

---

**Příloha 3**

**TetraoVit – Revitalizace rašelišť a management biotopu  
tetřívka obecného ve východním Krušnohoří**

**Negativní vlivy na tetřívka obecného v Evropě  
– rešerše**

Součást milníku 4 Adaptace modelu biotopů mimo projektové území

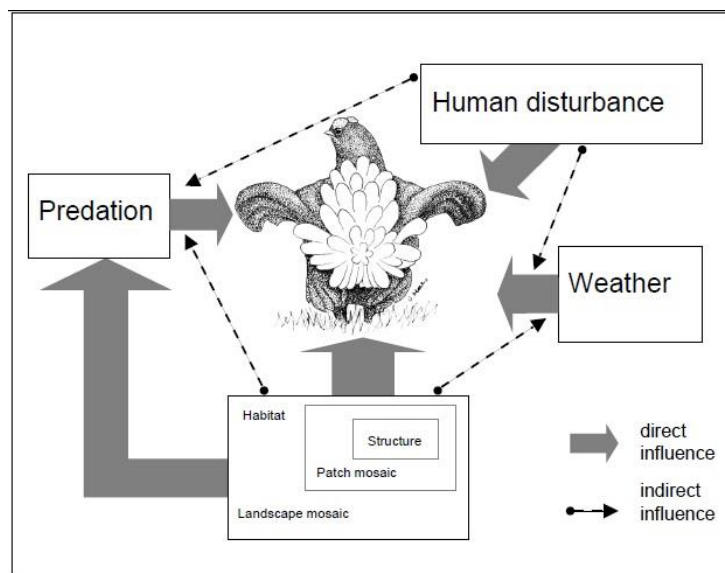


**Spolek Ametyst:** Mgr. Eva Volfová, Mgr. Ondřej Volf

## Úvod

Ohrožení tetřívka obecného vyplývá z celého komplexu negativních faktorů, které působí v různých oblastech různou měrou. Mezi známé a potenciálně odstranitelné se míchají i vlivy obecné, působící globálně a proto složitě řešitelné.

Příčinami poklesu početnosti a změnami rozšíření v Evropě se podrobně zabývala Storch (2000). Na základě analýzy dotazníků zodpovězených odborníky na danou problematiku v 21 evropských státech s výskytem tetřívka obecného byly definovány rozhodující negativní vlivy. Jejich působení lze zjednodušeně znázornit pomocí schématu na obr. 1.



**Obr. 1** Schéma negativních vlivů na tetřívka obecného (Storch 2000)

## 1 Změny biotopu

Změny podmínek biotopu jsou bezesporu nejvýznamnějším důvodem úbytku tetřívka v jeho evropském areálu. Za nejhorší faktor je považují ve 14 z 21 států. Zahrnují degradaci (zhoršení podmínek vedoucí ke snížení počtu), ztrátu (území se stává zcela nevhodné pro tetřívka) nebo fragmentaci biotopu (narušení spjitosti vhodného biotopu). Za typické příklady takovýchto změn lze přitom považovat: odvodňování a ničení rašelinišť, zalesňování otevřených ploch, ničení nízké vegetace a na ní vázaných společenstev bezobratlých pastvou, ústup od pravidelného obhospodařování pastvin a luk, výstavbu lyžařských areálů apod. (Storch 2000). Za hlavní příčinu úbytku tetřívků považují změny biotopu i další autoři, např. Loneux & Ruwet (1997), Niewold (1990).

Jedním z významných faktorů je zánik rašelinišť. Tetřívek je přizpůsobený na značnou dynamiku vývoje biotopu, kdy jeho části vznikají a zanikají (Angelstam 2004). 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. Opačný proces však způsobuje člověk, který rašeliniště odvodňuje a využívá k těžbě. Ústup oligotrofních stanovišť je však také důsledkem celkové eutrofizace biosféry.

## 2 Malá velikost, fragmentace a izolovanost populací

Řada populací tetřívka především v západní a střední Evropě je početně slabých a izolovaných. Populace o velikosti kolem 100 jedinců jsou velmi zranitelné demografickými oscilacemi, nemocemi

nebo událostmi náhodně a krátkodobě postihujícími některou složku biotopu (větrné smrště, námrazy, požár). Dokumentován je tak zánik nebo velmi kritický stav populací v Dánsku (Holst-Jørgensen 1995), Belgii, Německu (Loneux & Ruwet 1997) nebo Nizozemí (Niewold 1990). Malá velikost populací je považována za významnou hrozbu v 38 % zemí. Několik po sobě jdoucích roků s nevhodným počasím nebo ztráta několika samic z důvodů predace případně nelegálního zabití mohou být pro malé populace naprosto fatální (Storch 2007).

Problém izolace a postupující fragmentace populací se projevuje i v ČR. Genetické studie (Svobodová et al. 2011) ukazují, že tetřivci ze západních, středních a východních Krkonoš spolu komunikují jen omezeně a genetická diverzita v krkonošských subpopulacích klesá. K tomuto nepříznivému trendu přispívá i mizení tokanišť na okrajových lokalitách krkonošského výskytu. Podobné problémy se týkají i Krušných hor – populace tetřívka je zde rozložena do dlouhého úzkého pásu podél nejvyšších partií pohoří a možnost komunikace ptáků z okrajových částí je tak omezená.

### 3 Antropogenní rušení

Jedním ze zásadních vlivů, které negativně ovlivňují populace tetřívků, je rušení na tokaništích, hnízdištích a zimních stanovištích – nadměrná návštěvnost tokanišť (vč. fotografování tokajících ptáků), pro ptáky nepředvídatelný pohyb lidí ve volné krajině mimo značené cesty (např. freeridové sporty), trasování turistických, běžkařských či cyklistických tras přes tokaniště a lokality se zimním výskytem tetřívků apod. Tento faktor hraje významnou funkci především v malých a fragmentovaných populacích, čehož jsou Krušné hory názorným příkladem. Zdrojů rušení může být velké množství, přičemž se vzájemně mohou překrývat a zesilovat.

Turistické aktivity jsou v poslední době považovány za nejvýznamnější faktor ovlivňující populace lesních kurů, včetně tetřívka, v horských oblastech Evropy (Zeitler 2000). Celá řada studií z alpských zemí a Britských ostrovů prokazuje významný negativní vliv např. výstavby a provozu lyžařských areálů, nebo přímého rušení tetřívků pěšími turisty a lyžaři (např. Zeitler 1995, Zeitler & Glanzer 1998, Baines & Richardson 2007, Jenni-Eiermann & Arlettaz 2008, Coppes & Braunisch 2013).

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. Slepice se vyhýbají silnicím, lesním cestám a turistickým stezkám. Silnice mohou zhoršovat kvalitu stanoviště přímo degradací vegetace a nepřímo zvýšeným rušením (Patthey et al. 2012).

Pro tokaniště se uvádí úniková vzdálenost tetřívků, vyvolávající jejich „statickou“ reakci (změnu chování, znehybnění apod.), v průměru 285 m s rozpětím 100–750 m (80 % reakcí). Pro „aktivní“ reakci (odlet vyrušených ptáků) je to průměrně 178 m s rozpětím 50–500 m (Ruddock & Whitfield 2007). Tokaniště je klíčovou plochou, v jejíž blízkosti tráví většina tetřívků celý svůj život (např. Alatalo et al. 1992, Gregersen & Gregersen 2014). Průměrný samec žije celý život do 1 kilometru od tokaniště (resp. od místa vylíhnutí v jeho blízkosti), adultní samice se v průměru přemísťují do 5 km, mladé samice do 10 km (např. Warren & Baines 2002, Hudec & Šťastný 2005, Marjakangas & Kiviniemi 2005, Borecha et al. 2017). Největší význam má tokaniště během jara, kdy dochází k toku ptáků. V tomto období se tu shromažďují samci, bojují o samice a nejúspěšnější z nich se s nimi páří. Jsou-li tetřivci 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 tohoto hnízdění je neúspěšné (zhruba 90 % samic totiž kopuluje pouze jednou během celého hnízdního období – Alatalo et al. 1996, Lebirge et al. 2007). Snižuje se tak pravděpodobnost optimální hnízdní úspěšnosti, která by měla vyrovnávat přirozené ztráty v příslušné populaci (např. Bowker et al. 2007).

Kritickým obdobím pro přežívání tetřívků je zima. Tu z větší části tráví pod sněhem, do kterého si vyhrabávají nory a nechají se zapadat sněhem. Takové iglú je chrání před nepřízní počasí i před predátory. Noru opouštějí jen po ránu a v podvečer, aby nasbírali potravu a doplnili tak zásoby energie (např. Pauli 1974). Každé další opuštění nory navíc představuje pro tetřívka zbytečnou ztrátu energie, nutnost trávit více času na povrchu sněhové pokrývky při shánění dodatečné potravy, a zvýšené riziko, že ho uloví nějaká šelma nebo dravec (např. Bocca et al. 2014). 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. Baltic et al. 2005, Arlettaz et al. 2013, Formenti et al. 2015). 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, ptáci méně využívají jinak vhodné zimní biotopy v případě jejich rušení lyžaři.

Braunisch et al. (2011) 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 na sledovaných alpských lokalitách úplně ztraceno kvůli rozvoji lyžařské infrastruktury, dalších 67 % ploch je s více než 10 %-ní pravděpodobností někdy navštíveno a tedy i rušeno lyžaři a pouhých 23 % plochy vhodných biotopů zůstávalo nerušených. Patthey et al. (2008) doplňují výrazný negativní vliv zimních sportovních aktivit na tokající tetřívky – 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 10–30 m pro tetřívky v úkrytu a větší než 30–100 m pro tetřívky na otevřené ploše (Zeitler 2000). Délka únikových letů od zdrojů rušení se pohybovala v rozmezí 50–1500 m, v závislosti na blízkosti přiblížení. Činnost mimo běžnou provozní dobu sjezdovek vždy vyvolala reakci, pokud byla větší než 150 m.

Arlettaz et al. (2007) zjistili trvalý nárůst stresového hormonu kortikosteronu ve čtyřech dnech opakovaného rušení tetřívků. Už jediné vyplašení za den zvýšilo jeho hladinu na 120–150 % normální koncentrace, každé další vyrušení prodlužuje dobu jeho odbourávání. Baltic (2005) doplňuje, že rušení prodlužuje dobu sběru potravy o 23 % ráno a o 12 % za celý den, čímž o stejné procento zvyšuje riziko predace pro vyrušeného jedinca. Každé rušení navíc přináší energetické ztráty ve výši 2–4 % celodenní potřeby. Uvádí rovněž, že tetřívek je mnohem zranitelnější rizikem vyhladovění než tetřev hlušec. Schranz (2009) přidává i dříve začínající a delší podvečerní sběr potravy pro samce tetřívků na 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 v Anglii (Baines & Richardson 2007). Úniková vzdálenost závisí 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.

S ohledem na výše uvedenou citlivost tetřívků k rušení rekreačními a turistickými aktivitami je např. v Anglii uplatňováno pravidlo předběžné opatrnosti a v lokalitách jejich zimního výskytu je uplatňován zákaz vstupu od 1. října do 31. března běžného roku (Warren et al. 2009).

V článku o managementu lesů je jako bezpečná vzdálenost pro lesní práce pro tetřívka uváděno 300–1000 m (Currie & Elliott 1997).

Podle studie vlivu hluku na ptáky (Garniel et al. 2007) byl tetřívek zařazen do skupiny 12 nejcitlivějších druhů k vlivu hluku na jejich funkční existenci, s kritickou hladinou hlukového zatížení 47 dB pro noční a 52 dB pro denní druhy. Rušivým faktorem pro něj je rovněž světelné znečištění během noci.

Ve zpracovaném přehledu rušivých vzdáleností u vybraných druhů ptáků (Ruddock & Whitfield 2007) je bezpečná vzdálenost, při níž nedojde k vyrušení hnízdící samičky člověkem, určena jako větší než 100–150 m, tokaniště není pasivně rušeno při vzdálenosti větší než 500–750 m. Aktivní vzdálenosti pro vyrušení byly kratší, s horními limity 10–50 m pro hnízdící samičky a 300–500 m pro tokaniště. Na základě odborného průzkumu a dalších dostupných informací se dřívější doporučené vzdálenosti 300–1 000 m zdají být mírně nadnesená.

Vzdálenost pro tokaniště

Vzdálenost pro hnízdění a vyvedení kuřat:

Distance (m)	Incubation		Chick rearing	
	Static (8)	Active (8)	Static (11)	Active (11)
mean	32	11	73	27
median	5	5	75	30
"80%" range	<10-100	<10-50	<10-150	<10-100

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 přitahuje další lidské aktivity, v jejichž důsledku se zvyšuje hladina rušení v širším okolí.

Zdrojem rušení je pravděpodobně také provoz mysliveckých zařízení. Zvýšený pohyb osob, vozidel a hluk v době lovu způsobuje 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 v průměru 2 m pro hnízdící ptáky a 39 m pro ptáky s kuřaty (Storaas et al. 1999).

Existují také příklady regulace turistického ruchu pro ochranu tetřívka obecného. Například v Národním parku Kalkalpen (Steiner et al. 2007) jsou vymezeny tři návštěvnické zóny (bez vstupu, průvodcované prohlídky, volný vstup). V jádrových oblastech výskytu tetřívka je turismus zakázán, dále jsou vymezeny nárazníkové zóny kolem stávajících zařízení. V období rozmnožování (květen až polovina července) by na pastvinách a lesních pastvinách také nemělo docházet k pastvě. Je vymezeno 7 jádrových zón, kde je vstup regulován v období 1. 11. - 31. 8. (zahrnují i zimoviště).

V oblasti Krušných hor je výstavba a provoz lyžařských vleků lanovek a přidružené infrastruktury spíše doprovodným rušivým faktorem.

#### 4 Střety a problémy s horizontálními a vertikálními překážkami

Tento negativní faktor zahrnuje mortalitu ptáků při střetech se špatně postřehnutelnými vertikálními či horizontálními strukturami. Na různých místech areálu druhu jsou dokumentovány případy zabíjení se ptáků o lana a stožáry lanovek a vleků (např. Ellison 1986, Miquet 1990, Novoa et al. 1990, Magnani 1995). Kolize s ploty, vleký a elektrickým vedením jsou považovány za významnou příčinu úmrtí v mnoha státech (Baines & Summers 1997, Bevanger 1995, Trout & Kortland 2012). V Norsku se počet takto zabitých tetřívků odhaduje až na 26 000 ročně (Bevanger 1995).

Tento faktor není možné podceňovat ani v podmínkách Krušných hor. Hlavním důvodem je mimořádná četnost používání drátěných oplocenek jako ochrany proti okusu mladých výsadeb jelení zvěří.

Další překážkou způsobující zabití při střetech přeletujících ptáků jsou pravděpodobně i stožáry větrných elektráren (VTE). Ačkoliv je tyto případy poměrně obtížné dokumentovat, jsou zaznamenány případy zabitých tetřívků v důsledku srážky s VTE (Zeiler & Grunschachner-Berger 2009). Vysoká pravděpodobnost střetů tetřevovitých ptáků s vertikálními strukturami je způsobena zhoršenými manévrovacími schopnostmi, náhlým vzletem zástupců této skupiny a periferním viděním, dále ji

zhoršují špatné světelné podmínky (Bevanger 1994, 1998, Savereno et al. 1996, Jannss 2000, Richarz et al. 2001, Martin 2011).

## 5 Predace

Vzhledem k vývoji populací více druhů predátorů – generalistů v druhé polovině 20. století lze za hrozbu pro lokální populace tetřívka v Evropě považovat vysokou míru predace. Tento jev se navíc více projevuje v okrajových částech areálu druhu, což je i případ středoevropských populací, včetně Krušných hor. Mezi živočichy, kteří mohou negativně ovlivňovat zejména úspěšnost hnízdění, patří přitom drobní savci, krkavcovití ptáci, lasicovité šelmy, liška a prase divoké (Bergmann & Klaus 1994).

Predaci je však nutné považovat za do značné míry přirozený jev. Jeho intenzita je mnohdy závislá na přirozených fluktuacích v prostředí, jako jsou např. oscilace populací drobných hlodavců. Bylo prokázáno, že v sezónách, kdy bylo malých savců málo, se snižuje reprodukční úspěch tetřívku (Angelstam 2004, Šálek et al. 2004). Predaci hnízd zkoumali i v Krušných horách Šálek et al. (2004). Pomocí sledování umělých hnízd ovšem zjistili nízkou míru predace ptačími predátory, většina hnízd byla predována středně velkými savci, zejména liškou a kunou.

V Alpách bylo zjištěno, že vzrůstá predace tetřívčích hnízd krkavcovitými ptáky v okolí horských chat, kteří jsou sem primárně přitahováni potravním zdrojem ve formě odpadků (Storch & Leidenberger 2003). V Polsku bylo při experimentu s umělými hnízdy a jejich predací zjištěno, že většina hnízd byla zničena krkavcem (93,9 %), pouze 6,1 % hnízd padlo za oběť lišce (Merta et al. 2009). Naopak Kasprzykowski (2002) považuje lišku za významného predátora tetřívku, který přispěl k úbytku druhu v řadě oblastí Polska. Dlouhodobá vakcinace lišek vedla k nadměrnému růstu jejich početnosti a tím pravděpodobně i ke zvýšenému predacímu tlaku na tetřívka (Bejček et al. 1998).

## 6 Lov, pytláctví

Exploatace populací přímým lovem nebo pytláctvím zůstává hrozbou především ve státech východní Evropy. Příležitostné zabití může v malých populacích působit jako poměrně kritický faktor i v jiných regionech.

Mohlo by se zdát, že v ČR k nelegálnímu lovu již nedochází. V roce 2018 byl ovšem zaznamenán případ nejméně jednoho uloveného kohouta na tokaništi v západní části Krušných hor (Vlček J. in verb.).

Další informace popisující možné příčiny úbytku shrnují např. Klaus et al. (1990), nově Wöss & Zeiler (2003), velmi podrobně Watson & Moss (2008).

## 7 Změny klimatu

Globálním faktorem s vysoce pravděpodobným vlivem na středoevropské populace tetřívka jsou i změny klimatu.

Klimatické změny v podmínkách střední Evropy se projevují zejména neobvyklými výkyvy počasí. V dynamice populace tetřívka hraje zásadní roli mortalita mláďat, kterou do značné míry ovlivňuje právě vhodné počasí v době po vylíhnutí. Dalším projevem klimatické změny je globální oteplování, které má za následek změny rostlinných a posléze i živočišných společenstev. V konečném důsledku pak dochází k nedostatku potravy pro specializovanější druhy jako je právě tetřívek (Lindström et al. 1997, Zbinden & Salvioni 2004).

Studie (Barredo et al. 2020) 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 scénáři oteplování o 3 °C předpokládá, že se hranice lesa posune každý rok vertikálně až o 8 m. Nejzávažnější dopad se předpokládá u Pyrenejí, kde současná tundra prakticky zmizí při 3 °C, ve srovnání se Skandinávií a Alpami, které se zmenšují přibližně o 87 %, respektive 75 %. Z 210 lokalit Natura 2000, které obsahují alpskou tundru, se předpokládá, že téměř u všech dojde ke zmenšení oblasti: 207 a 208 ve scénářích oteplování 2 °C a 3 °C. Např. pro Krkonoše studie předpokládá, že při oteplení o 3 °C se hranice lesa posune nad nadmořskou výšku pohoří (1600 m n. m.) (Barredo et al. 2020).

Mizením předmětů ochrany z důvodů změny klimatu se zabývá také španělská příručka o adaptačních opatřeních ve vztahu ke změně klimatu (Mezquida et al. 2020). Alpínská tundra je pochopitelně řazena k nejohroženějším typům stanovišť. Je zmiňována potřeba redukovat jiné faktory ohrožení, redukovat nejistotu dobře nastaveným výzkumem a monitoringem.

## Literatura

Alatalo R.V., Höglund J., Lundberg A., Sutherland W.J., 1992: Evolution of black grouse leks: female preferences benefit males in larger leks. *Behav Ecol* 3:53–59.

Arlettaz R., Patthey P. & Braunisch V. 2013: 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, Bussum: 137–154.

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

Baines D. & Richardson M. 2007: 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.

Baines, D. & Summers, R.W., 1997: Assessment of bird collisions with deer fences in Scottish forests. *Journal of Applied Ecology*, 34: 941–948.

Baltic M., Jenni-Eiermann S., Arlettaz R. & Palme R. 2005: A noninvasive technique to evaluate human-generated stress in the black grouse. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1046: 1-15.

Barredo J., Mauri A., Caudullo G. (2020): Impacts of climate change in European mountains - Alpine tundra habitat loss and treeline shifts under future global warming.

Bergmann H. H. and Klaus S. 1994: Distribution, status and limiting factors of black grouse in central Europe, particularly in Germany, including an evaluation of reintroductions. *Gibier Faune Sauvage* 11: 99-124.

Bevanger K. 1994: Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigating measures. *Ibis* 136: 412-425.

Bevanger K. 1995: Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *J. Appl. Ecol.* 32: 745–753.

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

- Borecha D. E., Willebrand T. & Nielsen O. K. 2017: Lek site defines annual spatial use of male black grouse (*Tetrao tetrix*). *Ornis Fennica* 94: 150-160.
- Bowker G., Bowker C. & Baines D. 2007: Survival rates and causes of mortality in black grouse *Tetrao tetrix* at Lake Vyrnwy, North Wales, UK. *Wildlife Biology* 13: 231-237.
- Braunisch V., Patthey P. & Arlettaz R. 2011: Spatially explicit modeling of conflict zones between wildlife and snow sports: prioritizing areas for winter refuges. *Ecological Applications* 21: 955-967.
- Coppes J. & Braunisch V. 2013: Managing visitors in nature areas: where do they leave the trails? A spatial model. *Wildlife Biology* 19: 1-11.
- Currie F. & Elliott G. 1997: *Forests and birds: a guide to managing forests for rare birds*. Forestry Authority, Cambridge and RSPB, Sandy, UK
- Ellison L. 1986: Tétrasyre et ski à Prorel (Hautes-Alpes). Résultats de 5 années de comptage au chant. In: *Journées d'Étude 'Tétra-syre et ski'* (ed. H Jaffeux), pp. 3-4. Parc National de la Vanoise, Chambéry.
- Formenti N., Vigano R., Bionda R., Ferrari N., Trogu T., Lanfranchi P. & Palme R. 2015: Increased hormonal stress reactions induced in an alpine black grouse (*Tetrao tetrix*) population by winter sports. *Journal of Ornithology* 156: 317-321.
- Garniel A., Daunicht W. D., Mierwald U. & Ojowski U. 2007: *Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht, FuEVorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn, Kiel: 1–273.*
- Gregersen H. & Gregersen F. 2014: Wildlife cameras effectively survey black grouse *Lyrurus tetrix* leks. *Ornis Norvegica* 37: 1–6.
- Holst-Jørgensen B. 2000: The black grouse in Denmark 1978–2000. *Cahiers d'Éthologie* 20: 505–508.
- Hudec & Šťastný 2005: *Fauna ČR. Ptáci 2/I*. Academia Praha. ISBN 80-200-1114-5. 572 pp.
- Janss G. F. E. 2000: Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biological Conservation* 95: 353-359
- Jenni-Eiermann & Arlettaz 2008: Does ski tourism affect Alpine bird fauna? *Chimia*, 62: 301.
- Kasprzykowski Z. 2002: Decline of the Black Grouse *Tetrao tetrix* population in east-central Poland. *Vogelwelt* 123:253–258.
- Klaus S., Bergmann H.-H., Marti C., Müller F., Vitovič O.A. & Wiesner J. 1990: Die Birkhühner. *Neue Brehm Bücherei*. Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. (2000) Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology*, 81: 1985–1997.
- Lebigre C., Alatalo R. V., Siitari H. & Parri S. 2007: Restrictive mating by females on black grouse leks. *Molecular Ecology* 16: 4380–4389.
- Lindström J., Ranta E., Lindén M. & Lindén H., 1997: Reproductive output, population structure and cyclic dynamics in Capercaillie, Black Grouse and Hazel Grouse. *Journal of Avian Biology*, 28:1–8.
- Loneux, M. & J.C. Ruwet 1997: Evolution des population du Tétrasyre en Europe. *Cahiers d'Éthologie*, 17: 287-343.
- Magnani Y. 1995: Collisions oiseaux – câbles: un nouveau dispositif pour équiper les câbles de téléskis. *Supplement Bulletin Mensuel* 196, Note technique 83. Office National de la Chasse, Paris.



- Marjakangas A. & Kiviniemi S. 2005: Dispersal and migration of female black grouse *Tetrao tetrix* in eastern central Finland. *Ornis Fennica* 82: 107–116.
- Martin G. R. 2011: Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153, 239-254.
- Merta D., Bobek B., Furtek J. & Kolecki M. 2009: Distribution and number of black grouse, *Tetrao tetrix* in southwestern Poland and the potential impact of predators upon nesting success of the species. *Folia Zool.* 58 (2): 159 – 167.
- Mezquida J.A.A., Santos M.M., Múgica M. (2020): Manual 13 EUROPARC-Spain series of manuals English Version Protected Areas in the Face of Global Change Climate Change Adaptation in Planning and Management
- Miquet A. 1990: Mortality in Black Grouse *Tetrao tetrix* due to elevated cables. *Biol. Conserv.* 54: 349–355
- Niewold, F.J.J. 1990: The decline of black grouse in the Netherlands. Pp: 71 – 81 in: Lumeij J.T. and Hoogeveen Y.R. eds. *The Future of Wild Galliformes in the Netherlands*. Organisatiecommissie Nederlandse Wilde Hoenders, Amersfoort, Netherlands.
- Novoa C., Hansen E. & Menoni E. 1990: La mortalité de trois espèces de galliformes par collision dans les câbles: résultats d'une enquête pyrénéenne. *Bulletin Mensuel, Office National de la Chasse* 151: 17–22.
- Patthey P., Signorell N., Rotelli L. & Arlettaz R., 2012: 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.
- Richarz K., Bezzel E., Hormann M. 2001: *Taschenbuch für Vogelschutz*. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 630 S.
- Ruddock M. & Whitfield D. P. 2007: A review of disturbance distances in selected bird species. Report from Natural Research (Projects) Ltd to Scottish Natural Heritage: 1–181.
- Savereno A. J., Savereno L. A., Boettcher R., Haig S. M. 1996: Avian behavior and mortality at power lines in coastal South Carolina. *Wildlife Society Bulletin* 24: 636–648
- Steiner H., Schmelzer A., Pühringer N. 2007: Limitierende Faktoren für alpine Raufußhuhn-Populationen. *Management-Grundlagen nach Untersuchungen im Nationalpark Kalkalpen*
- Storaas T., Kastdalen L., Wegge P., 1999: Detection of forest grouse by mammalian predators: A possible explanation for high brood losses in fragmented landscapes. *Wildlife Biol.*, 5: 187–192.
- Storch I. 2000: An Overview to Population Status and Conservation of Black Grouse Worldwide. *Cahiers d'Éthologie*, Vol 20: 153 – 164.
- Storch I. & Leidenberger C., 2003: Tourism, mountain huts and distribution of corvids in the Bavarian Alps, Germany. *Wildlife Biology*, 9: 301–308.
- Storch I., (ed.) 2007: *Grouse - Status survey and action plan 2006-2010*. IUCN. Gland Switzerland and Cambridge UK and World Pheasant Association, Fordingbridge, UK.
- Svobodová J., Segelbacher G. & Höglund J. 2011: Genetic variation in black grouse populations with different lekking systems in the Czech Republic. *J. Ornithol.* 152: 37-44.

- Šálek M., Svobodová J., Bejček V., Albrecht T. 2004: Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krušné hory Mts, the Czech Republic. *Folia Zool.* – 53(3): 312–318 (2004).
- Trout R., Kortland K. 2012: Fence marking to reduce grouse collisions. Brožura Forestry Commission. 12 pp. ISBN: 978-0-85538-873-7
- Warren P. K. & Baines D. 2002: Dispersal, survival and causes of mortality in black grouse *Tetrao tetrix* in northern England. *Wildlife Biology* 8: 91–97.
- Wöss M. & Zeiler H. 2003: Building projects in Black Grouse habitats – assesment guidelines. *Sylvia* 39 (suppl.): 87 – 96.
- Zbinden N. & Salvioni M., 2004: 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.
- Zeitler 1995: Skilauf und Raufusshühner. *Ornithol. Beob.* 92: 227–230.
- Zeitler & Glanzer 1998: Skiing and grouse in the Bavarian Alps. *Grouse News* 15: 8–12.
- Zeitler A. 2000: Human disturbance, behaviour and spatial distribution of Black grouse in skiing areas in the Bavarian Alps. *Cahiers d’Ethologie* 20: 381–402.
- Zeiler H.P., Grünsachner-Berger V. 2009: Impact of wind power plants on black grouse (*Lyrurus tetrix*) in Alpine regions. *Folia Zoologica* 58 (2): 173–182.