

## Početnost a hnízdní prostředí strnada zahradního (*Emberiza hortulana*) v zemědělské krajině Slezska

### *Abundance and breeding habitats of the Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*) in the farmland of Czech Silesia*

**Patrik Molitor**

Slezská ornitologická společnost, Lechowiczova 4, CZ-702 00 Ostrava;  
e-mail: patrik.molitor@seznam.cz

Molitor P. 2021: Početnost a hnízdní prostředí strnada zahradního (*Emberiza hortulana*) v zemědělské krajině Slezska. *Sylvia* 57: 53–68.

Strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) patří v řadě evropských zemí mezi nejrychleji ubývající ptáky otevřené krajiny. V České republice pravidelně hnízdí zejména na hnědouhelných výsypkách v severozápadních Čechách a v zemědělské krajině Slezska při hranici s Polskem. Ve třech oblastech Slezska jsem mapoval lokality se zpívajícími samci strnada zahradního. Na Hlučínsku jsem v letech 2005–2020 zaznamenával 2–30 samců ročně, na Opavsku v letech 2014–2020 5–9 samců a na Osoblažsku v letech 2012–2020 5–23 samců. Zatímco na Hlučínsku jsem zjistil výrazný pokles početnosti, na Opavsku a Osoblažsku se jednalo spíše o fluktuační. Na Hlučínsku jsem sčítáním bodovou metodou mezi lety 2008 a 2018 zjistil pokles frekvence obsazených bodů z 23 % na 2 %. S ohledem na průkaznost hnízdění jsem v roce 2020 stanovil minimální velikost populace ve studovaném území na 14 hnízdicích párů. Populace strnada zahradního na české straně Slezska je pravděpodobně okrajem polské populace, což naznačuje snižující se početnost se vzdáleností od hranice s Polskem. Meziročně bylo 70 % lokalit obsazeno opakovaně (maximum 16 let po sobě). Nejčastěji byli zpívající samci zjištěni v ekotonech listnatého lesa a pole (65 % záznamů), v menší míře ve stromořadích (31 %) a minimálně v sadu (2 %) či ve skupině dřevin (2 %). V roce 2020 byli samci strnada zahradního zaznamenáni v porostech šesti druhů/typů plodin, přičemž pole s mákem setým obsazovali pravděpodobně nespárovaní jedinci až v červnu. Naproti tomu byl ekoton listnatého lesa a pole s bylinným „biopásem“ prokazatelně hnízdním biotopem.

*The Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*) ranks among the most rapidly declining bird species of open habitats in many European countries. In the Czech Republic, it regularly breeds mainly on spoil heaps after brown-coal mining in north-western Bohemia, and in farmland in Silesia near the Polish border. I mapped localities with singing Ortolan Bunting males in three regions of Czech Silesia. In the Hlučín region, I recorded 2–30 males annually in the period 2005–2020, in the Opava region 5–9 males in the years 2014–2020, and in the Osoblah region 5–23 males in the years 2012–2020. A significant decline in numbers was registered in the Hlučín region, while Ortolan Buntings in the Opava and Osoblah regions rather showed certain fluctuations. Using the point count method, I recorded a decrease in the frequency of occupied points in the Hlučín region from 23% to 2% between the years 2008 and 2018. With respect to breeding evidence, I determined the population size in the study area to be at least 14 breeding pairs in the year 2020. The Ortolan Bunting population on the Czech side of Silesia is probably a margin of the Polish population – this is documented by the recorded decrease in numbers with the growing*

*distance from the Polish border. The majority of the localities (70%) were occupied repeatedly in subsequent years (up to 16 successive years). Singing males were most frequently found in ecotones of the deciduous forest and field (65% of the records), less often in lines of trees (31%) and rarely in an orchard (2%) or in a group of woody plants (2%). In the year 2020, Ortolan Bunting males were registered in six species/types of crops; fields with Breadseed Poppy were occupied as late as in June, probably by unpaired individuals. On the contrary, the ecotone of the deciduous forest and field with the herbaceous "bio-belt" was a confirmed breeding habitat.*

**Keywords:** *Ecotone, farmland birds, mapping, point counts, population decline*

## ÚVOD

Evropská populace strnada zahradního (*Emberiza hortulana*) poklesla za posledních 30 let o 88 %. Mezi hlavní příčiny úbytku patří změna hospodaření, která vyústila mj. v pokles heterogenity krajiny, lov během tahu do zimovišť v subsaharské Africe a nevhodné podmínky na zimovištích. Populační dynamiku ovlivňuje i vysoké zastoupení nespárovaných samců (Keller et al. 2020). Strnad zahradní je v Červeném seznamu ptáků Evropy veden jako druh málo dotčený (LC; Birdlife International 2015), ačkoli je v řadě menších západoevropských a stře-doevropských zemí na pokraji vymizení (např. Švýcarsko, Rakousko) nebo zde již vymizel (Belgie, Nizozemsko, Slovensko, Maďarsko). Naproti tomu díky cílenému managementu v jádrových populacích v Německu došlo ke zvýšení početnosti z 5 600–7 000 na 10 500–16 000 párů. Polská populace čítá 197 000–298 000 párů a tvoří přibližně 5 % z celoevropské populace (Jiguet et al. 2016, Keller et al. 2020), resp. až 20 % populace 27 zemí Evropské unie, a její trend je mírně klesající (Kuczyński & Chylarecki 2012). V České republice patří strnad zahradní mezi kriticky ohrožené druhy s odhadovanou velikostí populace do 80 párů (Šťastný et al. 2017). V roce 2015 byl téměř veškerý výskyt druhu v České republice soustředěn do dvou jádrových oblastí – v severozápadních Čechách bylo zjištěno 34–39 zpívajících samců a na severní Moravě a ve Slezsku 36 zpívajících samců, přičemž od-

had početnosti pro celou Českou republiku v roce 2015 činil 75–100 zpívajících samců (Šálek et al. 2016).

Strnad zahradní osídluje v Evropě nej-různější prostředí (Keller et al. 2020). V západní a jižní Evropě obsazuje zejména stanoviště stepního až lesostepního charakteru (Fonderflick et al. 2005, Menz & Arlettaz 2012), ve střední a severovýchodní Evropě extenzivně obhospodařovanou zemědělskou krajinu (Kosicki & Chylarecki 2012, Menz & Arlettaz 2012) a v severní Evropě spáleniště lesů a rašeliště (Dale & Olsen 2002). Různá prostředí obývá strnad zahradní i v rámci České republiky. V severozápadních Čechách jsou to výsypky hnědouhelných dolů a na severní Moravě a ve Slezsku zemědělská krajina (Šálek et al. 2016). V roce 2015, kdy proběhlo mapování tohoto druhu v jádrových oblastech jeho výskytu v ČR v rámci přípravy podkladů pro záchranný program, osídloval strnad zahradní na důlních výsypkách členitý terén s bylinnou vegetací v raně sukcesním stadiu, zatímco v zemědělské krajině vyhledával úhory, maková pole, keřovou a lesní vegetaci (živé ploty, stromořadí, maloplošné křoviny a lesíky apod.) s přítomností obnažené půdy. Naproti tomu se v obou jádrových oblastech vyhýbal urbánnímu prostředí (budovám, asfaltovým cestám, betonovým plochám) a nově zalesněným plochám a v zemědělské krajině opomíjel luční stanoviště, zahrady a sady (Šálek et al. 2019). Z dalších míst v České republice byl strnad zahradní v roce 2015 nepočetně zjištěn

ve vojenském prostoru Milovice a v okolí Žehuňského a Proudnického rybníka, zatímco na historických lokalitách v Českém středohoří a zejména v zemědělské krajině s vinicemi v ptačí oblasti Hovoransko-Čejkovicko na jihovýchodní Moravě nebyl v roce 2015 v hnízdní době zaznamenán (Šálek et al. 2016).

Šálek et al. (2016, 2019) identifikovali faktory, které ovlivňují výskyt strnada zahradního v zemědělské krajině Slezska na základě porovnání obsazených a neobsazených ploch, ale jejich výzkum probíhal pouze v jednom roce. Cílem tohoto příspěvku je popsat vývoj početnosti strnada zahradního, pravidelnost obsazování lokalit a výběr prostředí v zemědělské krajině Slezska. Na základě získaných výsledků z dlouhodobého sledování jsou navrženy možnosti praktické ochrany strnada zahradního v zemědělské krajině.

## METODIKA

### Studované území

Výzkum probíhal ve třech oblastech Moravskoslezského kraje v geomorfologické provincii Středoevropské nížiny, která do České republiky zasahuje nepatrnou částí z Polska (Roháček et al. 2013). V okrese Opava se jednalo o ob-

last Hlučínska (kvadráty 5973, 5974, 6073, 6074, 6075, 6175) a Opavska (kvadráty 5972, 6072, 6073), v okrese Bruntál o oblast Osoblažska (kvadráty 5672, 5771, 5772, 5871, 5872). Studované oblasti byly zahrnuty i v práci Šálka et al. (2016). Rozloha území činila 595 km<sup>2</sup> s nadmořskou výškou v rozmezí 250–574 m n. m. Zemědělská krajina zaujímá v jednotlivých oblastech 70–80 % plochy území (tab. 1). Na rozlehlých půdních blocích je pěstována zejména pšenice, řepka olejná, ječmen, kukuřice, cukrová řepa nebo mák setý. Zpravidla kolem lesních komplexů se místy vyskytují „biopásy“ s jarní obilovinou, prosem, kapustou, pohankou atp. Lesní porosty v maloplošných zvláště chráněných územích tvoří především dubohabřiny a lipové doubravy (Roháček et al. 2013). V kulturních lesích převládají jehličnany, zejména borovice (*Pinus* spp.), v menší míře smrk ztepilý (*Picea abies*) a modřín opadavý (*Larix decidua*). Cesty v zemědělské krajině zpravidla lemují aleje, z ovocných převážně jabloňové (Opavsko a Osoblažsko) nebo třešňové (Hlučínsko) a z neovocných zejména lipové (*Tilia* spp.). Břehové porosty vodotečí jsou tvořeny především topoly (*Populus* spp.) a vrbami (*Salix*

**Tab. 1.** Zastoupení hlavních typů prostředí ve třech sledovaných oblastech Slezska (podle Šálka et al. 2016).

**Table 1.** Proportion of main habitat types in all three studied regions of Silesia (following Šálek et al. 2016).

	Hlučínsko / Hlučín region	Opavsko / Opava region	Osoblažsko / Osoblaha region
zemědělské plochy / <i>agricultural area</i> (%)	69,5	80,1	72,1
lesy / <i>forests</i> (%)	20,1	6,8	23,2
lidská sídla / <i>human settlements</i> (%)	4,8	7,1	1,6
doly a lomy / <i>mines and quarries</i> (%)	0,2	-	-
zahrady a sady / <i>orchards and gardens</i> (%)	5,0	5,3	2,4
vodní plochy / <i>water bodies</i> (%)	0,3	0,6	0,6
celková rozloha / <i>total area</i> (km <sup>2</sup> )	248	204	143

spp.). Popsané prostředí navazuje za hranicemi na zemědělskou krajinu polského Slezska, ve které se hospodaří na menších půdních blocích. Odlišný způsob hospodaření spojený s vyšší heterogenitou krajiny může ovlivňovat společenstvo ptáků na české straně Slezska.

### Sběr dat

Ve třech sledovaných oblastech Slezska jsem mapoval lokality obsazené zpívajícími samci strnada zahradního (samice jsem cíleně nevyhledával), přičemž cílem bylo navštívit každou lokalitu nejméně dvakrát během sezóny (viz níže). Na Hlučínsku bylo mapování prováděno v letech 2005–2020, na Opavsku v letech 2014–2020 (v letech 2014 a 2017 byly lokality kontrolovány jen jednou za sezónu) a na Osoblažsku v letech 2012–2020 (v letech 2014 a 2018 byly lokality kontrolovány jen jednou za sezónu).

První kontrolu území v roce jsem prováděl v době obsazování teritorií a zahajování hnízdění, tj. zpravidla od 10. 5. do 31. 5., a druhou v době hnízdění od 1. 6. do 30. 6. Nejprve jsem navštěvoval lokality, které byly obsazované v předchozích letech, a poté jsem zkontroloval všechny potenciálně vhodné lokality, zejména hranice polí s řídkým zápojem rostlin (mák, řepa, kukuřice apod.) a listnatých lesů či rozptýlené dřevinné zeleně. Zároveň jsem ověřil výskyt druhu na lokalitách uvedených ve faunistické databázi *Birds.cz – pozorování ptáků* (ČSO 2021), v *Nálezové databázi ochrany přírody* (AOPK ČR 2021) či zveřejněné v periodiku *Acrocephalus (Ostrava)* v letech 2006–2015, případně na lokalitách, o kterých mne informovali místní ornitologové. Protože cílem bylo zjistit zpívající samce, probíhalo sledování pouze za příznivých meteorologických podmínek (beze srážek a silného větru), nejpozději tři hodiny po východu slunce, případně nejdříve tři hodiny před zá-

padem slunce. Pokud se strnad zahradní na opakovaně obsazované lokalitě neo- zval, použil jsem provokaci nahrávkou teritoriálního zpěvu.

Přesnou polohu každého zpívajícího samce jsem si poznačil do mapy nebo do GPS přístroje. Jestliže jsem na lokalitě během dvou kontrol opakovaně zaznamenal zpívajícího samce v místech od sebe vzdálených méně než 100 metrů, považoval jsem jej za stejného jedince a pro další analýzu jsem použil střední bod mezi těmito dvěma místy (Dale & Olsen 2002). Pokud se v jeden okamžik spontánně ozývali dva a více samců strnada zahradního (bez ohledu na vzájemnou vzdálenost), označil jsem tato místa jako různá teritoria.

V letech 2005–2020 jsem na Hlučínsku sčítal zpívající samce strnada zahradního bodovou metodou. Použitá metodika byla v souladu s metodikou monitoringu druhů přílohy I směrnice o ptácích (Hora et al. 2010, 2015, 2018). V letech 2005–2007 jsem sčítal na 67 bodech (tři transekty), od roku 2008 na 87 bodech (čtyři transekty). Body byly od sebe vzdáleny cca 300 m. V letech 2005–2010 a 2015–2020 jsem na každém bodě zaznamenával samce po dobu 5 min, v letech 2011–2014 po dobu 2 min. Sčítání jsem prováděl zpravidla ve třech termínech (v roce 2013 pouze ve dvou) od 20. 4. do 15. 7., zpravidla v ranních/dopoledních a výjimečně také v podvečerních hodinách, vždy jen za bezvětrného a slunečného počasí.

Pro určení skutečné velikosti populace je třeba vyčíslit zastoupení nespárovaných samců, které se v populacích strnada zahradního může blížit až 50 % (Steiffetten & Dale 2006). Z tohoto důvodu a také kvůli možným přesunům nespárovaných samců během hnízdění sezóny (Keller et al. 2020) jsem se v roce 2020 pokusil o realistický odhad velikosti hnízdící populace s ohledem na

průkaznost hnízdění – na základě opakované registrace zpívajícího samce na téže lokalitě v průběhu sezóny (pravděpodobné hnízdění) nebo pozorování samce při přinášení potravy mláďatům (prokázané hnízdění).

### Zpracování dat

Z dat získaných mapováním zpívajících samců strnada zahradního jsem odvodil početnost pro jednotlivé lokality jako maximální počet samců zjištěný při jedné ze dvou kontrol na lokalitě. Šest samců z celkového počtu pozorovaných jedinců jsem do vyhodnocení početnosti nezařadil z důvodu pouze jedné kontroly lokalit na Opavsku v letech 2014 a 2017 a Osoblažsku v letech 2014 a 2018 (viz výše). Početnost v jednotlivých oblastech a letech jsem získal součtem početnosti na lokalitách a početnost pro celé území Slezska součtem početnosti ve třech dílčích oblastech, avšak jen v letech 2015–2016 a 2019–2020, kdy jsem všechny oblasti sledoval najednou. V případě dat získaných sčítáním bodovou metodou jsem za obsazený bod považoval ten, kde byl při jedné ze 2–3 kontrol v sezóně zaznamenán alespoň jeden zpívající samec. Následně jsem spočítal frekvenci obsazených bodů pro každý rok zvlášť. Jako početnost na obsazeném bodu jsem vzal maximální zaznamenaný počet samců ze 2–3 kontrol v sezóně a z těchto hodnot jsem odvodil průměrnou početnost na jeden obsazený bod.

Pro nastínění souvislosti mezi populací na polské straně (Kosicki & Chylarecki 2012, Kuczyński & Chylarecki 2012) a v zemědělské krajině Českého Slezska jsem hodnotil vzdálenost místa pozorování zpívajícího samce od hranice s Polskem, kterou jsem určil jako spojnicí bodu pozorování a nejbližšího možného bodu hranice v programu QGIS Desktop 3.12.3. Nejzazší vzdálenost mezi hranicí

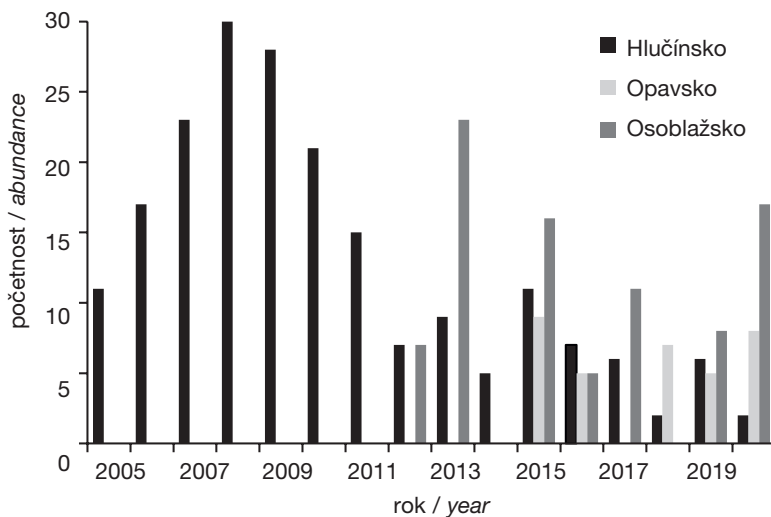
sledované oblasti od hranice s Polskem byla na Hlučínsku 13,1 km, na Opavsku 13,2 km a na Osoblažsku 15,3 km.

Stejně lokality jsem navštěvoval v různých letech, a proto jsem mohl odlišit opakovaně (ve dvou a více letech) a jednorázově obsazené lokality (pouze v jedné sezóně).

Záznamy zpívajících samců strnada zahradního získané mapováním ve třech oblastech za celé sledované období jsem rozčlenil do čtyř typů prostředí – ekotonů různých porostů dřevin a zemědělské půdy (pole). Typy porostů dřevin zahrnovaly listnatý les, sad, skupinu dřevin a stromořadí (aleje, větrolamy). Výběr prostředí jsem vyjádřil jako prostý podíl počtu případů pozorování zpívajících samců v daném typu prostředí k celkovému počtu pozorování ve všech typech prostředí. Pro celé sledované území Slezska jsem výběr prostředí vyjádřil jen z let 2015–2016 a 2019–2020, kdy byly všechny tři oblasti sledovány najednou a lokality navštíveny dvakrát. V roce 2020 jsem si při květnové i červnové kontrole poznačil v místě registrace každého samce také plodinu, která hraničila s daným typem dřevinného porostu. U obilovin (mimo kukuřici) jsem rozlišoval jen jařiny a ozimy bez ohledu na botanický druh.

### VÝSLEDKY

Ve sledovaném období jsem na Hlučínsku zaznamenával 2–30 zpívajících samců strnada zahradního ročně (průměr = 12,5,  $n = 16$  sledovaných let), na Opavsku 5–9 samců ročně (průměr = 6,8,  $n = 5$  let) a na Osoblažsku 5–23 samců ročně (průměr = 12,4,  $n = 7$  let; obr. 1). Zatímco na Hlučínsku jsem zjistil výrazný pokles početnosti, na Opavsku a Osoblažsku se jednalo spíše o fluktuace. V letech, ve kterých byly shodně provedeny dvě kontroly ve všech oblastech najednou (2015–2016 a 2019–2020),



**Obr. 1.** Početnost strnada zahradního (*Emberiza hortulana*) zjištěná mapováním zpívajících samců ve třech oblastech Slezska v letech 2005–2020. Vynesena je maximální početnost ze dvou kontrol v sezóně. Osoblažsko bylo sledováno až od roku 2012 (v letech 2014 a 2018 není hodnota uvedena, protože byla provedena jen jedna kontrola za sezónu) a Opavsko od roku 2014 (v letech 2014 a 2017 není hodnota uvedena, protože byla provedena jen jedna kontrola za sezónu).

**Fig. 1.** Abundance of the Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*) recorded during mapping of singing males in three regions of Silesia in the years 2005–2020. Maximum numbers of males registered during two visits made at each locality during the season are shown. The Osoblažsko region was studied since 2012 (no value is given for 2014 and 2018, since only one visit per season was made) and Opava region since 2014 (no value is given for 2014 and 2017, since only one visit per season was made).

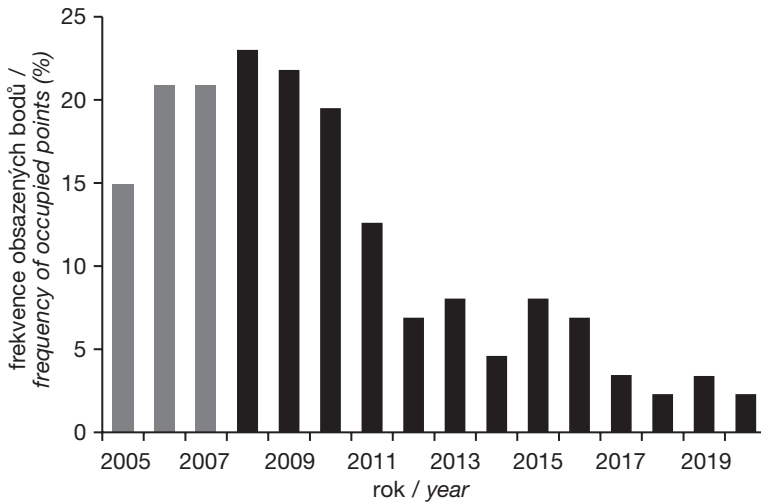
se početnost zpívajících samců v celém sledovaném území pohybovala v rozmezí 17–36 samců ročně (průměr = 23,8,  $n = 4$  roky). V roce 2020 jsem v celém sledovaném území odhadl na základě opakovaného pozorování deseti samců v jejich hnízdních teritoriích a čtyř samců krmících mláďata minimální velikost hnízdicí populace na 14 párů, což je přibližně polovina celkového počtu 27 zjištěných samců v roce 2020.

Ščítáním na bodových transektech na Hlučínsku v letech 2005–2020 jsem zjistil výrazný pokles frekvence obsazených bodů. Ke stabilnímu poklesu frekvence docházelo od jejího vrcholu v roce 2008 (23 %) po zjištění minimum v letech 2018 a 2020 (2 %; obr. 2).

V letech 2007–2012 se průměrná roční početnost samců strnada zahradního na obsazený bod pohybovala v rozmezí 1,1–1,5, zatímco od roku 2013 se přes drobné výkyvy v letech 2015 a 2016 ustálila na hodnotě 1,0 samce na obsazený bod (obr. 3).

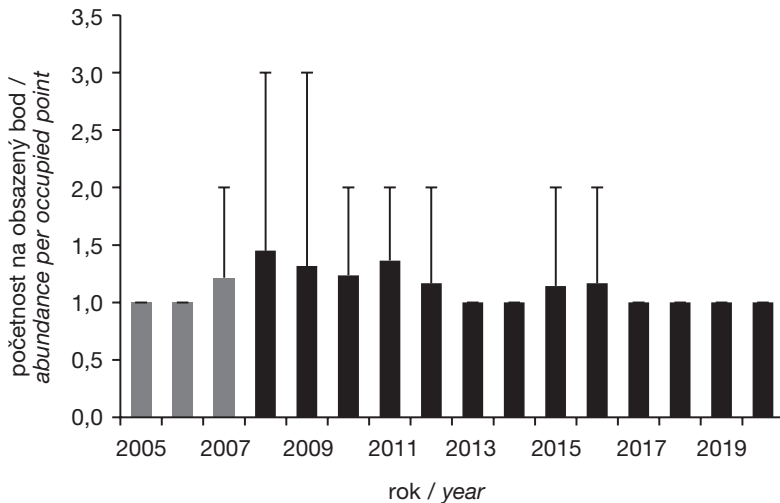
Maximální vzdálenost lokalit obsazených zpívajícími samci od hranic s Polskem byla na Hlučínsku 4,7 km, na Opavsku 9,4 km a na Osoblažsku 5,3 km. Nejpočetněji jsem strnada zahradního zjišťoval na Hlučínsku do vzdálenosti 2 km a na Osoblažsku v rozmezí 2–4 km od hranice s Polskem; na Opavsku byla pozorování napříč kategoriemi vzdálenosti od hranic rovnoměrněji rozprostřena (obr. 4).





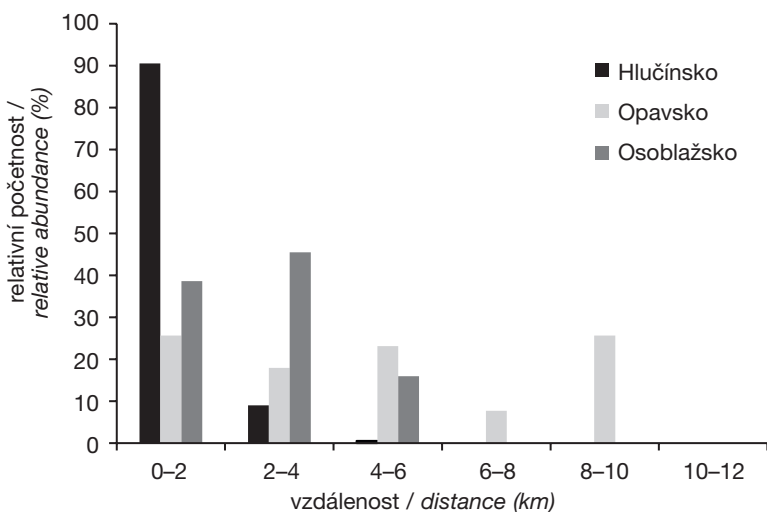
**Obr. 2.** Frekvence obsazených bodů zpívajícími samci strnada zahradního na třech (šedě;  $n = 67$  bodů) a čtyřech (černě;  $n = 87$  bodů) bodových transektech na Hlučínsku v letech 2005–2020.

**Fig. 2.** Frequency of points occupied by singing Ortolan Bunting males at three (grey;  $n = 67$  points) and four (black;  $n = 87$  points) point transects in the Hlučín region in 2005–2020.



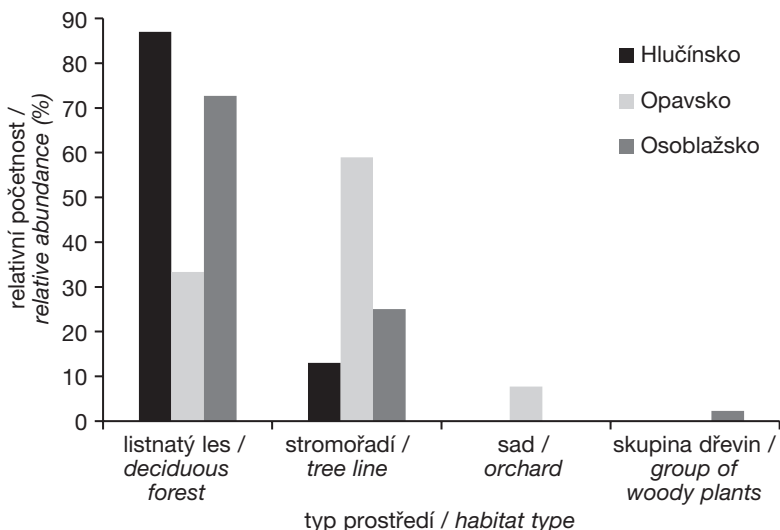
**Obr. 3.** Průměrná početnost zpívajících samců strnada zahradního na obsazeném bodu na třech (šedě;  $n = 67$  bodů) a čtyřech (černě;  $n = 87$  bodů) bodových transektech na Hlučínsku v letech 2008–2020 ( $n = 87$  bodů).

**Fig. 3.** Mean number of singing Ortolan Bunting males per occupied point at three (grey;  $n = 67$  points) and four (black;  $n = 87$  points) point transects in the Hlučín region in 2005–2020.



**Obr. 4.** Početnost zpívajících samců strnada zahradního se vzdáleností od hranic s Polskem na Hlučínsku (n = 200 záznamů zpívajících samců v letech 2005–2020), Opavsku (n = 39, 2014–2020) a Osoblažsku (n = 88, 2012–2020).

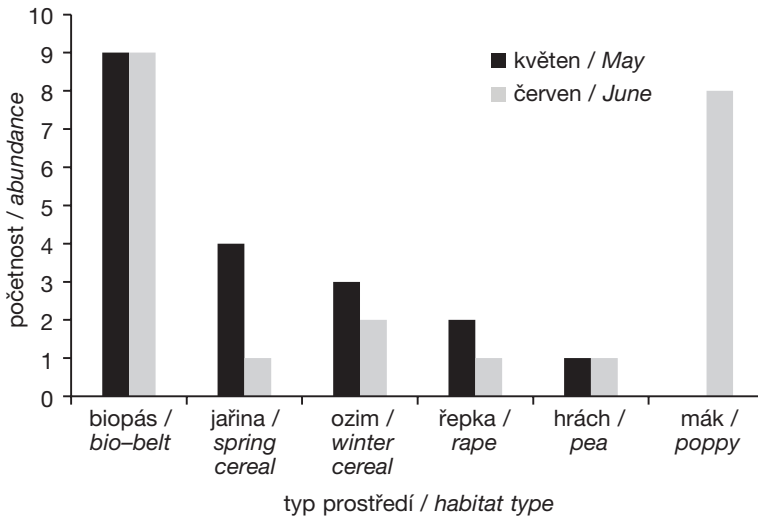
**Fig. 4.** Numbers of singing Ortolan Bunting males with the growing distance from the Polish border in the Hlučín (n = 200 records of singing males in the years 2002–2020), Opava (n = 39, 2014–2020) and Osoblaha (n = 88, 2012–2020) regions.



**Obr. 5.** Početnost samců strnada zahradního v různých typech dřevinných porostů na Hlučínsku (n = 200 záznamů zpívajících samců v letech 2005–2020), Opavsku (n = 39, 2014–2020) a Osoblažsku (n = 88, 2012–2020).

**Fig. 5.** Numbers of Ortolan Bunting males in different types of woody plant stands in the Hlučín (n = 200 records of singing males in the years 2002–2020), Opava (n = 39, 2014–2020) and Osoblaha (n = 88, 2012–2020) regions.





**Obr. 6.** Početnost samců strnada zahradního v různých druzích/typech polních plodin v roce 2020 během květnové ( $n = 19$  zpívajících samců) a červnové kontroly ( $n = 22$ ).

**Fig. 6.** Numbers of Ortolan Bunting males in different species/types of crops in the year 2020 during the May ( $n = 19$  singing males) and June ( $n = 22$ ) visits.

Z 33 zjištěných lokalit s výskytem strnada zahradního v celé oblasti se samci opakovaně ve dvou a více letech po sobě vyskytovali na 70 % z nich. Podíl opakovaně obsazovaných lokalit na Hlučínsku činil 67 %, na Opavsku 75 % a na Osoblažsku 70 %. Nejdéle obsazovanou lokalitou na Hlučínsku byla PR Hněvošický háj (všech 16 sledovaných let), na Osoblažsku Osoblažský les (všech devět sledovaných let) a na Opavsku větrolam v k. ú. Kateřinky u Opavy (všech sedm sledovaných let).

Během celého sledovaného období byl strnad zahradní na Hlučínsku ( $n = 200$  záznamů zpívajících samců) a Osoblažsku ( $n = 88$ ) nejčastěji zaznamenáván v ekotonech listnatých lesů a polí (Hlučínsko: 87 % ze všech záznamů; Osoblažsko: 73 %), na Opavsku ( $n = 39$ ) pak ve stromořadích (59 %). V sadu jsem strnada zahradního zaznamenal pouze na Opavsku (8 %), ve skupině dřevin jen na Osoblažsku (2 % záznamů; obr. 5). V celém sledovaném území jsem ve čtyřech letech, kdy byly současně sledo-

vány všechny tři oblasti ( $n = 99$  záznamů zpívajících samců), strnada zahradního nejčastěji zjistil v ekotonech listnatých lesů (65 %) a následně ve stromořadích (31 %); velmi nízké počty samců jsem zaznamenal ve skupině dřevin (2 %) a v sadu (2 %). Ve všech uvedených typech prostředí jsem nicméně strnada zahradního zaznamenal opakovaně ve dvou a více letech. Lokality obsazené jen v jednom roce ( $n = 10$  lokalit) měly charakter ekotonu listnatého lesa a pole (50 %) nebo polního stromořadí (50 %).

V roce 2020 jsem během květnové kontroly zjistil zpívající samce strnada zahradního v porostech pěti plodin ( $n = 19$  samců) a během červnové kontroly v porostech šesti plodin ( $n = 22$ ). Nejvyšší počet samců jsem při obou kontrolách zjistil na hranici listnatého lesa a „biopásu“ (který ve všech případech sousedil s jařinou; obr. 6). Zatímco v květnu jsem u polí s mákem setým nezjistil žádného samce strnada zahradního, v červnu jejich podíl v tomto prostředí tvořil cca 1/3 záznamů.

## DISKUSE

V období 2005–2020 početnost zpívajících samců strnada zahradního ve dvou ze tří oblastí Českého Slezska kolísala a v jedné výrazně klesla. Jelikož jsem každou ze tří oblastí Slezska sledoval v různém časovém úseku, je přesnější kvantifikace početnosti z celého území možná pouze ze čtyř let (2015–2016 a 2019–2020), kdy byly všechny tři oblasti sledovány najednou. V těchto letech se početnost pohybovala v rozmezí 17–36 zpívajících samců. Ve srovnání s rokem 2015, z něhož hodnotí početnost Šálek et al. (2016), byl v roce 2020 počet zpívajících samců ze všech tří oblastí Slezska nižší o 25 %. Zatímco pokles početnosti mezi krajními roky tohoto pětiletého období činil na Osoblažsku 6 % a na Opavsku 11 %, na Hlučínsku došlo k výraznému snížení počtu zpívajících samců o 82 %.

Na Opavsku a Osoblažsku počet zjištěných samců spíše fluktoval, zatímco na Hlučínsku docházelo k úbytku početnosti. Pokles početnosti na Hlučínsku započal po roce 2008, kdy jsem v této oblasti ještě zjistil maximum 30 zpívajících samců. Při sčítání bodovou metodou jsem zde snížení početnosti o více jak polovinu zaznamenal mezi lety 2011 a 2012. S méně výraznými výkyvy, které mohly být způsobeny i metodickými odchylkami (např. sčítáním po dobu 2 min na bodu v letech 2011–2014 namísto původních 5 min, resp. pouze dvěma kontrolami v roce 2013 namísto obvyklých tří), došlo postupně k úplnému vymizení strnada zahradního na třech ze čtyř sčítaných transektů a prakticky z celé oblasti Hlučínska (viz výše). Příčiny poklesu početnosti lze jen obtížně interpretovat, jelikož nebyly blíže sledovány zejména změny hospodaření v zemědělské krajině – faktor, který stojí za poklesem početnosti např. v jižním Finsku (Vepsäläinen et al. 2005).

Potenciálním faktorem, který může eskalovat populační pokles, je vysoké zastoupení nespárovaných samců v populaci – např. v Norsku bylo v populaci zaznamenáno až 50 % nespárovaných samců (Steifetten & Dale 2006). S ohledem na tento jev jsem se v roce 2020 blíže zaměřil na průkaznost hnízdění. Na základě opakovaných záznamů samců v teritoriích nebo krmení mláďat jsem odhadl pro sledované území Slezska 14 hnízdicích párů, což je přibližně polovina ze všech zaznamenaných samců v daném roce.

Početnost strnada zahradního klesala se vzdáleností od hranice s Polskem, a to nejvýrazněji na Hlučínsku a Osoblažsku, kde se nejvzdálenější obsazené lokality nacházely ve vzdálenosti cca 5 km od hranice. Na Opavsku nebyl pokles se vzdáleností tak patrný, avšak nejvzdálenější obsazená lokalita ležela necelých 10 km od hranice. Populace v zemědělské krajině Slezska zjevně představuje okraj polské populace, která se táhne severovýchodním směrem od hranice s Českou republikou (Kosicki & Chylarecki 2012, Kuczyński & Chylarecki 2012). V Polsku se strnad zahradní nejpočetněji vyskytuje v nížinách centrální a východní části země. Při hranicích s Hlučínskem a Osoblažskem dosahuje populační hustota až 1 páru/km<sup>2</sup> (Kosicki & Chylarecki 2012, Kuczyński & Chylarecki 2012). Pro srovnání, na Hlučínsku byla v letech 2005–2007 odhadnuta hustota 0,08 zpívajících samců/km<sup>2</sup> (Hora et al. 2010) a v roce 2015 v obsazených oblastech v ČR hustota 0,1 zpívajících samců/km<sup>2</sup> (Šálek et al. 2016). Vývoj polské populace, která vykazuje mírně klesající trend početnosti (Kuczyński & Chylarecki 2012), bude zřejmě ovlivňovat změny rozšíření a početnost druhu na české straně Slezska.

Samce strnada zahradního jsem ve všech třech oblastech zjistil opakovaně

ve dvou a více letech na 70 % lokalit. Silná vazba samců strnada zahradního na stejné lokality byla popsána v Norsku (Dale et al. 2005, Steifetten & Dale 2006). Norské studie však byly (na rozdíl od této práce) doplněny kroužkováním jedinců a zpětnými odchty. V České republice a na Slovensku bylo v období 1934–2005 okroužkováno celkem 650 jedinců bez jediného zpětného hlášení (Cepák et al. 2008). Je proto zajímavé uvést, že dne 7. 5. 2020 byl u obce Sosnová na Opavsku zpětně odchycen kroužkovaný samec strnada zahradního, který byl na stejném místě kroužkovan 3. 6. 2018 (ČSO 2021).

Strnad zahradní se v zemědělské krajině Slezska nejčastěji vyskytoval v ekotonech listnatých lesů a pole; méně často, i když stále poměrně početně osídloval také polní stromořadí. Početnost v sádkách a ve skupinách dřevin v zemědělské krajině byla velmi nízká, nicméně i zde byl strnad zahradní zaznamenán opakovaně. Vzrostlé listnaté stromy poskytují strnadům zahradním nejen vhodné stanoviště pro zpěv, ale také možné stanoviště pro sběr potravy v podobě larv hmyzu v korunách stromů (Elts et al. 2015). V řadě studií z jiných zemí (např. Kosicki & Chylarecki 2012, Elts et al. 2015) patřily mezi obsazované biotopy v zemědělské krajině meze s křovinami a solitérní stromy. V těchto biotopech jsem však strnada zahradního v zemědělské krajině Slezska po celou dobu výzkumu nezaznamenal.

V roce 2020, kdy jsem věnoval pozornost také polním plodinám, jsem zpívající samce strnada zahradního nejpočetněji zaznamenal na polích s okrajovými „biopásy“. Toto prostředí je pravděpodobně vyhledáváno na základě potravních nároků druhu, jelikož strnad zahradní na obnažené půdě sbírá zejména živočišnou složku potravy (Vepsäläinen et al. 2005, de Groot et al. 2010, Menz &

Arlettaz 2012, Elts et al. 2015, Šálek et al. 2019). U dalších druhů/typů zjištěných plodin (řepka, jařina, ozim) se s postupem vegetační doby rychleji snižuje podíl obnažené půdy, což může být i jedna z příčin snížení počtu pozorovaných samců strnada zahradního v průběhu hnízdní sezóny v těchto biotopech, na rozdíl od „biopásů“. Výjimkou byla pole s mákem setým (obr. 7), u kterých jsem samce strnada zahradního zaznamenal až při červnové kontrole. Nelze vyloučit, že někteří samci mohli při první kontrole lokalit uniknout mé pozornosti. Výskyt samce na lokalitě v druhé polovině hnízdní doby (Hudec & Šťastný 2011) by však také mohl naznačovat, že maková pole vyhledávají pravděpodobně nespárovaní či jinde neúspěšně hnízdící samci, kteří se přesunuli na novou lokalitu. To potvrzuje i chování samců, kteří v těchto místech sice zpívali, ale jinak u nich nebyla pozorována žádná jiná aktivita nasvědčující hnízdění (např. varování, přinášení potravy mláďatům apod.). Je přitom zajímavé, že v červnu 2020 nebyly nově obsazeny žádné jiné porosty plodin, pro které je taktéž typická přítomnost obnažené půdy i později během vegetační sezóny (např. kukuřičná či řepná pole). Pozitivní vazbu na maková pole, kterou zmiňují i Šálek et al. (2019), by bylo vhodné dalším sledováním objasnit.

Mezi doporučené prvky vhodného managementu v zemědělské krajině, které mohou podpořit populaci strnada zahradního, patří pěstování různých druhů plodin na menších blocích orné půdy (tj. vyšší heterogenita zemědělské krajiny) a dostatek vhodných stanovišť pro přednes zpěvu (Deutsch & Sudbeck 2009). V zemědělské krajině Slezska se vhodný biotop vyskytuje na rozhraní listnatých lesů s polem, které je doplněno „biopásem“ s řídkým osevem směsi plodin, resp. jařinou (obr. 8). Např. v roce 2020

se na jedné lokalitě v ekotonu listnatého lesa a pole s „biopásem“ o délce 2,9 km na Osoblažsku vyskytovalo devět ze všech 17 samců strnada zahradního zjištěných v této oblasti. Vzhledem k obecně známému vysokému zastoupení nespárovaných samců v populaci (Steiffetten & Dale 2006) je však ještě důležitějším argumentem to, že všichni samci byli na uvedené lokalitě zjištěni opakovaně během hnízdní sezóny a čtyři z nich zde prokazatelně hnízdili. Z tohoto důvodu doporučuji v zemědělské krajině Slezska vytvářet „biopásky“ s řídkým zápojem plodin kolem opakovaně obsazovaných lokalit strnadem zahradním a ideálně v navazující části pole s další plodinou také redukovat množství pesticidů, jejichž aplikace snižuje potravní nabídku (viz např. Hološková & Reif 2020).

## PODĚKOVÁNÍ

Za sdělení pozorování strnada zahradního děkuji Ondřeji Boháčovi, Martinu Mandákoví a Martinu Miškovskému. Za objektivní připomínky k článku děkuji dvěma anonymním recenzentům a redakci. Poděkování patří také Českému svazu ochránců přírody za podporu projektu v programu Ochrana biodiverzity 2020 - Mapování kriticky ohroženého strnada zahradního (*Emberiza hortulana*) na Moravě v roce 2020 realizovaném Slezskou ornitologickou společností.

## SUMMARY

*The European population of the Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*) declined by 88% in the last 30 years. In the Czech Republic, the total numbers were estimated at 75–100 singing males in the year 2015.*

*In the period 2005–2020, I mapped the Ortolan Bunting occurrence in one*

*of the two core areas of its distribution in the Czech Republic – in the farmland of Silesia. The study area included three regions (see Table 1 for their characteristics): the Hlučín region (16 years of study), Opava region (7 years) and Osoblaha region (9 years). Each of the study years, the first visit of the localities was made at the time of territory occupation and onset of breeding between 10 and 31 May, the second visit during the breeding period between 1 and 30 June. The studied variable was the maximum number of singing males out of the two visits made at the locality. Using this value, the numbers for particular regions were derived, and in the years 2015–2016 and 2019–2020, when all three regions were studied simultaneously, the numbers for the whole study area of Silesia were obtained. In 2020, the minimum population size was determined, based on repeated registration of males in their territories and/or observed feeding of the young.*

*In the period 2005–2020, Ortolan Bunting males in the Hlučín region were censused using the point count method, 2–3 times between 20 April and 15 July (the census was carried out only 2 times in the year 2013). The census was made at three (2005–2007) or four transects (since 2008), respectively, with points situated approximately 300 m from each other. The frequency of occupied points in the given year (i.e., points with at least one male present during at least one visit) and the mean number of males per occupied point (i.e., mean of the maximum recorded numbers from 2–3 visits at the occupied points) were calculated.*

*The localities were classified into two categories: 1) those with one-time presence of the Ortolan Bunting and 2) repeatedly occupied localities in two or more years. Based on the location of singing males, the distance of the*





**Obr. 7.** Typický příklad jednorázově obsazené lokality s výskytem pravděpodobně nespárovaných samců strnada zahradního až od druhé poloviny června – stromořadí sousedící s makovým polem. Bohušov, část Karlov (okres Bruntál), 27. června 2020. Foto P. Molitor.

**Fig. 7.** Typical example of a one-time occupied locality with the occurrence of probably unpaired Ortolan Bunting males as late as in the second half of June – a tree line neighbouring a breadseed poppy field. Bohušov, Karlov (Bruntál district), 27 June 2020. Photo by P. Molitor.



**Obr. 8.** Typický příklad opakovaně obsazované a prokazatelně hnízdní lokality strnada zahradního – ekoton listnatého lesa a pole s „biopásem“. Dívčí Hrad (okres Bruntál), 27. května 2020. Foto P. Molitor.

**Fig. 8.** Typical example of a repeatedly occupied locality with confirmed breeding of the Ortolan Bunting – ecotone of a deciduous forest and a field with a „bio-belt“. Dívčí Hrad (Bruntál district), 27 May 2020. Photo by P. Molitor.

occurrence spot from the Polish border, type of woody plant vegetation and, in the year 2020, also the crop species/types were recorded.

In the study period, 2–30 singing males were registered in the Hlučín region, 5–9 males in the Opava region, and 5–23 males in the Osoblaha region annually (Fig. 1). While a significant decline in numbers was recorded in the Hlučín region, there were rather certain fluctuations in the Opava and Osoblaha regions. During the four years when all three regions were studied simultaneously, the total numbers in the study area ranged between 17 and 36 singing males annually. Compared to the year 2015, when the numbers were assessed by Šálek et al. (2016), the number of singing males in all three regions of Silesia in 2020 was lower by 25%. With respect to breeding evidence, I estimated the population size in the study area to be at least 14 breeding pairs in 2020.

Using the point count method in the Hlučín region in 2005–2020, I recorded a significant decrease in the frequency of occupied points from 23% (2008) to 2% (2018; Fig. 2), and, at the same time, a slight decrease in the mean number per occupied point from 1.1–1.5 males to 1.0 males per occupied point (Fig. 3).

In the Hlučín and Osoblaha regions, the number of singing Ortolan Bunting males declined with growing distance from the Polish border; in the Opava region, the numbers were distributed evenly but with the largest distance of 10 km (Fig. 4). The decreasing numbers with the distance from the border suggest that the Ortolan Bunting population on the Czech side of Silesia is a margin of the Polish population.

In 70% of the 33 localities, the Ortolan Bunting occurred repeatedly in two or more subsequent years. At the longest oc-

cupied locality, the species was registered during all 16 years of study.

In the Hlučín and Osoblaha regions and in the whole study area in the years 2015–2016 and 2019–2020, when all three regions were monitored simultaneously, respectively, the Ortolan Bunting occurred most frequently in ecotones of deciduous forests and fields and in lines of trees in farmland; minimum numbers were recorded in an orchard and in a group of woody plants (Fig. 5). In all these habitat types, Ortolan Buntings were registered repeatedly in different years. Out of six crop species/types grown at the localities with recorded presence of singing males in the year 2020, the herbaceous “bio-belt” (in all cases neighbouring spring cereals) was the dominant habitat type. Only during the second visit of the season (in June), probably unpaired or unsuccessful males were registered exclusively at fields with Breadseed Poppy (Fig. 6, 7).

Occurrence of the Ortolan Bunting in the farmland of Czech Silesia is associated with the presence of full-grown deciduous trees in closed linear vegetation near the field. A significant increase in the number of singing males may occur in cases where herbaceous “bio-belt” with low plant cover are created in field margins (e.g., Fig. 8).

---



---

## LITERATURA

- AOPK ČR 2021: *Nálezová databáze ochrany přírody*. <https://portal.nature.cz/nd>. Navštíveno 14. 2. 2021.
- BirdLife International 2015: *European Red List of Birds*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Cepák J., Klvaňa P., Škopek J., Schröpfer L., Jelínek M., Hořák D., Formánek J. & Zárýbnický J. (eds) 2008: *Atlas migrace ptáků České republiky a Slovenska*. Aventinum, Praha.

- ČSO 2021: *Birds.cz – pozorování ptáků*. <http://www.birds.cz/avif/>. Navštíveno 13. 2. 2021.
- Dale S. & Olsen B. F. G. 2002: Use of farmland by Ortolan Buntings (*Emberiza hortulana*) nesting on a burned forest area. *Journal of Ornithology* 143: 133–144.
- Dale S., Lunde A. & Steifetten O. 2005: Longer breeding dispersal than natal dispersal in the Ortolan Bunting. *Behavioral Ecology* 16: 20–24.
- de Groot M., Kmelcl P., Figelj A., Figelj J., Mihelič T. & Rubinič B. 2010: Multi-scale habitat association of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in a sub-Mediterranean area in Slovenia. *Ardeola* 57: 55–68.
- Deutsch M. & Sudbeck P. 2009: Habitat choice in Ortolan Bunting – the importance of crop type and structure. In: Bernardy P. (ed.): *Ökologie und Schutz des Ortolans (Emberiza hortulana) in Europa – IV. Internationales Ortolan-Symposium. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 45: 64–74.
- Elts J., Tätté K. & Marja R. 2015: What are the important landscape components for habitat selection of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in northern limit of range? *European Journal of Ecology* 1: 13–25.
- Fonderflick J., Thévenot M. & Guillaume C.-P. 2005: Habitat of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* on a Causse in Southern France. *Vie et Milieu* 55: 109–120.
- Hološková A. & Reif J. 2020: Vplyv zmien v potravnjej ponuke bezstavovcov ako jeden z mechanizmov dopadu intenzifikácie poľnohospodárstva na vtácie populácie. *Sylvia* 56: 3–23.
- Hora J., Brinke T., Vojtěchovská E., Hanzal V. & Kučera Z. 2010: *Monitoring druhů přílohy I směrnice o ptácích a ptačích oblastí v letech 2005–2007*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Hora J., Čihák K. & Kučera Z. (eds) 2015: *Monitoring druhů přílohy I směrnice o ptácích a ptačích oblastí v letech 2008–2010*. *Příroda* 33: 3–489.
- Hora J., Kučera Z., Němec M. & Vojtěchovská E. (eds) 2018: *Monitoring druhů přílohy I směrnice o ptácích a ptačích oblastí v letech 2011–2013*. *Příroda* 38: 3–465.
- Hudec K. & Štastný K. (eds) 2011: *Fauna ČR. Ptáci 3/II*. Academia, Praha.
- Jiguet F., Arlettaz R., Bauer H.-G., Belik V., Copete J. L., Couzi L., Czajkowski M. A., Dale S., Dombrowski V., Elts J., Ferrand Y., Hargues R., Kirwan G. M., Minkevicius S., Piha M., Selstam G., Skierczyński M., Sibley J.-P., Sokolov A. 2016: An update of the European breeding population sizes and trends of the Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*). *Ornis Fennica* 93: 186–196.
- Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kipson M., Milanese 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.
- Kosicki J. Z. & Chylarecki P. 2012: Habitat selection of the Ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Poland: Predictions from large-scale habitat elements. *Ecological Research* 27: 347–355.
- Kuczyński L. & Chylarecki P. 2012: *Atlas pospolitych ptaków legowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórność siedliskowa, trendy*. GIOŚ, Warszawa.
- Menz M. H. M. & Arlettaz R. 2012: The precipitous decline of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana*: Time to build on scientific evidence to inform conservation management. *Oryx* 46: 122–129.
- Roháček J., Ševčík J. & Vlk P. (eds) 2013: *Příroda Slezska*. Slezské zemské muzeum, Opava.
- Steifetten O. & Dale S. 2006: Viability of an endangered population of Ortolan Buntings: The effect of a skewed operational sex ratio. *Biological Conservation* 132: 88–97.
- Šálek M., Beran V., Hanzlíková M., Kipson M., Molitor P., Praus L., Procházka V., Šimeček K., Vít P. & Zeman V. 2016: Strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) v České republice: změny početnosti a současné rozšíření v jádrových oblastech. *Sylvia* 52: 34–52.
- Šálek M., Zeman V. & Václav R. 2019: Habitat selection of an endangered European farmland bird, the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana*, in two contrasting landscapes: Implications for management. *Bird Conservation International* 29: 144–158.
- Štastný K., Bejček V. & Němec M. 2017:



Červený seznam ptáků České republiky.  
In: Chobot K. & Němec M. (eds): Červený seznam ohrožených druhů České republiky: obratlovci. *Příroda* 34: 107–154.

Vepsäläinen V., Pakkala T., Piha M. & Tiainen J. 2005: Population crash of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in agricultural landscapes of southern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 42: 91–107.

Došlo 28. února 2021, přijato 16. srpna 2021.

*Received 28 February 2021, accepted 16 August 2021.*