

Selekcia hniezdného habitatu strnádky ciavej (*Emberiza cia*) v Národnom parku Slovenský kras

Breeding habitat selection in the Rock Bunting (Emberiza cia) in the National Park Slovenský kras

Radovan VÁCLAV & Pavol PROKOP

Ústav zoológie SAV, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava, Slovensko; radovan.vaclav@savba.sk

Breeding territories were determined based on regular counts of singing male Rock Buntings between April – July in 2003–2006. During the study period, 21–25 breeding territories per 16 ha per year were detected. Most of the breeding territories were defended during all the study years. In total, there were determined 34 unique breeding territories and 20 habitat patches interspersed between them. These patches were not defended by males during any of the study years. Ten habitat parameters were measured for both breeding and non-breeding habitat patches. The chance that a patch within a suitable habitat would be selected was significantly determined by the bush and stone cover, and by horizontal surface complexity (ditch density). Specifically, Rock Buntings in the study area selected for breeding patches showing relatively lower bush cover; relatively higher stone cover, and higher horizontal surface complexity. Breeding habitat selection in Slovakia was discussed taking into account the results reported for other populations of the species. The biological reasoning behind the habitat selection pattern in Rock Buntings was presented, and suggestions for habitat management were proposed.

Úvod

Selekcia či už hniezdného alebo potravného habitatu vtákov je komplexný proces odrážajúci odpoveď živočícha na také ekologické podnety akými sú hustota alebo štruktúra vegetácie, kompetícia s inými jedincami rovnakého druhu, tlak predátorov a parazitov, alebo dostupnosť potravy (Muller et al. 1997). Keďže adaptácie pre život v určitom type habitatu sa formovali u každého živočíšneho taxónu počas dlhého obdobia evolúcie, každý jedinec určitého taxónu disponuje schopnosťou prežívať a rozmnožovať sa len v určitej škále ekologických podmienok. Kvôli tejto špecifickosti je poznanie ekologickej niky živočíšneho druhu kľúčovým pre jeho úspešnú ochranu a krajinný manažment (Bennett et al. 2006).

Jedným zo základných problémov manažmentu ochrany vtákov je nedostatok

komplexných informácií o ekológii a biológii ohrozených druhov. Zvýšenú pozornosť si pritom v súčasnosti zasluhujú najmä druhy hniezdiace v tých špecializovaných typoch habitatov, ktoré podliehajú výrazným zmenám, spôsobenými činnosťou človeka. Napríklad intenzívne spásanie vegetácie hospodárskymi zvieratami môže negatívne vplývať na reprodukčný úspech vtákov hniezdiacich na zemi (Pavel 2004, Britschgi et al. 2006). Avšak aj upustenie od tradičných poľnohospodárskych praktík, akými sú kosenie trávneho porastu alebo jeho spásanie, môže mať pre vtáctvo negatívne následky kvôli zarastaniu otvorenej krajiny krovínami, ktoré napokon vedie až k jej zalesňovaniu (Bradbury et al. 2000).

V našej práci sme sa zamerali na selekciu hniezdného habitatu u strnádky ciavej (*Emberiza cia*), ktorej habitat na Slovensku (Krištín 1991) je značne odlišný od habitatu v ktorom hniezdí

v iných krajinách jej hniezdneho areálu (napr. Groh 1982, Siero & Arlettaz 2003, Václav et al. nepubl. rukopis). Strnádka ciavá dosahuje na Slovensku severnú hranicu rozšírenia, pričom rozšírená je tu ostrovčekovite a pomerne vzácné (Krištín 2002). Na Slovensku je strnádka ciavá, ale aj ďalšie druhy vtákov vyžadujúce otvorenú krajinu, ohrozená najmä zarastaním vhodných habitatov a vypaľovaním porastov (Krištín 2002). Keďže špecifické nároky sledovaného druhu na hniezdny habitat z nášho územia nie sú známe, v tomto príspevku sa venujeme charakteristike hniezdných teritórií v mieste jeho najpočetnejšieho výskytu na Slovensku, v Národnom parku Slovenský kras.

Metodika

Selekciu hniezdneho habitatu strnádky ciavej sme študovali v rokoch 2003–2006 na južne exponovaných svahoch pri obci Plešivec na území NP Slovenský kras (48°34' s. š., 20°26' v. d., 450–580 m n. m.). Toto územie sa vyznačuje horúcimi a suchými letami s priemernými ročnými teplotami okolo 9° C (údaje Slovenského hydrometeorologického ústavu). Skúmané územie je charakteristické výskytom xerothermnej vegetácie (viď Krištín 1991). Zo stromov dominujú *Quercus petraea*, *Carpinus betulus*, *Acer campestre*, *Cerasus mahaleb*, z krov *Cornus mas*, *Crataegus monogyna*, *Rosa canina* a z tráv *Festuca* sp.

Skúmaný druh je vták otvorenej krajiny hniezdiaci na území Slovenského krasu výlučne na zemi (R. Václav, nepubl. údaje). Typickým hniezdnym habitatom na Slovensku sú najmä strmé skalnaté svahy kopcov, pričom výskyt strnádok sa koncentruje práve v Slovenskom krase (Krištín 1991, 2002). Samica znáša dva až tri razy do roka najčastejšie 4 až 5 vajec (Cramp 1998, R. Václav, nepubl. údaje). Na sledovanom území sme prítomnosť hniezd s mláďatami zaznamenali v období máj až júl. Každé hniezdenie spolu s výchovou mláďat trvá približne 35 dní (Cramp 1998).

Hniezdne teritória sme vyhľadávali na základe pravidelných cenzusov na 1,4 km dlhom transekte na ploche s rozlohou 16 hek-

tárov. Použili sme pritom metódu mapovania hniezdných teritórií (máj – júl, 2003–2006) a metódu priameho dohľadávania hniezd (máj – júl, 2003–2004) (viď Janda & Řepa 1986). Skúmané územie sme navštevovali v 2–3 týždňových intervaloch od polovice marca do konca augusta. Pozície spievajúcich samcov boli zaznamenávané pomocou GPS a neskôr zakresľované do mapy. Hniezdny habitat sme definovali ako územie v okolí 50 m od spievajúceho samca (Cramp 1998, Györgypál 1981). V prezentovanej štúdiu uvádzame údaje pre hniezdne teritória z rokov 2004–2006, kedy sme na území 16 ha zaznamenali ročne 21 až 25 hniezdných teritórií. Za hniezdne teritórium bola považovaná iba taká lokalita, kde sme na tom istom mieste (± 30 m) počuli spievať samca aspoň počas troch sčítacích dní. Keďže väčšina teritórií bola hájená počas každého roka štúdia (tzn. stromy na ktorých samce medzi rokmi spievali boli od seba vzdialené najviac 30 m), v analýze sú zahrnuté iba unikátne hniezdne teritória ($n = 34$). Ako nehniedzne teritória sme označili tie miesta, na ktorých sa síce vtáky zdržiavali (zber potravy, prelety, neteritoriálne akustické signály), ale samce ich spevom nikdy neobhajovali ako svoje teritória. Veľkosť nehniezdných plôch je rovnaká ako plocha hniezdných teritórií. V analýzach sú zahrnuté iba tie nehniedzne plochy, ktoré neboli hájené ani počas jedného roka ($n = 20$).

Pri meraní habitatu hniezdných teritórií ako aj neobsadených plôch sme zaznamenávali plochu (v %) krov, zakrpatených drevín, stromov, tráv, veľkých skál a roztrúsených kameňov. Zaznamenávali sme aj počet terénnych depresíí (pozdĺžne preliačiny hlboké najmenej 50 cm a dlhé najmenej 15 m), sklon terénu (v stupňoch), vzdialenosť (v metroch) k najbližšiemu súvislému porastu stromov, respektíve vysokých krov alebo zakrpatených stromov a počet (konvexných) ohybov v profile svahu kopca (tab. 1). Uvedené premenné sa považujú za dôležité prvky habitatu strnádky ciavej hniezdiacej v jej európskom areáli mimo Slovenska (Cramp 1998). Získané údaje boli vyhodnocované neparametrickým Mann-Whitney *U*-testom a diskriminačnou analýzou (DFA).

Výsledky a diskusia

Všeobecný habitat strnádky ciavej, kde sme počas hniezdnej sezóny zaznamenali jej potravnú alebo reprodukčnú aktivitu, bol charakteristický najmä väčšou plochou trávneho porastu, malou plochou stromov a strmým terénom (obr. 1). Tento habitat je typický pre viaceré južne exponované svahy v blízkosti obcí Rožňavského okresu, na ktorých sa v minulosti vplyvom kľčovania a následného spásania vytvorili rôzne veľké otvorené plochy uprostred súvislého lesného porastu. Všeobecné rozdiely medzi hniezdnym a nehniedzdnym habitatom sme zistili na týchto otvorených plochách pre päť premenných (tab. 1). Na základe diskriminačnej analýzy sme však zistili, že to či bude alebo nebude určitá plocha na potenciálne vhodnom hniezdnom území obsadená teritoriálnym samcom závisela preukazne iba od plochy krov (teritória mali relatívne menšiu plochu krov ako neobsadené miesta, $F_{1,50} = 20,97$, $p < 0,001$), plochy kameňov (teritória mali relatívne väčšiu plochu kameňov ako neobsadené miesta, $F_{1,50} = 11,64$, $p < 0,005$) a počtu depresí v teréne (teritória boli členitejšie ako neobsadené miesta, $F_{1,50} = 9,56$, $p < 0,005$). Pomocou tejto analýzy sme zistili, že na základe spomenutých troch premenných sa dá správne klasifikovať väčšina (85 %, 29/34) zo zaznamenaných hniezdných teritórií. Táto úspešnosť je menšia ako zistili R. Václav, S. Sánchez a P. Prokop (nepubl. rukopis) pre sledovaný druh hniezdiaci v Španielsku (pre španielsku populáciu bola úspešnosť takmer 100 %). Keďže výsledky pre uvedené dve populácie vznikli na základe štandardizo-

vanej metodiky, táto diskrepancia podľa nášho názoru odráža fakt, že na Slovensku obhajovali vtáky aj teritória v suboptimálnom habitate. To naznačuje aj fakt, že hoci strnádky hniezdili v NP Slovenský kras vo všeobecnosti vo väčšej hustote (1,9 teritórií/ ha) ako v Španielsku (1,3 teritórií/ ha), samce obhajujúce teritória v suboptimálnom habitate hustých porastov krov a zakrpatených stromov hniezdili solitérne.

Hniezdenie alebo vyhľadávanie potravy v otvorenom type krajiny môže byť pre mnohé vtáčie druhy výhodné, pretože v krajine s minimom vizuálnych bariér môžu spozorovať predátorov rýchlejšie ako v krajine s hustou alebo vysokou vegetáciou (Whittingham et al. 2004). Okrem toho, drobné cicavce, ktoré patria k najčastejším hniezdnym predátorom na zemi hniezdiacich vtákov (Söderström et al. 1998), sú zároveň sami častejšie nápadné inými predátormi ak sa pohybujú na otvorenej ploche (Wywiałowski 1987). Preferencia sledovaného druhu pre hniezdenie v otvorenej krajine pravdepodobne tiež súvisí s jeho antipredátorskými taktikami. Medzidruhovú konkurenciu o hniezdné stanovišťa, napríklad s príbuznou strnádkou žltou (*Emberiza citrinella*), ktorá sa často vyskytuje na podobných miestach ako strnádka ciavá, môže tiež súvisieť s preferenciou otvorenej krajiny. Medzidruhovú konkurenciu, prinajmenšom na sledovanom území, však pravdepodobne nezohráva kľúčovú úlohu vo výbere hniezdného habitatu sledovaného druhu, pretože okrem strnádok ciavých a žltých sme v rovnakom habitate nezaznamenali žiadnych iných hniezdičov. Okrem toho, v porovnaní so strnádkami ciavými, strnádka žltá hniezdia

Tab. 1. Rozdiely v habitate medzi hniezdnymi teritóriami (n = 34) *Emberiza cia* a neobsadenými plochami (n = 20) nachádzajúcimi sa medzi hniezdnymi teritóriami na území NP Slovenský kras (Mann-Whitney U-test).

Table 1. Differences in ten habitat attributes between breeding habitat patches (n = 34) and undefended habitat patches that were interspersed among breeding patches (n = 20) in the Rock Bunting in the NP Slovenský kras (Mann-Whitney U-test).

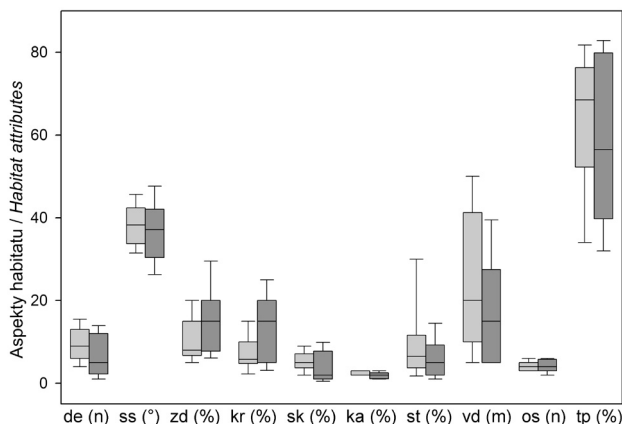
| | Teritória / Territories | Ne-teritória / Non-territories | U | p |
|--|-------------------------|--------------------------------|--------|------|
| Plocha tráv / Grass cover (%) | 68,50 | 56,50 | 310,00 | 0,59 |
| Plocha krov / Bush cover (%) | 5,75 | 15,00 | 204,50 | 0,02 |
| Plocha zakrpatených drevín / Scrub cover (%) | 8,00 | 15,00 | 212,00 | 0,02 |
| Plocha stromov / Tree cover (%) | 6,50 | 5,00 | 273,50 | 0,23 |
| Plocha skál / Rock cover (%) | 5,00 | 2,00 | 247,50 | 0,10 |
| Plocha kameňov / Stone cover (%) | 3,00 | 2,00 | 140,50 | 0,01 |
| Vzdialenosť k hustému porastu / Distance to hedge (m) | 20,00 | 15,00 | 228,50 | 0,05 |
| Hustota depresí / Number of ditches | 9,00 | 5,00 | 232,50 | 0,05 |
| Počet ohybov v profile svahu / No. of slope curvatures | 4,00 | 4,00 | 322,00 | 0,75 |
| Sklon svahu / Slope steepness (°) | 38,25 | 37,13 | 305,00 | 0,53 |

nielen na zemi, ale aj v nízkych kroch (Bradbury et al. 2000). Na našom území hniezdili strnádky žlté vždy iba v habitate s hustejšou vegetáciou, takže medzi týmito dvoma druhmi pravdepodobne nedochádza k významnej konkurencii o hniezdny habitat.

Na základe našich výsledkov sa javí, že pre zahniezdenie vtákov sledovaného druhu je problémom najmä príliš hustá vegetácia krovín a zakrpatených stromov. Tam, kde je však tento druh vegetácie prítomný na omnoho menšej ploche ako na Slovensku, napríklad v polopúšťových podmienkach na juhovýchode Španielska, je dostupnosť roztrúsených zoskupení hustejších krovín a vyšších drevín pre výber hniezdneho habitatu u sledovaného druhu kľúčová (R. Václav, S. Sánchez a P. Prokop, nepubl. rukopis). Znamená to, že pri manažmente lokalít s výskytom strnádky ciavej, ale napríklad aj strnádky žltej a iných druhov hniezdiacich v otvorenej krajine (viď Taylor et al. 1987), by sa malo vychádzať z toho, že mnoho z týchto druhov vyžaduje hniezdne plochy s mozaikovitým výskytom zakrpatených stromov a hustejšej vyššej vegetácie. Prípadné plošné odstraňovanie porastu krovín alebo vyšších drevín by mohlo negatívne ovplyvniť početnosť viacerých vtáčích druhov otvorenej krajiny. Momentálne sú strnádky ciavé na Slovensku odkázané na strmé

svahy kopcov, kde rast hustejšej vegetácie nie je možný, alebo na sukcesné habitaty teplých, južne exponovaných kopcov, ktoré však postupne zarastajú a môžu byť týmto, ekologicky pomerne náročným druhom, využívané len do určitej doby (v závislosti od rýchlosti zarastania habitatu). Regulácia hustoty vegetácie by mala byť pokiaľ možno prirodzená, t.j. spásaním (napr. chovom kôz) a, alebo by mali byť na vhodných strmých svahoch prerieďované príliš husté zárasty priamo človekom. Momentálne sa udržiavanie stepného charakteru určitých plôch v Slovenskom krase uskutočňuje len vďaka geomorfologickej členitosti krajiny a spásaniu vegetácie divou zverou (napr. muflónmi).

V porovnaní so všeobecnou dôležitosťou hustoty a priestorovej konfigurácie krovín a vyššej drevinovej vegetácie, dôležitosť prítomnosti kameňov sa javí skôr ako lokálna črta slovenskej populácie druhu, ktorá nemusí súvisieť s priamou selekciou takéhoto habitatu. Tento predpoklad podporuje úplne odlišný habitat druhu v Nemecku alebo Francúzsku, kde vtáky hniezdia v strmých svahoch vinogradov prakticky bez prítomnosti kamenia (Groh 1982, Sierra & Arlettaz 2003). Ani pre španielsku populáciu druhu nebola zistená preukazná preferencia habitatu s výskytom skál alebo kameňov (R. Václav, S. Sánchez a P. Prokop,



Obr. 1. Kvantitatívna charakteristika habitatu *Emberiza cia* v NP Slovenský kras. Hniezdne teritória sú označené svetlosivou farbou a neobsadené plochy tmavosivou farbou. Obdĺžniky vyznačujú kvartily, chybové priamky znázorňujú 95 % CI, a čiary v obdĺžnikoch sú mediány (de – depresie, ss – sklon svahu, zd – zakrpatené dreviny, kr – kry, sk – skaly, ka – kamene, st – stromy, vd – vzdialenosť k drevinám, os – ohyby svahu, tp – trávnatý porast).

Fig. 1. Quantitative description of habitat attributes in the Rock Bunting in NP Slovenský kras. The boxes in light or dark grey mean breeding or non-breeding habitat patches, respectively. Boxes are quartiles, error bars are 95% Confidence Intervals, and the lines inside the boxes are medians (de – ditch number, ss – slope steepness, zd – scrubs, kr – bushes, sk – rocks, ka – stones, st – trees, vd – distance to hedge, os – slope curvature, tp – grasses).

nepubl. rukopis). Je preto možné, že strnádky sa v Slovenskom krase vyskytujú na miestach s väčšou plochou kameňov preto, že výskyt kameňov súvisí s iným faktorom (napr. sklonom svahov alebo plochou lesného porastu).

Preferencia väčšieho počtu terénnych depresíí v hniezdných habitatoch druhu môže tiež súvisieť s antipredačnými taktikami (pre strnádky žlté vid' Whittingham et al. 2005). Rodičia strnádok ciavých sa počas kŕmenia mláďat do hniezda dostávajú veľmi nenápadne, po zemi (R. Václav, vlastné pozorovania). Predpokladáme preto, že členitý terén poskytuje rodičom maskovanie pohybu súvisiaceho s rodičovskými aktivitami v blízkosti hniezda. Manažment území zameraných na ochranu sledovaného, ale aj iných druhov, ktoré hniezdia a vyhľadávajú potravu na zemi, by mal uvedený fakt rešpektovať, pretože pri prípadnej prevažujúcej ochrane území s nedostatočnou členitosťou reliéfu by síce mohlo dôjsť k hniezdeniu vtákov v takýchto suboptimálnych habitatoch, hniezdný úspech vtákov by však mohol byť vplyvom predácie značne redukovaný.

Pod'akovanie

Za logistickú pomoc ďakujeme M. Olekšákovi a správe NP Slovenský kras v Brzotíne. Táto práca bola financovaná projektom VEGA č. 2/4082/04.

Literatúra

BENNETT A. F., RADFORD J. Q. & HASLEM A. 2006: Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. — *Biol. Conserv.* **133**: 250–264.

BRADBURY R. B., KYRKOS A., MORRIS A. J., CLARK S. C., PERKINS A. J. & WILSON J. D. 2000: Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. — *J. Appl. Ecol.* **37**: 789–805.

BRITSCHGI A., SPAAR R. & ARLETTAZ R. 2006: Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: Lessons for overall Alpine meadowland management. — *Biol. Conserv.*

130: 193–205.

GROH G. 1982: Zur Ökologie, Biometrie und zum jahreszeitlichen Vorkommen der Zippammer (*Emberiza cia*) in der Pfalz. — *Mitteilungen der Pollichia* **70**: 217–234.

JANDA J. & ŘEPA P. (eds.) 1986: Metody kvantitatívneho výzkumu v ornitologii. — SPN, Praha.

KRIŠTÍN A. 1991: K súčasnému stavu rozšírenia a ekológii strnádky cia, *Emberiza cia*, v Československu. — *Sylvia* **28**: 115–120.

KRIŠTÍN A. 2002: Strnádka cia / Strnádka ciavá (*Emberiza cia*). — Pp: 632–633. In: DANKO Š., DAROLOVÁ A. & KRIŠTÍN A. (eds.) 2002: Rozšírenie vtákov na Slovensku. — VEDA, Bratislava.

MULLER K. L., STAMPS J. A. KRISHNAN V. V. & WILLITS N. H. 1997: The effects of conspecific attraction and habitat quality on habitat selection in territorial birds (*Troglodytes aedon*). — *Am. Nat.* **150**: 650–661.

PAVEL V. 2004: The impact of grazing animals on nesting success of grassland passerines in farmland and natural habitats: a field experiment. — *Folia Zool.* **53**: 171–178.

SIERRO A. & ARLETTAZ R. 2003: L'avifaune du vignoble en Valais central: evaluation de la diversité à l'aide de transects. — *Nos Oiseaux* **50**: 89–100.

SÖDERSTRÖM B., PÄRT T. & RYDÉN, J. 1998: Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. — *Oecologia* **117**: 108–118.

TAYLOR K., MARCHANT J. & MORGAN R. 1987: The breeding communities of woodlands in a new city. — *Acta Oecol.* **8**: 293–299.

WHITTINGHAM M. J., BUTLER S., CRESSWELL W. & QUINN J. L. 2004: The effect of limited visibility on vigilance behaviour and speed of predator detection: implications for the conservation of granivorous passerines. — *Oikos* **106**: 377–385.

WHITTINGHAM M. J., SWETNAM R. D., WILSON J. D., CHAMBERLAIN D. E. & FRECKLETON R. P. 2005: Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales: implications for conservation management. — *J. Appl. Ecol.* **42**: 270–280.

WYWIALOWSKI, A. P. 1987: Habitat structure and predators: choices and consequences for rodent habitat specialists and generalists. — *Oecologia* **72**: 39–45.

Došlo: 23. 1. 2007
Prijaté: 17. 9. 2007