory (86). Početnost liščí populace je prokazatelně limitována predací ze strany rysa ostrovida (*Lynx lynx*), zatímco pro vliv rysa na populace kuny lesní nejsou jasné důkazy (86). Kuna i liška jsou navíc loveny orlem skalním (*Aquila chrysaetos*), aniž by to ale limitovalo jejich populace (86). Vyšší hnízdní úspěšnost tetřívka a jeřábka v okolí obsazených orlích hnízd je ale vysvětlitelná spíš tím, že kuny a lišky (tj. hnízdní predátoři) se těmto nebezpečným místům vyhýbají (efekt strachu), než že by byly lokálně vyloveny orlem (88). Pozitivní interakce mezi predátory jsou méně časté. Zvýšená lovecká aktivita šelem může vést k častějšímu plašení inkubujících samic a samic s kuřaty, což je činí více zranitelnými ze strany dravců (62).

**Hnízda jako alternativní kořist**

Vejce tetřevovitých představují pouze sezónní typ kořisti, který navíc není tak bohatý, aby se mohl stát hlavním zdrojem potravy místních predátorů. Predátoři ptačích hnízd jsou generalisté, v jejichž potravě figurují vejce buď jako alternativní, nebo náhodná kořist. Hlavní kořistí savčích predátorů tetřevovitých ptáků v boreálním pásmu jsou hlodavci, jejichž početnost mezi roky silně kolísá. V letech populačního maxima hlodavců navyšují jejich predátoři s jistým zpožděním svoji početnost. V letech populačního minima hlodavců potom musí namnožení predátoři začít využívat alternativní kořist – ptáky a jejich hnízda. Tento zvýšený predační tlak vede k poklesu hnízdní úspěšnosti a populačnímu poklesu lovených ptáků a následně i jejich predátorů, dokud opět nezačnou růst populace hlodavců. Výsledkem jsou více či méně synchronní populační cykly predátorů a jejich hlavní i náhradní kořisti (1, 89). Výše uvedený scénář (hypotéza alternativní kořisti), kdy reprodukční úspěšnost tetřevovitých ptáků (alternativní kořist) koreluje pozitivně s početností hlavní kořisti (hlodavci), je dobře doložen daty ze Skandinávie, zatímco jasný doklad ze střední Evropy chybí (přehled viz 84, 90).

**Hnízda jako vedlejší či náhodná kořist**

Jiné vysvětlení vztahu mezi více typy kořisti lovených společným predátorem generalistou nabízí hypotéza sdílené predace. V tomto případě vysoká početnost hlavní kořisti vede k namnožení a/nebo lokálnímu nahloučení predátora s následným zvýšením predačního tlaku nejen na hlavní kořist, ale i na společně se vyskytující vedlejší kořist – hnízda (např. 91). V mírném pásmu Evropy kolísá početnost hlodavců v méně pravidelných cyklech a s mnohem menším rozpětím krajních hodnot než v boreálním pásmu, pravděpodobně i v důsledku složitějších potravních vazeb. Současně jsou ve střední Evropě populační hustoty tetřevovitých ptáků natolik nízké, že jejich hnízda nemohou představovat dostatečnou alternativní kořist v letech populačního minima hlodavců, které navíc ani nebývá tak nízké. Hnízda tetřevovitých zde tedy představují spíše náhodnou kořist v pravém významu toho slova. Z praktického hlediska je důležité, že i takováto náhodná predace, ač málo významná z pohledu predátora, může mít vážný dopad na populaci kořisti.

## Praktické možnosti omezení vlivu predátorů na populace tetřevovitých ptáků

Omezování vlivu predátorů jako managementový nástroj k ochraně populací kořisti by mělo být vždy založeno na detailní znalosti zúčastněných druhů, jejich vzájemných interakcí a vazeb na prostředí. Snaha o omezení predace může mít dvojí cíl. Jednak může vést ke zvýšení reprodukční úspěšnosti, aniž by došlo k nárůstu populace, tj. dojde k omezení kompenzační složky predace. To je dostatečný výsledek v případě početných populací lovných druhů, kde jde o navýšení odlovitelného přírůstku. V případě ochrany vzácných druhů, což se týká našich populací tetřívka, pak jde o omezení aditivní složky predace, které se promítne do populačního růstu. Neúspěch managementu může tedy znamenat, že populace chráněného druhu ve skutečnosti nebyla limitována predací nebo že se nepodařilo omezit aditivní složku predace. Redukce predátorů na omezené ploše může být navíc mařena jejich rekolonizací z okolí, případně rozptylováním chráněného druhu mimo území. Pokud nelze omezit predaci, může pomoci kompenzovat část predační mortality omezení jiných příčin ohrožení (např. zabezpečením oplocenek proti nárazům ptáků). Dále je uveden přehled metod od těch nepřímých, kdy je predace omezena úpravou prostředí, přes přímé, leč neletální metody až po tradiční „tlumení škodné“.

**Úprava prostředí**

Existuje-li vztah mezi intenzitou predace a vlastnostmi prostředí, vhodná úprava prostředí by mohla pomoci omezit vliv predace na chráněný druh. Volbu

managementových opatření komplikuje skutečnost, že různé faktory nepůsobí samostatně, ale ve vzájemných interakcích (92). Znalosti o vlivu fragmentace boreálního lesa na populace predátorů a jejich kořisti jsou stěží přenositelné na podmínky ČR. V naší historicky fragmentované lesní krajině tetřívek ještě donedávna prosperoval. Je to druh preferující spíše mozaiku rozvolněných lesních porostů a otevřených ploch. I kdyby se tedy ukázalo, že riziko predace hnízd je opravdu vyšší podél lesních okrajů, nezbývá než to konstatovat. Pokud je udržování stávajících otevřených ploch (horské louky) či budování nových (tetřívčí centra) prospěšné z jiných důvodů, riziko predace v důsledku okrajového efektu je třeba brát jako nutný vedlejší důsledek. Například žádoucí obnova lesních mokřadů v Estonsku vedla k dočasnému zvýšení predace umělých hnízd, čemuž nezabránila ani maloplošná redukce šelem (93).

Veškeré úvahy o zlepšení dostupného vegetačního krytu pro hnízdění by byly nutně spekulativní, neboť nevíme, kde u nás tetřívci umisťují hnízda ani nakolik a jaký kryt je vůbec důležitý. Dostupnost vhodného prostředí může být více omezující pro přežití rodinek než pro umístění hnízd. Pestrá mozaika různé vegetace poskytující úkryt je důležitá pro samice vodící kuřata, které musí volit mezi potravní nabídkou a rizikem predace v různě exponovaných porostech (16).

Rovněž je nepravděpodobné, že by úpravy prostředí mohly významně ovlivnit početnost relevantních predátorů v Krkonoších. Nejvýznamnější savčí predátoři (kuna, liška) jsou habitatoví generalisté, jejichž početnost bude ovlivněna spíš potravními zdroji a vzájemnými interakcemi. Případný další nárůst počtu prasat ve vyšších polohách hor bude záviset více na míře imigrace z okolní krajiny než na prostředí samotných hor. Pravděpodobně bude pokračovat pronikání vran a strak do horského bezlesí, což tetřívkům určitě nepomůže, ovšem skutečný význam pro predaci tetřívčích hnízd zůstává sporný.

Management prostředí v ochraně tetřívka bude nutně kompromisem mezi zajištěním různých habitatových nároků druhu během celého životního cyklu (16). Pokud zajištění vhodného prostředí pomůže minimalizovat dlouhodobé důsledky vyhýbání se predačnímu riziku, bude to přinejmenším stejně významné jako nejisté snížení přímé predační mortality.

**Ovlivnění dostupnosti potravních zdrojů pro predátory**

Ptačí hnízda představují pro predátory typicky pouze alternativní či náhodnou kořist, jejíž využívání závisí na dostupnosti hlavní kořisti. Nabízí se tedy možnost odvést pozornost predátorů od ptačích hnízd poskytnutím náhradní potravy. To bylo testováno v jižním Norsku, kde po počátečních 11 letech sledování místních populací tetřeva a tetřívka byla během následujících 22 let poskytována náhradní potrava (vnitřnosti z ulovené zvěřiny a kadávery) určená liškám (94). Aby takové přikrmování nevedlo k nežádoucímu navýšení populace lišek, bylo omezeno na období, kdy místní ptáci inkubují a vodí kuřata. U obou druhů skutečně došlo ke zvýšení reprodukční úspěšnosti. K navýšení početnosti místních populací ale nedošlo, neboť odchovaní ptáci se rozptylovali do okolí. Poskytování náhradní potravy by tedy muselo zahrnovat rozsáhlé území. Snaha omezit náhradní potravou predaci motáka pilicha na kuřatech bělokura skotského (*Lagopus lagopus scotica*) přinesla méně přesvědčivý výsledek (95). V podmínkách ČR by se „přikrmování škodné“ patrně nesetkalo s velkým pochopením a otázkou je i praktická proveditelnost.

Populace predátorů generalistů mohou těžit z celoroční dostupnosti alternativní potravy v podobě mršin (86). V Pyrenejích byly uměle poskytnuté mršiny nejvíce využívány stejnými druhy, které prokazatelně predovaly (liška, kuna) nebo mohly predovat (prase) hnízda i dospělce tetřeva (96). Omezení dostupnosti mršin by tak mohlo pomoci snížit predační tlak na tetřevy. Tento závěr zdánlivě protiřečí výše diskutovanému poskytování alternativní potravy predátorům. Podstatné ale je, že celoroční dostupnost mršin umožňuje predátorům přežívat ve vysokých populačních stavech i při nedostatku jiné kořisti. Naopak náhradní potrava musí být poskytována pouze během období, kdy je potřeba omezit predační tlak na chráněný druh.

Podobně jako mršiny mohou predátoři generalisté využívat i potravu celoročně předkládanou na vnadištích pro zvěř. V Polsku (97) a Estonsku (98) byla v bezprostředním okolí vnadišť zjištěna vysoká predace umělých pozemních hnízd neurčenými predátory. Toto zjištění není až tak překvapivé, uvážíme-li, že nejčastěji vnaděný druh – prase – je sám konzumentem všeho požívatelného, co na zemi nalezne. Koncentrace potenciálních predátorů v určitém místě, ať už z jakýchkoliv důvodů, zvyšuje riziko příležitostné predace hnízd v okolí.

**Odrazení predátorů od konzumace cílového druhu**

Pokud predátor pozře návnadu (např. slepičí vejce) s obsahem látky vyvolávající nevolnost a současně podobnou přirozené kořisti (vejce chráněného druhu), ale není schopen spojit si tuto nepříjemnou zkušenost s požitím konkrétního vejce, vytvoří si obecnou averzi ke kořisti určitého typu – všem vejcím. Ve Španělsku se tímto způsobem podařilo odnaučit lišky (78 % značených jedinců) konzumovat vejce, což se projevilo vyšší hnízdní produktivitou a nárustem populace orebice rudé (*Alectoris rufa*) (31). K tomu došlo navzdory zvýšené predaci kunou skalní, na kterou metoda zjevně neúčinkovala. Podobně se ve Finsku podařilo snížit predaci umělých hnízd liškou, nikoliv však psíkem (99). Ukazuje se tedy, že účinek metody je druhově specifický, přičemž pro významné druhy šelem (kuny) zřejmě dosud nebyl získán pozitivní výsledek.

**Může tetřívkovi pomoci návrat velkých šelem?**

Společensky kontroverzním tématem je návrat a podpora vrcholových predátorů (100). Jedním z očekávaných přínosů je potlačení (nad)početných populací menších predátorů (mezopredátorů) ohrožujících chráněné či jinak zajímavé druhy kořisti. Ačkoliv jsou letální interakce mezi predátory běžné, širší ekologické důsledky takových interakcí nejsou zdaleka vyjasněné. Rešerše v rámci savčích predátorů Severní Ameriky nepotvrdila hypotézu o tzv. uvolnění mezopredátorů v téměř 50 % uváděných případů (101). V Evropě dosud přesvědčivá data o tom, že vrcholoví predátoři chrání tetřevovité ptáky prostřednictvím potlačování ostatních predátorů, chybí (86). Např. skutečnost, že rys prokazatelně potlačuje lišku, která je prokazatelně významným predátorem tetřevovitých, zdaleka neznamená, že se návrat rysa musí nutně projevit na prosperitě populací tetřevovitých ptáků. Ochrana populace tetřeva v Pyrenejích tímto způsobem by jistě byla elegantní (9), avšak získat přesvědčivé výsledky nebude snadné. V této souvislosti lze namítnout, že velké šelmy mohou nejen potlačit savčí mezopredátory, ale především početnost a chování své hlavní kořisti – kopytníků. Pokud kopytníci představují pro tetřevovité ptáky přímé (sešlap a rušení hnízd) či nepřímé ohrožení (okus a sešlap vegetace), omezení těchto vlivů by bylo dostatečným přínosem návratu velkých šelem. Ani v tomto případě se však příroda nemusí vždy chovat podle všeobecného očekávání. Např. v Bavorském lese jsou prostorová aktivita jelení a srnčí zvěře a výsledný okus vegetace ovlivněny více turistickým ruchem a lovem ze strany člověka než přítomností rysa (102). Je třeba připomenout, že i samotní vrcholoví predátoři mohou, třeba v omezené míře, lovit tetřevovité ptáky – předmět ochrany. Přirozený či asistovaný návrat vrcholových predátorů je zatím lépe považovat za unikátní příležitost ke studiu mezidruhových interakcí než za praktický manage-mentový nástroj se zaručeným výsledkem (103).

**Redukce predátorů**

Letální metody vždy vyvolávají kontroverze související s jejich motivací (ochrana ohroženého druhu vs. podpora hospodářsky zajímavého druhu), zacílením (nepůvodní/invazní vs. původní predátor) a intenzitou. Nicméně, pokud je populace zájmového druhu limitována predací, potom omezení početnosti či eliminace predátorů lovem představují tradiční a intuitivní řešení. Rešerše 83 studií odhalila obecně kladný, ale značně variabilní vliv cílené redukce predátorů na reprodukční úspěšnost a populační početnost u ptáků (104). Výsledky z Velké Británie ukazují nejsilnější vliv na „lovné“ ptáky (bažantovití), kdy omezení predátorů vedlo k navýšení ptačí populace v 9 z 11 případů (12). Metaanalýza (statistická metoda hodnotící nejen přítomnost efektu, ale i jeho velikost) zaměřená na tetřevovité ptáky potvrdila obecně kladný vliv redukce predátorů na všechny měřené populační charakteristiky, ačkoliv výsledky nebyly kvůli malému vzorku vždy jednoznačné (11).

Ukázkový příklad terénního pokusu pochází ze dvou izolovaných ostrovů u pobřeží Finska (10). Lišky a kuny zde byly na jednom z ostrovů hubeny prvních 5 let a poté další 4 roky na druhém ostrově. Vždy po dvou letech došlo na daném ostrově ke zlepšení hnízdní úspěšnosti a navýšení početnosti tetřeva i tetřívka. Podobně i hubení šelem v pevninské části Finska vedlo ke zlepšení hnízdní úspěšnosti u 4 druhů tetřevovitých, tentokrát ale bez jasného vlivu na velikost jejich populace (8). Kladný vliv redukce šelem se projevil i na vyšší reprodukční úspěšnosti tetřeva v Pyrenejích (9). Naopak reprodukční úspěšnost a početnost tetřívků na 20 vřesovištích severní Anglie a Skotska nebyly ovlivněny tradičním tlumením škodné v dané lokalitě (105). Jiné výsledky vyvolávají spíše otázky. Např. redukce predátorů ve Skotsku vedla ke zlepšení reprodukční úspěšnosti tetřeva a tetřívka, což bylo přisouzeno nižší predaci hnízd vránou (106); skuteční predátoři reálných hnízd ovšem zůstali nezjištěni. Komplikací všech podobných studií je skutečnost, že predace nemusí být limitujícím faktorem za všech okolností. Např. v letech populačního maxima hlodavců – hlavní kořisti – byla redukce predátorů neúčinná a neměla na hnízdní úspěšnost tetřevovitých vliv (8, 10).

Výše uvedené příklady se týkaly intenzivních studií s cílenou redukcí počtu predátorů, často s pomocí profesionálních lovců. Cílem rozsáhlé studie v Černém lese (Německo) bylo zjistit, zda lze podobných výsledků dosáhnout i pomocí rekreačního lovu. Motivační pobídky k odstřelu lišek nevedly ke snížení rizika predace umělých hnízd (predátoři viz obr. 3 a 4) ani k nižšímu výskytu lišek. Stávající intenzita lovu na omezených plochách byla zjevně nedostatečná, zatímco predační riziko bylo více ovlivněno početností lišek v okolní krajině (78). Ukazuje se, že snahy omezit počet lišek na omezené ploše bývají spíše neúčinné (9, 78, 106), pravděpodobně kvůli průběžné rekolonizaci z okolí. Lze shrnout, že dostatečně intenzivní redukce všech relevantních druhů predátorů na dostatečně velké ploše by místním populacím tetřevovitých ptáků téměř jistě prospěla. V každém případě se ovšem jedná o metodu nákladnou, jejíž účinek je navíc pouze krátkodobý.

## Závěrem k predaci

Predace je nepochybně významným, ne-li nejvýznamnějším zdrojem mortality tetřevovitých ptáků ve všech fázích jejich života, od vejce až po dospělce. Populace tetřevovitých ptáků jsou predací téměř jistě limitovány, což ale neznamená, že musí být samotnou predací i ohroženy. Na rozdíl od jiných přirozených zdrojů mortality, např. nepříznivého počasí, je ale vysoká predace často pociťována jako cosi nepatřičného, něco, co vyvolává většinově negativní emoce a vybízí k radikálnímu řešení. Veškeré závěry a případná managementová opatření by měly vycházet z „tvrdých“ dat, nikoliv z nepodložených předpokladů. Přitom ani samotné stanovení celkové míry predace a určení podílu hlavních predátorů nejsou zdaleka snadné a výsledek vždy silně závisí na použité metodě. Zde představená data z Krkonoš potvrzují výsledky jiných srovnatelných studií v tom smyslu, že hlavními pravděpodobnými predátory tetřívčích hnízd ve střední Evropě jsou kuna a liška. Naopak význam krkavcovitých ptáků je často silně nadhodnocován, neboť většina výsledků je založena na sledování umělých, nikoliv přirozených hnízd. Podíl prasat na predaci pozemních hnízd zatím nelze spolehlivě posoudit, nebude ale patrně tak velký, jak se obecně předpokládá. Přehlíženým, avšak dost možná významným faktorem může být ohrožení pozemních hnízd vysokými stavy jelení zvěře. Lze shrnout, že omezení predace je jistě jedním z možných opatření na podporu našich tetřívčích populací. Současně ale platí, že jednoduchá řešení se zaručeným výsledkem zatím neexistují.

**Literatura**


1. Wegge, P., Moss, R. & Rolstad, J. Annual variation in breeding success in boreal forest grouse: Four decades of monitoring reveals bottom-up drivers to be more important than predation. *Ecology and Evolution 12,* e9327 (2022).

2. Wegge, P. & Rolstad, J. Clearcutting forestry and Eurasian boreal forest grouse: Long-term monitoring of sympatric capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *T. tetrix* reveals unexpected effects on their population performances. *Forest Ecology and Management* 261, 1520–1529 (2011).

3. Kurki, S., Helle, P., Lindén, H. & Nikula, A. Breeding success of Black Grouse and Capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. *Oikos* 79, 301–310 (1997).

4. Kämmerle, J. L., Coppes, J., Ciuti, S., Suchant, R. & Storch, I. Range loss of a threatened grouse species is related to the relative abundance of a mesopredator. *Ecosphere* 8, e01934 (2017).

5. Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P-A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J. E. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, Red Fox predation, and prey populations. *Ecology* 75, 1042–1049 (1994).

6. Smedshaug, C. A., Selås, V., Lund, S. E. & Sonerud, G. A. The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. *Wildlife Biology* 5, 157–166 (1999).

7. Delcourt, J., Hambuckers, A., Vangeluwe, D. & Poncin, P. Fifty years of spring censuses in black grouse (*Lyrurus tetrix*) in the High Fens (Belgium): did the rabies vaccination has a negative impact on a fox prey population? *European Journal of Wildlife Research,* 69, 24 (2023).

8. Kauhala, K., Helle, P. & Helle, E. Predator control and the density and reproductive success of grouse populations in Finland. *Ecography* 23, 161–168 (2000).

9. Moreno-Opo, R., Afonso, I., Jimenez, J., Fernandez-Olalla, M., Canut, J., Garcia-Ferre, D., Piqué, J., García, F., Roig, J., Muñoz-Igualada, J., González, L. M. & López-Bao, J. V.. Is it necessary managing carnivores to reverse the decline of endangered prey species? Insights from a removal experiment of mesocarnivores to benefit demographic parameters of the Pyrenean capercaillie. *PLoS One* 10, e0139837 (2015).

10. Marcström, V., Kenward, R. E., Engren, E. & Kenwards, R. E. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. *Journal of Animal Ecology* 57, 859–872 (1988).

11. Kämmerle, J. L. & Storch, I. Predation, predator control and grouse populations: a review. *Wildlife Biology* 2019, 1–12 (2019).

12. Roos, S., Smart, J., Gibbons, D. W. & Wilson, J. D. A review of predation as a limiting factor for bird populations in mesopredator-rich landscapes: a case study of the UK. *Biological Reviews* 93, 1915–1937 (2018).

13. Rotelli, L., Bionda, R., Zbinden, N. & Schaub, M. Chick survival and hunting are important drivers for the dynamics of two Alpine black grouse *Lyrurus tetrix* populations. *Wildlife Biology* 2021, wlb.00874 (2021).

14. Cresswell, W. Predation in bird populations. *Journal of Ornithology* 152, S251–S263 (2011).

15. Cresswell, W. Non-lethal effects of predation in birds. *Ibis* 150, 3–17 (2008).

16. Signorell, N., Wirthner, S., Patthey, P., Schranz, R., Rotelli, L. & Arlettaz, R. Concealment from predators drives foraging habitat selection in brood-rearing Alpine black grouse *Tetrao tetrix* hens: Habitat management implications. *Wildlife Biology* 16, 249–257 (2010).

17. Marjakangas, A. & Törmälä, L. Female age and breeding performance in a cyclic population of black grouse *Tetrao tetrix*. *Wildlife Biology* 3, 195–203 (1997).

18. Jahren, T., Storaas, T., Willebrand, T., Fossland Moa, P. & Hagen, B. R. Declining reproductive output in capercaillie and black grouse – 16 countries and 80 years. *Animal Biology* 66, 363–400 (2016).

19. Ludwig, G. X., Alatalo, R. V, Helle, P. & Siitari, H. Individual and environmental determinants of daily black grouse nest survival rates at variable predator densities. *Annales Zoologici Fennici* 47, 387–397 (2010).

20. Weidinger, K. Hnízdní úspěšnost – co to je a jak se počítá. *Sylvia* 39, 1–24 (2003).

21. Cotter, R. C. & Gratto, C. J. Effects of nest and brood visits and radio transmitters on Rock Ptarmigan. *The Journal of Wildlife Management* 59, 93–98 (1995).

22. Merta, D., Bobek, B., Furtek, J. & Kolecki, M. Distribution and number of black grouse, *Tetrao tetrix* in southwestern Poland and the potential impact of predators upon nesting success of the species. *Folia Zoologica* 58, 159–167 (2009).

23. Oja, R., Soe, E., Valdmann, H. & Saarma, U. Non-invasive genetics outperforms morphological methods in faecal dietary analysis, revealing wild boar as a considerable conservation concern for ground-nesting birds. *PLoS One* 12, e0179463 (2017).

24. Saniga, M. Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in West Carpathians. *Folia Zoologica* 51, 205–214 (2002).

25. Larivière, S. Reasons why predators cannot be inferred from nest remains. *Condor* 101, 718–721 (1999).

26. Svobodová, J., Koubová, M., Mrštný, L., Albrecht, T. & Kreisinger, J. Temporal variation in nest predation risk along habitat edges between grassland and secondary forest in Central Europe. *European Journal of Wildlife Research,* 58, 315–323 (2012).

27. Svobodová, J., Albrecht, T. & Šálek, M. The relationship between predation risk and occurrence of black grouse (*Tetrao tetrix*) in a highly fragmented landscape: An experiment based on artificial nests. *Écoscience* 11, 421–427 (2004).

28. Svobodová, J., Šálek, M. & Albrecht, T. Roads do not increase predation on experimental nests in a highly fragmented forest landscape. *Folia Zoologica* 56, 84–89 (2007).

29. Městková, L., Romportl, D., Albrecht, T., Chuman, T. & Červený, J. The effect of landscape fragmentation and habitat variables on nest predation of artificial ground nest in the Bohemian Forest. *Silva Gabreta* 18, 109–121 (2012).

30. Cukor, J., Linda, R., Andersen, O., Eriksen, L. F., Vacek, Z., Riegert, J. & Šálek, M. Evaluation of spatio-temporal patterns of predation risk to forest grouse nests in the central European mountain regions. *Animals* 11, 1–16 (2021).

31. Tobajas, J., Descalzo, E., Mateo, R. & Ferreras, P. Reducing nest predation of ground-nesting birds through conditioned food aversion. *Biological Conservation* 242, 108405 (2020).

32. Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G. & Dickman, C. R. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 113, 11261–11265 (2016).

33. Schaefer, T. Video monitoring of shrub-nests reveals nest predators. *Bird Study* 51, 170–177 (2004).

34. Grendelmeier, A., Arlettaz, R. & Pasinelli, G. Numerical response of mammalian carnivores to rodents affects bird reproduction in temperate forests: A case of apparent competition? *Ecology and Evolution* 8, 11596–11608 (2018).

35. Maziarz, M., Grendelmeier, A., Wesołowski, T., Arlettaz, R., Broughton, R. K. & Pasinelli, G. Patterns of predator behaviour and Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* nest survival in a primaeval forest. *Ibis* 161, 854–866 (2019).

36. Praus, L. & Weidinger, K. Predators and nest success of Sky Larks *Alauda arvensis* in large arable fields in the Czech Republic. *Bird Study* 57, 525–530 (2010).

37. Baltzinger, M., Mårell, A., Archaux, F., Pérot, T., Leterme, F. & Deconchat, M. Overabundant ungulates in French Sologne? Increasing red deer and wild boar pressure may not threaten woodland birds in mature forest stands. *Basic and Applied Ecology* 17, 552–563 (2016).

38. Cocquelet, A., Mårell, A., Bonthoux, S., Baltzinger, C. & Archaux, F. Direct and indirect effects of ungulates on forest birds' nesting failure? An experimental test with artificial nests. *Forest Ecology and Management* 437, 148–155 (2019).

39. Carpio, A. J., Hillström, L. & Tortosa, F. S. Effects of wild boar predation on nests of wading birds in various Swedish habitats. *European Journal of Wildlife Research* 62, 423–430 (2016).

40. Sanders, H. N., Hewitt, D. G., Perotto-Baldivieso, H. L., VerCauteren, K. C. & Snow, N. P. Invasive Wild Pigs as primary nest predators for Wild Turkeys. *Scientific Reports* 10, 2625 (2020).

41. Dahl, F. & Åhlén, P. A. Nest predation by raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in the archipelago of northern Sweden. *Biological Invasions* 21, 743–755 (2019).

42. Gjertsen, A. K. *Predation on Artificial nests; can it predict actual nest loss in capercaillie Tetrao Urogallus*? (Hedmark University, 2016).

43. Storaas, T. A Comparison of losses in artificial and naturally occurring Capercaillie nests. *The Journal of Wildlife Management* 52, 123–126 (1988).

44. Willebrand, S. & Marcström, V. On the danger of using dummy nests to study predation. *The Auk* 105, 378–379 (1988).

45. Jahren, T. *Nest predation in capercaillie and black grouse – increased losses to red fox and pine marten*. (Hedmark University, 2012).

46. Coates, P. S., Connelly, J. W. & Delehanty, D. J. Predators of Greater Sage-Grouse nests identified by video monitoring. *Journal of Field Ornithology* 79, 421–428 (2008).

47. Dreibelbis, J. Z., Aguirre, R. & Hardin, J. Predation of Rio Grande Wild Turkey nests on the Edwards Plateau, Texas. *The Wilson Journal of Ornithology* 120, 906–910 (2008).

48. Dyson, M. E., Slattery, S. M. & Fedy, B. C. Nest predators of ducks in the boreal forest. *Wildlife Society Bulletin* 44, 631–639 (2020).

49. Ellis-Felege, S. N., Burnam, J. S., Palmer, W. E., Sisson, D. C., Wellendorf, S. D., Thornton, R. P., Stribling, H. L. & Carroll, J. P.. Cameras identify white-tailed deer depredating northern Bobwhite nests. *Southeastern Naturalist* 7, 562–564 (2008).

50. Pavel, V. The impact of grazing animals on nesting success of grassland passerines in farmland and natural habitats: a field experiment. *Folia Zoologica* 53, 171–178 (2004).

51. Pavel, V., Svoboda, A. & Chutný, B. Herbivorní savci ovlivňují hnízdní úspěšnost na zemi hnízdících pěvců ve vrcholových partiích Krkonoš. *Panurus* 15, 73–78 (2006).

52. Baines, D., Sage, R. B. & Baines, M. M. The implications of Red Deer grazing to ground vegetation and invertebrate communities of Scottish native pinewoods. *Journal of Applied Ecology* 31, 776–783 (1994).

53. Calladine, J., Baines, D. & Warren, P. Effects of reduced grazing on population density and breeding success of black grouse in northern England. *Journal of Applied Ecology* 39, 772–780 (2002).

54. Hannon, S. J. & Martin, K. Ecology of juvenile grouse during the transition to adulthood. *Journal of Zoology* 269, 422–433 (2006).

55 Park, K. J., Graham, K. E., Calladine, J. & Wernham, C. W. Impacts of birds of prey on gamebirds in the UK: A review. *Ibis* 150, 9–26 (2008).

56. Caizergues, A. & Ellison, L. N. Age-specific reproductive performance of Black Grouse *Tetrao tetrix* females. *Bird Study* 47, 344–351 (2000).

57. Johnstone, I. & Lindley, P. *The proximate causes of black grouse breeding failure in Wales.* (CCW Contract Science Report, 2003).

58. Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P. & Siitari, H. Individual and environmental determinants of early brood survival in black grouse *Tetrao tetrix*. *Wildlife Biology* 16, 367–378 (2010).

59. Reif, V., Tornberg, R. & Huhtala, K. Juvenile grouse in the diet of some raptors *Journal of Raptor Research* 38, 243–249 (2004).

60. Reif, V., Tornberg, R., Jungell, S. & Korpimäki, E. Diet variation of common buzzards in Finland supports the alternative prey hypothesis. *Ecography* 24, 267–274 (2001).

61. Tornberg, R., Reif, V. & Korpimäki, E. What explains forest grouse mortality: Predation impacts of raptors, vole abundance, or weather conditions? *International Journal of Ecology* 2012, 375260 (2012).

62. Tornberg, R., Helle, P. & Korpimäki, E. Vulnerability of black grouse hens to goshawk predation: Result of food supply or predation facilitation? *Oecologia* 166, 577–584 (2011).

63. Warren, P. K. & Baines, D. Dispersal, survival and causes of mortality in black grouse *Tetrao tetrix* in northern England. *Wildlife Biology* 8, 91–97 (2002).

64. Storaas, T. & Wegge, P. Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of Capercaillie and Black Grouse. *The Journal of Wildlife Management* 51, 167–172 (1987).

65. Pekkola, M., Alatalo, R., Pöysä, H. & Siitari, H. Seasonal survival of young and adult black grouse females in boreal forests. *European Journal of Wildlife Research* 60, 477–488 (2014).

66 Tornberg, R. Pattern of goshawk *Accipiter gentilis* predation on four forest grouse species in northern Finland. *Wildlife Biology* 7, 245–256 (2001).

67. Widén, P. Goshawk predation during winter, spring and summer in a boreal forest area of central Sweden. *Holarctic Ecology* 10, 104–109 (1987).

68. Spidsø, T. K., Hjeljord, O. & Dokk, J. G. Seasonal mortality of black grouse *Tetrao tetrix* during a year with little snow. *Wildlife Biology* 3, 205–209 (1997).

69. Borchtchevski, V. G. & Kostin, A. B. Seasonality and causes of black grouse (*Lyrurus tetrix*, Galliformes, Tetraonidae) death in Western Russia according to count of remains. *Biology Bulletin* 41, 657–671 (2014).

70. Svobodová, J., Bejček, V., Málková, P. & Šťastný, K. Nízké přežívání tetřívků obecných (*Tetrao tetrix*) v sukcesních stadiích lesních porostů Krušných hor. *Sylvia* 47, 77–89 (2011).

71. Storaas, T., Kastdalen, L. & Wegge, P. Detection of forest grouse by mammalian predators: A possible explanation for high brood losses in fragmented landscapes. *Wildlife Biology* 5, 187–192 (1999).

72. Andrén, H. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: A landscape perspective. *Ecology* 73, 794–804 (1992).

73. Kurki, S. & Lindén, H. Forest fragmentation due to agriculture affects the reproductive success of the ground-nesting black grouse *Tetrao tetrix*. *Ecography* 18, 109–113 (1995).

74. Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology* 81, 1985–1997 (2000).

75. Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *Journal of Animal Ecology* 67, 874–886 (1998).

76. Borchtchevski, V. G., Hjeljord, O., Wegge, P. & Sivkov, A. V. Does fragmentation by logging reduce grouse reproductive success in boreal forests? *Wildlife Biology* 9, 275–282 (2003).

77. Batáry, P. & Báldi, A. Evidence of an edge effect on avian nest success. *Conservation Biology* 18, 389–400 (2004).

78. Kämmerle, J. L., Niekrenz, S. & Storch, I. No evidence for spatial variation in predation risk following restricted-area fox culling. *BMC Ecology* 19, 17 (2019).

79. Storch, I. Habitat fragmentation, nest site selection, and nest predation risk in Capercaillie. *Ornis Scandinavica* 22, 213–217 (1991).

80. Storch, I., Woitke, E. & Krieger, S. Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics of central Europe. *Landscape Ecology* 20, 927–940 (2005).

81. Neugebauer, K. *Factors shaping clutch predation risk in ground-nesting forest birds: a case study using artificial nests*. (University of Graz, 2021).

82. Seibold, S., Hempel, A., Piehl, S., Bässler, C., Brandl, R., Rösner, S. & Müller, J. Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground nests than human activities. *Basic and Applied Ecology* 14, 687–693 (2013).

83. Matysek, M., Gwiazda, R., Zięba, F., Klimecki, M., Mateja, R. & Krzan, P. High tourism activity alters the spatial distribution of Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) and predation on artificial nests in a high-mountain habitat. *Ornis Fennica* 97, 53–63 (2020).

84. Matysek, M., Zub, K., Gwiazda, R., Zięba, F., Klimecki, M., Mateja, R. & Krzan, P. Predation on artificial ground nests in relation to abundance of rodents in two types of forest habitats in the Tatra Mountains (southern Poland). *Wildlife Research* 46, 205–211 (2019).

85. Kleveland, K. *Nesting habitat selection and the influence of habitat characteristics on nest predation of capercaillie and black grouse*. (Nord University, 2021).

86. Waggershauser, C. N., Ruffino, L., Kortland, K. & Lambin, X. Lethal interactions among forest-grouse predators are numerous, motivated by hunger and carcasses, and their impacts determined by the demographic value of the victims. *Ecology and Evolution* 11, 7164–7186 (2021).

87. Cano-Martínez, R., Carricondo-Sanchez, D., Devineau, O. & Odden, M. Small rodent cycles influence interactions among predators in a boreal forest ecosystem. *Mammal Research* 66, 583–593 (2021).

88. Lyly, M. S., Villers, A., Koivisto, E., Helle, P., Ollila, T. & Korpimäki, E. Guardian or threat: does golden eagle predation risk have cascading effects on forest grouse? *Oecologia* 182, 487–498 (2016).

89. Small, R. J., Marcström, V. & Willebrand, T. Synchronous and nonsynchronous population fluctuations of some predators and their prey in central Sweden. *Ecography* 16, 360–364 (1993).

90. Ježková, M., Svobodová, J. & Kreisinger, J. Dynamics of rodent abundance and ground-nest predation risks in forest habitats of Central Europe: No evidence for the alternative prey hypothesis. *Folia Zoologica* 63, 269–280 (2014).

91. Ludwig, S., Roos, S. & Baines, D. Fluctuations in field vole abundance indirectly influence red grouse productivity via a shared predator guild. *Wildlife Biology* 2020, wlb.00642 (2020).

92. Evans, K. L. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146, 1–13 (2004).

93. Pass, E., Pensa, M. & Lõhmus, A. Short-term effects of predator removal and habitat restoration on ground-nesting birds in drained forests. *Wetlands Ecology and Management,* 30, 161–169 (2022).

94. Finne, M. H., Kristiansen, P., Rolstad, J. & Wegge, P. Diversionary feeding of red fox in spring increased productivity of forest grouse in southeast Norway. *Wildlife Biology* 2019, wlb.00492 (2019).

95. Redpath, S. M., Thirgood, S. J. & Leckie, F. M. Does supplementary feeding reduce predation of red grouse by hen harriers? *Journal of Applied Ecology* 38, 1157–1168 (2001).

96. Tobajas, J., Oliva–Vidal, P., Piqué, J., Afonso–Jordana, I., García–Ferré, D., Moreno–Opo, R. & Margalida, A. Scavenging patterns of generalist predators in forested areas: The potential implications of increase in carrion availability on a threatened capercaillie population. *Animal Conservation* 25, 259–272 (2022).

97. Selva, N., Berezowska-Cnota, T. & Elguero-Claramunt, I. Unforeseen effects of supplementary feeding: Ungulate baiting sites as hotspots for ground-nest predation. *PLoS One* 9, e90740 (2014).

98. Oja, R., Zilmer, K. & Valdmann, H. Spatiotemporal effects of supplementary feeding of wild boar (*Sus scrofa*) on artificial ground nest depredation. *PLoS One* 10, e0135254 (2015).

99. Selonen, V., Banks, P. B., Tobajas, J. & Laaksonen, T. Protecting prey by deceiving predators: A field experiment testing chemical camouflage and conditioned food aversion. *Biological Conservation* 275, 109749 (2022).

100. Ritchie, E. G.., Elmhagen, B., Glen, A. S., Letnic, M., Ludwig, G. & McDonald, R. A. Ecosystem restoration with teeth: What role for predators? *Trends in Ecology & Evolution* 27, 265–271 (2012).

101. Jachowski, D. S., Butler, A., Eng, R. Y., Gigliotti, L., Harris, S. & Williams, A. Identifying mesopredator release in multi-predator systems: a review of evidence from North America. *Mammal Review* 50, 367–381 (2020).

102. van Beeck Calkoen, S. T. S., Deis, M. H., Oeser, J., Kuijper, D. P. J. & Heurich, M. Humans rather than Eurasian lynx (*Lynx lynx*) shape ungulate browsing patterns in a temperate forest. *Ecosphere* 13, e3931 (2022).

103. Webster, H. What if Wolves don't change rivers, or the Lynx lacks bite? Rethinking a rewilding orthodoxy. *British Wildlife* 33, 91–97 (2021).

104. Smith, R. K., Pullin, A. S., Stewart, G. B. & Sutherland, W. J. Effectiveness of predator removal for enhancing bird populations. *Conservation Biology* 24, 820–829 (2010).

105. Baines, D. The Implications of grazing and predator management on the habitats and breeding success of Black Grouse *Tetrao tetrix*. *Journal of Applied Ecology* 33, 54–62 (1996).

106. Summers, R. W., Green, R. E., Proctor, R., Dugan, D., Lambie, D., Moncrieff, R., Moss, R. & Baines, D. An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. *Journal of Applied Ecology* 41, 513–525 (2004).

107. Menclová, P. Závěrečná zpráva k projektu sledování míry predace umělých hnízd tetřívka v Jizerských horách v letech 2011–2012. *Správa CHKO Jizerské hory* (2012)

108. Zavattoni, G. *An artificial nest experiment to unravel the interactions between forestry practices and grouse egg predation*. (University of Helsinky, 2022).

109. Traks, M. *Nest loss and predation risk in Capercaillie (Tetrao urogallus) – an artificial nest experiment*. (Estonian University of Life Sciences, 2016).

110. Oja, R., Pass, E., Soe, E., Ligi, K., Anijalg, P., Laurimaa, L., Saarma, U., Lõhmus, A. & Valdmann, H. Increased nest predation near protected capercaillie leks: a caveat against small reserves. *European Journal of Wildlife Research* 64, 6 (2018).

111. Summers, R. W., Willi, J. & Selvidge, J. Capercaillie *Tetrao urogallus* nest loss and attendance at Abernethy Forest, Scotland. *Wildlife Biology* 15, 319–327 (2009).

Doporučená citace kapitoly:

Weidinger, K.: Predace tetřívků. In: Tomášek V., Volf O., Mikslová K., Pelikánová H. (eds) (2023): Tetřívek – Poslední šance? Správa KRNAP, 208 s., ISBN 978-80-7535-160-9

Obr. 10 Zima je pro tetřívky a jejich přežívání kritickým obdobím. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

# 6.2 ÚBYTEK VHODNÝCH BIOTOPŮ

Ondřej Volf a Václav Tomášek

Změny podmínek a celkové zmenšování ploch vhodného biotopu jsou bezesporu nejvýznamnějším důvodem úbytku tetřívka v evropské části jeho areálu. Za nejhorší faktor je považují odborníci ve 14 z 21 států, kde se tento druh vyskytuje nebo vyskytoval (1). Jako hlavní příčinu úbytku tetřívků označují změny biotopu i další autoři (2, 3).

Co si pod tím představit? Degradaci, tedy zhoršení podmínek vedoucích ke snížení počtu ptáků, úplnou ztrátu vhodných podmínek, kdy je území zastavěno nebo se v důsledku změn stává pro tetřívka zcela nevhodným, a fragmentaci biotopu – narušení spojitosti vhodných biotopů.

Za konkrétní příklady takových změn lze přitom považovat odvodňování a ničení rašelinišť, zalesňování otevřených ploch, ničení nízké vegetace a na ni pastvou vázaných společenstev bezobratlých, ústup od pravidelného obhospodařování pastvin a luk, výstavbu lyžařských nebo jiných sportovních areálů, plošnou zástavbu apod. (1). Z pohledu tetřívka biotop „zaniká“ i v důsledku dálkových nepříznivých vlivů, např. rušením a hlukem z komunikací nebo z větrných elektráren. Stejný efekt pak mají frekventované turistické cesty nebo sportovní areály, které bývají využívány nejen v zimním období, ale také v létě (downhill, turistika, zorbing, zipline atd.). Úbytek biotopu nepochybně způsobuje i globální oteplování, které má za následek změny prostředí, rostlinných a posléze i živočišných společenstev. Jejich projevem může být např. nedostatek potravy pro specializovanější druhy, jako je právě tetřívek (blíže viz kapitola 6.6 – Klimatické proměny v českých pohořích; 4, 5).

Dlouhodobé přežití jedinců na jednom místě zajistí pouze trvalá existence vhodného biotopu o minimální rozloze 100 ha, přičemž tato plocha musí být souvislá (nefragmentovaná). Pro úspěšné hnízdění tetřívka je v rámci plochy vhodného biotopu navíc nezbytná přítomnost vhodného hnízdního prostředí o velikosti alespoň 20 ha (6). Za vhodný biotop označujeme z pohledu tetřívka především již zmiňované bezlesí. Dle detailních vegetačních analýz by na bezlesí mělo růst maximálně 30 drobných dřevin na hektar do přibližně 3 metrů výšky a nejvíce 10 kusů dospělých stromů na hektar (7). Aby nedocházelo k fragmentaci takových plošek, je nutné vytvářet mozaiku bezlesí, opakující se přibližně každých 400 m, a navíc tak, aby mezi těmito plochami nebyly souvislé vysokokmenné porosty nebo zde vznikly propojky (8, 9).

## Ohrožená rašeliniště

Asi nejvíce byl zasažen původní tetřívčí domov – rašeliniště a na ně vázaná společenstva. Tetřívek je přizpůsobený na značnou dynamiku vývoje biotopu, kdy jeho části vznikají a zanikají (6). Adaptoval se na disturbance v dostatečně rozsáhlém krajinném měřítku, kdy se v důsledku přirozených jevů, jako jsou větrné smršť nebo gradace hmyzu, objevují a mizí otevřené plochy uprostřed lesních porostů. Ovšem rašeliniště jako určitý stabilní životní prostor a zázemí tak snadno náhlým výkyvům nepodléhají. Vznik a rozvoj rašeliništních společenstev souvisí s vlhkým obdobím doby meziledové i poledové, kdy dochází k vymývání živin a okyselování, jehož důsledkem je zvětšování plochy rašelinišť. V sušších obdobích pak rašeliniště pomalu vysychají a zarůstají. Proces zániku v současnosti mnohem víc způsobuje člověk, který rašeliniště odvodňuje a využívá k těžbě. Ústup oligotrofních stanovišť (stanovišť chudých na živiny) je také důsledkem celkové eutrofizace biosféry a vysychání krajiny. Dřívější i současný výskyt tetřívka obecného v ČR do značné míry koreluje s rozmístěním rašelinišť, vývoj jeho početnosti tak bohužel leccos napovídá o stavu tohoto přírodního stanoviště.

Rašeliniště byla v našich podmínkách vždy spíš vzácným jevem. Zatímco např. ve Skandinávii tvoří až jednu pětinu území, u nás se podíl alespoň částečně zachovalých rašelinišť pohybuje v řádu desetin procenta (10). Celková rozloha rašelinišť u nás se odhaduje na 270 km$^2$ (11), toto číslo však bude pouze velmi hrubým a spíše optimistickým odhadem. Ve všech oblastech byla většina z rašelinných lokalit nějakým způsobem poškozena lidskou činností. Tato exploatace přitom začala již na začátku novověku, někdy v 17. století. Po vytěžení dřeva z lesů byla rašelina těžena na topení nebo na lázeňské účely, potom byla rašeliniště odvodňována, aby na nich mohl být pěstován les nebo aby byla přeměněna na louky či

pole. Podíl takto zasažených rašelinišť se přitom liší. Zatímco v Krušných horách je téměř každé rašeliniště zasažené lidskou činností a nedotčených je skutečně jen několik (12), na Šumavě jich díky nedostupnosti zbylo v přírodním stavu více. Nejvíce neovlivněných rašelinišť přežilo v Jeseníkách a v Krkonoších (Melichar *in verb*.). Naopak nejhůře dopadla rašeliniště v nížinách a pahorkatinách, např. na Třeboňsku nebo na Českomoravské vysočině. Těžba rašeliny u nás ještě v několika lokalitách probíhá (10).

Rašeliniště jsou dnes většinou chráněna ve velkoplošných nebo maloplošných zvláště chráněných územích. Dokonce byla u nás deklarována jako tzv. ramsarské mokřady, tedy mokřady s mezinárodním významem. Takto byly označeny soubory rašelinišť na Šumavě i v Krušných horách, v pramenné oblasti Jizery i v Krkonoších (13), tedy všude tam, kde se vyskytují tetřívci. Ani tento znak výjimečnosti však neznamená, že by byla budoucnost rašelinišť u nás kdovíjak zabezpečena. Odvodnění se projevuje se značnou setrvačností, ale za to téměř nevyhnutelně. Po poklesu hladiny spodní vody přichází vysychání, svoji roli zde určitě hraje i změna klimatu. Zhoršuje se stav specializovaných rostlinných společenstev, zvláštní druhy rašelinišť uvolňují prostor stromům. Místo bobulonosných keříků, jeřábu a břízy se prosazuje smrk. Mizí otevřené plochy sloužící jako tokaniště tetřívků i rostlinné druhy, které tvoří tetřívčí potravu. Rašeliniště se mění v les. Ovšem v les bez tetřívků.

**Mění se nejen klima**

Rašelinná kleč v posledních letech postupuje výš do alpínských luk ve všech pohořích. Smrkové či bukové tyčkoviny jsou stále hustší, a to i v oblastech s přirozenou sukcesí. Tyto změny mají základ jednak v historickém odvodnění krajiny, ale také v globálním oteplování a vysoušení krajiny. Navíc zde máme polutanty (imise) v podobě oxidů dusíku či $CO_2$, které vedou k jejich ukládání do prostředí, čímž napomáhají celkové eutrofizaci chudých horských ekosystémů. Nově je bedlivě sledováno také působení přízemního ozónu na společenstva ptáků na horách, kde jsou celkově vyšší koncentrace ozónu. Ten je spojován s úbytkem ptáků (14). Společně pak tyto faktory způsobují zásadní změny ve složení vegetace i ve vyšší produkci všech dřevin (9). Přehuštěné porosty kleče či smrku nepředstavují pro tetřívka vhodný biotop, ačkoliv v podrostu se doposud hojně vyskytují potravní druhy jako vlochyně bahenní (*Vaccinium uliginosum*), brusnice borůvka či brusnice brusinka.

## Louky a vojenské prostory

Tetřívek se u nás adaptoval i na otevřenou krajinu s dostatkem zeleně a též s významným podílem podmáčených ploch. Stav vlhkých luk u nás je neradostný, ve druhé polovině 20. století byla naprostá většina z nich zničena odvodněním. Louky byly vysušeny a využity k pěstování druhově chudých, ale na biomasu bohatých travních směsí. Část z nich byla přeměněna na pastviny, v horších a častějších případech byly louky zorány na pole. Po čase bylo zjištěno, že pole na bývalých rašeliništích v horských polohách příliš výnosná nejsou, cesta zpátky ke květnaté louce je však velmi složitá a zdlouhavá.

K úbytku biotopu pravděpodobně dochází i na území vojenských prostorů. V posledních letech se změnily způsoby vojenských cvičení. Rozsáhlé požáry i pojezdy těžké techniky, udržující neutuchající sukcesi křovin na přijatelné úrovni, jsou spíš výjimkou. Kdysi otevřené plochy se zatahují, na loukách se prosazují konkurenčně silné druhy trav.

## Změny prostředí na příkladu Krkonoš a Šumavy

Ke změnám prostředí tetřívka dochází také v Krkonoších a na Šumavě, kde se tetřívek dosud relativně početně vyskytuje. Tento nepříznivý trend je znepokojující hlavně proto, že se jedná o území národních parků, tedy o nejpřísněji chráněné přírodní oblasti v ČR. V obou těchto územích je tetřívkovi věnována značná pozornost i snaha o zlepšení jeho prostředí.

V Krkonoších představují jádrové biotopy tetřívka zejména rašeliniště, alpínská tundra a luční horské enklávy. Dříve běžně využívané louky v okolí horských bud dnes tetřívek pozvolna opouští. To je způsobeno zejména intenzivním turistickým ruchem, protože většina bud nyní slouží jako hotely a restaurace. V okolí těchto enkláv navíc dochází k sukcesi dříve rozvolněných porostů a k rozvoji vysokého lesa (z různých příčin). Právě v Krkonoších můžeme sledovat také projevy globálního oteplování, které posouvá horní hranici lesa do stále vyšších nadmořských výšek, kde měl původně tetřívek své přirozené biotopy – bezlesí. Návštěvnost Krkonoš je navíc jednou z největších na světě, a tetřívek zde proto nemá klid ani v dříve klidných obdobích jara a podzimu. Turismus je tak v Krkonoších považován spolu se ztrátou bezlesí za jeden ze dvou hlavních faktorů úbytku tetřívka (viz kap. 6.3; 15).

Nutno podotknout, že tetřívkovi nevyhovuje péče o biotop formou intenzivního hospodaření. Druh je na hospodářských loukách a v lesích přítomen zejména na lokalitách s nepravidelnými a jednorázovými zásahy, jako jsou louky s letní sečí, krátkodobé extenzivní pastviny, otevřené lesy s nízkým zakmeněním apod.

Na Šumavě i v Krkonoších je vznik a údržba rozsáhlých přechodů mezi lesem a travními porosty výsledkem přirozeného managementu těchto okrajů obyvateli hor. Drobná těžba prováděná budaři v okolí lučních enkláv Krkonoš, jakož i těžba v okolí dřevařských a sklářských osad na Šumavě utvářely společně s extenzivní pastvou typické rozsáhlé přechody čítající až několik stovek metrů. Tyto přechody lze i dnes udržovat extenzivní pastvou, kdy by měly být nejdříve koncem července vypásány navazující horské louky s intenzitou pastvy do 0,3 dobytčí jednotky/ha a velikostí stáda do 30 kusů (8).

## Proměny tetřívčího biotopu na příkladu Krušných hor

Významnou roli změn biotopu jako jedné z příčin úbytku tetřívků lze ukázat na příkladu pohoří, které hostí nejpočetnější populaci tetřívka u nás – na Krušných horách. V tomto lidskou činností dlouhodobě a těžce zasaženém území došlo v 70. a 80. letech 20. století k plošnému úhynu jehličnatých, převážně smrkových porostů. Znečištění ovzduší z elektráren a továren v podhůří, které přineslo ohromné depozice síry a dalších látek a následné změny půdního prostředí, způsobilo odlesnění obrovských rozloh lesní půdy na náhorní planině hor. Katastrofa s sebou přinesla mnoho negativních následků pro krajinu, paradoxně však měla také pozitivní efekt. Došlo ke vzniku rozsáhlých otevřených ploch bez stromového patra. Tyto tzv. imisní holiny byly urychleně zalesňovány tzv. náhradními dřevinami. Druhy jako bříza bělokorá, jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), modřín opadavý nebo smrk pichlavý (*Picea pungens*), které byly lépe schopné snášet znečištěné ovzduší, byly využity k obnově lesa. Na mnoha místech vznikly porosty listnatých pionýrských dřevin samovolnou sukcesí, někde jako výsledek výsadeb nebo vysévání. Ne všude se jim dařilo, takže vznikla rozrůzněná mozaika mladých porostů a otevřených ploch, solitérních buků a odumírajících zbytků smrkového lesa. Krajina do určité míry připomínala severskou tundru. Změna to byla skutečně mimořádná, plochy takového charakteru zabíraly téměř celé vyšší partie hor. Ačkoliv stav primárního biotopu – rašelinišť – bylo těžké označit za vyhovující, tetřívci pozitivně zareagovali na stanoviště náhradní. Zatímco v jiných územích rychle ubývali, v Krušných horách zůstal počet tetřívků stabilní, místy pravděpodobně dokonce stoupl. V 90. letech nebylo vzácností pozorovat na tokaništích desítky kohoutků. Podobnou situaci, pouze s odstupem jednoho či dvou desetiletí, zažily i Jizerské hory a v podstatě i Krkonoše. I zde se počty tetřívků po odumření stromového patra smrkových porostů zvýšily.

Po odsíření elektráren a uzavření řady znečišťujících provozů v 90. letech 20. století se ovzduší v severních Čechách viditelně zlepšilo. A zlepšil se i stav lesní půdy. Horské polohy jsou opět vhodné pro pěstování smrku ztepilého, čehož lesníci intenzivně využívají. Znovu jsou zakládány smrkové porosty, které jsou stejnověké, monotónní a málo strukturované. Porosty náhradních dřevin se plošně likvidují, aby ustoupily rychle rostoucím plantážím smrku, které jsou zahuštěné a téměř neprostupné. Husté porosty smrku ztepilého jsou dokonce pro tetřívka méně vhodné než porosty smrku pichlavého. Tato dřevina, pocházející ze severní Ameriky, u nás netvoří zápoj korun a dorůstá jen velmi pomalu. Bylo zjištěno, že tetřívci smíšené porosty smrku pichlavého a listnatých dřevin v okolí rašelinišť během roku poměrně často využívají (16). V poslední době smrk pichlavý podléhá onemocnění houbou kloubnatkou (*Gemmamyces piceae*). I jeho porosty jsou plošně likvidovány za účelem pěstování smrku ztepilého. Krušnohorský a jizerskohorský paradox zaniká a tetřívkům zbývá prostor pouze v bezprostředním okolí rašelinišť.

**Zelená energie versus tetřívek**

Bohužel i krušnohorské louky, jako část biotopu našich tetřívků, jsou pod velkým tlakem. Tetřívci je opouští kvůli příliš intenzivnímu hospodaření nebo pastvě. Také jsou to místa mimořádně lákavá pro výstavbu větrných elektráren, právě tady nejvíc fouká a zdroje obnovitelné energie dosahují nejvyšší účinnosti. Pokud dojde k výstavbě větrných elektráren na plochách z pohledu tetřívků významných (tokaniště, potravní biotopy, hnízdiště), platíme za to určitou cenu. Ta se počítá v ploše stanovišť, kterou bereme tetřívkům. Větrné elektrárny zásadně mění charakter jeho biotopu, je s nimi spojena výstavba doprovodné infrastruktury, cest i samotných stožárů jako nových výrazných vertikálních struktur v krajině. Negativní vlivy zahrnují zábor biotopu, rušení, přímé zabíjení a omezení migrace (17, 18, 19). Ptáci je vnímají dost citlivě, a i když jsou schopni je po určitou dobu snášet, po čase dotčené území opouštějí (20).

**Všichni do hor…**

Důvodem úbytku biotopu tetřívka obecného je v našich horách i plošná zástavba. V tomto případě se jedná o kradmé, ale neutuchající ukrajování tetřívčí krajiny výstavbou silnic, cest, sjezdovek, domů nebo jiných objektů. Horské scenérie lákají mnoho lidí k přebývání, ať už dočasnému, nebo trvalému. Na okrajích sídel nebo i na samotách vznikají chaty, chalupy, apartmánové domy i rodinná sídla. Dalo by se předpokládat, že místa s nejvyšší úrovní územní ochrany přírody u nás, tedy národní parky, se s tím budou umět vyrovnat. To však neodpovídá realitě. V Krkonoších vznikly komplexy apartmánových domů v těsné blízkosti lokalit tetřívka, o nových sjezdovkách ani nemluvě. Na Šumavě bují zástavba velkých rodinných domů na okrajích luk, které donedávna bývaly tokaništi, v nejcennějších lučních enklávách uprostřed národního parku. Podobně je tomu i v Krušných horách, zde jsou ovšem nástroje ochrany přírody ještě o něco slabší. Dálnice D8 z Prahy do Drážďan proťala rozsáhlé tetřívčí louky a přinesla neustálý ruch a hluk. A kde je dálnice, tam budou vždy snahy postavit průmyslové zóny, skladiště nebo parkoviště, snahy s energií mnohem důraznější, než je zájem na ochraně jakýchsi tajemných ptáků.

Obr. 1 Oblast Pramenáče v Krušných horách, kde probíhá přeměna na smrkové plantáže. Foto: Ondřej Volf.

Obr. 2 Větrná farma v ptačí oblasti Novodomské rašeliniště – Kovářská. Foto Ondřej Volf.

## Cestu k ozdravení biotopů známe

Některé procesy je snad možné zpomalit nebo i zastavit. Zástavbu v cenných lokalitách lze kontrolovat důsledným a objektivním posuzováním územních plánů. Na rašeliništích lze omezit vysychání tím, že se zahradí odvodňovací příkopy, podobná opatření se provádí i na loukách. V lesních porostech je možné vytvořit otevřené plochy a změnit jejich druhovou, věkovou i prostorovou skladbu. Ve všech oblastech s výskytem tetřívka se takové projekty realizují nebo připravují (viz kap. 7). Jde o to, jestli v té míře a takovou rychlostí, aby to mohlo tetřívka zachránit.

**Literatura**


1. Storch, I. An Overview to Population Status and Conservation of Black Grouse Worldwide. *Cahiers d´Ethologi*e, Vol 20: 153–164 (2000).

2. Loneux, M., J.C. Ruwet. Evolution des population du Tétras lyre en Europe. *Cahiers d´Ethologie*, 17: 287–343 (1997).

3. Niewold, F.J.J. The decline of black grouse in the Netherlands. Pp: 71–81 in: Lumeij J.T. and Hoogegeveen Y.R. eds. The Future of Wild Galliformes in the Netherlands. *Organisatiecommisie Nederlandse Wilde Hoenders, Amersfoort, Netherlands* (1990).

4. Lindström, J., Ranta, E., Lindén, M. & Lindén, H. Reproductive output, population structure and cyclic dynamics in Capercaillie, Black Grouse and Hazel Grouse. *Journal of Avian Biology*, 28: 1–8 (1997).

5. Zbinden, N. & Salvioni, M. Bedeutung der Temperatur in der frühen Aufzuchtzeit für den Fortpflanzungserfolg des Birkhuhns *Tetrao tetrix* auf verschiedenen Höhenstufen im Tessin, Südschweiz. *Der Ornithologische Beobachter*, 101: 307–318 (2004).

6. Angelstam, P. Habitat Thresholds and Effects of Forest Landscape Change on the Distribution and Abundance of Black Grouse and Capercaillie. *Ecological Bulletins*, 51: 173–187 (2004).

7. Patthey, P., Signorell ,N., Rotelli, L. & Arlettaz, R.. Vegetation structural and compositional heterogeneity as a key feature in Alpine black grouse microhabitat selection: conservation management implications. *European Journal of Wildlife Research* 58: 59–70 (2012).

8. Tost, D., Ludwig, T., Strauss, E., Jung, K. Siebert, U. Habitat selection of black grouse in an isolated population in northern Germany—the importance of mixing dry and wet habitats. *PeerJ* 10:e14161 (2022).

9. Dostál, L., Kavková, M. Jizerskohorští lesníci na tetřívka nezapomněli, *Krkonoše–Jizerské hory*, 49: 32–34 (2016).

10. Konvalinková, P. (ed.) 2020 Těžená rašeliniště. – In: Řehounek J., Řehounková K., Prach K. (eds.) *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. (Calla, 2010).

11. Pivničková, M. *Ochrana rašelinných mokřadů*. (AOPK ČR, 1997)

12. Kolektiv autorů: Revitalizace rašelinišť v Krušných horách. Závěrečná publikace z projektu *Revitalizace rašelinišť mezi Horou sv. Šebestiána a Satzung* (2014).

13. Agentura ochrany přírody. Mokřady České republiky.https://mokrady.ochranaprirody.cz/ (2023)

14. Reif, J., Gamero A., Flousek J. Hůnová I. Ambient ozone – new threat to birds in mountain ecosystems? *Science of The Total Environment* 876: 162711 (2023).

15. Flousek, J., Romportl D., Zýka V. S počítačem na krkonošské tetřívky? *Ochrana přírody, 1/2021: 26–31* (2021).

16. Šímová, P., Málková, P., Bejček, V., Šťastný, K. Ekologické nároky tetřívka obecného v Krušných horách a jeho management. In: Málková, P. (ed.): *Sbor. příspěvků z mezinár. konf. Tetřevovití – Tetraonidae na přelomu tisíciletí*. Č. Budějovice 24.–26. března 2000: 90–100 (2000).

17. Langston, R. Pullan, J. D. Windfarms and Birds: An analysis of the effect of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. BirdLife Report, 22 nd meeting of *Standing Commitee of the Bern Convention.* Strasbourg (2002).

18. Zeiler, H. P., Grünschachner-Berger V. Impact of wind power plants on black grouse (Lyrurus tetrix) in Alpine regions. *Folia Zoologica* 58 (2): 173–182 (2009).

19. Hötker, H., Thomsen,K–M., Köster, H. Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse – Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen. NABU. Dezember (2004).

20. Grünschachner-Berger, V. & M. Kainer. Black Grouse *Tetrao tetrix* (Linnaeus 1758): How to live between Skiing Areas and Windparks. *Egretta* 52: 46–54 (2011).

# 6.3 Fragmentace a konektivita habitatů tetřívka v Krkonoších a Jizerských horách

## Dušan Romportl, Vladimír Zýka a Hana Pelikánová

Ztráta biotopů a jejich fragmentace představují jednu z nejvýznamnějších příčin poklesu biodiverzity a zániku populací druhů po celém světě.

**Box 1: Co je to fragmentace?**

Fragmentaci lze chápat jako rozdělení přírodních lokalit v krajině na menší a izolovanější jednotky. Způsobují ji lidské aktivity, jako jsou zemědělství, lesnictví a urbanizace (rozvoj lidských sídel; obr. 1, 2), ale také vytváření husté cestní sítě. Krkonoše fragmentují výstavby různého typu, rozvoj lyžařských areálů, ale i lesní, turistické, lyžařské nebo bikerské traily a další typy cest. Známým příkladem fragmentace prostředí a jeho dopadů je ohrožení lidoopů velkoplošným kácením pralesů a jejich přeměně na plantáže.

Pokud bychom hledali živočišný druh, který je ohrožen postupující fragmentací vhodných biotopů a rostoucí izolovaností jednotlivých lokalit v České republice, těžko bychom našli vhodnější příklad, než je tetřívek obecný. Rozvoj lidských aktivit a struktur, zejména pak prvků rekreační infrastruktury, setrvalý nárůst počtu návštěvníků a další tlaky na využití území s sebou přinášejí zásadní omezení jeho životního prostředí a hlavní příčinu poklesu početnosti tetřívka v oblastech jeho výskytu.

Mezi antropogenní aktivity řadíme například současný způsob lesního a zemědělského hospodaření, výstavbu různého typu, rozšiřování a budování další cestní sítě (lesnické i turistické) a rozvoj skiareálů či běžkařských tratí. Tyto aktivity jsou ve velké míře koncentrovány do chráněných území, kde pak kvůli jejich atraktivitě pro rekreaci a současně velkému významu z hlediska ochrany přírody dochází ke konfliktům.

Poznání míry a prostorového rozložení antropogenních prvků a aktivit v rámci chráněného území tak představuje nutný předpoklad k diskuzi o odlišných zájmech a o dalším směřování zájmového území.

Krkonošský národní park a CHKO Jizerské hory představují právě taková exponovaná území, kde dochází k významné koncentraci lidských aktivit, které pronikají i do oblastí s převahou přírodních nebo přírodě blízkých biotopů (obr. 3). Dosavadní vývoj využití krajiny a zejména intenzita rekreačního využití území s sebou přinášejí vysokou míru fragmentace antropogenními prvky, které vytvářejí z hlediska propustnosti krajiny významné bariéry pro volně žijící druhy živočichů.

Z Atlasu cestovního ruchu ČR (1) je patrné, že největší koncentrace středisek zimního lyžování je nepochybně v Krkonoších (obr. 4). Infrastruktura, která souvisí s rekreací a turismem, se dále rozrůstá. Plocha sjezdových tratí na území KRNAP a jeho ochranného pásma se mezi roky 1964 a 2015 zvětšila více než desetkrát (1964: 65 ha, 2015: 672 ha; obr. 5; 2) a v posledních letech navíc vzrůstal podíl sjezdovek umisťovaných přímo na území Krkonošského národního parku.

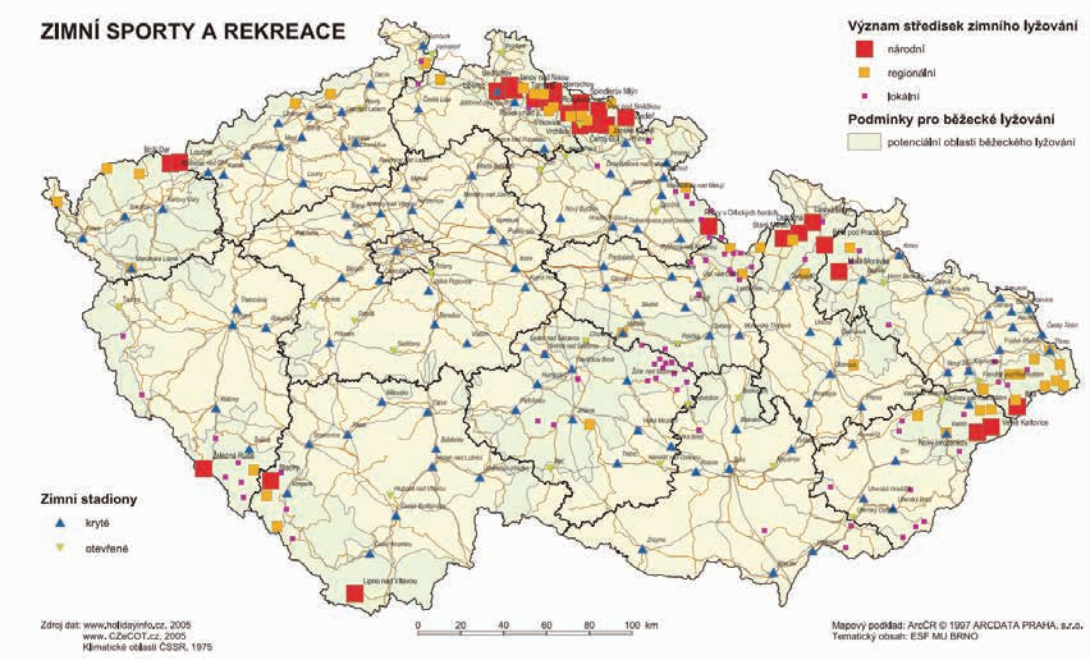
Pro účinnou ochranu tetřívka je důležité poznání jeho habitatových preferencí, prostorových nároků, kritických limitů a ohrožujících faktorů. Široce využívaným přístupem k takovému hodnocení je tzv. habitatové modelování, které umožňuje komplexně vyhodnotit vztah výskytu zájmového druhu k souboru relevantních faktorů prostředí. Výstupy habitatových modelů pak zahrnují i mapy potenciální distribuce, resp. vyhodnocení vhodnosti habitatů pro výskyt modelových druhů. Ty je pak možné konfrontovat s podklady antropogenních aktivit, daty územního rozvoje či managementovými mapami lesního a zemědělského hospodaření. Zároveň slouží jako podklady k definování lokalit klíčových pro zachování a rozvoj populací zájmových druhů nebo pro vymezení jádrových území coby nosných prvků eventuální ekologické sítě.

Cílem studie realizované v rámci projektu bylo vytvoření habitatového modelu tetřívka v Krkonoších a Jizerských horách, včetně přeshraničního území (Karkonoski Park Narodowy, navazující část masivu Góry Izerskie). Vedle toho se pak studie zaměřila na stanovení habitatových preferencí tetřívka a identifikaci jádrových lokalit, resp. případných nášlapných kamenů vhodných habitatů.

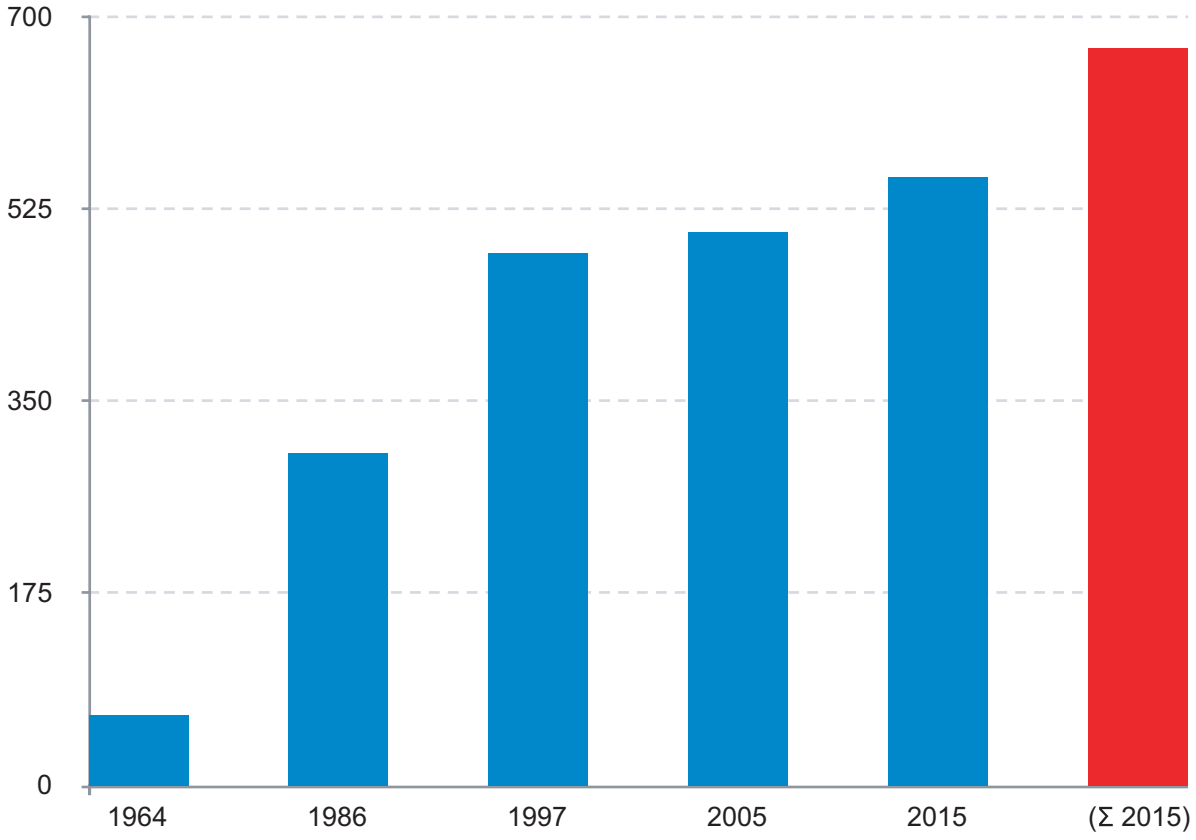
Obr. 1 Fragmentace krajiny je spojována s důsledky rozvoje lidských aktivit. Skiareál Medvědín. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

Obr. 2 Zástavba v obci Pec pod Sněžkou. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

Obr. 3 Skiareál na Lysé hoře v západních Krkonoších zasahuje do nejcennějších stanovišť arkto-alpínské tundry. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.




Obr. 4 Atlas cestovního ruchu České republiky – v Krkonoších je situována většina zimních středisek ČR (1).



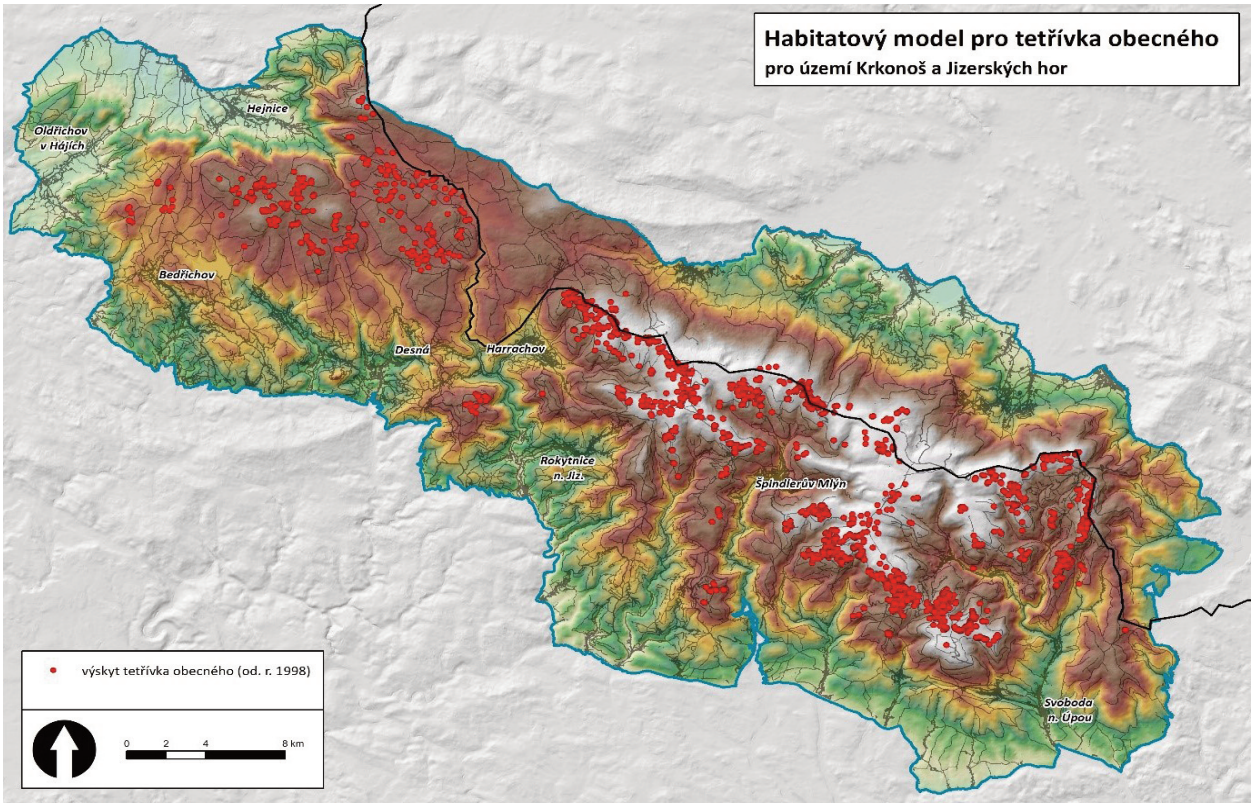

Obr. 5 Vývoj ploch sjezdových tratí v Krkonoších v letech 1964 až 2015 (2).

## Hodnocení vhodného habitatu

Cílem studie bylo postihnout gradient kvality prostředí dle vhodnosti habitatů pro tetřívka obecného, definovat jádrová území vhodných habitatů a vyjádřit míru jejich fragmentace rušivými faktory antropogenní činnosti.

Při studiu ekologických nároků živočišných druhů se v posledních desetiletích významně uplatňují habitatové analýzy, které využívají možností geoinformačních technologií (GIS), dat dálkového průzkumu Země (DPZ) a pokročilých metod prostorové analýzy (3). Tyto metody, technologie a data umožňují rozsáhlé analýzy komplexního zhodnocení vztahu výskytu zájmových organismů k relevantním faktorům prostředí, které lze v geografickém prostoru vyjádřit (4). Rozšířeným způsobem analýzy těchto vztahů je modelování potenciálního výskytu zájmových druhů ve vztahu k faktorům prostředí (5, 6, 7, 8). Cílem analýzy je jednak stanovení potenciálu krajiny pro trvalý či přechodný výskyt zájmových druhů a dále zhodnocení významu jednotlivých faktorů prostředí pro jejich prostorové rozšíření. Modelování potenciálního vhodného habitatu pro zájmové druhy organismů patří v současnosti mezi hojně využívané přístupy ochranářské biologie (9, 10, 11, 12).

Hodnocení habitatových preferencí vychází z konceptu ekologické niky (13), kde je hlavním výstupem mapové vyjádření vhodnosti prostředí k výskytu zájmového druhu a dále tabelární a grafické výsledky vlivu jednotlivých environmentálních faktorů. Z nich je pak možné odvozovat preference druhu vzhledem k nabídce prostředí.



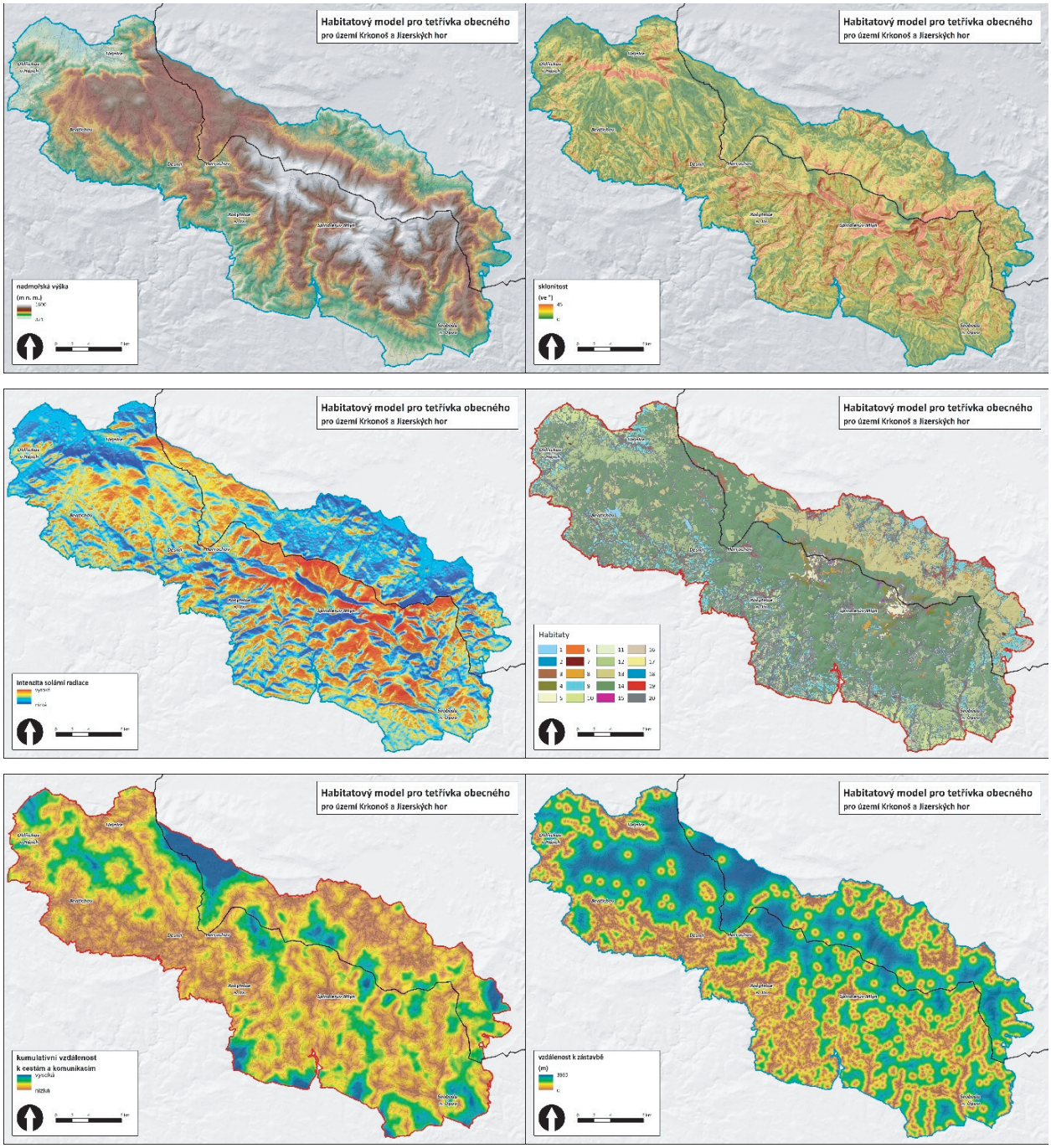

Obr. 6 Výskyt tetřívka obecného na území Krkonošského národního parku za období 1998–2017 nad digitálním modelem reliéfu.

**Box 2: Analýza vhodného habitatu tetřívka**

Pro predikci potenciálně vhodného habitatu a hodnocení habitatových preferencí tetřívka byl v této práci použit software Maxent (14). Maxent patří mezi metody tzv. strojového učení (*machine learning*), kdy jsou porovnávána prezenční data a body náhodně generované v rámci studované oblasti (tzv. *background point*s) (15). Pracuje se záznamy o výskytu druhu, tzv. prezenčními daty, a se sadou prediktorů popisujících environmentální prostředí v zájmovém území (16). Cílem nástroje je namodelovat distribuci druhu tak, aby bylo respektováno rozložení hodnot prediktorů v celém zájmovém území i preference druhu k určitému rozmezí hodnot prediktoru (15).

První krok analýzy představuje zpracování dat o výskytu zájmového druhu (obr. 6), druhým krokem je příprava podkladů popisujících relevantní faktory prostředí (obr. 7) a konečnou fází je vytvoření vlastního habitatového modelu.

Nad mapovým výstupem jsou poté s využitím znalostí o prostorových nárocích zájmových druhů vymezena jádrová území výskytu, která je možná dále vyhodnocovat dle vnitřní kvality habitatů, vzájemné propojenosti či naopak izolovanosti atd. Vstupní data o výskytu tetřívka pocházela primárně z databází pořizovaných Správou Krkonošského národního parku a Karkonoskeho Parku Narodoweho; dále se jednalo o data zpracovaná Správou CHKO Jizerské hory, která byla doplněná údaji z Nálezové databáze ochrany přírody (NDOP AOPK). Data byla shromážděna a vyhodnocována od roku 1998 do současnosti a celkem takto bylo zpracováno 2 461 záznamů. Některé údaje se však v čase opakují, resp. prostorově překrývají, proto byla v před vstupem do modelu ošetřena „proředěním“ za účelem snížení prostorové autokorelace a zabránění jejich multiplikace. Prostorové rozložení nálezových dat je znázorněno na obr. 6.




Obr. 7 Ukázky proměnných prostředí, které vstupovaly do habitatového modelu (nadmořská výška; sklonitost; solární radiace; typ habitatu; vzdálenost ke komunikacím [kumul.]; vzdálenost k zástavbě).

Paralelně byla vedle analýzy nálezových dat zpracována a vyhodnocena vstupní data postihující relevantní faktory prostředí. Mezi environmentální proměnné, které vstupovaly do modelu, byly zařazeny faktory vystihující základní abiotické gradienty prostředí (nadmořská výška, sklonitost, solární radiace), vlastní habitatové faktory (odvozené z databáze Konsolidované vrstvy ekosystémů, © AOPK ČR & CzechGlobe), mapování biotopů KPN a klasifikace satelitního snímku družice Sentinel-2, resp. faktory antropogenního rušení vyjadřující vzdálenost od zastavěných ploch, resp. komunikací. Sloučená vrstva rozlišuje 20 typů habitatů (viz tab. 1). Vstupní data jsou představena na obr. 7.

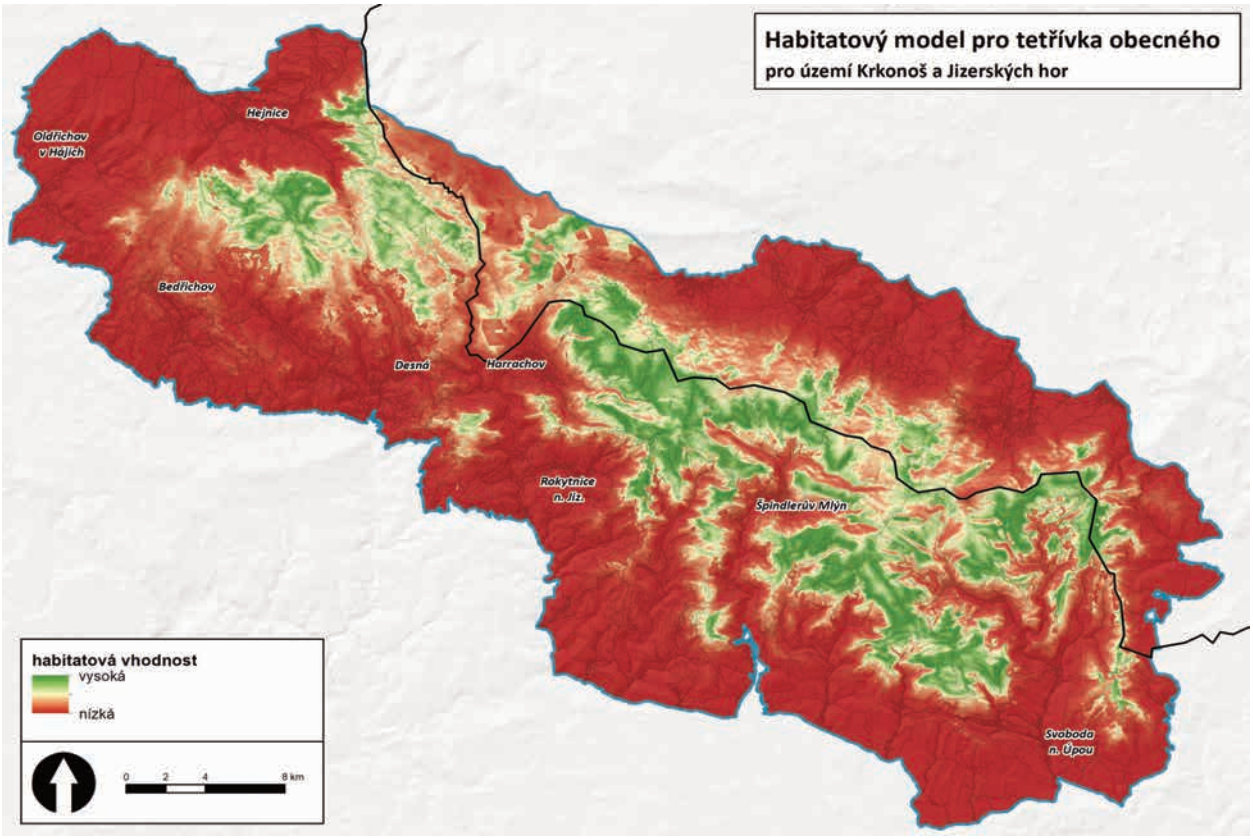
**Tab. 1 Třídy habitatů dle sloučené vrstvy.**

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

**Box 3: Výstupy habitatové analýzy**

Vlastní habitatová analýza byla provedena v programu Maxent. Hlavním výstupem modelu je predikční mapa relativní vhodnosti habitatu pro daný druh (nebo též relativní pravděpodobnosti výskytu daného druhu) v rámci hodnoceného území. Mezi další důležité výstupy patří odhad relativního příspěvku jednotlivých prediktorů do modelu nebo relativní důležitosti jednotlivých prediktorů v modelu, např. pomocí tzv. jackknife testu. Na základě těchto výsledků byly ze základní vstupní sady prediktorů do finálního modelu vybrány ty opravdu důležité prediktory (viz obr. 7) a prediktory s minimálním příspěvkem do modelu byly naopak z dalšího modelování vyřazeny. Dalším výstupem modelování pomocí Maxentu jsou odpovědní křivky ukazující závislost relativní příznivosti habitatu pro hodnocený druh (relativní pravděpodobnosti výskytu daného druhu) na hodnotách použitých prediktorů. Z těchto křivek lze vyčíst, jakým konkrétním způsobem ovlivňují jednotlivé prediktory výsledné predikce. Např. relativní příznivost prostředí pro plcha velkého klesá se vzrůstající vzdáleností od skalních útvarů. Kvalita modelu, tj. jeho spolehlivost při predikcích pro testovací soubor nálezových dat, je ve výstupech vyjádřena pomocí velikosti AUC (plocha pod ROC křivkou). Čím více se přitom výsledná hodnota AUC blíží 1, tím lze model považovat za kvalitnější, tj. úspěšnější v predikcích výskytu daného druhu.

Při zpracování prvotního modelu se ukázalo, že je výstup do značné míry ovlivněn „krkonošskými parametry“ (více výskytů, odlišné podmínky ad.), a model tak významně podhodnocoval habitatovou vhodnost na území Jizerských hor. Nejprve byly proto zpracovány dílčí habitatové modely nad krkonošskými, resp. jizerskohorskými daty a finální model vznikl jejich syntézou.

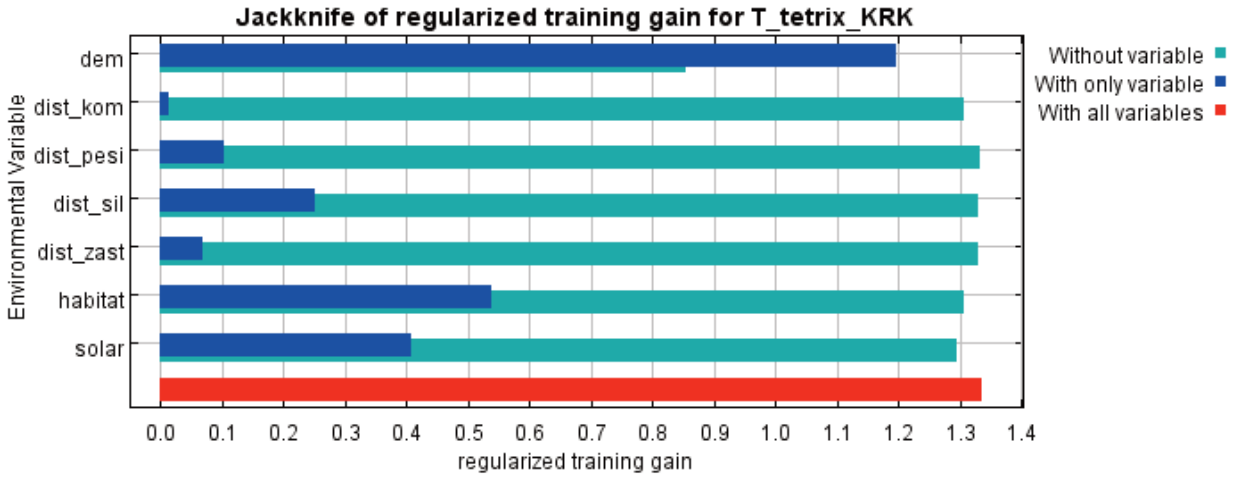



Obr. 8 Kontinuální habitatový model tetřívka obecného.

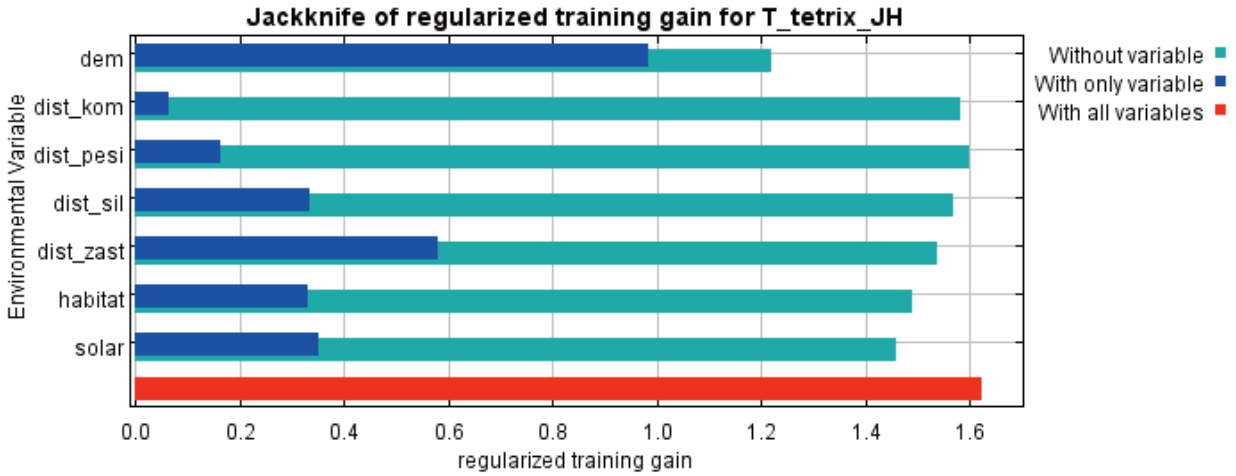
## Co habitatové modely vypovídají o vhodnosti současného prostředí pro tetřívka?

Finální model (obr. 8) vykazuje vazbu druhu na vrcholové partie hor při horní hranici lesa, rozvolněné nebo nezapojené porosty s mýtinami, rašeliniště a další přírodní bezlesí. Zároveň je omezen klimatickými podmínkami nejvyšších partií pohoří – nejvhodnější habitat nezahrnuje extrémní subalpínské polohy. Území potenciálního výskytu je přirozeně členěno přírodními bariérami (hluboká údolí, vrcholové polohy, skalnaté či balvanité partie ad.). Na přirozenou fragmentaci prostředí jsou druhy adaptovány, protože se jedná o dlouhodobý proces. Zásadní ohrožení však představuje fragmentace antropogenními strukturami – především prvky tzv. tvrdé rekreační infrastruktury, jako jsou lyžařské areály, trasy pro letní i zimní provoz obslužných vozidel, intenzivně využívané turistické a lyžařské trasy, resp. cyklotrasy. Jejich prostorový rozsah, intenzita využívání i míra vzájemného propojení vykazují neustále rostoucí tendenci. Můžeme tak hovořit o neustále rostoucí „šedé“ síti, která, řečeno trochu nadneseně, spoutává přírodní prostředí Krkonoš pomyslnou asfaltovou a betonovou mříží. Tetřívčí biotopy jsou tak rozkrájeny do malých a izolovaných ostrůvků, často oddělených právě touto „šedou“ sítí.

Výstupy habitatového modelu tetřívka ukazují zásadní vliv gradientu nadmořské výšky a habitatu, dále byla jako významná proměnná vyhodnocena solární radiace a vzdálenost k silnicím (obr. 9 a 10). Z histogramů obou dílčích modelů vyplývá význam preferovaných habitatů následujících kategorií: alpínské louky, mokřady a bažiny, rašeliniště, křoviny a vřesoviště. Ideální habitat tedy představují různé typy bezlesí ve vyšších nadmořských výškách, ploché nebo jen mírně ukloněné polohy orientované od jihovýchodu po jihozápad (tzv. teplá expozice). Zároveň se musí nacházet ve větší vzdálenosti od silnic a turistických tras. Méně problematické jsou ostatní účelové komunikace s nízkou intenzitou provozu a zástavba.



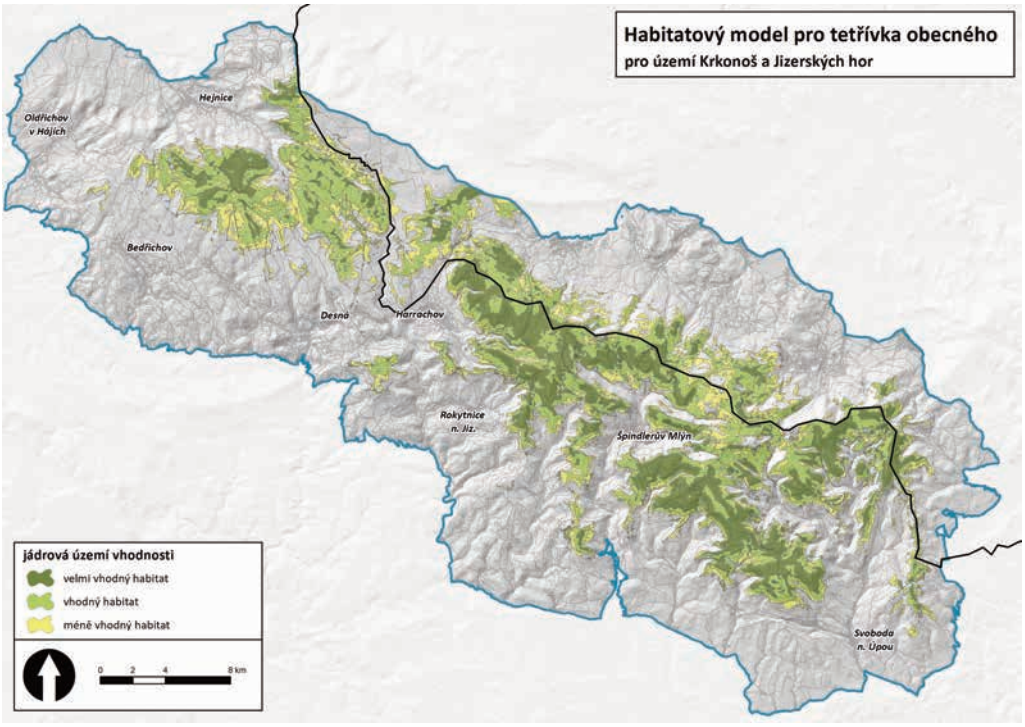

Obr. 9 Tzv. *jackknife test* významu vstupních proměnných prostředí pro potenciální výskyt tetřívka obecného.



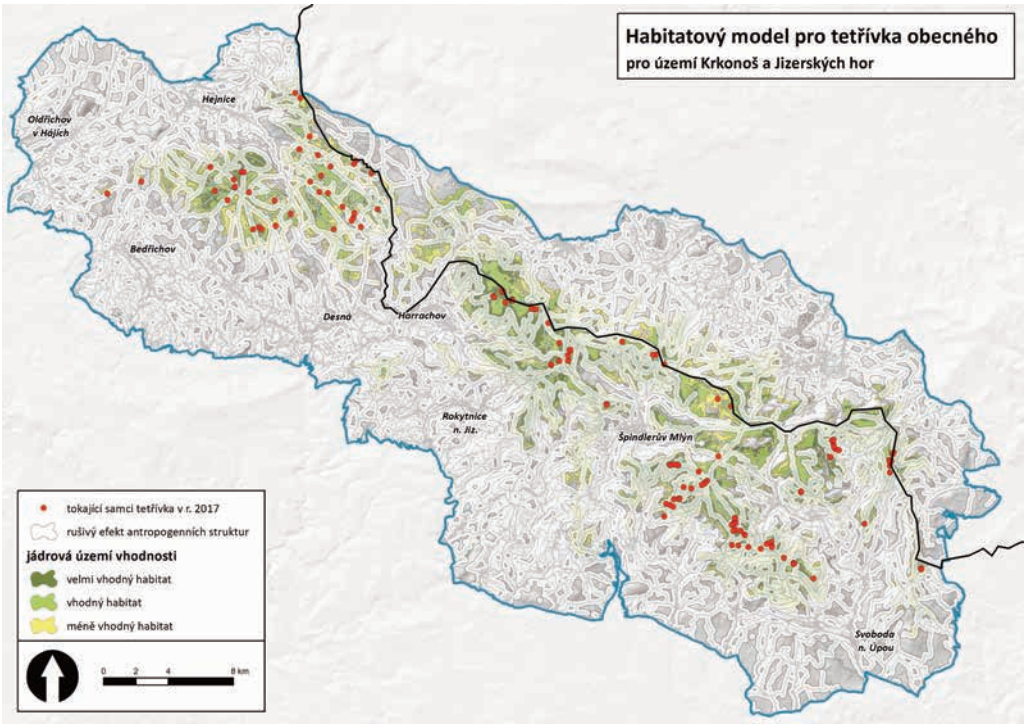

Obr. 10 Tzv. *jackknife test* významu vstupních proměnných prostředí pro potenciální výskyt tetřívka obecného.

Na základě výstupů habitatového modelu byla vymezena jádrová území vhodného habitatu v celém modelovém území, v první fázi bez zahrnutí rušivého či bariérového efektu infrastruktury, zástavby a dalších antropogenních struktur (obr. 11).

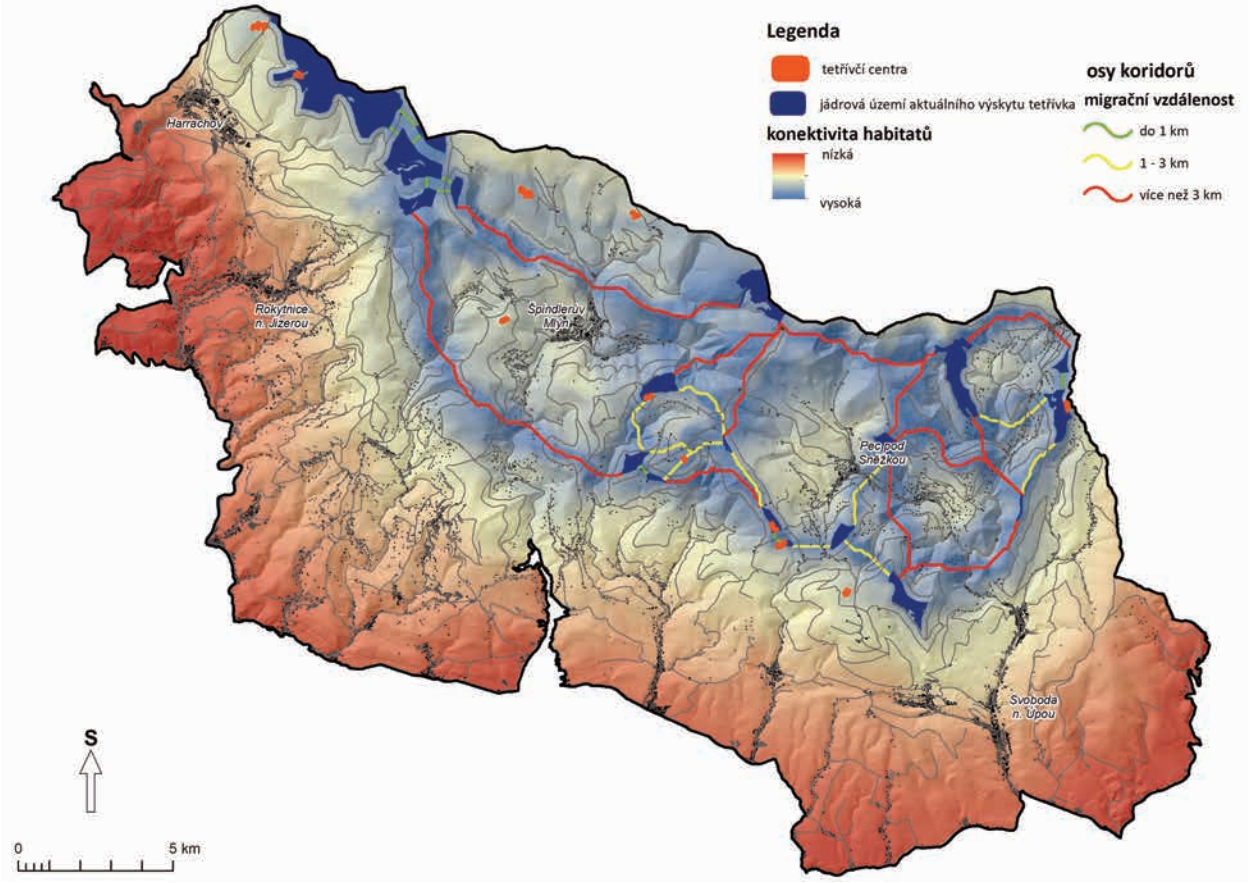
Takto postavený model však jen velmi omezeně vyhodnocuje reálný vliv antropogenních prvků, zejména cestních sítí. Ta, vzhledem k intenzitě jejího využívání v obou pohořích, představuje zásadní prvek, který limituje fungování dílčích populací tetřívka v rámci vhodného habitatu. Proto byla zpracována varianta odstupňovaného hodnocení dopadu rušivého efektu cestní sítě – dle intenzity využívání, resp. provozu na cestách a komunikacích byly vymezeny obalové zóny rušivého efektu, které byly zvoleny expertně a na základě rešerše (buffer 50 m okolo cest málo využívaných, 200 m u středně využívaných a hodně využívaných). Výstupem je pak soubor datových a mapových podkladů, které umožňují objektivně zhodnotit míru fragmentace či izolace jádrových území vhodného habitatu tetřívka obecného v rámci zájmového území (obr. 12).




Obr. 11 Jádrová území vhodných habitatů tetřívka obecného v KRNAP a CHKO Jizerské hory bez zahrnutí rušivého efektu cestní sítě.




Obr. 12 Jádrová území vhodných habitatů tetřívka obecného se zohledněným vlivem cestní sítě, zástavby a lyžařských středisek (varianta odstupňovaného vlivu 50–200–200 m).

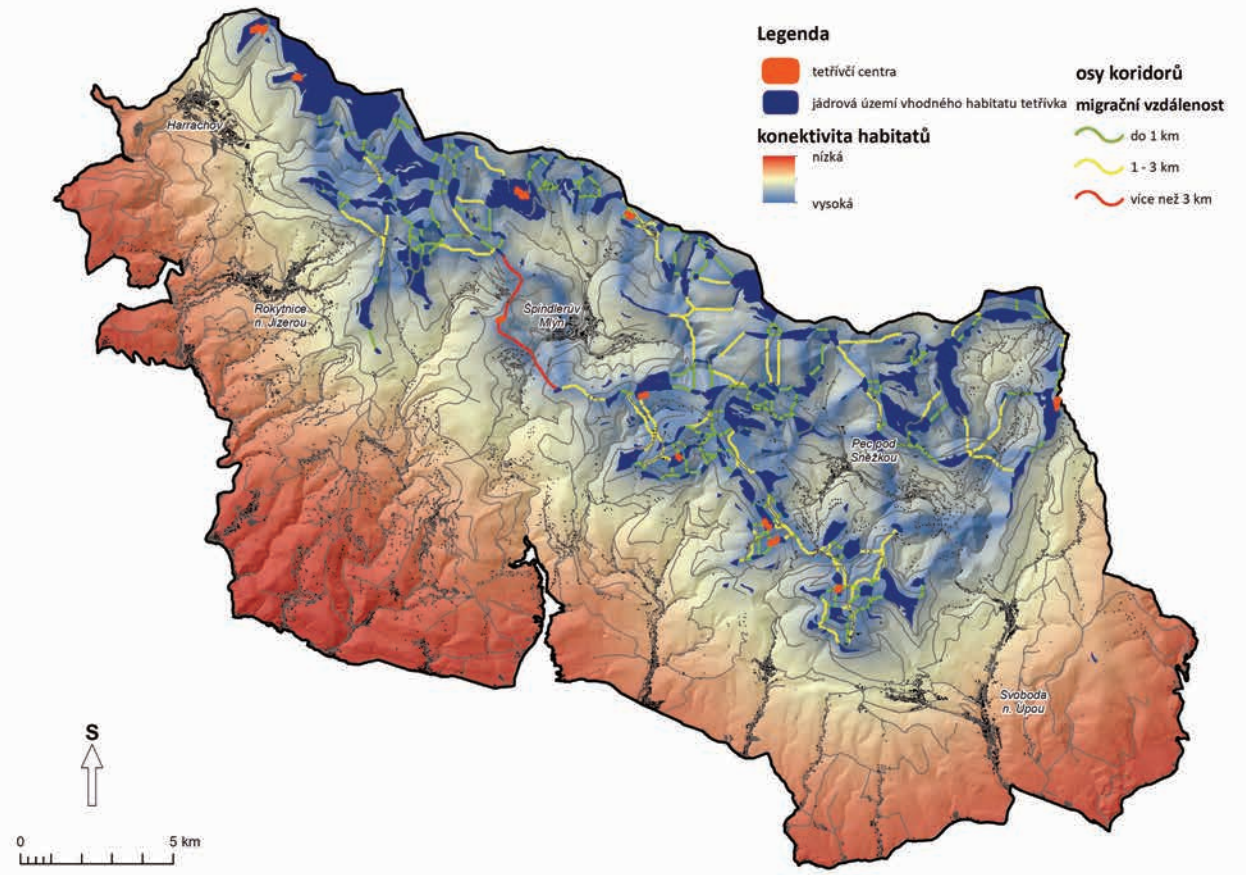



Obr. 13 Model konektivity tetřívka obecného na území Krkonošského národního parku – aktuální stav.

Pokud kvantifikujeme dopad rušivých vlivů antropogenních prvků na rozsah a charakter rozmístění jádrových území dle výše uvedených parametrů (odstupňovaný rušivý efekt cest 50 až 200 m dle intenzity provozu), zjistíme zásadní degradaci vhodných habitatů. Z jejich celkové rozlohy přes 23 800 ha se po zahrnutí rušivého vlivu sníží celková rozloha vhodného prostředí jen na 3 496 ha. Podobně významně se snižuje prostorová struktura uspořádání izolovaných plošek jádrových území – jejich počet se sice zvyšuje, ale zároveň klesá i průměrná velikost plošky (viz tab. 2). Tím se zvyšují i případné migrační vzdálenosti a klesá celková konektivita habitatů a populací.

**Tab. 2 Změny rozsahu a prostorové struktury jádrových území vhodného habitatu tetřívka obecného v KRNAP dle odstupňovaného dopadu antropických prvků.**

| Rozsah jádrového území | Celková rozloha | Počet plošek | Průměrná velikost plošky |
|---|---|---|---|
| Jádrová území bez vlivu rušení | 23 803,37 ha | 26 | 915 ha |
| Jádrová území se zahrnutým vlivem rušení | 3 495,64 ha | 65 | 53,7 ha |




Obr. 14 Model konektivity tetřívka obecného na území Krkonošského národního parku – potenciální stav.

Výsledky studie představují jednak rozdílné habitatové preference tetřívka v obou hodnocených pohořích, ale také podobnou zranitelnost populací vzhledem k antropogenním aktivitám v území. Právě regulace vlivu rušení v jádrových oblastech výskytu zejména v souvislosti s rekreačním využíváním území se jeví jako nejvýznamnější výzva ochrany tetřívka do budoucna.

## Jsou biotopy tetřívků v Jizerských horách a Krkonoších ještě propojené?

Znalost rozložení potenciálně vhodných habitatů tetřívka je nezbytný předpoklad pro jeho úspěšnou ochranu. Vedle poznání habitatových preferencí je ale důležité vyhodnotit i prostorové a disperzní nároky tetřívků, které mohou často – zvláště ve fragmentovaném prostředí Krkonoš – znamenat zásadní limit fungování udržitelné populace zájmového druhu. Vedle habitatového modelování slouží pro poznání těchto nároků přístupy modelování konektivity, kdy je na základě vztahu druhu k relevantním faktorům prostředí a k vymezení bariér všech typů definována míra prostupnosti krajiny, tedy i potenciálního propojení dílčích populací.

Výstupy hodnocení konektivity habitatů je pak možné konfrontovat s podklady antropogenních struktur a aktivit, s daty územního rozvoje či s managementovými mapami lesního a zemědělského hospodaření. Zároveň slouží jako podklady k definování lokalit klíčových pro zachování a rozvoj populací zájmových druhů nebo pro vymezení jádrových území coby nosných prvků vymezované ekologické sítě.

**Box 4: Modelování konektivity**

Modelování konektivity vychází ze dvou metodických konceptů: jednak z vyhodnocení tzv. cesty nejnižších nákladů (*least cost path*; 17), jednak z přístupu založeného na teorii elektrických obvodů (*circuit theory*; 18). Nově se dále rozvíjí modulární přístup, který při modelování pravděpodobnosti pohybu vyhodnocuje i dosavadní trajektorii pohybu organismu (19). Princip modelování cesty nejnižších nákladů předpokládá alespoň základní znalost prostředí, ve kterém se organismus pohybuje – zjednodušeně řečeno, hledá nejsnazší cestu do cíle, tedy propojení předem definovaných jádrových území či „nášlapných kamenů", tj. vhodných biotopů vzdálených od sebe maximálně jednotky kilometrů, které umožní migraci. Naproti tomu přístup založený na teorii vodivosti vyhodnocuje komplexní konektivitu habitatů bez ohledu na rozmístění jádrových území. Klíčovým vstupním podkladem pro oba metodické postupy je tzv. rezistenční povrch, který definuje míru prostupnosti prostředí nebo naopak rozsah bariérového efektu krajinných struktur.

Model konektivity tetřívka obecného v Krkonoších a Jizerských horách byl zpracován ve dvou variantách, které odrážejí jak současný stav, tak i potenciál možného propojení lokalit vhodného habitatu. V obou případech model ukazuje celkovou konektivitu habitatů v celém modelovém území, liší se pak způsobem hodnocení obsazenosti jádrových území. Model současného stavu konektivity představuje charakter propojení těch plošek vhodného habitatu, které jsou aktuálně obsazeny populací tetřívka obecného v Krkonoších (obr. 13). Tento model tak vystihuje současný stav populace, fragmentované do mnoha větších či menších ostrůvků, které jsou od sebe v řadě případů vzdáleny více než 3 km, což je limitní vzdálenost možného kontaktu.

Druhá varianta (obr. 14) představuje model potenciální konektivity, který ukazuje míru propojení nejen obsazených lokalit, ale i všech dalších jádrových území vhodného habitatu, kde však nebyl v posledním roce monitoringu tetřívek zachycen. Výstup tak ukazuje pozitivnější obraz míry propojení potenciálně vhodných habitatů, kdy jen několik málo koridorů přesahuje délku 3 km (obr. 14). Zde je však nutné vnímat zvláště kriticky reálnou prostupnost koridorů, která může být zásadně ovlivněna intenzitou využívání liniových struktur i rozmístěním dalších rušivých aktivit v území.

## Jak dál?

Propojená oblast Krkonošského národního parku a CHKO Jizerské hory představuje enormně exponované území, kde dochází k významné koncentraci rušivých lidských aktivit, a to zejména v souvislosti s rekreačním využíváním prostředí. Dosavadní vývoj využití krajiny, a hlavně intenzita rekreačního využití území, s sebou přinášejí vysokou míru fragmentace antropogenními strukturami, které vytvářejí významné bariéry z hlediska prostupnosti krajiny. Spolu se zánikem vhodných biotopů (např. zarůstáním imisních holin) představuje rušení a fragmentace populací tetřívka kritické faktory pro jeho dlouhodobé přežití. Stanovení míry vhodnosti habitatů, vymezení jádrových území jeho aktuálního či potenciálního výskytu a určení jejich prostorových parametrů tak představují potřebné podklady pro hodnocení dopadů antropogenních aktivit a zároveň plánování opatření v rámci ochranářského managementu druhu.

Modely konektivity představují objektivní a opakovatelný přístup k hodnocení míry propojení, resp. izolovanosti jádrových území na různých prostorových škálách. Vedle komplexního zachycení míry konektivity habitatů, resp. populací zájmových druhů, mohou sloužit i jako podklad pro vymezování ekologické sítě. Tetřívek obecný je příkladem druhu velmi citlivého na pokles propojení habitatů, a proto může dobře fungovat jako vlajkový druh pro ochranu konektivity horské krajiny. Vedle regulace dopadů fragmentace a rušivých vlivů rekreační zátěže představuje ochrana propojenosti jeho stanovišť klíčovou výzvu současného managementu.

**Literatura**


1. Vystoupil, J., Holešinská, A., Kunc, J., Maryáš, J., Seidenglanz, D., Šauer, M., & Viturka, M. *Atlas cestovního ruchu České republiky.* (Ministerstvo pro místní rozvoj, 2006).

2. Flousek, J. Vliv lyžování na horskou přírodu: shrnutí současných poznatků a stav v Krkonoších. *Opera Corcontica, January,* 15–60 (2016).

3. Hirzel, A. H. & Le Lay, G. Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology 45*, 1372–1381 (2008).

4. Franklin J. Mapping species distributions – Spatial inference and prediction. New York: *Cambridge University Press* (2010)

5. Basille, M., Calenge, C., Marboutin, É., Andersen, R. & Gaillard, J.–M. Assessing habitat selection using multivariate statistics: Some refinements of the ecological-niche factor analysis. *Ecological Modelling 211*, 233–240 (2008).

6. Guisan, A. & Zimmermann, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling 135*: 147–186 (2000).

7. Hirzel, A. H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C. & Guisan , A. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling 199*, 142–152 (2006).

8. Thuiller, W., Arau, M. B. & Hirzel, A. H. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography 4*: 437–448 (2004).

9. Basille, M., Van Moorter, B., Herfindal, I., Martin, J., Linnell, J. D. C., Odden, J., Andersen, R. & Gaillard, J.–M. Selecting habitat to survive: the impact of road density on survival in a large carnivore. *PloS one 8*: e65493 (2013).

10. Martin, J., Revilla, E., Quenette, P.–Y., Naves, J., Allainé, D. & Swenson, J. E. Brown bear habitat suitability in the Pyrenees: transferability across sites and linking scales to make the most of scarce data. *Journal of Applied Ecology 49*, 621–631 (2012).

11. Huck, M., Jędrzejewski, W., Borowik, T., Miłosz-Cielma, M., Schmidt, K., Jędrzejewska, B., Nowak, S. & Mysłajek, R. W. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica 55*, 177–192 (2010).

12. Zimmermann, F. & Breitenmoser, U. Potential distribution and population size of the Eurasian lynx Lynx lynx in the jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges Potential distribution and population size of the Eurasian lynx Lynx lynx in the Jura Mountains and possible corridor. *Wildlife Biology 13*: 406–416 (2007).

13. Hirzel, A. H., Hausser, J., Chesse,l D. & Perrin, N. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat suitability maps without absence data. *Ecology 83*, 2027–2036 (2002).

14. Phillips, S., Anderson, R. & Schapire, R. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling 190*, 231–259 (2006).

15. Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E. & Yates, C. J. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions 17*, 43–57 (2011),

16. Merow, C., Smith, M. J. & Silander, J. A. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography 36*, 1058–1069 (2013).

17. Beier, P. & Noss, R. F. Do Habitat Corridors Provide Connectivity?. *Conservation Biology 12*, 1241–1252 (2008).

18. McRae, B. H. Isolation by resistance. *Evolution 60*, 1551–1561 (2006).

19. Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Saerens, M., Kivimäki, I., St. Clair, C. C., Herfindal, I. & Boitani, L. Predicting the continuum between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. *Journal of Animal Ecology 85*, 32–42 (2016).



Doporučená citace kapitoly:

Romportl, D., Zýka, V., Pelikánová, H..: Fragmentace a konektivita habitatů tetřívka v Krkonoších a Jizerských horách. In: Tomášek V., Volf O., Mikslová K., Pelikánová H. (eds) (2023): Tetřívek – Poslední šance? Správa KRNAP, 208 s., ISBN 978-80-7535-160-9

# 6.4 Rušení – poslední kapka

## Ondřej Volf

Jedním ze zásadních vlivů, které nepříznivě ovlivňují tetřívky v oblastech s častou přítomností lidí, je rušení. Pokud k němu dochází v klíčových částech jejich biotopu, na zimních stanovištích, tokaništích nebo hnízdištích, může mít až fatální následky. Nadměrná návštěvnost, trasování turistických, běžkařských či skialpinistických tras přes tokaniště a lokality se zimním výskytem tetřívků, nepředvídatelný pohyb lidí mimo značené cesty, hluk z dopravy nebo z technických zařízení – to vše nepříznivě ovlivňuje kondici tetřívků, a tedy i jejich přežívání. Rušení hraje významnou roli zejména v malých a fragmentovaných populacích, čehož jsou názorným příkladem Krkonoše i všechny zbývající oblasti v ČR. Zdrojů rušení může být velké množství, přičemž se vzájemně mohou překrývat a zesilovat.

Pro zjištění, jestli a jak ovlivňuje rušení lidmi tetřívky, byla vypracována celá řada studií. Podle studie vlivu hluku na ptáky (1) byl tetřívek zařazen do skupiny 12 nejcitlivějších druhů, co se týče vlivu hluku na jejich funkční existenci, s kritickou hladinou hlukového zatížení 47 dB pro noční a 52 dB pro denní druhy. Rušivým faktorem je pro něj rovněž světelné znečištění během noci.

Turistické aktivity jsou v poslední době považovány za nejvýznamnější faktor ovlivňující populace lesních kurů, včetně tetřívka, v horských oblastech Evropy (2). Výsledky studií z alpských zemí a Britských ostrovů prokazují významný negativní vliv výstavby a provozu lyžařských areálů nebo přímého rušení tetřívků pěšími turisty a lyžaři (např. 3, 4, 5, 6, 7).

Arlettaz et al. (8) zjistili ve čtyřech dnech opakovaného rušení tetřívků trvalý nárůst stresového hormonu kortikosteronu. Už jediné vyplašení za den zvýšilo jeho hladinu na 120 až 150 % normální koncentrace, každé další vyrušení prodlužovalo dobu jeho odbourávání. Baltic et al. (9) doplňují, že rušení prodlužuje dobu sběru potravy o 23 % ráno a o 12 % za celý den, čímž o stejné procento zvyšuje riziko predace pro vyplašeného jedince. Každé rušení navíc přináší energetické ztráty ve výši 2–4 % celodenní potřeby. Uvádí rovněž, že tetřívek je s ohledem na riziko vyhladovění mnohem zranitelnější než tetřev hlušec. Schranz (10) přidává i dříve začínající a delší podvečerní sběr potravy samců tetřívků v rušených lokalitách. Trvale stresovaný tetřívek má zdravotní problémy a roste u něho riziko, že podlehne špatnému počasí nebo bude uloven predátorem.

Rušení tetřívka bylo experimentálně zkoumáno také v Anglii (11). Uvádí se tzv. úniková vzdálenost, tj. vzdálenost od rušivého faktoru, po jejímž překročení dojde k vyvolání buď „statické“ reakce – změny chování či znehybnění – nebo „aktivní“ reakce – odletu vyrušených ptáků. Zde závisela na ročním období a předchozí expozici rušení. Průměrná úniková vzdálenost byla 71 m v zimě, 80 m na jaře, 22 m v létě a 27 m na podzim. Ptáci, kteří měli větší předchozí zkušenost s rušením, reagovali v průměru na 55 m ve srovnání s průměrnou reakční vzdáleností 34 m u ptáků s menší zkušeností s rušením.

Ve zpracovaném přehledu rušivých vzdáleností u vybraných druhů ptáků (12) je bezpečná vzdálenost, při níž nedojde k vyrušení hnízdící samičky člověkem, určena jako větší než 100 až 150 m, tokaniště není pasivně rušeno při vzdálenosti větší než 500 až 750 m. Aktivní vzdálenosti pro vyrušení byly kratší, s horními limity 10 až 50 m pro hnízdící samičky a 300 až 500 m pro tokaniště. Na základě odborného průzkumu a dalších dostupných informací se dřívější doporučené vzdálenosti 300 až 1 000 m od zdrojů rušení zdají být mírně nadnesené. V článku o managementu lesů je jako bezpečná vzdálenost pro lesní práce pro tetřívka uváděno 300 až 1 000 m (13).

Schranz (10) a Arlettaz et al. (14) na příkladu Alp uvádějí, že některá jejich sledování naznačují schopnost tetřívků přivykat přítomnosti člověka v případech, kdy nedochází k jejich přímému kontaktu s lidmi, kteří se věnují různým sportovním aktivitám, ne-li se na ni dokonce adaptovat. Významnou výhodou je však v podobných situacích velikost Alp, kde stále ještě existují rozsáhlá nerušená či jen minimálně rušená útočiště pro ohrožené druhy, jako je tetřívek.

Tost et al. (15) na Lünebergském vřesovišti vybavili tetřívky GPS vysílači a sledovali jejich aktivitu v závislosti na návštěvnosti turistických stezek vedoucích přes biotop tetřívků. Zjistili, že ptáci využívali prostředí v blízkosti stezek v době, kdy zde

Obr. 1 Je klidové území opravdu klidové? Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

bylo minimum lidí (za svítání a v noci), kdežto během dne se jim vyhýbali.

Schopnost snášet i poměrně vysokou míru rušení v případě, že se jedná o známý a trvalý zdroj, prokazují i tetřívci u nás. V Krušných horách dříve i nyní nebyla výjimkou aktivní tokaniště nacházející se v dohledové vzdálenosti od sídel nebo rozptýlených chalup. Donedávna takto tetřívci tokali mezi domy na Cínovci, největší tokaniště na západě pohoří jsou v blízkosti Božího Daru nebo Abertam (vlastní data). Stejně tak se tetřívci adaptovali na střelby a cvičení ve vojenských prostorech Boletice, Libavá nebo Hradiště (Doupovské hory). Jako mnohem závažnější problém se proto jeví rušení nenadálé, špatně předvídatelné nebo nezvyklé. Míra intenzity negativního působení rušení se mění v závislosti na charakteru stanoviště, které je jím ovlivněno.

## 6.4.1 Když je opravdová zima

Kritickým obdobím pro přežívání tetřívků je zima. Tu zčásti tráví pod sněhem, do kterého si vyhrabávají nory a nechají se zapadat sněhem. Takové iglú je chrání před nepřízní počasí i před predátory. Úkryt opouštějí jen po ránu a v podvečer, aby nasbírali potravu a doplnili tak zásoby energie (např. 16). Každé další opuštění nory 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 (např. 17). I mírná úroveň rušení zimními aktivitami, např. pohybem lyžařů ve volném terénu, vyvolává u vyplašených ptáků chronický stres s následnými dopady na jejich zdravotní stav, včetně zvýšené mortality nebo následně neúspěšného rozmnožování (např. 9, 14, 18). Ptáci tráví druhý den po vyrušení delší čas získáváním potravy,

ztrácejí větší množství energie, o kterou by nepřicházeli ve sněhovém úkrytu, roste riziko jejich predace a méně také využívají jinak vhodné zimní biotopy v případě jejich rušení lyžaři.

Braunisch et al. (19) uvádějí, že zimující tetřívci se vyhýbají lyžařským areálům a oblastem volné přírody s častým pohybem lyžařů a návštěvníků na sněžnicích. Zjistili, že 10 % ploch se zimním výskytem tetřívka bylo ve sledovaných alpských lokalitách úplně ztraceno kvůli rozvoji lyžařské infrastruktury. Dalších 67 % ploch je s více než desetiprocentní pravděpodobností někdy navštíveno, a tedy i rušeno lyžaři a pouhých 23 % plochy vhodných biotopů zůstalo nerušených. Patthey et al. (20) doplňují výrazný negativní vliv zimních sportovních aktivit na tokající tetřívky – zjistili pokles jejich lokální početnosti v lyžařsky frekventovaných oblastech až o 36 %.

V bavorských Alpách byla zjištěna úniková vzdálenost před lyžaři a sněžnými rolbami menší než 10 až 30 m pro tetřívky v úkrytu a větší než 30 až 100 m pro tetřívky na otevřené ploše (2). Délka únikových letů od zdrojů rušení se pohybovala v rozmezí 50 až 1 500 m, podle blízkosti přiblížení.

Při hodnocení vlivu rušení je nutno brát v potaz také režim na lyžařských trasách – většinou se počítá s pravidelnou údržbou. Mechanismy na údržbu tratí projíždějí každodenně stopu v ranních a pozdně odpoledních, případně večerních hodinách. V některých případech je dokonce plánováno večerní osvětlení. Výstavba komunikací navíc přitahuje další lidské aktivity (občerstvení, útulny), v jejichž důsledku se zvyšuje hladina rušení v širším okolí.

## Tokaniště v (ne)klidu

Tokaniště je klíčovou plochou, v jejíž blízkosti tráví většina tetřívků celý svůj život (např. 21, 22). Průměrný samec žije celý život do 1 kilometru od tokaniště (resp. od místa vylíhnutí v jeho blízkosti), adultní samice se v průměru přemisťují do 5 km, mladé samice do 10 km (např. 23, 24, 25, 26). Největší význam má tokaniště samozřejmě během jara, kdy zde dochází k toku ptáků. V tomto období se tu shromažďují samci, bojují o samice a nejúspěšnější z nich se s nimi páří. Jsou-li tetřívci vyrušeni, odletí, nastane-li klid, vracejí se zpět. Jsou-li vyplašeni opakovaně, vrátí se až další den. Nastává-li takováto situace každodenně, mohou mít rušení ptáci problémy s rozmnožováním. V extrémním případě vůbec nemusí dojít k páření, samice není oplodněna a tohoroční hnízdění je neúspěšné (zhruba 90 % samic totiž kopuluje pouze jednou během celého hnízdního období – 27, 28). Snižuje se tak pravděpodobnost optimální hnízdní úspěšnosti, která by měla vyrovnávat přirozené ztráty v příslušné populaci (např. 27). Pro tokaniště se uvádí úniková vzdálenost tetřívků, vyvolávající jejich „statickou“ reakci (změnu chování, znehybnění apod.), v průměru 285 m s rozpětím 100 až 750 m (80 % reakcí). Pro „aktivní“ reakci (odlet vyrušených ptáků) je to průměrně 178 m s rozpětím 50 až 500 m (28).

**Hnízdění**

Slepice se vyhýbají blízkosti silnic, lesních cest a turistických stezek. Silnice mohou zhoršovat kvalitu stanoviště přímo degradací vegetace a nepřímo zvýšeným rušením. Pravděpodobnost přítomnosti úspěšně i neúspěšně hnízdících samic byla nižší, když byla v kruhu o průměru 30 metrů přítomna infrastruktura cestovního ruchu (silnice, lesní cesty a turistické stezky). Výskyt samic vodících kuřata byl negativně korelován s blízkostí silnic (29).

## Další a další zdroje rušení

V poslední době je potenciálním zdrojem rušení – v České republice zejména v Krušných horách – výstavba a provoz větrných elektráren. I v případech, kdy nedochází ke změnám biotopu tetřívka, může neustálé vyrušování způsobit vymizení druhu (30, 31, 32). Větrné elektrárny (VTE) jsou ovšem zdrojem celého komplexu negativních faktorů, jako jsou zábor biotopu, rušení, přímé zabíjení či omezení migrace (33, 34). Nepřímým vlivem je nárůst predace z důvodů vyšší početnosti krkavcovitých ptáků a šelem přitahovaných kadávery pod stožáry větrných elektráren.

**Box: Rušivé vlivy spojené se stavbou a provozem VTE**

V průběhu stavby:

K nejvýznamnějším negativním vlivům, které mohou ohrozit populace ptáků, patří vlastní výstavba větrných elektráren a některé důsledky s ní spojené. Primárně jde o náhlé a nepřirozené děje způsobené zejména

mnohonásobným zvýšením počtu osob, které se v lokalitě pohybují. Nejen v době výstavby, ale i po skončení stavby přitahují větrné elektrárny mnoho zájemců,

nutností vybudovat zpevněné komunikace pro zajištění odpovídající dopravní obslužnosti,

provedením výkopů o délce mnoha kilometrů pro uložení kabelů,

zvýšenou hlučností způsobenou dopravou (průjezdem extrémně těžkých a hlučných vozidel zajišťujících transport stavebních hmot, komponentů vlastní elektrárny, odvozu zeminy a odpadů, zemních stavebních strojů) a stavebními pracemi (včetně kácení a odstraňování dřevin),

zpevněnými komunikacemi, které budou ve zvýšené míře využívány cykloturisty z blízkého i vzdáleného okolí.

Za provozu:

Zejména v prvních letech po uvedení do provozu probíhá zvýšený pohyb lidí mimo vlastní údržbu a kontroly správci zařízení. Hodnoticí studie vlivu VTE v provozu na tetřívka obecného v rakouských Alpách konstatovala pokles až vymizení populace z území větrného parku (35).

Zdrojem rušení je pravděpodobně také provoz mysliveckých zařízení. Zvýšený pohyb osob, vozidel a hluk v době lovu způsobují vyrušování i zcela mimo komunikace, v lesních porostech, a to hlavně na podzim, tedy v době intenzivního sběru potravy před zimním obdobím. Posedy a kazatelny jsou také místem, které mohou využívat ptačí predátoři. Aktivní reakce na přítomnost psa je variabilní, ale vzdálenost činí v průměru 2 m pro hnízdící ptáky a 39 m pro ptáky s kuřaty (36).

Dalším problémem mohou být nově se objevující sportovní a rekreační aktivity, jako jsou např. jízda na terénních vozidlech různých typů (sněžné skútry, motorky, čtyřkolky, offroady, …), snowkiting (jízda na lyžích za padákem) atd.

Obr. 2 Výstavba a rozvoj skiareálů mají negativní vliv na populaci tetřívka, lanová dráha na Lysou horu.
Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

## Jak je to s rušením u nás

V českých oblastech s výskytem tetřívka lze rušení považovat za významný negativní faktor. Projevuje se ale s různou intenzitou a různými způsoby. Za základní problém je nutno považovat lyžování a jeho vliv na zimující ptáky. Stejně tak ovšem velmi negativně působí rušení na tokaništích, během hnízdění i v době podzimního sběru potravy. V Jizerských a v Krušných horách nejsou hlavním problémem sjezdové areály, běžecké lyžování je však i zde často velmi konfliktní. Nevhodné vedení turistických tras, cyklostezek a běžeckých stop ovšem trápí tetřívky ve všech našich pohořích.

**Případ Krkonoše**

Asi nejsilněji škodí rušení lyžařskými a turistickými aktivitami tetřívkům v Krkonoších. V tomto národním parku je významným potenciálním zdrojem rušení i výstavba a provoz lyžařských vleků, lanovek a přidružené infrastruktury.

Názorně lze vliv turismu na přírodu Krkonoš předvést na číslech o jejich návštěvnosti. Podle studie zpracované v letech 2017 až 2018 (37) navštívilo pohoří v roce 2018 téměř 3,8 miliónu návštěvníků, kteří zde strávili bezmála 12 miliónů pobytových dní. V porovnání s dalšími chráněnými územími světa je Krkonošský národní park, včetně ochranného pásma v absolutních číslech nejnavštěvovanější a při přepočtu na plochu pak třetí nejnavštěvovanější národní park na

Obr. 3 Vrchol kotle s nelegálním pohybem skialpinistů. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

světě (38, 39). Vysokou návštěvnost dokládají konkrétní čísla ze dvou sčítačů instalovaných správou parku. Pro rok 2018 jsou uváděna tato čísla: Výrovka – kaplička: 90 422 pěších turistů, 9 403 automobilů, 10 301 cyklistů; mohyla Hanče a Vrbaty: 75 491 pěších turistů, 2 217 automobilů, 10 643 cyklistů.

Atraktivnost Krkonoš a jejich extrémní návštěvnost jsou doprovázeny celou řadou rozvojových aktivit, které vedou k fragmentaci území (cestní sítí intenzivně využívanou v létě i v zimě, včetně její mechanizované údržby v zimním období, rozvojem lyžařských areálů, výstavbou různého typu apod.). Fragmentace prostředí, často spojená se ztrátou vhodných biotopů pro dotčené organismy, negativně ovlivňuje přírodní prostředí, přispívá ke ztrátě biologické rozmanitosti, narušuje potravní vazby, tříští populace volně žijících živočichů atd.

V Krkonoších v některých lokalitách procházejí značené turistické cesty s extrémní návštěvností přímo přes tokaniště či místa se zimním výskytem druhu nebo jdou v jejich bezprostřední blízkosti. Na řadě cest je registrován frekventovaný pohyb vozidel přes tokaniště nebo k objektům v jejich blízkosti. Kritický je nelegální pohyb i malého množství zimních návštěvníků mimo značené cesty na lokalitách zimního výskytu tetřívků (39). Bohužel, v Krkonoších je pro vyrušeného tetřívka značný problém nalézt jiné vhodné území, kde je zaručen klid, zvláště když se návštěvníci velmi často pohybují také v nepřístupných, nejpřísněji chráněných částech národního parku (např. freeriding v Kotelních jamách, běžkování na pláních Labské louky, skitouring na svazích Studniční hory, snowkiting na Bílé louce). I zde nám k uvědomění si míry rušení dobře poslouží statistiky nelegálních

Obr. 4 Uzávěry někdy nestačí… Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

Obr. 4 Rozježděná Mumlavská louka. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

vstupů do 1. zóny KRNAP řešených strážci Správy KRNAP (2015: 1 520; 2016: 1 189; 2017: 1 245 případů). Významným problémem přitom mohou být hlavně opakované vstupy jen několika málo jednotlivých lyžařů (39).

## Pozor, vyletí ptáček!

Kritickým vlivem objevujícím se v poslední době na Šumavě, ale zejména v Krušných horách je rušení způsobené fotografy přírody. Tato honba za dalším vlastním, zbytečným obrázkem přispěla ke snížení početnosti druhu v oblasti Černé louky ve východních Krušných horách, hrozivá situace bývá na lokalitách Oldříšský vrch, Boží Dar, Hřebečná či Přebuz. Po téměř celou dobu toku jsou zde bez jakékoliv součinnosti s orgány ochrany přírody instalovány fotografické kryty, nezřídka dva nebo tři vedle sebe. Fotografové po pořízení záběru kryty opouštějí, běžně v průběhu toku, takže dochází k rušení tokajících ptáků v jednom z nejcitlivějších období jejich ročního životního cyklu.

Rušení zesílilo s mohutným vzestupem návštěvnosti českých hor v době omezení z důvodu covidové pandemie. Cestovat do zahraničí nebylo možné, takže lidé jako by znovuobjevili české hory. To se projevilo nejen v již tak silně zatížených Krkonoších, na Šumavě nebo v Jizerských horách, proudy lyžařů i pěších turistů doslova zaplavily i Krušné hory, stejně jako další, dříve méně navštěvovaná území (viz např. 40).

## Do hor s respektem k okolní přírodě

Lze předpokládat, že úroveň rušení v důsledku turismu bude spíše vzrůstat, i když se to třeba v případě Krkonoš již ani nezdá být možné. Budou se objevovat nové aktivity i zábavy, přijdou nečekané situace. Hory jsou přístupnější s výstavbou nových cest, lanovek i díky elektrokolům. Lidé se rychle dostávají tam, kam dříve nemohli nebo by se vlastními silami nedostali. Jejich pohyb lze usměrňovat, ale jen do určité míry. Je jen na nás, jestli svým chováním tetřívky a jiné citlivé druhy z hor navždy vyženeme.

Obr. 6 Fotografické kryty na tokaništi u Hřebečné na jaře 2021. Foto: Ondřej Volf.

## Literatura


1. Garniel, A., Daunicht, W. D., Mierwald, U. & Ojowski, U. Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht, *FuEVorhaben des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn, Kiel*: 1–273 (2007).

2. Zeitler, A. Human disturbance, behaviour and spatial distribution of Black grouse in skiing areas in the Bavarian Alps. *Cahiers d'Ethologi*e 20: 381–402 (2000).

3. Zeitler ,A. Skilauf und Rauhfusshühner. *Ornithol. Beob.* 92: 227–230 (1995).

4. Zeitler, A., Glanzer, U. Skiing and grouse in the Bavarian Alps. *Grouse News* 15: 8–12 (1998).

5. Baines, D., Richardson, M. An experimental assessment of the potential effects of human disturbance on black grouse Tetrao tetrix in the North Pennines, England. *Ibis* 149 (Suppl. 1): 56–64 (2007).

6. Jenni-Eiermann, S., Arlettaz, R. Does ski tourism affect Alpine bird fauna? *Chimia*, 62: 301 (2008).

7. Coppes, J. Braunisch, V. Managing visitors in nature areas: where do they leave the trails? A spatial model. *Wildlife Biology* 19: 1–11 (2013)

8. Arlettaz, R., Patthey, P., Baltic, M., Leu, T., Schaub, M., Palme, R., Jenni-Eiermann, S. Spreading free-riding snow sports represent a novel serious threat for wildlife. *Proceedings of the Royal Society B*, 274, 1219–1224 (2007).

9. Baltic, M., Jenni-Eiermann, S., Arlettaz, R. & Palme, R. A noninvasive technique to evaluate human-generated stress in the black grouse. *Annals of the New York Academy of Sciences.* 1046: 1–15 (2005).

10. Schranz, R**.** Effects of recreation disturbance on foraging patterns and habituation potential of Alpine wildlife: a case study of black grouse, an endangered species of timberline ecosystems. Master Thesis, *University of Bern* (2009).

11. Baines, D. & Richardson, M. An experimental assessment of the potential effects of human disturbance on black grouse Tetrao tetrix in the North Pennines, England. *Ibis* 149 (Suppl. 1): 56–64 (2007).

12. Ruddock, M. & Whitfield, D. P. A review of disturbance distances in selected bird species. *Report from Natural Research (Projects) Ltd to Scottish Natural Heritage*: 1–181 (2007).

13. Currie, F. & Elliott, G. Forests and birds: a guide to managing forests for rare birds. *Forestry Authority*, Cambridge and RSPB, Sandy, UK (1997).

14. Arlettaz, R., Patthe,y P. & Braunisch, V. Impacts of outdoor winter recreation on alpine wildlife and mitigation approaches: a case study of the black grouse. In: Rixen C. & Rolando A. (eds), The impacts of skiing and related winter recreational activities on mountain environments. *Bentham Science Publishers*, 137–154 (2013).

15. Tost, D, Strauß, E, Jung, K, Siebert, U Impact of tourism on habitat use of black grouse (Tetrao tetrix) in an isolated population in northern Germany. *PLoS ONE*, 15(9) (2020).

16. Pauli, H.–R. Zur Winterökologie des Birkhuhns Tetrao tetrixin den Schweizer Alpen. – *Ornithol. Beob.* 71: 247–278 (1974).

17. Bocca M., Caprio, E., Chamberlain, D., Rolando, A. The winter roosting and diet of black grouse Tetrao tetrix in the north-western Italian Alps. *Journal of Ornithology* 155: 183–194 (2014).

18. Formenti, N., Vigano, R., Bionda, R., Ferrari, N., Trogu, T., Lanfranchi, P. & Palme, R. Increased hormonal stress reactions induced in an alpine black grouse (Tetrao tetrix) population by winter sports. *Journal of Ornithology* 156: 317–321 (2015).

19. Braunisch, V., Patthey, P., Arlettaz, R. Spatially explicit modeling of conflict zones between wildlife and snow sports: prioritizing areas for winter refuges. *Ecological Applications* 21: 955–967 (2011).

20. Patthey, P., S. Wirthner, Signorell, N., Arlettaz, R. Impact of outdoor winter sports on the abundance of a key indicator species of alpine ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 45: 1704–1711 (2008).

21. Alatalo, R. V., Höglund, J., Lundberg, A., Sutherland, W.J. Evolution of black grouse leks: female preferences benefit males in larger leks. *Behav Ecol* 3:53–59 (1992).

22. Gregersen, H. & Gregersen, F. Wildlife cameras effectively survey black grouse Lyrurus tetrix leks. *Ornis Norvegic*a 37: 1–6 (2014).

23. Warren, P. K. & Baines, D. Dispersal, survival and causes of mortality in black grouse Tetrao tetrix in northern England. *Wildlife Biology* 8: 91–97 (2002).

24. Hudec, K., Šťastný, K. *Fauna ČR. Ptáci 2/I*. (Academia Praha, 2005).

25. Marjankangas, A. & Kiviniemi, S. Dispersal and migration of female black grouse *Tetrao tetrix* in eastern central Finland. *Ornis Fennica* 82: 107–116 (2005).

26. Borecha, D. E., Willebrand, T. & Nielsen, O. K. Lek site defines annual spatial use of male black grouse (*Tetrao tetrix*). *Ornis Fennica* 94: 150–160 (2017).

27. Bowker, G., Bowker, C. & Baines, D. Survival rates and causes of mortality in black grouse *Tetrao tetrix* at Lake Vyrnwy, North Wales, UK. *Wildlife Biology* 13: 231–237 (2007).

28. Ruddock, M. & Whitfield, D. P. A review of disturbance distances in selected bird species. *Report from Natural Research (Projects) Ltd to Scottish Natural Heritage*: 1–181 (2007).

29. Patthey, P., Signorell, N., Rotelli, L., & Arlettaz, R. Vegetation structural and compositional heterogeneity as a key feature in Alpine black grouse microhabitat selection: conservation management implications. *European journal of wildlife research*, *58*, 59–70 (2012).

30. Ruddock, M. & Whitfield, D. P. A review of disturbance distances in selected bird species. *Report from Natural Research (Projects) Ltd to Scottish Natural Heritage*: 1–181 (2007).

31. Zeitler, H. P., & Glanzer. Skiing and grouse in the Bavarian Alps. *Grouse News 15*: 8–12 (1998).

32. Zeiler, H. P., Grünschachner–Berger V. Impact of wind power plants on black grouse (Lyrurus tetrix) in Alpine regions. *Folia Zoologica 58* (2): 173–182 (2009).

33. Langston, R. H., & Pullan, J. D. *Effects of wind farms on birds*. (Council of Europe, 2004).

34. Zeiler, H. P., & Gruenschachner-Berger, V. Impact of wind power plants on black grouse, Lyrurus tetrix in Alpine regions. *Folia Zoologica*, *58*(2), 173 (2009).

35. Storaas, T., Kastdalen, L., & Wegge, P. Detection of forest grouse by mammalian predators: A possible explanation for high brood losses in fragmented landscapes. *Wildlife Biology*, *5*(3), 187–192 (1999).

36. Zeiler, H. & Berger V. Windräder, ein Risiko für Wildtiere? Erfahrungen aus dem ersten Beobachtungsjahr im Wind-park Oberzeiring. *Weidwerkstatt-Wild-forschung* 1: 1–8 (2003).

37. Zeiler, H. & Berger V. Windräder, ein Risiko für Wildtiere? Erfahrungen aus dem ersten Beobachtungsjahr im Wind-park Oberzeiring. *Weidwerkstatt-Wild-forschung* 1: 1–8 (2003).

38. Balmford, A., Green, J. M., Anderson, M., Beresford, J., Huang, C., Naidoo, R., Walpole, M., Manica, A. Walk on the wild side: estimating the global magnitude of visits to protected areas. *PLoS biology*, *13*(2), e1002074 (2015).

39. Flousek, J. Přežijí krkonošští tetřívci rok 2040. *Ochrana přírody*, *74*(2), 6–9 (2019).

40. Cukor, J., Linda, R., Andersen, O., Eriksen, L. F., Vacek, Z., Riegert, J. & Šálek,M. Evaluation of spatio-tempo-ralpatterns of predation risk to forest grouse nests in the c entral European mountain regions. *Animals 11,* 1–16 (2021).

# 6.5 Technické překážky – smrtící nástrahy v letu

## Václav Tomášek a Karolina Mikslová

V současnosti se rozlišuje několik typů překážek představujících rizikové objekty pro letící ptáky. Málo viditelné překážky mohou ohrozit letící tetřívky tím, že do nich ptáci narazí a zraní se, často i s fatálními následky. V českých podmínkách jsou za problematické kolizní zařízení považovány (řazeno dle významu) lesnické oplocenky, lanovky a vleky, větrné elektrárny, elektrické ohradníky a vedení vysokého napětí. Nejvíce jsou v tetřívčích plochách napříč ČR zastoupeny první 3 typy zařízení, jejichž negativní dopad lze při nastavení pravidel minimalizovat.

Že nejde o zanedbatelný problém, naznačují četné studie věnované právě kolizím tetřevovitých ptáků s různými typy překážek (1, 2, 3, 4).

### Nebezpečné přízemní překážky

Nejrozšířenějším typem kolizních zařízení u nás jsou lesnické oplocenky. V ČR se zhotovují z uzlového pletiva připevněného mezi kůly o výšce 1,5 až 2 metry. Uzlové pletivo je však špatně viditelné, zejména pak při snížené viditelnosti, tj. za úsvitu, za soumraku, při dešti či sněžení nebo v mlze. Dosavadní poznatky ukazují, jak významný vliv mohou mít oplocenky na mortalitu tetřívků (1, 5). Opakovaným procházením vybraných oplocenek bylo zjištěno, že na 1 kilometr pletiva připadá 0,4 až 1,5 uhynulého tetřívka ročně (1, 6, 7). Přesnější výsledky zjištěné pomocí telemetrie pak odhalily, že oplocenky mají na svědomí 13 až 40 % úmrtí ze sledovaných jedinců tetřevovitých v závislosti

Obr. 1 Široce užívané pletivové oplocenky z uzlového pletiva. Foto Václav Tomášek.

Obr. 2 Ukázka před instalací třepetalek. Foto Andrea Svobodová.

Obr. 3 Zabezpečení pastviny v enklávě Klínových bud (využity „třepetalky“ na horním lanku ohradníku). Foto Andrea Svobodová.

na sezóně a množství oplocenek (8, 7). Jedná se tak o jednu ze dvou hlavních příčin mortality, zpravidla hned po predaci. Je tedy patrné, že oplocenky představují pro tetřívka významné nebezpečí, navíc v ČR jsou s ohledem na vysoké stavy spárkaté zvěře oplocenky prakticky všudypřítomné. Všechny telemetrické studie negativní vliv drátěných oplocenek potvrzují a doporučují zabezpečit stávající pletiva, tedy zviditelnit je či nahradit jinými, bezpečnými materiály, například dřevěnými, čímž počet kolizí klesne až o 90 % (1, 8, 9).

Nezabezpečené oplocenky z pletiva představují smrtící past pro celou řadu dalších druhů ohrožených ptáků – sýčka obecného, jestřába lesního, tetřeva hlušce, sovu pálenou, krahujce obecného, výra velkého atd. (6, 10, 11). V ČR se tomuto problému věnují jednotlivé instituce v rámci regionálních aktivit. Dosud tak chybí celostátní legislativní nařízení, které by nebezpečné oplocenky jasně definovalo a dále omezovalo jejich používání. Jak ukazuje analýza výskytu nebezpečných oplocenek v Beskydech, riziko spojené s nárazem ptáků do pletiva narůstá s četností výskytu oplocenek. Tento výskyt se však mezi dílčími oblastmi značně liší (12). Průměrně se u nás oplocenky vyskytují asi na 7 % lokalit s výskytem tetřeva hlušce. Nebezpečné oplocenky je tak nutné po jednotlivých plochách a dle poznatků o výskytu druhů ptáků náchylných ke kolizím zabezpečovat nebo postupně nahrazovat. Podobně bylo v nedávné minulosti přistoupeno k postupnému zabezpečení sloupů vysokého napětí nebezpečných z hlediska úrazů ptáků proudem.

Obr. 4 Tetřívek nalezený po nárazu do překážky. Foto Václav Tomášek.

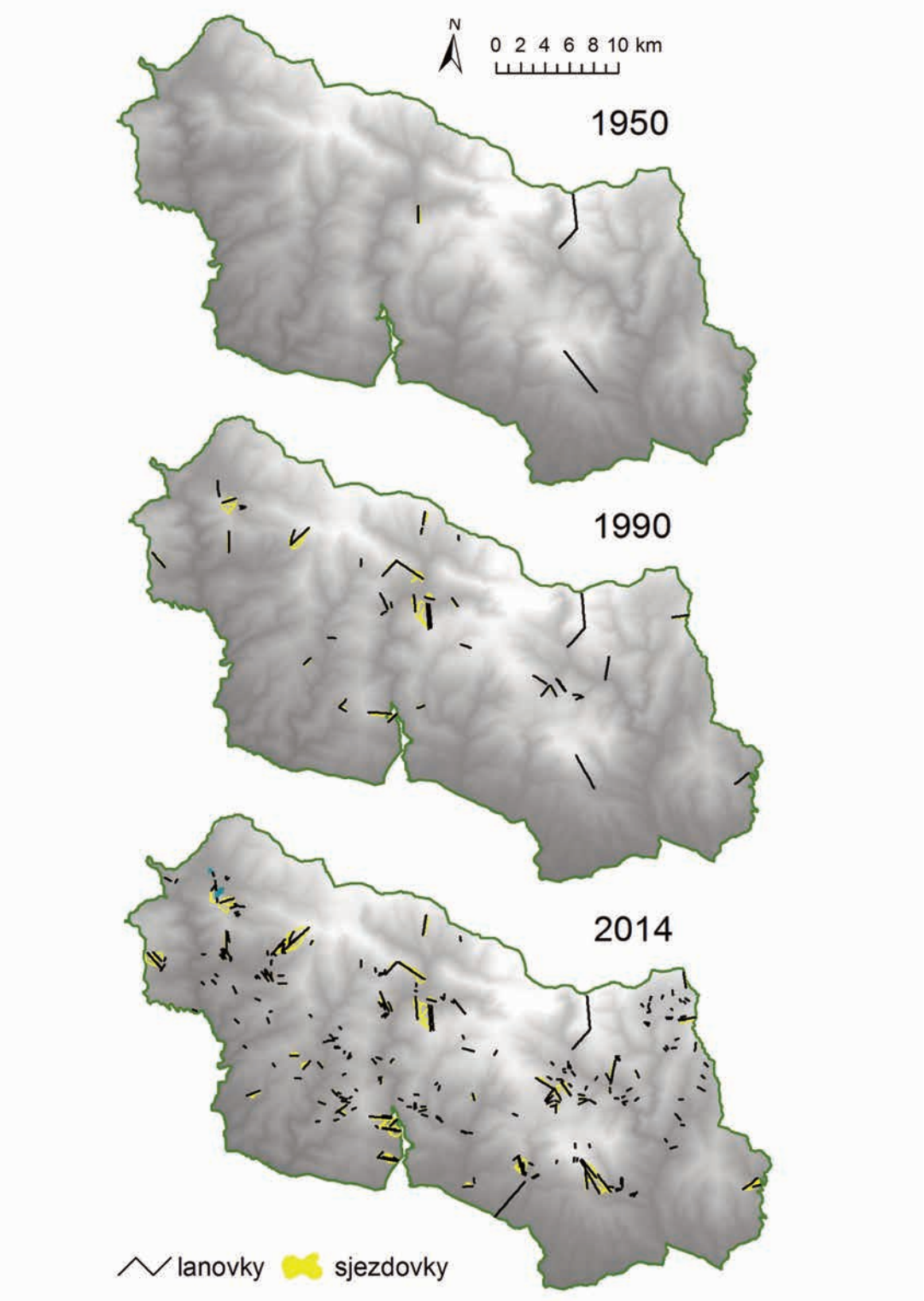
Elektrické ohradníky se na lokalitách s výskytem tetřívků nacházejí jen výjimečně. Trvalé vodiče nejsou z klimatických důvodů v horách používány. V Krkonoších jsou nejvíce pro pastvu využívány elektrické sítě, které jsou viditelné a neměly by být pro letící ptáky významným problémem. V případě využití elektrických lanek (1 až 4 linie nad sebou natažené mezi kůly) bylo s příslušnými hospodáři domluveno jejich viditelné označení s využitím gumotextilní pásky omotané kolem horního lanka ohradníku nebo zavěšením „třepetalek“ na jeho horní lanko. V několika enklávách v Krkonoších a v Jizerských horách pak byla použita viditelná barevná horní lanka, jako např. na enklávě Klínových bud (viz obr. 2 a 3).

## Nadzemní kolizní překážky

Na žádné z tetřívčích lokalit v Krkonoších ani v Jizerských horách se nenacházejí větrné elektrárny a nebyla zde nalezena ani riziková elektrická vedení. Tento problém je však o to významnější pro tetřívčí populaci krušnohorskou. Zdejší hory mají totiž značný potenciál pro rozvoj větrných elektráren. Již nyní stojí v Krušných horách ve 20 lokalitách přes 70 turbín. Proto tady v posledních letech probíhá podrobné hodnocení vlivu výstavby nových větrných elektráren v okolí tokanišť tetřívka a rozsah větrných farem se omezuje. Vliv větrníků na tetřívky byl podrobně analyzován v různých částech Evropy. Negativní dopad má jednak rušení otáčející se turbíny, časté technické kontroly a také přímá mortalita letících ptáků (5, 13).

## Nebezpečné nástrahy u skiareálů

Sjezdové lyžování patří mezi nejtvrdší rekreační a sportovní aktivity v našich pohořích. Už během vzniku lyžařských areálů totiž dochází k výrazným zásahům do přírodního prostředí (odlesnění, terénní úpravy atp.) a i k samotnému provozu se pak váže řada negativních faktorů ovlivňujících populace nejen tetřívků, ale všech rostlin a živočichů i celých ekosystémů. Řada vlivů působí na živočichy nepřímo, jako fragmentace prostředí, rušení spojené s provozem skiareálů, světelné znečištění během večerního lyžování a celý místní rozvoj založený na zpřístupnění hor a zkvalitňování služeb pro nekonečný příliv turistů (výstavba apartmánů, parkovišť a další kumulativní vlivy). Pro ptáky však představují přímé nebezpečí i samotná lana lanových drah (LD) a lyžařských vleků (LV), a to obzvláště za špatné viditelnosti. Náraz do lana LD nebo LV končívá pro letící tetřívky, ale i dravce, sovy, sluky lesní (*Scolopax rusticola*), bekasiny otavní (*Gallinago gallinago*) nebo




Obr. 5 Během 2. poloviny 20. století narostl počet lanovek a vleků na území KRNAP třináctinásobně a do roku 2014 dosáhla jejich celková délka 109 km (14). A rozvoj lyžařského průmyslu se slepě žene dále kupředu, nehledě na klimatickou změnu a zhoršující se podmínky. Dnes náš nejstarší národní park křižuje 350 LD a LV o délce 120 km a další jsou živou součástí územních plánů krkonošských obcí. S nadsázkou by se dalo tvrdit, že zde není obec, kde by chyběla sjezdovka.

Obr. 6 Slepička tetřívka nalezená pod lanovkou na Kopu v polských Krkonoších. Foto Artur Palucki.

Obr. 7 Pero slepice tetřívka obecného jako důkaz nárazu do ochranné sítě podél sjezdové trati v Horní Malé Úpě v Krkonoších. Foto Luděk Petrilák.

Obr. 8 Sluka lesní nalezená v říjnu 2014 pod lyžařským vlekem na polské straně Krkonoš. Foto Artur Palucki.

další druhy fatálně (obr. 4), jako tomu bývá i u veřejnosti známějších případů kolizí ptáků s dráty elektrického vedení nebo s prosklenými plochami.

**Cenné poznatky ze zahraničních studií**

Že jsou to právě tetřevovití, pro něž jsou střety s lanovkami vleků jedním z nejvýznamnějších faktorů mortality, potvrzují studie z Alp a Pyrenejí (3, 15, 16). Během průzkumů v letech 1997 až 2009 sledovala francouzská observatoř *Mountain Galliformes Observatory* kolize ptáků s lany ve 225 skiareálech ve francouzských Alpách a Pyrenejích. V nadpoloviční většině areálů (137) bylo nalezeno celkem 835 mrtvých jedinců šesti druhů řádu hrabavých (771 exemplářů). Zbylých 64 případů zahrnuje dravce a další blíže nespecifikované druhy ptáků. Tetřívek obecný vyskytující se jen v Alpách tvořil 70% podíl všech zde nalezených exemplářů a nálezy tetřeva žijícího v Pyrenejích tvořily 45 %. Neméně zajímavé jsou podrobné údaje k ostatním obětem nárazů – ve francouzských Alpách tvořil 15 % nálezů bělokur horský (*Lagopus muta*), 6 % orebice horská (*Alectoris graeca*) a 1 % jeřábek lesní. V Pyrenejích byla kromě případů bělokura horského (27 %) poměrně hojně zastoupena (23 %) také koroptev polní.

Je nutné brát v potaz, že zjištěné údaje jsou značně podhodnocené. Velkým úskalím studií zaměřených na zjištění mortality ptáků je totiž samotné dohledávání kadáverů, které většinou zlikvidují pohotoví predátoři ještě dříve, než mohou být vůbec nalezeny. Mrtvé exempláře také nemusí nutně ležet přímo pod lanem, od úrovně lana se mohou odrazit do vzdálenosti 10 až 50 metrů. Bělokur horský byl ale například objeven i více než 600 metrů od dráhy vleku. V ještě větších vzdálenostech – od 200 do 2 000 metrů – byli nacházeni ptáci umírající nebo uhynulí následkem zranění (poranění křídel, hluboké řezné rány nebo vnitřní krvácení). Své s sebou nese i roční období – v zimě jsou mrtví ptáci díky sněhové pokrývce lépe dohledatelní, v letním období snižuje úspěšnost nálezů vzrostlá vegetace (15, 17, 18).

**Krkonoše nejsou výjimkou**

Kvůli zmíněným úskalím spojeným s dohledáváním kadáverů nebyly v Krkonoších střety ptáků s lany vleků a lanovek podrobněji sledovány, konkrétních dokladů proto existuje minimum. V roce 2009 se podařilo objevit uhynulého kohouta tetřívka pod lanem vleku na Pomezním hřebeni (19). Koncem dubna 2017 našel zoolog polského Karkonoskeho Parku Narodoweho

uhynulou tetřívčí slepici pod trasou lanovky na Kopu (Palucki *in litt*.). Petrilák & Losík (2012) upozorňují na rizika kolize s dalšími umělými konstrukcemi podél tratí, například se záchytnými sítěmi. V dubnu 2012 nalezli na Lesním hřebeni krycí pero tetřívčí samice zaklesnuté v síti takovým způsobem, že byla vyloučena možnost přivátí větrem. Dnes už skiareál realizuje potřebná opatření ke snížení rizika kolizí, jak je popsáno v kapitole o zabezpečování lan.

Tyto a další náhodné nálezy spolu se zkušenostmi ze zahraničí podtrhují, že konstrukce lyžařských vleků a lanových drah reálně ohrožují tetřívky a další druhy ptáků i v našich pohořích. Zoolog Artur Palucki upozorňuje na potenciální riziko kolize také pro druhy vyskytující se zde periodicky (při podzimních nebo jarních migracích), ale i druhy stálé nebo vyznačující se specifickým chováním, např. lety v malých (kolizních) výškách a za soumraku nebo noční aktivity či při migraci (Palucki *in litt*.).

**Příčiny kolizí tetřívků s lany pod lupou**

Proč jsou tetřevovití nejčastějšími oběťmi střetů s lanovkami, může být vysvětleno jejich velikostí a dalšími biologickými faktory, jako jsou pohybové vzorce během zimy a vzorce aktivity za soumraku či svítání, kdy je překážka nejméně viditelná. I za dobré viditelnosti však ke kolizím dochází. Ptáci byli nalézáni nejčastěji pod lany ve výšce kolem 8 metrů nad zemí a v celkovém rozmezí výšky lana 3 až 15 metrů nad zemí. Nejvíce případů kolizí bylo zjištěno v úsecích vedoucích lesem nebo podél jeho okraje (3). Právě umístění lyžařských středisek do typického prostředí tetřívka může způsobovat jejich vyšší mortalitu, zejména v případech, kdy jsou LD nebo LV umístěny podél porostních stěn lesa, jak dokazují výsledky z Francie, kde došlo k 85 % případů kolize v rozvolněném lese (17). K míře rizika přispívá také počasí, což obzvláště platí ve vyšších polohách s častým výskytem mlhavého nepříznivého počasí a špatné viditelnosti. Navíc se jedná o místa, kde jsou kvůli častému vyrušování turisty přelety tetřívků četnější (3, 17, 21). Ve Francii bylo nalezeno 88 % případů v zimním období a 76 % za mlhy nebo sněžení. Vše doplňuje předpoklad, že díky své velikosti a nápadnosti jsou oba druhy – tetřev i tetřívek – při průzkumech lépe dohledatelné než ostatní druhy ptáků (17).

Zahraniční studie zaměřily pozornost také na kolize v souvislosti se stářím ptáků a stářím konstrukcí. Miquet (1990) vyhodnotil nálezy 58 usmrcených tetřívků ze skiareálů v savojských Alpách. Polovina byli samci, 54 % ptáci starší jednoho roku. O mnoho vleků se žádný pták nikdy nezabil, ale tam, kde ke kolizím došlo, k nim docházelo většinou opakovaně (tj. více než jednou). Většina vleků a lanovek, o které se ptáci zabili, byla postavena před více než pěti až čtyřiceti lety. Obojí značí, že dospělí ptáci si na jejich existenci nikdy úplně nezvyknou, a to ani po dlouhé době. Stáří jedince tak v míře rizika na základě dosud získaných poznatků nehraje roli (17, 24). Totéž bylo potvrzeno i u bělokura horského (17). Z poznatků ze zahraničí se mortalita zdá být nejvyšší bezprostředně po výstavbě nového vleku. Dokládají to nálezy 17 mrtvých tetřívků pod vlekem během prvního roku od jeho výstavby (22) a dva mrtví tetřevi hned druhý den po výstavbě nového vleku (17).

**Jak velký je to problém?**

Průlomové studie z Alp a Pyrenejí přinesly první ucelené údaje o problematice kolizí ptáků s LV a LD. V našich podmínkách stvrzujeme závažnost problému několika málo náhodnými nálezy. Stále máme jen zlomek informací o skutečných počtech ptáků zabitých o lana kvůli složitému dohledávání mrtvých ptáků a podhodnoceným výsledům. Studie z Francie předpokládá, že ačkoliv hlavním zdrojem úmrtnosti tetřívka obecného v Norsku či ve Skotsku jsou srážky s ploty a elektrickým vedením (1, 7), ve francouzských Alpách mohou být vzhledem k pozorované vysoké incidenci úmrtnosti a husté síti vleků zejména ve velkých lyžařských oblastech kolize s vleky větší hrozbou (3). Jeden přístup modelování ukázal, že úmrtnost při srážkách s lany může mít negativní dopad na dlouhodobé přežití tetřeva hlušce v Pyrenejích (23). Do jaké míry přispívají střety tetřívků s lany LD a LV k jejich celkové mortalitě a jak ovlivňují celou populační dynamiku, stále není zcela známé a tyto odhady jsou námětem pro další výzkumy (3).

V České republice dnes hraje každý jedinec klíčovou roli ve hře o přežití celé populace. Proto, ale i pro ochranu všech ostatních druhů ptáků je důležité nebrat tuto problematiku na lehkou váhu a spolupracovat s provozovateli vleků na zabezpečování lan LV a LD, nehledě na jejich zpočátku poněkud nedůvěřivě pozdvižené obočí (žádného mrtvého tetřívka totiž pod svými lany nikdy nespatřili). Zabezpečování lan v rizikových oblastech je to nejmenší, co můžeme dělat pro zvýšení šance na přežití tetřívků v našich pohořích protkaných lidskými aktivitami a podnikatelskými záměry, a mělo by být samozřejmým kompenzačním opatřením všech dotčených lyžařských středisek. Praktickým opatřením proti kolizím s LV a LD se věnuje samostatná kapitola.

## Závěrem k technickým překážkám

Pro tetřívčí populace v rámci ČR bude nezbytné zpracovat dílčí projekty vedoucí k optimálnímu zabezpečení nebezpečných prvků tak, aby nedocházelo k fatálním střetům a poklesu celkové početnosti druhu. Kromě oplocenek, lan, ohradníků či elektráren mohou být z pohledu letících ptáků nebezpečné také prosklené plochy, ploty u nemovitostí, kotvicí lana rozhleden a stožárů či autodoprava. Autodoprava zde nebyla samostatně hodnocena, neboť data o jejím dopadu na tetřívka v ČR ani v jiných evropských státech dosud nejsou dostupná. V některých oblastech Krušných hor, Jizerských hor či Šumavy však mohou veřejné komunikace představovat hrozbu pro přeletující tetřívky, kterým silnice protínají domovský okrsek (např. Hora Sv. Šebestiána, Božídarsko, Smědava). Proto je vhodné tuto problematiku dále sledovat a v případě kolizí tetřívků s automobily řešit problematické úseky snížením rychlosti v daném místě, úsekovým měřením apod. U nově vznikajících projektů na lyžařské areály či větrné elektrárny by měl být vždy posouzen nejen zábor biotopu, ale také potenciální negativní vliv na migrující tetřívky.

Obr. 9 Lana lanovek a vleků mohou být při špatné viditelnosti pro tetřívky fatální. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

**Literatura**


1. Baines, D., Summers, R., W. Assessment Of Bird Collisions With Deer Fences in Scottish forests. *Journal of applied ecology.* 34: 941–948 (1997).

2. Bevanger, K. Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension powerlines in Norway. *Journal of applied ecology* 32: 745–753 (1995).

3. Buffet, N., Dumont-Dayot, E. Bird Collisions With Overhead ski-cables: a reducible source of mortality. In: Rixen C. &Rolando A. (eds). The impacts of skiing and related winter recreational activities on mountain environments. *Bentham Science Publishers, Bussum*: 123–136 (2013).

4. Steiner, H., Schmalzer, A., Pühringer, N. Schutz für Raufußhühner – aber wie? *Vogel Kdl. Nachr. OÖ, Naturschutz Aktuell 13* 1: 1–32 (2005).

5. Zeiler, H., P., Grünschachner-Berger, V. Impact of wind power plants on black grouse, *Lyrurus tetrix* in Alpine regions *Folia Zool*ogica vol. 58. pp. 173–182 (2009).

6. Catt, D., C., Dugan, D., Green, R., E., Moncrieff, R., Moss, R., Picozzi, N., Summers, R., W., Tyler, G., A.. Collisions against Fences by Woodland Grouse in Scotland, *Forestry: An International Journal of Forest Research.* Volume 67 2: 105–118, (1994).

7. Baines, D., Andrew, M. Marking of deer fences to reduce frequency of collisions by woodland grouse. Biological Conservation 110: 169–1 (2003).

8. Wolfe, D., H., Patten, M., A. Shochat, E. Pruett, C. L. Sherrod, S. K. Causes and patterns of mortality in lesser prairie-chickens *Tympanuchus pallidicinctus* and implications for management. – *Wildlife Biology* 13 (Suppl. 1): 95–104 (2007).

9. Stevens, B., S., Reese, K., P. Connelly, J. W. Musil, D., D. Greater sage-grouse and fences: Does marking reduce collisions? *Wildlife Society Bulletin.* 36: 297–303 (2012).

10. Martínez, J., A. Martínez, J. E. Mañosa, S. Zuberogoitia., I. Calvo, J. F. How to manage human-induced mortality in the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Bird Conserv Int* 16: 265–278 (2006).

11. Molina-Lopez, R., A. Casal, J., Darwich ,L. Causes of Morbidity in Wild Raptor Populations Admitted at a Wildlife Rehabilitation Centre in Spain from 1995–2007: A Long Term Retrospective Study. *PLoS* ONE 6(9): e24603. (2011).

12. Tomášek, V., Myslikovjan, T. a kol. Regionální akční plán pro tetřeva hlušce (*Tetrao urogallus*) v Beskydech. AOPK ČR, 56 s. (2017).

13. Grünschachner-Berger, V. Kainer, M. Black Grouse *Tetrao tetrix* (Linnaeus 1758): How to live between Skiing Areas and Wind parks. *Egretta 52: 46–54 (*2011).

14. Romportl, D., Zýka, V. Závěrečná zpráva. Analýza fragmentace území Krkonošského národního parku antropogenními prvky. MaGICLandscapes – Managing Green Infrastructure in Central European Landscapes. Nepublikováno (2018).

15. Miquet, A. Mortality in black grouse *Tetrao tetrix* due to elevated cables. *Biol. Conserv* 54: 349–355 (1990).

16. Ménoni, E., Defos Du Rau, P., Blanc, P. Extension des domaines skiables et grand tétras: l'expertise ONCFS. *ONCFS Rapport Scient.* 2006: 10–16 (2006).

17. Heijnis, R. Vogeltod dutch Drahtanflfige bei Pannungsleitungen. Bird mortality from collisions with conductor for maximum tension. *Okol. Vogel*, 2, 111–29 (1980).

18. Bech, N., Beltran, S., Boissier ,J., Allienne, J. F. J. Resseguier, J. & Novoa, C. Bird mortality related to collisions with ski-lift cables: do we estimate just the tip of the iceberg?. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(1), 95–98 (2012).

19. Flousek, J. Vliv lyžování na horskou přírodu: shrnutí současných poznatků a stav v Krkonoších. *Opera Corcontica*, *53*. (2016).

20. Petrilák, L., Losík, J. Zimní monitoring tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) v Horní Malé Úpě XXXVII: 5–10 (2012).

21. Flousek, J., Tomášek, V. Snížení rizika kolizí tetřívka obecného v Krkonoších a Jizerských horách s různými typy zařízení a staveb. Nepublikováno (2021).

22. Meile, P. Zur Platzkonkurrenz von Balzplitzen und Wintersportanlagen. *Beih. Veröff. Nat. Land. Baden-Württem,* 16: 51–58 (1980).

23. Menoni, E., Beauvois, A. Noilhan, J., Defos du Rau, P. Capercaillie *Tetrao urogallus* aquitanicus population dynamic in the Pyrenees: what is the impact of hunting and of climate change? In X° International Symposium on Grouse. *Luchon* (2005).

# 6.6 Klimatické proměny v českých pohořích

## Roman Juras a Václav Tomášek

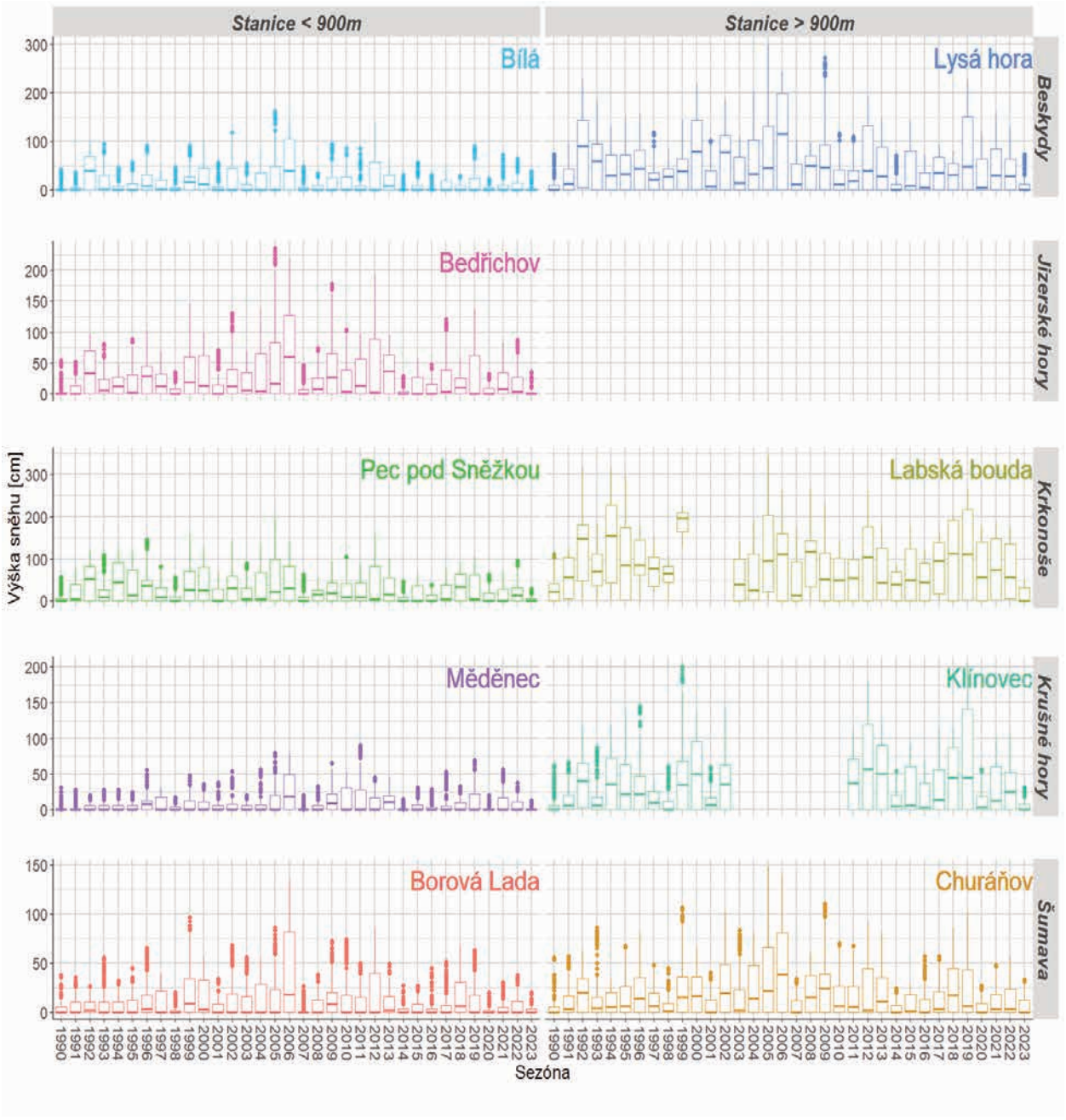
Stávající populace tetřívka u nás se nacházejí v příhraničních oblastech, kde jsou zaznamenávány nejvyšší úhrny srážek z celého území České republiky a nejnižší průměrné teploty. Typické jsou pro ně chladné zimy se 4 až 7měsíční expozicí souvislé sněhové pokrývky. V posledních desetiletích však můžeme sledovat rapidní klimatické změny, které výrazně ovlivňují nejen areály druhové, ale i lyžařské, a to po celém světě. Také na populace tetřívka mají tyto změny neblahé dopady. Jak ukazují dosavadní vědecké poznatky, zásadní jsou pro tetřívka zejména měnící se kvalita, délka trvání a výška sněhové pokrývky, kolísání teplot a nerovnoměrné distribuce srážek (1). Všechny tyto proměnné vykazují ve střední Evropě v současnosti nestálé až extrémní výkyvy, které mají negativní dopady na přežívání mláďat, úspěšnost hnízdění, dobu snášení i na pokles celkové početnosti jednotlivých populací tetřívka (2, 6, 10, 21, 24).

## Vývoj sněhových poměrů u nás

Klimatologicky náleží české hory dle Quitta (3) do chladných oblastí s označením C, kdy nejchladnější subtyp klimatu C1 se vyskytuje pouze v nejvyšších partiích Krkonoš a Šumavy (4). Sněhové poměry v jednotlivých pohořích v ČR jsou znázorněny na obrázcích 1 až 3. Sněhová pokrývka je limitujícím parametrem pro většinu druhů fauny i flóry, ale existují výjimky. Tetřívek je na dlouhé a tuhé zimy dokonale adaptován, a to jak potravními návyky, tak i specifickými úkryty – vytvářením záhrabů (20). Současné zimy už však „nejsou jako dříve“ nejen v Česku, ale prakticky po celém světě. Dlouhodobý úbytek sněhové pokrývky, změna kvality sněhu a rostoucí průměrné teploty v zimním období jsou považovány za hlavní důvody úbytku tetřívka například v Alpách (2). Délka zimy, respektive trvání sněhové pokrývky během zimního období má také vliv na početnost přirozených predátorů tetřívka v horách, zejména na kuny a lišky (5). Časté střídání teplot a vyšší frekvence deště během zimy, kdy sníh opakovaně taje a pak opět zamrzá (tzv. refreezing), vytvářejí vrstvy zledovatělého sněhu nebo až ledu, kterými se tetřívek není schopen prohrabat (6). V takovém případě je tetřívek nucen zimovat mimo sněžné záhraby, kde je více na očích predátorům, případně turistům, kteří jej vyplaší, a on tak plýtvá energií (7). Sledování vývoje sněhových poměrů v místech výskytu tetřívka je tedy s ohledem na důsledky velmi žádoucí.

Ukládání sněhu v krajině se řídí především převládajícím prouděním vzduchu, vegetačním pokryvem a charakterem reliéfu. V České republice převládá západní až severozápadní proudění, které přináší značné množství vláhy. Především v Krkonoších tento jev způsobuje, že se většina sněhu přefoukává z hřebenů do závětrných východních a jihovýchodních svahů. V těchto místech se potom může nacházet sněhová pokrývka o mocnosti několika metrů. Extrémním případem je jižní svah Modrého dolu pod Modrým sedlem mezi Luční a Studniční horou. Zde se přes zimu často nahromadí i přes 10 m sněhu a výrazné sněhové pole (tzv. mapa republiky) odtává až do letních měsíců (8). Dalším faktorem, který řídí ukládání sněhu, je les. Obecně platí tvrzení, že v lese se díky korunám stromů akumuluje menší množství sněhu, než na otevřené ploše. Nicméně v lese odtává sníh pomaleji a vydrží tam déle, protože stromy brání přístupu slunečního záření a větru, což jsou hlavní činitelé způsobující tání (9). Všechny tyto faktory mimo jiné ovlivňují přirozený habitat tetřívka (rozvolněný les), a tím pádem i nezbytnost změny v jeho chování při zimování i při reprodukci (1).

Délka zimní sezóny (tj. počet dní, kdy leží na stanici sníh) je poměrně variabilní. V nejvyšších partiích Krkonoš, Beskyd a Krušných hor leží sníh často déle než šest měsíců v roce. Nejdelší zimní sezóny, kdy bylo na stanici pozorováno alespoň 10 cm sněhu, zaznamenává od roku 1990 pravidelně Labská bouda (max. 202 dní) následovaná Lysou horou v Beskydech (max. 178 dní) a Klínovcem (max. 172 dní). Detailní vývoj délky zimní sezóny je znázorněn na obr. 2. Nejvyšší naměřená hodnota sněhové pokrývky byla historicky zaznamenána na Lysé hoře v Beskydech v březnu 1911, dosahovala výšky 491 cm (16).




Obr. 1 Výška sněhu v jednotlivých zimních sezónách je znázorněná pomocí krabicových grafů na základě denních dat. Horní a dolní okraj krabice znázorňují 75 %, respektive 25 % percentil, vodorovná čára uvnitř krabice reprezentuje medián a body nad krabicí okrajové hodnoty výšek sněhu. Stanice byly vybrány tak, aby zastupovaly dané pohoří v určitém pásu nadmořské výšky a zároveň měly co nejmenší množství chybějících dat. U některých pohoří však nešlo počet chybějících dat eliminovat. V Jizerských horách se nenachází stanice nad 900 m n. m., která by měřila od sezóny 1990 a poskytovala volně dostupná data. Zimní sezónu uvažujeme v rámci dvou kalendářních let. To znamená, že např. sezóna 1990 tak trvá od října 1989 do května 1990 apod. Zdroj dat © ČHMI 2023 (25)

## Oteplování v živém přenosu

Sníh je jedním z významných činitelů ovlivňujících zachování nejdůležitějších biotopů tetřívka v horách – bezlesí. Mokrý sníh a námraza poškozují stromy a tím způsobují prosvětlení porostů nebo přirozené plochy bezlesí. Podobně také rašeliniště patří k plochám bezlesí, kde nachází tetřívek ideální podmínky k životu. Sněhová pokrývka má pro fungování rašelinišť významný vliv hlavně tím, že potlačuje růst vyšší vegetace včetně dřevin, ale také tím, že slouží jako dotace vody zejména pro vrchoviště (rašeliniště bez přítoku, velmi chudé na živiny). Globální oteplování nejviditelněji mění na našich horách zejména sněhové poměry. Na Labské boudě mezi lety 1979 a 2020 vzrostla průměrná zimní teplota (říjen až květen) o 1,8 °C (11). Obecně se v zimě snižuje počet dní se sněžením a na horách stále častěji prší právě na úkor pevných srážek ve formě sněhu. Vyšší teploty vzduchu tak ovlivňují zimní sezónu významným způsobem. Především se délka zimní sezóny zkracuje v průměru o 6,8 dne za dekádu, kdy sníh dříve odtává (12). Období tání nastává během sezóny častěji (13) a není výjimkou, že sněhová pokrývka v nižších horských polohách několikrát kompletně roztaje a zase se obnoví. Předpovědní modely dále odhadují, že koncem 21. století dojde ke zkrácení zimní sezóny v průměru o 40 až 60 dní (14). Podle současných zjištění (12) ovlivňuje nyní teplota vzduchu množství sněhu především do 900 m n. m. Vývoj průměrné teploty vzduchu za poslední tři dekády je znázorněn na obr. 4 a je vidět, že na všech stanicích teplota stoupla. Teplejší zimy a vysoké jarní teploty mohou uspíšit také pohyb larev bezobratlých živočichů, na kterých jsou závislá kuřata tetřívka. Časnější vývoj motýlích larev tak ohrožuje tetřívčí kuřata tím, že se tento jejich hlavní zdroj potravy promění v imaga (dospělce) dříve, než se kuřata stihnou vylíhnout, a ta pak nemají dostatek primární potravy (15, 16). V některých lokalitách tak nyní s ohledem na rychlý nástup jara tetřívek začíná hnízdit dříve. První snůšky jsou pak ovšem velmi často zničeny nepřízní počasí v podobě návratů zimy a častých výkyvů počasí.

Vyšší teploty vzduchu působí negativně také na provoz běžkařských tratí a skiareálů, které jako lokální zdroj rušení svým provozem vyhánějí tetřívka. Areály však navíc musí častěji zasněžovat, což je další rušivý faktor (3). Výroba technického sněhu proto může hrát roli při ústupu tetřívků z širšího okolí sjezdových tratí, kde byli dosud poměrně často v zimě a v předjaří přítomni. Umělé zasněžování vyžaduje kromě energie také poměrně velké množství vody, která se většinou čerpá z přilehlých toků. Detailní přehled o povolených odběrech vody pro zasněžování v Krkonoších uvádí Treml et al. (17). Důležitými faktory pro výskyt tetřívka v okolí sjezdových tratí či běžkařských areálů jsou tak především doba trvání zimní sezóny, a to jak provozu samotných tratí, tak i provozu sněhových děl, dále noční údržba ploch rolbami a případně večerní lyžování a s tím spojený světelný smog.

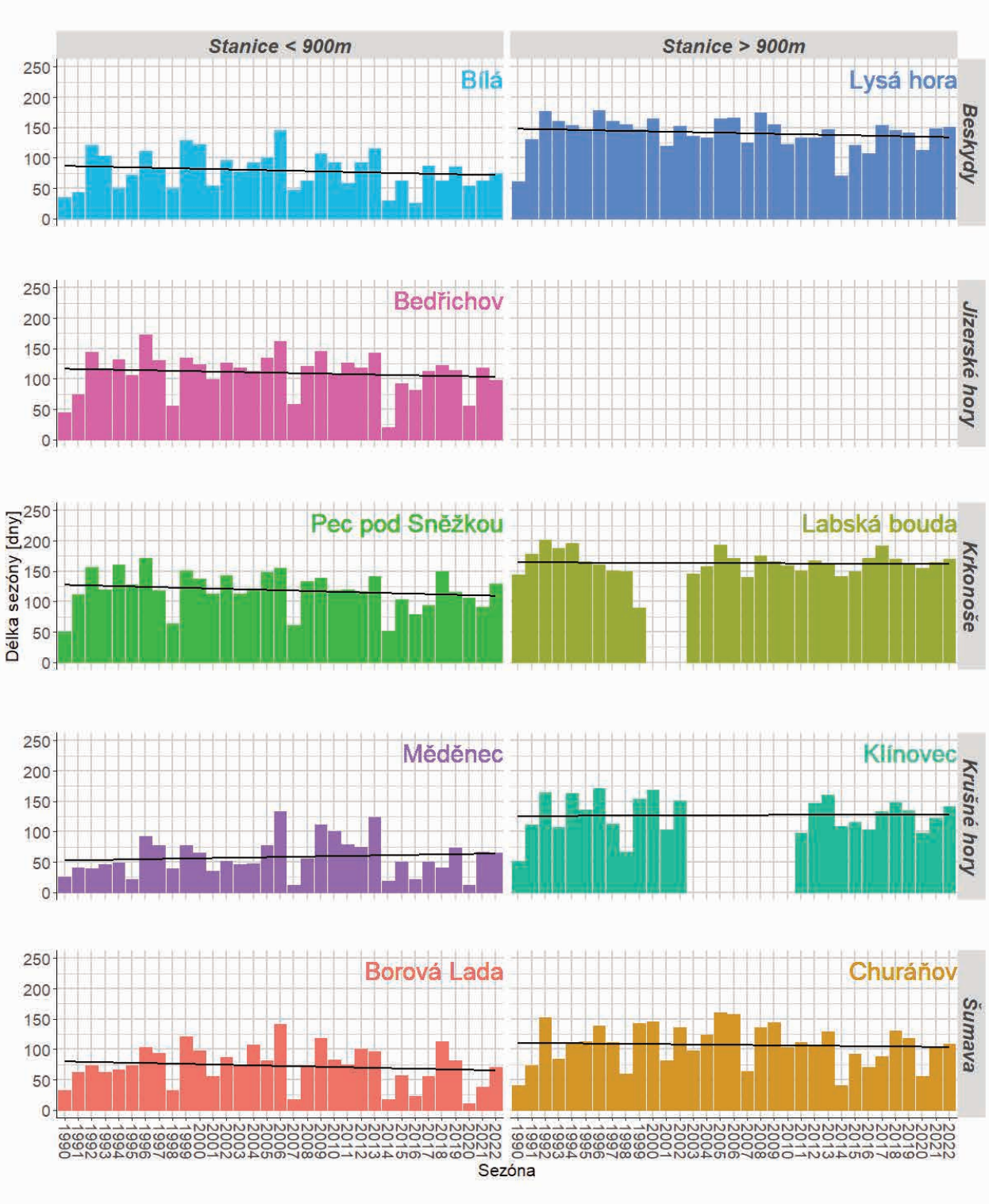
## Laviny jako přirozený disturbanční činitel

Významným přírodním fenoménem spojeným s akumulací sněhu a přetvářením zalesněné krajiny jsou sněhové laviny, které mohou významně ovlivňovat složení ekosystémů na lavinových drahách a vytvářet tak stanoviště vhodná pro tetřívky. Laviny často dokážou zničit vzrostlé stromy, kleč i bylinnou vegetaci a tím vytvořit lokální holiny (15). Nejaktivnější lavinové oblasti České republiky se nacházejí v Krkonoších a Jeseníkách, kde se také pravidelně vyhlašují lavinové stupně podle mezinárodní klasifikace (18). Výjimečně se mohou laviny vyskytnout i v jiných pohořích, jako v Beskydech, na Šumavě nebo v Krušných horách. Historicky se však v těchto pohořích jedná o jednotky případů. Nejaktivnější dráhy jsou především v oblasti Kotelních jam a Obřího dolu v Krkonoších, kde za sezónu spadnou průměrně 4 laviny, respektive 7 lavin (19).

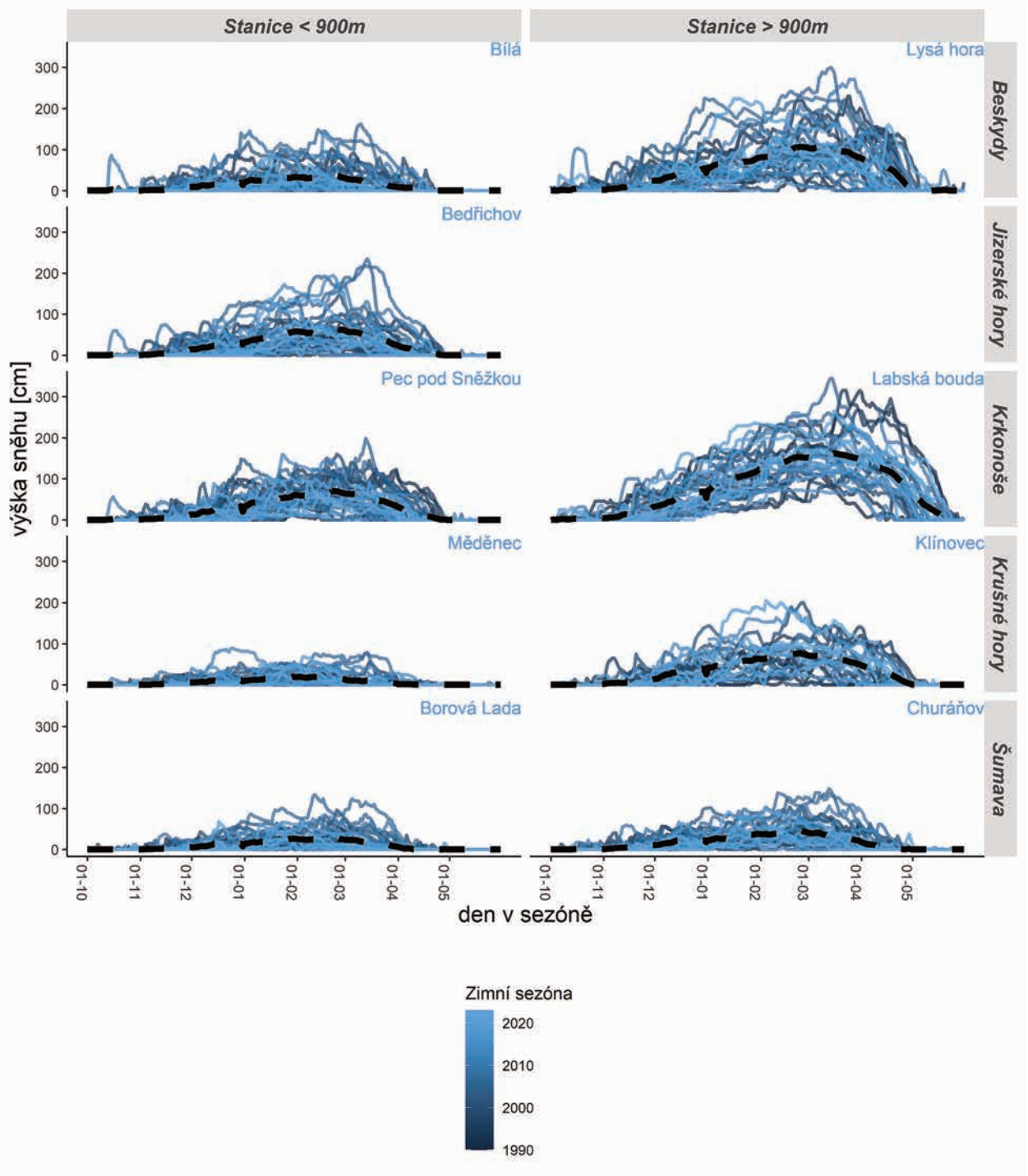
## Klimatická změna – velká výzva nejen pro tetřívka

Termoregulace u tetřívka je stejně jako u ostatních ptáků řízena metabolismem a adaptací na klimatické poměry, přičemž si udržuje stálou průměrnou teplotu asi 40 °C. Schopnost přizpůsobit se vysokým či nízkým teplotám vyjadřuje u všech druhů tzv. neutrální tepelná zóna. Vystoupí-li teplota prostředí nad nebo pod hranici neutrální tepelné zóny, dochází u zvířat ke stresu a rychlým energetickým ztrátám. Pro tetřívka je udávána optimální termoneutrální zóna 8 až 25 °C (20). Aby tuto neutrální zónu udržel tetřívek v mezích optima, adaptoval své chování v místech s extrémními podmínkami, a to jak v zimě, tak i v létě.

Náročné může být pro tetřívka vyrovnávání extrémně vysokých teplot v létě, ke kterým dochází vlivem klimatických změn častěji než dříve. U tetřívka pelyňkového (*Centrocercus urophasianus*) bylo zjištěno, že je při vysokých teplotách (nad 30 °C) méně ostražitý a vynakládá více času a energie na




Obr. 2 Délka zimní sezóny ve dnech, tedy v době, kdy byla na stanici naměřena výška sněhové pokrývky alespoň 10 cm. Výběr stanic a vstupní data jsou popsány v obr. 1. Zimní sezónu uvažujeme v rámci dvou kalendářních let. To znamená, že např. sezóna 1990 tak trvá od října 1989 do května 1990 apod. Černá čára vyznačuje lineární trend za dané období. Zdroj dat © ČHMI 2023 (25)




Obr. 3 Výška sněhu v jednotlivých zimních sezónách je znázorněná pomocí linií denních hodnot. Každá linie reprezentuje jednu sezónu, kde čím tmavší barva, tím časově vzdálenější zimní sezóna. Černá čárkovaná čára reprezentuje průměrnou hodnotu výšky sněhu v daný den napříč všemi sezónami 1990–2022. Nutno podotknout, že všechny stanice nereprezentují stejný počet sezón. Výběr stanic a vstupní data jsou popsány v obr. 1. Zdroj dat © ČHMI 2023 (25)

ochlazování, čímž snižuje svoji ostražitost vůči predátorům. Navíc při vysokých teplotách hrozí také dehydratace, a to zejména u kuřat (1). Podobný scénář můžeme předpokládat i u našeho tetřívka obecného.

Dopady klimatických změn na biologii tetřívka v ČR dosud nikdo nestudoval, zahraniční práce však naznačují významný negativní dopad zejména na reprodukci a na přezimování druhu. Časté střídání mrazu a oblev s deštěm mění kvalitu sněhu na našich horách a vzniká větší množství ledových vrstev. Ty jsou pro tetřívka neprostupné,a nedochází tak k bezpečnému přečkávání dlouhých zimních nečasů. Zároveň se tetřívek přes ledové vrstvy špatně dostává ke své zimní obživě – jehlicím a pupenům stromů. Totéž se děje například v Arktidě, kde ledová krusta znesnadňuje získávání potravy sobům polárním.

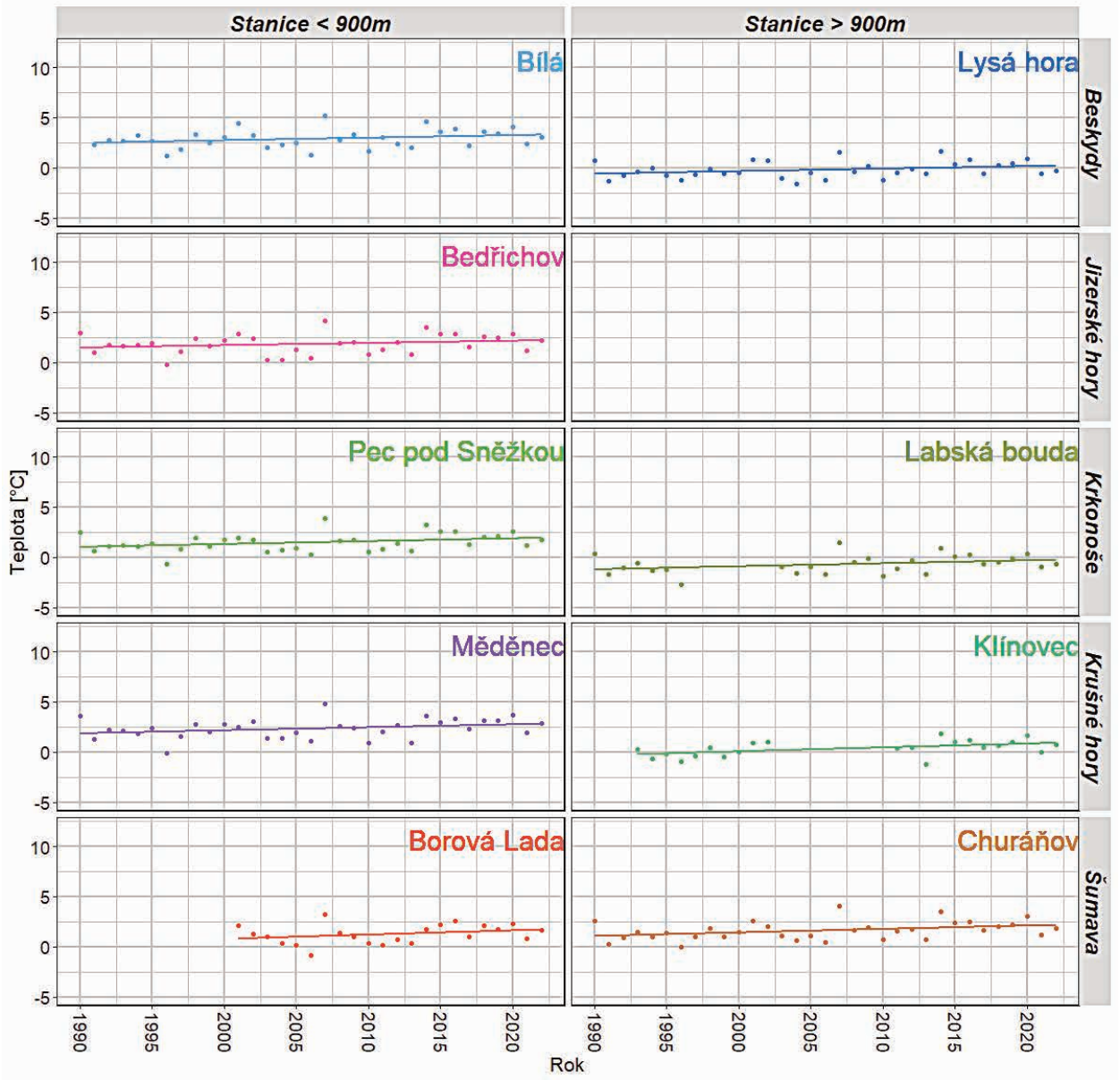
Studie ze švýcarských Alp (26) přišla se závěrem, že vzhledem k postupující klimatické změně budou mít skiareály pod 1 200 m n. m. v budoucnu problémy s provozem. Pokud bychom to vztáhli na české hory, kde pod 1 200 m n. m. leží prakticky všechny skiareály, provozovatelé i lyžaři si budou muset zvykat na stále kratší lyžařské sezóny a nelze ani vyloučit postupný útlum lyžování v ČR. Tyto předpoklady budou dále ověřovány v plánovaných výzkumných projektech jak v Krkonoších, tak v dalších českých pohořích. Při těchto výzkumech je velmi vhodné posuzovat data o výskytu tetřívka a o vzdálenosti jeho biotopů v okolí zimních tratí (sjezdových či běžkařských). U nejcennějších biotopů tetřívka poblíž sněhově neperspektivních skiareálů lze doporučit jejich zavření či omezení provozu zasněžování. V Jizerských horách byla již takto v uplynulých letech přerušena úprava několika kilometrů běžkařských tras v okolí tokanišť, v Krkonoších byl upraven provoz například sjezdovek na Lysé hoře či v Malé Úpě.

## Jaké jsou další perspektivy tundry v Krkonoších?

Podobně jako v jiných evropských horách je třeba počítat s významnými změnami. Studie Barreda et al. (21) uvádí, že 98 % evropské alpínské tundry se nachází v Pyrenejích, Alpách a ve Skandinávii. Ve scénáři oteplování o 3 °C se předpokládá, že se tundra ve všech těchto regionech zmenší o více než 75 %. Dále se při tomto scénáři oteplování odhaduje, že hranice lesa se posune každý rok vertikálně až o 8 m. Nejzávažnější dopad se předpokládá u Pyrenejí, kde při oteplení o 3 °C současná tundra prakticky zmizí, ve srovnání se Skandinávií a Alpami, které se zmenší přibližně o 87 %, respektive 75 %. U 210 lokalit Natura 2000, které obsahují alpínskou tundru, se předpokládá, že téměř u všech dojde ke zmenšení oblastí: 207 a 208 ve scénářích oteplování o 2 °C a 3 °C. Pro Krkonoše studie odhaduje, že při oteplení o 3 °C se hranice lesa posune nad nadmořskou výšku pohoří, čímž zanikne primární bezlesí na hřebenech Krkonoš (1 600 m n. m.; 21).

Mizením předmětů ochrany z důvodů změny klimatu se zabývá také španělská příručka o adaptačních opatřeních ve vztahu ke změně klimatu (22). Alpínská tundra je pochopitelně řazena k nejohroženějším typům stanovišť. Je zmiňována potřeba redukovat jiné faktory ohrožení a zejména omezit nejistotu dobře nastaveným výzkumem a monitoringem.

Tundra je k projevům globální změny klimatu mimořádně citlivá (23). Zatímco průměrná globální teplota povrchového vzduchu od roku 1900 vzrostla přibližně o 0,9 °C, průměrné teploty povrchového vzduchu v Arktidě stouply za stejné období o 3,5 °C. Mnoho částí regionu zažilo od konce 20. století několik po sobě jdoucích let rekordně vysokých zimních teplot. Na některých místech byly teploty bezprecedentní; průměrné teploty za tři měsíce v norském souostroví Špicberky v roce 2016 byly o 8 až 11 °C vyšší než průměr v letech 1961 až 1990. Většina klimatologů souhlasí s tím, že tento trend oteplování bude pokračovat, a některé modely předpovídají, že tyto části Země s velkou pravděpodobností budou do konce 21. století teplejší o 7 až 8 °C než v 50. letech 20. století. Globální oteplování již přineslo zjistitelné změny v ekosystémech arktické a alpínské tundry. Tyto ekosystémy jsou vytlačovány rozšiřováním lesa nahoru a na druhé straně pobřežní oblasti jsou ovlivňovány stoupající hladinou moře. Oba jevy snižují geografický rozsah arktické tundry. K dalším změnám, které se vyskytují v arktických i alpínských tundrách, patří zvýšená hustota keřů, časnější jarní tání a pozdější podzimní mráz, úbytek biotopů zvířat a zrychlený rozklad organické hmoty v půdě. Tyto procesy mohou ve skutečnosti přispět k většímu oteplování tundry než v jiných regionech. Například klimatologové poukazují na to, že tmavší povrchy zelených jehličnatých stromů a zón bez ledu snižují albedo (povrchovou odrazivost) zemského povrchu a absorbují více slunečního záření než světlejší sníh a led, čímž se zvyšuje rychlost oteplování (23).




Obr. 4 Průměrná teplota vzduchu za zimní období (říjen až květen). Výběr stanic a vstupní data jsou popsány v obr. 1. Zdroj dat © ČHMI 2023 (25)

Doporučená citace kapitoly:

Juras, R., Tomášek, V. Klimatické proměny v českých pohořích. In: Tomášek V., Volf O., Mikslová K., Pelikánová H. (eds) (2023): Tetřívek – Poslední šance? Správa KRNAP, 208 s., ISBN 978-80-7535-160-9

## Literatura


1. Prellwitz, D. M. Greater sage-grouse at Bowdoin National Wildlife Refuge, Montana. *Intermountain Journal of Science* 8(2):115–116 (2002).

2. Canonne, C., Montadert, M., Besnard, A. Drivers of black grouse trends in the FrenchAlps: The Prevailing Contribution of climate. *Diversity and Distributions,* 27(8), 1338–1352 (2021).

3. Quitt, E & Geografický ústav ČSAV (Brno). *Klimatické Oblasti Československa*. Brno: Geografický ústav ČSAV, (1971).

4. Tolasz, R. *Climate Atlas of Czechia*. (Czech Hydrometeorological Institute, 2007).

5. Bartoń, K. A., & Zalewski, A. Winter severity limits red fox populations in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography,* 16(3), 281–289 (2007).

6. Bocca, M., Caprio, E., Chamberlain, D., & Rolando, A. The winter roosting and diet of Black Grouse Tetrao tetrix in the north-western Italian Alps. *Journal of Ornithology*, *155*, 183–194 (2014).

7. Flousek, J. Přežijí krkonošští tetřívci rok 2040?. *Ochrana přírody*, 2, 6–9 (2019).

8. Hejcman, M., Dvorak, I. J., Kocianova, M., Pavlu, V., Nezerkova, P., Vitek, O., Rauch, O., Jenik, J. Snow depth and vegetation pattern in a late-melting snowbed analyzed by GPS and GIS in the Giant Mountains, Czech Republic. A*rctic, Antarctic, and Alpine Research,* 38(1), 90–98 (2006).

9. Hotovy, O., & Jenicek, M.The impact of changing subcanopy radiation on snowmelt in a disturbed coniferous forest. *Hydrological Processes*, 34(26), 5298–5314 (2020).

10. Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., Lindén, H., Lindström, J., & Siitari, H. Short-and long-term population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. Proceedings of the Royal Society B: *Biological Sciences*, 273(1597), 2009–2016 (2006).

11. Součková, M., Juras, R., Dytrt, K., Moravec, V., Blöcher, J. R., & Hanel, M. What weather variables are important for wet and slab avalanches under a changing climate in a low-altitude mountain range in Czechia?. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 22(10), 3501–3525 (2022).

12. Nedelcev, O., & Jenicek, M. Trends in seasonal snowpack and their relation to climate variables in mountain catchments in Czechia. *Hydrological Sciences Journal*, *66*(16), 2340–2356 (2021).

13. Vystavna, Y., Paule-Mercado, M., Juras, R., Schmidt, S. I., Kopáček, J., Hejzlar, J., & Huneau, F. Effect of snowmelt on the dynamics, isotopic and chemical composition of runoff in mature and regenerated forested catchments. *Journal of Hydrology*, *598*, 126437 (2021).

14. Jenicek, M., Hnilica, J., Nedelcev, O., & Sipek, V. Future changes in snowpack will impact seasonal runoff and low flows in Czechia. Journal of Hydrology: Regional Studies, 37, 100899 (2021).

15. Kociánová, M., Kořízek, V., Spusta, V., Brzezinski, A., *Laviny v Krkonoších* 190 (2013).

16. Lipina, P. *120 let meteorologických měření a pozorování na Lysé hoře.* Sborník příspěvků z konference pořádané Českým hydrometeorologickým ústavem a Českou meteorologickou společností konané na Lysá hoře ve dnech 14.–15. června 2017. (Český hydrometeorologický ústav, 2017).

17. Treml, P., Hanel, M., Kašpárek, L., Novický, O., Březina, S. Vliv odběrů vody pro technické zasněžování na odtokovou výšku hlavních toků v Krkonoších. *Opera Corcontica*, *49* (2012).

18. EAWS. https://www.avalanches.org/standards/avalanche-danger-scale/ (2023).

19. Spusta, V., Spusta, V. M., & Kociánová, M. Lavinový katastr a zimní situace v české části Krkonoš v zimním období 2006/7–2018/19. *Opera Corcontica*, (56), 21–103 (2019).

20. Veselovský, Z. Obecná ornitologie. (Academia, 2001).

21 Barredo, J., Mauri, A., Caudullo, G. Impacts of climate change in European mountains – Alpine tundra habitat loss and treeline shiôs under future global warming (2020).

22. Mezquida, J.A.A., Santos, M.M., Múgica, M. Manual 13 EUROPARC-Spain series of manuals English Version Protected Areas in the Face of Global Change Climate Change Adaptagon in Planning and Management (2020).

23. Chen, Y., Lara, M. J., Jones, B. M., Frost, G. V. & Hu, F. S. Thermokarst acceleration in Arctic tundra driven by climate change and fire disturbance. *One Earth* 4, 1718–1729 (2021).

24. Petrilák, L. Losík, J. Zimní monitoring tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) v Horní Malé Úpě. *Prunella*, 37: 5–10 (2012).

25. ČHMI. https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/denni-data/Denni-data-dle-z.-123-1998-Sb# (2023).

26. Marty, C., Schlögl, S., Bavay, M., Lehning, M.. How much can we save? Impact of different emission scenarios on future snow cover in the Alps. Cryosphere 11, 517–529. https://doi.org/10.5194/tc-11-517-2017, (2017).

# 7

# Možnosti ochrany

Ondřej Volf
Václav Tomášek
Jana Svobodová
Karolina Mikslová







S tím, jak mizí tetřívci z většiny svého původního evropského areálu, Česko nevyjímaje, objevují se a zesilují snahy o jejich záchranu. Záchranné aktivity vyvíjejí jednotlivci, profesionální organizace i dobrovolné spolky a regionální i celostátní vlády. Zaměřují se na odstraňování předpokládaných důvodů ohrožení, ať jednoho po druhém, nebo v celku. Řeší úbytek biotopu, podporují potravní nabídku, snaží se redukovat predátory nebo omezovat rušení. Vrcholem bývá realizace komplexního záchranného programu nebo akčního plánu. Pokud mají mít tyto aktivity alespoň nějakou šanci na úspěch, musí vycházet z co nejširšího spektra odborných podkladů, musí být aktuální a vědecky podložené.

# 7.1 Repatriace aneb co je prostě odchovat nebo přivézt?

## Jana Svobodová, Ondřej Volf a Václav Tomášek

Vypouštění odchovaných nebo dovezených tetřívků do stávajících málopočetných populací (translokace) či zakládání nových populací v lokalitách, kde tetřívci již vymřeli (repatriace), se na první pohled zdá jako rychlé a slibné řešení. Jak je to ale s repatriacemi či translokacemi opravdu? Mohou tetřívky zachránit?

Jak vyplývá z přehledů dosavadních pokusů o umělé posilování mizejících nebo zmizelých populací tetřívka obecného v Evropě, tyto projekty se vyznačují mimořádnou finanční a časovou náročností a mizivou nebo velmi nízkou efektivitou (1, 2). Seiler a kol. (2) revidovali 29 evropských repatriačních projektů tetřívků a dalších ohrožených lesních druhů kurů, tetřeva hlušce a jeřábka lesního. Na jejich základě se pokusili navrhnout množství a časové požadavky, které by zvyšovaly pravděpodobnost úspěšnosti repatriace. Rozsah i metody hodnocených projektů se velmi lišily. Do metaanalýzy byly zahrnuty jak jednoroční projekty, kdy bylo do přírody vypuštěno několik málo jedinců, tak projekty, které trvaly až 9 nebo 11 let a počty vypuštěných ptáků dosahovaly stovek. Vždy se jednalo o uměle odchovaná zvířata. Za úspěšnou repatriaci byl považován takový projekt, u kterého bylo prokázáno rozmnožování vypuštěných ptáků nebo zvětšení početnosti populace. I když celkově bylo vypuštěno 5 500 odchovaných jedinců na 23 různých místech Evropy, reprodukce byla u tetřívků zjištěna pouze ve čtyřech případech a nárůst populace v jednom. Podle výsledného modelu této studie by pro úspěšnou

Obr. 1 Tetřívek obecný. Foto Petr Šaj.

repatriaci bylo potřeba vypouštět alespoň 30 jedinců ročně po dobu 6 let. I tak ale autoři studie konstatují, že se nikde pomocí vypouštění odchovaných tetřívků, tetřevů nebo jeřábků nepodařilo obnovit stabilní životaschopnou populaci (2). Podobně Wübbenhorst a Prüter (3) shrnují, že žádný projekt vypouštění uměle odchovaných tetřívků ve střední Evropě nelze označit za úspěšný.

Z několika srovnávacích studií vyplývá, že převezení ptáci odchycení v přirozených podmínkách mají větší šanci na přežívání než ptáci odchovaní v zajetí (4, 5). Důvodů je celá řada. Například jedinci chovaní v zajetí obvykle trpí nízkou kondicí kvůli inbreedingu či nejrůznějším infekcím (proto jejich zapojení do reprodukce či pouhým kontaktem s volně žijícími jedinci můžeme zdatnost původní populace naopak snížit 6, 7). Hlavním důvodem je však to, že ptáci odchovaní v zajetí především postrádají antipredační chování (8).

Proč tedy nepřesunout ptáky z volně žijicích populací na místa, kde tetřívkům hrozí vyhynutí, tedy i do českých hor? Je nutné připomenout, že tetřívci rapidně ubývají nejen na celém našem území, ale i v sousedních státech. Pokud bychom převáželi divoké ptáky ze vzdálených míst, jako je Rusko či Skandinávie, hrozí zavlečení nepůvodních genotypů na naše území (tj. ptáků, kteří nejsou adaptováni na zdejší podmínky). Mnohem horší překážkou však je nízká odolnost tetřívků ke stresu. Většina odchycených ptáků by pravděpodobně nepřežila už samotný dlouhý transport. Pojďme se tedy detailně podívat na vybrané projekty repatriací tetřívků u nás i v Evropě.

**Anglie**

Úspěšný recept na posilování tetřívčích populacích bychom snad mohli najít v severní Anglii. Zde přemístili divoce žijící tetřívky do oblastí, kde se stále vyskytovaly jejich zbytkové populace (9, 10). Vypuštění tetřívci přežívali srovnatelně jako původní ptáci a po 9 letech se tam minimálně ztrojnásobily počty tokajících kohoutků i tokanišť. Na anglickém projektu je dále zajímavé, že i když se zdrojové lokality vyskytovaly minimálně 15 km od míst vypouštění, translokovaní samci se stále snažili vracet na svá rodná tokaniště, což vzhledem k vysoké vrozené neochotě samců dispergovat muselo mít negativní dopad na jejich kondici. Navíc je nutno dodat, že celý tento nákladný experiment byl proveden v podmínkách, kde byli cíleně regulováni potenciální predátoři. A velice nízká hnízdní úspěšnost translokovaných samic značí, že biotopy v lokalitách, kam byli tetřívci vypouštěni, nebyly optimální (10).

**Skotsko**

Na ostrově Arran u Skotska došlo po roce 2000 k zániku kdysi početné populace. Ostrov se nachází blízko pevniny a dalších ostrovů s výskytem tetřívků, rozloha vhodného biotopu tam přesahuje 10 000 ha, navíc je tam výhoda v absenci řady predátorů. Chybí zde liška obecná, kuna lesní, lasice hranostaj i lasice kolčava, nehnízdí tam ani jestřáb lesní. Pro obnovu populace tetřívka byl připraven projekt, který zahrnoval i vypouštění uměle odchovaných jedinců. V říjnu 2009 bylo po šesti týdnech, kdy byli ptáci drženi ve voliéře, vypuštěno 42 ptáků (32 samců a 10 samic) do dříve obývaného biotopu. Během prvních dvou týdnů zemřelo 8 vypuštěných ptáků. Do poloviny dubna v roce 2010 přežila nejméně jedna samice a 6 samců, z nichž u některých byl následně zaznamenán i tok. Hnízdění ani pokus o něj nebyly zjištěny. Přes výjimečně vhodné podmínky projektového území je míra přežívání na ostrově Arran velmi nízká. Počítá se s pokračováním vypouštění uměle odchovaných ptáků, projekt dosud zřejmě není ukončen (11).

**Bavorsko**

V Bavorsku je uměle posilována jediná populace tetřívka mimo Alpy – populace v regionu Langen Rhön na pomezí této spolkové země, Durynska a Hesenska. Zdejším hlavním problémem jsou, stejně jako jinde, změny biotopu, predace a rušení. Specifickým problém je „katastrofální“ invaze lupiny mnoholisté. Intenzivní kontrolu populací predátorů zajišťuje profesionální lovec s pomocí 150 až 200 pastí na ploše cca 6 000 ha. Na konci minulého století se zdejší populace tetřívka obecného propadla na minimum a pokles pokračoval až do let 2005 a 2007, kdy už celé území obývalo pouze několik jedinců. V roce 2010 bylo přikročeno k posilování populace dovozem divokých ptáků každoročně odchycených ve Švédsku. Každý rok mezi lety 2010 a 2014 a poté v letech 2016 až 2019 bylo vypuštěno maximálně 25 jedinců na jaře po jarním sčítání, celkem již 167 divokých jedinců – 84 samců a 83 samic. Zhruba 50 % samců a 30 % samic se zapojilo do rozmnožování. Reprodukce vypuštěných ptáků byla prokázána mezi lety 2013 až 2018. Došlo k zvýšení genetické diverzity (Kirchner *in litt*.). Vzhledem ke stále probíhajícím snahám a krátké době trvání projektu nelze zatím jeho efektivitu více hodnotit (12, Kirchner *in litt.*).

**Polsko**

Také v Polsku bylo realizováno nebo dosud probíhá několik projektů podpory populací tetřívků jedinci z umělých odchovů nebo přivezenými z jiných oblastí.

V Biebrzańském národním parku se pokoušejí posílit drasticky klesající populaci vypouštěním odchovaných jedinců metodou tzv. born to be free. Jde o reintrodukční metodu odchovu tetřevovitých, kdy mladí ptáci jsou vypouštěni přes aklimatizační voliéry, kam jsou umístěni společně s matkami, které kuřátka učí přežít (obstarat potravu, ukrýt se před predátory, hřadovat atd.). Mladí ptáci mohou voliéry pár týdnů po vylíhnutí opouštět a zase se do nich vracet (13, 19). V Biebrzańském parku se dosud daří vypouštět 15 jedinců tetřívka ročně a vždy jsou tři ptáci vybaveni vysílačkami. Zatím bylo prokázáno přežívání minimálně jeden rok po vypuštění (Henel, *in verb*.).

Od roku 2018 jsou navíc v Polsku každoročně vypouštění tetřívci v dalších 4 lokalitách. Konkrétně v oblastech Nadleśnictwa Szklarska Poręba (Jizerské hory), Jedwabno, Szczytno a Ruszów. Tento reintrodukční projekt provádí státní lesy Lasy Państwowe a mladí ptáci pochází z odchovny ve voliérách v Nadleśnictwo Spychovo. Chov zde probíhá rovněž pod kvočnami, ale pro vypouštění jsou mláďata koncem léta převezena z odchovny do aklimatizačních voliér na výše zmíněná 4 lokality a následně během několika týdnů probíhá vypuštění do přírody. Část ptáků byla pro doplnění počtů dovezena ze Švédska jako např. v roce 2019 (přivezeno 17 dospělých tetřívků). Do konce roku 2022 vypustily Lasy Państwowe celkem přes 500 tetřívků ve zmíněných oblastech. V návaznosti na českou populaci je zajímavý údaj, že v polské části Jizerských hor bylo takto během posledních 4 let vypuštěno na 140 kusů tetřívků (zprávy o hospodaření lesů Panstwowych za rok 2019–2022), početnost zdejší populace však nevykazuje dosud žádné zlepšení spíše naopak. Dle zadání projektu mělo 10 % z vypouštěných ptáků dostat rovněž vysílačky, výsledky telemetrie však nejsou dosud zveřejněny (20).

V národním parku Polesie se pokoušejí obnovit populaci tetřívka translokací ptáků z Ukrajiny a Běloruska. Mezi lety 2002 a 2005 bylo dovezeno a vypuštěno 82 jedinců ze sousedního území Polesí v Bělorusku a 34 tetřívků z ukrajinské části Polesí. V 5 jádrových zónách proběhly úpravy vegetace a v oblasti byli intenzivně tlumeni predátoři (hlavně liška). Vypuštění ptáci se zapojili do reprodukce a bylo prokázáno hnízdění vypuštěných samic. Po 10 letech trvání projektu se celková početnost populace přesto prudce snížila (14, 15).

Podobně bylo v polesí Nowa Dęba v Sandomierzském lese v letech 2008 a 2009 vypuštěno celkem 100 divokých tetřívků z Běloruska (16). V současnosti se zde početnost tohoto druhu odhaduje na 5 jedinců.

**Česká republika**

V České republice bylo v minulosti prováděno vícekrát umělé posilování populací tetřívků v různých oblastech, a to hlavně v 80. a 90. letech 20. století, avšak bez komplexní koordinace s ochranou přírody. Uměle odchovaná zvířata byla vypouštěna např. v oblasti Grünwaldského vřesoviště v Krušných horách (Bejček *in verb*.). Vyhodnocení těchto snah, které by bylo založeno na odborných podkladech, však nebylo provedeno a chybí i dokumentace.

Podobně bez viditelného výsledku proběhlo posilování populace v Jeseníkách z chovu provozovaného Lesy ČR. Kolem roku 2000 fungovalo v Jeseníkách chovatelské zařízení tetřívků na Lesní správě Karlovice ve Vidlích. Záchranný chov tam probíhal jen pár let, dle dostupných záznamů zde bylo do volné přírody vypuštěno do 20 tetřívků, z dochovaných údajů zde v roce 2001 vypustili 3 samce a v roce 2002 to bylo 10 jedinců (Hajný *in verb*.).

Na Šumavě bylo v letech 1987 až 1989 vypuštěno ve dvou lokalitách (Nový Svět, Kapličky) 25 kusů, resp. 64 kusů uměle odchovaných tetřívků – po roce 1990 se v jedné lokalitě (Nový Svět) početnost populace tetřívka výrazně snížila, ve druhé lokalitě (Kapličky) téměř zcela zanikla. Jedná se o příklad projektu, kdy v dotčených lokalitách nebyly identifikovány příčiny úbytku tetřívků, a navíc byli k repatriaci použiti ptáci z odchovů. Následné vyhodnocení důvodu neúspěchu neproběhlo a za daných podmínek už bude jen těžko možné.

Repatriační projekt byl realizován také ve Žďárských vrších u obce Staré Ransko, kdy byla na podzim roku 2002 místním mysliveckým sdružením vypuštěna skupina 28 tetřívků. Před vlastním vypuštěním byli všichni ptáci umístěni ve voliéře a 5 z nich označeno i vysílačkou. Bohužel, všichni označení ptáci byli mrtví do dvou týdnů po vypuštění a kromě jedné slepičky, která uhynula z neznámých příčin, se na smrti všech označených ptáků podepsali predátoři. Navíc v průběhu kontrol bylo možné pozorovat i další neoznačené tetřívky, protože ptáci se zdržovali hlavně na louce za aklimatizační voliérou. I tito jedinci byli zcela krotcí, snesli přiblížení na 3 až 4 metry (17).

V podhůří Králického Sněžníku v okolí Starého Města pod Sněžníkem probíhá ze soukromé iniciativy firmy, která je vlastníkem zdejších honiteb, projekt vypouštění uměle odchovaných tetřívků do volné přírody. Vypouštění bylo zahájeno roku 2017 v lokalitě Nová Senínka, celkově je plánováno na 10 let. Zatím bylo vypuštěno 86 tetřívků (44 samců, 42 samic). Tetřívci pocházejí z odchovů v Německu a Belgii. Ve vypouštěcí voliéře jsou krmeni dodávanou krmnou směsí (obilí, hrách, ostropestřec apod.), po pár dnech vypuštěni a později ještě přikrmováni na venkovních krmítkách. Ptáci jsou značeni barevnými kroužky a 5 exemplářů bylo sledováno telemetricky. Jedna samice byla sledována po dobu 5 měsíců. Zjištěnou příčinou mortality je predace (4 samci, 3 samice) a parazitace (kokcidie u 3 samců a 2 samic). Je kladen velký důraz na likvidaci predátorů (střílení, odchyt do umělých nor), celá oblast je ve dvou termínech, na jaře a na podzim, v podstatě uzavřena, není zde možný volný pohyb lidí mimo turistické trasy (Šaj *in litt*.). Nutno dodat, že biotopy v této lokalitě jsou vzdálené ideální představě, nenacházejí se zde rašelinná stanoviště a území je málo rozsáhlé.

**Závěr**

Výše uvedené příklady naznačují, že podpora nebo obnova populace tetřívka odchovanými nebo převezenými ptáky ze zahraničí je spíše krajní řešení bez velké naděje na úspěch. Je těžko představitelné, že by ptáci s absencí přirozených instinktů nebo vystresovaní dlouhou dopravou byli lépe schopni překonávat všechna protivenství, která život ve volné přírodě skýtá, než ptáci zvyklí na svůj drsný, ale dobře známý domov. Bez pečlivého odborného managementu vhodných biotopů, který také umožní propojení jednotlivých tetřívčích populací ve fungující síť metapopulací, nelze dosáhnout úspěšného posílení českých zbytkových populací. Regulace původních predátorů je složitý problém. Efektivita takového kroku je jen omezená i vzhledem k tomu, že tito predátoři jsou součástí stabilního ekosystému a cílový druh nelze účinně chránit bez jeho celého ekosystému (více viz kap. Predace). Pokud se k repatriaci přesto přistoupí, je nutné sledovat metodické kroky navržené Mezinárodním svazem ochrany přírody IUCN (7). Před samotnou realizací je třeba posoudit demografické parametry (jako přežívání jedinců, úspěšnost reprodukce atd.) jak posilované, tak i zdrojové populace, aby nedošlo ke snížení její zdatnosti. U obou populací je také nutné zhodnotit jejich vzájemnou příbuznost a zvolit vhodnou metodu vypouštění. Pro plánování repatriací jsou velice užitečné populační modely, které simulují, jak se při daném managementu bude vyvíjet například početnost, přežívání či genetická diverzita populací (18). V neposlední řadě je třeba zajistit dlouhodobý monitoring posilované populace a efektivity opatření.

**Literatura**


1. Storch, I.: *Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006–2010*, I. Storch (Ed.). WPA, Fordingbridge, UK and IUCN, Gland, Switzerland (2007).

2. Seiler, C., Angelstam, P., Bergmann, H. Conservation Releases of captive-reared Grouse in Europe What do we know and what do we need? *Cahiers d'Ethologie* 20: 235–252 (2000).

3. Wübbenhorst, J, Prüter ,J. Grundlagen für ein Artenhilfsprogramm Birkhuhn in Niedersachsen. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. H. 42. (eds) Niedersächsischer Landesbestrieb für Wasserwirtschaft Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Hannover (2007).

4. Griffith, B., Scott, JM., Carpenterand ,JW., Reed, C. Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy. *Science* 245: 477–480 (1989).

5. Segelbacher, G. *Translocation of black grouse – an option for species survival?* The 5th International Conference Black Grouse Endangered Species, Book of Abstracts, PTOP: 14–15 (2009).

6. Anderson, J. H., Pess, G. R., Carmichael, R. W., Ford, M. J., Cooney, T. D., Baldwin, C. M., & McClure, M. M., Planning Pacific Salmon and Steelhead Reintroductions Aimed at Long-Term Viability and Recovery. *North American Journal of Fisheries Management*, 34(1), 72–93 (2014).

7. IUCN/SSC. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: *IUCN Species Survival Commission*, viiii + 57 (2013).

8. Bergmann, H–H., Seiler, Ch., Klaus, S. Release projects with grouse – a plea for translocations. Málková, P. (ed.): *Sbor. příspěvků z mezinár. konf. Tetřevovití – Tetraonidae na přelomu tisíciletí*. Č. Budějovice 24.–26. března 2000: 90–100 (2000).

9. Warren, P., Atterton, F., Anderle, M., Baines, D. Expanding the range of black grouse *Tetrao tetrix* in northern England through translocating wild males. *Wildlife Biology*: wlb.00242 (2017).

10. Warren, P., Baines, D. Expanding the range of black grouse *Lyrurus tetrix* in northern England – can wild females be successfully translocated? *Wildlife Biology*: wlb.00435 (2018).

11. Walker, A. The reintroduction of black grouse to the Isle of Arran, Scotland. *Grouse News* 40: 13–16. http://www.arranbirding.co.uk. (2010).

12. Kirchner, T. Die Birkhühner (Tetrao tetrix) in der Rhön am Scheidepunkt: Gibt eseine Perspektive für die Leitart des Biosphärenreservats Rhön oderlassen wir sie aussterben? (2009).

13. Krzywiński, A., Keller, M., Kobus, A. Wsiedlanie kuraków leśnych metodą „born to be free". Studia i Materiały CEPL w Rogowie, 13, 2 (27): 241–251. (2011).

14. Dziedzic, R., Piasecki, D., Wójcik, M., Misztal, J. Wyniki wsiedlania cietrzewi w Poleskim Parku Narodowym. Abstrakt. W: Ochrona Kuraków Leśnych. Monografia Pokonferencyjna. Janów Lubelski, 16–18 października 2007, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, pp. 112–113. (2008).

15. Zawadska, D. Podręcznik najlepszych praktyk ochrony głusza i cietrzewia. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, Warsawa. (2014).

16. Cholewa, A. Reintrodukcja cietrzewia w miejsce naturalnego wcześniejszego występowania na terenie Nadleśnictwa Nowa Dęba. Conference materials, extract: Metody ochrony i gospodarowania populacjami dzikich zwierząt w lasach. Rogów, 27–28 marca 2013 r. (2013).

17. Hlaváč, V. a Svobodová, J. Zhodnocení reintrodukce tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) v k. ú. Staré Ransko. Závěrečná zpráva z projektu. Správa CHKO Žďárské vrchy (2003).

18. Ewen, J. G., Armstrong, D. P., Parker, K. A., & Seddon, P. J. (Eds.). *Reintroduction biology: integrating science and management.* (John Wiley & Sons, 2012).

19. Merta, D., Kobielski, J., Krzywiński, A., Theuerkauf, J.& Gula, R. A new mother-assisted rearing and release technique ("born to be free") reduces the exploratory movements and increases survival of young capercaillies. *Eur J Wildl Res* **61**, 299–302 (2015).

20. Projekty rozwojowe Lasów Państwowych https://projekty-rozwojowe.lasy.gov.pl/projekty-rozwojowe/-/asset_publisher/7PcENrBXlBZJ/content/czynna-ochrona-cietrzewia-na-gruntach-w-zarzadzie-lp (2023).



Doporučená citace kapitoly:

Svobodová, J., Volf, O., Tomášek, V. Repatriace aneb co je prostě odchovat nebo přivézt? In: Tomášek V., Volf O., Mikslová K., Pelikánová H. (eds) (2023): Tetřívek – Poslední šance? Správa KRNAP, 208 s., ISBN 978-80-7535-160-9

# 7.2 Záchrana tetřívka – zkušenosti napříč Evropou

## Ondřej Volf

Je zřejmé, že bez pečlivého odborného managementu vhodných biotopů, který také umožní propojení jednotlivých populací ve fungující síť metapopulací, nelze dosáhnout úspěchu v podobě přežití druhu. Pojďme nahlédnout, jestli a jak se to daří u nás i v zahraničí.

### Zahraničí

**Velká Británie**

Ve Velké Británii byl v roce 1999 schválen akční plán pro tetřívka (1). Tetřívek je v této ostrovní zemi dosud lovnou zvěří, subjektem zodpovědným za opatření je Game and Wildlife Conservation Trust. Jako hlavní příčiny ohrožení byly označeny ztráta habitatu, vysoká míra pastvy, změny v lesnictví a vysoká mortalita následkem predace a kolizí s ploty. Byly vytyčeny následující cíle: udržet velikost populace na úrovni z roku 1996, obnovit plochu vhodného habitatu na úroveň z let 1988 až 1991, z dlouhodobého pohledu (20 let) zvýšit početnost a zvětšit území výskytu a propojit jednotlivé izolované populace. Tento velmi komplexní program řešil celou řadu problémů a nutno konstatovat, že některé z cílů (zvýšení početnosti, zlepšení stavu biotopu) se podařilo splnit. V Británii je však početnost tetřívka dosud relativně vysoká, v roce 2005 byla odhadnuta na 5 000 tokajících samců. Populace je rozdělena do několika oblastí, především do vyšších poloh Skotska, severní Anglie a Walesu. Od druhé poloviny 90. let 20. století tam byl registrován silný pokles. Zdá se, že tento trend se i díky provedeným opatřením podařilo zastavit. Panují tam ale zcela odlišné podmínky od těch ve střední Evropě a řadu postupů u nás nelze použít. Rozsáhlá vřesoviště u nás pravděpodobně nikdy nebudou převládajícím krajinným prvkem. Jiné jsou však univerzální, jako např. zvýšení rozlohy přechodové zóny mezi lesem a otevřeným prostorem.

**Německo**

V Sasku se tetřívkovi jakožto typickému vlajkovému druhu věnuje ze strany ornitologů a ochrany přírody značná pozornost. Díky tomu se ochrana jeho biotopu spojuje s ochranou rašelinišť a všech dalších druhů, které je obývají. I díky tetřívkovi se podařila realizovat celá řada projektů revitalizace rašelinišť. Např. na rašeliništi Georgenfelder Hochmoor u Cínovce a na rozsáhlých plochách u Satzungu nebo u Kühnheide se zrušily odvodňovací kanály.

Tetřívek byl vždy deklarován jako druh s nejvyšší prioritou, přesto přípravy specializovaného záchranného programu trvaly velmi dlouhou dobu a teprve v roce 2019, tedy v době, kdy se v této zemi tetřívci vyskytovali již jen v úzkém pruhu podél společné hranice s Českem, v několika lokalitách v Krušných horách, byl dokončen a schválen. Populace je navíc málo početná a plně závislá na stavu české části. Po zániku populace v oblasti vřesovišť Muskaer Heide v Horní Lužici (Brozio *in verb*.) se jedná o poslední populaci tohoto druhu v Sasku.

Pro ochranu tetřívka bylo v Sasku vyhlášeno hned několik ptačích oblastí v příhraničních částech Krušných hor. V těchto lokalitách se také již delší dobu realizují opatření na podporu biotopu tetřívka, která lze rozdělit do dvou typů: revitalizace odvodněných stanovišť a vytváření otevřených ploch v lesních porostech.

Ptačí oblast (Vogelschutzgebiet) Westerzgebirge – tato hustě zalesněná oblast v západní části Krušných hor navazuje na české straně na komplex rašelinišť v okolí Přebuzi v pramenné oblasti Rolavy. Tetřívci se zde znovu začali objevovat až po vzniku rozsáhlých holin po několika větrných kalamitách a následné gradaci kůrovce. Plánováno je zde trvalé udržení otevřených ploch bezlesí.

Další lokalitou výskytu tetřívka v saské části Krušných hor je oblast Satzungu a okolí ve střední části pohoří. Zde se nachází otevřená luční enkláva v těsné blízkosti státní hranice, která slouží jako hromadné tokaniště s pravidelným výskytem až 8 tokajících kohoutků. Pro podporu jejich stanoviště jsou pravidelně sečeny luční porosty a v okolí proběhla revitalizace odvodněných rašelinišť.

Ptačí oblast Kahleberg – Lugstein je mimořádně zatížena sportovními aktivitami – nalézá se tu nejdůležitější biatlonový areál v Sasku. I díky provedeným opatřením, která zahrnují rozsáhlé otevřené plochy uprostřed lesních porostů, je tam přesto v době toku zaznamenáváno až 8 samců.

V Dolním Sasku v oblasti Lüneburger Heide byl připraven specializovaný záchranný program pro tetřívka, který nepočítal s vypouštěním uměle odchovaných nebo dovezených ptáků (2). Nová strategie tuto možnost připouštěla, nicméně hlavní úsilí směřovalo na úpravu biotopu a odklon turistických tras z biotopu tetřívka.

**Rakousko**

Od roku 2007 nebylo v oblasti Waldviertelu v Dolním Rakousku zaznamenáno rozmnožování tetřívků, a proto bylo přikročeno k umělému posilování z odchovu. Pomocí analýzy kvality biotopu bylo vytipováno 6 území s potenciálně vhodnou nabídkou biotopů o celkové rozloze 327 km$^2$ (3). Mezi lety 2011 a 2015 jsou v těchto lokalitách záznamy o jedné samici a dvou samcích (4). Efektivita obnovy populace formou vypouštění odchovaných jedinců není známa.

**Slovensko**

Ochrana druhu je ve středu zájmu zúčastněných stran nejméně od 90. let 20. století (5). V posledních letech získala nové impulsy v podobě projektu zaměřeného na ochranu tetřeva hlušce a tetřívka obecného (6), na který navázalo zpracování Programu záchrany tetrova hoľniaka (*Tetrao tetrix* Linnaeus, 1758) na obdobie 2016 až 2030 (7). Zpracovaný záchranný program navrhuje řadu opatření ke zlepšení stavu biotopu. K omezení negativního vlivu predace se doporučuje zamezit přikrmování prasat divokých a podpořit vlka obecného (*Canis lupus*) a rysa ostrovida jako hlavních predátorů prasat a lišek. Zároveň program považuje za vhodné zvýšit počty odstřelených lišek, kun, prasat divokých, krkavců a sojek.

Posílení populací repatriacemi záchranný program v této fázi, dokud nejsou odstraněny hlavní příčiny ohrožení, tedy ztráta a fragmentace biotopu, nedoporučuje. Program byl přijat Ministerstvem životního prostředí Slovenské republiky s platností na roky 2018 až 2022 (8).

**Lotyšsko**

V Lotyšsku byl v roce 2004 připraven akční plán pro tetřívka (9) s navrženými opatřeními ke zlepšení stavu populace druhu. Ta zahrnují hlavně důslednou legislativní ochranu druhu, regulaci lovu a územní ochranu a také aktivní péči o biotop tetřívka. Plán nepočítá s vypouštěním nebo repatriací.

V nedávné době se v Lotyšsku realizovalo několik projektů, jejichž cílem bylo aktivními zásahy zlepšit stav biotopu. Probíhající projekt ve vojenském prostoru Adaži, který je zároveň ptačí oblastí, se zaměřuje na péči o vřesoviště a rašeliniště. Zahrnuje vyřezávání stromů, sečení luk, kontrolované vypalování i revitalizaci rašelinišť likvidací odvodnění (10).

## Česká republika

Ani v České republice není osud tetřívka lidem lhostejný. Téměř ve všech oblastech s jeho výskytem se provádějí opatření, která se pokouší zmenšit vliv některého z negativních faktorů působících na tetřívka. Cílí zejména na zlepšení stavu biotopu, ale i na omezování rušení, zmenšování predačního tlaku, snižování rizika střetů s překážkami apod. Bohužel podle většiny odborných kritérií je zřejmé, že tyto aktivity nebudou stačit, a pokud budou realizovány v dosavadním tempu, záchranu tetřívků u nás nezajistí.

**Revitalizace rašelinišť**

Rašeliniště se obecně považují za jednu z primárních součástí biotopu tetřívka (např. 11). Jejich revitalizaci jako účinné opatření k ochraně druhu doporučuje více autorů (např. 12). Rozsáhlé projekty revitalizací rašelinišť proběhly nebo probíhají na Šumavě i v Krkonoších. Řada rašeliništních lokalit byla takto ošetřena i v Krušných a Jizerských horách.

**Tvorba krajinné mozaiky**

V Jizerských horách se věnuje ochraně tetřívka více subjektů, přičemž nejaktivnějším a nejdůležitějším byl v tomto směru státní podnik Lesy ČR. V letech 2014 a 2015 zde byl z jeho iniciativy realizován projekt Tvorba a údržba sekundárních biotopů tetřívka obecného (Tetrao *tetrix*) v Jizerských horách. Jeho základem je vytvoření tzv. tetřívčích center, tedy území, která mají zlepšit podmínky biotopu tetřívka v prostředí odrůstajících lesních porostů. Výstupem projektu je vytvoření mozaiky vhodných sekundárních biotopů tetřívka obecného v oblastech současného výskytu, tj. v nejklidovějších částech Jizerských hor. Tyto plochy zvýšily možnost přežití původního druhu v turisticky extrémně navštěvovaném pohoří.

Také ptačí oblast Krkonoše se v posledních letech potýká s nepříznivým vývojem biotopu tetřívka v souvislosti s odrůstáním nově založených lesních porostů. Specializovaná opatření na zajištění vhodné struktury stanovišť, včetně mozaiky otevřených ploch,

Obr. 1 Vytvořené tetřívčí centrum v Krkonoších. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

jsou součástí schváleného Plánu péče o Krkonošský národní park a jeho ochranné pásmo (2010 až 2020). Ten ve své návrhové části vymezil 12 lokalit s dlouhodobě početným výskytem tokajících samců (pokrývajících asi 70 % krkonošské populace), kde byla realizována opatření ke zlepšení podmínek biotopu tetřívka. Zahrnovala tvorbu otevřených ploch v odrůstajících lesních porostech a další úpravy porostů.

Správa národního parku Šumava je realizátorem probíhajícího projektu LIFE for MIRES, jehož významnou součástí jsou opatření zlepšující životní prostor pro tetřívka obecného. Hlavním cílem je zlepšení stavu rašelinných a mokřadních biotopů, které jsou pro tetřívka významné a byly v minulosti poškozeny odvodněním, pastvou a těžbou rašeliny. Důležitým opatřením je i obnova otevřených ploch tradičně využívaných tetřívkem zejména v období toku.

Krušné hory disponují velmi podrobnými podkladovými materiály a studiemi (např. 13), míra jejich realizace je však pouze velmi omezená. Jsou připraveny projekty zaměřené na zlepšení stavu biotopu tetřívka, skutečné zásahy však byly provedeny jen výjimečně. V několika lokalitách byly vytvořeny otevřené plochy uvnitř lesních porostů, revitalizují se rašeliniště i vlhké horské louky. Oblast trpí nedostatečnou územní ochranou i neochotou lesních správců skutečně se zapojit do ochrany vlajkového druhu.

V letech 2014 až 2016 byl na území vojenského újezdu Libavá realizován projekt Podpora populace tetřívka obecného v Ptačí oblasti Libavá. Cílem projektu bylo dosáhnout zlepšení podmínek pro existenci populace tetřívka obecného. Tohoto cíle mělo být dosaženo prostřednictvím komplexu praktických opatření, která spočívala jak ve zlepšení kvality a rozšíření plochy potenciálně vhodných biotopů, tak ve snížení intenzity predačního tlaku na stávající populaci. Bohužel se zdá, že na Libavou projekt dorazil příliš pozdě a k záchraně místních tetřívků už nemohl stačit.

I v Doupovských horách byly provedeny dílčí zásahy ke zlepšení stavu biotopu tetřívka. Pro podporu potravní nabídky byly založeny porosty listnatých dřevin a byly vyřezány některé náletové dřeviny.

**Literatura**


1. Game and Wildlife Conservation Trust https://www.gwct.org.uk/ (2023).
2. Wübbenhorst, J, Prüter, J. Grundlagen für ein Artenhilfsprogramm Birkhuhn in Niedersachsen. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. H. 42. (eds) Niedersächsischer Landesbestrieb für Wasserwirtschaft Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Hannover (2007).
3. Reimoser, S., Reimoser, F. Black grouse habitat assessment (GIS Modelling) as a basis for habitat improvement and restocking of black grouse in the "Waldviertel" region (Lower Austria). Birkhuhn-Habitatbewertung (GIS Modellierung) als Grundlage für Habitatverbesserung/-erhaltung sowie Bestandsstützung/Wiedereinbürgerung des Birkwildes im Waldviertel. wildlife.info (2015).
4. Gansterer, A., Apfl, K. Endbericht Wildtier-Monitoring des NÖ Landesjagdverbandes: Rauhfußhühner Erhebung 2015 (2018).
5. Mičura, M., Trnka, R. (eds.) Ochrana tetrova na Slovensku. Zborník referátov a diskusných príspevkov na seminári „Ochrana tetrova na Slovensku". Trstená (1991).
6. Tejkal, M. Mikoláš, M., Černajová ,I., Králik, M., Littera, P. Zhodnotenie priestorovej distribúcie a fragmentácie populácii hlucháňa horneho (*Tetrao urogallus*) a tetrova hoľniaka (*Tetrao tetrix*). Závěrečná zpráva z projektu: Zlepšenie stavov ochrany druhov tetrov hlucháň a tetrov hoľniak. Nepubl. (2015).
7. Mikoláš, M. Program záchrany Tetrova hoľniaka *Tetrao tetrix* Linnaeus, 1758 na obdobie 2016–2030. Závěrečná zpráva z projektu: Zlepšenie stavov ochrany druhov tetrov hlucháň a tetrov hoľniak. Nepubl. (2015).
8. Mikoláš, M. Program záchrany Tetrova hoľniaka (Tetrao tetrix Linnaeus, 1758) na roky 2018–2022. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky Banská Bystrica (2018).
9. Liepa, V., Račinskis, E., Kalvans, A., Hofmanis, H. Action Plan for the Conservation of Black Grouse *Tetrao tetrix* in Latvia. Latvian Ornithological Society. Riga (2004).
10. Adazi natura http://www.adazinatura.lv/ (2023).
11. Ludwig, T., Storch, I., Graf, R. F. Historic landscape change and habitat loss: The case of black grouse in Lower Saxony, Germany. *Landscape Ecology*, *24*(4), 533–546 (2009).
12. Krüger ,T., Herzog, S. Ein Modell zur Entwicklung der Birkhuhnlebensräume im sächsischen Erzgebirge. In *Birkhuhnschutz heute, Band 2* (pp. 69–76) (2004).
13. Volf, O., Volfová, E., Václavíková, E., Čížková, Š., Mariňáková, M., Benediktová V. Opatření na podporu populace tetřívka obecného v Krušných horách. Závěrečná zpráva z Odborné studie pro AOPK ČR. Název programu: Podpora obnovy přirozených funkcí krajiny (2019).

# 7.3 Management – co skutečně funguje

## Ondřej Volf

Jak už bylo řečeno, pokud má mít snaha pomoci tetřívkům alespoň nějakou šanci na úspěch, musí cílit na odstranění předpokládaných hlavních příčin úbytku a ohrožení. Musí vycházet z co nejširšího spektra odborných podkladů a musí být co nejaktuálnější a vědecky podložená.

Nejlepším nástrojem, který má ochrana druhů v České republice, je záchranný program. Právě ten by měl komplexně pokrýt celou mimořádně složitou problematiku úbytku ohroženého druhu. Možnosti našeho státu jsou však v tomto směru omezené. Daří se schvalovat, a hlavně poté realizovat jen velmi malé množství programů, které zdaleka nestačí na záchranu alespoň podstatné části ohrožených druhů. Záchranný program tak přichází často pozdě a na celou situaci se pak dokonale hodí úsloví o křížku a smutečním obřadu. Nikdo však nikomu nebrání zkoušet chránit tetřívka, jak to jde nejlépe, i pokud nebo dokud se nepodaří přesvědčit všechny zúčastněné o nutnosti úředně posvěceného záchranného programu.

Za jednu z hlavních příčin ohrožení, na kterých se shodují všechny dostatečně odborné práce, jsou úbytek a změny biotopu. Prostor, kde se dnes tetřívek vyskytuje, je u nás do značné míry územně chráněn formou různých typů chráněných území. Je zahrnut do nejpřísněji chráněných národních parků, je součástí chráněných krajinných oblastí i maloplošných památek nebo rezervací. Pro naprostou většinu našich populací tetřívka byly vyhlášeny ptačí oblasti soustavy evropských chráněných území Natura 2000. Přesto je zřejmé, že samotná územní ochrana nestačí. Je nutné zahájit aktivní obnovu poškozeného biotopu, která povede ke zvětšení jeho rozlohy tak, aby tetřívek měl z čeho vybírat. Je však vůbec možné takový tetřívčí domov napodobit?

Charakteristickým znakem biotopu tetřívka obecného ve všech oblastech výskytu, a pro podmínky střední Evropy to platí dvojnásob, je mozaika rozmanitých lesních i nelesních stanovišť. Jedná se o otevřené plochy na loukách, rašeliništích, vřesovištích a pasekách, dále skupiny solitérních stromů a keřů až po mladá stadia lesních porostů a rozvolněné lesy s nižším zakmeněním.

Navržená ochranářská opatření se snaží ekologické nároky tetřívků reflektovat a jejich prostředí napodobovat. Je však zřejmé, že konkrétní provedení musí být uzpůsobeno přímo pro danou oblast nebo lokalitu. Trochu jiným problémům čelí tetřívci v Krkonoších nebo v Jizerských horách, s jinými se vyrovnávají v Krušných horách nebo na Šumavě. Přesto lze nalézt mezi jednotlivými oblastmi určité společné rysy. Například homogenizace krajinných prvků, kdy dochází k zarůstání nebo přímo zalesňování menších otevřených ploch v lesích spojenému s rozšiřováním stejnověkých, málo diferencovaných lesních monokultur. Neblaze působí též vysychání krajiny v důsledku dřívějšího odvodnění. Pokles hladiny spodní vody přináší s jistou setrvačností změny v celých společenstvech, kdy se rašeliniště začínají proměňovat v les a rašelinný les v normální porost.

Proti tomuto jevu se lze bránit různými způsoby, jejichž konkrétní volba záleží na možnostech ochrany přírody. Ty jsou přitom omezeny finančně, časově, technicky, personálně i majetkoprávními vztahy. Z těchto důvodů a na základě vyhodnocení účinnosti dosavadních opatření navrhujeme v plné míře uplatnit koncept tzv. tetřívčích center.

### Tetřívčí centra

Základním přístupem je, že nelze provádět aktivní opatření na celém rozsáhlém území se stejnou intenzitou, takže je vhodné zaměřit se na menší dílčí plochy. Jejich shluky pak vytvářejí tzv. tetřívčí centra – tedy území, která podporují podstatnou část populace. Je to pokus o vytvoření jádrových území, která budou svojí charakteristikou co nejvíce vycházet vstříc předpokládaným biotopovým nárokům druhu. Zároveň jejich funkce spočívá v propojování dílčích částí populací tetřívka a zabránění jejich další fragmentaci a izolaci.

Tetřívčí centra jsou navrhována na základě několika hledisek:

Obr. 1 Rozvolněný porost s nižším zakmeněním je pro tetřívka vhodný biotop. Foto Petr Šaj.

**Nabídka vhodného biotopu**

Tetřívčí centrum by mělo být schopné pokrýt všechny fáze ročního životního cyklu tetřívka. Zahrnuje potravní biotop, jehož základem je typická rašeliništní vegetace se suchopýrem, bobulonosnými keříky (borůvka, klikva, brusnice, vlochyně, …), s listnatým dřevinami (bříza, jeřáb, jíva, …), mraveništi apod. Významnou úlohu mají otevřené prostory nutné pro tok a pro ochranu před predátory. Tyto plochy by měly být navzájem alespoň částečně propojeny. Nacházejí se zde i porosty s nižším zakmeněním, porosty kleče nebo blatky umožňující úkryt.

**Umístění v rámci širší oblasti**

Důležitým hlediskem je lokalizace centra v rámci oblasti výskytu tetřívka. Navržená centra by měla splňovat dvě funkce:

- zlepšení biotopu v jádrovém území výskytu – cílem je vytvořit dostatečnou nabídku ve formě mozaiky;

- propojení vhodného biotopu v rámci pohoří / ptačí oblasti.

**Výskyt tetřívka obecného**

Druh by se na území tetřívčího centra měl vyskytovat, případně by měl žít v jeho nejbližším okolí nebo se zde vyskytovat v posledních deseti letech. Jen tak je reálná šance, že nově vytvořené plochy osídlí.

Opatření v tetřívčích centrech lze rozdělit na dva hlavní typy zásahů podle toho, kam jsou situována:

Obr. 2a Tvorba tetřívčího centra v Krkonoších před zásahem. Foto Pavel Blažek.

Obr. 2b Tvorba tetřívčího centra v Krkonoších po zásahu. Foto Pavel Blažek.

## Opatření v lesních porostech

Základem je vytvoření a údržba otevřených ploch o rozloze alespoň jednotek hektarů uvnitř zapojených porostů. Funkcí těchto ploch je především prostor k toku a podpora vývoje keříkové vegetace jako zdroje potravy. Otevřené plochy musí být vzájemně propojené a navazovat na rašeliniště. Návrh opatření vychází jednak z biotopových nároků tetřívka a také z vícera pozitivních zkušeností z ČR i ze zahraničí.

Okraje odlesněných ploch by měly tvořit porosty listnatých dřevin, hlavně břízy a jeřábu. Na ploše nebo při jejích okrajích je možné ponechat solitérní stromy nebo skupiny stromů tvořené smrkem, borovicí nebo listnáči.

Toto opatření je nutné považovat za prioritní, a to z několika důvodů:

– V oblastech s výskytem tetřívka dochází k úbytku otevřených ploch v důsledku přirozeného nebo člověkem podmíněného rozvoje lesa. Porosty náhradních dřevin v imisemi ovlivněných oblastech procházejí přeměnou na cílovou skladbu převážně smrkových stejnověkých porostů, které se odrůstáním rychle zahušťují. Les se rozvíjí na dříve obhospodařovaných loukách, v důsledku klimatické změny se hranice lesa posunuje výše.

– Vytvoření otevřených ploch je možné provést poměrně rychle a s mnohem menšími náklady, než jsou nutné na revitalizace rašelinišť. Také je možné využít stroje a není nutné spoléhat na omezené personální kapacity.

– Lze předpokládat, že i reakce tetřívků bude o dost rychlejší než při pomalém procesu zlepšování stavu rašelinišť díky jejich revitalizaci.

– Významným požadavkem na biotop tetřívka je dostatečná různorodost a pestrost jak v prostoru, tak v čase – navrhované opatření se snaží tomuto požadavku vyhovět.

Součástí tohoto opatření je též následná péče o otevřené plochy. Tato péče však pravděpodobně nebude vyžadovat každoroční zásahy, předpokládá se jednorázové odstranění náletů dřevin v intervalu zhruba 5 let. Požadavek na následnou péči by však měl vyplynout až z monitoringu účinnosti provedených opatření, tzn. nebude se dělat v lokalitách, kde provedení opatření nevedlo k žádoucímu využití tetřívkem.

## Obnova ekologických funkcí rašelinišť

Rašeliniště a rašelinné biotopy jsou v podmínkách střední Evropy považovány za primární biotop tetřívka. V minulých dekádách byla převážná většina rašelinišť odvodněna a díky setrvačnosti ve vývoji těchto stanovišť dochází k jejich pomalé degradaci v důsledku vysoušení.

Negativní procesy v rašeliništích je možné zastavit, nebo alespoň omezit. V praxi byla v mnoha projektech vyzkoušena obnova ekologických funkcí rašelinišť eliminací funkce odvodňovacích příkopů. Provádí se jednak budováním příčných hrázek zadržujících odtok vody v příkopech a jednak celoplošným zahrnutím těchto příkopů mechanizací. Tento přístup se v poslední době ukazuje jako efektivnější. Podmínkou však je, aby byl v okolí kanálů k dispozici materiál na zahrnutí. Určitým minusem tohoto způsobu revitalizace je značný zásah do okolních porostů. Cílem je zpomalit odtok vody a navýšit úroveň hladiny vodního nasycení půdy. Tím dojde k rozvoji specifických rostlinných stanovišť vázaných na rašeliniště.

Slabou stránkou revitalizací je delší časový horizont potřebný ke zlepšení, který je daný velkou setrvačností všech procesů, včetně žádoucí pozitivní odpovědi rostlinných (i živočišných) společenstev. Výsledkem výše uvedených opatření by měla být pestrá směs stanovišť tvořících nejlepší představitelný biotop tetřívků – tetřívčí centrum.

## Realizovaná tetřívčí centra u nás

Koncept tetřívčích center je s úspěchem zkoušen ve více oblastech s výskytem tetřívka obecného u nás i v zahraničí. Zřejmě nejvíce zkušeností v ČR mají s vytvářením takovýchto území v Jizerských horách. Zde hospodařící subjekt (Lesy ČR, s. p.) přistoupil k realizaci tetřívčích center a je možné konstatovat, že i přes dosud krátkou dobu od jejich realizace jsou tato území tetřívkem využívána a mohou přispět k záchraně druhu v Jizerských horách (Kavková, Dostál *in verb.*). Podobně bylo k revitalizacím rašelinišť a tvorbě otevřených ploch v lesních porostech přikročeno v Krkonoších (Flousek *in verb.*). Podobný koncept je základem praktické ochrany tetřívka obecného také na saské straně Krušných hor (Homann *in verb.*). Všechna tato území mají společné to, že populace tetřívka je zde na kritické úrovni, a pokud se nepodaří dosáhnout pozitivního obratu ve vývoji, tetřívek zde velmi pravděpodobně v krátkém čase vymizí.

Obr. 3 Obnova vodního režimu na odvodněném rašeliništi v západních Krkonoších: 3a) instalace přehrážek (2021), 3b) přehrazený kanál a nastartování paludifikačních procesů (tj. proces vzniku rašeliniště) (2023). Foto Hana Pelikánová.

Navazující plochy se mohou v průběhu času různým způsobem proměňovat, díky své rozloze by však měly vždy nabízet alespoň část vhodného prostředí pro tetřívka. Lesní porosty by měly být upraveny tak, aby svou strukturou i druhovým složením co nejlépe odpovídaly nárokům tetřívka (nižší zakmenění, dostatečný podíl listnatých dřevin apod.).

Také obnova funkcí rašelinišť je po roce 2010 aktivně prováděna ve všech oblastech výskytu tetřívka u nás. Úspěšně je využívána zejména metoda hrázkování a plocha obnovovaných rašelinišť u nás za tu dobu dosahuje již vyšší stovky hektarů.

V imisních oblastech našich hor a v lokalitách postižených kůrovcovou gradací dochází momentálně k přeměně porostů dřevin. Smrk pichlavý, kosodřevina, a na některých místech i smrk ztepilý jsou postupně nahrazovány nebo doplňovány odolnějšími dřevinami (bříza, jeřáb, vrby) a hojně je nyní k zalesňování využíván i buk lesní. Vhodným prostorovým a časovým rozložením prací lze v jádrových plochách výskytu postupně vytvářet otevřené plošky menší rozlohy, které mohou v návaznosti na okolní biotopy zlepšovat potravní podmínky (rozvoj porostů brusnicovitých) a zároveň nabízet otevřené biotopy pro tok. Tato opatření byla využita například na Šumavě nebo v Jizerských horách. S ohledem na historický výskyt tetřívků anebo v návaznosti na stávající biotopy by kalamitní a imisní plochy neměly být zalesněny konvenčním způsobem. Takové plochy je vhodné ponechat bez souvislého zápoje, tedy snížit zde zakmenění (např. pomocí výřezů, přehrážkami, spontánní sukcesí) a navýšit zastoupení zpevňujících a melioračních druhů dřevin s důrazem na břízu a jeřáb.

# 7.4 Další opatření zásadní pro přežití tetřívků

Václav Tomášek a Karolina Mikslová

Ke zlepšení životního prostředí tetřívka musí být navržena i další opatření. Jedná se o obecná pravidla nebo opatření, která nejsou striktně vázána na některé z navržených tetřívčích center. Bez jejich aplikace však v místech výskytu dílčích problémů populace prosperovat nebude.

## Omezení vlivu rušení

Rušivý dopad lidských aktivit v okolí vhodných a obývaných biotopů tetřívka je možné řešit několika dostupnými prostředky. Jako nejvhodnější a osvědčené se jeví kombinovat alespoň 3 způsoby popsané níže:

**Legislativní nástroje k usměrnění konkrétních činností**

Tetřívčí biotopy, které nejsou nijak zvláště chráněny, je vhodné příslušným právním předpisem vyhlásit a stanovit podmínky pro užívání těchto ploch. Jako vhodné formy ochrany se jeví *přechodně chráněné plochy*, *maloplošné zvláště chráněné území* nebo *opatření obecné povahy*. V rámci vyhlášení některé z vyjmenovaných možností dojde k omezení vstupu či k zákazu činností, které by způsobovaly rušení zvláště chráněného tetřívka. Dle zákona 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, lze uplatnit zejména § 64 (v Národních parcích, NPR, NPP a v I. zóně CHKO), jde o omezení vstupu z důvodu ochrany přírody. Území s výskytem vzácných druhů jsou dle § 13 vyhlašována jako přechodně chráněné plochy a lze je pro tetřívka využít zejména v oblastech, kde neexistuje jiná forma ochrany území a kde jsou tetřívkem využívané porosty dobře známy. V omezené míře lze dle zákona o ochraně přírody využít také § 66 (Omezení a zákaz rušivé činnosti) kdekoliv, kde hrozí poškození zájmů ochrany přírody. Všechny zmíněné varianty musí být v praxi navrženy v dostatečném územním rozsahu, aby byly pokryty biologické potřeby druhu v dané lokalitě (minimálně vyšší desítky hektarů). Za vhodný správní akt pro vyhlášení zmíněných chráněných ploch tetřívka lze považovat Opatření obecné povahy, které je upraveno správním řádem v ust. § 171 (zákon č. 500/2004 Sb., v platném znění). Podle této části postupují správní orgány v případech, kdy jim zvláštní zákon ukládá vydat závazné opatření obecné povahy, které není právním předpisem ani rozhodnutím. V tomto případě je pak adresátem každý, kdo do vymezených lokalit vstupuje nebo zde vykonává činnost. Administrativními nástroji lze tedy v definovaných plochách omezit vstup osob mimo silnice, místní a účelové komunikace i mimo turistické cesty. Omezení se nevztahuje na osoby zajišťující lesní hospodaření, obranu státu a ochranu státních hranic, požární ochranu, zdravotní a veterinární službu, orgány státní správy, stráž přírody, mysliveckou stráž a hospodáře honitby při výkonu této činnosti. Omezení vstupu lze vyhlásit v případě potřeby jen přechodně a každoročně, například na dobu zimování a rozmnožování tetřívků (od 1. 12. do 31. 7. kalendářního roku).

Pro zlepšení situace tetřívka obecného ve vztahu k rušení lze v národních parcích pomocí administrativních úkonů zavést *klidová území* s omezením vstupu, čehož využil KRNAP např. při ochraně zbytkové populace tetřívka na východě Krkonoš v roce 2020. Tímto opatřením Správa KRNAP v klidovém území KU05 – Pomezní hřeben – vyhradila k pohybu osob pouze zeleně značenou turistickou trasu vedoucí po státní hranici s Polskem s tím, že ani tato cesta nemůže být využívána v době hnízdění tetřívků (15. 3. až 31. 5.). Mimo tuto vyhrazenou cestu, kde je pohyb možný v mimohnízdní době, jsou pak vstup a volný pohyb zakázány.

V každém území, kde se tetřívci vyskytují, by mělo dojít ke zhodnocení vhodnosti využití těchto legislativních nástrojů a následně pak k jejich urychlenému navržení a zavedení. Konkrétní návrh administrativního prostředku musí být vždy posuzován optikou dobré znalosti ekologie a etologie zdejších tetřívků. Klidové ani jiné zvláště chráněné území nelze vyhlašovat čistě od stolu.

**Prostředky vymahatelnosti**

V místech s největší masovou turistikou, kde ještě přežívají tetřívčí populace, je potřebné hlídat ukázněnost turistů za součinnosti Policie ČR a stráže přírody. Toto není možné realizovat bez profesionálních strážců přírody či speciálního oddílu Policie ČR. V národních parcích existují profesionální strážci, v CHKO a ve volné krajině (Krušné hory, Jizerské hory) však ukázněnost návštěvníků není adekvátně hlídána, dobrovolná stráž moc nefunguje. Avšak ani profesionální, ani dobrovolná stráž přírody nemá dosud v naší zemi adekvátní

Obr. 1 Uzavření cesty od Luční boudy přes Stříbrné návrší v období 15. 3. až 31. 3. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

pravomoci, aby mohla tuto náročnou činnost provádět efektivně bez Policie ČR. Hlavními přínosy výkonných složek při ochraně tetřívka je usměrnění návštěvníků a jejich informování o dochovaných hodnotách, které bez střežení nelze efektivně zachovat. Pravidelným napomínáním neukázněných turistů a udělováním pokut lze v území docílit většího klidu.

**Terénní nástroje limitující rušení**

Hlavním důvodem rušení tetřívka je nedodržování obecných i zvláštních pravidel pohybu návštěvníků v horách a jejich snaha vyhledávat klidná místa bez lidí a s novými zajímavostmi. Jedním ze způsobů, jak toto omezit, jsou terénní úpravy ztěžující neukázněným návštěvníkům vstup do zranitelných oblastí. Ideálním řešením je zatarasení průseků pokácenými stromy, případně vyvrácení několika vzrostlých stromů za sebou, jako v případě okolí Tetřeví boudy v Krkonoších. U nevyužívaných lesních cest je vhodné jejich rozbagrování a vytvoření vsakovacích pásů dle metodiky Vaľa (1) pro rekultivaci linek k zadržování vody v krajině. Tím kromě omezení prostupnosti území pro turisty dojde také ke zpřírodnění původní cesty pro tetřívka a zlepšení stavu okolních podmáčených biotopů. V místech, kde jsou turisté zvyklí chodit, např. po hřebenech či starých svážnicích, lze navíc použít bezpečné dřevěné oplocenky a další masivní překážky, které kromě zneprostupnění cesty zajistí ochranu výsadby zpevňujících a melioračních dřevin, jako jsou břízy, vrby, olše či jeřáb. Tento postup je v posledních letech úspěšně využíván v Krkonoších, kde jsou některé účelové komunikace a odvozní linky přehrazeny zátarasem s informací o omezení volného pohybu z důvodu klidových ploch pro tetřívka (obr. 1).

**Omezení viditelnosti citlivých lokalit a osvěta**

Problematickým faktorem je volně přístupné zobrazování přírodních zajímavostí v tetřívčích biotopech v rámci mapových portálů – zejména mapy.cz, google.maps nebo Locus Map a další. Nejpoužívanější turistická aplikace mapy.cz nabízí možnosti zobrazovat letecké mapy místa výskytu, navíc s informacemi o zajímavostech doplněnými také fotkou (např. skály, pomníky, vyhlídky, posedy, průseky, nezpevněné cesty). V jádrových plochách výskytu tetřívka by bylo vhodné vyznačit jejich polygony s informací o klidových územích a limitech vstupu jako např. v KRNAP. Mapové aplikace by neměly umožňovat detailní pohledy do území se zákazem vstupu, a to jak ortofotosnímků, tak ani topografických podrobných map. Detailní informace vždy na dosud neznámá místa přilákají nové turisty, kteří by se bez nich jinak do klidových zón nedostali.

Je vhodné navázat spolupráci také s provozovateli hotelů, penzionů a dalších chat ubytovávajících návštěvníky hor v nástupních místech. Zde se nabízí emotivně cílit na konkrétní osoby a rodiny tak, aby si uvědomovaly následky odpočinkových aktivit pro zdejší krásnou přírodu. Zdůrazňovány by měly být ohleduplné zásady pohybu turistů v horách ve vztahu nejen k tetřívkovi.

**Omezování hromadných akcí**

Důležitá je důsledná kontrola a komunikace se všemi pořadateli hromadných akcí (na sociálních sítích je vhodné sledovat skupiny pořádající hromadné akce apod.). U každé akce je s ohledem na období konání potřeba každoročně omezovat počty závodníků a trasování. Žádné hromadné akce se nesmí pořádat v době hnízdění či zimování tetřívků (1. 12. až 31. 7. kalendářního roku) nejen v klidových zónách, ale ani ve zmapovaných jádrových územích výskytu tetřívka (plocha do 1 km od tokanišť). Začátek a konec jednotlivých sportovních akcí by měl připadat na 9.–16. hodinu. V ranních a podvečerních hodinách, kdy tetřívek odpočívá, by se akce neměly uskutečňovat.

**Usměrňování výzkumných aktivit**

V místech s jádrovým výskytem tetřívků by neměly být povolovány libovolné výzkumné aktivity. V rámci příslušných pracovišť orgánů ochrany přírody by měl být každý výzkum v chráněných krajinných oblastech, národních parcích či maloplošně zvláště chráněných územích evidován a pokud možno odkloněn mimo období rozmnožování. Také mimo zvláště chráněná území by krajské úřady či újezdní úřady měly znát hranice jádrových oblastí výskytu tetřívka a do těchto lokalit dále nepovolovat vstup za účelem běžného bádání. U výzkumných a vědeckých projektů, které mají národní či nadnárodní význam, by jejich provádění mělo být povoleno jen po zhodnocení existující alternativy. U značného množství výzkumů lze nalézt adekvátní náhradní stanoviště v místech, kde se tetřívci nevyskytují, nebo lze tyto aktivity omezit na mimohnízdní období. Správy chráněných území by neměly v jádrových plochách tetřívka povolovat nové výzkumné aktivity bez nadnárodního významu. Jde především o pozorování ptáků, středoškolské odborné činnosti, ověřování výskytu různých veličin, bakalářské či diplomové práce, základní meteorologická měření apod. Takové výzkumné činnosti by měly být z jádrových ploch zcela vyloučeny.

Opakované rušení tetřívků i mimo období zimování a hnízdění zvyšuje jejich stres a snižuje ostražitost.

**Rušení podvojných cest a úpravy turistických a lyžařských tras**

Všechny cesty v místech výskytu tetřívka jsou potenciálním zdrojem antropogenního rušení. To platí také o turistických stezkách a chodnících zejména tam, kde vede několik alternativních tras na malém prostoru mezi tetřívčími biotopy, viz například turistické cesty v Krkonoších v okolí Labské boudy či kolem Moravské boudy. Zde dochází k opouštění pro tetřívka vhodných porostů velmi rychle a bez zrušení alespoň jedné z cest není možný jeho trvalý výskyt v lokalitě. Jednotlivé cesty vhodné k odstranění a rekultivaci dle metodiky Vaľa (1) či zatarasením stromy a oplocenkami by měly být vybrány odborníky se znalostí daného území a ekologie zdejší tetřívčí subpopulace. Turistické stezky není nutné překládat, pokud vedou okrajem jádrových tetřívčích ploch, mnohdy stačí omezit (od 1. 12. do 31. 7.) jejich provoz.

Lyžařské trasy jsou v dnešní době strojově upravovány ve všech pohořích s výskytem tetřívka. Strojová úprava představuje průjezd sněžné rolby, která do sněhu řeže stopu a upravuje takto stovky kilometrů v rámci každé oblasti. Úprava stop rolbou je prováděna v průběhu zimy průměrně jednou až dvakrát týdně a jak samotný průjezd rolby, tak zejména následná masa běžkařů představují významný zdroj rušení. V jádrových oblastech výskytu tetřívka je proto nezbytné zakázat úpravu běžeckých tras a ponechat kolem biotopů upravované obchvatové cesty. V Jizerských horách byla takto od roku 2018 omezena úprava 4 propojek jizerskohorské magistrály od měsíce března, aby nedocházelo k fragmentaci biotopu tetřívka. Další 2 úseky byly z úpravy pro běžecké lyžování vyjmuty zcela. I přes tato omezení zůstává v Jizerských horách na území o rozloze 100 km2 upravováno až 200 km zimních běžeckých tras. Navíc v sousedním Polsku v Jakuszycích je rolbováno dalších asi 100 km tras, což v součtu obou států z hlediska přežívání tetřívka znamená velmi zásadní zdroj rušení v kritickém období.

**Literatura**

1. Kubín, M., Vala, O., Vaľo, Š., 2021. Místo vody v krajině máme suché lesy. Inovativní metoda „jáma-hráz-jáma“. Chránené územia Chránené územia hránené územ 97,107–114 (19) (PDF) Zadržování vody v lese narušením odvozních linek – funguje to?.

## Zabezpečení technických překážek

**Bezpečné oplocenky**

Možností, jak zabezpečovat oplocenky proti nárazům ptáků, existuje ve světě celá řada. Například ve Velké Británii se široce užívají oranžové plastové sítě, které zviditelní uzlové pletivo a kolize tetřevovitých redukují až o 90 % (1). V České republice se ke zviditelnění oplocenek dlouhodobě využívají dřevěná horní ráhna (obr. 1). Pouze břevna však nejsou ideálním řešením, neboť letící (přistávající či vzlétající) tetřívek vnímá horní lištu ve 2 metrech jen jako překážku, kterou chce podletět. Proto je vhodnější použít kombinaci horního břevna a příčných latí mezi jednotlivými poli uzlového pletiva (viz obr. 2). Někteří lesníci nechtějí dřevěné prvky na konstrukci oplocenek umisťovat kvůli jejich lámavosti při velké sněhové pokrývce a také vzhledem k vyšším finančním vstupům. Proto jsou v poslední době instalovány na drátěné oplocenky vysokopevnostní umělohmotné pásky šířky 5 až 10 cm, které se proplétají vodorovně po obvodu oplocenky mezi jednotlivými oky pletiva. Pásky se upevňují pomocí hřebíků na dřevěné sloupky. Toto řešení lze realizovat relativně snadno i na stávající oplocenky, důležité je nenechávat mezi páskami příliš velké rozestupy, optimální rozestup činí asi 50 cm (viz obr. 3 a 4). Za nejvhodnější řešení pro tvorbu bezpečných oplocenek stále platí jejich stavění výhradně ze dřeva bez použití uzlového pletiva. Dřevěné oplocenky jsou však s ohledem na jejich životnost, vyšší pořizovací náklady i častější opravy v posledních letech na ústupu.

V rámci tetřívčích lokalit bylo k zabezpečování oplocenek ve větší míře doposud přistoupeno v Krkonoších, na Šumavě a v Jizerských horách. Již od konce 90. let byly v Krkonoších místo klasických pletivových oplocenek využívány oplocenky dřevěné, a to ve všech oblastech výskytu tetřívka. V poslední době pak byly nově vznikající pletivové oplocenky vždy zabezpečeny již při výstavbě dřevěnými příčníky a břevny. Podobně v NP Šumava jsou v tetřevích a tetřívčích oblastech přednostně užívány dřevěné oplocenky. V Krušných horách jsou na některých tokaništích oplocenky rovněž zabezpečovány jejich zviditelňováním pomocí horních dřevěných ráhen. V Jizerských horách je zabezpečení oplocenek

Obr. 1 Částečně bezpečná oplocenka zabezpečená horními břevny. Foto Jiří Flousek.

Obr. 2 Zabezpečená oplocenka již při výstavbě. Foto Václav Tomášek.

Obr. 3 Oplocenky vypletené pomocí umělohmotných pásek šířky 5 až 10 cm, zbytků z výroby autoplachet. Foto Václav Tomášek.

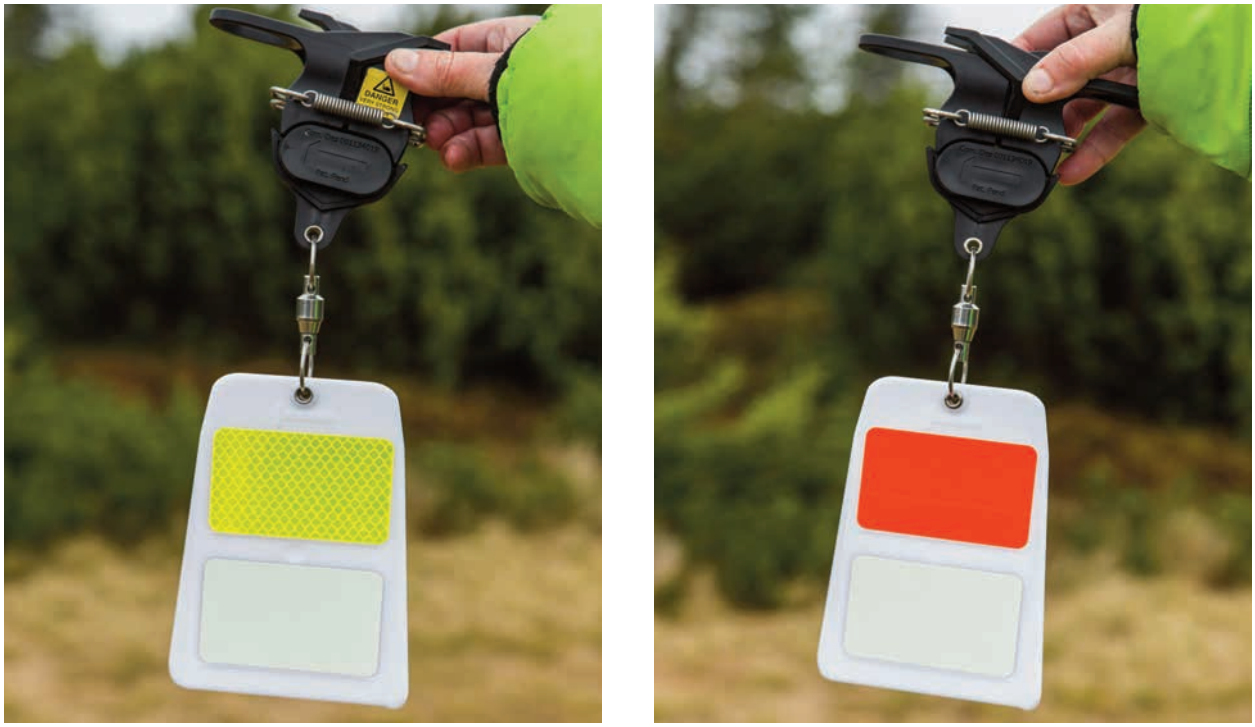
Obr. 4 Oplocenky vypletené pomocí umělohmotných pásek v Jizerských horách. Foto Václav Tomášek.

věnováno dlouhodobě značné úsilí. Lesy ČR zde přes 20 let staví oplocenky zviditelněné dřevěnými prvky (obr. 2). AOPK ČR – Správa CHKO Jizerské hory během posledních let zabezpečila všechny známé pletivové oplocenky v oblastech výskytu tetřívka pomocí vyplétání pevnými páskami (obr. 3 a 4).

**Zabezpečená lana lyžařských drah a lyžařských vleků**

Oproti ostatním problémům týkajícím se ochrany tetřívka v problematice kolize s lany LV a LD existuje nebývale jednoduché řešení. Mortalitu způsobenou střetem s lany a lyžařskými zařízeními lze snížit instalací plašicích zařízení, která letícího ptáka včas upozorní na překážku. Ta musí být viditelná za denního světla i za snížené viditelnosti (především kolem rozednění, během stmívání a za nepříznivého počasí), musí být pohyblivá (otočná a houpající se při větru) a musí pokrývat spektrum vidění ptáků (složku světla viditelnou pro člověka i složku UV záření). Uvedeným parametrům v současnosti vyhovuje zatím jediné zařízení značky FireFly od švédské firmy AB Hammarprodukter (obr. 5). Optimálním řešením je celoroční zabezpečení, kdy jsou plašicí zařízení instalována na samostatném nosném lanku. Alternativní je pak zabezpečení sezónní, tedy po dobu mimo zimní provoz. Plašiče se na lana rozmisťují v rozteči 8–10 metrů (3). Účinnost zabezpečování LD a LV proti kolizím potvrzuje průzkum z Alp a Pyrenejí. Pod 78 úseky rizikových zařízení bylo po označení lan za dobu více než 12 let zaznamenáno 18 případů úhynu tetřívků a dalších druhů ptáků. Problematické úseky byly ovšem jen ty označené částečně nebo s poškozeným značením (upadlé zařízení, poškozené barvy atp.). Na řádně zabezpečených lyžařských zařízeních nebyl zjištěn žádný případ mortality (3).

Zabezpečení LD a LV proti nárazům tetřívků do jejich tažných lan se týká lokalit, kde se tetřívci dosud pravidelně vyskytují, a kde tudíž hrozí riziko jejich střetu s lanem. Prvním krokem k zabezpečování vleků je proto identifikace nejrizikovějších oblastí a nejkritičtější částí daného LV či LD. Není totiž možné, a dokonce ani nutné označovat v daném lyžařském středisku všechna stávající lana po jejich celé délce, zvlášť chceme-li se vyhnout plýtvání zdroji. Z dosavadních poznatků vyplývá, že většina případů kolizí s LV a LD je omezena na konkrétní úseky zařízení (2). Zmapovat všechny tyto rizikové lokality s výskytem tetřívků v Krkonoších a Jizerských horách, projednat s vlastníky i provozovateli lanovek a vleků instalaci ochranných



Obr. 5 Švédský výrobek zn. FireFly byl vyvinut tak, aby pokrýval dvě hlavní spektra vidění u ptáků, vyzařuje ultrafialové i viditelné světlo a díky fosforeskujícím komponentám je funkční i za snížené viditelnosti a v noci (až 12 hodin). Z ověřené účinnosti plašení (do okruhu asi 7,5 m) je odvozena i doporučená vzdálenost pro instalaci jednotlivých plašičů (10 m od sebe). Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

prvků a zajistit následnou realizaci zabezpečení bylo dalším z dílčích úkolů tetřívčího projektu.

V Jizerských horách nebyly v lokalitách s výskytem tetřívků zjištěny žádné lanové dráhy a lyžařské vleky. KRNAP už v minulosti vytipoval na svém území veškeré tetřívčí lokality, v nichž se nachází nějaké lyžařské zařízení, a na všech byla posouzena míra rizika lan LD a LV pro letící tetřívky (výška lan nad zemí, umístění LD či LV vzhledem k okolní vegetaci, četnost pozorování tetřívků v období 2005 až 2020 dle nálezové databáze Správy KRNAP apod.). Celkem 23 LD a LV v 18 lokalitách bylo vyhodnoceno jako potenciálně rizikových. Z nich šlo 11 zařízení v 9 lokalitách považovat za pravděpodobně málo riziková pro tetřívky. KRNAP se prioritně zaměřil na zabezpečení či vylepšení již stávajícího zabezpečení na 12 LD či LV v 11 lokalitách.

Ani tak jednoduchý úkol jako pověsit pár plastových destiček na lano se neobejde bez byrokratických koleček a vyjednávání, zejména řešíme-li celoroční zabezpečení zařízení. Instalace středového lanka do stávající konstrukce může narušit její statiku a ohrozit tak bezpečnost provozu. Každé zařízení je navíc specifické svými parametry. Pro každou lokalitu je proto nutné vyřešit optimální způsob celoročního zabezpečení. Plánovaný záměr je nutné vybavit projektovou dokumentací, která musí být odsouhlasena Drážním úřadem a v souladu s celou řadou technických předpisů.

Může se stát, že se pro daný vlek vhodný způsob řešení nenalezne, jako tomu bylo například na lanové dráze Medvědín ve Špindlerově Mlýně. Jako alternativní řešení se nabízí zabezpečení sezónní, kdy se plašítka věší pouze v letním období přímo na lana LD či LV. Nevýhodou tohoto řešení není jen snížená účinnost z pohledu tetřívků (zabezpečení jen po letní polovinu roku), ale také pracnější údržba z pohledu provozovatele kvůli každoročnímu sundávání a věšení plašičů. Zařízení navíc bývá z důvodu údržby a různých testů spouštěno i několikrát během léta a při každé takové akci je potřeba plašítka sundávat a zpátky věšet, aby se lano mohlo pohybovat.

Zabezpečování vleků v rizikových oblastech je dnes již automatickou podmínkou Správy KRNAP při výstavbě nových zařízení, jejich plánovaných rekonstrukcích, modernizaci či při prodlužování nájemních smluv (v případě skiareálů na pozemcích Správy KRNAP). Chceme-li zabezpečit již stávající zařízení, na kterých se v blízké době neplánuje žádný zásah vyžadující

Obr. 6 Celoroční zabezpečení na LD Machytka z Horních Míseček. Plašítka visí na samostatném středovém lanku. Foto Jiří Flousek.

Obr. 7 Strážci KRNAP instalují plašítka na LV pomocí instalační teleskopické tyče na Brádlerových boudách. Pomocí ní jdou plašítka jednoduše pověsit a před zahájením zimní sezóny zase sundat. Foto Karolina Mikslová.

Obr. 8 LV U Kostela 1000 na Pomezním hřebeni je zatím zabezpečen sezónně v úseku od 1 100 m n. m. výše v délce 400 m. Foto Václav Tomášek.

povolení Správy, nezbývá než o možnosti zabezpečení LV a LD vyjednávat s jejich majiteli. Tetřívčí projekt poskytl příležitost, jak provozovatelům vleku ve vybraných oblastech usnadnit starosti plynoucí z realizace zabezpečení. KRNAP zprostředkoval materiál, samotnou realizaci zabezpečení i potřebnou projektovou dokumentaci. Podařilo se tak zajistit zabezpečení na 5 prioritních zařízeních – sezónně na starém lyžařském vleku v enklávě Brádlerovy boudy a celoročně na Zadních Rennerovkách, Klášterce a Friesovkách. Plašítka z projektu poskytla Správa také pro realizaci zabezpečení na Lysé hoře. Jako řešení u dlouho nepoužívaných vleků se po dohodě s majitelem nabízí úplné shození lan, jako k tomu v případě KRNAP došlo na LV u Martinovky a na Předních Rennerovkách.

Aktuálně je v Krkonoších zabezpečení realizováno nebo už instalováno na 11 zařízeních, z toho na 8 zařízeních celoročně a na 3 sezónně. Dlouhodobým cílem je postupně celoročně zabezpečit všechna riziková zařízení. Žádoucí je také průběžná kontrola všech instalovaných zařízení a jejich funkčnosti.

**Literatura**


1. Baines, D., Andrew, M. Marking of deer fences to reduce frequency of collisions by woodland grouse. Biological Conservation 110: 169–1 (2003).

2. Buffet, N., Dumont-Dayot, E. Bird Collisions With Overhead ski-cables: a reducible source of mortality. In: Rixen C. &Rolando A. (eds). The impacts of skiing and related winter recreational activities on mountain environments. *Bentham Science Publishers, Bussum*: 123–136 (2013).

3. Flousek, J., Tomášek, V. Snížení rizika kolizí tetřívka obecného v Krkonoších a Jizerských horách s různými typy zařízení a staveb. Nepublikováno (2021).

# 7.5 Myslivost – tetřívka už nelovíme, ale…

## Václav Tomášek

Myslivost je důležitým ochranářským nástrojem pro zachování populací tetřívka. Myslivecká činnost zahrnuje celou řadu aktivit, které mohou tetřívkovi pomoci. Primárně jde o lov zejména hlavních savčích predátorů jako jsou liška obecná, kuna lesní a skalní, psík mývalovitý, jezevec lesní (*Meles meles*), ale také příležitostných predátorů jako prasat či jelenovitých. Zejména na západě Čech pak pro tetřívka představuje predační hrozbu ještě mýval severní jehož stavy neustále rostou. Myslivost navíc může pozitivně ovlivnit informovanost veřejnosti o významu tetřívka obecného pro naši krajinu jak z pohledu ekosystémového, tak i z hlediska mysliveckých tradic spojených s historickým lovem tetřevovitých. Myslivci jsou zároveň jednou z cílových skupin lidí, kteří ochranu tetřívka mohou prosazovat a provádět ochranu in situ, tedy zaměřovat se na ochranu stávajících ekosystémů a populací tetřívka ve volné přírodě. Sledování aktuálních počtů tetřívka, identifikace regionálně specifických predátorů, kontrola stavu predátorů tetřívka nebo úprava tokanišť a jejich okolí (např. redukcí spárkaté), to vše jsou aktivity, které by myslivci mohli začít vykonávat všude tam, kde se v současnosti tetřívek vyskytuje. Dílčí projekty by tyto aktivity měly usměrňovat.

Úprava vysokých stavů spárkaté zvěře pomáhá zásadně měnit vhodnost habitatu tetřívka (1). Spárkatá zvěř navíc ovlivňuje populace tetřevovitých tím, že v lokalitách s vysokými stavy dochází ke zničení snůšek (viz kapitola Predace tetřívků). Prasata, jelenovití a srnčí navíc fungují jako disturbátoři, tedy rušivý element, a ve vyšších koncentracích negativně působí na potravní zdroje tetřívka – spásáním porostů borůvek či ničením bobulonosných a pionýrských dřevin. Spárkatá zvěř decimuje především zmlazení jeřábu, břízy, vrb či jedle. V některých lokalitách tak tyto dřeviny, které jsou pro tetřevovité zásadní a slouží jim jako zdroj potravy i kryt, chybí. Normované stavy zvěře jsou často násobně překračovány. Problém přemnožené spárkaté zvěře však nemusí být ve všech regionech a lokalitách stejný. Místně je možné redukovat počty černé zvěře například odchytovými klecemi nebo u jelenovitých prodloužením doby lovu.

Problematické může být přikrmování a vnadění spárkaté zvěře (jadrná, vlákninová i objemová krmiva), které vedou v místech vnadění k vyšší míře predace snůšek (2). To je způsobeno vyšší koncentrací lišek a kun v těchto místech z důvodu jejich značné úživnosti pro hraboše a také z důvodu pozůstatků tkáně spárkaté (např. kadáverů či vývrhů) v okolí těchto potravních zdrojů. Přikrmování spárkaté zvěře za účelem redukce jejích stavů tak musí být prováděno na předem vytipovaných místech a v omezené míře. V opačném případě může dojít ke koncentraci černé zvěře, jakož i jelení zvěře a dalších živočichů v místech, kde by se přirozeně zvěř nezdržovala (3). Přikrmování proto není přípustné v jádrových oblastech tetřívka, tedy asi do 1 km od tokaniště, především v době hnízdění a zimování tetřívků, tj. od 1. 12. do 31. 7. kalendářního roku.

U savčích predátorů je lokálně možné snížit jejich koncentraci různými způsoby lovu. Snížení množství těchto predátorů tetřívka má pozitivní dopad na úspěšnost hnízdění (4). Platná legislativa zákona o myslivosti navíc v současnosti umožňuje použití dříve zakázaných způsobů lovu, což zvyšuje efektivitu. Je však nezbytné zaměřit se vždy v rámci lokality na všechny existující savčí predátory, nikoliv pouze na lišku nebo pouze na kunu. Kompenzační nástup těch predátorů, kteří nejsou loveni, by nastal prakticky okamžitě, jak dokazují četné výzkumy (5). Významným ohrožením jsou i nepůvodní invazní druhy predátorů – psík mývalovitý a mýval severní, jejichž zastoupení v biotopech tetřevovitých je rok od roku vyšší.

Z výše uvedených důvodů je v rámci ochrany tetřívka i dalších druhů ohrožených živočichů žádoucí snižovat množství savčích predátorů, jejichž počet je z různých důvodů již dlouhá desetiletí na maximálních úrovních (vakcinace proti vzteklině, fragmentace krajiny a vznik ekotonů, odvodňování atd.). Ve všech oblastech výskytu tetřívka by mělo docházet k vyplácení zástřelného za savčí predátory, a to minimálně za lišku obecnou, kunu skalní, kunu lesní, psíka mývalovitého a mýval severního. Vždy je zároveň nezbytné, aby lov savčích predátorů byl vyvážený, a proto by zástřelné mělo být vypláceno vždy jen za nejméně 2 druhy vyjmenovaných šelem v rámci jedné náhrady (například 2 kuny a 1 liška). Cenu jednoho uloveného kusu, a tedy míru motivace pro myslivce lze stanovit například jako 5–10 % minimální mzdy.

Obr. 1 Tetřívek obecný sedící na špičce smrku. Foto Václav Tomášek.

**Literatura**


1. Cole, J., Gordon, J., Fraser, A. Boles, Y O'Brien, M. Grant, M. A Review of Management Prescriptions for Black Grouse *Tetrao tetrix* in Britain:An update and revision. *RSPB report* (19) (2012).

2. Selva, N., Berezowska-Cnota, T., Elguero-Claramunt, I. Unforeseen effects of supplementary feeding: ungulate baiting sites as hotspots for ground-nest predation. *Plos One* 9:e90740 (2014).

3. Ježek, M., Kušta, T., Holá, M., Červený, J. GPS telemetrie černé zvěře. Závěrečná zpráva. (Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, 2013).

4. Grant, M.C., Cowie, N., Donald, C., Dugan, D., Johnstone, I., Lindley, P., Moncreiff, R., Pearce- Higgins, J.W., Thorpe, R., Tomes, D. Black grouse response to dedicated conservation management. *Folia Zoologica* 58: 195–206 (2009).

5. Smedshaug ,C.A., Selås, V., Lund, S.E., Sonerud, G.A. The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway, *Wildlife Biology*, 5, 157–166 (1999).

# 8

# ZÁVĚR – má ještě šanci?

Václav Tomášek

Je zřejmé, že tetřívek obecný nemá na růžích ustláno a jeho ochrana musí být komplexní. Bez celospolečenského nasazení sil pro vytvoření efektivního záchranného programu zde tetřívek do 20 let dotoká. Vynaložené prostředky na záchranu tetřívka se nám všem vrátí, ať už zde tetřívek skutečně přežije, nebo nikoliv. Tetřívčí stanoviště jsou unikátní a jejich ochranou získáme také my lidé důležité ekosystémové služby. Biotopy tetřívka totiž zadržují vodu v krajině, tvoří se zde rašelina, ukládají skleníkové plyny, fungují jako útočiště řady ohrožených druhů fauny a flóry a v neposlední řadě jsou půvabné, což dokazuje nesčetné množství maleb od středověku dodnes.

S komplexní ochranou tetřívka je nutné začít okamžitě. Dosud v ČR nebyl schválen záchranný program na tetřívka obecného, ač jde o druh dlouhodobě ubývající. Záchranné programy vede Ministerstvo životního prostředí a jsou zpravidla ideálním nástrojem pro koordinovaný postup při celostátní ochraně ohrožených druhů s jasnými cíli a harmonogramem. Nestačí se zaměřit pouze na dílčí aspekty ovlivňující jeho početnost. Výskyt tetřívka ve všech lokalitách limitují nějaké překážky. Ani v národních parcích, kde má mít ochrana přírody hlavní prioritu, nejsou dosud v ČR řešeny všechny problémy tetřívka. A jak tedy postupovat dále? Nejprve je potřeba schválit podrobný záchranný program a vytvořit tým partnerů ze všech organizací a skupin lidí, jež v jednotlivých územích mohou tetřívka zachránit (lesníci, myslivci, výzkumníci, ochranáři, policisté, vodohospodáři aj.).

Ve všech oblastech je nutné především vytvářet vhodné biotopy. Klíčová je revitalizace rašelinišť, obnova pramenišť a mokřadů, údržba a tvorba bezlesých a přechodových stanovišť. Důležité je také vzájemné propojení jádrových ploch a odstranění bariér mezi subpopulacemi. Rušení je možné omezit úpravou provozu turistických tras. Neobejdeme se bez kontroly predátorů nebo i neukázněných návštěvníků přírody. Každá oblast má navíc své vlastní specifické problémy. Realizace zmíněných aktivit vždy musí být dobře koordinovaná, konkrétně zacílená a velkorysá.

Tetřívek má snad poslední šanci na přežití, v naší moci je nabídnout mu důstojné podmínky, aby tuto příležitost využil.

Obr. 1 Kohoutci. Foto Petr Šaj.

# 9

# O AUTORECH

**Jiří Flousek (1957–2022)**, *otec projektu*

Dlouholetý pracovník Správy Krkonošského národního parku, kde se zabýval ochranou přírody (od roku 1981 jako zoolog, v letech 1994 až 2008 jako náměstek ředitele – vedoucí odboru ochrany přírody, od roku 2009 opět jako zoolog). Jeho předmětem zájmu byla především ekologie ptáků a savců. V 80. a 90. letech se věnoval vlivu odumírání lesů působením imisí na společenstva ptáků a drobných savců. Dlouhodobě se zabýval sledováním početnosti a vývoje populací krkonošských ptáků a netopýrů; téměř čtyřicetiletá řada dat je úctyhodným dílem svědčícím o jeho odborné erudici a pracovitosti. Byl průkopníkem přeshraniční spolupráce na poli monitoringu a jím iniciované společné mapování ptáků na území českých a polských Krkonoš vyústilo v roce 1999 ve vydání Atlasu hnízdního rozšíření ptáků Krkonoš (1991 až 1994). Inicioval i zopakování tohoto mapování v letech 2012 až 2014. Nový hnízdní atlas vyšel v roce 2015. Byl o poznání objemnější, neboť autor se vždy snažil držet krok s vývojem vědeckého poznání a jeho metod a v atlase se svými spolupracovníky využil moderní metody statistického zpracování a vizualizace dat. Zabýval se i biologií horských druhů ptáků – k jeho oblíbeným druhům patřil kos horský. Jeho výzkumy nepřinášely jen vědecké poznatky oceňované specialisty, ale sloužily jako pádné argumenty při obhajobě poslání a cílů národního parku. Z tohoto podhoubí vzešel i projekt věnovaný tetřívkovi, který inicioval a byl jeho mozkem. Přežití jizersko-krkonošské populace tetřívka vnímal jako jeden z úhlových kamenů úsilí o ochranu Krkonoš, které měl tolik rád. Publikoval více než 60 odborných článků a téměř 250 článků popularizačních. Byl spolueditorem vynikajícího kompendia Krkonoše – příroda, historie, život (2007). Výbornou paměť, schopnost rychle a přesně formulovat myšlenky a strategické myšlení uplatňoval při tvorbě několika plánů péče o chráněná území a významně tak ovlivňoval směřování ochrany přírody nejen v Krkonoších, ale i v Gruzii. Jako dlouholetý člen a v posledních letech i předseda České ornitologické společnosti propagoval ochranu ptáků na národní i mezinárodní úrovni. Dvě desetiletí zastupoval ČR ve vědeckém výboru Bonnské úmluvy. Angažoval se také v nevládních organizacích podporujících Tibet. Byl vůdčí osobností, přírodovědcem tělem i duší a opravdu výjimečným a přitom velmi přátelským člověkem s obrovským přehledem, který byl vždy kolegům ochoten pomoci a poradit. Parafrází písně Boba Dylana, jehož písně miloval, „*jeho srdce bylo především v horách, ať bloudil kdekoliv*“.

PTÁCI

**Václav Tomášek**, *hlavní autor publikace a editor*

Václav je zoologem tělem i duší. Ochraně zvířat se profesně věnuje přes 10 let v AOPK ČR, ve volném čase pak realizuje výzkumné projekty se zaměřením na ornitologii. Vystudoval Českou zemědělskou univerzitu v Praze, obor ochrany přírody. Jeho výzkumné i diplomová práce jsou zaměřeny na ekologii dravců. Výzkumu těchto živočichů se věnuje dlouhodobě, a to jak během období studia, tak i v dalším profesním životě. Jeho srdci nejbližší jsou otázky prostorových nároků a nidobiologie dravců a sov, stejně jako habitatové preference našich lesních kurů – tetřeva, tetřívka a jeřábka.

**Ondřej Volf**, *hlavní autor publikace a editor*

Celý profesní život se zabývá ochranou ptáků a dalších zvířat i rostlin a veškeré přírody. Vystudoval zoologii na Karlově Univerzitě, potom se na Agentuře ochrany přírody a krajiny podílel na přípravě ptačích oblastí a evropsky významných lokalit. V současnosti je ornitologem na volné noze, působícím v nevládních organizacích Spolek Ametyst a Česká společnost ornitologická. Dobře je mu v horách, nejlépe v Krušných, takže není divu, že je tetřívek jeho oblíbeným druhem.

**Karolina Mikslová**, *koordinátorka projektu, editorka a autorka kapitol o zabezpečování lyžařských zařízení*

Vystudovala wildlife management na Fakultě tropického zemědělství České zemědělské univerzity v Praze, aby nakonec zakotvila v chladné krkonošské tundře a zapojila se do ochrany zdejší ohrožené přírody z pozice zoologa národního parku. Oblíbí si každý živočišný druh, který se jí připlete do cesty, a jedním z nich se stal právě tetřívek. Současný stav krajiny a populací druhů vnímá jako bezprostřední odraz naší společnosti a obor ochrany přírody jako hledání ztracené rovnováhy a upevnění našeho narušeného pouta s ní.

**Hana Pelikánová**, *editorka a spoluautorka kapitoly o fragmentaci*

Vystudovala ochranu přírody na České zemědělské univerzitě a k projektu se dostala díky své diplomové práci zaměřené na genetiku tetřívků. Dnes působí jako odborný pracovník v KRNAP. Mimo lesních kurů je její srdeční záležitostí skandinávská tundra, včetně místní avifauny. Nejvíce si přeje, aby turisté byli více ohleduplní a aby i další generace měly možnost vidět krkonošskou arkto-alpínskou tundru.

**Karel Weidinger,** *autor kapitoly o predaci*

Působí na katedře zoologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Zabývá se především hnízdní biologií ptáků ve vztahu k prostředí. Většinu času zasvětil výzkumu vztahu mezi predátory a kořistí na příkladu predace ptačích hnízd. Zájem o metodologii sběru a analýzy dat ho nakonec dovedl ke skepsi, kdy výsledky bádání, včetně těch vlastních, bere se značnou rezervou.

**Jana Svobodová**, *autorka kapitoly o ekologii a reintrodukci*

Působí na katedře ekologie na Fakultě životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze, kde se zabývá ekologií ptáků bezmála čtvrt století. Mezi její záliby patří práce se dřevem a zpěv. Nicméně v poslední době se nejvíce věnuje lelkování. Pro citlivé povahy má jedno doporučení. Kdo se dočetl až do kapitoly hnízdění, ať nezadává do vyhledávače YouTube samotný název „Reel of the Black Cock“. Dostane se tak na videa z úplně jiné subkultury! Vzkaz má také pro freeridery, a to v podobě videa s názvem Freerider vs. Strážce parku (feat Krakonoš) od firmy Hanibal.

**Barbora Rolečková**, *autorka kapitoly o genetice*

Barbora Rolečková se věnuje ochranářské genetice v Ústavu biologie obratlovců Akademie věd ČR (ÚBO). Je také kurátorkou Genetické banky ÚBO a stála u zrodu Národní genetické banky živočichů. K výzkumu tetřívků se dostala díky Jiřímu Flouskovi, který považoval za užitečné zopakovat po 15 letech genetický monitoring našich populací. Sleduje, jak si lidé pro sebe berou stále více prostoru, a že to s řadou našich druhů nevypadá příliš nadějně. Pořád ale věří, že dokážeme překvapit.

**Petra Hájková**, *autorka kapitoly o genetice*

Pracuje v Ústavu biologie obratlovců AV ČR, kde se zabývá zejména využitím genetických metod ve výzkumu a ochraně obratlovců. Patří k průkopníkům ochranářské genetiky v České republice. V předchozích projektech se věnovala např. ochranářské genetice vydry říční nebo slovenských populací kamzíka horského. Spolu s Barborou Rolečkovou se podílela na založení Genetické banky ÚBO. Doufá, že tetřívek má stále ještě šanci v České republice přežít…

**Dušan Romportl**, *autor kapitoly o fragmentaci*

Dušan Romportl vystudoval obor fyzická geografie a geoekologie na Přírodovědecké fakultě UK, kde nadále působí jako odborný asistent. V současné době se věnuje především studiu vztahů organismů k podmínkám prostředí, modelování jejich potenciální distribuce, dále problematice fragmentace a konektivity krajiny. V projektech zaměřených na tetřívka se zabýval hlavně hodnocením fragmentace jeho habitatu a celkové konektivity populací. Doufá proto, že i tento skromný příspěvek napomůže jeho ochraně a přežití v českých horách.

**Roman Juras**, *autor kapitoly o proměnách klimatu*

Působí jako hydrolog na Fakultě životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze. Zabývá se především hydrologií sněhu, ale také dalšími otázkami týkajícími se sněhu a jeho významu pro přírodu. V hledáčku jeho výzkumu je tak především závislost vodních zdrojů na vodě ze sněhu, zadržování vody ve sněhu nebo laviny. V poslední době se však také zabývá udržitelností umělého zasněžování. V rámci dosavadní kariéry působil v Davosu, Innsbrucku, Mnichově nebo v Arktidě. Jelikož je také vášnivý lyžař, budoucnost sněhu ho zajímá i ze sportovního hlediska.

**Vladimír Zýka**, *spoluautor kapitoly o fragmentaci*

Vladimír Zýka vystudoval magisterský obor fyzická geografie a geoekologie na Přírodovědecké fakultě UK a magisterský obor krajinné inženýrství na Fakultě životního prostředí ČZU v Praze. Nyní pokračuje v navazujícím doktorském studiu (PřF UK) se zaměřením na konektivitu habitatu vlka obecného ve střední Evropě. Tématu hodnocení vývoje míry fragmentace krajiny na různých prostorových škálách se autor věnuje v několika dalších projektech, včetně těch na území KRNAP. Tetřívkovi a celé přírodě autor přeje, aby si lidé uvědomili, že pouze respektující přístup je jediným správným řešením nastávajících globálních změn.

**Aleš Vondrka**, *autor kapitoly o vývoji populací tetřívka na Šumavě*

Aleš Vondrka působí na Šumavě jako ornitolog. Věnuje se výzkumu ptačích společenstev a jejich změn, zejména pak druhům vázaným na sekundární bezlesí a rašeliniště. Intenzivně se zabývá akustickým monitoringem a mapováním lesních kurů se zřetelem na tetřeva hlušce a tetřívka obecného. Ve volných chvílích se věnuje praktické ochraně přírody či její popularizaci. Věří, že studiu tetřevovitých lze zasvětit celý život, aniž bychom poznali všechny zákonitosti a jejich podstatu, a doufá, že tento střípek poznání v podobě této práce pomůže k záchraně tohoto fascinujícího druhu v našich krajích.

**Kateřina Ševčíková**, *autorka kapitoly o posledních tetřívcích v Libavé*

Kateřina Ševčíková je předsedkyní Moravského ornitologického spolku (MOS), kde do zdárného konce dotáhla ustanovení MOS jako středomoravské pobočky ČSO. Působí především v PO Libavá a v Beskydech, je však i spoluorganizátorkou kroužkovací akce Acrocephalus v CHKO Poodří. Jejími oblíbenými druhy jsou především lejsek malý a puštík bělavý. Ve volných chvílích se ráda jen tak toulá krajinou a snaží se přenášet lásku k ptákům na běžné lidi, ale i hospodařící subjekty. Jejím typickým osobnostním rysem je přespávání v terénu za jakýchkoliv okolností.

Jestli má tetřívek ještě šanci, to velkou měrou záleží na nás. Držet se značených cest je jeden ze způsobů, jak mu pomoci. Zdroj archiv Správy KRNAP, Kamila Antošová.

**NEPRODEJNÉ.**

EVROPSKÁ UNIE
Evropský fond pro regionální rozvoj
Operační program Životní prostředí