

Univerza v Mariboru  
Fakulteta za naravoslovje in matematiko

Doktorska disertacija

**Populacijska dinamika repaljčice (*Saxicola rubetra*) v mozaiku nižinskih habitatnih tipov**

December, 2007

Damijan Denac

Univerza v Mariboru  
Fakulteta za naravoslovje in matematiko

Doktorska disertacija

**Populacijska dinamika repaljščice (*Saxicola rubetra*) v mozaiku nižinskih habitatnih tipov**

December, 2007

Damijan Denac  
Mentor: doc. dr. Davorin Tome

## KAZALO

KAZALO .....	ii
POVZETEK .....	iv
SUMMARY .....	vi
PREDGOVOR .....	ix
1 UVOD .....	1
1.1 Rodnost in preživetje zarodov .....	2
1.2 Rodnost in individualna dejavnika, spol in starost .....	3
1.3 Preživetje repaljščic .....	3
1.4 Izbor habitata .....	3
1.5 Dinamika izvornih in ponornih populacij .....	4
1.6 Mednarodni in nacionalni varstveni okvir .....	5
1.7 Pregled raziskav repaljščic v Sloveniji .....	5
1.8 Cilji doktorske disertacije .....	6
2 MATERIAL IN METODE .....	7
2.1 Geografski opis Ljubljanskega barja, njegov nastanek, podnebje, raba tal in druge značilnosti .....	7
2.2 Raziskovano območje .....	11
2.3 Metode .....	12
2.3.1 Kartiranje teritorijev repaljščic .....	12
2.3.2 Iskanje gnezd in popisovanje gnezditvenih parametrov .....	12
2.3.3 Označevanje in ponovno registriranje repaljščic (lov in ponovni ulov) .....	13
2.3.4 Popis habitatnih tipov .....	13
2.3.5 Popis fiziognomske značilnosti habitatnih tipov .....	14
2.3.6 Popis drugih dejavnikov okolja .....	15
2.4 Analiza podatkov .....	16
2.4.1 Preživetje zarodov .....	16
2.4.2 Rodnost v populaciji .....	19
2.4.3 Starostno specifična rodnost .....	19
2.4.4 Izbor in zasedanje gnezditvenih habitatov .....	19
2.4.5 Fiziognomske značilnosti habitatnih tipov .....	20
2.4.6 Navidezno letno preživetje repaljščic .....	21
2.4.7 Filopatija .....	23
2.4.8 Dinamika izvornih in ponornih populacij .....	23
2.4.9 Metapopulacijska dinamika .....	24
3 REZULTATI .....	27
3.1 Popis dejavnikov okolja .....	27
3.1.1 Habitatni tipi .....	27
3.1.2 Paša .....	29
3.1.3 Košnja .....	30
3.2 Preživetje zarodov repaljščic v nižinskih habitatnih tipih .....	32
3.2.1 Dnevno preživetje zarodov na košenih habitatnih tipih .....	33
3.2.2 Dnevno preživetje zarodov na pašnikih .....	35
3.3 Rodnost repaljščic v nižinskih habitatnih tipih .....	37
3.3.1 Potencialna in realizirana rodnost populacije .....	37
3.3.2 Starostno specifična rodnost .....	40
3.4 Izbor gnezditvenih habitatov .....	41
3.5 Zasedanje gnezditvenih habitatov .....	43
3.6 Fiziognomske značilnosti habitatnih tipov .....	45

3.7	Individualno označevanje in vračanje repaljščic.....	49
3.8	Vpliv spola in vremena na navidezno letno preživetje odraslih repaljščic .....	51
3.9	Starostno specifično preživetje.....	53
3.10	Filopatridija .....	53
3.11	Dinamika izvornih in ponornih populacij .....	54
3.12	Metapopulacijska dinamika.....	56
4	DISKUSIJA.....	60
4.1	Dejavniki, ki vplivajo na preživetje zarodov in na rodnost.....	60
4.1.1	Preživetje zarodov na košenih habitatnih tipih.....	60
4.1.2	Preživetje zarodov na pašnikih.....	62
4.1.3	Rodnost populacije .....	63
4.1.4	Starostno specifična rodnost.....	64
4.2	Preživetje repaljščic in filopatridija.....	64
4.2.1	Starostno specifično preživetje repaljščic .....	65
4.2.2	Spolno specifično preživetje repaljščic .....	66
4.2.3	Verjetnost ponovnega opazovanja.....	67
4.2.4	Vreme kot dejavnik vpliva na preživetje repaljščic .....	67
4.3	Izbor habitata, ekološke pasti .....	68
4.4	Dinamika izvornih in ponornih populacij .....	70
4.5	Metapopulacijska dinamika.....	71
4.6	Perspektive .....	72
5	SKLEPI .....	74
6	LITERATURA.....	76
	ZAHVALA.....	88
	PRILOGE .....	89
	DELOVNI ŽIVLJENJEPIS .....	93



## POVZETEK

Repaljščica je indikatorska vrsta obširnih ekstenzivnih travišč, ki jih uvrščamo med najbolj ogrožene ekosisteme Srednje Evrope. Je selivka na dolge razdalje. Prezimuje v tropski Afriki in gnezdi v večjem delu Evrope. Njena številčnost se je v zadnjih 30 letih zaradi intenziviranja kmetijstva zmanjšala v 18 evropskih državah, v nekaterih je postala močno ogrožena.

Populacijski procesi repaljščic in dejavniki, ki vplivajo nanje, so relativno slabo raziskani. Znano je, da količina hrane vpliva na rodnost repaljščic. Vpliv vremena in košnje na preživetje zarodov so raziskali v višinski populaciji v švicarskih Alpah. Ker vpliv dejavnikov okolja (vreme) in individualnih dejavnikov (starost, spol) na rodnost še ni bil raziskan, prav tako pa ni bil raziskan vpliv dejavnikov okolja (vreme, košnja, paša) na preživetje zarodov v nižinski populaciji, smo jih raziskali. Raziskavo smo opravili v mozaiku nižinskih habitatnih tipov in tako upoštevali še vpliv dodatnega dejavnika okolja – habitatnega tipa – na rodnost in preživetje zarodov. Tudi preživetje repaljščic in vpliv spola ter starosti nanj so doslej raziskali le za osebke višinske populacije. V raziskavi smo ga analizirali v nižinski populaciji, poleg vpliva spola in starosti osebkov pa smo analizirali tudi vpliv vremena na preživetje. Naša glavna cilja sta bila še ugotoviti izbor gnezditvenih habitatov in njihove fiziognomske značilnosti.

Za izvedbo raziskav smo izbrali dve območji na Ljubljanskem barju. Na večjem (100 ha) so prevladovala ekstenzivna travišča (nižinska visoka steblikovja, združbe visokih ostričevk, oligotrofni mokrotni travniki ter mokrotni mezotrofni in evtrofni travniki), četrtno površine so zavzemali pašniki. Na manjšem (17 ha) so bila intenzivna travišča (mezotrofni do evtrofni gojeni travniki). S kartiranjem teritorijev, iskanjem in kontroliranjem gnezd, individualnim označevanjem in ponovnim opazovanjem osebkov, popisovanjem fiziognomskih značilnosti habitatnih tipov ter popisovanjem parametrov izvajanja košnje in paše smo v letih 2002–2006 zbrali podatke. Metapopulacijsko dinamiko smo analizirali za metapopulacijo na Ljubljanskem barju.

Preživetje zarodov smo analizirali po Mayfieldovi metodi z modeliranjem dnevnega preživetja zarodov. Za analizo preživetja repaljščic smo uporabili osnovni Cormack-Jolly-Seberjev model. Preživetje zarodov in odraslih smo modelirali s programom MARK z *a priori* modeli, izbor modelov smo opravili na osnovi AICc vrednosti, parametre smo izračunali s povprečenjem modelov. Rodnost in izbor habitatov smo analizirali s Kruskal-Wallisovim in Mann-Whitneyevim testom, linearno regresijo in hi-kvadrat testom. Fiziognomske značilnosti habitatnih tipov smo analizirali z diskriminantno analizo.

Na preživetje zarodov repaljščic na košenih habitatnih tipih je najpomembneje vplival datum košnje, na preživetje zarodov na pašnikih pa pašne obremenitve. Zgodnejša, kot je bila košnja in večja kot je bila pašna obremenitev, manj zarodov je preživel. Pri košnji 13. junija je preživel manj kot 10 % zarodov (0–16 % v 95 % intervalu zaupanja), pri košnji 6. julija pa 50 % zarodov (32–66 % v 95 % intervalu zaupanja). Zarodi repaljščic konstantne pašne obremenitve 1,9 GVŽ/ha v obdobju gnezdenja (32 dni) ne preživijo, pri pašni obremenitvi 1,1 GVŽ/ha v obdobju gnezdenja pa preživi 50 % zarodov. Vpliv vremena na preživetje zarodov je manj pomemben kot vpliv datuma košnje, vreme pa verjetno vpliva na preživetje zarodov posredno, saj vpliva na datum košnje.

Potencialna rodnost repaljščic se v nižinskih habitatnih tipih ni razlikovala. Realizirana rodnost na oligotrofnih mokrotnih travnikih, mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikih, v združbah visokih ostričevk z nižinskim visokim steblikovjem in na mezotrofnih pašnikih je bila za srednjeevropske razmere nadpovprečno visoka (5,3 poletelega mladiča/par) in se v teh habitatnih tipih ni razlikovala. Realizirane rodnosti na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih zaradi zgodnje košnje in posledično slabega preživetja nismo mogli ovrednotiti.

Vpliv vremena (povprečna temperatura in padavine) na realizirano rodnost je bil neznačilen. Na rodnost je značilno vplival le tip gnezda – v nadomestnih gnezdih sta bili potencialna in realizirana rodnost manjši kot v prvih gnezdih.

Starost in spol repaljščic sta vplivala na gnezditveni uspeh. Gnezditveni uspeh samic, starejših od dveh let, je bil značilno boljši kot gnezditveni uspeh samic, mlajših od dveh let, starost samca pa ni vplivala na gnezditveni uspeh para.

Repaljščice so preferirale oligotrofne mokrotne travnike in se izogibale mezofilnim pašnikom. Združbe visokih ostričevk z nižinskim visokim steblikovjem, mokrotne mezotrofne in evtrofne travnike ter mezotrofne do evtrofne gojene travnike so izbirale sorazmerno z njihovo površino. V obdobju priselitve in izbora gnezditvenih habitatov se mezotrofni do evtrofni gojeni travniki (intenzivni travniki) po fiziognomskih značilnostih niso razlikovali od mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikov (ekstenzivni travniki). Domnevamo, da so zato repaljščice izbirale oboje, pri čemer pa so se intenzivni travniki izkazali za ekološko past, saj so jih kosili najbolj zgodaj in zato na njih zarodi niso preživel. Značilne razlike v fiziognomskih značilnostih med intenzivnimi in ekstenzivnimi travniki so se pokazale šele kasneje v gnezditvenem obdobju. V obdobju izbora gnezditvenega habitata sta bili vertikalna heterogenost vegetacije in debelina opada poglobitvi značilnosti, po katerih so se razlikovali habitatni tipi. Večja kot je bila heterogenost vegetacije in več kot je bilo opada, pogosteje so repaljščice izbrale habitat za gnezdenje. Tudi pašniki so bili za repaljščice ekološka past, vendar le, če so na njih začeli pasti živino potem, ko so repaljščice že začele z gnezdenjem. Če je bila živina v obdobju izbire gnezditvenega habitata že na pašnikih, repaljščice tam niso začele z gnezdenjem. Gnezditvene gostote na pašnikih so bile 5,7-krat nižje kot na košenih habitatih, kar pomeni, da je spreminjanje travnikov v pašnike degradacija gnezditvenega habitata repaljščic. Gnezditvene gostote na košenih habitatnih tipih (5,96–12,87 gnezdečih parov/10 ha, izračunano za območja, manjša od 20 hektarov) so bile med največjimi doslej ugotovljenimi v Evropi.

Navidezno letno preživetje samcev ( $0,479 \pm 0,051$ ) je bilo boljše od preživetja samic ( $0,381 \pm 0,056$ ), preživetje odraslih ( $0,430 \pm 0,038$ ) pa boljše od preživetja prvoletnih ptic ( $0,068 \pm 0,016$ ). Verjetnost ponovnega opazovanja samcev ( $0,833 \pm 0,072$ ) je bila večja kot verjetnost ponovnega opazovanja samic ( $0,741 \pm 0,098$ ). Na preživetje odraslih ptic je vplivalo vreme v gnezditvenem obdobju. V letu z visokimi temperaturami in malo padavinami v obdobju gnezdenja je bilo preživetje slabše kot v letu z nizkimi temperaturami in veliko padavinami v obdobju gnezdenja.

Oligotrofni mokrotni travniki in združbe visokih ostričevk z nižinskim visokim steblikovjem so bili izvorni habitatni za repaljščice, mezotrofni do evtrofni gojeni travniki in mezofilni pašniki so bili ponorni, mokrotni mezotrofni in evtrofni travniki pa habitatni, na katerih je rodnost v populaciji repaljščic približno kompenzirala smrtnost. Poglobitvi dejavnik, ki v nižinskih košenih habitatnih tipih vpliva na preživetje zarodov in na to, ali je populacija izvorna ali ponorna, je datum košnje. S kasnejšo košnjo je zato možno spremeniti ponorne habitate v izvorne. V metapopulaciji je izvornih populacij 18 %, ponornih 63 % in 19 % populacij, kjer rodnost kompenzira smrtnost. Izvornih populacij je premalo, da bi lahko ohranjale velikost celotne metapopulacije, ki je bila ocenjena v letih 1989–1996 na približno 2000 parov. Na osnovi izdelanega modela metapopulacijske dinamike domnevamo, da se je metapopulacija v minulem desetletnem obdobju zmanjšala približno za polovico, na približno 1000 parov.

## SUMMARY

### Population dynamics of Whinchat (*Saxicola rubetra*) in the mosaic of lowland habitat types

Whinchat is an indicator species of extensive unimproved grasslands – one of the most threatened ecosystems in the Middle Europe. It is a long-distance migrant, wintering in tropic Africa and breeding in most of Europe. The species declined in the last 30 years mainly due to intensive agriculture. In 18 European countries it is threatened.

Whinchat population processes and effect of environmental factors that influence them are poorly known. It was established that food influences its fecundity. Influence of weather and mowing date on nest survival were investigated in high altitude population in Swiss Alps only. We investigated the effect of environmental (weather) and individual (sex, age) factors on fecundity, as well as the effect of environmental factors (weather, mowing, grazing) on nest survival in lowland population. The study was carried out in a mosaic of lowland habitat types, which allowed us to analyse the effect of habitat type as an additional environmental factor on fecundity and nest survival. Sex and age dependent survival was so far studied only in high altitude population. We analysed it in lowland population and, besides sex and age, we included weather in survival analyses. Additionally, we studied Whinchat's habitat selection and physiognomic characteristics of habitat types.

We selected two research plots on Ljubljansko barje (central Slovenia): a larger one (100 hectares) near the village Bevke where unimproved meadows and pastures were prevailing, and a smaller one (17 hectares) near the village Notranje Gorice where improved meadows were the only habitat type. We recognised five different habitat types on the bigger plot: (1) wet mesotrophic and eutrophic meadows, (2) oligotrophic wet meadows, (3) high stems with *Filipendula*, (4) stands of high sedges, association *Magnocaricion*, (5) mesophilic pastures and a single habitat type on the smaller plot: mesotrophic to eutrophic improved meadows. Fieldwork methods during the study in years 2002–2006 were: mapping of Whinchat territories, searching and controlling of nests, capture, individual marking of birds and recapture (resighting), registering of physiognomic characteristics of habitat types and registering mowing dates and grazing densities. We analysed nest survival following basic Mayfield's method, using modelling of daily nest survival with individual covariates. We modelled apparent annual survival using Cormack-Jolly-Seber global model. Nest survival and apparent annual survival were modelled in MARK with *a priori* models. Bootstrap GOF tests were used to test the fit of data to the global model, AICc values for model selection and inference, and model averaging to calculate parameters. We analysed separately potential (clutch sizes and numbers of hatched chicks/pair) and realised (number of fledged chicks/pair) fecundity. In the analysis of factors that influence fecundity (habitat type, year, type of nest), we used Kruskal-Wallis test. Weather effect and effect of arrival date were analysed using linear regression. Chi-squared test, Kruskal-Wallis test and Mann-Whitney test were used to test habitat selection, and discriminant analysis to test physiognomic characteristics of habitat types.

The most supported by data were models where nest survival was a function of the mowing date. The later the mowing, the higher the nest survival. If meadows were mowed before 13<sup>th</sup> June, less than 10 % (95 % confidence interval (CI) = 0–16 % survived nests) of nests survived. If mowed on 6<sup>th</sup> July 50 % (95 % CI = 32–66 %) of nests survived. Models with weather effect were far less supported than models with mowing date effect. Weather possibly influenced nest survival indirectly – through its influence on mowing date. Grazing density was the factor explaining nest survival on pastures. The higher the grazing density, the lower the nest survival. Nests did not survive (95 % CI = 0–36 %) a constant grazing density of 1.9

cows/ha during the breeding cycle (32 days). Under constant grazing density of 1.1 cow/ha 50 % (95 % CI = 0–88 %) of nests survived.

Potential fecundity did not differ between habitat types and years, but it differed between first and replacement nests, the latter having lower potential fecundity. Realised fecundity differed between nest types in the same way as potential fecundity. It did not differ between unimproved habitat types and years. Realised fecundity on improved meadows was zero, since nests on them did not survive early mowing. Realised fecundity on unimproved meadows was very high (5.3 fledged young/pair) compared to fecundity in other parts of Middle Europe. Weather during the breeding period did not significantly influence neither potential nor realised fecundity. Both individual factors influenced fecundity. Breeding success of females older than two years was better than breeding success of females younger than two years. Male's age did not influence pair's breeding success.

Whinchats selected oligotrophic wet meadows as breeding habitats but avoided mesophilic pastures. Wet mesotrophic and eutrophic meadows, high stems with *Filipendula*, stands of high sedges, and mesotrophic to eutrophic improved meadows were not selected but were also not avoided. Improved meadows (mesotrophic to eutrophic improved meadows) were ecological traps for Whinchat because they did not avoid them but nests on them failed as a result of early mowing. Improved meadows did not differ physiognomically from unimproved (wet mesotrophic and eutrophic meadows) ones in the period of breeding habitat selection, therefore preventing Whinchats from recognizing the trap. Significant differences between improved and unimproved meadows occurred later in the breeding period. Litter depth and vertical vegetation heterogeneity were the most important physiognomic factors that discriminated habitat types during the selection of breeding habitat.

Mesophilic pastures were ecological traps for Whinchats, too, but only when grazing started after the onset of breeding. If pastures were grazed during breeding habitat selection, Whinchats did not select pastures for breeding at all. Breeding densities on pastures were 5.7 fold lower than densities on mowed habitat types, therefore transformation of mowed habitat types into pastures is a degradation of Whinchat's breeding habitat. Breeding densities on mowed habitat types (improved and unimproved meadows) were among highest recognised in the Europe (5.96–12.87 breeding pairs/10 hectares, calculated for areas not bigger than 20 hectares).

Apparent annual survival and recapture (resighting) were both sex and age specific. Males had a higher ( $0.479 \pm 0.051$ ) apparent annual survival than females ( $0.381 \pm 0.056$ ). Apparent annual survival of birds in their 1<sup>st</sup> year of age was lower ( $0.068 \pm 0.016$ ) than survival of adult birds ( $0.430 \pm 0.038$ ). Recapture was higher for adult males ( $0.833 \pm 0.072$ ) than for adult females ( $0.741 \pm 0.098$ ). Models with annual apparent survival as a function of weather (average temperature and rainfall sum) during breeding (from the day of 1<sup>st</sup> egg until the fledging of chicks) had substantial support in the data. Annual apparent survival was lower in years that followed dry and hot breeding season and higher in years that followed wet and cold breeding season. Weather dependent survival could thus be a consequence of greater effort invested by Whinchat to raise the chicks in suboptimal conditions, which could be a *trade-off* in life strategy to increase the fitness.

Whinchat's populations in mesotrophic to eutrophic improved meadows and mesophilic pastures were sink populations with lower nest survival and fecundity than is needed to compensate the mortality. Populations on unimproved meadows were either source ones (oligotrophic wet meadows, high stems with *Filipendula* and stands of high sedges) or populations where fecundity compensated mortality (wet mesotrophic and eutrophic meadows). The main factor determining population on mowed habitat type as a source or a sink one, was the mowing date. By shifting the mowing date it is therefore possible to convert sinks into sources. Considering the entire population on Ljubljansko barje as the

metapopulation, the proportion of source populations (18 %) is too low to maintain the number of Whinchats in the metapopulation that was estimated in 1989–1996 (app. 2000 pairs). Therefore, we estimate that metapopulation in the past ten years decreased to approximately 1000 pairs.

**UDK:**

591.5:598.288.5(497.4Ljubljansko barje)(043)=163.6

## PREDGOVOR

Pred 10.000 leti so na Bližnjem Vzhodu razvili kmetijstvo – kultivirali so divje rastline in udomaćili divje živali. V srednjeevropski prostor je kmetijstvo prodrlo pred približno 7000 leti in takrat se je začelo krčenje gozda. Kmetijstvo je vplivalo na večino nižinskih ekosistemov po vsem svetu in jih dodobra preoblikovalo (Ellenberg 1982). Nastala je kulturna krajina (*Kulturlandschaft, cultural landscape*). Travišča so poseben tip kulturne krajine in v Evropi večinoma niso naravnega nastanka kot na primer afriške savane, južnoameriške pamepe ali severnoameriške prerije. Naravna travišča v Evropi so območja step in območja, kjer zaradi podnebnih in drugih razmer ne uspeva gozd, kot so morske obale, poplavna območja ali gore. Naravnih travišč je bistveno manj od sekundarnih (antropogenih) travišč, nastalih s košnjo in pašo (Bezzel 1982, Philips 1998). Sekundarna travišča so naselile travniške vrste ptic, zato se je vrstna pestrost in velikost populacij teh vrst na območju srednje Evrope v preteklosti povečala (Bezzel 1982). Vrste, ki so razširile svoje areale, so denimo kosec (*Crex crex*), bela štoklja (*Ciconia ciconia*), rjavi srakoper (*Lanius collurio*), smrdokavra (*Upupa epops*), repaljščica (*Saxicola rubetra*) in druge. Vera (2000) zagovarja teorijo, da prevladujoč habitatni tip »prapokrajine« nižin centralne in zahodne Evrope niso bili gozdovi, ampak mozaik travišč, grmovja, posameznih dreves in gozdov. Ključno vlogo v tem mozaiku naj bi imeli veliki rastlinojedi, kot so bili tur (*Bos primigenius*), evropski divji konj tarpan (*Equus przewalski gmelini*) in zober (*Bison bonasus*).

Trend širjenja arealov in povečevanja populacij ptic kulturne krajine se je v drugi polovici prejšnjega stoletja dokazano spremenil (Bezzel 1982). Značilnosti druge polovice 20. stoletja so bile naglo povečanje prebivalstva, razvoj industrije in uvajanje novih kmetijskih postopkov z namenom večje proizvodnje, kot so uporaba kmetijske mehanizacije, pesticidov in mineralnih gnojil. Leta 1962 so države članice EU začele z izvajanjem skupne kmetijske politike (CAP – *Common Agricultural Policy*) s cilji: (1) povečati kmetijsko produktivnost, (2) zagotoviti zadovoljiv življenjski standard kmetov, (3) stabilizirati trge, (4) zagotoviti zadostne količine zalog hrane in (5) zjamčiti nizke cene hrane za potrošnike. Skupna kmetijska politika je bila formalna podlaga intenzivnega kmetijstva v EU (Pain & Pienkowski 1997, Donald *et al.* 2002a) in je, sicer modificirana, v veljavi še danes. Evropska unija nameni največji del proračuna kmetijstvu (42,5 %). V letih 2000-2006 so za kmetijstvo namenili približno 100 milijard evrov letno in 90 % tega denarja je bilo namenjenega intenzivnemu kmetijstvu. Večina ekološko specializiranih vrst nekdanje (tradicionalne) kulturne krajine se hitrim in obsežnim spremembam v okolju, ki so nastale z intenzifikacijo kmetijstva, ni bila zmožna prilagoditi, zato so njihove populacije začele upadati in izumirati. Med njimi so najbolj proučene ptice. Populacije 39 vrst ptic, kar je 58 % vseh evropskih vrst ptic kmetijskih ekosistemov, so se zmanjšale in postale tako ali drugače ogrožene zaradi intenzivnega kmetijstva. Tako izrazit upad populacij ptic ni bil ugotovljen za noben drug evropski ekosistem (Pain & Pienkowski 1997, Burn 2000, Chamberlain *et al.* 1999, Fuller 2000, Schifferli 2000, Donald *et al.* 2001, BirdLife International 2004, Newton 2004).

Tudi v Sloveniji sta intenziviranje in širjenje kmetijstva poglavitna vzroka ogrožanja ptic (Polak 2000). Dve vrsti sta najverjetneje zaradi vpliva intenzifikacije kmetijstva pri nas v zadnjem času izginili. Obe sta bili še v prvi polovici prejšnjega stoletja med najpogostejšimi gnezdkami kulturne krajine pri nas (Reiser 1925). Južna postovka (*Falco naumanni*) je v Sloveniji kot gnezdilka izginila leta 1994 (Tome 2000a, Tome *et al.* 2005), zlatovranka (*Coracias garrulus*) pa leta 2005 (Božič, Štumberger, *in litt.*). Poleg omenjenih vrst je izginilo tudi več populacij, kot na primer populacija črnočelega srakoperja (*Lanius minor*) v SV Sloveniji, v kratkem pa lahko pričakujemo, da bo od tam kot gnezdilka izginil tudi čuk (*Athene noctua*).

Spremembe v okolju zaradi intenziviranja kmetijstva občuti tudi človek, neposredno kot povečano število rakavih obolenj zaradi uporabe pesticidov (Blair & Hoar Zahm 1995, Dich *et al.* 2004) in kot pojav novih bolezni, kot je BSE. Problemi onesnaževanja in prekomerne rabe naravnih virov, zaradi katerih so nastale velike škode v ekosistemih širom sveta, so bili glavna tema konference Združenih narodov junija leta 1992 v Riu de Janieru. Konferenca se je končala s sprejetjem Deklaracije o okolju in razvoju (*Rio Declaration on Environment and Development*) in Konvencije o biodiverziteti (*Convention on Biological Diversity*). Obe temeljita na filozofiji trajnostne rabe. Izkoriščanje ekosistemov za človeške potrebe mora potekati na način in v obsegu, ki dolgoročno ne vpliva na biodiverzitetu. Konvencijo so doslej podpisale 103 države, med njimi leta 1996 tudi Slovenija (Uradni list RS, št. 30/96).

Uresničevanje omenjene deklaracije in konvencije je bilo delno formalizirano na nivoju celotne EU in sicer s sprejetjem strategije razvoja podeželja (RDR – *Rural Development Regulation*). Strategija razvoja podeželja vsebuje 31 sklopov ukrepov, ki so jih članice po lastnem izboru dolžne izvajati. Eden izmed njih je sklop kmetijsko-okoljskih ukrepov (AES, *Agri-environmental Schemes*). Tem je skupno, da so kmetje plačani, da zemljo obdelujejo ekstenzivno in tako ohranjajo biodiverzitetu.

Varstvo ogroženih vrst kulturne krajine je zahtevno, saj ni možno z osnovanjem rezervatov, kjer bi območja preprosto prepustili naravnim procesom. Optimalne pogoje za ogrožene vrste je potrebno ustvariti in jih ohranjati z upravljanjem (Flade *et al.* 2003). Zato je nujno, da so kmetijsko okoljski ukrepi izdelani z znanjem o ekologiji ogroženih vrst. Pogosto se zgodi, da s kmetijsko-okoljskimi ukrepi naravovarstveni cilji niso doseženi, kar so dokazali na Nizozemskem, v Švici in v Avstriji (Kleijn *et al.* 2004, Frühauf 2007, Birer, Schweiz. Vogelwarte Sempach, ustno). Poznavanje ekologije vrst mora biti torej nujna osnova vseh varstvenih ukrepov, šele potem lahko pričakujemo, da bodo le-ti učinkoviti.

Problematiko ptic kulturne krajine sem začel spoznavati v začetku devetdesetih let prejšnjega stoletja, ko je v Slovenskih Goricah še gnezdilo 15 parov zlatovrank, nad Perniškim jezerom pa zadnji črnočeli srakoperji. Kasneje sem v različnih vlogah sodeloval pri več raziskavah populacijskih dinamik ptic kulturne krajine (Denac 2000, Štumberger 2000, Denac 2001, Trontelj 2001, Denac 2003a), kjer smo ornitologi nemalokrat ugotovili, da so bile raziskovane populacije iz leta v leto manjše (Tome 2002, Denac 2003b, Božič 2005a, 2005b) ali so celo izginile (Tome 2000a). V času, ko je zlatovranka pri nas izumrla, so avstrijski kolegi na osnovi znanstvenih izsledkov uspeli povečati njihovo ogroženo populacijo (Sackl *et al.* 2004). V okviru programa financiranja mladih raziskovalcev Agencije za raziskovalno dejavnost Republike Slovenije (ARRS) se mi je ponudila priložnost, da se raziskovalno osredotočim na nekatera neustrezno obravnavana ornitološka vprašanja. Odločil sem se, da v doktorski disertaciji raziščem populacijske procese repaljščice v mozaiku nižinskih habitatnih tipov in dejavnike okolja, ki nanje vplivajo. Repaljščico sem izbral zato, ker se je njena populacija v Sloveniji v zadnjih desetih letih prepolovila (Geister 1995, Božič 2003, Mihelič, *in litt.*), medtem ko je poznavanje njene ekologije v nižinskih habitatnih tipih pomanjkljivo. Moja želja je, da rezultati ne bodo ostali le znanstvena spoznanja na papirju, ampak bodo vključeni v prihodnje varstvene ukrepe ohranjanja populacij travniških vrst ptic.

Ljubljana, 14.8.2007

## 1 UVOD

Fragmentacija večjih in sklenjenih območij je danes ena izmed večjih groženj biodiverziteti. Gre za proces, v katerem prvotna območja preidejo v več izoliranih fragmentov z manjšo skupno površino. Populacije v fragmentih so vse bolj izolirane, znotraj njih pa se pojavijo negativni dejavniki, kot so povečan inbriding, genetski drift in posledično zmanjšanje heterozigotnosti (Kryštufek 1999). Fragmenti so za vrste prvotnega nefragmentiranega okolja manj primerni, njihove populacije pa imajo v primerjavi s tistimi, ki živijo v nefragmentiranem okolju, pogosto manjšo reprodukcijo (Donovan *et al.* 1995, Donovan *et al.* 1997, Driscoll *et al.* 2004). Glede na stopnjo reprodukcije lahko populacije v posameznih fragmentih razdelimo na izvorne in ponorne. Izvorne (*source populations*) so tiste, kjer je rodnost večja od smrtnosti, emigracija pa večja od imigracije – te so donorji osebkov. V ponornih (*sink populations*) je smrtnost osebkov večja od rodnosti in ohranjajo se le s stalnim priseljevanjem (Pulliam 1988, Thomas & Kunin 1999, Hanski & Gaggiotti 2004). Koncept izvorno-ponornih populacij, med katerimi osebkovi prehajajo z disperzijo, je prva pomembna nadgradnja v razumevanju populacijske dinamike vrst vse od opisa populacijskih procesov in je postal eden od temeljev varstvene biologije. Varovati je treba predvsem izvorne populacije, prav tako pa ugotoviti vzroke nezadostne reprodukcije v ponornih. Fragmentacija in degradacija območij ter introdukcija kompetitorjev ali predatorjev so dejavniki, ki lahko donorske populacije spremenijo v ponorne. Zaradi znižane reprodukcije in večje smrtnosti se zmanjša efektivna velikost celotne metapopulacije, kar lahko vodi v njeno izumrtje. To pa ima v primeru, ko gre za ključne vrste, kot so denimo opraševalci ali razširjevalci semen, velike posledice v delovanju celotnega ekosistema (Begon *et al.* 2006).

Koncept izvorno-ponornih populacij so raziskovalci v zadnjem času nadgradili z modeli populacijske dinamike (*source-sink dynamics models*). V začetnih modelih so predpostavili, da disperzija živali poteka aktivno med fragmenti in da lahko živali ocenijo kvaliteto okolja ter se izognejo ponoram (Pulliam 1988). Kasneje je bilo ugotovljeno, da lahko ponori močno vplivajo tudi na demografske procese izvornih populacij (Gundersen *et al.* 2001). To je presenetljivo, saj naj bi se ponori polnili le z reprodukcijskim presežkom izvorov, ti naj bi zato ne bili prizadeti (Dias 1996). Ta pojav so razložili z ekološkimi pastmi (*ecological traps*), ki so del širšega fenomena evolucijskih pasti (*evolutionary traps*). O evolucijskih pasteh govorimo, ko izid kateregakoli izbora (habitata, strategije, hrane, partnerja itd.) vrste ni več takšen, kot bi bil evolucijsko pričakovan in za vrsto pozitiven (Schlaepfer *et al.* 2002). Ekološke pasti so posebne evolucijske pasti, kjer gre za napačen izbor habitata vrste in so lahko vzrok za izginotje tako ponorne kot tudi izvorne populacije (Pulliam & Danielson 1991, Dellibes *et al.* 2001, Schlaepfer *et al.* 2002). Do ekoloških pasti lahko pride v povsem naravnem okolju. Gnezditveni parazit črni kravar (*Molothrus ater*) v simpatriji z virejem (*Vireo gilvus*) drastično zniža reprodukcijo slednjega (Ward & Smith 2000). Bolj pogoste so ekološke pasti v okolju z vplivom človeka, ki z različnimi posegi ustvarja navidez primerne pogoje, ki pa jim manjka kvaliteta, potrebna za uspešno reprodukcijo vrst. Tako so se kot ekološka past zaradi plenjenja izkazali umetni gnezditveni splavi za navadno čigro (*Sterna hirundo*) (Denac 2006a) in umetno nastale presvetlitve v gozdovih, ki so ekološka past za olivnega muharja (*Contopus cooperi*) (Robertson & Hutto 2007).

Za ptice so ekološke pasti večjih razsežnosti agrarna okolja (*agroecosystems*) (Shochat *et al.* 2005). Populacije ptic agrarnih okolij, še posebej travnišč, so med najbolj ogroženimi (Fuller *et al.* 1995, BirdLife Int. 2004). Njihov številčni upad je med najbolj dokumentiranimi procesi upadanja biodiverzitet v Evropi (Bezzel 1982, Tucker & Heath 1994, Fuller *et al.* 1995, Chamberlain *et al.* 1999, Fuller 2000, Schifferli 2000, Donald *et al.* 2001, Donald *et al.* 2002a, Shrubbs 2003, Newton 2004). Vzroki za ogroženost populacij ptic agrarnih okolij so: (1) uporaba moderne mehanizacije v kmetijstvu, (2) povečan vnos hranil, (3) uporaba



pesticidov in (4) spremembe v načinu rabe tal (gojenje drugih vrst poljščin, spremembe v živinoreji, pašništvu in pridelavi krme) (Chamberlain *et al.* 1999).

Repaljščica je selilka na dolge razdalje, ki prezimuje v tropski Afriki in gnezdi v večjem delu Evrope. Na gnezdišča v Srednji Evropi se priseli v drugi polovici aprila. Gnezdi na tleh. Pri repaljščici traja gnezditveni cikel v gnezdu 32 dni (leglo 5 dni, inkubacija 13 dni, mladiči do zapustitve gnezda 14 dni) (Bastian & Bastian 1996). Na leto ima eno gnezdo. Če gnezdo propade zgodaj v gnezditveni sezoni, naredi nadomestnega. Njeni značilni gnezditveni habitatni so različni travniki in pašniki (Glutz von Blotzheim & Bauer 1988). Repaljščice prednostno izbirajo ekstenzivne travnike, kjer so gostote gnezdenja največje (Trontelj 1994, Bastian & Bastian 1996). Gnezdijo tudi na intenzivnih travnikih, ki jih prvič pokosijo še preden mladiči poletijo iz gnezd. Ti travniki so za repaljščico ekološke pasti. Populacije repaljščic na intenzivnih travnikih so ponorne in obstajajo le zaradi stalnega priseljevanja osebkov iz izvornih (Müller *et al.* 2005). Številčnost repaljščic se je v zadnjih 30 letih zaradi intenziviranja kmetijstva zmanjšala v 18 evropskih državah (Bastian & Bastian 1994, Urquhart 2002), v nekaterih je postala celo močno ogrožena vrsta, ki jo je treba varovati (BirdLife International 2004).

Zanesljivi in učinkoviti ukrepi za varstvo ogroženih populacij so izdelani le na znanstveni osnovi. Zgolj podatki o populacijski velikosti ne zadostujejo za načrtovanje varstvenih ukrepov (Kryštufek 1999). Sodobna varstvena biologija temelji na prepoznavanju izvornih in ponornih populacij, poznavanju populacijske dinamike in vpliva kvalitete okolja na variabilnost demografskih procesov ogrožene populacije (Donovan *et al.* 1995).

## 1.1 Rodnost in preživetje zarodov

Od populacijskih procesov repaljščic je najbolje raziskana rodnost (nataliteta). Rodnost so proučevali s parametri, kot je velikost legel in povprečno število poletelih mladičev, preživetje zarodov pa kot odstotek uspešnih gnezd (Schmid & Hantge 1954, Horstkote 1962, Bezzel & Stiel 1975, 1977, Labhardt 1988a,b, Rebstock & Maulbetsch 1988, Bastian & Bastian 1996). Odstotek uspešnih gnezd, ki so ga v teh raziskavah izračunali kot razmerje med uspešnimi in vsemi najdenimi gnezdi, je precenjena vrednost dejanskega preživetja zarodov (Dinsmore *et al.* 2002), saj v njem niso upoštevana gnezda, ki so propadla, preden so bila najdena. Fuller & Glue (1977) sta za populacijo repaljščic prva izračunala dejansko preživetje zarodov po osnovni Mayfieldovi metodi (Mayfield 1961, 1975), nista pa se ukvarjala z razlikami v preživetju zarodov in razlogi zanje. Tudi vzrokov za variabilnost v rodnosti v donedavnih študijah niso pojasnili. Šele v zadnjem času so dokazali, da sta za to pomembna količina in pestrost hrane (Britschgi *et al.* 2006). Oba dejavnika pa sta odvisna od načina upravljanja z območjem, kjer repaljščice gnezdi. Vpliv vremena na rodnost ni pojasnjen.

Za celovito razumevanje populacijske dinamike je treba rodnost in preživetje zarodov ter dejavnike, ki nanju vplivajo, obravnavati ločeno. Medtem ko nekateri dejavniki okolja vplivajo na preživetje zarodov in na rodnost (hrana, vreme), drugi vplivajo le na preživetje zarodov (košnja, plenjenje). Rodnost uspešnih parov v populaciji je lahko velika, kljub zelo slabemu preživetju zarodov v isti populaciji. Oba parametra sta zato pomembna za interpretacijo populacijske dinamike. Doslej so ju skupaj raziskovali le v raziskavi populacije repaljščic v švicarskih Alpah (Müller *et al.* 2005). Analizirali so vpliv vremena in vpliv datuma košnje in ugotovili, da oba dejavnika vplivata na preživetje zarodov. Dokazali so, da se je zaradi zgodnje košnje gorskih travnikov preživetje zarodov zmanjšalo in populacija je postala ponorna. Območje je s tem za repaljščico postalo ekološka past (Müller *et al.* 2005). Preživetja zarodov niso izračunali po Mayfieldovi metodi, ampak so uporabili manj natančen odstotek preživelih gnezd. Doslej ni bilo znano, kako dejavniki okolja vplivajo na preživetje

zarodov in rodnost populacij v nižinah, kjer so vplivi kmetijstva bistveno drugačni. V analizah preživetja zarodov in rodnosti kot dejavnika doslej tudi niso obravnavali paše živine. **Naš cilj je bil raziskati preživetje zarodov in rodnost nižinske populacije v mozaiku habitatnih tipov in pojasniti njuno variabilnost z dejavniki okolja – habitatnimi tipi, košnjo, pašo in vremenom. Analizo smo opravili po izpopolnjeni Mayfieldovi metodi z modeliranjem z dejavniki okolja (Dinsmore *et al.* 2002, Rotella *et al.* 2004).**

## 1.2 Rodnost in individualna dejavnika, spol in starost

Rodnost obravnavamo na populacijskem nivoju (vpliv dejavnikov okolja na gnezditveni uspeh populacije) in na individualnem nivoju (vpliv individualnih značilnosti na gnezditveni uspeh osebkov). V zadnjem času so z dolgoročnimi raziskavami individualno označenih ptic začeli raziskovati gnezditveni uspeh v času njihovega celotnega življenja in uvedli nov reprodukcijski parameter – življenjski reprodukcijski uspeh (*Lifetime Reproductive Success*, LRS); skupno število mladičev, ki jih producira osebek v življenju (Newton 1989). Za repaljščico LRS ni raziskan, kot pri drugih vrstah pa lahko tudi pri njej pričakujemo veliko variabilnost LRS med osebki. Banik (2003) je npr. ugotovil, da sta v populaciji le dva para (12,5 % raziskovane gnezditvene populacije v Ukrajini) prispevala kar 30,4 % k skupnemu populacijskemu gnezditvenemu uspehu. **Z vsakoletnim spremljanjem gnezditvenega uspeha ptic znane starosti je možno raziskati vpliv individualnih dejavnikov, kot sta starost in spol, na gnezditveni uspeh. Vpliv obeh na gnezditveni uspeh repaljščic doslej še ni bil raziskan. Naš cilj je bil ugotoviti, kako na gnezditveni uspeh repaljščic vplivata individualna dejavnika: spol in starost.**

## 1.3 Preživetje repaljščic

V populacijski dinamiki so poleg rodnosti pomembni procesi še preživetje in priseljevanje ter odseljevanje (Tarman 1992, Begon *et al.* 2006, Tome 2006). Medtem ko so raziskave preživetja repaljščic maloštevilne (Schmid & Hantge 1954, Bezzel & Stiel 1977, Labhardt 1988, Parker 1990), raziskav migracij sploh ni. Prvotne raziskave preživetja so bile opravljene s predpostavko, da je letno preživetje enako odstotku vrnjenih označenih osebkov. Ta interpretacija je, upoštevajoč današnja spoznanja, zastarela (Williams *et al.* 2001). Z uporabo novejših metod analize podatkov lova in ponovnega ulova (Lebreton *et al.* 1992, Lebreton & North 1993, Amstrup *et al.* 2005), ki temeljijo na klasičnih osnovah (Cormack 1964, Jolly 1965, Seber 1965) in z uporabo programskih orodij, kot je MARK, je možno preživetje izračunati bolj natančno (White & Burnham 1999, Williams *et al.* 2001). Sodobna obdelava podatkov lova in ponovnega ulova temelji na izdelavi ekoloških modelov, katerih težišče se je od prvotnega interesa, to je ocenjevanja velikosti populacij, premaknilo v smeri raziskovanja demografskih procesov (Kanyamibwa *et al.* 1993, Lebreton 2001, Tavecchia *et al.* 2002, Collins & Doherty 2006, Allard *et al.* 2006). Na tak način so doslej izračunali verjetnost preživetja repaljščic v alpski populaciji, ki gnezdi med 1100 in 1500 m n.v. (Müller *et al.* 2005), niso pa analizirali dejavnikov okolja, ki vplivajo na preživetje. **Naš cilj je bil izračunati navidezno letno preživetje nižinske populacije in ovrednotiti vpliv individualnih (spol, starost) in meteoroloških dejavnikov nanj.**

## 1.4 Izbor habitata

S populacijskimi procesi ne pojasnimo vseh populacijskih sprememb, saj na dinamiko populacije vplivajo posredno tudi populacijski parametri – porazdelitev, abundanca, gostota, starostna in spolna struktura. Porazdelitev, abundanca in gostota so odvisni od lokalnih razlik

v kakovosti območja in interakcij (Tome 2006). Dejavniki, ki vplivajo na porazdelitev repaljščic v prostoru, so količina in pestrost hrane ter lovne strukture, kot so denimo visoke steblike, osamela drevesa, grmičje in ograje električnih pastirjev (Müller 1985, Oppermann 1990, 1992, Bastian *et al.* 1994, Richter & Düttmann 2004). Doslej ni bil raziskan izbor habitatnih tipov repaljščic v nižinah skupaj z rodnostjo in preživetjem zarodov. Znanе so gnezditvene gostote repaljščic na različnih habitatnih tipih v njenem naselitvenem arealu za različno velika območja (Bezzel & Stiel 1977, Brandl & Walberer 1982, Bezzel 1982, Kuprian 1986, Kolbe & Neumann 1988, Bölscher 1988, Labhardt 1988a, b, Bastian & Bastian 1994, Trontelj 1994, Bairlein & Bergner 1995, Orłowski 2004, Báldi *et al.* 2005, Müller *et al.* 2005), vendar na njihovi osnovi ne moremo sklepati o dejanski kvaliteti habitatov. Za to potrebujemo podatke o rodnosti in preživetju zarodov (Maurer 1986). Tako doslej ni bilo znano, ali v nižinah repaljščice izbirajo le habitatne tipe, kjer imajo visoko rodnost in verjetnost preživetja zarodov, ali izbirajo tudi takšne, kjer imajo nizko rodnost in verjetnost preživetja zarodov. V povezavi z izborom habitatov doslej tudi niso bile analizirane fiziognomske značilnosti habitatnih tipov, ki so pomembne pri izboru habitatov travniških vrst ptic (Cody 1985), in ni bilo znano, kateri fiziognomski dejavniki habitatnih tipov so pomembni pri izboru. Selivke zasedejo gnezditvene habitate mnogo prej, preden se pojavijo ključne lastnosti izbranih habitatov, pomembne za gnezdenje, kot so na primer hrana za mladiče ali lovna mesta (Wiens 1969). V tem zgodnjem obdobju zato izbirajo gnezditvene habitate večinoma po fiziognomskih znakih, ki so zanje indikatorji pričakovanih lastnosti habitatov. Takšen način izbora habitatov je značilen za vse travniške vrste ptic (Wiens 1969, Cody 1985). Poleg fiziognomije so pri izboru habitatov za ptice pomembne tudi znotrajvrstne in medvrstne interakcije (Vrezec & Tome 2004), vendar je bilo ugotovljeno, da so pri distribuciji ptic v travniških ekosistemih sekundarnega pomena (Cody 1985, Mikami & Kawata 2002).

**Naš cilj je bil ugotoviti, katere habitatne tipe repaljščice v mozaiku nižinskih habitatnih tipov izbirajo, na katerih habitatnih tipih so njihove populacije izvorne in na katerih ponorne, ali so med nižinskimi habitatnimi tipi ekološke pasti za repaljščico in po katerih fiziognomskih značilnostih se ob prihodu in med gnezdenjem razlikujejo nižinski habitatni tipi, ki jih repaljščice izbirajo oz. se jim izogibajo.**

## **1.5 Dinamika izvornih in ponornih populacij**

Danes je osnovno orodje varstvene biologije ekološko modeliranje. Na osnovi zbranih podatkov o populacijskih procesih in parametrih izdelamo modele, s katerimi napovemo populacijsko dinamiko v prihodnosti, upoštevajoč dejavnike, ki nanjo vplivajo (Williams *et al.* 2001, Amstrup *et al.* 2005). Pomembno je, da ugotovimo strukturo lokalnih populacij v obravnavani metapopulaciji – delež ponornih in delež izvornih populacij –, in migracije med lokalnimi populacijami (Hanski 1999, Hanski & Gaggiotti 2004). Prav tako je pomembno, da ugotovimo, kako vrsta izbira habitate. Če so ponorni habitati za vrsto atraktivni in jih prednostno izbira, to močno zmanjša viabilnost celotne metapopulacije (Delibes *et al.* 2001a,b). S podatki populacijskih procesov in parametrov repaljščic, ki smo jih zbrali v raziskavi, **smo analizirali, kateri habitatni tipi so izvorni in kateri ponorni in nadalje simulirali metapopulacijsko dinamiko repaljščic v mozaiku nižinskih habitatnih tipov, kar doslej za repaljščico ni bilo opravljeno.**

## 1.6 Mednarodni in nacionalni varstveni okvir

V Evropi je več kot 75 % celotnega gnezditvenega areala repaljščice. Tu gnezdi 5.400.000–10.000.000 parov, največ v severovzhodnem delu. Največja je ruska populacija, zelo številčne so še populacije v Romuniji, Belorusiji, Ukrajini, na Poljskem, v Latviji, na Finskem in Švedskem. Repaljščica ni globalno ogrožena vrsta in ni uvrščena v katero od kategorij SPEC, prav tako ni uvrščena na evropski rdeči seznam IUCN. V Evropi ima status naravovarstveno varne vrste (*secure*). K temu v glavnem prispevajo močne populacije v vzhodni in severovzhodni Evropi. Povsem drugačna je situacija v osrednji in zahodni Evropi, kjer so populacije majhne in ogrožene. V zadnjih desetih letih se je številčnost repaljščic zmanjšala v 18 evropskih državah (BirdLife International 2004), od katerih jih je 15 v osrednji in zahodni, tri pa v vzhodni in severovzhodni Evropi. Negativen populacijski trend je za repaljščico v osrednji in zahodni Evropi stalnica že zadnjih 30–40 let (Bastian & Bastian 1994, Urquhart 2002). Pripisati ga je moč intenziviranju travnikov v okviru splošnih sprememb v kmetovanju.

V devetdesetih letih je bila populacija repaljščic v Sloveniji ocenjena na 8000–12000 parov. Takrat je gnezдила v vseh štirih makroregijah: v alpskem svetu, v panonskem svetu, v dinarskem svetu in v sredozemskem svetu (Geister 1995). Po novejših ocenah, izdelanih na podlagi raziskav za opredelitev Posebnih območij varstva (SPA), največji populaciji v Sloveniji na Ljubljanskem barju (2000–3000) po velikosti sledijo populacije na Cerkniskem polju (530–880 parov), Breginjskem Stolu in Planji (200–300), v Triglavskem narodnem parku (100–300) in na Snežniku s Pivko (100–200). Manjše populacije z največ 50 gnezdečimi pari so na Planinskem polju, južnem robu Trnovskega gozda, Banjšicah, v dolini Reke in porečju Nanošice (Božič 2003). S populacijskimi ocenami za SPA območja in ob upoštevanju predhodnih rezultatov Novega ornitološkega atlasa Slovenije (Mihelič, *in litt.*) ocenjujemo trenutno populacijo v Sloveniji na 4000–6000 parov. To pomeni, da se je v zadnjih 10 letih populacija številčno prepolovila, zožila je tudi svoje poselitveno območje, saj v severovzhodni Sloveniji, v panonskem svetu, ne gnezdi več. Repaljščica je uvrščena na nacionalni Rdeči seznam med močno ogrožene vrste (Uradni list RS, št. 82/02).

## 1.7 Pregled raziskav repaljščic v Sloveniji

Najstarejši podatek o repaljščici z območja Slovenije je Scopolijev (1769), v svoji zbirki je imel primerek s Kranjske. V drugih delih so podatki, da se je pojavljala v okolici Maribora (Birff 1847) in tam tudi gnezдила (Reiser 1925), prav tako je gnezдила v okolici Celja, vendar ne pogosto (Seidensacher 1858, 1864).

V novejši literaturi so objavljeni podatki o gnezdenju (Šere 1980a,b, Šere 1982, Sovinc 1983, Sovinc & Tekavčič 1983, Sovinc & Šere 1984, Šere 1985, Cerar 1986, Trilar 1990, Bračko & Janžekovič 1991, Trontelj 1992, Jančar 1992, Gregori 1993, Polak 1993, Trontelj & Vogrin 1993, Jančar 1994a, Trontelj 1994, Kmecl & Rižner 1995, Sovinc 1997), o pojavljanju prvih in zadnjih osebkov na pomladanski ter jesenski selitvi (Tekavčič 1984, Sovinc 1992, Anonimus 1993, Sovinc & Šere 1994, Vrezec 1996, Sovinc & Šere 1996, Senegačnik *et al.* 1998), o prezimovanju (Škornik 1983, Gjerkeš 1985) in o opazovanjih repaljščic na selitvi (Tome 1982, Geister 1983, Vreš & Vrhovnik 1984, Janžekovič 1986, Gjerkeš 1987, Bibič *et al.* 1991, Jančar 1994b, Janžekovič 1995, Jančar & Trebušak 2000).

Trontelj (1994) je prvi s pticami kvantitativno ovrednotil naravovarstveni pomen Ljubljanskega barja. Kot indikatorsko vrsto je izbral tudi repaljščico. Ugotovil je, da na Ljubljanskem barju dosega za srednjeevropske razmere izjemno velike gostote (40 parov/km<sup>2</sup>) na velikih površinah in da gre verjetno za največjo koncentracijo in eno največjih lokalnih populacij. Po podatkih Ornitološkega atlasa ptic Ljubljanskega barja na Barju gnezdi

1858–2245 parov s povprečno gostoto 13–16 parov/km<sup>2</sup>. Največja gostota v posameznem kilometrskem kvadratu, osnovni celici popisa, je 52–64 parov/km<sup>2</sup> (Tome *et al.* 2005). Prvo in doslej edino sistematično avtekološko raziskavo repaljščice je v Sloveniji opravil Tome (2000b). Primerjal je gnezditvene parametre in fenologijo repaljščic na travnikih, ki so jih kmetje upravljali različno intenzivno (steljniki, dvokosni, trokosni travniki). Opredelil je obdobje v času gnezdenja, ko so repaljščice najbolj občutljive na kmetijske posege, in varstvene ukrepe za ohranitev repaljščice na Barju.

## 1.8 Cilji doktorske disertacije

Izhajajoč iz nerešenih ornitoloških in ekoloških problemov, ki smo jih predstavili v prejšnjih poglavjih, smo v raziskavi določili naslednje glavne cilje:

- (1) Proučiti rodnost in preživetje zarodov repaljščic v različnih nižinskih habitatnih tipih in ugotoviti, kako na preživetje zarodov vplivajo naslednji dejavniki okolja: vreme, datum košnje in paša živine.
- (2) Ugotoviti, kako na gnezditveni uspeh repaljščic vplivata individualna dejavnika, spol in starost.
- (3) Raziskati navidezno letno preživetje (*apparent annual survival*,  $\Phi$ ) in verjetnost ponovnega opazovanja (*recapture probability*,  $p$ ) osebkov nižinske populacije repaljščic ter raziskati, kako različni dejavniki (starost ptic, spol in vreme) vplivajo na oba parametra.
- (4) Raziskati, katere habitatne tipe izbirajo repaljščice v mozaiku nižinskih habitatnih tipov, katere fiziognomske značilnosti nižinskih habitatnih tipov so pomembne pri izboru gnezditvenega habitata ter prepoznati potencialne ekološke pasti za repaljščice.
- (5) Ugotoviti, na katerih habitatnih tipih so populacije repaljščic izvirne in na katerih ponorne, in oceniti, kakšna je metapopulacijska dinamika v mozaiku nižinskih habitatnih tipov na primeru Ljubljanskega barja.

## 2 MATERIAL IN METODE

### 2.1 Geografski opis Ljubljanskega barja, njegov nastanek, podnebje, raba tal in druge značilnosti

Raziskavo smo opravili na Ljubljanskem barju (dalje Barje). Barje na severu in severozahodu omejujeta Savska ravan in Cerkljansko, Škofjeloško, Polhograjsko in Rovtarsko hribovje, na jugu Krmsko hribovje in Menišija, na vzhodu pa Dolenjsko podolje in Posavsko hribovje. Barje spada v makroregijo Dinarski svet (Perko & Orožen Adamič 1998). Veliko je 180 km<sup>2</sup>, povprečna nadmorska višina je 297,5 m, naklon 2,1°. Je nadpovprečno gosto poseljeno (453 prebivalcev na km<sup>2</sup>). Leži znotraj koordinat 14°18' in 14°45' v.g.d. ter 45°56' in 46°20' s.g.š. Preden so ga osušili, je bilo eno najjužnejših in najnižje ležečih visokih barj v srednji Evropi.

Nastalo je na tektonsko zelo aktivnem območju z ugrezanjem matične kamnine pred približno dvema milijonoma let in je mlada tektonska udornina. Dno se ugreza še danes. Ponekod je bilo ugrezanje hitrejše, drugod so kamninski bloki zastajali. Osamelci, kot so Sinja gorica, Blatna Brezovica, Bevke, Plešivica, so manj ugreznjeni deli Barja. Reke, ki so na Barje pritekale kot kraški izviri (Ljubljanica, Ižica, Bistra) ali kot površinski tokovi (Iška, Borovniščica, Želimeljščica, Škofeljščica in Gradaščica), so tam odlagale fine glinaste usedline, prod in pesek ter nanese obsežen sloj naplavin. Na teh je pred približno 3700 leti nastalo veliko, plitvo jezero (Perko & Orožen Adamič 1998). V jezeru se je začelo kopičiti organsko blato (gyttja). Nastala so mineralno bogata močvirja in nizka barja, ki so jih naselili šotni mahovi, začela je nastajati šota (Martinčič 2003). Organska šotna tla na nekdanjem jezerskem dnu je človek do danes skoraj popolnoma uničil. V dvignjenih obrobni predelih so nastala mineralna tla. Na meji med organskimi in mineralnimi tlemi, ob potokih in rekah, ki so nanašale mineralne delce, je nastal prehodni tip mineralno-šotnih tal (Lah 1965).

Dovoljenje za prvi izsuševalni projekt na Barju je leta 1762 dobil Zorn pl. Mildenheim. Ker ga je izvedel uspešno, se je Marija Terezija odločila, da je treba osušiti celotno Barje in na njem ustvariti žitnico Avstroogrške. Z izsuševalnimi deli so nadaljevali in leta 1780 dokončali Gruberjev kanal, s katerim so znižali podtalnico za 0,7 m in dosegli, da se je Barje osušilo. Pred tem je bila ravnica tri četrtine leta pod vodo (Sbrizaj 1903). Kljub intenzivnim osuševalnim delom, ki so sledila v letih 1823–1857, se zaradi nekvalitetne zemlje in težkih razmer za kmetijstvo načrti o žitnici niso uresničili. Namesto kmetijstva so na Barju začeli z množičnim rezanjem debelih plasti šote za kurjavo, ki je ponekod segala osem metrov v globino. Ljudje so Barje sčasoma kolonizirali. Prve hiše so zgradili okoli leta 1830 in tako je nastala Črna vas (Melik 1963). Z Barja so do konca 19. stoletja odstranili praktično vso šoto. Visokega barja danes na Ljubljanskem barju ni več, ostali so le redki fragmenti, ki so že prerasli v zadnjo, gozdnato fazo, kot je denimo Kozlarjeva gošča (Martinčič 1987). Ker so barjanska tla z rezanjem šote poglobili, se je problem poplav na Barju ponovno pojavil (Melik 1963). Kljub temu so s kasnejšimi hidrotehničnimi posegi omogočili stalno naselitev in kmetijsko rabo (Trontelj 1994).

Poplave so ena najpomembnejših značilnosti Barja. Pogoste (redne, običajne) poplave zajamejo osrednje dele, kjer voda prekrije 2364 ha ali 15 % celotne površine. Ob izjemno velikih poplavah je pod vodo dobra polovica Barja. Vzrokov za nastanek poplav je več. Nekraške, površinsko tekoče vode, zlasti Gradaščica in Iška, ob obilnih padavinah hitro narastejo in poplavlajo. Ko poplavna voda upada, začne pritekati voda iz kraških izvirov, zato doseže poplava iz kraških voda višek kasneje kot površinske vode. Voda z Barja v horizontalni in vertikalni smeri odteče zelo počasi. Poplave so najpogostejše jeseni in pozimi.

Odvise so od razporeditve in količine padavin. Večinoma so kratkotrajne, dolgotrajnejše poplave so redke. Globina poplavne vode doseže običajno 0,5–0,7 m (Kolbenz 1985, Perko & Orožen Adamič 1998).

Podnebje je celinsko. Na leto pade okoli 1400 mm padavin. Na Vrhnikih pade v povprečju 1601 mm padavin na leto, v Lipah 1374 mm. Razporeditev padavin v letu je neenakomerna. Največ (preko 150 mm) jih pade v juniju in novembru, najmanj (okoli 100 mm) v februarju. Podnebje je srednje toplo, srednja letna temperatura je 9,5 °C. Najtoplejši mesec je julij, ko je povprečna mesečna temperatura 19 °C, najhladnejši pa januar, s povprečno temperaturo –2 °C. Značilni sta pogosta megla in temperaturna inverzija (Perko & Orožen Adamič 1998).

Zaradi delovanja človeka se je Barje v preteklih 240 letih spremenilo iz obsežnega močvirja oz. mozaika nizkih, prehodnih in visokih barij v kulturno krajino. Po podatkih iz leta 1994 je raba tal na Barju: 51 % travnikov, 24 % gozda, 15 % njiv in 10 % ostalega (naselja, sadovnjaki, pašniki) (Perko & Orožen Adamič 1998). Podrobnejše kartiranje habitatnih tipov Barja so izvedli leta 1999 (slika 1, tabela 1) (Kotarac & Grobelnik 1999). Ekosistemi Barja so danes skoraj izključno antropogeni.

Najobširnejši ekosistem Barja so travišča. Nizka barja s srhkim šašem (*Carex davalliana*), močvirskem ušivcem (*Pedicularis palustris*) in širokolistnim muncem (*Eriophorum latifolium*) so vse redkejša (Seliškar 2001). Ohranila so se ob cesti Ig–Škofljica. Za njihovo dolgoročno ohranitev je potrebna pozna košnja (enkrat letno ali enkrat na dve leti, Čop *et al.* 2000).

Vlažne travnike tvorijo združbe *Caricetum davallianae*, *Geranio palustris-Filipenduletum*, *Molinetum caeruleae*, *Junco-Molinietum*, *Bromo-Cynosuretum* (Seliškar 1986). Na organskih tleh z visoko talno vodo je razširjena združba *Molinetum caeruleae*, v kateri raste tudi močvirska logarica (*Fritillaria meleagris*). Združba *Junco-Molinietum* raste na siromašnih, mineralno-šotnih tleh v uleklinah, nivo talne vode pa je ponavadi manj kot deset centimetrov (le poleti pol metra) pod površino (Seliškar 1986). Intenzivnost kmetijske izrabe vlažnih travnikov je odvisna od višine talne vode in rednosti poplav. Največ vlažnih travnikov se je ohranilo tam, kjer so redne poplave (Trontelj 1994). Prva košnja vlažnih travnikov je pozna, konec junija ali v juliju. So malo gnojeni. Čop *et al.* (2000) svetujejo v združbi *Molinetum caeruleae* gnojenje pozno spomladi, zaradi kasnega začetka odganjanja pri modri stožki; za kmetijsko izrabo vlažnih travnikov pa predlagajo ekstenzivno pašo lažjih pasem govedi – dojilj in rejnic, pašo telic in drobnice.

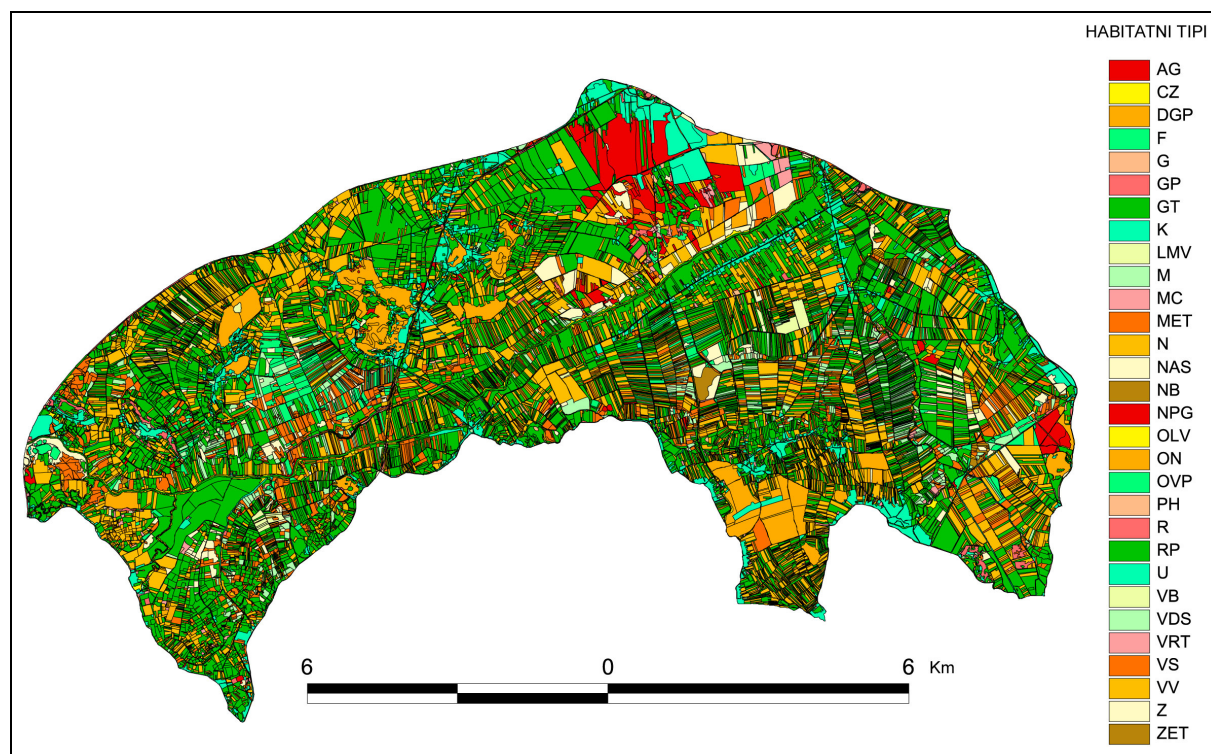
Steljnikov je ohranjenih zelo malo, spadajo v zvezo *Magnocaricion* (prevladuje *Caricetum gracilis*). Rastejo na zelo vlažnih tleh. Košeni so pozno poleti ali jeseni. Med rastlinjem je ponavadi velik delež močvirske preslice, ki je za živino (predvsem krave) nevarna. Konji so na preslico manj občutljivi, zato so jih do 60. let 20. stoletja gojili precej, potem pa je njihovo število močno upadlo (Natek 1985). Šele v zadnjih letih se zanimanje za konjerejo spet povečuje.

Intenzivno gojeni travniki so v glavnem razširjeni na območjih z mineralnimi tlemi. Tu voda čez leto praviloma ne zastaja na površini (Seliškar 1986). Spadajo v združbo *Arrenatheretum elatioris* (oz. *Arrenatheretum medioeuropaeum*), ki je potencialno najbolj primerna za pridelavo krme. Raba travnikov je bolj intenzivna na zahodnem delu Barja. Kmetje na vzhodnem delu kosijo 1–2-krat letno in pridelajo krmo majhne hranljive vrednosti, ki jo bodisi pokladajo govedu ali uporabijo za nastilj. Precej travnikov ne obdelujejo več, temveč jih prepustijo zaraščanju ali spomladi požgejo. Na zahodnem delu Barja kosijo dvakrat in večkrat, odvisno od botanične sestave travišča (Čop *et al.* 2000), prva košnja je lahko že v začetku maja. Z večkratnim gnojenjem in košnjo znižajo delež močvirske preslice. Že majhne

razlike v pogostosti košnje bistveno spremenijo kemično sestavo rastlin. Na gnojenih travnikih je odločilnega pomena prva zgodnja košnja, saj so rastline pri prepozni košnji preveč vlaknaste in težje prebavljive za živali. Gnojena travna ruša se hitreje stara, s tem pa se hitreje niža njena hranljiva vrednost (Čop *et al.* 2000).

Z ornitološkega vidika je Barje Mednarodno pomembno območje za ptice (IBA – *Important Bird Area*) (Polak 2000) in ima status Posebnega varstvenega območja (SPA – *Special Protected Area*) v okviru Nature 2000 (Uradni list RS, Št. 49/04). Na Barju je bilo registriranih 258 vrst ptic, med njimi je 116 gnezdilcev, redno jih gnezdi 87. Trinajst vrst ima na Barju 10 % ali več populacije na ozemlju Slovenije in sicer prepelica (*Coturnix coturnix*), kosec, priba (*Vanellus vanellus*), veliki škurh (*Numenius arquata*), sloka (*Scolopax rusticola*), poljski škrjanec (*Alauda arvensis*), drevesna cipa (*Anthus trivialis*), repaljščica, kobiličar (*Locustella naevia*), rečni cvrčalec (*Locustella fluviatilis*), rjava penica (*Sylvia communis*) in pisana penica (*Sylvia nisoria*) (Tome *et al.* 2005). Najpomembnejše kvalifikacijske vrste za opredelitev SPA območja Ljubljansko barje (SI5000014) so pepelasti lunj (*Circus cyaneus*) s prezimujočo populacijo in kosec ter pisana penica z gnezditveno populacijo (Božič 2003). Ostale kvalifikacijske vrste so bičja trstnica (*Acrocephalus schoenobaenus*), čapljica (*Ixobrychus minutus*), črna štoklja (*Ciconia nigra*), kobiličar, prepelica, priba, rakar (*Acrocephalus arundinaceus*), rdečenoga postovka (*Falco vespertinus*), rečni cvrčalec, repaljščica, rjava penica, rjavi srakoper, rumena pastirica (*Motacilla flava*), slavec (*Luscinia megarhynchos*), sloka, sršenar (*Pernis apivorus*), veliki skovik (*Otus scops*), veliki škurh in vodomec (*Alcedo atthis*) (Uradni list RS, št. 49/04).





**Slika 1:** Habitatni tipi na Ljubljanskem barju (Kotarac & Grobelnik 1999). Za razlago kratic glej tabelo 1.

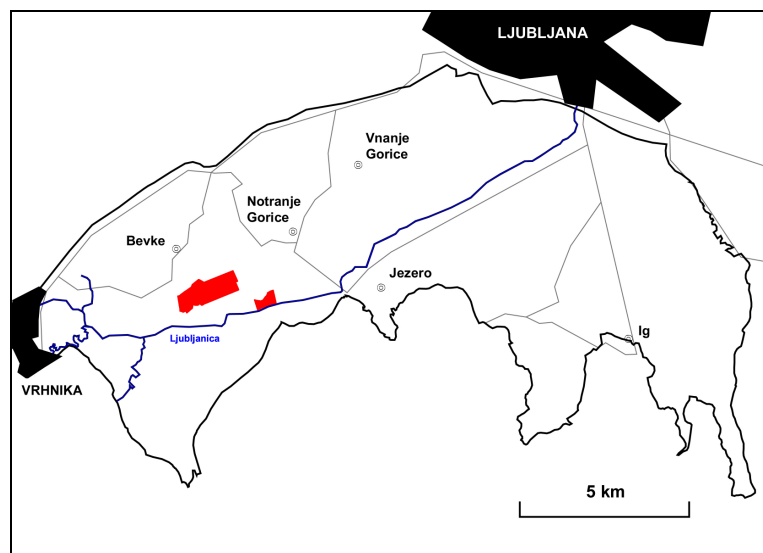
**Tabela 1:** Površine in odstotki habitatnih tipov na Ljubljanskem barju (Kotarac & Grobelnik 1999)

Habitatni tip	Površina (ha)	Odstotek (%)
AG Jelševje ( <i>Alnion glutinosae</i> )	220,8	1,65
CZ Ceste in železnica	208,3	1,56
DGP Druge gozdne površine (po podatkih zavoda za gozdove)	327,8	2,45
F Sestoji z brestovolistnim osladom ( <i>Filipendulenion</i> )	363,1	2,71
G Drevesne mejice in skupine grmovja in drevja	62,3	0,47
GP Nedefinirane gozdne površine	51,0	0,38
GT Gojeni travniki	5327,5	39,78
K Površine kanalov in jarkov s pripadajočo vegetacijo	224,7	1,68
LMV Lokalno razvita močvirna vegetacija (manjše depresije, kolesnice)	0,7	0,01
M Mokrotni travniki s stožko ( <i>Molinion</i> )	350,0	2,61
MC Visoko šašje ( <i>Magnocaricion</i> )	42,0	0,31
MET Mokrotni ekstenzivni travniki	778,0	5,81
N Njive	2769,7	20,68
NAS Nasadi in drevesnice	100,8	0,75
NB Površine z nizkobarjansko vegetacijo ( <i>Tofieldietalia - Molinieta</i> )	29,1	0,22
NPG Nižinski poplavni gozd	179,9	1,34
OLV Obrežna lesna vegetacija	109,4	0,82
ON Opuščene njive	531,0	3,96
OVP Odprta vodna površina - stoječa voda	10,7	0,08
PH Trstičja ( <i>Phragmition</i> )	17,2	0,13
R Ruderalne površine	59,1	0,44
RP Reke in potoki	78,4	0,59
U Urbane površine	743,0	5,55
VB Ostanke visokega barja na šoti	60,9	0,45
VDS Visokodebelni sadovnjaki	45,7	0,34
VRT Vrtovi	66,2	0,49
VS Nitrofilna vegetacija visokih steblik	297,5	2,22
VV Vodna vegetacija – pravi vodni makrofiti	0,0	0,00
Z Površine zaraščajoče se z lesnimi vrstami	336,5	2,51
ZET Zmerno suhi ekstenzivni travniki	0,6	0,00
Skupaj	13392,0	100,00

## 2.2 Raziskovano območje

Za raziskavo smo izbrali dve območji na zahodnem delu Barja, prvo pri Bevkah, drugo pri Notranjih Goricah (slika 2). Območje pri Bevkah je veliko 110 ha in je travniško-pašniški kompleks ekstenzivnih travnikov oz. steljnikov, kjer travo kosijo enkrat letno in s košnjo pričnejo šele v drugi polovici junija. Za območje so značilna mokrotna ali vlažna antropogena travišča in visoka steblikovja, med katerimi se izmenjujejo mokrotni mezotrofni in oligotrofni travniki in pašniki. Delež visokoproduktivnih trav na travnikih in pašnikih je nizek ali so odsotne. Pogoste so združbe visokih ostričevk iz zveze *Magnocaricion*. Na območju je okrog 20 % pašnikov, pašne obremenitve so visoke, v glavnem večje od 5 GVŽ/ha. Maksimalne pašne obremenitve so 25 GVŽ/ha. Pašo izvajajo s premeščanjem črede s pašnika na pašnik. Čez območje vodi približno 1,8 km dolg makadamski kolovoz, ob katerem sta večja izsuševalna jarka. Na zahodnem delu območja ob izsuševalnih jarkih v pasovih rastejo glavate vrbe. Del območja severno od kolovoza je odprtega tipa, z redkimi posameznimi drevesi in pasovi črne jelše. Območje južno od kolovoza je bolj fragmentirano, s pogostejšimi pasovi drevja. Celotno raziskovano območje v Bevkah je znotraj območja vsakoletnih poplav, ki so v tem delu še posebej izrazite (Kolbenz 1985). Za namen raziskave smo v širšem raziskovanem območju pri Bevkah (110 ha) opredelili ožje območje (50 ha) na severni strani kolovoza (slika 10).

Območje pri Notranjih Goricah je 17 ha velik kompleks intenzivnih (gojenih) travnikov. Prevladujejo mezotrofna do evtrofna gojena travišča z velikim deležem visokoproduktivnih trav, kjer začno s košnjo prej kot pri Bevkah. Polovica celotnega območja je pokošena do prve polovice junija, kosijo ga 2–3-krat letno. Vnos hranil na travnike je večji kot v Bevkah. Na tem območju ne pasejo živine. Območje je odprtega tipa, brez pasov drevja ali grmovja. Severni rob območja je makadamski kolovoz ob nekdanji strugi Ljubljanice (Stržen). Južni rob območja je pas drevja na levem bregu Ljubljanice. Na vzhodu in zahodu so večje monokulture koruze. Območje ni redno poplavljeno.



**Slika 2:** Položaj raziskovanih območij (rdeče) na Ljubljanskem barju. Večje je območje pri Bevkah (110 ha), manjše pri Notranjih Goricah (17 ha).

## 2.3 Metode

### 2.3.1 Kartiranje teritorijev repaljščic

Repaljščice smo popisovali po kartirni metodi (Bibby *et al.* 2000), ki je za popis teritorijev najnatančnejša (Trontelj 1996). Popisovati smo začeli v zgodnjih jutranjih urah, popisi so trajali tri do osem ur, pri posameznem popisu smo popisali 15 do 60 ha površine. Vsako registracijo repaljščice smo vrisali na karto (digitalni ortofoto posnetek, DOF-5, v merilu 1:5000) in na popisni formular zapisali uro opazovanja, spol ptice, starost ptice (odrasla, poleteli mladič tekočega leta), kombinacijo obročkov, habitat opazovanja, aktivnosti ptice in opombe. Zapisali smo vrstno značilne tipe aktivnosti, ki smo jih poimenovali: poje (intenzivno, odločno petje samca), malo poje (neizrazito petje samca), zasleduje samico (samec ves čas tik ob samici), pretep, parjenje, straži (samec sedi na izpostavljenem mestu in »straži« valečo samico), znaša material za gnezdo, lovi hrano, hrani mladiče na gnezdu, zunaj vodi mladiče (odrasla z mladiči, ki so že poleteli), počiva, opažen/-a (prelet ali druga aktivnost) (Bastian & Bastian 1996). Za vsak popis smo uporabili nov popisni formular in karto. S popisovanjem po kartirni metodi smo začeli pred priselitvijo prvih repaljščic (april) in končali po odselitvi repaljščic z raziskovanega območja (oktober). Pogostost popisov smo stopnjevali od enega tedensko pred priselitvijo repaljščic do štirih popisov tedensko v obdobju najintenzivnejše teritorialne aktivnosti in gnezdenja (maj, junij). Po zaključku obdobja gnezdenja smo do odselitve repaljščic pogostost popisov zmanjšali na en popis tedensko.

### 2.3.2 Iskanje gnezd in popisovanje gnezditvenih parametrov

Za študij gnezditvene biologije (rodnost, preživetje zarodov) smo v petih letih (2002–2006) iskali gnezda repaljščic. Naš cilj je bil poiskati gnezda vseh parov na raziskovanem območju. S kartiranjem repaljščic smo prepoznali ožja območja gnezdenja posameznih parov. Na teh območjih smo iskali gnezda s podrobnim opazovanjem osebkov, ki so hranili mladiče in z opazovanjem premikov valeče samice med prehranjevanjem. Gnezdo smo označili z vejico, ki smo jo zapičili v tla vedno v enaki oddaljenosti in smeri od gnezda. Naravne označbe (vejice) smo uporabili, da bi zmanjšali verjetnost plenjenja gnezd zaradi označb. Od gnezd smo se vračali po drugi poti, prav tako z namenom, da bi zmanjšali verjetnost plenjenja. Potencialna plenilca, ki bi lahko izkoristila označbe gnezd, sta siva vrana (*Corvus cornix*) in sraka (*Pica pica*). Plenilci, ki bi lahko izkoristili pot, ki bi se končala pri gnezdu, pa so lisica (*Vulpes vulpes*), velika podlasica (*Mustela erminea*), mala podlasica (*Mustela nivalis*), divja mačka (*Felis silvestris*) in domača mačka (*Felis silvestris lybica*). Gnezda smo večinoma iskali šele takrat, ko so bili v njih že mladiči. Popisali smo velikost polnega legla, število izvaljenih mladičev in število poletelih mladičev vsakega najdenega gnezda. Leglo je bilo polno, ko se število jajc v gnezdu med dvema obiskoma ni spremenilo. Mladiče smo stehali (z vzmetno tehtnico na 0,25 g natančno) in jim izmerili dolžino peruti. Po rastni krivulji (Bastian & Bastian 1993, Tome, v tisku) smo bodisi iz mase mladičev bodisi iz dolžine peruti določili njihovo starost in s preračunavanjem ugotovili datum izvalitve, datum prvega znešenega jajca in optimalni datum za obročkanje, ki je med šestim in devetim dnevom starosti. Starost mladičev, starih do sedem dni, smo določili iz njihove mase, starost starejših mladičev pa iz dolžine peruti. Tako smo napako pri določanju starosti mladičev omejili na  $\pm 1$  dan (Tome, v tisku). Pozicijo vsakega gnezda smo shranili v GPS (Magellan Sportrak, Garmin eTrex Legend) za kasnejše obiske. Vsako gnezdo smo v povprečju kontrolirali trikrat.

### 2.3.3 Označevanje in ponovno registriranje repaljščic (lov in ponovni ulov)

Za ugotavljanje nekaterih populacijskih in gnezditvenih parametrov je bilo treba ptice označevati individualno. Individualno smo označevali odrasle repaljščice na širšem raziskovanem območju pri Bevkah. Pred začetkom gnezdenja smo jih lovili na lovnih in pevskih mestih (izpostavljeno grmičje, nižja drevesa). Učinkovitost lova smo v tem obdobju povečali s predvajanjem petja samca z MP3 predvajalnikom in zvočnikom. Uporabljali smo mreže za lov ptic velikosti  $12 \times 2,5$  m s 16 mm odprtinami in  $12 \times 1,2$  m z 19 mm odprtinami. Odrasle smo lovili tudi ob gnezdih in sicer z dvema mrežama  $7 \times 1,2$  m z odprtinami 19 mm, ki smo ju postavili v obliki črke V ob gnezdu. Ob gnezdih smo lovili, ko so bili mladiči v gnezdih stari več kot šest dni. Na posameznem gnezdu smo lovili največ 45 minut skupaj.

Individualno smo repaljščice označili s standardnimi aluminijastimi obročki s številko in s plastičnimi obročki v individualni barvni kombinaciji. Uporabili smo rdeče, zelene, modre, bele in rumene barvne obročke. Vsaka ptica je imela največ štiri obročke, aluminijastega in tri barvne, pri čemer sta bila na eni nogi največ dva obročka. Največja skupna masa označb ptice je bila velikostnega razreda 0,7–1,4 % mase ptice. Za vsako odraslo ujeto repaljščico smo v poseben formular vpisali datum ulova, serijsko številko obročka, spol, barvno kombinacijo (pripravljene vnaprej), dolžino peruti, maso ptice, koordinate ulova in posebnosti. Odrasle smo individualno označevali vseh pet let trajanja raziskave (2002–2006).

Mladiče v gnezdih smo označili s standardnimi aluminijastimi obročki in s plastičnimi barvnimi obročki, specifičnimi za kohorto (2004 – oranžna, 2005 – vijoličasta, 2006 – črna). Kohorte mladičev smo začeli označevati leta 2004. Če smo mladiča z označbo kohorte opazil kasneje kot odraslo ptico, smo jo ujeli in označil z individualno barvno kombinacijo.

Podatke o prisotnosti označenih repaljščic (ponovni ulov oz. opazovanje) smo zbrali med kartiranjem teritorijev v letih 2003–2006. S kombinacijo obročkov smo ptice individualno prepoznali. Za popisovanje in prebiranje označb repaljščic smo uporabljali daljnogled (Nikon Monarch  $8 \times 42$ , Leica Trinovid  $8 \times 32$  BA) in teleskop (Leica APO Televid 77 z 20–60-kratnim zoom okularjem in Swarovski ATS 65 HD z 20–60-kratnim zoom okularjem).

Uporabo metod iskanja in popisovanja gnezd ter lova in ponovnega ulova je dovolilo pristojno ministrstvo.

### 2.3.4 Popis habitatnih tipov

Kartiranje smo opravili junija 2005, pred začetkom košnje. Na podlagi značilnih vrst rastlin smo določili habitatne tipe po palearktični klasifikaciji (Physis) habitatnih tipov za Slovenijo (Jogan *et al.* 2004). Povsod v analizah smo za habitatne tipe uporabili kratice (tabela 2). Kjer smo habitate v analizah uporabili kot parameter, smo vselej združili tip združbe visokih ostričevk in tip nižinska visoka steblikovja v enoten habitatni tip, ki smo ga označili s kratico »magcvsf« in ga imenovali združbe visokih ostričevk z visokim steblikovjem.

**Tabela 2:** Habitatni tipi na raziskovanih območjih; šifre in tipologija po Joganu *et al.* (2004)

Šifra	Habitatni tip (kratica)
37.1	Nižinska visoka steblikovja (vsf)
37.2	Mokrotni mezotrofni in evtrofni travniki (mmet)
37.3	Oligotrofni mokrotni travniki (omt)
38.1	Mezofilni pašniki (pa)
38.2	Mezotrofni do evtrofni gojeni travniki (megt)
53.2	Združbe visokih ostričevk (mage)

### 2.3.5 Popis fiziognomskih značilnosti habitatnih tipov

Fiziognomske značilnosti habitatnih tipov smo popisali po Wiensu (1969). Popise smo opravili na 63 točkah, ki smo jih dobili po principu stratificiranega naključnega vzorčenja (Krebs 1999), kjer je bil stratum posamezni habitatni tip. Izvedli smo tri popise, posamezni popis smo opravili v dveh dneh: prvi popis 20. in 21. 4. 2006, drugi popis 11. in 12. 5. 2006, tretji popis 21. in 22. 6. 2006. Popisali smo parametre, ki jih uporabljajo v študijah ekologije travniških vrst ptic (Wiens 1969, Oppermann 1992, Bibby *et al.* 2000):

- Maksimalna višina vegetacije (Maks. viš. veg.). Z metrom smo izmerili višino najvišje rastline na ploskvi veliki 1 m<sup>2</sup>. Ploskva je imela center v popisni točki. Vogale kvadrata smo za orientacijo označil s palicami.

- Efektivna višina vegetacije (90 % in 50 %) (Ef. viš. 90 %, 50 %). Uporabili smo 1 m<sup>2</sup> veliko tablo z vzorcem šahovnice (velikost posameznega kvadrata 10 × 10 cm). Tablo smo postavili navpično v sloj vegetacije. Pred tablo smo pustili 10 cm širok pas vegetacije, za tem pasom smo v širini table poteptali vegetacijo v dolžini enega metra. Z razdalje 1,5 m od table smo kleče na eni nogi ocenil pokrovnost table z vegetacijo (slika 3). Ocenjevali smo na 5 % natančno. Efektivna višina 90 % je tista, do katere prekriva vegetacija 90 % table.

- Heterogenost vegetacije (Het. veg.). Z metrom smo izmerili višino najvišje rastline na štirih vogalnih točkah ploskve 1 m<sup>2</sup>, ki smo jo označili s palicami. Iz višin smo izračunali indeks heterogenosti vegetacije po formuli: indeks heterogenosti = (max – min)/x, kjer je max maksimalna višina na vogalnih točkah, min minimalna višina na vogalnih točkah in x povprečna višina vogalnih točk (Bibby *et al.* 2000). Bolj kot je vegetacija heterogena, večji je indeks.

- Gostota vegetacije, % vertikalne pokrovnosti (Gost. veg). S pomočjo table (šahovnice) smo ocenili za vsakih deset centimetrov višine vegetacije, koliko % table prekrivajo rastline. Na tak način smo dobili vertikalno pokrovnost vegetacije. Popis smo opravili na enak način kot popis efektivne višine vegetacije.

- Pokrovnost (Pok. trave, Pok. šaši, Pok. zelišča), % horizontalne pokrovnosti. Ocenili smo kolikšen odstotek površine na ploskvi 1 m<sup>2</sup> pokriva katera od skupin rastlin (trave, šaši, zelišča).

- Število cvetov (Št. cvet). Prešteli smo število cvetov z očitnim periantom na površini 1 m<sup>2</sup> (Oppermann 1992).

- Število izstopajočih visokih steblikovk (Št. vis. st.). Na ploskvi 1 m<sup>2</sup> smo prešteli rastline z močnejšimi stebli, ki so po višini očitno (za približno 30 % višine ostale vegetacije) izstopale iz vegetacije (Oppermann 1992). Najpogostejše vrste visokih steblikovk so bile brestovolistni oslad (*Filipendula ulmaria*), zdravilna špajka (*Valeriana officinalis*) in močvirski osat (*Cirsium palustre*).

- Debelina opada (Deb. opada). Z metrom smo izmerili sloj suhe vegetacije prejšnjega leta. Na eni popisnem mestu smo opravili eno meritev.



**Slika 3:** Tabla z vzorcem šahovnice za ocenjevanje efektivne višine vegetacije

### **2.3.6 Popis drugih dejavnikov okolja**

Pri vsakem kartirnem popisu repaljščic smo na karti označili aktivne pašnike in za vsak pašnik posebej zapisali število živine (krave, telički, biki) na paši. Na karti smo vedno označili nove pokošene površine. Podatke o vremenu smo dobili iz Agencije Republike Slovenije za okolje. Dnevne podatke o količini padavin (v mm) v letih 2002–2006 smo dobili z najbližje padavinske postaje v Črni vasi (11 km zračne črte od raziskovanega območja), podatke o temperaturi (minimalna, maksimalna in povprečna dnevna temperatura, vse v °C) pa z najbližje klimatološke postaje v Ljubljani (14 km zračne črte od raziskovanega območja). Dejavnike okolja smo prikazali za gnezditveno obdobje repaljščic, ki za prva in nadomestna legla obsega obdobje 1.5.–30.7.



## 2.4 Analiza podatkov

### 2.4.1 Preživetje zarodov

Preživetje zarodov smo analizirali po Mayfieldovi (1961, 1975) metodi. Uporabljamo jo v primerih, ko kontroliramo gnezda ptic periodično in evidentiramo stanje (število) in usodo (uspešnost, neuspešnost) legel ali mladičev. Razmerje med preživeli legli in vsemi najdenimi gnezdi je precenjena mera preživetja zarodov tudi za več kot 50 % (Klett *et al.* 1986). Napaka nastane, ker nekateri zarodi propadejo preden jih najdemo. Napako bi odpravili, če bi v izračunu preživetja zarodov upoštevali le gnezda, ki smo jih našli, ko je bilo izvaljeno prvo jajce, a s tem bi bistveno zmanjšali vzorce gnezd. Mayfield (1961, 1975) je razvil metodo, s katero izračunamo verjetnost preživetja zarodov brez omenjene napake iz podatkov najdenih gnezd z različno starim zarodom.

Izračun ponazarjamo s primerom (Rotella 2006). Denimo, da smo našli deset pravkar dokončanih gnezd (starost zaroda 0 dni), deset smo jih našli z zarodi, starimi 14 dni, in deset, ko so bili zarodi stari 28 dni. Predpostavimo, da celotno gnezditveno obdobje traja 35 dni (od takrat, ko je gnezdo narejeno, do takrat, ko ga mladiči zapustijo). Po odkritju gnezd smo jih kontrolirali vsakih sedem dni, dokler niso zarodi propadli ali dosegli končne starosti 35 dni. Podatke smo zapisali v tabeli (tabela 3) s števili uspešnih gnezd do določene starosti. Od desetih zarodov, najdenih pri starosti 14 dni, jih je do starosti 21 dni (en teden kasneje) preživel osem (osem uspešnih gnezd), do starosti 28 dni sedem itd.

**Tabela 3:** Primer tabele preživelih zarodov za razumevanje Mayfieldovega izračuna preživetja zarodov (Rotella 2006)

Velikost vzorca	Starost zarodov pri najdbi gnezda	Dnevi kontrole				
		7d	14d	21d	28d	35d
10	0 dni (d)	7	6	5	3	3
10	14 d			8	7	4
10	28 d					8

Za izračun po Mayfieldovi formuli potrebujemo podatke o (1) številu neuspešnih gnezd (gnezda, kjer so zarodi propadli) in (2) številu dni, ko so bili zarodi izpostavljeni v gnezdih, kar imenujemo število intervalov (*intervals* ali *exposure days*). V našem primeru je interval 1 dan. Število propadlih zarodov izračunamo kot  $(10 - 3) + (10 - 4) + (10 - 8) = 15$  propadlih zarodov. Gnezda smo kontrolirali na sedem dni. Če je zarod preživel med dvema popisoma je bil izpostavljen vplivom okolja sedem dni oz. sedem intervalov. Za vsak zarod, ki je preživel med dvema obiskoma, prištejemo sedem intervalov. Zarodi, najdeni pri starosti nič dni, so preživeli 24 ( $7 + 6 + 5 + 3 + 3$ ) 7-dnevnih intervalov, kar je skupaj 168 intervalov. Zarodi, najdeni pri starosti 14 dni, so bili izpostavljeni 133 intervalov, zarodi, najdeni pri starosti 28 dni, pa 56 intervalov. Ker ne vemo točno, kdaj v sedemdnevem obdobju med dvema popisoma je propadel kak zarod, v Mayfieldovem izračunu uporabimo polovico dolžine obdobja med popisoma za izračun intervala propadlih zarodov. Vemo, da je propadlo 15 zarodov in ker so bili vsi obiski na sedem dni, predvidevamo za vsak propadli zarod torej še 3,5 intervala ( $7/2$ ). K skupni vsoti intervalov moramo prišteti tako še 52,5 intervalov ( $3,5 \text{ intervala} * 15 \text{ zarodov}$ ). Ugotovimo, da je 15 zarodov propadlo v 409,5 intervalih oz. dnevih ( $168 + 133 + 56 + 52,5 = 409,5$ ). Torej je Mayfieldova vrednost dnevne mortalitete zarodov  $15/409,5$  ali 0,0366. Mayfieldova vrednost dnevne preživetja zarodov (*Daily Survival Rate*, DSR) pa je potem  $1 - 0,0366$ , kar je 0,9635. Ker je verjetnost zaporednih dogodkov enaka produktu verjetnosti vsakega posameznega dogodka, lahko izračunamo verjetnost preživetja

zarodov za celotno gnezditveno obdobje, če vemo koliko dni traja. V našem primeru traja 35 dni, torej je verjetnost preživetja zarodov v 35 dneh enaka DSR na 35 potenco,  $0,9635^{35} = 0,272$ . To vrednost imenujemo preživetje zarodov (*True Nest Success*, TNS). Če bi v našem primeru delež uspešnih gnezd izračunali preprosto kot delež uspešnih od vseh najdenih gnezd, bi dobili vrednost 0,5 (15/30), kar pomeni, da bi s takšnim izračunom delež uspešnih gnezd precenili za 46 %, kar bi bila velika napaka.

V zadnjem času so osnovno Mayfieldovo metodo nadgradili z generalnimi linearnimi modeli (GLM), ki omogočajo analizo vpliva individualnih spremenljivk na preživetje zarodov (Dinsmore *et al.* 2002, Rotella *et al.* 2004). Dnevno preživetje zarodov (DSR) kot funkcijo individualnih spremenljivk smo modelirali s programom MARK (Cooch & White 2006) z aplikacijo Nest Survival. Individualne spremenljivke so specifične za vsako gnezdo posebej. Individualne spremenljivke, za katere smo predpostavili, da so vplivale na preživetje zarodov in smo jih uporabili pri modeliranju, so bile: leto, habitatni tip, padavine, temperatura, dan košnje in pašna obremenitev (tabela 4). Padavine za vsako individualno gnezdo smo izračunali kot količino padavin (mm) med datumom 1. jajca in datumom, ko so mladiči zapustili gnezdo, temperaturo pa kot povprečno dnevno temperaturo (°C) v obdobju gnezdenja. Za dan košnje smo določili dan, ko so pokosili mesto, kjer je bilo gnezdo. Izračunali smo ga iz datuma košnje (1. januar = 1). Če je bilo mesto gnezda pokošeno, ko so mladiči gnezdo že zapustili, smo za dan košnje vzeli dan, ko so mladiči zapustili gnezdo + 1. S tem smo omejili vpliv košnje na obdobje, ko je imela dejanski vpliv na preživetje zarodov v gnezdih.

Pašno obremenitev smo izračunali kot število glav velike živine na hektar površine pašnika z gnezdom na dan (GVŽ/ha\*dan). Parameter smo imenovali dnevna pašna obremenitev. V tem parametru sta združeni pašna obremenitev (GVŽ/ha) in trajanje paše ob predpostavki, da je deset dni paše s pašno obremenitvijo ena GVŽ/ha enako enemu dnevu paše s pašno obremenitvijo deset GVŽ/ha (Beintema & Müskens 1987). Primer: če se je paslo 20 GVŽ sedem dni na pašniku, velikem dva hektarja, je to enako tedenski pašni obremenitvi 10 GVŽ/ha\*teden oziroma je enako dnevni pašni obremenitvi 70 GVŽ/ha\*dan. Upoštevali smo, da je govedo, starejše od dveh let (biki, krave) = 1 GVŽ, govedo, mlajše od šest mesecev (telički) = 0,4 GVŽ (Uradni list RS, št. 19/07). Če je bilo gnezdo poteptano, smo za pašno obremenitev vzeli obremenitev v obdobju od začetka gnezda do propada zaroda. V primerih, ko točen datum propada ni bil znan, smo za izračun pašne obremenitve vzeli število dni paše od začetka gnezda do polovice intervala med zadnjim obiskom živega zaroda in zadnjim obiskom gnezda, ko je bil zarod poteptan. Če gnezdo ni bilo poteptano, smo za pašno obremenitev vzeli obremenitev v obdobju od začetka gnezda do dneva, ko so mladiči gnezdo zapustili.

Pred analizo smo testirali korelacijo individualnih zveznih spremenljivk in tistih, ki so značilno interkorelirale ( $p \geq 0,05$ ), nismo vključili v isti model. Izdelali smo set *a priori* modelov in s primerjavo njihove podpore v podatkih testirali hipoteze (Burnham & Anderson 2002). Ker so se potencialni dejavniki vpliva na preživetje zarodov med habitatnimi tipi razlikovali, smo njihov vpliv analizirali ločeno za pašnike (pa) in za ostale habitatne tipe (magcvsf, meg, mmet, omt), ki jih kosijo.

Za pašnike smo izdelali dva *a priori* modela:

(1) Linearni model vpliva pašne obremenitve na preživetje zarodov. Poimenovali smo ga S(paša) in je imel enačbo:  $\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0 + \beta_1 \times \text{pašna obremenitev}$ .

(2) Model brez vpliva paše na preživetje zarodov (*intercept only*). Poimenovali smo ga S(.) oz. z enačbo  $\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0$ .

Primerjali smo, kateri od obeh modelov ima v podatkih več podpore in s tem testirali, kakšen vpliv ima paša na preživetje gnezd.



Na košenih habitatnih tipih smo modelirali vpliv vseh zgoraj naštetih individualnih spremenljivk na preživetje zarodov, razen pašne obremenitve (tabela 5).

**Tabela 4:** Intervali vrednosti neodvisnih individualnih spremenljivk, uporabljenih pri modeliranju preživetja zarodov

Spremenljivka	Interval vrednosti (min–max)
Pašna obremenitev (GVŽ/ha*dan)	0–66
Dan (datum) košnje	144 (24.5.)–202 (21.6.)
Povprečna temperatura v obdobju gnezdenja – Tav (°C)	14,4–23,9
Vsota padavin v obdobju gnezdenja – Psum (mm)	46–205

**Tabela 5:** *A priori* modeli za analizo vpliva dejavnikov okolja na preživetje zarodov na košenih habitatnih tipih

Model	Oznaka modela	Enačba modela
Konstantno preživetje, brez vpliva spremenljivk	S(.)	$\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0$
Vpliv leta	S(leto)	$\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0 + \beta_1 \times 2003 + \beta_2 \times 2004 + \beta_3 \times 2005$
Vpliv habitata	S(habitat)	$\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0 + \beta_1 \times \text{magcvsf} + \beta_2 \times \text{omt} + \beta_3 \times \text{mmt}$
Vpliv temperature	S(temperatura)	$\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0 + \beta_1 \times \text{Tav}$
Vpliv padavin	S(padavine)	$\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0 + \beta_1 \times \text{Psum}$
Vpliv košnje	S(košnja)	$\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0 + \beta_1 \times \text{košnja}$
Vpliv košnje in padavin	S(košnja + padavine)	$\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0 + \beta_1 \times \text{košnja} + \beta_2 \times \text{Psum}$
Vpliv košnje in temperature	S(košnja + temperatura)	$\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0 + \beta_1 \times \text{košnja} + \beta_2 \times \text{Tav}$
Vpliv habitata in temperature	S(habitat + temperatura)	$\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0 + \beta_1 \times \text{magcvsf} + \beta_2 \times \text{omt} + \beta_3 \times \text{mmt} + \beta_4 \times \text{Tav}$
Vpliv habitata in padavin	S(habitat + padavine)	$\text{logit}(\text{DSR}) = \beta_0 + \beta_1 \times \text{magcvsf} + \beta_2 \times \text{omt} + \beta_3 \times \text{mmt} + \beta_4 \times \text{Psum}$

Z najpreprostejšim modelom S(.) smo predvideli konstantno dnevno preživetje zarodov brez vpliva katere od spremenljivk. Nato smo modelirali vpliv leta, habitata, temperature, padavin in košnje posebej. Model S(leto) in S(habitat) sta bila globalna modela, saj lahko letno variabilnosti preživetja zarodov povzroči variabilnost vremena, variabilnost preživetja med habitatni pa dan košnje. Ker košnja ni značilno interkorelirala z vremenom, smo izdelali še aditivna modela S(košnja + padavine), S(košnja + temperatura), s katerima smo ugotavljali hkraten vpliv vremena in košnje na preživetje zarodov. Habitatne tipe in leta smo v modelih kodirali z umetnimi spremenljivkami (*dummy variables*).

*A priori* modele smo izdelali s programom MARK z modificiranjem DIM. Modelirali smo z logit link funkcijo. Goodnes of fit testa za analizo preživetja zarodov nismo opravili, saj za to analizo ni potreben (Dinsmore *et al.* 2002, Cooch & White 2006). Podpore modelov v podatkih smo analizirali z Akaikovim informacijskim kriterijem (AICc) za male vzorce (Burnham & Anderson 2002, Dinsmore *et al.* 2002). S to vrednostjo smo modele rangirali glede na njihovo podporo v podatkih. Za merilo podpore v podatkih smo uporabili razlike med AICc vrednostmi modelov ( $\Delta\text{AICc}$ ) ter Akaikove obtežbe posameznih modelov (Burnham & Anderson 2002, Dinsmore *et al.* 2002). Možno napako izbora najustreznejšega modela (*model selection uncertainty*) smo odpravili z izračunom relativnega pomena neodvisnih spremenljivk v celotnem setu analiziranih modelov (Burnham & Anderson 2002). Dnevno preživetje zarodov (DSR) smo izračunali z modelom, ki je imel največ podpore v

podatkih. Preživetje zarodov (*True Nest Success* TNS) smo izračunali kot produkt dnevni preživetij zarodov v celotnem gnezditvenem ciklu (Mayfield 1961, 1975, Johnson 1979, Dinsmore *et al.* 2002).

#### **2.4.2 Rodnost v populaciji**

Rodnost smo analizirali na dveh nivojih: kot potencialno in realizirano rodnost. Za potencialno rodnost smo uporabili dva parametra: (1) število jajc v polnih leglih in (2) število izvaljenih mladičev. Realizirano rodnost smo definirali kot število mladičev, ki so zapustili gnezda in jo analizirali le za uspešna gnezda. Gnezdo smo imeli za uspešno, če ga je zapustil vsaj en mladič. Parameter realizirane rodnosti smo zaradi uveljavljenosti termina imenovali število poletelih mladičev.

Na populacijskem nivoju smo analizirali potencialno in realizirano rodnost repaljščic v posameznem letu (2002–2006), habitatnem tipu (magcvsf, megt, mmet, omt, pa) in v prvih ter nadomestnih gnezdih. Analizirali smo tudi vpliv vremena in začetka gnezdenja na realizirano rodnost. Vreme smo opisali z dvema spremenljivkama: (1) z vsoto padavin (mm) v obdobju gnezdenja (med datumom 1. jajca in datumom, ko so mladiči zapustili gnezda) in (2) s povprečno temperaturo (°C) v obdobju gnezdenja. Analizo vpliva let, habitatnih tipov in tipov gnezda na potencialno in realizirano rodnost smo opravili s Kruskal-Wallisovim testom. Vpliv vremena in začetka gnezdenja na realizirano rodnost smo analizirali z linearno regresijo.

#### **2.4.3 Starostno specifična rodnost**

Na raziskovanem območju so gnezdile individualno označene repaljščice, katerih točno ali najmanjšo zanesljivo starost smo poznali. Točno starost smo poznali za osebkke, ki so bili obročkani kot mladiči v gnezdih. Starosti odraslih repaljščic pri obročkanju ni možno določiti, zanesljivo pa so stare najmanj eno leto, saj spolno dozori v prvem letu starosti (Bastian & Bastian 1996). Pri ponovnih opazovanjih individualno označenih odraslih ptic v kasnejših letih je torej možno določiti le njihovo minimalno starost (stara najmanj dve leti itd.). Testirali smo vpliv starosti repaljščic na realizirano rodnost.

Analizirali smo podatke uspešnih prvih legel. Nadomestna smo izločili, ker so praviloma manjša od prvih (Bastian & Bastian 1996) in bi predstavljala napako pri analizi. Rodnost smo analizirali ločeno za samce in samice med skupinami ptic znane starosti. Za vsak spol smo testirali, ali je razlika v rodnosti (1) med pticami, starimi točno eno leto in pticami, starimi več kot eno leto in (2) med pticami, starimi točno eno in dve leti ter pticami, starimi več kot dve leti. Kot parameter rodnosti smo uporabili ostanke (residualne) med števili poletelih mladičev v gnezdih in povprečnim številom poletelih mladičev v gnezditveni sezoni. Na tak način smo izločili variabilnost med leti, ki bi kot napaka lahko vplivala na rezultat testa. Uporabili smo Mann-Whitneyev test.

#### **2.4.4 Izbor in zasedanje gnezditvenih habitatov**

Podatke popisa habitatnih tipov in kartiranja repaljščic smo digitalizirali z geografskim informacijskim sistemom ArcView. Kartirne podatke smo interpretirali po Bibbyju *et al.* (2000). Ker smo opravili več kot devet učinkovitih popisov na območju na leto, smo teritorij (*cluster*) potrdili z najmanj tremi teritorialnimi registracijami samca, med katerimi je bilo najmanj 10 dni razlike (Bibby *et al.* 2000). Za teritorialno aktivnost samca smo šteli: intenzivno petje, zasledovanje samice, pretep samcev, parjenje in straženje samice. Točke teritorialnih registracij posameznih samcev smo z linijami povezali v minimalne konveksne poligone, ki smo jih poimenovali teritoriji (Tinbergen 1957). Vsakemu teritoriju repaljščice

smo kot atribut pripisali habitatni tip z največjim deležem površine. Izbor teritorijev po habitatnih tipih smo testirali s hi-kvadrat testom. Testirali smo tudi zasedanje habitatnih tipov (časovni izbor). Za analizirani parameter smo uporabili dan 1. jajca v prvih gnezdih. Nadomestnih gnezd nismo upoštevali. Testirali smo, ali se je začetek gnezdenja razlikoval med leti in habitatnimi tipi. Uporabili smo Kruskal-Wallisov test s post hoc Mann-Whitneyevimi testi. Ker smo ugotovili, da se je parameter dan 1. jajca razlikoval med leti, smo za analizo začetka gnezdenja med habitatnimi tipi kot odvisno spremenljivko uporabili ostanke (residualne) dni 1. jajca, ki smo jih izračunali kot razlike med dnevi 1. jajca in povprečnimi vrednostmi dnevov 1. jajca v gnezditveni sezoni (2002–2006).

Za grafični prikaz začetka in konca gnezditvenega obdobja repaljščic smo izdelali logistične krivulje. Za začetek gnezdenja populacije smo jih izdelali na osnovi dni 1. jajca, za konec gnezditvenega obdobja pa na osnovi dni, ko so mladiči zapustili gnezdo. Uporabili smo enačbo  $y = 1/(1 + e^{-K(x - t_{50})})$  (Ricklefs 1967), kjer je  $y$  odstotek populacije,  $K = 4 \cdot \text{naklon premice konverznih faktorjev (tangenta logistične krivulje v točki prevoja)}$ ,  $x = \text{dan v letu}$ ,  $t_{50} = \text{dan, pri katerem premica konverznih faktorjev seka absciso (x os, na kateri so dnevi)}$ . Konverzne faktorje (*conversion factors*) smo izračunali z enačbo  $Cw = 1/4 \cdot \ln(W/1 - W)$ , kjer je  $W$  odstotek populacije, ki je začel z gnezdenjem na določen dan, oz. odstotek populacije, ki je na določen dan z gnezdenjem končal (mladiči zapustili gnezdo). Konverzni faktorji so bili v vseh primerih v linearni odvisnosti z dnevi 1. jajca oz. dnevi, ko so mladiči poleteli, zato smo bili za prikaz začetka in konca gnezdenja upravičeni do uporabe logistične funkcije (Ricklefs 1967).

#### 2.4.5 Fiziognomske značilnosti habitatnih tipov

Fiziognomske značilnosti habitatnih tipov smo analizirali za vsako popis posebej (1. popis: 20. in 21. 4. 2006, 2. popis: 11. in 12. 5. 2006, 3. popis: 21. in 22. 6. 2006). Uporabili smo diskriminantno analizo. To metodo uporabljamo za prepoznavanje spremenljivk, ki diskriminirajo med naravnimi skupinami (Tabachnick & Fidell 2001) in je primerna za analizo izbora habitatov ptic (Cody 1985). Naravne skupine so bile habitatni tipi (magcvsf, megt, mmet, omt, pa), spremenljivke pa parametri, zbrani pri popisu fiziognomskih značilnosti habitatnih tipov. Analizo smo izvedli po *forward stepwise* načinu. Diskriminantni model smo gradili postopno in pri vsakem koraku ocenili, katera spremenljivka bi prispevala največ k diskriminaciji med skupinami. Ta spremenljivka je bila vključena v model. V analizi za prvo popisno obdobje nismo uporabili dveh spremenljivk: Efektivne višine vegetacije 50 % (Ef. viš. 50 %) in Efektivne višine vegetacije 90 % (Ef. viš. 90 %), saj pri prvem popisu vegetacija še ni bila dovolj razvita, da bi dobili vrednosti teh spremenljivk. Spremenljivko Debelina opada (Deb. opada) smo uporabili le v analizi za prvo popisno obdobje, saj se vrednosti te spremenljivke med popisi niso spremenile. Diskriminacijsko moč modelov smo ocenili po Wilksovi lambdi, prispevek posameznih spremenljivk k diskriminaciji med habitatnimi tipi pa smo ocenili po parcialnih lambdah. Mahalanobisove razdalje smo uporabili kot merilo, katere habitatne tipe smo z diskriminantno analizo uspeli ločiti in katerih ne.

Pri interpretaciji rezultatov diskriminantne analize smo zaradi lažjega zapisa uporabili naslednja poenostavljena imena habitatnih tipov: mokrotni mezotrofni in evtrofni travniki (mmet) = mokrotni travniki, mezotrofni do evtrofni gojeni travniki (megt) = gojeni travniki, oligotrofni mokrotni travniki (omt) = oligotrofni travniki, združbe visokih ostričevk z visokim steblikovjem (magcvsf) = visoka steblikovja, mezofilno pašniki (pa) = pašniki.

#### 2.4.6 Navidezno letno preživetje repaljščic

Analize preživetja repaljščic smo opravili z modeli lova in ponovnega ulova (Lebreton *et al.* 1992) s programom MARK (White & Burnham 1999). Glavni princip modeliranja je, da razvijamo verjetne modele bioloških procesov na osnovi podatkov, zbranih na terenu (Williams *et al.* 2001). Raziskovali smo navidezno letno preživetje ( $\Phi$ ) in verjetnost ponovnega ujetja ( $p$ ), ki ga dalje imenujemo verjetnost ponovnega opazovanja ( $p$ ), saj smo individualno označene repaljščice ponovno registrirali z opazovanji in ne z lovom. Navidezno preživetje je produkt dejanskega preživetja ( $S$ ) in zvestobe osebka ( $F$ ), da ostane v populaciji.  $1 - F$  je verjetnost, da osebek zapusti populacijo (trajna emigracija oz. disperzija) in ga pri kasnejših ponovnih opazovanjih na raziskovanem območju ne registriramo, čeprav je živ. Ker trajne emigracije in izgub zaradi mortalitete ni mogoče razlikovati, lahko za populacije ugotovljamo le navidezno preživetje, ki je vedno manjše ali v primeru, če trajne emigracije ni, enako dejanskemu preživetju. Verjetnost ponovnega opazovanja je verjetnost, da smo repaljščico opazili na raziskovanem območju v obdobju  $i$ , če je bila v tem obdobju živa. Izračun verjetnosti ponovnega opazovanja temelji na primerih, ko ptice, registrirane v letu  $n$ , ne registriramo v letu  $n + 1$ , ponovno pa jo registriramo v letu  $n + 2$  ali  $n + n$  (npr. odlovnina zgodovina 101). V letu, ko ptice nismo registrirali, smo jo ali spregledali ali pa je sploh ni bilo na raziskovanem območju, ker je začasno emigrirala (Cooch & White 2006). Uporabili smo Cormack-Jolly-Seberjev (CJS) model (Cormack 1964, Jolly 1965, Seber 1965) za odprte populacije. Model temelji na ponovnem ujetju oz. opazovanju (*recaptures only*) označenih živali v odprti populaciji. Pri CJS ni predpostavk oz. posebnih pogojev glede načina, kako so bile nove živali označene (Cormack 1964, Jolly 1965, Seber 1965, Amstrup *et al.* 2005).

Analize smo izvedli ločeno za dva seta podatkov. Prvi set je vseboval podatke osebkov znanega spola (osebkov, ki so bili označeni odrasli, stari  $\geq$  eno leto). V tem setu smo testirali, ali se je navidezno preživetje odraslih repaljščic razlikovalo med spoloma in med leti, in ali je bilo odvisno od vremena. Podatke smo imeli za obdobje 2002–2006. Drugi set je vseboval podatke osebkov znane starosti – takšnih, ki so bili označeni kot mladiči v gnezdu (1Y) ali kot odrasli (ad). Ločili smo torej dve starostni skupini, prvoletne in odrasle ptice. Testirali smo, ali se je navidezno preživetje prvoletnih (1Y) repaljščic razlikovalo od navideznega preživetja odraslih (ad). Ker smo mladiče v gnezdih začeli označevati šele leta 2004, v tem setu nismo testirali vpliva leta na navidezno preživetje.

Analizo za vsak set smo izvedli v naslednjih, za modeliranje standardnih korakov (Cooch & White 2006): (1) izdelava globalnega modela, (2) goodness of fit (GOF) test (skladnost) globalnega modela, (3) izdelava *a priori* (reduciranih) modelov, (4) primerjava modelov.

(1) Globalni CJS model za prvi set podatkov je bil  $\Phi_{\text{spol} \cdot t} p_{\text{spol} \cdot t}$ , kar pomeni, da smo modelirali preživetje in verjetnost ponovnega opazovanja ločeno za oba spola (spol) in za vsa leta ( $t$ ) (Lebreton *et al.* 1992). Globalni CJS model za drugi set podatkov je bil  $\Phi_{\text{st}} p_{\text{st}}$ , kar pomeni, da smo modelirali preživetje in verjetnost ponovnega opazovanja ločeno za obe starosti (st).

(2) S parametričnim bootstrap GOF testom smo za vsak set preverili, ali je struktura podatkov (odlovnih zgodovin) skladna s prvima CJS predpostavkama, ki sta: (1) enaka verjetnost ( $p_j$ ) za vsako živo žival, da je v času  $j$  v vzorcu opazovana, (2) enaka verjetnost preživetja ( $\phi_j$ ) vsake označene živali v populaciji od časa  $j$  do naslednjega vzorčenja. Skladnost (fit) modela smo izračunali po enačbi  $p = 1 - \text{rang} \cdot n^{-1}$ , kjer je rang = rang opazovane deviance globalnega modela v distribuciji pričakovanih devianc, dobljenih z metodo bootstrap,  $n$  = število bootstrap ponovitev (Cooch & White 2006). Ničelna hipoteza v GOF analizi je, da je model

skladen s podatki, alternativna hipoteza pa, da ni skladen (Williams *et al.* 2002). Opravili smo 100 bootstrap ponovitev. Faktor inflacije variance ( $\hat{c}$ ) smo izračunali kot opazovano devianco modela deljeno s povprečno pričakovano devianco modelov, dobljenih z metodo bootstrap (Burnham & Anderson 2002). Ostale predpostavke CJS modela, ki jih z GOF testom ne moremo preveriti, so: (3) da označene živali ne izgubijo označb in označbe niso spregledane ter (4) da so obdobja vzorčenja kratka v primerjavi z obdobjem, za katerega računamo preživetje (Amstrup *et al.* 2005). Ker v obdobju raziskave nismo zasledili nobene kombinacije barvnih obročkov, po kateri bi lahko sklepali, da je bila kakšna označba izgubljena, in ker je obdobje vzorčenja (gnezditvena sezona) trajalo približno četrtno obdobja, za katerega smo računali navidezno preživetje (leto), domnevamo, da so bili v raziskavi pogoji za tretjo in četrto predpostavko CJS modela izpolnjeni.

(3) Za prvi set podatkov smo na osnovi globalnega modela  $\Phi_{\text{spol} \times t} p_{\text{spol} \times t}$  izdelali *a priori* reducirane modele (tabela 6).

**Tabela 6:** *A priori* modeli za analizo vpliva spola, leta in vremena na navidezno preživetje in verjetnost ponovnega opazovanja repaljščic.  $\Phi$  = navidezno letno preživetje,  $p$  = verjetnost ponovnega opazovanja,  $\text{spol}$  = vpliv spola,  $t$  = vpliv časa (leta),  $\text{temp}$  = vpliv temperature,  $\text{pad}$  = vpliv padavin,  $+$  = aditivni vpliv dveh spremenljivk, npr.:  $\Phi_{\text{spol} + t}$ .  $p$  pomeni  $\text{logit}\Phi = \beta_0 + \beta_1 \times \text{spol} + \beta_2 \times \text{leto}$ .  $*$  = interakcijski vpliv dveh spremenljivk, npr.:  $\Phi_{\text{spol} * \text{pad}}$ .  $p$  pomeni  $\text{logit}\Phi = \beta_0 + \beta_1 \times \text{spol} + \beta_2 \times \text{padavine} + \beta_3 \times \text{spol} * \text{padavine}$ . Pika v oznaki modela (npr.:  $\Phi.p$ ) pomeni konstanten parameter.

---

### Model

---

$\Phi_{\text{spol} \times t} p_{\text{spol} \times t}$   
 $\Phi_{\text{spol} + t} p_{\text{spol} + t}$   
 $\Phi_{\text{spol} + t} p_{\text{spol}}$   
 $\Phi_{\text{spol} + t} p_t$   
 $\Phi_{\text{spol} + t} p.$   
 $\Phi_{\text{spol}} p_{\text{spol} + t}$   
 $\Phi_{\text{spol}} p_{\text{spol}}$   
 $\Phi_{\text{spol}} p_t$   
 $\Phi_{\text{spol}} p.$   
 $\Phi_t p_{\text{spol} + t}$   
 $\Phi_t p_{\text{spol}}$   
 $\Phi_t p_t$   
 $\Phi_t p.$   
 $\Phi.p_{\text{spol} + t}$   
 $\Phi.p_{\text{spol}}$   
 $\Phi.p_t$   
 $\Phi.p.$   
 $\Phi_{\text{spol} + \text{temp}} p_{\text{spol}}$   
 $\Phi_{\text{spol} + \text{temp}} p.$   
 $\Phi_{\text{spol} + \text{pad}} p_{\text{spol}}$   
 $\Phi_{\text{spol} + \text{pad}} p.$   
 $\Phi_{\text{spol} * \text{temp}} p_{\text{spol}}$   
 $\Phi_{\text{spol} * \text{temp}} p.$   
 $\Phi_{\text{spol} * \text{pad}} p_{\text{spol}}$   
 $\Phi_{\text{spol} * \text{pad}} p.$

---

Temperaturo smo za vsako leto izračunali kot povprečno temperaturo med marcem in junijem, padavine pa kot vsoto padavin med marcem in junijem (tabela 7).

**Tabela 7:** Temperature in padavine, uporabljene za modeliranje navideznega letnega preživetja odraslih repaljščic. Povprečne temperature (°C) in vsote padavin (mm) smo izračunali za vsako leto posebej za obdobje marec–junij.

Leto	Temperatura (°C)	Padavine (mm)
2002	14,3	406
2003	14,9	220
2004	12,1	580
2005	13,1	404
2006	13,0	444

Za drugi set podatkov smo izdelali *a priori* reducirane modele na osnovi globalnega modela  $\Phi_{st}p_{st}$  (tabela 8).

**Tabela 8:** *A priori* modeli za analizo vpliva starosti na navidezno preživetje in verjetnost ponovnega opazovanja repaljščic

Model
$\Phi_{st}p.$
$\Phi.p_{st}$
$\Phi.p.$

Modele za prvi set podatkov smo s programom MARK izdelali z modificiranjem DIM. Modelirali smo z logit link funkcijo. Modele za drugi set podatkov smo izdelali s PIM, modelirali smo s sinusno link funkcijo (Lebreton *et al.* 1992, Cooch & White 2006).

(4) Za merilo podpore modelov v podatkih smo uporabili razlike med AICc vrednostmi modelov ( $\Delta AICc$ ) ter obtežbe posameznih modelov ( $w_i$ ). Izračunali smo relativni pomen spremenljivk (spol, leto, temperatura, padavine, starost) v celotnem setu analiziranih modelov (Burnham & Anderson 2002).

#### 2.4.7 Filopatija

Analizirali smo razdalje med gnezdi istih ptic v zaporednih letih, ločeno za samce in samice, in razdalje med rojstnimi gnezdi (gnezdi, kjer so se ptice izvalile) repaljščic in njihovimi prvimi gnezdi. Razdalje smo izmerili v geografskem informacijskem sistemu ArcView in jih testirali z Mann-Whitneyevim testom.

#### 2.4.8 Dinamika izvornih in ponornih populacij

Analizo, ali so populacije na habitatnih tipih ponorne ali izvorne, smo opravili z modelom. Za osnovo smo vzeli model Müllerja *et al.* (2005). Podatki, ki jih potrebujemo za uporabo tega modela so: rodnost populacije, letno preživetje odraslih in letno preživetje mladičev.

Medtem ko je rodnost parameter, ki ga lahko v populaciji ugotovimo zelo točno, sta letno preživetje odraslih in mladičev parametra, ki ju točno ne moremo ugotoviti. Izračunamo lahko

le navidezno preživetje, ki je zaradi trajne emigracije manjše od dejanskega preživetja, pri čemer je navidezno preživetje samcev zaradi njihove manjše disperzije boljši približek dejanskega preživetja kot navidezno preživetje samic. Zato smo preživetje odraslih obravnavali v intervalu s spodnjo mejo, ki je bila enaka ugotovljenemu navideznemu preživetju in z zgornjo mejo, ki je bila enaka vrednosti 0,6. To je ocenjena verjetnost dejanskega preživetja selilskih palearktičnih pevk agroekosistemov (Siriwardena *et al.* 1998). Razlike v preživetju zaradi spola smo v tem modelu zanemarili.

Navidezno preživetje prvoletnih repaljščic je zaradi izrazite natalne disperzije najmanj natančen približek dejanskega preživetja. Verjetnost dejanskega letnega preživetja prvoletnih repaljščic (od izvalitve do prvega gnezdenja) ni znana, ocenjena pa je na 0,33 (Schmidt & Hantge 1954). V modelu smo zato podobno kot Müller *et al.* (2005) uporabili tri različne verjetnosti preživetja prvoletnih repaljščic: 0,2, 0,3 in 0,4.

Za rodnost smo uporabili povprečno število poletelih mladičev/uspešen par, ki smo ga ugotovili v raziskavi (tabela 19).

Model smo izdelali v treh korakih: (1) v razponu preživetja zarodov od nič do ena smo izračunali, koliko mladičev preživi prvo leto ob znani rodnosti in letnem preživetju prvoletnih osebkov, (2) izračunali smo, kakšno preživetje odraslih bi kompenzirali preživeli mladiči, izračunani v prvem koraku, (3) vrednosti smo grafično prikazali. S tem modelom smo ocenili, kolikšen odstotek zarodov mora preživeti, da bo populacija izvorna.

Če vemo, kolikšen odstotek zarodov preživi na habitatnem tipu, lahko torej s tem modelom ugotovimo, ali je populacija na habitatnem tipu ponorna ali ne. Odstotke preživelih zarodov po habitatnih tipih smo izračunali z modelom odvisnosti preživetja zarodov od košnje (slika 17) in paše (slika 19) in s podatki poteka košnje za habitatne tipe (slika 14).

Primer izračuna odstotka preživelih zarodov za habitatni tip mezotrofni do eutrofni gojeni travniki: z modelom hitrosti košnje mezotrofnih do eutrofnih gojenih travnikov (slika 14) ocenimo, da so 20 % pokosili 29.5., 40 % je bilo pokošeno 7.6., 60 % 16.6., 80 % 25.6., dne 4.7. so bili pokošeni vsi gojeni travniki (tabela 10). Vzemimo, da je na tem habitatnem tipu 100 gnezd, ki so porazdeljena tako, da je odstotek pokošene površine enak odstotku pokošenih gnezd. 29.5. bo torej pokošenih 20 gnezd, 7.6. bo pokošenih novih 20 gnezd itd. Sedaj uporabimo model vpliva košnje na preživetje zarodov (slika 17) in odčitamo, kakšna je verjetnost, da zarod preživi košnjo 29.5. – enaka je nič. 95 % interval zaupanja preživetja je na ta dan košnje med 0 in 0,12. Če je bilo pokošenih 20 gnezd, košnje na ta dan ni preživel noben zarod, oziroma, če upoštevamo interval zaupanja, sta košnjo lahko preživela največ dva zaroda (zmnožimo verjetnost preživetja zaroda s številom gnezd). 40 % habitatnega tipa so pokosili 7.6. (tabela 10). Torej so takrat pokosili dodatnih 20 % površine, oz. novih 20 gnezd. Ponovno z modelom (slika 17) ocenimo, kakšna je verjetnost preživetja zaroda na ta dan in izračunamo koliko od 20 zarodov preživi košnjo. Rezultat je najmanj en oz. največ štiri. Enako izračunamo tudi, koliko zarodov preživi preostale tri košnje. Preživele zarode seštejemo. Od 100 hipotetičnih zarodov preživi takšno zaporedje košnje 18 zarodov, oziroma v 95 % intervalu zaupanja 10–32 zarodov (tabela 40), kar je enaku odstotku preživelih zarodov.

Na enak način smo z modelom vpliva paše na preživetje zarodov (slika 19) ocenili odstotke preživelih zarodov pri različnih pašnih obremenitvah (tabela 41).

#### **2.4.9 Metapopulacijska dinamika**

Raziskovano območje v naši raziskavi je del širšega kompleksa, Ljubljanskega barja, znotraj katerega so izvorni in ponorni habitatni razporejeni mozaično (v zaplatah) – ponekod izvorni

habitati mejijo na ponorne, medtem ko so drugje eni in drugi izolirani, obdani s habitati, kjer repaljščice ne gnezdi. Celoten kompleks je izoliran s habitati, ki so za repaljščico neprimerni. Najbližji podobni, čeprav manjši kompleksi (Cerkniško polje, Planinsko polje, Porečje Nanoščice), so od obravnavanega oddaljeni 20–30 km. Menimo, da je za analizo populacijske dinamike repaljščic na kompleksu Ljubljansko barje najprimernejši metapopulacijski pristop, saj vrsta tukaj gnezdi v fragmentiranem okolju, vendar z dovolj velikimi fragmenti za lokalne gnezditvene populacije (Hanski 1999). Analizo metapopulacijske dinamike smo opravili za celotno Ljubljansko barje. V analizi smo vse izvorne populacije v metapopulaciji obravnavali kot eno izvorno populacijo in vse ponorne populacije kot eno ponorno.

Analizo smo opravili v treh korakih: (1) Analizirali smo, kakšno je razmerje izvornih in ponornih habitatov za repaljščico, (2) izračunali smo kolikšen delež metapopulacije je izvorne in ponorne, (3) izdelali smo simulacijo sprememb velikosti metapopulacije v naslednjih tridesetih letih po različnih hipotetičnih scenarijih.

(1) Razmerje izvornih in ponornih habitatov smo dobili z analizo karte habitatnih tipov Barja (Kotarac & Grobelnik 1999). Kot potencialno primerne za repaljščico smo vzeli naslednje habitatne tipe: sestoje z brestovolistnim osladom (*Filipendulion*), gojene travnike, mokrotne travnike s stožko (*Molinion*), visoko šašje (*Magnocaricion*) in mokrotne ekstenzivne travnike. Kot neprimerne smo vzeli vse ostale habitatne tipe na območju (glej tabelo 1). Klasifikacija habitatnih tipov, ki smo jo uporabili v naši raziskavi, ni identična klasifikaciji, uporabljeni za izdelavo karte habitatnih tipov Barja. Kotarac & Grobelnik (1999) nista razlikovala oligotrofnih mokrotnih travnikov od mokrotnih mezotrofnih do evtrofnih travnikov in kot posebnega habitatnega tipa nista obravnavala pašnikov. Različno klasifikacijo smo poenotili tako, da smo kot izvorne habitate v naši raziskavi (oligotrofni mokrotni travniki in združbe visokih ostričevk z visokim steblikovjem) obravnavali sestoje z brestovolistnim osladom, visoko šašje in mokrotne travnike s stožko (*Molinion*), kot ponorne (v naši raziskavi mezotrofni do evtrofni gojeni travniki) gojene travnike, in kot habitate, kjer je rodnost približno enaka smrtnosti (v naši raziskavi mokrotni mezotrofni in evtrofni travniki), mokrotne ekstenzivne travnike. Pašnike smo obravnavali kot gojene travnike.

(2) Delež izvorne in ponorne populacije je za metapopulacijsko dinamiko pglavitnega pomena (Delibes *et al.* 2001a,b). Zaradi različnih gnezditvenih gostot populacij za izračun razmerja donorskih/ponornih populacij ne smemo uporabiti površin donorskih/ponornih habitatov. Ugotovili smo, da so bile gnezditvene gostote repaljščic na ponornih habitatih dvakrat manjše kot gostote na izvornih habitatih in habitatih, kjer je rodnost približno enaka smrtnosti. Z razmerjem gnezditvenih gostot, velikostjo metapopulacije (Tome *et al.* 2005) in površinami izvornih in ponornih habitatov, smo izračunali kolikšen delež metapopulacije je izvorne in ponorne. Izračun smo opravili z enačbo:  $x/A = 2((B - x)/C)$ , kjer je A velikost izvornih habitatov oz. habitatov kjer rodnost kompenzira smrtnost, B velikost celotne metapopulacije (v našem primeru smo vzeli 2000 parov – velikost metapopulacije je bila v letih 1989 do 1996 ocenjena na 1858–2245 parov (Tome *et al.* 2005), novejših podatkov o velikosti metapopulacije pa ni) in C velikost ponornih habitatov. Številka dva na desni strani enačbe je zaradi dvakrat manjše gostote na ponornih habitatih kot na izvornih. X je velikost populacije z večjo gostoto, torej izvorne populacije in populacije, kjer rodnost kompenzira smrtnost, B – x je velikost ponorne populacije.

(3) Simulacijo sprememb velikosti metapopulacije smo izdelali s programom Excel. Rezultate smo prikazali grafično. Za različna razmerja izvorne in ponorne populacije smo izračunali,



kako bi se spremenila velikost metapopulacije v naslednjih tridesetih letih. Izračuni temeljijo na naslednjih predpostavkah: (1) da je začetna velikost metapopulacije 2000 parov, (2) da je verjetnost preživetja odraslih repaljščic 0,6, (3) da je verjetnost preživetja prvoletnih repaljščic 0,4, (4) da je rodnost 5,3 poletelega mladiča/par, (5) da preživi 53 % zarodov izvirne populacije in 18 % zarodov ponorne populacije, (6) da se izvorna populacija ne poveča – nosilnost okolja izvirne populacije je dosežena, (7) da ni stohastičnih dejavnikov, (8) da ni priseljevanja v metapopulacijo in odseljevanja iz metapopulacije – migracije se odvijajo le znotraj metapopulacije, (9) da prirastek mladičev izvirne populacije vedno migrira v ponorno populacijo znotraj metapopulacije, (10) da je razmerje spolov v izvorni in ponorni populaciji 50:50.

Za izračun velikosti metapopulacije smo uporabili enačbe:

$$Nd_{i+1} = (Nd_i * 0,53 * 5,3 * 0,4) / 2 + (Nd_i * 0,6)$$

$$Np_{i+1} = ((Np_i * 0,18 * 5,3 * 0,4) / 2 + (Np_i * 0,6)) + (Nd_{i+1} - Nd_i)$$

$$Nmp_{i+1} = Np_{i+1} + Nd_i$$

$Nd_{i+1}$  = število parov izvirne populacije v letu  $i + 1$

$Np_{i+1}$  = število parov ponorne populacije v letu  $i + 1$

$Nmp_{i+1}$  = število parov metapopulacije v letu  $i + 1$

V prvem delu enačb za izračun števila parov izvirne in ponorne populacije izračunamo število parov v letu  $i + 1$  kot rezultat reprodukcije prejšnjega leta (produkt števila gnezdečih parov, preživetja zarodov, rodnosti in preživetja prvoletnih osebkov), v drugem delu enačb pa izračunamo število gnezdečih parov, ki preživijo od leta  $i$  do leta  $i + 1$ . Pri izračunu števila parov ponorne populacije, je v enačbi še tretji del ( $Nd_{i+1} - Nd_i$ ). To je prirastek donorske populacije, ki po predpostavki devet vedno migrira v ponorno populacijo – zato ga vedno prištevamo k ponorni populaciji. Ker se izvorna populacija ne poveča (predpostavka šest), je prirastek vedno konstanten.

### 3 REZULTATI

#### 3.1 Popis dejavnikov okolja

##### 3.1.1 Habitatni tipi

Popisali smo šest različnih habitatnih tipov (slike 4–10, tabela 9). Na raziskovanem območju pri Bevkah so bili najpogostejši mokrotni mezotrofni in evtrofni travniki (slika 7). Območje pri Notranjih Goricah je bilo homogeno, habitatni tip so bili mezotrofni do evtrofni gojeni travniki (slika 8).



Slika 4: Zdržbe visokih ostričevk (magc)



Slika 5: Nižinska visoka steblikovja (vsf)



Slika 6: Oligotrofni mokrotni travniki (omt)



Slika 7: Mokrotni mezotrofni in evtrofni travniki (mmet)



Slika 8: Mezotrofni do evtrofni gojeni travniki (megt)



Slika 9: Mezofilni pašniki (pa)



**Tabela 9:** Površine in odstotki habitatnih tipov na raziskovanih območjih. Tipologija habitatnih tipov po Joganu *et al.* (2004). Pov = površina (ha).

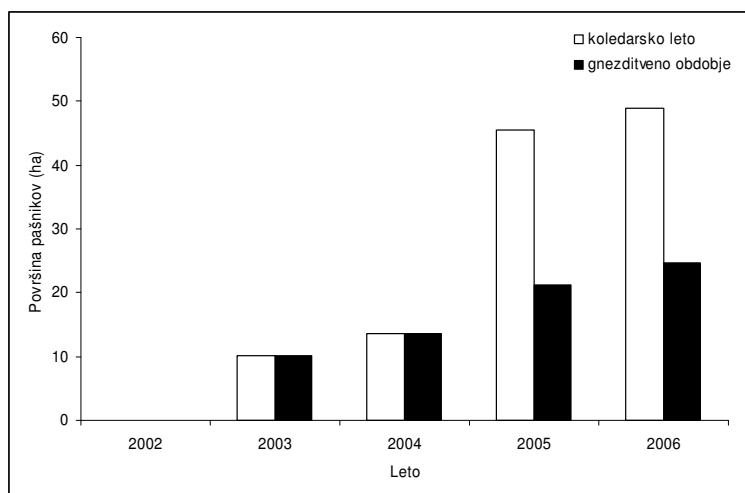
Raziskovano območje Habitatni tip (kratica)	Bevke		Notranje Gorice		Skupaj	
	Pov	%	Pov	%	Pov	%
Nižinska visoka steblikovja (vsf)	4,8	9,6	-	-	4,8	7,2
Mokrotni mezotrofni in evtrofni travniki (mmet)	18,2	35,9	-	-	18,2	27,0
Oligotrofni mokrotni travniki (omt)	12,0	23,8	-	-	12,0	17,9
Mezofilni pašniki (pa)	12,6	25,0	-	-	12,6	18,7
Mezotrofni do evtrofni gojeni travniki (megt)	-	-	16,8	100,0	16,8	24,9
Združbe visokih ostričevk (magc)	2,9	5,7	-	-	2,9	4,3
Skupaj	50,6	100,0	16,8	100,0	67,4	100,0



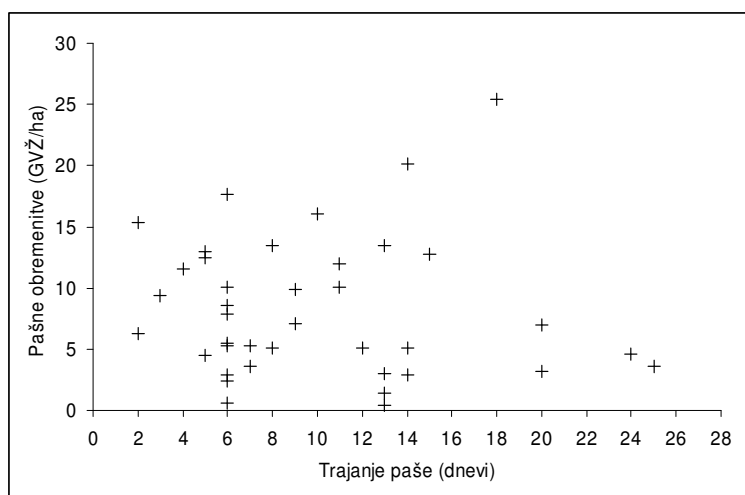
**Slika 10:** Habitatni tipi ožjega raziskovanega območja v Bevkah. Razlaga kratic habitatnih tipov je v tabeli 9. Rdeča črta = meja širšega raziskovanega območja v Bevkah.

### 3.1.2 Paša

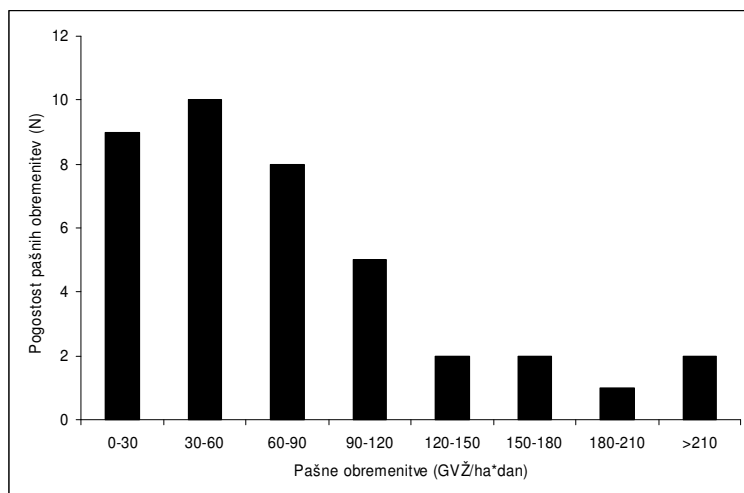
Na raziskovanem območju pri Bevkah so začeli kmetje s pašo leta 2003. Velikost posameznih pašnikov na tem območju v obdobju 2003–2006 je bila 0,2–4,6 ha (mediana = 2,3 ha). Površina pašnikov se je od leta 2003 do 2006 povečala (slika 11). Pašne obremenitve (GVŽ/ha) niso značilno korelirale s trajanjem paše ( $r = -0,062$ ,  $p = 0,709$ ; slika 12). V gnezditvenem obdobju repaljščic so bile na pašnikih najpogostejše pašne obremenitve 30–60 GVŽ/ha\*dan (slika 13).



**Slika 11:** Površine pašnikov v gnezditvenem obdobju repaljščic v letih 2003–2006. Gnezditveno obdobje = 1.5.–30.7. Razlike v površinah pašnikov med gnezditvenim obdobjem in koledarskim letom so nastale zato, ker so leta 2005 in 2006 jeseni in pozimi pasli na predelih, ki so bili v gnezditvenem obdobju repaljščic travniki.



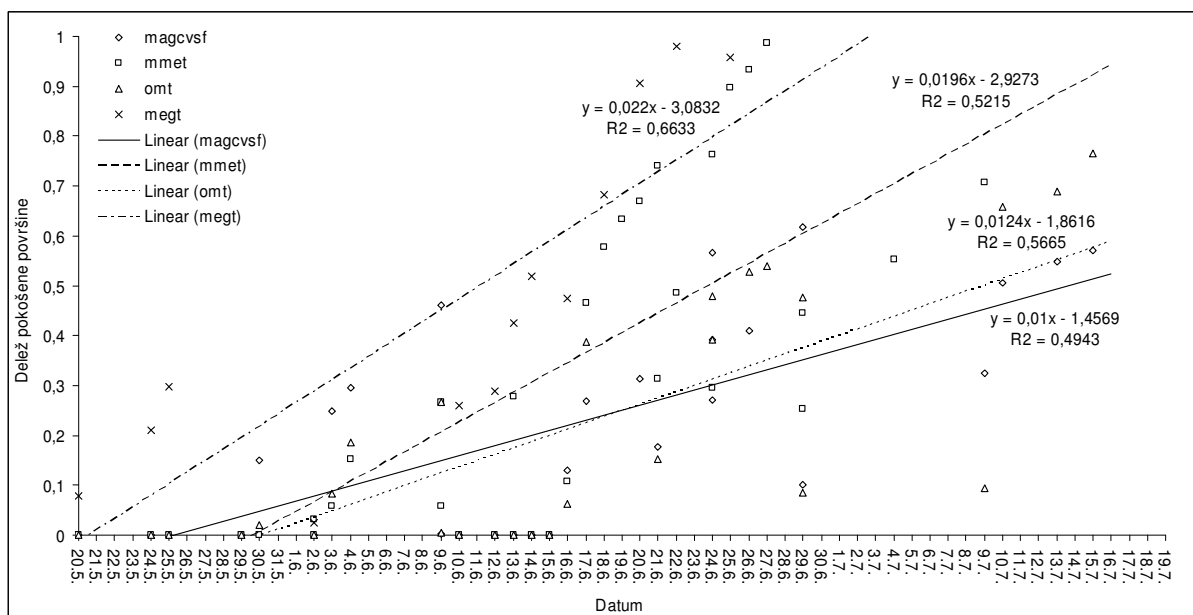
**Slika 12:** Pašne obremenitve in njihovo trajanje na pašnikih v Bevkah v letih 2005–2006 v gnezditvenem obdobju repaljščic



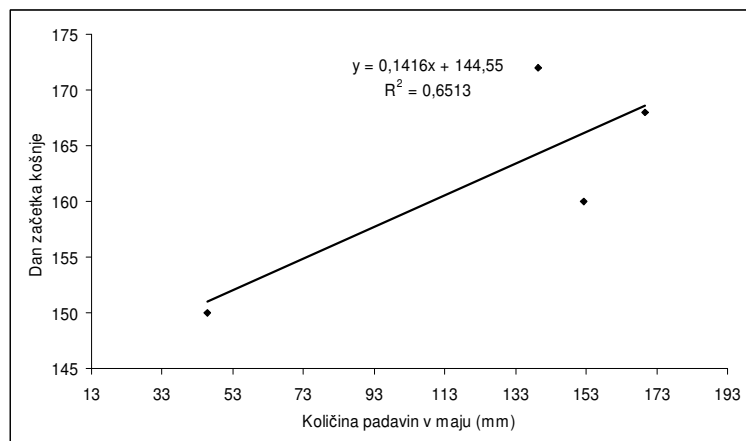
**Slika 13:** Frekvenčna distribucija pašnih obremenitev v Bevkah v gnezditvenem obdobju repaljščic v letih 2005–2006

### 3.1.3 Košnja

Najhitreje so kosili mezotrofne do eutrofne gojene travnike in mokrotne mezotrofne in eutrofne travnike. Oligotrofne mokrotne travnike in združbe visokih ostričevk z visokim steblikovjem so kosili počasneje. Začetek košnje mezotrofnih do eutrofnih gojenih travnikov je bil najzgodnejši (slika 14). V bolj deževnih letih so kmetje začeli s košnjo kasneje kot v manj deževnih (slika 15).



**Slika 14:** Linearni modeli poteka košnje na nižinskih habitatnih tipih v letih 2003–2006 v obdobju gnezdenja repaljščic



**Slika 15:** Vpliv vremena na začetek košnje travnikov. Podatki za leta 2003–2006. Dan začetka košnje = zaporedni dan v letu, ko so začeli s košnjo (145 = 25.5., 175 = 24.6.).

V večini primerov so območja habitatnih tipov pokosili v petih etapah, v vsaki približno 20 % površine (tabela 10).

**Tabela 10:** Z linearnimi modeli hitrosti košnje ocenjeni datumi, ko je bilo pokošeno 20, 40, 60, 80 in 100 % površine habitatnega tipa. Za linearne modele hitrosti košnje glej sliko 14.

Habitatni tip	Odstotek pokošene površine				
	20 %	40 %	60 %	80 %	100 %
magcvsf	14.6.	4.7.	> 19.7.	> 19.7.	> 19.7.
megt	29.5.	7.6.	16.6.	25.6.	4.7.
mmet	9.6.	19.6.	29.6.	9.7.	> 19.7.
omt	15.6.	1.7.	17.7.	> 19.7.	> 19.7.

### 3.2 Preživetje zarodov repaljščic v nižinskih habitatnih tipih

V letih 2002–2006 smo našli 139 gnezd repaljščic (tabela 11), od katerih jih je 42 propadlo. Glavni vzroki propada gnezd so bili v različnih habitatnih tipih različni. Na pašnikih so gnezda propadla zato, ker jih je pohodila živina. Na košenih habitatnih tipih (magcvsf, megt, mmet, omt) sta bila poglavitna vzroka propada gnezd košnja in plenjenje (tabela 12). Med raziskavo smo opazovali naslednje vrste, ki so bili potencialni plenilci zarodov repaljščic: beloprski jež (*Erinaceus concolor*), lisica, velika podlasica, mala podlasica, divja mačka, domača mačka, siva vrana, sraka in belouška (*Natrix natrix*). Od vseh najdenih gnezd jih je največ preživelo leta 2004 in najmanj leta 2006. Največ zarodov je bilo uplenjenih leta 2005, najmanj pa leta 2004 (tabela 13). Za analizo preživetja zarodov z Mayfieldovo metodo so bili uporabni podatki za 118 od 139 najdenih gnezd.

**Tabela 11:** Najdena gnezda repaljščic v različnih habitatnih tipih v raziskavi (2002–2006)

Habitatni tip	magcvsf	megt	mmet	omt	pa	Skupaj
Leto	N (%)	N (%)	N (%)	N (%)	N (%)	N (%)
2002	5 (20,8)	3 (12,5)	9 (37,5)	7 (29,2)	-	24 (100)
2003	5 (17,2)	-	8 (27,6)	11 (37,9)	5 (17,2)	29 (100)
2004	5 (26,3)	-	7 (36,8)	6 (31,6)	1 (5,3)	19 (100)
2005	8 (20,0)	2 (5,0)	14 (35,0)	16 (40,0)	-	40 (100)
2006	3 (11,1)	8 (29,6)	5 (18,5)	6 (22,2)	5 (18,5)	27 (100)
Skupaj	26 (18,7)	13 (9,4)	43 (30,9)	46 (33,1)	11 (7,9)	139 (100)

**Tabela 12:** Vzroki propada gnezd repaljščic v različnih habitatnih tipih v raziskavi (2002–2006)

Vzrok	Neznan	Pohojeno	Pokošeno	Uplenjeno	Skupaj
Habitatni tip	N (%)	N (%)	N (%)	N (%)	N (%)
magcvsf	1 (16,7)	-	-	5 (83,3)	6 (100)
megt	-	-	10 (100)	-	10 (100)
mmet	1 (7,7)	-	3 (23,1)	9 (69,2)	13 (100)
omt	1 (10,0)	-	1 (10,0)	8 (80,0)	10 (100)
pa	-	3 (100)	-	-	3 (100)
Skupaj	3 (7,1)	3 (7,1)	14 (33,3)	22 (52,4)	42 (100)

**Tabela 13:** Števila propadlih in uspešnih najdenih gnezd repaljščic v raziskavi (2002–2006)

	Neznan vzrok propada	Pohojeno	Pokošeno	Uplenjeno	Uspešno	Skupaj
Leto	N (%)	N (%)	N (%)	N (%)	N (%)	N (%)
2002	2 (8,3)	-	-	4 (16,7)	18 (75,0)	24 (100)
2003	-	2 (6,9)	2 (6,9)	3 (10,3)	22 (75,9)	29 (100)
2004	1 (5,3)	-	-	1 (5,3)	17 (89,5)	19 (100)
2005	-	-	2 (5,0)	10 (25,0)	28 (70,0)	40 (100)
2006	-	1 (3,7)	10 (37,0)	4 (14,8)	12 (44,4)	27 (100)
Skupaj	3 (2,2)	3 (2,2)	14 (10,1)	22 (15,8)	97 (69,8)	139 (100)

### 3.2.1 Dnevno preživetje zarodov na košenih habitatnih tipih

Analizo dnevnega preživetja zarodov na košenih habitatnih tipih smo opravili s podatki 107 gnezd, ki so bila izpostavljena 930 dni (intervalov). Od 107 zarodov jih je 33 propadlo. Analizirali smo vpliv petih spremenljivk na dnevno preživetje zarodov: dan košnje, padavine, temperatura, habitatni tip in leto. Od individualnih spremenljivk sta značilno interkorelirali le spremenljivki vremena (tabela 14). Po relativnem pomenu ( $w_+(j)$ ) so bile neodvisne spremenljivke v analiziranem setu modelov razporejene od najpomembnejše do najmanj pomembne: dan košnje (0,97), povprečna temperatura v obdobju gnezdenja (0,25), padavine v obdobju gnezdenja (0,24), habitatni tip (0,01) in leto ( $< 0,01$ ). Največ podpore v podatkih je imel model odvisnosti dnevnega preživetja zarodov od dneva košnje, S(košnja) (tabela 15). Kasnejša kot je bila košnja, več zarodov je preživelo (sliki 16, 17).

Precejšnjo podporo v podatkih sta imela tudi aditivna modela, s katerima smo analizirali hkratni vpliv košnje in vremena: S(košnja + temperatura) in S(košnja + padavine). Po teh modelih je več zarodov preživelo pri nižjih temperaturah in več padavinah (tabela 16). Model odvisnosti dnevnega preživetja zarodov od dneva košnje, S(košnja), je imel v primerjavi z modelom odvisnosti dnevnega preživetja zarodov od habitatnih tipov, S(habitat), 83-krat več podpore v podatkih. To pomeni, da lahko z dnevom košnje razložimo praktično vso variabilnost dnevnega preživetja zarodov v košenih habitatnih tipih.

**Tabela 14:** Korelacije med zveznimi neodvisnimi spremenljivkami, uporabljenimi v analizi dnevnega preživetja zarodov repaljščic. Dan košnje = dan košnje travnika z gnezdrom, Tav, Psum = povprečna temperatura oz. količina padavin v gnezditvenem obdobju posameznega gnezda (od dneva 1. jajca, do dneva, ko so mladiči zapustili gnezdo). Število gnezd v analizi = 107. Značilna korelacija je zapisana krepko.

Spremenljivka	Tav	Psum
Dan košnje	$r = 0,045$ $p = 0,635$	$r = -0,124$ $p = 0,202$
Tav	-	<b><math>r = -0,595</math></b> <b><math>p &lt; 0,010</math></b>

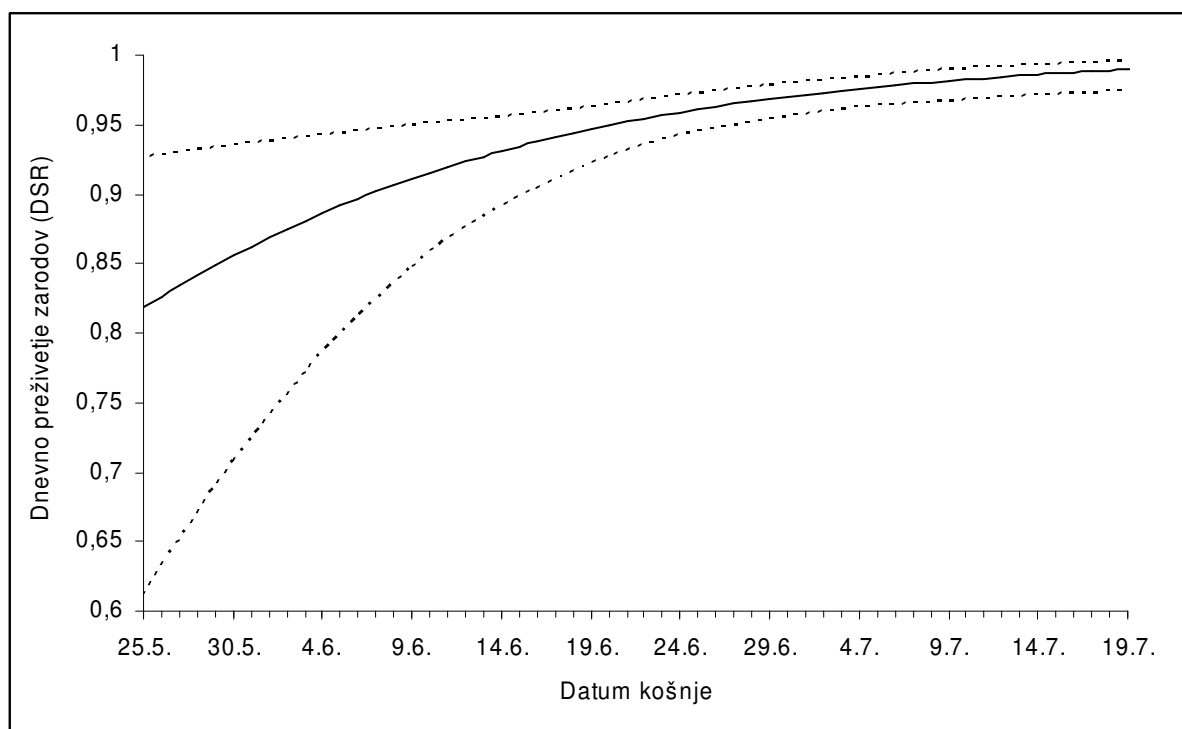
**Tabela 15:** Modeli dnevnega preživetja zarodov repaljščic na košenih habitatnih tipih. AICc = Akaikov informacijski kriterij,  $\Delta AICc$  = razlika med AICc modela in najmanjšo AICc v analiziranem setu modelov,  $w_i$  = obtežba AICc vrednosti,  $K$  = število parametrov modela.

Model	AICc	$\Delta AICc$	$w_i$	$K$	Devianca modela
S(košnja)	176,37	0,00	0,497	2	172,357
S(košnja + padavine)	177,86	1,49	0,237	3	171,830
S(košnja + temperatura)	177,87	1,50	0,235	3	171,845
S(.)	185,21	8,84	0,006	1	183,204
S(habitat)	185,26	8,89	0,006	4	177,215
S(temperatura)	185,63	9,26	0,005	2	181,617
S(habitat + temperatura)	185,65	9,27	0,005	5	175,576
S(leto)	185,74	9,36	0,005	4	177,689
S(habitat + padavine)	186,71	10,33	0,003	5	176,635
S(padavine)	187,15	10,78	0,002	2	183,134

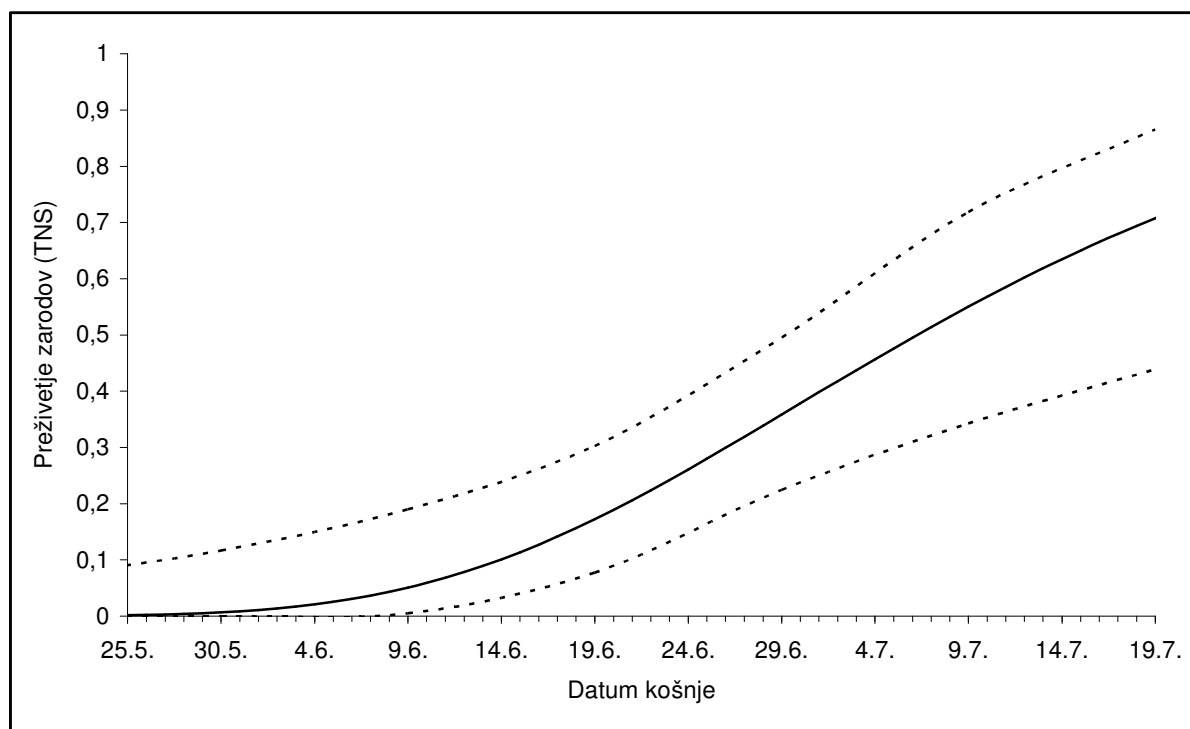


**Tabela 16:** Verjetnosti preživetja zarodov (TNS), izračunane z aditivnima modeloma S(košnja + temperatura) in S(košnja + padavine). Vrednosti so izračunane za temperature in količine padavin pri dnevu košnje 175. dan v letu (24. junij).

Tav ( $^{\circ}\text{C}$ )	TNS	Psum (mm)	TNS
14	0,34	200	0,34
16	0,30	150	0,28
18	0,25	100	0,22
20	0,21	50	0,17



**Slika 16:** Vpliv datuma prve košnje na dnevno preživetje zarodov (DSR). Krivulja je izračunana z modelom vpliva dneva košnje na dnevno preživetje zarodov S(košnja), ki je imel največ podpore v podatkih. Enačba modela je  $\text{logit}(\text{DSR}) = -6,452 + 0,055 \times \text{dan košnje}$ . Črtkana črta je 95 % interval zaupanja.



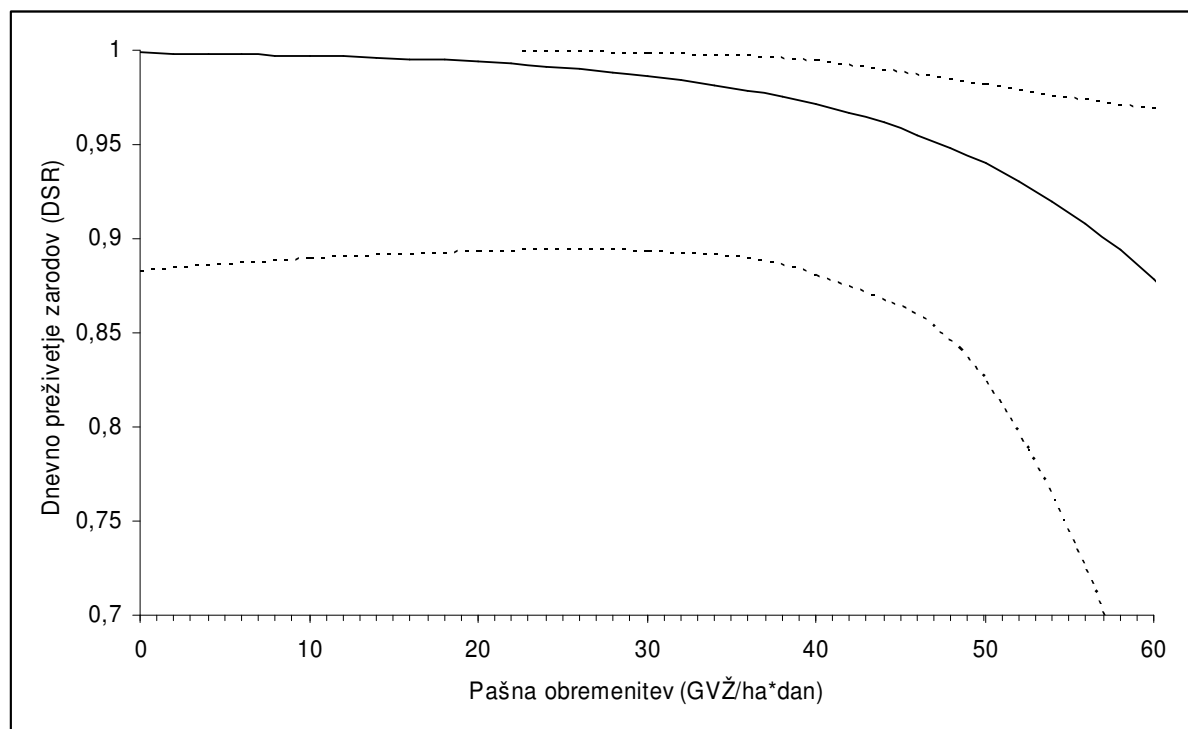
**Slika 17:** Vpliv datuma prve košnje na preživetje zarodov (TNS). Črtkana črta je 95 % interval zaupanja.

### 3.2.2 Dnevno preživetje zarodov na pašnikih

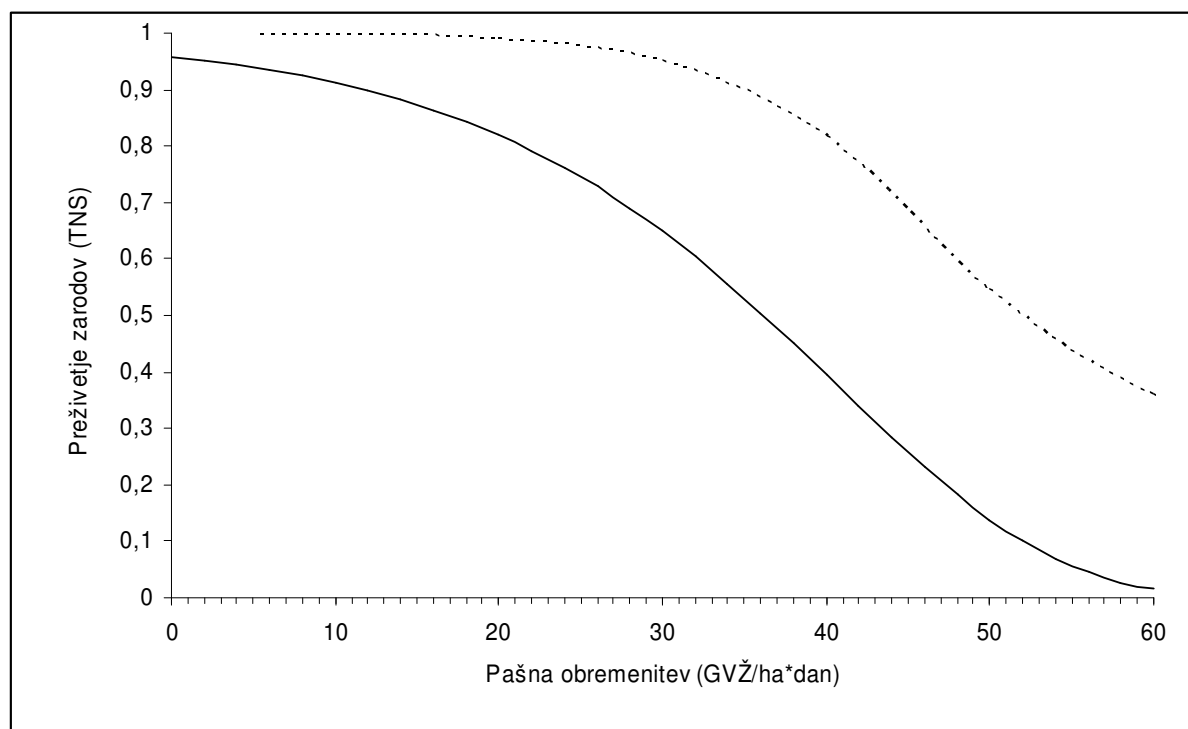
Analizo dnevnega preživetja zarodov na pašnikih smo opravili s podatki za 11 gnezd, ki so bila izpostavljena 115 dni (intervalov). Trije zarodi od 11 so propadli. Model vpliva pašnih obremenitev na dnevno preživetje zarodov,  $S(\text{paša})$ , je imel 6-krat več podpore v podatkih kot model konstantnega dnevnega preživetja zarodov,  $S(\cdot)$ , kar je v oporo hipotezi, da je dnevno preživetje zarodov v gnezdih na pašnikih odvisno od pašnih obremenitev (tabela 17). Večja, kot je bila pašna obremenitev, manjša je bila verjetnost, da je zarod v gnezdu na pašniku preživel (sliki 18, 19).

**Tabela 17:** Modela dnevnega preživetja zarodov (DSR) na pašnikih. AICc = Akaikov informacijski kriterij,  $\Delta\text{AICc}$  = razlika med AICc modela in najmanjšo AICc v analiziranem setu modelov,  $w_i$  = obtežba AICc vrednosti,  $K$  = število parametrov modela.

Model	AICc	$\Delta\text{AICc}$	$w_i$	$K$	Devianca modela
$S(\text{paša})$	16,89	0,00	0,871	2	12,775
$S(\cdot)$	20,70	3,81	0,129	1	18,664



**Slika 18:** Vpliv pašnih obremenitev na dnevno preživetje zarodov (DSR). Krivulja je izračunana z modelom vpliva pašnih obremenitev na dnevno preživetje zarodov,  $S(\text{paša})$ , ki je imel največ podpore v podatkih. Enačba modela je  $\text{logit}(\text{DSR}) = 6,6252 - 0,0775 \times \text{pašna obremenitev}$ . Črtkana črta je 95 % interval zaupanja.



**Slika 19:** Vpliv pašnih obremenitev na preživetje zarodov (TNS). Črtkana črta je zgornja meja 95 % intervala zaupanja. Spodnja meja je bila zaradi majhnega števila podatkov za vse pašne obremenitve  $< 0,020$ .

### 3.3 Rodnost repaljščic v nižinskih habitatnih tipih

#### 3.3.1 Potencialna in realizirana rodnost populacije

Potencialna in realizirana rodnost raziskovane populacije repaljščic sta se značilno razlikovali med prvimi in nadomestnimi gnezdi, ne pa tudi med habitatnimi tipi ter leti (tabele 18–21).

S prvih gnezd je najpogosteje poletelo po šest mladičev, z nadomestnih gnezd pa po pet (slika 20). Linearna regresijska analiza je izkazala, da povprečna temperatura ( $F_{1,67} = 0,048$ ,  $p = 0,828$ ) in padavine ( $F_{1,67} = 0,894$ ,  $p = 0,348$ ) v obdobju gnezdenja ne vplivajo značilno na število poletelih mladičev. V vzorcu vseh gnezd (prva + nadomestna gnezda) so imeli pari, ki so začeli z gnezdenjem prej (dan 1. jajca), večja legla kot pari, ki so začeli z gnezdenjem kasneje ( $F_{1,83} = 8,559$ ,  $p = 0,004$ ). Te odvisnosti nismo potrdili v vzorcu prvih gnezd ( $F_{1,83} = 2,253$ ,  $p = 0,138$ ), kar pomeni, da so bila majhna nadomestna legla v analizi vseh gnezd vzrok značilne odvisnosti med velikostjo legel in dnevom 1. jajca (slika 21).

**Tabela 18:** Rezultati analiz rodnosti repaljščic v različnih habitatnih tipih (magevsf, megt, mmet, omt, pa), letih (2002–2006) in tipih gnezd (prvo, nadomestno). Analizirano s Kruskal-Wallisovim testom. Značilni rezultati so zapisani krepko.

Odvisna spremenljivka	Neodvisna spremenljivka	df	N	H	<i>p</i>
Jajca	Habitatni tip	4	97	0,962	0,916
	Leto	4	97	5,767	0,217
	<b>Tip gnezda</b>	<b>1</b>	<b>97</b>	<b>5,395</b>	<b>0,020</b>
Izvaljeni mladiči	Habitatni tip	4	112	1,988	0,738
	Leto	4	112	2,973	0,562
	<b>Tip gnezda</b>	<b>1</b>	<b>112</b>	<b>6,902</b>	<b>0,009</b>
Poleteli mladiči	Habitatni tip	4	97	3,422	0,490
	Leto	4	97	4,803	0,308
	<b>Tip gnezda</b>	<b>1</b>	<b>97</b>	<b>9,350</b>	<b>0,002</b>

**Tabela 19:** Potencialne in realizirane rodnosti repaljščic v nižinskih habitatnih tipih. N = število gnezd, av ± SD = povprečna vrednost ± standardna deviacija.

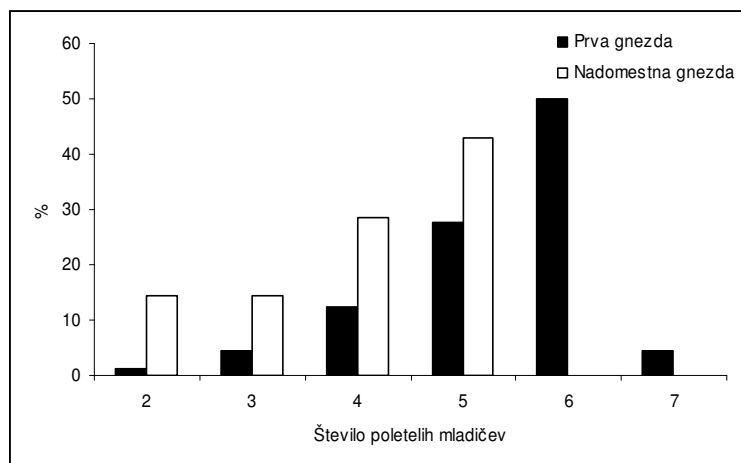
Habitatni tip	Jajca		Izvaljeni mladiči		Poleteli mladiči	
	N	av ± SD	N	av ± SD	N	av ± SD
magevsf	18	5,44 ± 1,15	21	5,43 ± 0,75	20	5,25 ± 0,97
megt	4	5,75 ± 0,50	5	5,40 ± 1,34	1	6
mmet	35	5,69 ± 0,87	40	5,53 ± 0,72	33	5,48 ± 0,83
omt	31	5,65 ± 0,66	40	5,23 ± 1,07	37	5,03 ± 1,24
pa	9	5,56 ± 0,73	6	5,17 ± 1,17	6	5,17 ± 1,17
Skupaj	97	5,62 ± 0,83	112	5,38 ± 0,91	97	5,25 ± 1,05

**Tabela 20:** Potencialne in realizirane rodnosti repaljščic v letih 2002–2006. N = število gnezd, av ± SD = povprečna vrednost ± standardna deviacija.

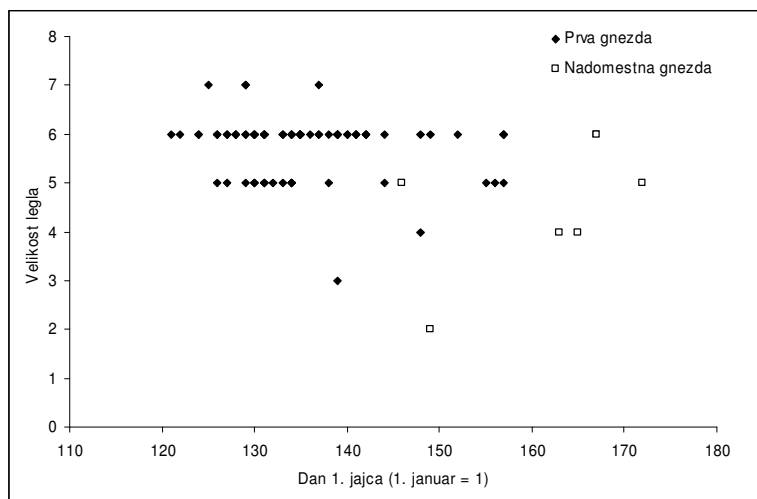
Leto	Jajca		Izvaljeni mladiči		Poleteli mladiči	
	N	av ± SD	N	av ± SD	N	av ± SD
2002	26	5,42 ± 0,86	21	5,52 ± 0,68	16	5,44 ± 0,73
2003	27	5,67 ± 0,78	23	5,48 ± 0,90	20	5,55 ± 0,89
2004	14	5,50 ± 1,16	17	5,24 ± 1,03	17	5,18 ± 1,01
2005	18	6,00 ± 0,49	36	5,47 ± 0,77	31	5,26 ± 1,09
2006	12	5,50 ± 0,80	15	4,93 ± 1,28	13	4,62 ± 1,39
Skupaj	97	5,62 ± 0,83	112	5,38 ± 0,91	97	5,25 ± 1,05

**Tabela 21:** Potencialne in realizirane rodnosti repaljščic v prvih in nadomestnih gnezdih. N = število gnezd, av ± SD = povprečna vrednost ± standardna deviacija.

Tip gnezda	Jajca		Izvaljeni mladiči		Poleteli mladiči	
	N	av ± SD	N	av ± SD	N	av ± SD
Prva gnezda	89	5,70 ± 0,73	106	5,42 ± 0,89	90	5,34 ± 0,98
Nadomestna gnezda	8	4,75 ± 1,39	6	4,50 ± 0,84	7	4,00 ± 1,15
Skupaj	97	5,62 ± 0,83	112	5,38 ± 0,91	97	5,25 ± 1,05

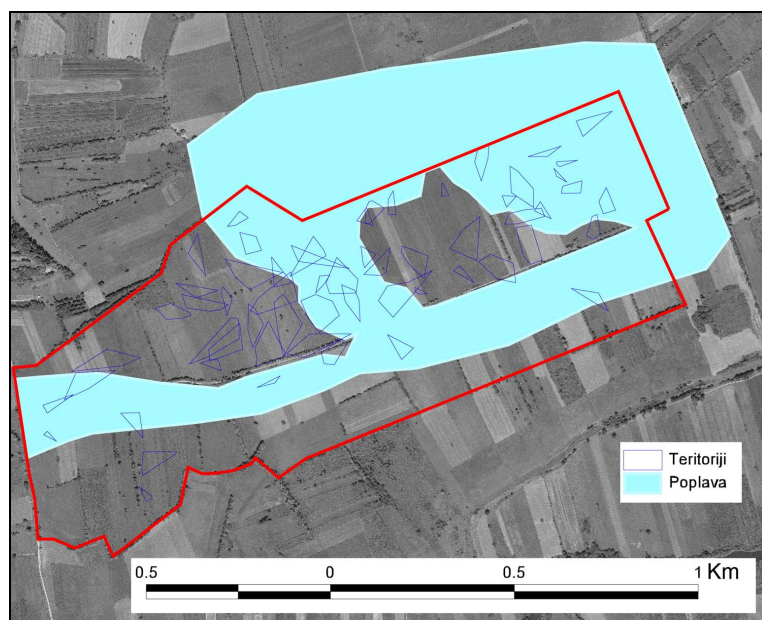


**Slika 20:** Frekvenčna distribucija poletelih mladičev repaljščic s prvih in nadomestnih gnezd. N (prva gnezda) = 90, N (nadomestna gnezda) = 7.



**Slika 21:** Odvisnost velikosti legel repaljščic od začetka gnezdenja za prva in nadomestna gnezda. Začetek gnezdenja je dan 1. jajca v gnezdu. N (prva gnezda) = 78, N (nadomestna gnezda) = 7.

Šest od sedmih nadomestnih gnezd, ki smo jih našli v raziskavi, so repaljščice naredile leta 2006. Konec maja 2006 so se na Ljubljanskem barju zaradi močnega deževja 24. in 25.5. ter 29. –31.5.2006 pojavile poplave. Visoka voda je na raziskovanem območju pri Bevkah (slika 22) zalila območje, na katerem je bilo 20 (32 %) od 63 prvih teritorijev repaljščic. Visoka voda se je z območja pri Bevkah popolnoma umaknila 10.6.2006. Šest parov je po umiku poplave pričelo gnezditu ponovno, kar predstavlja 16 % parov, ki so jim zaradi poplave neposredno ali posredno propadla gnezda.



**Slika 22:** Poplave na raziskovanem območju v Bevkah maja 2006. Poligoni z modrimi črtami so teritoriji repaljščic.

### 3.3.2 Starostno specifična rodnost

V obdobju raziskave (2002–2006) smo našli 55 gnezd individualno označenih repaljščic. V 16 primerih je bila individualno označena samica, v 31 primerih samec, v osmih obe ptici v paru. Za analizo starostno specifične rodnosti smo uporabili podatke 38 gnezditcev. Neuspešnih prvih gnezd ter nadomestnih gnezd nismo vključili v analizo (tabela 22).

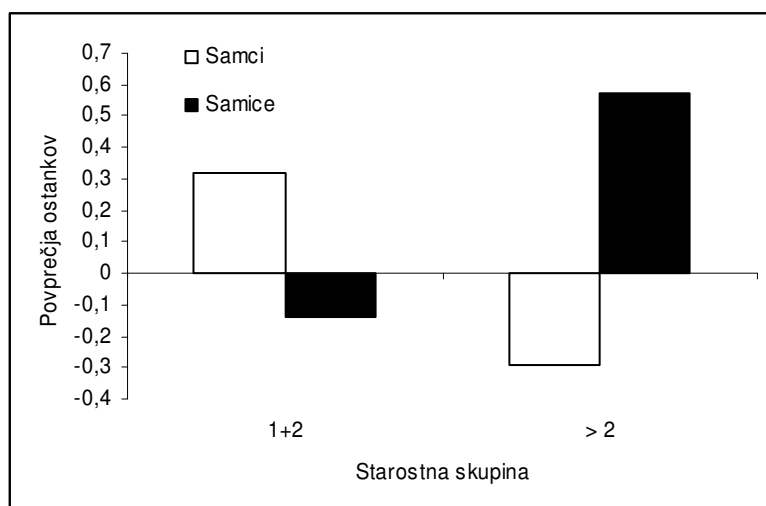
**Tabela 22:** Starosti gnezdečih repaljščic. 1, 2 = točna starost v letih, m2, m3, m4, m5 = minimalna starost v letih, ? = neoznačena ptica, neznana starost.

Starosti osebkov v gnezdečih parih		N parov (vsa legla)	N parov za analizo (uspešna prva legla)
Samec	Samica		
1	1	1	1
1	2	1	1
m2	m2	4	3
m3	m2	1	1
m3	m3	1	1
1	?	7	4
2	?	7	5
m2	?	14	10
m3	?	2	2
m5	?	1	1
?	1	2	2
?	2	2	1
?	3	1	1
?	m2	4	1
?	m3	6	3
?	m4	1	1
Skupaj		55	38

Pri samicah repaljščic smo potrdili starostno specifično realizirano rodnost. Samice, starejše od dveh let, so imele značilno več poletelih mladičev ( $5,83 \pm 0,41$ ) kot samice, stare eno in dve leti ( $5,00 \pm 0,00$ ). Starost samca ni vplivala na gnezditveni uspeh para (tabela 23, slika 23). Vpliva starosti samic na potencialno rodnost nismo analizirali zaradi premajhnega vzorca.

**Tabela 23:** Rezultati analize starostno specifične rodnosti. Kot parameter rodnosti smo uporabili ostanke (residualne), izračunane kot razlike med številom poletelih mladičev in povprečnim številom poletelih mladičev v letu. Analizo smo opravili z Mann-Whitneyevim testom. 1, 2, 3 = točna starost v letih, m3, m4 = najmanjša starost v letih, F = samice, M = samci. N = število podatkov za starostno skupino. Značilni rezultat je zapisan krepko.

Spol	Starostna skupina 1	Starostna skupina 2	U	p	N (Skupina 1)	N (Skupina 2)
F	1	>1	15	0,537	3	13
M	1	>1	65	0,829	6	23
<b>F</b>	<b>1 + 2</b>	<b>&gt; 2 (3 + m3 + m4)</b>	<b>4</b>	<b>0,046</b>	<b>5</b>	<b>6</b>
M	1 + 2	> 2 (3 + m3 + m4)	21	0,462	11	5



**Slika 23:** Povprečja ostankov (residualov), razlik med številom poletelih mladičev in povprečnim številom poletelih mladičev v letu, v starostnih skupinah repaljščic. 1 + 2 = osebki, stari eno in dve leti, > 2 = osebki, stari več kot dve leti. Za velikost vzorca posamezne starostne skupine glej tabelo 23.

### 3.4 Izbor gnezditvenih habitatov

Distribucija teritorijev repaljščic v habitatnih tipih se je značilno razlikovala od distribucije površin habitatnih tipov ( $\chi^2 = 28,887$ ,  $df = 4$ ,  $p < 0,001$ ). Repaljščice so preferirale oligotrofne mokrotne travnike (omt). Mezofilnih pašnikov (pa) niso izbirale, preostale habitatne tipe so izbirale sorazmerno z deležem njihove površine (tabeli 24, 25, slika 24). V obdobju raziskave so tri travnike (habitatni tip mmet in omt) skupne površine 9,1 ha trajno spremenili v pašnike. Gnezditvena gostota repaljščic se je po spremembi travnikov v pašnike zmanjšala za 5,7-krat (prej 1,43, potem 0,25 gnezdečih parov/ha).

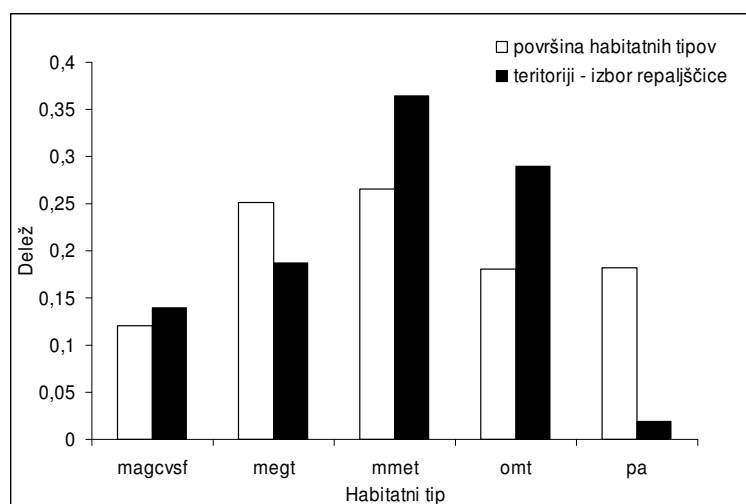
**Tabela 24:** Izbor habitatnega tipa. Povsod  $df = 1$ , upoštevan Yatesov popravek. Značilna rezultata sta zapisana krepko.

Habitatni tip	$\chi^2$	$p$
magcvsf	0,193	0,660
megt	1,531	0,216
mmet	3,620	0,057
<b>omt</b>	<b>6,497</b>	<b>0,011</b>
<b>pa</b>	<b>14,812</b>	<b>&lt; 0,001</b>



**Tabela 25:** Gnezditvene gostote repaljščic po habitatnih tipih. Gn. gos. = srednja vrednost gnezditvene gostote, Min = najnižja ugotovljena gnezditvena gostota, Max= najvišja ugotovljena gnezditvena gostota, Pov = površina habitatnega tipa v hektarih. Vse gostote so zapisane kot števila teritorijev repaljščic/10ha.

Habitatni tip	Gn. gos.	Min	Max	Pov
magcvsf	9,70	9,05	10,34	7,7
megt	5,96	5,96	5,96	16,8
mmet	10,72	10,45	11,00	18,2
omt	12,87	10,79	14,94	12,0
pa	0,79	0,00	1,58	12,6
Skupaj	7,90	7,72	8,16	67,4



**Slika 24:** Primerjava deležev površin habitatnih tipov in deležev teritorijev repaljščic po habitatnih tipih

### 3.5 Zasedanje gnezditvenih habitatov

Začetek gnezdenja repaljščic v prvih gnezdirh se je v letih (Kruskal-Wallisov test,  $F_{4,114} = 25,237$   $p < 0,001$ ) in v habitatnih tipih (Kruskal-Wallisov test,  $H_{4,114} = 18,291$ ,  $p = 0,001$ ) značilno razlikoval. Mann-Whitneyevi testi z Bonferronijevim popravkom so izkazali, da so repaljščice: (1) leta 2006 gnezdile značilno kasneje kot v prejšnjih letih (tabeli 26, 27, slika 25) in (2) na mezofilnih pašnikih gnezdile značilno kasneje kot na ostalih habitatnih tipih (tabeli 26, 28, slika 26).

**Tabela 26:** Začetek gnezdenja repaljščic v odvisnosti od leta in habitatnega tipa. Test = testirani par, U = rezultati Mann-Whitneyevega testa,  $p$ Bon = zmanjšana vrednost  $p$  po Bonferroniju. Odvisna spremenljivka primerjav med leti je dan 1. jajca, med habitatnimi tipi pa ostanki (residuali), izračunani kot razlike med dnevi 1. jajca in povprečno vrednostjo dneva 1. jajca v letu. Značilni rezultati so zapisani krepko.

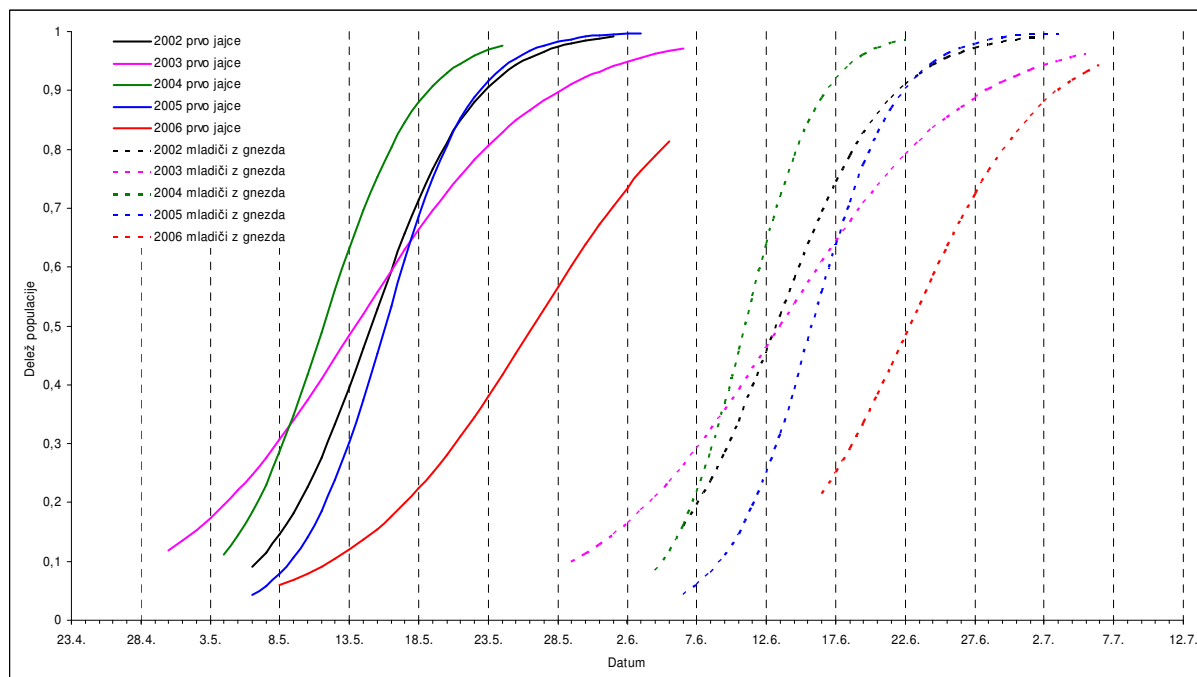
Test	U	$p$	$p$ Bon	Test	U	$p$	$p$ Bon
<b>2005:2006</b>	<b>67,0</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>0,0050</b>	<b>mmet:pa</b>	<b>11,0</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>0,0050</b>
<b>2004:2006</b>	<b>25,0</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>0,0056</b>	<b>omt:pa</b>	<b>12,0</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>0,0056</b>
<b>2002:2006</b>	<b>42,5</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>0,0063</b>	<b>magcvsf:pa</b>	<b>10,0</b>	<b>0,002</b>	<b>0,0063</b>
<b>2003:2006</b>	<b>69,0</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>0,0071</b>	<b>megt:pa</b>	<b>0,0</b>	<b>0,006</b>	<b>0,0071</b>
2004:2005	182,5	0,013	0,0083	magcvsf:megt	17,0	0,025	0,0083
2002:2005	270,5	0,101	0,0100	megt:mmet	43,5	0,041	0,0100
2003:2005	333,0	0,117	0,0125	megt:omt	48,0	0,045	0,0125
2002:2003	226,0	0,421	0,0167	magcvsf:omt	389,5	0,550	0,0167
2002:2004	172,0	0,632	0,0250	magcvsf:mmet	376,0	0,707	0,0250
2003:2004	221,0	0,922	0,0500	mmet:omt	851,0	0,935	0,0500

**Tabela 27:** Začetek gnezdenja repaljščic (datum 1. jajca) v letih 2002–2006. Me = mediana, Min = najmanjša vrednost, Max = največja vrednost, 25–75 % = kvartilni razpon, N = velikost vzorca.

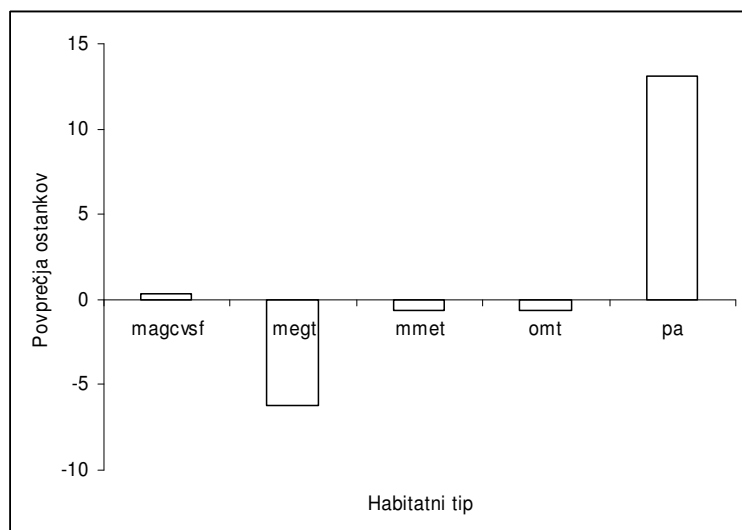
Leto	Me	Min	Max	25–75 %	N
2002	13.5.	6.5.	1.6.	10.5.–18.5.	21
2003	11.5.	30.4.	6.6.	7.5.–20.5.	25
2004	14.5.	4.5.	24.5.	9.5.–14.5.	18
2005	16.5.	6.5.	3.6.	13.5.–19.5.	35
2006	24.5.	8.5.	6.6.	22.5.–5.6.	15
Skupaj	15.5.	30.4.	6.6.	11.5.–21.5.	114

**Tabela 28:** Začetek gnezdenja repaljščic (datum 1. jajca) v habitatnih tipih. Me = mediana, Min = najmanjša vrednost, Max = največja vrednost, 25–75 % = kvartilni razpon, N = velikost vzorca.

Habitatni tip	Me	Min	Max	25–75 %	N
magcvsf	15.5.	1.5.	3.6.	11.5.–21.5.	20
megt	11.5.	6.5.	24.5.	8.5.–16.5.	5
mmet	15.5.	2.5.	5.6.	11.5.–19.5.	40
omt	14.5.	30.4.	6.6.	10.5.–20.5.	43
pa	2.6.	23.5.	6.6.	24.5.–6.6.	6
Skupaj	15.5.	30.4.	6.6.	11.5.–21.5.	114



**Slika 25:** Gnezditvena obdobja populacije repaljščic v letih 2002–2006. Polne črte = začetek gnezdenja (datumi 1. jajca), prekinjene črte = konec gnezdenja (datumi, ko so mladiči zapustili gnezda). Logistične krivulje izdelane po formuli Ricklefsa (1967). Podatki le za prva gnezda.



**Slika 26:** Začetek gnezdenja repaljščic v habitatnih tipih. Prikazana so povprečja ostankov (residualov), izračunana kot razlike med začetkom gnezdenja (dnevi 1. jajca) in povprečnim začetkom gnezdenja v letu.

### 3.6 Fiziognomske značilnosti habitatnih tipov

Habitatni tipi so se po fiziognomskih značilnostih razlikovali v vseh treh popisih (1. popis: Wilksova lambda = 0,277,  $F_{24,186} = 3,455$ ,  $p < 0,001$ ; 2. popis: Wilksova lambda = 0,205,  $F_{24,186} = 4,456$ ,  $p < 0,001$ ; 3. popis: Wilksova lambda = 0,151,  $F_{36,189} = 3,449$ ,  $p < 0,001$ ). Neodvisne spremenljivke, katerih prispevek k razlikovanju je bil največji (najmanjša parcialna lambda), so bile: debelina opada in indeks heterogenosti v prvem obdobju, pokrovnost zelišč in pokrovnost trav v drugem obdobju ter efektivna višina 90 in število cvetočih rastlin v tretjem obdobju (tabela 29). Za prvo in tretje obdobje sta bili značilni prvi dve diskriminantni funkciji, za drugo obdobje prve tri funkcije (hi-kvadrat test,  $p < 0,05$ ). Analiza Mahalanobisovih razdalj je izkazala, da z diskriminantnimi funkcijami v nobenem od treh obdobj ni bilo možno razlikovati med habitatnima tipoma omt in magcvsf. V prvem obdobju z diskriminantnima funkcijama po fiziognomskih značilnostih ni bilo možno razlikovati med mmet in megt (tabela 30, slike 27–29).

**Tabela 29:** Prispevki fiziognomskih spremenljivk k razlikovanju med habitatnimi tipi z diskriminantno analizo v prvem, drugem in tretjem popisnem obdobju. Zapisane so standardizirane vrednosti koeficientov diskriminantnih funkcij in kumulativni delež diskriminacijske moči funkcij. Za kratice spremenljivk glej poglavje 2.3.5.

Prvi popis (20. in 21. 4. 2006)

Spremenljivka	Parcialna			Koeficient disk. funkcije	
	lambda	F	<i>p</i>	Funkcija 1	Funkcija 2
Pok. trave	0,774	3,876	0,008	-0,216	1,419
Deb. opada	0,731	4,874	0,002	0,405	0,758
Het. veg.	0,748	4,453	0,004	0,734	0,356
Št. cvet.	0,888	1,668	0,171	0,022	0,345
Pok. šaši	0,827	2,765	0,037	0,652	0,582
Pok. zelišča	0,861	2,131	0,090	0,155	0,970
Kumulativni delež				0,586	0,865

Spremenljivke, ki po *forward stepwise* načinu niso bile vključene v model (= redundantne oz. odvečne spremenljivke).

Maks. viš. veg.	0,941	0,816	0,521
Št. vis. st.	0,271	0,981	0,254

Drugo obdobje (11. in 12. 5. 2006)

Spremenljivka	Parcialna			Koeficienti disk. funkcij		
	lambda	F	<i>p</i>	Funkcija 1	Funkcija 2	Funk.3
Maks. viš. veg.	0,861	2,135	0,089	-0,608	-0,182	-0,169
Pok. trave	0,782	3,692	0,010	-1,172	-0,825	-1,393
Pok. zelišča	0,777	3,797	0,009	-1,024	-0,083	-2,046
Pok. šaši	0,811	3,091	0,023	-1,098	0,126	-0,960
Št. cvet.	0,865	2,064	0,099	0,228	-0,547	0,087
Ef. viš. 50 %	0,871	1,965	0,113	-0,386	0,256	0,720
Kumulativni delež				0,532	0,850	0,958

Spremenljivke, ki po *forward stepwise* načinu niso bile vključene v model.

Ef. viš. 90 %	0,943	0,789	0,538
Het. veg	0,952	0,659	0,624
Št. vis. st	0,197	0,960	0,536

Tretje obdobje (21. in 22. 6. 2006)

Spremenljivka	Parcialna			Koefficienti disk. funkcij	
	lambda	F	p	Funkcija 1	Funkcija 2
Ef. viš. 90 %	0,791	3,293	0,018	-0,190	1,203
Maks. viš. veg	0,888	1,574	0,196	0,469	-0,474
Št. vis. st.	0,848	2,245	0,077	-0,210	0,587
Št. cvet.	0,826	2,629	0,045	0,198	-0,403
Pok. šaši	0,987	0,162	0,957	0,178	0,105
Ef. viš. 50 %	0,903	1,344	0,267	0,674	-0,511
Pok. trave	0,907	1,277	0,291	0,350	-0,476
Pok. zelišča	0,904	1,327	0,273	0,256	-0,248
Het. veg.	0,914	1,178	0,331	-0,269	-0,041
Kumulativni delež				0,453	0,870

**Tabela 30:** Statistična značilnost Mahalanobisovih razdalj. Značilne vrednosti so zapisane krepko.

Prvo obdobje (20. in 21.4.2006)

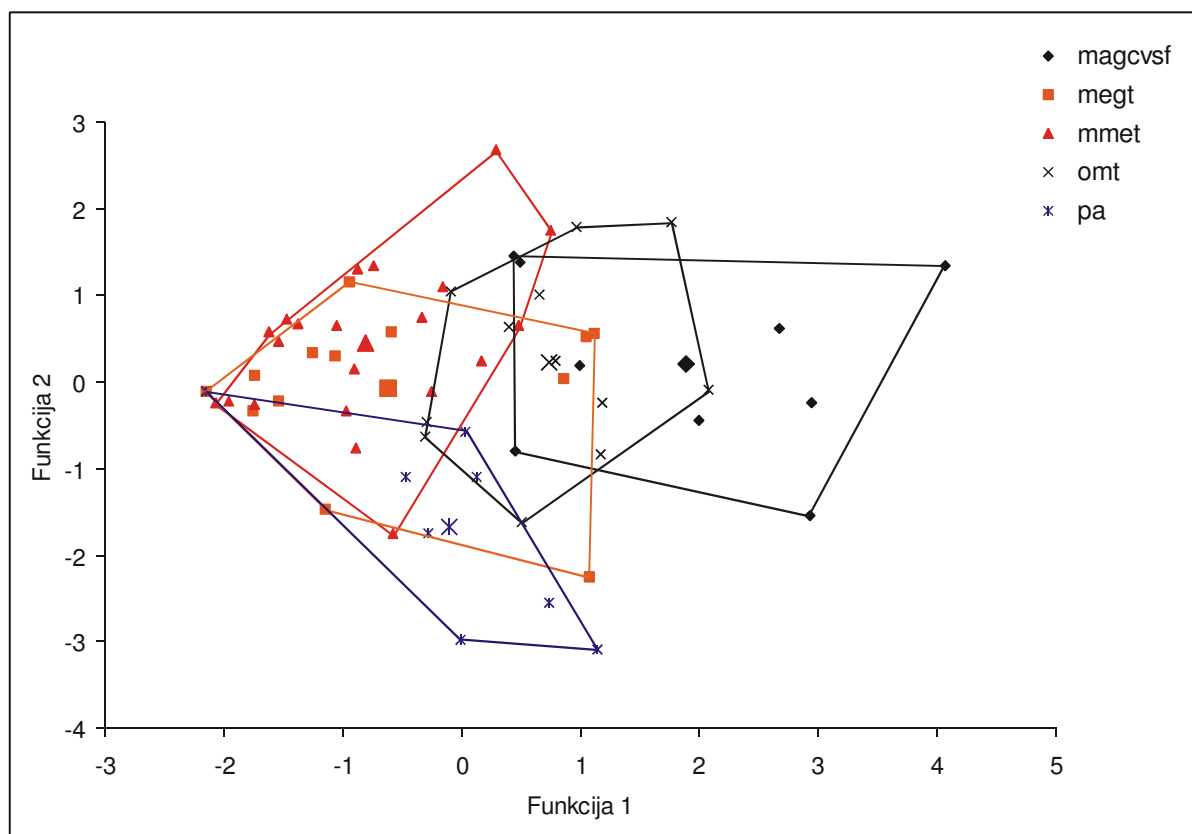
	magevsf	megt	mmet	omt	pa
magevsf	-	<b>&lt; 0,001</b>	<b>&lt; 0,001</b>	0,089	<b>&lt; 0,001</b>
megt		-	0,299	<b>0,041</b>	<b>0,034</b>
mmet			-	<b>0,004</b>	<b>0,002</b>
omt				-	<b>0,007</b>

Drugo obdobje (11. in 12. 5. 2006)

	magevsf	megt	mmet	omt	pa
magevsf	-	<b>&lt; 0,001</b>	<b>&lt; 0,001</b>	0,069	<b>&lt; 0,001</b>
megt		-	<b>0,013</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>&lt; 0,001</b>
mmet			-	<b>0,045</b>	<b>&lt; 0,001</b>
omt				-	<b>&lt; 0,001</b>

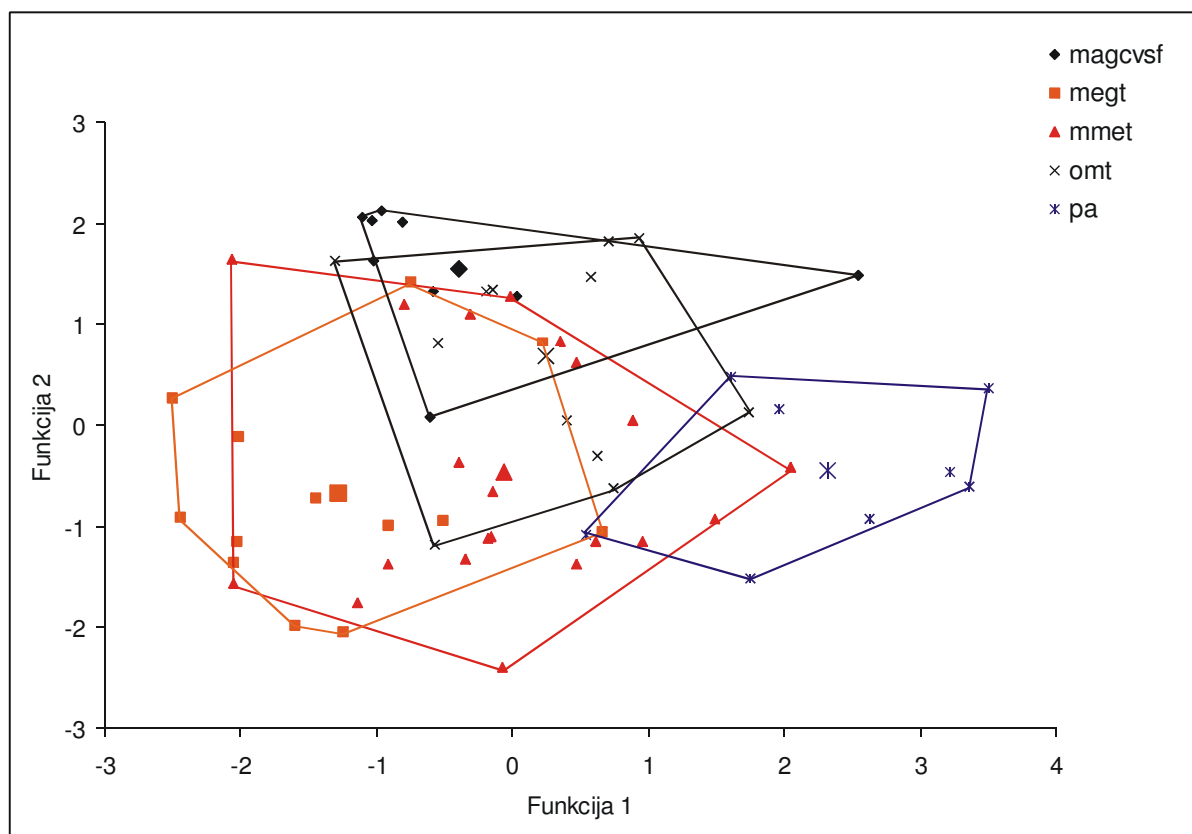
Tretje obdobje (21. in 22. 6. 2006)

	magevsf	megt	mmet	omt	pa
magevsf	-	<b>&lt; 0,001</b>	<b>&lt; 0,001</b>	0,092	<b>&lt; 0,001</b>
megt		-	<b>0,029</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>&lt; 0,001</b>
mmet			-	<b>0,004</b>	<b>0,002</b>
omt				-	<b>0,009</b>



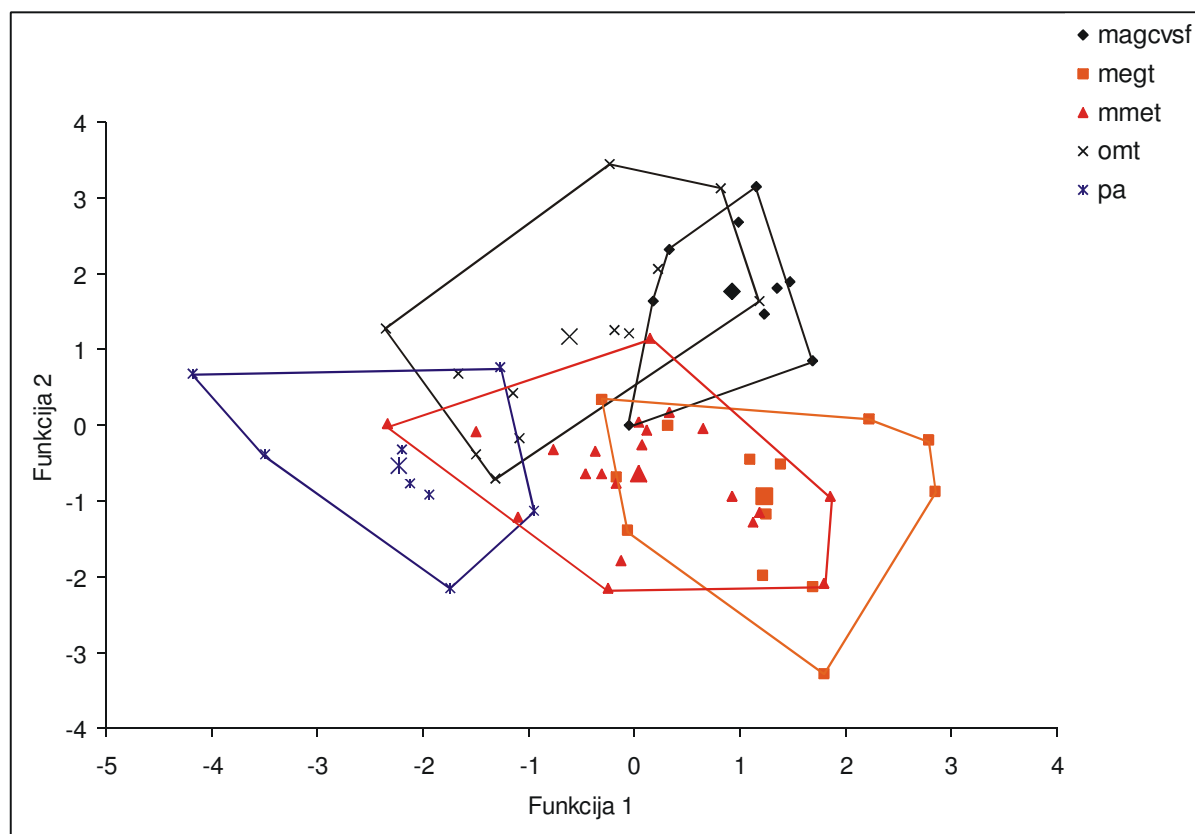
**Slika 27:** Vrednosti diskriminantnih funkcij v prvem obdobju (20. in 21. 4. 2006). Za posamezen habitatni tip so vrednosti označene z minimalnimi konveksnimi poligoni. Centroidi vrednosti za posamezen habitatni tip so označeni z večjimi simboli.

V prvem popisnem obdobju se mokrotni travniki (pojasnilo imen tukaj imenovanih habitatnih tipov je v poglavju 2.4.5.) od gojenih travnikov po fiziognomskih lastnostih niso značilno razlikovali. Od njih so se razlikovali oligotrofni travniki, in sicer po višji debelini opada in višjem indeksu heterogenosti vegetacije. Med oligotrofnimi travniki in visokim steblikovjem ni bilo značilne razlike. Tudi za visoka steblikovja je bila v prvem obdobju značilna višja debelina opada in višji indeks heterogenosti vegetacije kot pri mokrotnih travnikih in gojenih travnikih. Pašniki so imeli podobne karakteristike kot mokrotni travniki in gojeni travniki, od njih so se razlikovali po manjši debelini opada in manjšem deležu pokrovnosti trav.



**Slika 28:** Vrednosti diskriminantnih funkcij v drugem obdobju (11. in 12. 5. 2006). Za posamezen habitatni tip so vrednosti označene z minimalnimi konveksnimi poligoni. Centroidi vrednosti za posamezen habitatni tip so označeni z večjimi simboli.

V drugem popisnem obdobju so se po fiziognomskih lastnostih med seboj razlikovali mokrotni travniki, gojeni travniki in pašniki. Habitatna tipa oligotrofni travniki in visoka steblikovja se nista razlikovala. Mokrotni travniki so se razlikovali od gojenih po pokrovnosti trav, ki je bila višja na gojenih travnikih, in po pokrovnosti zelišč, kjer je bilo obratno. Na gojenih travnikih je bila tudi višja vegetacija kot na mokrotnih. Oligotrofni travniki in visoka steblikovja so se od mokrotnih in gojenih travnikov razlikovali po manjši pokrovnosti trav, večji pokrovnosti zelišč in nižji vegetaciji. Pašniki so se od oligotrofnih travnikov in visokega steblikovja razlikovali po večji pokrovnosti trav, manjši pokrovnosti zelišč in nižji vegetaciji. Od mokrotnih travnikov in gojenih travnikov so se pašniki razlikovali po maksimalni višini vegetacije, ki je bila na pašnikih nižja.



**Slika 29:** Vrednosti diskriminantnih funkcij v tretjem obdobju (21. in 22. 6. 2006). Za posamezen habitatni tip so vrednosti označene z minimalnimi konveksnimi poligoni. Centroidi vrednosti za posamezen habitatni tip so označeni z večjimi simboli.

Tudi v tretjem popisnem obdobju se oligotrofni travniki in visoka steblikovja po fiziognomskih lastnostih med seboj niso razlikovali. Mokrotni in gojeni travniki so se razlikovali po efektivni višini vegetacije, ki je bila višja na gojenih travnikih in po številu cvetočih rastlin, ki je bilo prav tako višje na gojenih travnikih. Oligotrofni travniki in visoka steblikovja so se od gojenih in mokrotnih travnikov razlikovali po višji efektivni višini vegetacije, nižjem številu cvetočih rastlin in večjem številu izstopajočih rastlin. Pašniki so se od oligotrofnih travnikov in visokega steblikovja razlikovali tako po nižji efektivni višini vegetacije in večjem številu cvetočih rastlin kot po nizkem številu izstopajočih rastlin. Od mokrotnih in gojenih travnikov so se pašniki razlikovali po nižji efektivni višini vegetacije.

### 3.7 Individualno označevanje in vračanje repaljščic

V petletni raziskavi (2002–2006) smo individualno označili 243 odraslih repaljščic (tabela 31) in opravili 200 kartirnih popisov označenih repaljščic.

Z letno specifičnimi oznakami smo označili 397 mladičev (tabela 32). Na raziskovanem območju v Bevkah smo v vseh letih raziskave ponovno registrirali 78 odraslih individualno označenih osebkov (50 samcev in 28 samic) ter 19 mladičev. V naslednjem letu po obročkanju se je vrnilo 34,5–66,7 % označenih odraslih samcev in 15,4–29,6 % označenih odraslih samic. Dve leti po obročkanju se je vrnilo 16,7–17,9 % samcev in 9,1–19,2 % samic. Tri leta po obročkanju se je vrnilo 6,9–7,1 % samcev in 7,4 % samic. Štiri leta po obročkanju



označenih samcev in samic nismo več registrirali (tabeli 33, 34). Mladičev, označenih v gnezdih, se je naslednje leto vrnilo 5,6–6,7 % (tabela 35).

**Tabela 31:** Števila odraslih repaljščic, obročkanih z individualno kombinacijo barvnih obročkov

Leto	Samci	Samice	Skupaj indiv. obr. odraslih ptic
2002	28	27	55
2003	29	26	55
2004	12	11	23
2005	39	40	79
2006	17	14	31
Skupaj	125	118	243

**Tabela 32:** Števila mladičev repaljščic, obročkanih z letno specifično barvno kombinacijo

Leto	Število označenih mladičev
2002	-
2003	-
2004	104
2005	213
2006	80
Skupaj	397

**Tabela 33:** Števila in odstotki ponovno opazovanih odraslih samcev repaljščic na raziskovanem območju

Leto	2002		2003		2004		2005	
	N	%	N	%	N	%	N	%
2002	28							
2003	11	39,3	29					
2004	5	17,9	10	34,5	12			
2005	2	7,1	5	17,2	8	66,7	39	
2006	0	0,0	2	6,9	2	16,7	19	48,7

Primer za branje tabel 33–35: leta 2003 smo obročkali 29 odraslih samcev. Od teh se jih je leta 2004 vrnilo 10, kar je 34,5 % označenih leta 2003. Leta 2005 se je vrnilo 5 samcev obročkanih leta 2003, kar je 17,2 % obročkanih leta 2003 itd.

**Tabela 34:** Števila in odstotki ponovno opazovanih odraslih samic repaljščic na raziskovanem območju

Leto	2002		2003		2004		2005	
	N	%	N	%	N	%	N	%
2002	27							
2003	8	29,6	26					
2004	3	11,1	4	15,4	11			
2005	2	7,4	5	19,2	2	18,2	40	
2006	0	0,0	0	0,0	1	9,1	11	27,5

**Tabela 35:** Števila in odstotki ponovno opazovanih prvoletnih repaljščic na raziskovanem območju

Leto	2004		2005	
	N	%	N	%
2004	104			
2005	7	6,7	213	
2006	2	1,9	12	5,6

### 3.8 Vpliv spola in vremena na navidezno letno preživetje odraslih repaljščic

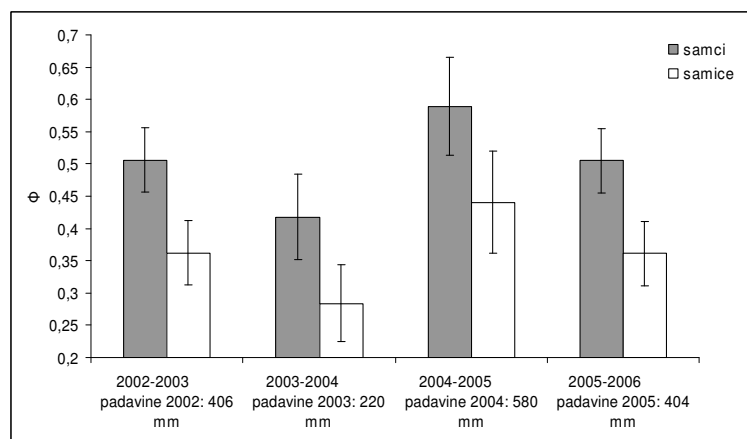
Z goodnes of fit testom smo ugotovili, da so bili podatki lova in ponovnega opazovanja odraslih repaljščic skladni s predpostavkam globalnega CJS ( $\Phi_{\text{spol} \cdot t} p_{\text{spol} \cdot t}$ ) modela ( $p = 0,28$  – za interpretacijo  $p$  vrednosti GOF analiz glej poglavje 2.4.6). Modele smo primerjali z AICc vrednostmi ( $\hat{c} = 1,136$ ). Vsi štirje modeli vpliva vremena ( $\Phi_{\text{spol} + \text{temp}} p_{\text{spol}}$ ,  $\Phi_{\text{spol} + \text{temp}} p$ ,  $\Phi_{\text{spol} + \text{pad}} p_{\text{spol}}$ ,  $\Phi_{\text{spol} + \text{pad}} p$ ) in trije modeli vpliva spola ( $\Phi_{\text{p}} p_{\text{spol}}$ ,  $\Phi_{\text{spol}} p$  in  $\Phi_{\text{spol}} p_{\text{spol}}$ ) so imeli v podatkih največ podpore. Preostali modeli so imeli v podatkih znatno manj podpore (tabela 36).

Največji relativni pomen za napovedovanje navideznega letnega preživetja ( $\Phi$ ) je imel spol (0,80), po pomenu so od pomembnejše do manj pomembnih sledile: padavine (0,32), temperatura (0,22) in leto (0,07). Za napovedovanje verjetnosti ponovnega opazovanja ( $p$ ) je imel največji relativni pomen spol (0,48), vpliv obdobja (leta) je bil bistveno manjši (0,09).

S povprečenjem modelov izračunano navidezno letno preživetje samcev ( $0,479 \pm 0,051$ ) je bilo večje od navideznega letnega preživetja samic ( $0,381 \pm 0,056$ ). Prav tako je bila verjetnost ponovnega opazovanja samcev ( $0,833 \pm 0,072$ ) večja od verjetnosti ponovnega opazovanja samic ( $0,741 \pm 0,098$ ). Več, kot je bilo padavin v obdobju marec–junij, slabše je bilo preživetje repaljščic v letu, ki je sledilo (slika 30).

**Tabela 36:** Modeli vpliva spola, leta in vremena na navidezno letno preživetje ( $\Phi$ ) in verjetnost ponovnega opazovanja ( $p$ ) repaljščic. AICc = Akaikov informacijski kriterij,  $\Delta AICc$  = razlika med AICc modela in najmanjšo AICc v analiziranem setu modelov,  $w_i$  = obtežba AICc vrednosti,  $K$  = število parametrov modela.

Model	AICc	$\Delta AICc$	$w_i$	$K$	Devianca modela
$\Phi_{\text{spol} + \text{pad}p}$ .	404,39	0,00	0,138	4	32,004
$\Phi_{\text{p}}\text{spol}$	404,83	0,44	0,111	3	34,503
$\Phi_{\text{spol}}\text{p}$ .	404,88	0,49	0,108	3	34,550
$\Phi_{\text{spol} + \text{temp}}\text{p}$ .	405,14	0,74	0,095	4	32,747
$\Phi_{\text{spol} + \text{pad}}\text{p}\text{spol}$	405,19	0,79	0,093	5	30,721
$\Phi_{\text{spol}}\text{p}\text{spol}$	405,69	1,29	0,072	4	33,298
$\Phi_{\text{spol} + \text{temp}}\text{p}\text{spol}$	405,92	1,53	0,064	5	31,459
$\Phi_{\text{spol}*\text{pad}}\text{p}$ .	406,39	2,00	0,051	5	31,930
$\Phi_{\text{spol}*\text{temp}}\text{p}$ .	407,10	2,71	0,036	5	32,636
$\Phi_{\text{spol}*\text{pad}}\text{p}\text{spol}$	407,24	2,85	0,033	6	30,689
$\Phi_{\text{spol}}\text{p}_t$	407,51	3,12	0,029	6	30,975
$\Phi_{\text{p}}$ .	407,91	3,51	0,024	2	39,619
$\Phi_{\text{p}}\text{spol} + t$	407,95	3,55	0,023	6	31,392
$\Phi_{\text{spol}*\text{temp}}\text{p}\text{spol}$	407,96	3,57	0,023	6	31,405
$\Phi_{\text{spol} + t}\text{p}$ .	408,11	3,71	0,022	6	31,554
$\Phi_{\text{t}}\text{p}\text{spol}$	408,18	3,78	0,021	6	31,617
$\Phi_{\text{spol}}\text{p}\text{spol} + t$	408,51	4,12	0,018	7	29,851
$\Phi_{\text{spol} + t}\text{p}\text{spol}$	408,98	4,58	0,014	7	30,316
$\Phi_{\text{p}_t}$	410,46	6,07	0,007	5	36,000
$\Phi_{\text{spol} + t}\text{p}_t$	410,85	6,46	0,006	8	30,070
$\Phi_{\text{t}}\text{p}$ .	411,00	6,60	0,005	5	36,533
$\Phi_{\text{t}}\text{p}\text{spol} + t$	413,16	8,76	0,002	9	30,240
$\Phi_{\text{t}}\text{p}_t$	413,84	9,45	0,001	7	35,183
$\Phi_{\text{spol}*\text{t}}\text{p}\text{spol}*\text{t}$	413,91	9,51	0,001	12	24,481
$\Phi_{\text{spol} + t}\text{p}\text{spol} + t$	414,11	9,71	0,001	10	29,037



**Slika 30:** Navidezna letna preživetja ( $\Phi$ ) odraslih repaljščic, izračunana z modelom  $\Phi_{\text{spol} + \text{pad}p}$ , ki je imel največ podpore v podatkih. Enačba modela:  $\text{logit}(\Phi) = -0,750 - 0,593 \times \text{spol} + 0,002 \times \text{padavine}$ . Padavine = količina padavin v obdobju marec–junij za vsako leto. Navpične črte = SE.

### 3.9 Starostno specifično preživetje

Podatki lova in ponovnega opazovanja repaljščic znanih starosti (ad, 1Y) so bili skladni z globalnim CJS ( $\Phi_{st}p_{st}$ ) modelom ( $p = 0,70$ ). Modele smo primerjali z AICc vrednostmi ( $\hat{c} = 1$ ). Največ podpore v podatkih sta imela dva modela: (1) model od starosti odvisnega navideznega preživetja in konstantnega ponovnega opazovanja ( $\Phi_{st}p$ ) in (2) model od starosti odvisnega navideznega preživetja in od starosti odvisnega ponovnega opazovanja ( $\Phi_{st}p_{st}$ ). Modela konstantnega preživetja ( $\Phi.p_{st}$  in  $\Phi.p$ ) v podatkih nista imela podpore (tabela 37). S povprečenjem modelov izračunano navidezno letno preživetje odraslih repaljščic ( $0,430 \pm 0,038$ ) je bilo večje od navideznega letnega preživetja prvoletnih ptic ( $0,068 \pm 0,016$ ). Verjetnost ponovnega opazovanja odraslih repaljščic je bila  $0,80 \pm 0,067$ , mladih  $0,88 \pm 0,041$ .

**Tabela 37:** Modeli vpliva starosti na navidezno letno preživetje ( $\Phi$ ) in ponovno opazovanje ( $p$ ) repaljščic. AICc = Akaikov informacijski kriterij,  $\Delta AICc$  = razlika med AICc modela in najmanjšo AICc v analiziranem setu modelov,  $w_i$  = obtežba AICc vrednosti,  $K$  = število parametrov modela.

Model	AICc	$\Delta AICc$	$w_i$	$K$	Devianca modela
$\Phi_{st}p$	554,61	0,00	0,621	3	19,974
$\Phi_{st}p_{st}$	555,60	0,99	0,379	4	18,932
$\Phi.p_{st}$	577,09	22,48	0,000	3	42,455
$\Phi.p$	639,46	84,85	0,000	2	106,842

### 3.10 Filopatridija

Odrasle repaljščice so bile bolj zveste mestu gnezdenja kot so bile prvoletne ptice zveste mestu rojstva. Razdalje med gnezdi odraslih samcev in samic v zaporednih letih so bile značilno krajše kot razdalje med gnezdi prvoletnih samcev in samic od rojstnih gnezd. Med razdaljami gnezd odraslih samcev in samic v zaporednih letih ni bilo značilnih razlik. Prav tako ni bilo značilnih razlik razdalj med rojstnimi gnezdi in prvimi gnezdi samcev in samic (tabeli 38, 39).

**Tabela 38:** Razdalje med gnezdi v zaporednih letih in razdalje med rojstnimi gnezdi in prvimi gnezdi repaljščic. ADM = odrasli samci, ADF = odrasle samice, 1YM = prvoletni samci, 1YF = prvoletne samice. Me = mediana, Min, Max = najmanjša, največja razdalja, 25–75 % = kvartilni razpon, N = velikost vzorca. Vse razdalje so v metrih.

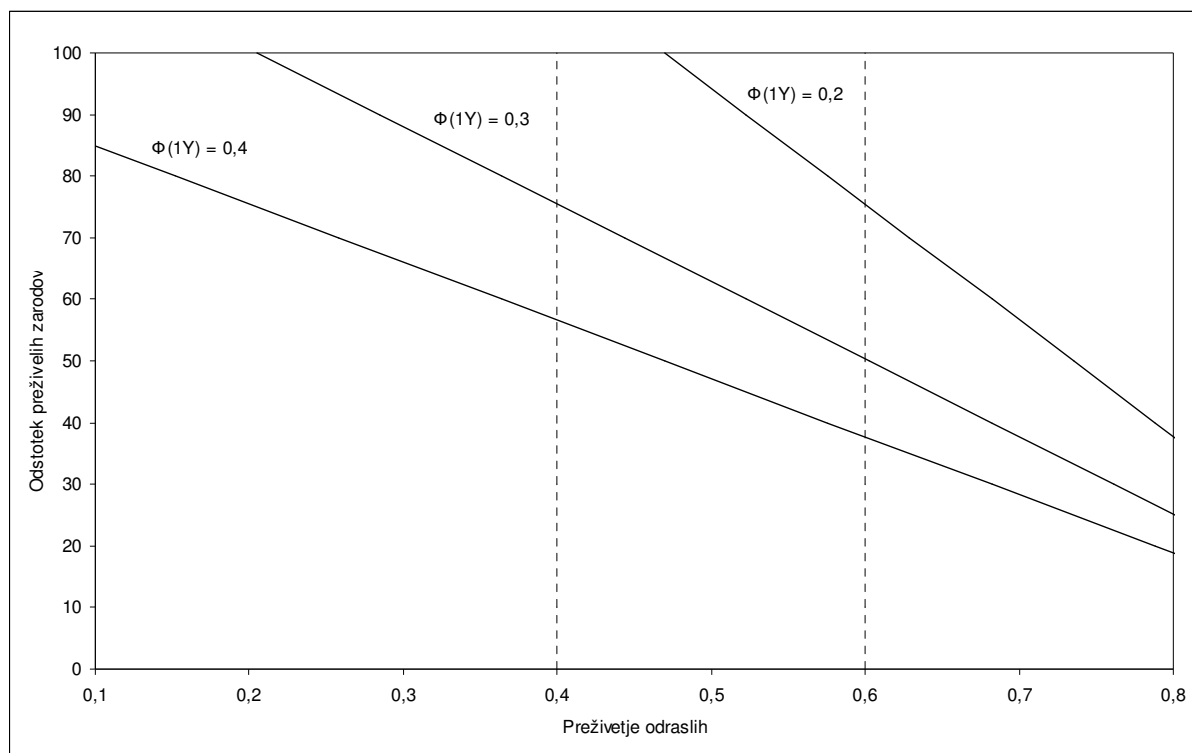
	Me	Min	Max	25–75 %	N
ADM	89	14	282	38–187	19
ADF	137	39	442	67–273	14
1YM	494	245	976	449–708	15
1YF	840	73	1175	621–986	7
Skupaj	264	14	1175	85–494	55

**Tabela 39:** Testi razdalj med gnezdi v zaporednih letih in razdalj med rojstnimi gnezdi repaljščic in prvimi gnezdi. Test = testirani par, U = vrednost Mann-Whitneyevega testa, ADM = odrasli samci, ADF = odrasle samice, 1YM = prvoletni samci, 1YF = prvoletne samice. Značilni rezultati so zapisani krepko.

Test	U	p
<b>ADM:1YM</b>	<b>3</b>	<b>&lt; 0,001</b>
<b>ADF:1YF</b>	<b>10</b>	<b>0,004</b>
1YM:1YF	27	0,070
ADM:ADF	93	0,145

### 3.11 Dinamika izvornih in ponornih populacij

Ocenjujemo, da mora pri verjetnosti preživetja odraslih osebkov 0,6 in prvoletnih osebkov 0,2, preživeti 76 % zarodov repaljščic, da bo rodnost kompenzirala smrtnost. Pri verjetnosti preživetja prvoletnih osebkov 0,3 mora preživeti 50 % zarodov, pri verjetnosti preživetja prvoletnih osebkov 0,4, pa mora preživeti 38 % zarodov, da bo rodnost v populaciji kompenzirala smrtnost (slika 31).



**Slika 31:** Ponorno-izvorni model populacije repaljščic. Izdelan je za rodnost uspešnih parov, ugotovljeno v raziskavi (5,3 mladičev/par). Premice  $\Phi(1Y)$  so preživetja prvoletnih osebkov. Z navpično črtkano črto je označen interval preživetja odraslih osebkov. Vrednost na ordinati pri presečišču premice  $\Phi(1Y)$  in navpične črtkane črte preživetja odraslih je odstotek zarodov, ki mora preživeti, da rodnost kompenzira smrtnost v populaciji.

Največji odstotek zarodov repaljščic preživi košnjo na združbah visokih ostričevk z nižinskim visokim steblikovjem (magevsf) in na oligotrofnih mokrotnih travnikih (omt). Najmanjši odstotek jih preživi košnjo na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih (megt) (tabela 40). Zarodi repaljščic konstantne paše z obremenitvijo 1,9 GVŽ/ha med gnezdenjem (= 60 GVŽ/ha\*dan) praktično ne preživijo (tabela 41).

**Tabela 40:** Odstotki preživelih zarodov repaljščic na košenih habitatnih tipih raziskovanega območja. Izračunano z modelom vpliva košnje na preživetje zarodov (slika 17).

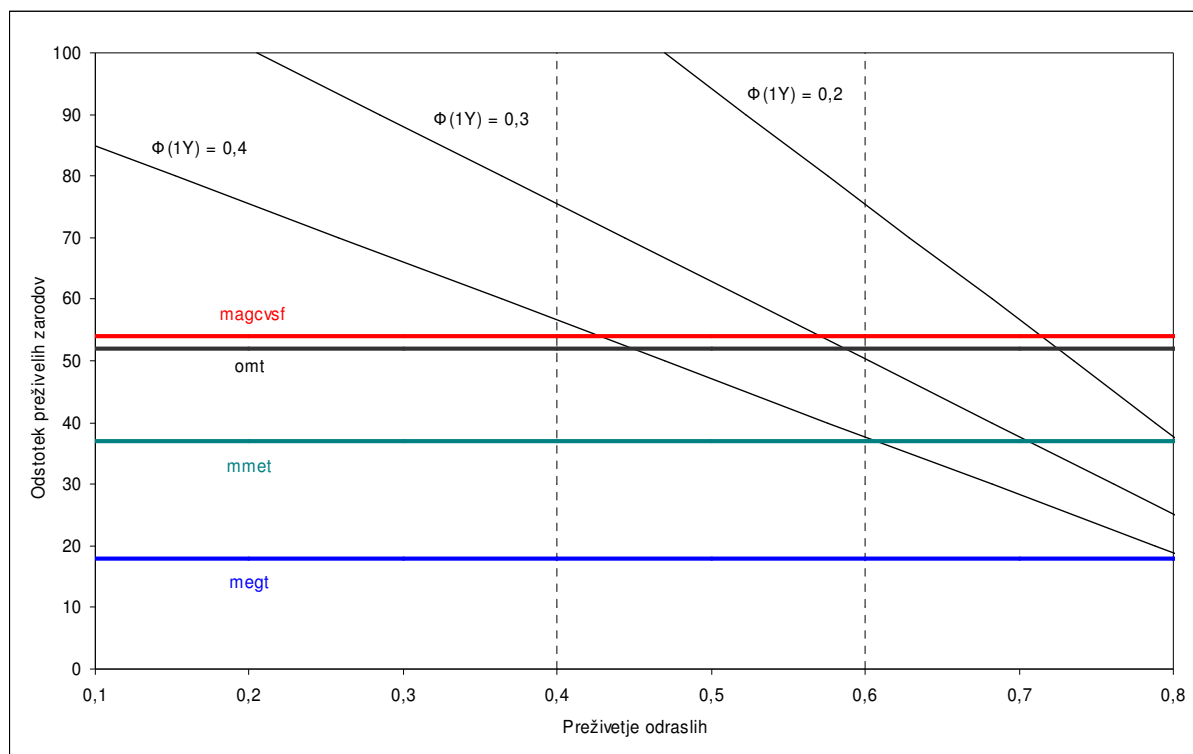
Habitatni tip	Odstotek preživelih zarodov	
	Srednja vrednost	95 % interval zaupanja
magevsf	54	33–69
megt	18	10–32
mmet	37	22–51
omt	52	32–67

**Tabela 41:** Odstotki preživelih zarodov repaljščic na pašnikih. Izračunano z modelom vpliva paše na preživetje zarodov (slika 19). Pašna obremenitev konstantne paše je pašna obremenitev v trajanju gnezdenja repaljščice (32 dni).

Pašna obremenitev GVŽ/ha*dan	Pašna obremenitev konstantne paše (GVŽ/ha)	Odstotek preživelih zarodov repaljščic
10	0,3	91
20	0,6	82
30	0,9	65
40	1,3	40
50	1,6	14
60	1,9	2

Pri verjetnosti preživetja odraslih osebkov 0,6, prvoletnih pa 0,4 je populacija na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih v vseh letih ponorna, ne glede na varabilnost košnje med leti. Populacija na mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikih je na meji med ponorno in izvorno in je v nekaterih letih lahko izvorna, v drugih pa ponorna. V tej populaciji rodnost kompenzira smrtnost. Populaciji na oligotrofnih mokrotnih travnikih in združbah visokih ostričevk z visokim steblikovjem sta izvorni (slika 32).

Z modelom vpliva paše na preživetje zarodov smo ugotovili, da je 40 GVŽ/ha\*dan (slika 19) pašna obremenitev, pri kateri rodnost kompenzira smrtnost (slika 31). Pašna obremenitev 40 GVŽ/ha\*dan je identična 1,3 GVŽ/ha trajne pašne obremenitve v trajanju gnezdenja repaljščice (32 dni). Na 41 % pašnikov so bile v raziskavi pašne obremenitve nižje od 40 GVŽ/ha\*dan, na 59 % pašnikov pa višje (slika 13). Zato zaključujemo, da je populacija repaljščic na mezofilnih pašnikih večinoma ponorna.

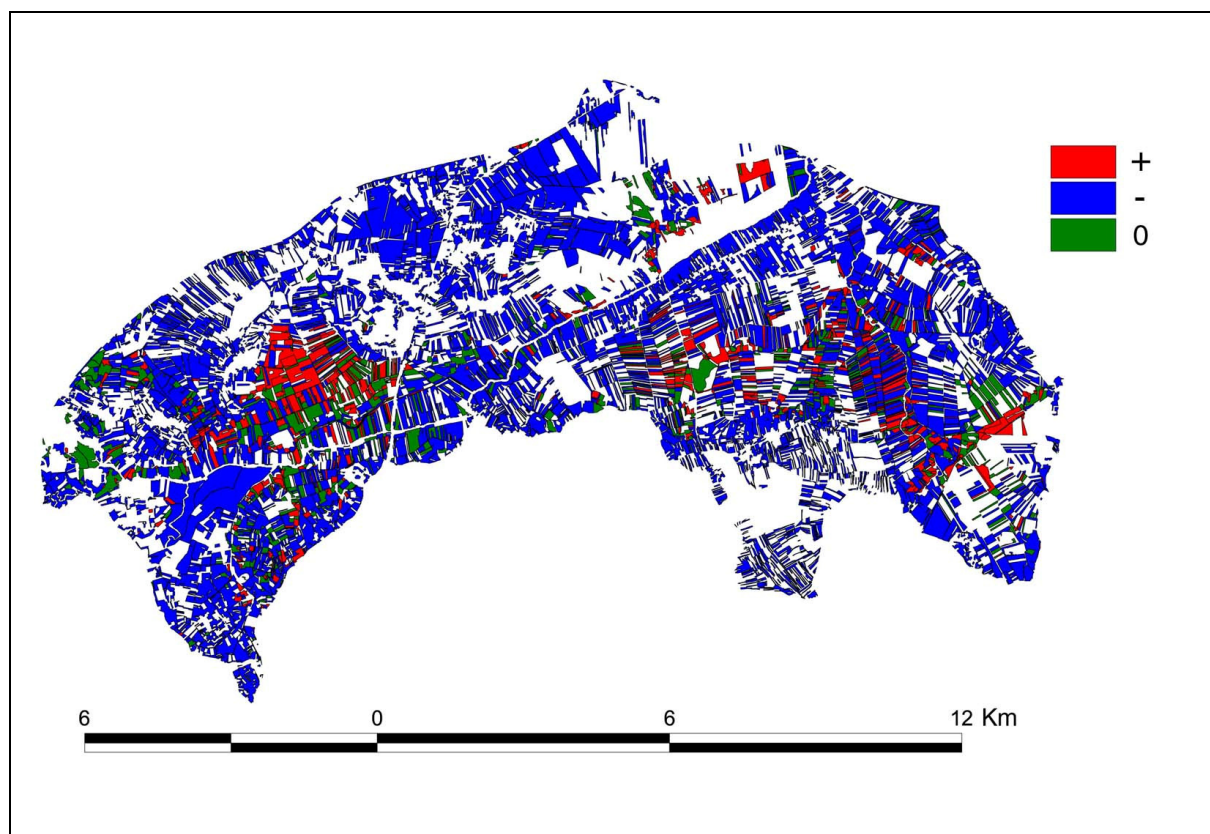


**Slika 32:** Ponorno-izvorni model populacije repaljščic z odstotki preživelih zarodov na raziskovanih nižinskih habitatnih tipih na Barju. Vodoravne črte so srednje vrednosti odstotkov preživelih zarodov po habitatnih tipih (tabela 40). Če na habitatnem tipu preživi manjši odstotek zarodov, kot jih odčitamo z ordinate pri presečišču danega preživetja odraslih in prvoletnih osebkov, je habitatni tip ponoren, če preživi večji odstotek zarodov, je izvoren. Odstotek preživelih zarodov na mezofilnih pašnikih na sliki ni predstavljen.

### 3.12 Metapopulacijska dinamika

Z analizo habitatnih tipov smo ugotovili, da je za gnezdenje repaljščic potencialno primernih 51 % (6890 ha) območja metapopulacije. Od površin, ki so potencialno primerne za gnezdenje repaljščic, je 11 % (755 ha) takšnih, kjer so populacije izvorne, 78 % (5328 ha) takšnih, kjer so ponorne, in 11 % (778 ha) takšnih, kjer je rodnost populacij približno enaka smrtnosti (slika 33, tabela 42).

Izračunali smo, da je struktura metapopulacije repaljščic naslednja: 63 % ponorne populacije z manjšo gostoto in 37 % populacije z večjo gostoto. Od 37 % populacije, ki ima dvakrat takšno gostoto kot ponorna populacija je 18 % populacije izvorne, 19 % populacije pa z rodnostjo kompenzira smrtnost (tabela 42).



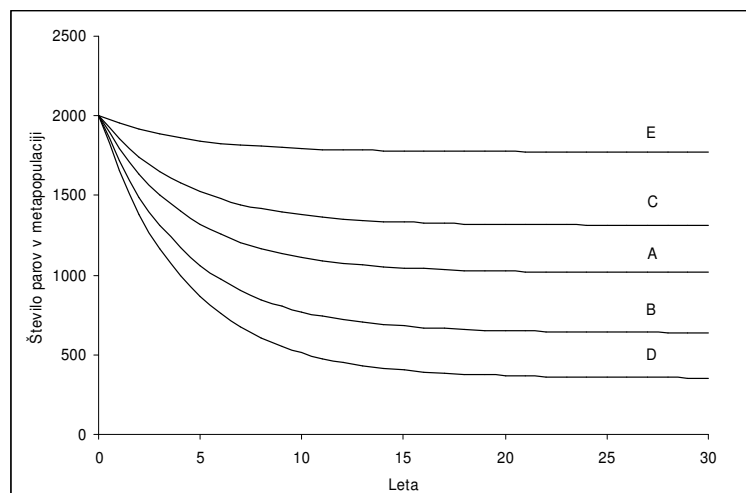
**Slika 33:** Površine kjer so po naši oceni izvorne (+) in ponorne (–) populacije repaljščic ter populacije, kjer je rodnost približno enaka smrtnosti (0). Osnova za analizo so habitatni tipi območja obravnavane metapopulacije (Kotarac & Grobelnik 1999) in ponorno-izvorni model populacije repaljščic (slika 32). Območje metapopulacije je Ljubljansko barje.

**Tabela 42:** Odstotki površin habitatov razpoložljivih za populacije repaljščic in odstotki velikosti posameznih populacij v celotni metapopulaciji. Tipi habitatov/populacij so: – ponorni(a), + izvorni(a), 0 habitat oz. populacija, kjer rodnost kompenzira smrtnost.

Tip habitata/populacije	Površina % (ha)	Populacija % (N parov)
–	78 (5328)	63 (1269)
+	11 (755)	18 (360)
0	11 (778)	19 (371)
Skupaj	100 (6861)	100 (2000)

Pri izračunani strukturi se bo brez priseljevanja velikost metapopulacije repaljščic v prihodnosti zmanjšala, ker je izvorna populacija premajhna, da bi z rodnostjo kompenzirala lastno smrtnost in smrtnost ponorne populacije. Brez priseljevanja se bo njeno število ustalilo pri približno 1000 gnezdečih parih (Slika 34).





**Slika 34:** Dinamika obravnavane metapopulacije repaljščic v naslednjih 30 letih ob različnih scenarijih populacijskih sprememb (tabela 43)

**Tabela 43:** Scenariji populacijskih sprememb v metapopulaciji repaljščic, za katere smo izdelali prognozo metapopulacijske dinamike v naslednjih tridesetih letih. Zapisani so odstotki izvorne (+), ponorne (-) in populacije, kjer rodnost kompenzira smrtnost (0). A = trenutno stanje, B = populacija, kjer rodnost kompenzira smrtnost, postane ponorna, C = populacija, kjer rodnost kompenzira smrtnost, postane izvorna, D = odstotek izvorne populacije se zmanjša na 10 %, E = odstotek izvorne populacije se poveča na 50 %.

Tip populacije	A	B	C	D	E
-	63	82	63	90	50
+	18	18	37	10	50
0	19	-	-	-	-
Skupaj	100	100	100	100	100

Za ohranitev obstoječe metapopulacije bi bilo nujno povečati delež izvorne populacije (slika 34, scenarij E). Vsako zmanjšanje deleža izvorne populacije pomeni veliko grožnjo za celotno metapopulacijo (slika 34, scenarij D). Delež izvorne populacije v metapopulaciji je možno povečati s prilagojenim režimom košnje obstoječih košenih habitatnih tipov.

Populacijo, kjer sedaj rodnost kompenzira smrtnost (na mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikih), bi spremenili v izvorno (scenarij C), če bi zamaknili začetek košnje za deset dni, pri čemer bi kosili z običajno hitrostjo, pri zadnji etapi košnje pa bi pokosili del, ki bi ga sicer ob začetku v prvi etapi, če ne bi zamaknili začetka košnje (tabela 44). Če bi celotno površino pokosili naenkrat, bi bila populacija na mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikih izvorna (50 % preživelih zarodov) v primeru košnje 6.7. ali kasneje (slika 17).

Ponorno populacijo bi spremenili v populacijo, pri kateri rodnost kompenzira smrtnost na tak način, da bi začeli s košnjo 16.6., končali pa 4.7. (tabela 45). Če bi celotno površino pokosili naenkrat, bi v populaciji na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih rodnost kompenzirala smrtnost (38 % preživelih zarodov) v primeru košnje 30.6. ali kasneje (slika 17.).

**Tabela 44:** Vpliv načinov košnje na preživetje zarodov repaljščic na mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikih. Z načini, zapisanimi krepko, bi populacijo, kjer trenutno rodnost kompenzira smrtnost (populacija na mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikih, preživi 37 % zarodov, tabela 40), spremenili v izvorno populacijo.

Datum košnje	Odstotki pokošene površine				
9.6.	20	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
19.6.	20	<b>20</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
29.6.	20	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
9.7.	20	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>0</b>
> 19.7.	20	<b>40</b>	<b>60</b>	<b>80</b>	<b>100</b>
% preživelih zarodov	37	<b>50</b>	<b>61</b>	<b>68</b>	<b>71</b>

**Tabela 45:** Vpliv načinov košnje na preživetje zarodov repaljščic na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih. Z načinom, zapisanim krepko, bi populacijo, ki je trenutno ponorna (populacija na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih, preživi 18 % zarodov, tabela 40), spremenili v populacijo, kjer rodnost kompenzira smrtnost. Z načinoma, zapisanima ležeče, bi ponorno populacijo spremenili v izvorno.

Datum košnje	Odstotki pokošene površine				
29.5.	20	0	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
7.6.	20	20	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
16.6.	20	20	<b>20</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
25.6.	20	20	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>0</b>
4.7.	20	40	<b>60</b>	<b>80</b>	<b>100</b>
% preživelih zarodov	18	27	<b>36</b>	<b>42</b>	<b>46</b>

## 4 DISKUSIJA

### 4.1 Dejavniki, ki vplivajo na preživetje zarodov in na rodnost

#### 4.1.1 Preživetje zarodov na košenih habitatnih tipih

Variabilnost preživetja zarodov repaljščic na košenih habitatnih tipih smo razložili s košnjo in z vremenom v obdobju gnezdenja. Košnja je na preživetje zarodov vplivala najpomembneje. Vpliv vremena je bil mnogo manjši od vpliva košnje. Vpliv obeh upoštevanih vremenskih spremenljivk, povprečne temperature in vsote padavin v obdobju gnezdenja na preživetje zarodov, je bil štirikrat manjši od vpliva košnje.

Ker je bil vpliv habitatnega tipa na preživetje zarodov zanemarljiv, vpliv datuma košnje pa najpomembnejši, ugotavljamo, da je datum košnje dejavnik, s katerim pojasnimo variabilnost preživetja zarodov repaljščic v mozaiku nižinskih košenih habitatnih tipov. Preživetja zarodov repaljščic smo prvi izračunali po izpopolnjeni Mayfieldovi metodi (Mayfield 1961, Mayfield 1975, Johnson 1979, Dinsmore *et al.* 2002, Rotella *et al.* 2004) z uporabo individualnih spremenljivk, kar je danes uveljavljen standard raziskav gnezditvene biologije ptic (Peak *et al.* 2004, Stephens *et al.* 2005, Fields *et al.* 2006). V raziskavi repaljščic v švicarskih Alpah so Müller *et al.* (2005) kot parameter uspešnosti gnezdenja uporabili odstotek preživelih gnezd, in ne preživetja zarodov, njihove neodvisne spremenljivke pa niso bile individualne, ampak letno specifične (datum, ko je pokošeno 50 % območja, datum, ko je pokošeno 90 % območja, časovni razpon v dneh med datumom, ko je pokošeno 10 in 90 % območja). Ker je odstotek preživelih gnezd večinoma precenjen parameter preživetja zarodov (Klett *et al.* 1986, Dinsmore *et al.* 2002, Cooch & White 2006), švicarskih rezultatov za višinsko populacijo (Müller *et al.* 2005) ne moremo neposredno primerjati z našimi rezultati za nižinsko populacijo.

Negativni vpliv košnje na preživetje zarodov, ki smo ga ugotovili (zgodnejša, kot je bila košnja, več zarodov je propadlo), se generalno ujema z vplivom košnje na večino travniških vrst ptic, ki gnezdiijo na tleh (Pfeifer & Brandl 1991). Zanje je podrobneje raziskan le vpliv na kosca, za katerega so ugotovili, da datum in način košnje vplivata na preživetje mladičev (Broyer 1996, Schäffer & Weisser 1996, Green *et al.* 1997, Tyler *et al.* 1998) in za poljskega škrjanca (*Alauda arvensis*), za katerega so ugotovili, da datum košnje vpliva na preživetje zarodov. Zgodnejša kot je, manj zarodov preživi (Schläpfer 1988, Jenny 1990, Wilson *et al.* 1997, Donald *et al.* 2002b).

Vpliv košnje smo modelirali za obdobje od prvega jajca v gnezdu do takrat, ko so mladiči gnezdo zapustili. Mladiči repaljščice zapustijo gnezdo pri starosti 14 dni, prvič pa poletijo šele pri starosti 17 dni (Bastian & Bastian 1996). Ni znano, pri kateri starosti so se mladiči sposobni umakniti pred nevarnostmi, kot je kosilnica, domnevamo pa, da kasneje, ko že lahko letijo. Ker so prvi poleti mladičev zelo kratki, na nevarnost pa se v obdobju, dokler letenja še ne obvladajo, odzivajo tako, da se potuhnejo in skrijejo v visoki vegetaciji, košnja ogroža mladiče tudi potem, ko gnezda že zapustijo. Ta vpliv je lahko precejšen in v naših modelih ni bil upoštevan. Domnevamo, da je verjetnost, da mladiči repaljščice preživijo košnjo v obdobju, ko so že izven gnezda, a še ne letijo dobro, skorajda enaka nič. Dokazano je namreč, da mladiči ptic, ki se lahko izognejo kosilnici le po tleh, košnje praktično ne preživijo. Verjetnost preživetja je večja, če kmetje kosijo od sredine travnika navzven ali z ene strani travnika na drugo, kot če kosijo z roba proti notranjosti, kar so potrdili za kosca (Green *et al.* 1997, Tyler *et al.* 1998). Vpliv načina košnje na preživetje mladičev repaljščic ni znan.

Medtem ko košnja in aktivnosti, povezane z njo (obračanje trave), uničijo zarode neposredno, je mehanizem vpliva vremena na preživetje zarodov kompleksnejši. Ugotovili smo, da je bilo

preživetje zarodov boljše pri nižjih temperaturah in večji količini padavin in slabše pri visokih temperaturah in manj padavinah, kar je v nasprotju z večino spoznanj, da deževno in hladno vreme v gnezditvenem obdobju vpliva negativno na preživetje zarodov (Elkins 2004). Mladiči ptic pevk so namreč nekaj dni po izvalitvi poikilotermni, brez lastne termoregulacije, kar je razlog za njihovo občutljivost na nizke temperature in posledično manjše preživetje v tem obdobju (Dunn 1979, Clark 1982, Tortosa & Villafuerte 1999, Dawson & Bortolotti 2000). Tudi mladiči repaljščic prve štiri do pet dni po izvalitvi še nimajo razvite termoregulacijske sposobnosti (Bastian & Bastian 1996) in so občutljivi predvsem na nizke temperature, kar so potrdili v višinski populaciji (Müller *et al.* 2005). Tam je večji delež zarodov preživel, če je bila temperatura v maju višja, v naši raziskavi pa je bilo preživetje zarodov boljše, če so bile temperature v obdobju gnezdenja nizke in je bilo več padavin. Rezultatov ne gre primerjati, saj v švicarski raziskavi košnje in vremena niso analizirali z metodo z individualnimi spremenljivkami, ki je bolj natančna in manj pristranska (Dinsmore *et al.* 2002).

Med raziskavo nismo zasledili primerov, na podlagi katerih bi lahko trdili, da je vreme neposredno vplivalo na preživetje zarodov (podhladitev mladičev), zato vpliv vremena obravnavamo kot posredni dejavnik. Domnevamo, da je vreme vplivalo na preživetje zarodov posredno zaradi izbire termina košnje. V suhih letih so kmetje s košnjo začeli prej kot v mokrih, zato sklepamo, da je v suhih letih preživetje zarodov repaljščice slabše zaradi bolj zgodnje košnje.

Ugotovili smo, da je bil velik delež gnezd repaljščic uplenjenih. Razlago za letno variabilnost plenjenja zarodov repaljščic lahko iščemo v numeričnem odzivu predatorjev na količino razpoložljivega plena v okolju. Talni plenilci, prisotni na raziskovanem območju, kot so mala in velika podlasica ter lisica, se prehranjujejo z malimi sesalci – pretežno z glodalci –, plenijo pa tudi ptice. Številčnost teh plenilcev je v tesni povezavi s populacijsko gostoto glodalcev in niha skupaj z njo (Kryštufek 1991). Abundance glodalcev na Barju ciklično nihajo (Tome 2003, Tome, *in litt.*). V letih z večjimi abundancami malih sesalcev je bilo plenjenje zarodov repaljščic pogostejše. Domnevamo, da gre med malimi sesalci in repaljščico za posredno medvrstno razmerje – prikrit amenzalizem. Povečano število glodalcev vpliva prek posredniške vrste ali mediatorja, skupnega plenilca glodalcev in repaljščic, negativno na repaljščice, glodalci pa zaradi tega nimajo koristi. Posredna razmerja ali posredne interakcije so predmet novejših ekoloških raziskav. Ugotovili so, da je njihov učinek lahko veliko večji kot učinek neposrednih interakcij in da zaradi njih lahko pride do drastičnega zmanjšanja števila ene vrste v naravnih ekosistemih (npr. Tompkins *et al.* 1999). V ekoloških eksperimentih pa je zaradi posrednih razmerij prišlo celo do izginotja ene vrste (npr. Bonsall & Hassell 1997, Hudson & Greeman 1998).

Zaključujemo, da je neposredni vpliv vremena na preživetje zarodov repaljščic majhen, posredno pa vreme vpliva na preživetje zarodov zaradi izbire termina košnje. Najpomembnejši dejavnik, ki vpliva na preživetje zarodov na košenih habitatnih tipih, je košnja. V raziskavah drugih avtorjev, kjer so hkrati analizirali vplive različnih dejavnikov na preživetja zarodov travniških vrst ptic (poljski škrjanec, kosec), se je prav tako izkazalo, da je košnja dejavnik, ki po pomenu izrazito izstopa glede na ostale dejavnike okolja (Jenny 1990, Tyler & Green 2004).

Z evolucijskega gledišča je košnja relativno mlad dejavnik, za katerega vrsta še ni razvila prilagoditvene strategije. Kljub vse zgodnejši košnji repaljščice niso spremenile časovnega vzorca začetka gnezdenja, zato je na košenih habitatnih tipih iz leta v leto več pokošenih gnezd in uničenih zarodov (Müller *et al.* 2005). Košnja tako vpliva na populacijo kot ekstremni stohastični dogodek, ki se mu repaljščice ne morejo izogniti. Vreme je za razliko od košnje vseskozi prisoten dejavnik okolja in repaljščice so v evoluciji lahko razvile prilagoditvene mehanizme nanj. Razen v primerih, kot so denimo poplave, vreme ne vpliva neposredno na preživetje zarodov repaljščic. Variabilnost vremena se odraža bodisi na

spremenljivi rodnosti bodisi na preživetju odraslih ptic. Vpliv košnje se odraža le na preživetju zarodov, ti pa preživijo ali ne brez možnih vmesnih stanj, zato je evolucijski učinek košnje v predelih, kjer redno kosijo preden mladiči repaljščic poletijo, večji kot denimo vpliv vremena. Populacije repaljščic so trenutno pod velikim selekcijskim pritiskom zaradi košnje, zgodaj košeni habitatni tipi pa so zanje evolucijske oz. bolj specifično, ekološke pasti.

#### 4.1.2 Preživetje zarodov na pašnikih

Model vpliva paše je imel v podatkih največ podpore. Z njim smo potrdili, da zarodi ne preživijo velikih pašnih obremenitev, ki so bile značilne za raziskovano območje v obdobju naše raziskave. Napaka modela za oceno vpliva paše na preživetje zarodov je večja od napake modela za oceno vpliva košnje, saj so bile gnezditvene gostote repaljščic na pašnikih nizke, vzorec gnezd za analizo vpliva paše pa zato posledično manjši od vzorca gnezd za analizo vpliva košnje. Vpliv različnih pašnih obremenitev na preživetje zarodov repaljščic doslej ni bil raziskan, zato naši podatki dopolnjujejo dognanja, da živina na pašnikih negativno vpliva na preživetja zarodov repaljščic (Labhardt 1988b). V Švici so ugotovili, da je na intenzivnih pašnikih preživel bistveno manj zarodov repaljščic kot na ekstenzivnih pašnikih (Labhardt 1988b). Na Madžarskem so ugotovili, da so gnezditvene gostote repaljščic na intenzivnih pašnikih značilno nižje kot na ekstenzivnih (Báldi *et al.* 2005). V modelu smo za pašno obremenitev uporabili parameter dnevna pašna obremenitev, v katerem sta zaobsežena število živine na pašniku (GVŽ/ha) in trajanje paše ob predpostavki, da je 10 dni paše s pašno obremenitvijo 1 GVŽ/ha enako 1 dnevu paše s pašno obremenitvijo 10 GVŽ/ha (Beintema & Müskens 1987). Po našem modelu vpliva paše na preživetje zarodov nobeno gnezdo repaljščice na pašniku ne preživi pašne obremenitve, večje od 60 GVŽ/ha\**dan*, kar je enako pašni obremenitvi 1,9 GVŽ/ha, če pašo v trajanju gnezdenja repaljščice izvajajo kontinuirano 32 dni, kolikor traja gnezditev.

Ugotovljeni vpliv lahko primerjamo le s podatki za druge travniške vrste ptic, saj za repaljščico doslej ni bil ocenjen. Pašna obremenitev (GVŽ/ha) stalne paše, pri kateri polovica zarodov ne preživi, je za togotnika (*Philomachis pugnax*), školjkarico (*Haematopus ostralegus*) in rdečenogega martinca (*Tringa totanus*) zelo podobna, kot smo jo ugotovili za repaljščico. Za omenjene tri vrste pobežnikov, ki gnezdiijo na nizozemskih pašnikih, je stalna pašna obremenitev 1 GVŽ/ha med gnezdenjem dovolj, da propade okoli 50 % zarodov (Beintema & Müskens 1987). Zelo podobno vrednost smo ugotovili za repaljščico; pri stalni pašni obremenitvi 1,1 GVŽ/ha v trajanju gnezdenja je verjetnost preživetja zaroda repaljščice 50 %. Podobnost med vrednostmi za pobežnike in repaljščico ni presenetljiva, saj je poteptanje gnezd in zarodov v njih naključni dogodek, katerega verjetnost narašča s povečevanjem pašne obremenitve, ne glede na vrsto ptic, če te aktivno ne odganjajo živine. Poteptanje zarodov je naključni dogodek le, če ptice z vedenjem ne vplivajo na verjetnost poteptanja. Priba (*Vanellus vanellus*) za razliko od prej naštetih vrst odganja živino od gnezda in ga tako varuje. S tem vedenjem kar za štirikrat zmanjša verjetnost poteptanja gnezda v primerjavi z drugimi vrstami, ki tega ne počnejo (Beintema & Müskens 1987).

Nosilna kapaciteta pašnikov je bila za repaljščice nižja kot nosilna kapaciteta košenih habitatnih tipov. Na pašnikih, ki so nastali na mestih košenih habitatnih tipov, so bile gostote gnezdečih repaljščic manjše kot prej na košenih habitatnih tipih. Ugotovili smo, da so gnezditvene gostote repaljščic na pašnikih manjše v primerjavi z gostotami na obravnavanih košenih habitatnih tipih, kar je bilo ugotovljeno tudi pri drugih vrstah ptic, denimo pri bi (Hart *et al.* 2002). Repaljščice so začele gnezdit na pašnikih značilno kasneje kot drugje, kar je po teoriji despotskega načina razporejanja teritorialnih vrst (Fretwell & Lucas 1970, Tome 2006), med katere spada tudi repaljščica (Bastian & Bastian 1996), znak, da so pašniki njen suboptimalni gnezditveni habitat. Na pašnikih so začele gnezdit še le, ko so bili drugi, zanj

primernejši habitatni tipi, že polno zasedeni. Ker so se pašniki izkazali za suboptimalni gnezditveni habitatni tip, kjer gnezdiijo repaljščice v zelo majhni gostoti in je tudi preživetje gnezd majhno, pomeni spreminjanje košenih habitatnih tipov (mokrotni mezotrofni do evtrofni travniki, oligotrofni mokrotni travniki, združbe visokih ostričevk z visokim steblikovjem) v pašnike degradacijo gnezditvenega okolja za repaljščico.

Rodnost repaljščic na pašnikih se ni razlikovala od rodnosti na košenih habitatnih tipih, gnezditvena gostota na pašnikih pa je bila nižja kot na košenih habitatnih tipih, zato ne moremo sklepati, da se je količina razpoložljivega plena na pašnikih povečala. Verjetneje je, da je na raziskovanih pašnikih za repaljščico hrane manj, kot je bilo prej na košenih habitatnih tipih. Način paše je namreč intenziven, z mnogo večjimi pašnimi obremenitvami, kot so naravovarstveno sprejemljive (Andrews & Rebane 1994), intenzivna paša pa po dosedanjih raziskavah zmanjša vrstno pestrost in količino razpoložljivega plena za insektivore ptice (Morris 2000, Benton *et al.* 2002, Vickery *et al.* 2001). Nasprotno lahko ekstenzivna paša v določenih razmerah poveča floristično pestrost in količino razpoložljivega plena za insektivore ptice (McCracken & Tallowin 2004) in ima tako pozitiven učinek na ptice. Med pozitivne vplive ekstenzivne paše na travniške vrste ptic lahko uvrstimo tudi preprečevanje zaraščanja.

### 4.1.3 Rodnost populacije

Potencialna in realizirana rodnost repaljščic se nista značilno razlikovali niti med habitatnimi tipi niti med leti, temveč le med prvimi in nadomestnimi gnezdi. Medtem ko je bila potencialna rodnost repaljščic v naši raziskavi podobna kot v tujih raziskavah, je bila realizirana rodnost bistveno višja in najvišja ugotovljena doslej (tabela 46).

Zaradi zgodnje košnje mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikov smo na tem habitatnem tipu našli le eno uspešno gnezdo, z njega je poletelo šest mladičev. Realizirane rodnosti na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih zato nismo mogli ovrednotiti. Če primerjamo število poletelih mladičev in gnezditvene gostote po habitatnih tipih, ugotovimo, da sta parametra v obratnem sorazmerju. Na oligotrofnih mokrotnih travnikih, kjer je bila gnezditvena gostota repaljščic največja, so imele manjše realizirane rodnosti kot na mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikih ter združbah visokih ostričevk z visokim steblikovjem. Na podlagi tega domnevamo, da je rodnost repaljščic gostotno odvisna. Repaljščice v obdobju hranjenja mladičev niso teritorialne in logična posledica je večja eksploatacijska kompeticija in nižja rodnost na območjih z večjimi gostotami. Predpostavljamo, da je količina razpoložljive hrane v različnih košenih habitatnih tipih približno enaka, do razlik v gnezditvenih gostotah repaljščic v košenih habitatnih tipih pa pride zato, ker se le-ti razlikujejo po fiziognomskih značilnostih.

Ugotovljene razlike v rodnosti med prvimi in nadomestnimi gnezdi repaljščic se ujemajo z izsledki drugih avtorjev (Fuller & Glue 1977, Bastian & Bastian 1996). V nadomestnih leglih imajo repaljščice manj jajc in posledično tudi manjše število potomcev. Leta 2006 je bila realizirana rodnost populacije najmanjša. V tem letu so repaljščice začele z gnezdenjem najkasneje v obdobju 2002–2006, vendar majhne realizirane rodnosti ne moremo razložiti s poznim gnezdenjem, saj potencialna rodnost v tem letu ni značilno odstopala od potencialnih rodnosti v drugih letih. K majhni realizirani rodnosti v tem letu je prispevalo veliko število nadomestnih gnezd zaradi poplave v letu 2006.

**Tabela 46:** Primerjava parametrov rodnosti repaljščic, ugotovljenih v dosedanjih raziskavah. Leglo 1 = povprečno število jajc v prvih leglih, poleteli 1 = povprečno število poletelih mladičev v prvih gnezdih, leglo 2 = povprečno število jajc v drugih oz. nadomestnih leglih, poleteli 2 = povprečno število poletelih mladičev v drugih oz. nadomestnih gnezdih. V oklepaju je velikost vzorca (število gnezd).

Delo	Leglo 1	Poleteli 1	Leglo 2	Poleteli 2
Schmidt & Hange (1954)	5,7 (65)	4,8 (78)	-	-
Bezzel & Stiel (1975)	5,64 (24)	-	-	-
Bezzel & Stiel (1977)	5,72 (50)	3,1 (75)	4,81 (27)	-
Fuller & Glue (1977)	5,66 (152)	-	-	-
Bastian & Bastian (1996)	5,86 (194)	-	4,77 (35)	-
Gritschik & Baranovsky (2004)	6,0 (23)	4,64 (22)	-	-
Müller <i>et al.</i> (2005)	5,4 (57)	5,1 (40)	3,4 (7)	3,0 (4)
To delo	5,70 (89)	5,34 (90)	4,75 (8)	4,00 (7)

Z variabilnostjo temperature in padavin nismo pojasnili variabilnosti realizirane rodnosti, čeprav smo kot neodvisni spremenljivki uporabili povprečno temperaturo in količino padavin v obdobju gnezdenja. Vreme vpliva na rodnost ptic večinoma z vplivom na količino in dostopnost njihove hrane, kar je še posebej izrazito pri insektivorih vrstah, kot je repaljščica (Elkins 2004). Količine razpoložljivega plena repaljščic nismo raziskovali, zato ne moremo sklepati, kako je bila ponudba hrane odvisna od vremena. Iz neznačilnega vpliva vremena na rodnost lahko vseeno sklepamo, da količina in dostopnost plena na raziskovanem območju neglede na vreme nista omejujoča dejavnika rodnosti. Za belo štorčlo je bilo potrjeno, da vreme neznačilno vpliva na rodnost na območju z optimalnimi viri, medtem ko ima na območju s suboptimalnimi viri značilen vpliv nanjo (Denac 2006b). Tudi za repaljščico so ugotovili, da vreme izrazito vpliva na rodnost in preživetje gnezd le na intenzivno obdelovanem območju, medtem ko je vpliv vremena na bolj ekstenzivnem, torej optimalnejšem območju, bistveno manjši (Müller *et al.* 2005). Glede na zelo visoko realizirano rodnost in visoke gnezditvene gostote zaključujemo, da so na raziskovanem območju viri hrane za repaljščice optimalni in je zato vpliv vremena na rodnost neizrazit.

#### 4.1.4 Starostno specifična rodnost

Gnezditveni uspeh starejših repaljščic je bil boljši od gnezditvenega uspeha mlajših. Pojav smo potrdili le za samice. Starostno specifičen gnezditveni uspeh smo za repaljščico potrdili prvič in se ujema s sicer generalnim fenomenom pri pticah, da je za starejše osebkne značilna večja rodnost (Newton 1989). Ker smo pojav ugotovili le za realizirano rodnost, ne moremo sklepati, ali je prišlo do razlik v rodnosti zaradi razlik v velikosti legel ali zaradi razlik v skrbi za mladiče. Verjetni sta obe razlagi. Starejše ptice so praviloma bolj izkušene in zato učinkovitejše pri iskanju hrane in skrbi za mladiče (Gill 1995). Prav tako je znano, da je velikost legel, torej potencialna rodnost, pri nekaterih vrstah odvisna od starosti. Pri veliki sinici (*Parus major*) so na primer ugotovili, da imajo starejše samice v povprečju za 0,4 jajca večja legla od prvoletnih (McCleery & Perrins 1989).

## 4.2 Preživetje repaljščic in filopatija

V raziskavi smo izračunali navidezno letno preživetje repaljščic nižinske populacije po metodi lova in ponovnega opazovanja z največjim vzorcem doslej (tabela 47). Naše glavne ugotovitve so, da je (1) navidezno preživetje odraslih repaljščic boljše od preživetja prvoletnih

ptic, da je (2) preživetje odraslih samcev boljše od preživetja odraslih samic, ter da (3) visoke temperature in suša v obdobju pred gnezdenjem in med njim zmanjšajo navidezno preživetje odraslih repaljščic.

**Tabela 47:** Primerjava vzorcev barvno obročkanih repaljščic v dosedanjih raziskavah. Obdobje = obdobje raziskave lova in ponovnega opazovanja, površina = raziskovana površina v hektarih, nmv = nadmorska višina raziskovanega območja v metrih, juv = število obročkanih mladičev v gnezdih, ad = število obročkanih odraslih.

Delo	Obdobje	Površina	Nmv	Juv	Ad	Skupaj
Schmidt & Hantge (1954)	1949–1952	52	114	352 <sup>a</sup>	147 <sup>b</sup>	499
Bezzel & Stiel (1977)	1971–1976	19	890	248 <sup>a</sup>	113 <sup>b</sup>	361
Labhardt (1988a) <sup>c</sup>	1980–1983	158, 146	950, 1450	413 <sup>a</sup>	297 <sup>b</sup>	710
Parker (1990)	1978–1985	100	665	350	57	407
Feulner & Förster (1995)	1990–1994	73	600	300	92	392
Müller <i>et al.</i> (2005)	1989–1993	60,8	1540	198	41	239
To delo	2002–2006	100	290	397	243	640

<sup>a</sup>obročkanne le z aluminijastimi obročki

<sup>b</sup>vse niso bile individualno označene z barvnimi obročki

<sup>c</sup>raziskavo so hkrati izvajali na 2 območjih

#### 4.2.1 Starostno specifično preživetje repaljščic

Navidezno preživetje je po definiciji produkt dejanskega preživetja in zvestobe gnezdišču (Williams *et al.* 2001). Zato je navidezno preživetje skupine organizmov, za katero je značilna velika disperzija, manjše od njihovega dejanskega preživetja. Ker je za selivske pevke značilna izrazita juvenilna disperzija (Bauer 1987, Paradis *et al.* 1998), ki je bila potrjena tudi za repaljščico (Bastian 1992), navideznega preživetja prvoletnih repaljščic ne moremo neposredno primerjati z navideznim preživetjem odraslih. Trajna disperzija odraslih repaljščic je namreč manj obsežna od trajne disperzije prvoletnih (Bastian 1992), zato je navidezno preživetje odraslih ptic boljši približek dejanskega preživetja kot pri prvoletnih pticah. V raziskovani populaciji smo potrdili, da so bili prvoletni osebki značilno manj zvesti mestu rojstnega gnezda, kot so bili odrasli v sukcesivnih letih zvesti mestu gnezdenja, kar se ujema z rezultati dosedanjih raziskav filopatrije repaljščic (Schmidt & Hantge 1954, Bezzel & Stiel 1977, Müller *et al.* 2005) in z vzorcem disperzije, ki ga je za vrsto opisal Bastian (1992). Nizko dejansko preživetje in velika natalna disperzija osebkov torej vplivata na nizko navidezno preživetje mladih repaljščic. Vrednosti navideznega preživetja ne moremo neposredno uporabiti kot približek dejanskega preživetja, saj je prenizka. Navidezno preživetje prvoletnih repaljščic proučevane nižinske populacije je bilo nižje kot v švicarski višinski populaciji (Müller *et al.* 2005), kar je lahko posledica različne disperzije med populacijama, ki se razlikujeta v gnezditvenih gostotah. Za populacije z večjimi gostotami je namreč značilna večja disperzija osebkov (Sæther *et al.* 2002). Območje v švicarski raziskavi je bilo za polovico manjše in po primernosti okoliških habitatov za repaljščico tudi bolj izolirano od našega, kar sta dodatna dejavnika, s katerima lahko pojasnimo manjše navidezno preživetje mladih ptic v naši raziskavi. Primerjava navideznega preživetja z rezultati starejših raziskav (tabeli 48, 49) je okvirna, saj odstotek vrnjenih ptic (*returning rate*, RR), ki so ga včasih enačili s preživetjem, ni primerljiv z navideznim letnim preživetjem, ki se je uveljavil v zadnjem času (Lebreton *et al.* 1992). Kljub temu se navidezno preživetje mladih in odraslih repaljščic generalno ujema z odstotki vrnjenih ptic (RR).



**Tabela 48:** Primerjava odstotkov vrnjenih označenih osebkov (RR) med dosedanjimi raziskavami. Za velikosti vzorcev v posameznih raziskavah glej tabelo 47.

Delo	RR ♀	RR ♂	RR 1Y
Schmidt & Hantge (1954)	27	47	6,5
Bezzel & Stiel (1977)	41,8	39,2	11
Labhardt (1988a) <sup>a</sup>	42	62	49
Labhardt (1988a) <sup>b</sup>	19	33	24
Parker (1990)	-	-	12,8

<sup>a</sup>območje Les Moulins v Švici

<sup>b</sup>območje Les Moses v Švici

**Tabela 49:** Primerjava navideznega letnega preživetja ( $\Phi$ ) in verjetnosti ponovnega opazovanja ( $p$ ) med dosedanjimi raziskavami. Za velikosti vzorca v raziskavi Müller *et al.* (2005) glej tabelo 47.

	$\Phi$ ♀	$\Phi$ ♂	$\Phi$ 1Y	$p$ ♀	$p$ ♂	$p$ 1Y
Müller <i>et al.</i> (2005)	0,21 ± 0,06	0,48 ± 0,05	0,17 ± 0,03	0,93 ± 0,04	0,93 ± 0,04	0,93 ± 0,04
To delo	0,38 ± 0,06	0,48 ± 0,05	0,07 ± 0,02	0,74 ± 0,06	0,84 ± 0,07	0,88 ± 0,04

#### 4.2.2 Spolno specifično preživetje repaljščic

Spol je spremenljivka z največjim relativnim pomenom za napovedovanje preživetja odraslih repaljščic, saj so imeli modeli, v katerih je bilo preživetje funkcija spola, največ podpore v podatkih. Preživetje samcev je bilo boljše od preživetja samic. Ugotovljeno spolno specifično preživetje nižinske populacije se ujema s preživetjem populacije repaljščic v Alpah, kjer so prav tako ugotovili boljše preživetje samcev kot samic (Müller *et al.* 2005). Razlika v preživetju spolov je po hipotezi vložnega navora v reprodukcijo (*reproductive effort hypotheses*) posledica različnih vlog spolov (Fisher & Wiebe 2006). Po tej hipotezi je verjetnost preživetja spola, ki vложи več energije v reprodukcijo, manjša od verjetnost preživetja spola, ki vложи v reprodukcijo manj energije. Samica repaljščice vложи v reprodukcijo več energije kot samec, saj sama zgradi gnezdo, znese in valí jajca ter greje mladiče v prvih dneh po izvalitvi. V tem obdobju se zelo malo hrani. Samec med valjenjem ne hrani samice (Glutz von Blotzheim & Bauer 1988, Bastian & Bastian 1996). Sklepamo, da je zaradi večjega vložnega navora v reprodukcijo preživetje samic repaljščic slabše od preživetja samcev. Pri vrstah, kjer je vložen napor samca v reprodukcijo bolj primerljiv naporu samice, na primer pri ameriški žolni (*Colaptes auratus*) ali pri beli štoklji (*Ciconia ciconia*), večjih razlik v preživetju med spoloma niso ugotovili, kar je tej hipotezi v oporo (Glutz von Blotzheim & Bauer 1987, Kanyamibwa *et al.* 1993, Fisher & Wiebe 2006). Pri razlagi spolno specifičnega preživetja moramo poleg vložnega navora v reprodukcijo upoštevati še en dejavnik – filopatirijo odraslih repaljščic. Samice so bile manj zveste mestu gnezdenja kot samci, zato lahko domnevamo, da so tudi pogosteje emigrirale z raziskovanega območja kot samci. Razlika v dejanskem preživetju samcev in samic je lahko torej manjša kot razlika v navideznem preživetju med spoloma.

### 4.2.3 Verjetnost ponovnega opazovanja

Verjetnost ponovnega opazovanja odraslih repaljščic je bila odvisna od spola. Večja je bila za samce kot za samice, kar pomeni, da samic pogosteje nismo opazili, čeprav so bile žive, kar smo ugotovili, ko smo jih v katerem od prihodnjih let ponovno opazili. Naša ugotovitev se razlikuje od rezultatov Müllerja *et al.* (2005), ki so ugotovili konstantno verjetnost ponovnega opazovanja samcev in samic, čeprav so hkrati za isto populacijo ugotovili značilno večjo filopatrimo samcev kot samic. Vzrok za razliko med našim in modelom Müllerja *et al.* (2005) s konstantno verjetnostjo ponovnega opazovanja je lahko v gostotno odvisnem vzorcu disperzije obeh populacij, ki je splošni pojav pri pticah pevkah (Sæther *et al.* 2002). Gnezditvena gostota naše raziskovane populacije je bila dvakrat tolikšna kot tista, ki so jo ugotovili Müller *et al.* (2005), zato je možno, da je bila tudi začasna emigracija osebkov iz naše populacije večja, kar smo registrirali kot manjšo verjetnost ponovnega opazovanja tako za samce kot za samice.

Menimo, da je naš model, v katerem je verjetnost ponovnega opazovanja repaljščic odvisna od spola, bolj smiseln od modela Müllerja *et al.* 2005. Poleg tega, da so samci bolj zvesti mestu gnezdenja, so bolj živih barv kot samice in pojejo ter stražijo samice na izpostavljenih mestih, kar poveča verjetnost njihovega ponovnega opazovanja. To je v oporo naši domnevi, da je model, v katerem je verjetnost ponovnega opazovanja repaljščic odvisna od spola, biološko bolj smiseln.

### 4.2.4 Vreme kot dejavnik vpliva na preživetje repaljščic

Navidezno preživetje odraslih repaljščic je bilo najslabše v letu, ko je bilo v obdobju gnezdenja najmanj padavin, v letu z največ padavinami pa je bilo najboljše. Vreme je na oba spola vplivalo enako, saj interakcijski modeli vpliva vremena in spola na navidezno preživetje repaljščic v podatkih niso imeli podpore. Vpliv vremena na preživetje repaljščic smo analizirali prvič doslej. Izračunali smo ga na osnovi štiriletnih podatkov. Vrednosti spremenljivk so se v letih razlikovale. Eno leto je bilo suho in vroče, eno hladno in mokro, dve sta bili povprečni. Na preživetje selivk vplivajo dejavniki med gnezdenjem, na selitvi in med prezimovanjem (Kanyamibwa *et al.* 1993, Biebach *et al.* 1996, Stokke *et al.* 2005). Letno preživetje smo modelirali le kot funkcijo vremena na gnezdišču, saj ni znano, kje naše repaljščice prezimujejo in po kateri poti se selijo na prezimovališča. Razlago vpliva vremena na gnezdišču na preživetje do naslednjega leta smo zapisali kot hipotezo, ki smo jo zasnovali z znaki življenjskih strategij (*life history traits*) in nasprotji med njimi (*trade-offs*). Osredotočili smo se na nasprotje med rodnostjo in preživetjem staršev. V petletni raziskavi nismo zasledili značilne variabilnosti rodnosti v populaciji kljub variabilnosti vremena v gnezditvenih obdobjih.

Predpostavljamo, da so repaljščice v neugodnih letih (manj hrane oz. težje dostopna) v gnezdenje vložile več navora kot v ugodnih letih, kar je posledično zmanjšalo verjetnost njihovega lastnega preživetja. Naši hipotezi v prid so rezultati Andersona (1981) in Britschgija *et al.* (2006), ki so ugotovili, da so repaljščice na suboptimalnih območjih (območja z manj hrane) hranile mladiče enako pogosto kot na optimalnih, kar so dosegle s povečanim naporom pri iskanju hrane in posledično s krajšimi obdobji lastnega prehranjevanja. Zaradi dodatnega navora pri gnezdenju se ptice kasneje golijo, kar so dokazali tudi eksperimentalno (Jenni & Winkler 1994, Klemp 2000). Pozna pognezditvena golitev je za selivke problem, saj s selitvijo ne začno, dokler niso povsem pregoljene (Kjellén 1994, Jenni & Winkler 1994, Bastan & Bastian 1996), zakasnitev selitve pa neredko pomeni zanje mnogo večje tveganje na poti zaradi slabših vremenskih razmer (Elkins 2004). Vlaganje

energije v mladiče, kljub slabšemu lastnemu preživetju je nasprotje (*trade-off*), ki je značilnost življenske strategije (*life history*) *r* strategov; repaljščica je s kratkim življenjem (Schmidt & Hantge 1954), hitro spolno zrelostjo potomcev in relativno velikim številom mladičev (Glutz von Blotzheim & Bauer 1988) *r* strateg. Njeno nasprotje je na primer bela štorcklja, ki je *K* strateg, ker je dolgoživa, ima malo mladičev in njeni potomci pozno spolno dozoriijo (Glutz von Blotzheim & Bauer 1987). Štorcklje znesejo v različnih letih približno enako velika legla in kasneje z metanjem mladičev iz gnezd prilagodijo njihovo število razmeram v okolju. Tako povečajo verjetnost lastnega preživetja in preživetja mladičev (Tortosa & Redondo 1992). Nekatero druge vrste ptic, ki so *K* strateg, v letih z malo hrane sploh ne gnezdiijo (Saurola 1989). Med skrajnima *K* in *r* strategijama je množica vmesnih strategij (Sæther & Bakke 2000).

Leto 2003 je bilo na osnovi naše predpostavke za repaljščice suboptimalno. Preživetje v letu, ki je sledilo, je bilo najslabše. Leto 2003 je bilo izrazito suho in toplo v obdobju pred gnezdenjem in med njim, zato domnevamo, da je bila maksimalna ponudba hrane pred največjo potrebo repaljščic po hrani in je v obdobju največje potrebe po hrani le-te začelo primanjkovati. Oppermann (1999) je za repaljščice ugotovil, da je v normalnih razmerah maksimalna potreba po hrani med gnezdenjem časovno usklajena z maksimalno ponudbo hrane. Asinhronija med ponudbo in potrebo po hrani postaja vse pomembnejši dejavnik populacijskih dinamik mnogih vrst zaradi globalnih klimatskih sprememb (Begon *et al.* 2006, Møller *et al.* 2006). Razvoj vegetacije in členonožcev sta se premaknila v zgodnejše obdobje, ptice pa so ohranile ustaljene selitvene vzorce, saj je selitev na gnezdišča aktivirana endogeno z mehanizmom, ki je genetsko močno fiksiran, z malo možnostmi hitrega evolucijskega prilagajanja na spremembe v okolju (Berthold 1996, Müller *et al.* 2005). Zaradi teh procesov so se populacije nekaterih vrst zmanjšale (Ludwig *et al.* 2006), drugih pa povečale (Sæther *et al.* 2000).

### 4.3 Izbor habitata, ekološke pasti

Repaljščice so za gnezdenje izbirale oligotrofne mokrotne travnike, izogibale so se mezofilnim pašnikom. Izmed petih raziskovanih habitatnih tipov sta dva ekološka past za repaljščice. (1) Mezotrofni do evtrofni gojeni travniki in (2) mezofilni pašniki. V obdobju priselitve repaljščic se po fiziognomskih značilnostih mezotrofni do evtrofni gojeni travniki niso razlikovali od mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikov. Vsi ostali habitatni tipi, razen oligotrofnih mokrotnih travnikov in združb visokih ostričevk z visokim steblikovjem, so se po fiziognomskih značilnostih med seboj razlikovali.

Ugotovili smo, da so se habitatni tipi v zgodnjem obdobju, ko so jih repaljščice izbirale, razlikovali v glavnem po debelini opada in indeksu heterogenosti vegetacije, ki je mera vertikalne heterogenosti oz. strukturiranosti vegetacije. Večji kot je indeks, bolj je vegetacija višinsko raznolika. Oligotrofni mokrotni travniki in združbe visokih ostričevk z visokim steblikovjem so bili bogato višinsko strukturirani in zanje je bil značilen debel sloj rastlinskega opada. Sklepamo, da sta debelina opada in vertikalna heterogenost vegetacije fiziognomska dejavnika, po katerih repaljščice izbirajo optimalni gnezditveni habitat. Poleg tega, da sta oba dejavnika indikatorja habitatnih tipov, ki imajo v kasnejšem obdobju optimalne lastnosti za uspešno gnezdenje, sta pomembna tudi pri izdelavi in namestitvi gnezda. Repaljščice najraje izdelajo gnezdo na strukturiranih tleh s slojem rastlinskega opada, v katerega vpletejo spodnji del gnezda, v neposredni bližini gnezda pa potrebujejo rastlino za petje in straženje, ki je višja od ostalih (Bastian & Bastian 1996). Na oligotrofnih mokrotnih travnikih so bile gnezditvene gostote repaljščic največje, zelo dobro je bilo tudi preživetje zarodov, ker so te travnike pokosili najkasneje. Veliko gnezditveno gostoto repaljščic na teh

travnikov razlagamo s fiziognomskimi značilnostmi, ki se razvijajo v obdobju gnezdenja: velika številčnost visokih steblik, majhna pokrovnost trav in velika pokrovnost zelišč. Visoke steblikke so za repaljščice pomembna lovna mesta, večja pokrovnost zelišč v primerjavi s pokrovnostjo trav pa je pokazatelj večje diverzitete in abundance nevretenčarjev, ki so hrana repaljščic (Oppermann 1990, 1992, 1999, Britschgi *et al.* 2006). Gnezditvena gostota na tem habitatnem tipu na Barju je med najvišjimi doslej ugotovljenimi v srednji Evropi (tabela 50).

V obdobju priseljevanja repaljščic so se po fiziognomskih lastnostih oligotrofni mokrotni travniki razlikovali od mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikov in od mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikov. Za slednja habitatna tipa sta bili značilni manjša heterogenost vegetacije in tanjši opad. Diskriminantni model ju po fiziognomskih lastnostih ni ločil, repaljščice pa so na njih gnezstile v različnih gostotah. Na mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikih so bile repaljščice dvakrat tako pogoste kot na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih, kar pomeni, da so med njima razlikovale. Verjetno je del razlike v gnezditvenih gostotah repaljščic posledica višjega indeksa heterogenosti na mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikih glede na mezotrofne do evtrofne gojene travnike. Naslednji dejavnik, ki je lahko prispeval k manjši gnezditveni gostoti na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih, je hrana. Tega dejavnika nismo raziskovali, na osnovi tujih raziskav pa sklepamo, da je na gojenih travnikih hrane manj kot na ekstenzivnih (Britschgi *et al.* 2006). Kljub nižji heterogenosti vegetacije in debelini opada ter domnevno manjši količini hrane so bili mezotrofni do evtrofni gojeni travniki za repaljščice dovolj atraktivni, da so jih zasedle in na njih gnezstile v gostoti 6 parov/10 ha, ki je za srednjeevropske razmere razmeroma visoka (tabeli 25, 50). Izbor mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikov za gnezdenje je tako z vidika selekcije habitatov, ki jo repaljščica lahko opravi na osnovi fiziognomskih značilnosti in hrane, ustrezen, kar lahko potrdimo s potencialno rodnostjo na tem habitatnem tipu. Potencialna rodnost (število jajc, število izvaljenih mladičev) se namreč ni značilno razlikovala od potencialne rodnosti na oligotrofnih mokrotnih travnikih ali mokrotnih mezotrofnih do evtrofnih travnikih. Realizirane rodnosti repaljščic pa za mezotrofne do evtrofne gojene travnike ne moremo analizirati, saj so bila gnezda večinoma pokošena (le eno najdeno uspešno gnezdo). Mezotrofne do evtrofne gojene travnike pokosijo najhitreje, praviloma preden mladiči zapustijo gnezda. Na tem habitatnem tipu je zato najnižje preživetje zarodov, realizirana rodnost populacije pa je praktično enaka nič. Gojeni travniki so torej za repaljščice ekološka past. Med seboj se ti travniki razlikujejo po intenzivnosti obdelovanja, zato za repaljščice niso vsi med seboj enakovredne ekološke pasti. V naši raziskavi se je izkazalo, da najbolj intenzivno gojeni travniki za repaljščice niso ekološka past, saj na njih ne gnezdi.

Naše ugotovitve se generalno ujemajo z rezultati Müllerja *et al.* (2005), ki so prav tako ugotovili, da so travniki zaradi zgodnje košnje za repaljščice ekološke pasti. Repaljščice v alpski dolini so izbirale gojene travnike za gnezdenje v enakem obsegu in začenjale z gnezdenjem enako zgodaj kljub vse zgodnejši košnji, zato je bil njihov gnezditveni uspeh enak nič. Ekološke pasti zaradi zgodnje košnje so znane tudi za druge talno gnezdeče travniške vrste ptic, kot sta na primer kosec (Green 1995, Green *et al.* 1997) in poljski škrjanec (Donald *et al.* 2002b).

Pašniki so se v obdobju, ko repaljščice izbirajo gnezditveni habitat, po fiziognomskih značilnostih razlikovali od ostalih habitatnih tipov. Zanje je bila značilna odsotnost rastlinskega opada in najnižja višina vegetacije v primerjavi z ostalimi habitatnimi tipi, zato menimo, da so repaljščice po teh lastnostih pašnike prepoznale kot neprimerni gnezditveni habitat in na njih gnezstile v najnižjih gnezditvenih gostotah na raziskovanem območju. Poleg fiziognomskih lastnosti so repaljščice neprimernost pašnikov za gnezdenje verjetno

prepoznale tudi po prisotnosti živine na pašnikih, saj nismo zabeležili niti enega poskusa gnezdenja na pašnikih z živino. Repaljščice so začele gnezditi na pašnikih le, če na njih ni bilo živine. Podobno je ugotovil Labhardt (1988b), ki na pašnikih, kjer so pasli v obdobju izbire mesta gnezdenja, ni našel gnezd. Če so na pašnikih začeli pasti kasneje, ko so na njih repaljščice že gnezstile, so zarodi propadli zaradi poteptanja. V teh primerih so bili pašniki ekološka past za repaljščice. Škoda, ki jo populacija repaljščic utrpi zaradi pašnikov kot ekoloških pasti, je sicer relativno majhna, saj repaljščice na pašnikih gnezdijo v majhnih gostotah.

Repaljščice so gnezditvene habitate izbirale pretežno tako, da so maksimirale preživetje zarodov. Največje gnezditvene gostote smo ugotovili na habitatnih tipih, ki so jih najkasneje kosili in kjer je bilo preživetje zarodov največje, najmanjše gnezditvene gostote pa smo ugotovili na pašnikih, kjer je bila velika verjetnost, da zarodi propadejo. Kljub temu smo relativno velike gnezditvene gostote ugotovili tudi na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih, kjer je bila verjetnost preživetja zarodov zaradi zgodnje košnje najmanjša – ta habitatni tip je torej ekološka past, zaradi katere lahko utrpi populacija repaljščic veliko škodo.

**Tabela 50:** Primerjava gnezditvenih gostot repaljščic po dosedanjih raziskavah. Ker je gostota funkcija površine – za repaljščico glej Bezzel (1982), Bölscher (1988), Trontelj (1994) –, je smiselna le primerjava abundanc, ugotovljenih na približno enako velikih površinah. Zato smo v tabelo vključili le rezultate raziskav, ki so bile opravljene na območjih, približno enako velikih kot naše. Gostota = povprečna gostota, Min = najmanjša ugotovljena gostota, Max = največja ugotovljena gostota, Površina = površina, na kateri je bila ugotovljena abundanca.

Delo	Gostota Pari/10 ha	Min Pari/10 ha	Max Pari/10 ha	Površina (ha)	Država raziskave (območje)
Labhardt (1988b)	3,8	-	-	48	Švica
Orłowski (2004)	2,05	-	-	48	Poljska
Müller <i>et al.</i> (2005)	-	2,2	6,8	48,5	Švica
Brandl & Walberer (1982)	3,5	-	-	60	Nemčija
Müller <i>et al.</i> (2005)	-	3,6	8,1	60,8	Švica
To delo	7,9	7,72	8,16	67	Slovenija
Kuprian (1986)	0,82	-	-	68	Nemčija
Feulner & Förster (1995)	-	1,78	2,02	73	Nemčija

#### 4.4 Dinamika izvornih in ponornih populacij

S ponorno-izvornim modelom populacije repaljščic smo ugotovili, da sta bila od petih proučevanih habitatnih tipov dva za repaljščice izvorna, pri enem je rodnost kompenzirala smrtnost, dva sta bila ponorna. Rezultati temeljijo na dejanski rodnosti, ugotovljeni v raziskavi, dejanskih deležih propadlih zarodov in preživetju odraslih in prvoletnih repaljščic, na katerega smo sklepali z navideznim preživetjem. Tovrstno analizo smo v mozaiku habitatnih tipov, kjer gnezdijo repaljščice, opravili prvič. V Švici so analizirali populaciji v Alpah na gorskih gojenih travnikih (1160 in 1540 m nadmorske višine) iz reda *Arrhenateretalia Polygono-Trisetion* in ugotovili, da mora preživeti najmanj 40 % zarodov, da populacija ni ponorna oz. da rodnost populacije kompenzira smrtnost (Müller *et al.* 2005). Pri enakem preživetju odraslih in prvoletnih repaljščic kot v švicarskem modelu smo z našim modelom ugotovili, da raziskovana populacija ni bila ponorna, če je preživelo najmanj 38 % zarodov. Manjši odstotek preživelih zarodov, pri katerem populacija v naši raziskavi ni bila

ponorna, razlagamo z večjo rodnostjo. Realizirana rodnost, ki smo jo ugotovili na raziskovanem območju, je bila 5,3 poletelega mladiča/par, medtem ko je bila v švicarski raziskavi 4,9 poletelega mladiča/par (Müller *et al.* 2005). V švicarski raziskavi je na travnikih v nižjih legah (1160 m), ki so jih kosili hitro, preživelo manj kot 40 % zarodov, na travnikih v višjih legah (1540 m) pa jih je zaradi kasnejše košnje preživelo več kot 40 % in samo na teh travnikih je bila populacija repaljščic izvorna (Müller *et al.* 2005).

Preživetje zarodov je dejavnik, ki ima v mozaiku nižinskih habitatnih tipov najodločilnejši vpliv na to, ali je populacija izvorna ali ponorna. Habitatni tipi se namreč medsebojno razlikujejo po datumu košnje, ta pa je glavni dejavnik, ki vpliva na preživetje zarodov. Upoštevajoč variabilnost košnje, rodnosti in preživetja odraslih ter prvoletnih ptic zaključujemo, da so populacije na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih ponorne. Za populacije na mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikih smo ugotovili, da rodnost kompenzira smrtnost. Ker je dokaj neverjetno, da bi v populaciji rodnost natanko kompenzirala smrtnost v daljšem časovnem obdobju, je takšna populacija v realnosti enkrat ponorna, drugič izvorna (Hanski 1999). Populacije na habitatnih tipih oligotrofni mokrotni travniki in združbe visokih ostričevk z visokim steblikovjem so večinoma izvorne, v letih z izrazito slabim preživetjem odraslih in prvoletnih ptic so lahko tudi ponorne.

Ovrednotenje populacij glede njihove izvornosti oz. ponornosti je poglobitnega pomena tako za razumevanje populacijske dinamike metapopulacije kot tudi za varstvo vrste. Število osebkov v populacijah je lahko vrsto let nespremenjeno ali celo narašča, čeprav je populacija dejansko ponorna in bi deterministično izumrla, če ne bi bilo priseljevanja novih osebkov. Migracije med odprtimi populacijami so zato ključne za razumevanje metapopulacijske dinamike. Z migracijami se osebki izognejo znotrajvrstni kompeticiji, pomanjkanju spolnih partnerjev in lokalnemu izumiranju (Hanski 1999, Hanski & Gaggiotti 2004). Z veliko disperzijo prvoletnih osebkov in teritorialnostjo (kompeticija) je zagotovljena migracija repaljščic med različnimi populacijami, ki so izvorne ali ponorne. Po načelih varstvene biologije je varstvo ponornih populacij nesmiselno – varovati je treba izvorne habitate in spremeniti kvaliteto ponornih, da postanejo izvorni (Kryštufek 1999). Ponorni habitati so večinoma posledica človekovih posegov v naravo, vendar so prisotni tudi v naravnem okolju, zato so začeli razlagati njihov evlucijski pomen (npr. Holt 1997, Jansen & Yoshimura 1998). Populacije nekaterih ponornih habitatov so lažno ponorne (*pseudo-sink*). V določenih stohastičnih razmerah, ko izvorna populacija izumre, se psevdoponorna ohrani, in ko stohastična motnja mine, z emigracijo osebkov omogoči obstoj vrste oz. populacije (Jansen & Yoshimura 1998, Hanski 1999). Domnevamo, da ta teorija velja tudi za repaljščico: če bi denimo poplava več let zapored povsem uničila zarode izvorne populacije, v tem obdobju pa ne bi bilo priseljevanja, bi le-ta lahko izumrla. Če poplava ponorne populacije na gojenih travnikih ne bi dosegla, zaradi neugodnega vremena pa v letih poplav kmetje gojenih travnikov ne bi kosili, bi na gojenih travnikih preživelo več zarodov, kot bi jih bilo potrebnih za kompenzacijo smrtnosti. Ti osebki bi lahko hipotetično ponovno naselili območje izumrle izvorne populacije.

#### 4.5 Metapopulacijska dinamika

Na osnovi metapopulacijskega modela domnevamo, da se bo velikost metapopulacije v prihodnje zmanjšala. Ker smo za začetno velikost metapopulacije uporabili velikost ugotovljeno v letih 1989–1996, dopuščamo možnost, da se je velikost metapopulacije v obdobju 1996–2006 že zmanjšala, česar pa z našimi rezultati ne moremo potrditi. Ob predpostavki, da je bila struktura metapopulacije v obdobju 1996–2006 približno enaka trenutni, se je velikost zmanjšala za polovico – na okoli 1000 parov.

Naša analiza metapopulacijske dinamike je poenostavljena. Metapopulacije v realnosti niso demografsko neodvisne, kot smo predpostavili v modelu. Za podrobnejšo analizo bi morali poznati število lokalnih populacij in njihovo prostorsko distribucijo. Potrebovali bi tudi podatke o migracijah med lokalnimi populacijami (Hanski 1999). Ne vemo, od kod izvirajo osebk, ki gnezdijo v ponornih in izvornih populacijah obravnavane metapopulacije. Lahko so potomci parov, ki gnezdijo v izvornih populacijah v tej metapopulaciji, ni pa nujno. Za prvoletne osebk je značilna zelo velika disperzija (Bastian & Bastian 1996). Ocenjujemo, da so imigracije v metapopulacijo repaljščic na Ljubljanskem barju pogoste, osebk, ki imigrirajo pa so najverjetneje iz drugih metapopulacij. V letih raziskave nismo namreč opazili nobene označene repaljščice na raziskovanem območju pri Notranjih Goricah, čeprav smo na območju pri Bevkah, ki je oddaljeno vsega 2000 m zračne črte od območja pri Notranjih Goricah, označili skupaj 640 osebkov (mladičev in odraslih). Če bi bile migracije znotraj metapopulacije pogoste, bi upravičeno pričakovali kakšno migracijo z območja pri Bevkah (izvorni habitat) na območje pri Notranjih Goricah (ponorni habitat), česar pa ni bilo.

#### 4.6 Perspektive

Med raziskovalnim delom so se odprla nekatera nova ekološka vprašanja.

(1) Pomembno bi bilo ugotoviti, kolikšno je preživetje mladičev repaljščic od takrat, ko zapustijo gnezdo, do takrat, ko poletijo, in kateri dejavniki vplivajo nanj. Število mladičev, ki zapustijo gnezda, ni nujno enako številu mladičev, ki poletijo. Najprimernejša metoda za študij preživetja mladičev v tem obdobju bi bila telemetrija, ki smo jo v letu 2007 že testirali.

(2) Plenjenje se je izkazalo za pomemben dejavnik preživetja zarodov. Ugotovili smo, da obstaja velika verjetnost posrednih interakcij, kot je denimo prikriti amenzalizem med malimi sesalci in repaljščico zaradi skupnega plenilca. Pojav bi bilo smiselno raziskati in s tem prispevati k splošnemu boljšemu razumevanju posrednih interakcij, ki so relativno novo področje raziskovanja v ekologiji. V raziskavi posrednih interakcij med malimi sesalci in repaljščico bi morali najprej določiti skupne plenilce malih sesalcev in repaljščic, nato pa spremljati populacije plena in plenilcev, ki so v interakciji.

(3) V raziskavi smo uporabili predpostavko, da je 10 dni paše s pašno obremenitvijo 1 GVŽ/ha enako dnevni pašni obremenitvi 10 GVŽ/ha (Beintema & Müskens 1987), čeprav doslej ni bilo eksplicitno dokazano, ali to drži ali ne. Testirali bi jo lahko s preprostim ekološkim poizkusom, v katerem bi umetna gnezda, za katera bi lahko kasneje ugotovili ali so bila pohojena ali ne, nastavljali na pašnike z različnimi pašnimi obremenitvami in različno dolgimi obdobji paše.

(4) To vprašanje se nanaša na življenjske strategije (*life histories*) repaljščic, specifično na hipotezo, da repaljščice v suboptimalnih letih za gnezdenje vložijo več energije v reprodukcijo kot v optimalnih letih, zato pa poslabšajo lastno preživetje. Načine prilagajanj repaljščic na razmere v okolju od rojstva do smrti s ciljem povečevanja fitnesa bi lahko raziskali z nadaljevanjem raziskave gnezditvene biologije individualno označenih osebkov in z dodatno raziskavo časovne dinamike razpoložljive količine hrane za repaljščico (razmere v obdobju gnezdenja).

(5) Tudi obseg priseljevanja in odseljevanja med lokalnimi populacijami v metapopulaciji je neraziskan. Šele z raziskavo migracij bi dobili podroben vpogled v dejansko metapopulacijsko dinamiko. Edina časovno sprejemljiva načina takšne študije bi bila: (1) t. i. *multistrata* pristop, kjer bi v več lokalnih populacijah individualno označevali osebk in s študijem premikov osebkov med populacijami modelirali migracije ali (2) t. i. *robust design* pristop, kjer bi v eni lokalni populaciji z dodatno stratificiranim časovnim vzorčenjem modelirali imigracije in emigracije (Cooch & White 2006).

(6) Pri terenskem delu smo večkrat opazovali, da se poleteli mladiči iz več gnezd družijo v skupine. V skupinah so z njimi odrasli osebki, ki hranijo mladiče, a niso nujno starši mladičev v skupini. Vloga teh skupin ni pojasnjena, domnevamo pa, da gre za nekakšne »vrtce« (*creche*), ki so znani za nekatere druge vrste, kot sta denimo čebelar (*Merops apiaster*) in dolgorepka (*Aegithalos caudatus*) (Falls 1982). V populacijah repaljščic so tako verjetno pomembne tudi socialne interakcije med osebki. Če se izkaže, da so tovrstne interakcije večjega pomena, na primer da so nujne za uspešno preživetje mladičev, je ta spoznanja treba vključiti v varstvo vrste. Mladiči nekaterih vrst, ki niso v skupinah, imajo zaradi pomanjkanja interakcij slabše preživetje od mladičev, ki so v skupinah. Za te vrste je zato nujno ohraniti dovolj velike populacije, saj se z manjšanjem velikosti populacij drastično poveča verjetnost izumrtja. Ta pojav je v ekologiji znan kot Alleejev efekt (Allee *et al.* 1949) in za repaljščico ni raziskan.



## 5 SKLEPI

- (1) Na preživetje zarodov repaljščic na košenih habitatnih tipih najpomembneje vpliva datum košnje, na preživetje zarodov na pašnikih pa pašne obremenitve. Zgodnejša kot je košnja in večja kot je pašna obremenitev, manj zarodov preživi. Vpliv vremena na preživetje zarodov je manjši od vpliva datuma košnje in vpliva na preživetje zarodov posredno, z vplivom na datum košnje.
- (2) Potencialne rodnosti repaljščic v nižinskih habitatnih tipih (združbe visokih ostričevk z nižinskim visokim steblikovjem, oligotrofni mokrotni travniki, mokrotni mezotrofni in evtrofni travniki, mezotrofni do evtrofni gojeni travniki, mezofilni pašniki) se medsebojno ne razlikujejo. Realizirana rodnost na mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikih je zaradi zgodnje košnje in posledično slabega preživetja zarodov praktično enaka nič. Realizirane rodnosti na oligotrofnih mokrotnih travnikih, mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikih, v združbah visokih ostričevk z nižinskim visokim steblikovjem in na mezotrofnih pašnikih so nadpovprečno visoke in se v teh habitatnih tipih statistično ne razlikujejo. Vpliv vremena (povprečna temperatura in padavine) na realizirano rodnost je majhen in neznačilen.
- (3) Potencialna in realizirana rodnost sta v nadomestnih leglih značilno manjši kot v prvih leglih.
- (4) Gnezditveni uspeh starejših samic je večji od gnezditvenega uspeha mlajših samic. Starost samca ne vpliva na gnezditveni uspeh para.
- (5) Repaljščice preferirajo oligotrofne mokrotne travnike in se izogibajo mezofilnim pašnikom. Na pašnikih gnezdiijo le, če v obdobju izbora gnezdišča na njih ni živine. Združb visokih ostričevk z nižinskim visokim steblikovjem, mokrotnih mezotrofnih in evtrofnih travnikov in mezotrofnih do evtrofnih gojenih travnikov niti ne preferirajo niti se jim ne izogibajo – izbirajo jih sorazmerno z razpoložljivo površino.
- (6) Gnezditvene gostote na pašnikih so bile mnogo nižje kot gostote na košenih habitatnih tipih. Spreminjanje travnikov v pašnike je degradacija gnezditvenega habitata repaljščic.
- (7) V obdobju priselitve in izbora gnezditvenih habitatov se po fiziognomskih značilnostih habitatna tipa (1) mezotrofni do evtrofni gojeni travniki in (2) mokrotni mezotrofni in evtrofni travniki ne razlikujeta. Repaljščice zasedejo oba, kjub temu da mezotrofne do evtrofne gojene travnike kosijo zgodaj in na njih zarodi ne preživijo. Ti travniki so zato za repaljščice ekološka past. Ekološka past so tudi pašniki, vendar le, če na njih začnejo pasti živino potem, ko so repaljščice na njih že začele z gnezdenjem. Ker se repaljščice pašnikom izogibajo, so ti zanje manj nevarne ekološke pasti.
- (8) Pri izboru gnezditvenega habitata sta za repaljščice pomembna predvsem vertikalna heterogenost vegetacije in debelina opada. Večja, kot je heterogenost vegetacije in več kot je opada, raje izberejo tako območje za gnezdenje.
- (9) Preživetje samcev je boljše od preživetja samic, preživetje odraslih pa boljše od preživetja prvoletnih ptic. Na preživetje odraslih vpliva vreme v obdobju gnezdenja. Odrasle repaljščice v suboptimalnih gnezditvenih razmerah verjetno vložijo v gnezdenje več energije kot v optimalnih, kar lahko posledično poslabša njihovo preživetje.
- (10) Oligotrofni mokrotni travniki in združbe visokih ostričevk z nižinskim visokim steblikovjem so izvorni habitati za repaljščico, mezotrofni do evtrofni gojeni travniki in mezofilni pašniki so ponorni habitati, mokrotni mezotrofni in evtrofni travniki pa so habitati, kjer rodnost v populaciji repaljščic približno kompenzira smrtnost.

Poglavitni dejavnik, ki v nižinskih habitatnih tipih vpliva na preživetje zarodov in na to, ali je populacija izvorna ali ponorna, je datum košnje.

- (11) S spremembo datuma košnje je možno ponorni habitat za repaljščico spremeniti v izvornega.

## 6 LITERATURA

1. Allard, K.A., Breton, A.R., Gilchrist, H.G. & A.W. Diamond (2006): Adult Survival of Herring Gulls Breeding in the Canadian Arctic. *Waterbirds*, 29(2): 163–168.
2. Allee, W.C., Emerson, A.E., Park, O. & K.P. Schmidt (1949): Principles of animal ecology. Saunders, Philadelphia.
3. Amstrup, S.C., McDonald, T.L. & B.F.J. Manly (2005): Handbook of Capture-Recapture analysis. Princeton University Press, New Jersey.
4. Anderson, M. (1981): Central place foraging in the Whinchat *Saxicola rubetra*. *Ecology*, 62(3): 538–544.
5. Andrews, J. & M. Rebane (1994): Farming & Wildlife. A practical handbook for the management, restoration and creation of wildlife habitats on farmland. Royal Society for the Protection of Birds, Sandy.
6. Anonymus (1993): Ornitološka kronika za leto 1991. *Acrocephalus*, 14(58–59): 140–144.
7. Bairlein, F. & G. Bergner (1995): Vorkommen und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der nördlichen Wesermarsch, Niedersachsen. *Vogelwelt*, 116: 53–59.
8. Báldi, A., Batáry, P. & S. Erdős (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 108: 251–263.
9. Banik, M.V. (2003): Second broods in Whinchat in Kharkov region, Ukraine. *Ptici Bassejna Severskogo Donca*, 8: 89–95.
10. Bastian, A & H.-V. Bastian (1996): Das Braunkehlchen. Opfer der ausgeräumten Kulturlandschaft. AULA-Verlag, Wiesbaden.
11. Bastian, A. & H.-V. Bastian (1994): Bestände und Bestandstrends des Braunkehlchens *Saxicola rubetra*. *Limicola*, 8: 242–270.
12. Bastian, A., Bastian, H.-V. & H.-E. Sternberg (1994): Ist das Nahrungsangebot für die Brutrevierwahl von Braunkehlchen *Saxicola rubetra* entscheidend? *Vogelwelt*, 115: 103–114.
13. Bastian, H.-V. & A. Bastian (1993): Entwicklung der Körpermasse nestjunger Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*). *Journal of Ornithology*, 134: 85–92.
14. Bastian, H.-V. (1992): Breeding and natal dispersal of Whinchats *Saxicola rubetra*. *Ringling & Migration*, 13: 13–19.
15. Bauer, H.-G. (1987): Geburtsortstreue und streuungsverhalten junger Singvögel. *Die Vogelwarte*, 34: 15–32.
16. Begon, M., Townsed, C.R. & J.L. Harper (2006): Ecology from Individuals to Ecosystems. Blackwell Publishing, Oxford.
17. Beintema, A.J. & J.D.M. Müskens (1987): Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 24: 743–758.
18. Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L. & H.Q.P. Crick (2002): Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39: 673–687.
19. Berthold, P. (1996): Control of the bird migration. Chapman & Hall, London.
20. Bezzel, E. & K. Stiel (1975): Zur Verbreitung und Ökologie des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) am deutschen Nordalpenrand. *Ardeola*, 21: 841–859.
21. Bezzel, E. & K. Stiel (1977): Zur Biologie des Braunkehlchens *Saxicola rubetra* in den Bayerischen Alpen. *Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern*, 16(1): 1–9.
22. Bezzel, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
23. Bezzel, E. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Aula-Verlag, Wiesbaden.

24. Bibby, C.J., Burgess, N.D. Hill, D.A. & S. Mustoe (2000): Bird Census Techniques. Academic Press, London.
25. Bibič, A., Trilar, T. & M. Vogrin (1991): Poročila od koderkoli – Kolpa. *Acrocephalus*, 12(48): 96–97.
26. Biebach, H., Friedrich, W. & G. Heine (1986): Interaction of bodymass, fat, foraging and stopover period in trans-Sahara migrating passerine birds. *Oecologia*, 69:370–379.
27. BirdLife International (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12), Cambridge.
28. Birff, R.G. (1847): Marburg in Steiermark, seine Umgebung, Bewohner und Geschichte. I. Band. Gratz.
29. Blair, A. & S. Hoar Zahm (1995): Agricultural Exposures and Cancer. *Environmental Health Perspectives*, 103: 205–208.
30. Bonsall, M.B. & M.P. Hassell (1997): Apparent competition structures ecological assemblages. *Nature*, 388: 371–373.
31. Bölscher, B. (1988): Das Braunkehlchen als Teil der Grünland- und Hochmooravizönose in Niedersachsen – ein Beitrag zur Ökologie. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, 51: 53–67.
32. Božič, L. (2003): Mednarodno pomembna območja za ptice v Sloveniji 2. Predlogi Posebnih zaščitnih območij (SPA) v Sloveniji. DOPPS, Monografija DOPPS št. 2, Ljubljana.
33. Božič, L. (2005a): Populacija kosca *Crex crex* na Ljubljanskem barju upada zaradi zgodnje košnje in uničevanja ekstenzivnih travnikov. *Acrocephalus*, 26(124): 3–21.
34. Božič, L. (2005b): Gnezditvena razširjenost in velikost populacije kosca *Crex crex* v Sloveniji leta 2004. *Acrocephalus*, 26(127): 171–179.
35. Bračko, F. & F. Janžekovič (1991): Predlog za zaščito grmovnega ekosistema nad Račjim dvorom. *Acrocephalus*, 12(48): 104–107.
36. Brandl, R. & E. Walberer (1982): Zur ornithologischen Bedeutung von Brachflächen. *Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern*, 21: 21–41.
37. Britschgi, A., Spaar, R. & R. Arlettaz (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. *Biological Conservation*, 130: 193–205.
38. Broyer, J. (1996): Les 'fenaisons centrifuges', une methode pour reduire la mortalité des jeunes Rale des gènets *Crex crex* et Cailles des Blés *Coturnix coturnix*. *Revue d'Ecologie*, 51: 269–276.
39. Burn, A.J. (2000): Pesticides and their effects on lowland farmland birds. Str. 89–103. V: Aebischer, N.J., Evans, A.D., Grice, P.V. & J.A. Vickery (Ur.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Proceedings of the 1999 British Ornithologists' Union Spring Conference, University of Southampton, UK, 27–28 March 1999.
40. Burnham, K.P. & D.R. Anderson (2002): Model selection and multimodel inference. Springer, New York.
41. Busche, G. (1975): Zur Siedlungsdichte und Ökologie von Sommervögeln in der Marsch Schleswig-Holsteins. *Corax*, 5: 51–101.
42. Cerar, M. (1986): Poročilo iz Gornje savinjske doline. *Acrocephalus*, 7(29): 35–36.
43. Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Shrubbs, M., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C., Garthwaite, D.G., Impey, A.J. & A.D.M Hart (1999): The Effects of agricultural

- Management on Farmland Birds. British Trust for Ornithology and Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Norfolk.
44. Clark, L. (1982): The development of effective homeothermy and endothermy by nestling starlings. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 73: 253–260.
  45. Cody, M.L. (1985): *Habitat selection in birds*. Academic Press, London.
  46. Collins, C.T. & P.F. Doherty (2006): Survival estimates for Royal Terns in southern California. *Journal of Field Ornithology*, 77(3): 310–314.
  47. Cooch, E. & G. White (Ur.) (2006): Program MARK »A Gentle Introduction«. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>
  48. Cormack, R.M. (1964): Estimates of Survival from the sightings of marked animals. *Biometrika*, 51: 429–438.
  49. Čop, J., Seliškar, A., Vidrih, M., Sinkovič, T. & J. Hacin (2000): Alternative v pridelovanju krme na šotnih/mineralnih travniških tleh na Ljubljanskem barju. Str. 220–226. V: Tajnšek, A. & I. Šantavec (Ur.). *Novi izzivi v poljedelstvu 2000: zbornik simpozija*. Moravske Toplice, 14. in 15. december 2000. Slovensko agronomsko društvo, Ljubljana.
  50. Dawson, R.D. & G.R. Bortolotti (2000): Reproductive success of American Kestrels: the role of prey abundance and weather. *Condor*, 102: 814–822.
  51. Delibes, M., Ferreras, P. & P. Gaona (2001a): Attractive sinks, or how individual behavioural decisions determine source-sink dynamics. *Ecology Letters*, 4: 401–403.
  52. Delibes, M., Gaona, P. & P. Ferreras (2001b): Effects of Attractive Sinks Leading into Maladaptive Habitat Selection. *The American Naturalist*, 158(3): 277–285.
  53. Denac, D. (2000): Goričko. Str. 173–182. V: Polak, S. (Ur.), *Mednarodno pomembna območja za ptice v Sloveniji; Important Bird Areas (IBA) in Slovenia*. DOPPS, Monografija DOPPS Št. 1, Ljubljana.
  54. Denac, D. (2001): Gnezditvena biologija, fenologija in razširjenost bele štokrlje *Ciconia ciconia* v Sloveniji. *Acrocephalus*, 22(106–107): 89–103.
  55. Denac, D. (2003b): Upad populacije in sprememba rabe tal v lovnem habitatu rjavega srakoperja *Lanius collurio* v Šturmovcih (SV Slovenija). *Acrocephalus*, 24(118): 97–102.
  56. Denac, D. (2006a): Chick shelters did not prevent raptor predation on chicks in a mixed common Tern *Sterna hirundo* and Black-headed Gull *Larus ridibundus* colony in Slovenia. *Vogelwelt*, 127: 187–192.
  57. Denac, D. (2006b): Resource-dependent weather effect in the reproduction of the White Stork *Ciconia ciconia*. *Ardea*, 94(2): 232–240.
  58. Denac, K. (2003a): Population dynamics of Scops owl *Otus scops* at Ljubljansko barje (central Slovenia). *Acrocephalus*, 24(119): 127–133.
  59. Dias, P.C. (1996): Sources and Sinks in population biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 11: 326–330.
  60. Dich, J., Hoar Zahm, S., Hanberg, A. & H.-O. Adami (2004): Pesticides and cancer. *Cancer Causes and Control*, 8(3): 420–443.
  61. Dinsmore, S.J., White, G.C. & F.L. Knopf (2002): Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology*, 83: 3476–3488.
  62. Donald, P.F., Evans, A.D., Muirhead, L.B., Buckingham, D.L., Kirby, W.B. & S.I.A. Schmitt (2002b): Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis*, 144: 652–664.
  63. Donald, P.F., Green, R.E. & M.F. Heath (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences*, 268: 25–29.

64. Donald, P.F., Pisano, G., Rayment, M.D. & D.J. Pain (2002a): The common agricultural policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89: 167–182.
65. Donovan, T.M., Jones, P.W., Annand, E.M. & F.R. Thompson III (1997): Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology*, 78: 2064–2075.
66. Donovan, T.M., Lamberson, R.H., Kimber, A., Thompson, F.R. & J. Faaborg (1995): Modeling the effects of habitat fragmentation on source and sink demography of Neotropical migrant birds. *Conservation Biology*, 9: 1396–1407.
67. Driscoll, M.J. & T.M. Donovan (2004): Landscape Context Moderates Edge Effects: Nesting Success of Wood Thrushes in Central New York. *Conservation Biology*, 18: 1330–1338.
68. Dunn, E.H. (1979): Age of effective homeothermy in nestling Tree Swallows according to brood size. *Wilson Bulletin*, 91(3): 455–457.
69. Elkins, N. (2004): *Weather and bird behaviour*. T & A D Poyser, London.
70. Ellenberg, H. (1982): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
71. Falls, J.B. (1982): Individual Recognition by Sound in Birds. V: Kroodsma, D.E., Miller, E.H. & H. Ouellet (Ur.): *Acoustic Communication in Birds*. Volume 2. Song Learning and Its Consequences. Academic Press, New York.
72. Feulner, J. & Förster, D. (1995): Siedlungsdichte, Habitatwahl und Schutz des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in der Teuschnitztaue, Frankenwald. *Ornitologischer Anzeiger*, 34: 125–137.
73. Fields, T., White, G.C., Gilgert, W.C. & R.D. Rodgers (2006): Nest and Brood Survival of Lesser Prairie-Chickens in West Central Kansas. *Journal of Wildlife Management*, 70(4): 931–938.
74. Fisher, R.J. & K.L. Wiebe (2006): Effects of sex and age on survival of northern flickers: a six-year field study. *Condor*, 108: 193–200.
75. Flade, M., Plachter, H. Henne, E. & K. Anders (2003): *Naturschutz in der Agrarlandschaft*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.
76. Fretwell, S.D. & H.L. Lucas (1970): On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretica*, 19: 16–36.
77. Frühauf, J. (2007): Implementation of the Bird Directive and habitat protection for birds in Austria. *Proceedings of the XIV Congress of Italian Ornithologists*, Trieste, 26-30 September 2007.
78. Fuller, R.J. & D.E. Glue (1977): The breeding biology of the Stonechat and Whinchat. *Bird Study*, 24: 215–228.
79. Fuller, R.J. (2000): Relationships between recent changes in lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview. Str. 5–16. V: Aebischer, N.J., Evans, A.D., Grice, P.V. & J.A. Vickery (Ur.): *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. Proceedings of the 1999 British Ornithologists' Union Spring Conference, University of Southampton, UK, 27–28 March 1999.
80. Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H., Wilson, J.D., Bailie, S.R. & N. Carter (1995): Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, 9: 1425–1441.
81. Geister, I. (1983): Prispevek k poznavanju ornitofavne Bobovka. *Acrocephalus*, 4(17–18): 43–54.
82. Geister, I. (1995): *Ornitološki atlas Slovenije*. Državna založba Slovenije, Ljubljana.
83. Gill, F.B. (1995): *Ornithology*. W.H. Freeman and Company, New York.
84. Gjerkeš, M. (1985): Poročila od koderkoli – Ankaran. *Acrocephalus*, 6(24): 32.

85. Gjerkeš, M. (1987): Poročila od koderkoli – Ankaran. *Acrocephalus*, 8(31–32): 25–26.
86. Glutz von Blotzheim, U.N. & K.M. Bauer (1987): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 1. Gaviiformes - Phoenicopteriformes. AULA-Verlag, Wiesbaden
87. Glutz von Blotzheim, U.N. & K.M. Bauer (1988): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 11/I. Passeriformes (2. Teil). AULA-Verlag, Wiesbaden.
88. Green, R.E. (1995): The decline of the Corncrake *Crex crex* in Britain continues. *Bird Study*, 42: 66–75.
89. Green, R.E., Tyler, G.A., Stowe, T.J. & A.V. Newton (1997): A simulation model of the effect of mowing of agricultural grassland on the breeding success of the corncrake (*Crex crex*). *Journal of Zoology, London*, 243: 81–115.
90. Gregori, J. (1993): Kosec *Crex crex*. *Acrocephalus*, 14(58–59):125–126.
91. Gritschik, W.W. & K.V. Baranovsky (2004): Breeding biology of Whinchat (*Saxicola rubetra*) in Belarus. *Subbuteo*, 7: 10–17.
92. Gundersen, G., Johannesen, E., Andreassen, H.P. & R.A. Ims (2001): Source-sink dynamics: how sinks affect demography of sources. *Ecological Letters*, 4: 14–21.
93. Hanski, I. (1999): *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, New York.
94. Hanski, I. & O.E. Gaggiotti (2004): *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*. Elsevier academic press, Burlington.
95. Hart, J.D., Milsom, T.P., Baxter, A., Kelly, P.F. & W.K. Parkin (2002): The impact of livestock on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding densities and performance on coastal grazing marsh. *Bird Study*, 49: 67–78.
96. Holt, R.D. (1997): On the evolutionary stability of sink populations. *Evolutionary Ecology*, 11: 723–731.
97. Horstkotte, E. (1962): Beiträge zum Brutverhalten des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra* L.). *Berichte des naturwissenschaftlichen Vereins Bielefeld*, 16: 107–165.
98. Hudson, P. & J. Greenman (1998): Competition mediated by parasites: biological and theoretical progress. *Tree*, 13(10): 387–390.
99. Jančar, T. & M. Trebušak (2000): Ptice Kozjanskega regijskega parka. *Acrocephalus*, 21(100): 107–134.
100. Jančar, T. (1992): Poročila od koderkoli – Osredok na Cerkniskem jezeru. *Acrocephalus*, 13(55): 191.
101. Jančar, T. (1994a): Ornitološki atlas gnezdkil Triglavskega narodnega parka – poročilo o poteku popisovanja. *Acrocephalus*, 15(62): 3–7.
102. Jančar, T. (1994b): Rjavi lunj *Circus aeruginosus*. *Acrocephalus*, 15(64): 98.
103. Jansen, V.A.A. & J. Yoshimura (1998): Populations can persist in an environment consisting of sink habitats only. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 95: 3696–3698.
104. Janžekovič, F. (1986): Mali muhar *Ficedula parva*. *Acrocephalus*, 7(29): 44.
105. Janžekovič, F. (1995): Rdečegrla cipa *Anthus cervinus*. *Acrocephalus*, 16(73): 199–200.
106. Jenni, L. & R. Winkler (1994): *Moult and Ageing of European Passerines*. Academic Press, London.
107. Jenny, M. (1990): Territorialität und Brutbiologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft. *Journal of Ornithology*, 131: 241–265.
108. Jogan, N., Kaligarič, M., Leskovar, I., Seliškar, A. & J. Dobravec (2004): *Habitatni tipi Slovenije HTS 2004*. Ministrstvo za okolje, prostor in energijo – agencija Republike Slovenije za okolje, Ljubljana.

109. Johnson, D.H. (1979): Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *The Auk*, 96: 651–661.
110. Jolly, G.M. (1965): Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration: stochastic model. *Biometrika*, 52: 225–247.
111. Kanyambwa, S., F. Bairlein & A. Schierer (1993): Comparison of survival rates between populations of the White Stork *Ciconia ciconia* in Central Europe. *Ornis Scandinavica*, 24: 297–302.
112. Kjellén, N. (1994): Moults in relation to migration in birds – a review. *Ornis Svecica*, 4: 1–24.
113. Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., Gilissen, N., Smit, J., Brak, B. & R. Groeneveld (2004): Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in the Netherlands. *Conservation Biology*, 18: 775–786.
114. Klemp, S. (2000): Effects of parental effort on second brood, moult and survival in the grey wagtail *Motacilla cinerea*. *Ardea*, 88(1): 91–98.
115. Klett, A.T., Duebbert, H.F., Faanes, C.A. & K.F. Higgins (1986): Techniques for studying nest success of ducks in upland habitats in the prairie pothole region. United States Fish and Wildlife Service Resource Publication No. 158.
116. Kmecl, P. & K. Rižner (1995): Repaljščica *Saxicola rubetra*. *Acrocephalus*, 16(73): 200.
117. Kolbe, U. & J. Neumann (1988): Habitat und Siedlungsdichte des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in der Deutschen Demokratischen Republik. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, 51: 45–52.
118. Kolbenz, M. (1985): Hidrogeografske značilnosti poplav na Ljubljanskem barju. *Geografski zbornik*, 24: 15–32.
119. Košmelj, B., Arh, F., Doberšek Urbanc, A., Ferligoj, A. & M. Omladič (2002): Statistični terminološki slovar. Statistično društvo Slovenije, Ljubljana.
120. Kotarac, M. & V. Grobelnik (1999): Kartiranje habitatnih tipov na Ljubljanskem barju. Naročnika: MOP, Uprava RS za varstvo narave, Ljubljana in Mestna občina Ljubljana. - Center za kartografijo favne in flore, Miklavž na Dravskem polju.
121. Krebs, C.J. (1999): *Ecological Methodology*. Addison-welsey Educational Publishers, Inc., New York.
122. Kryštufek, B. (1991): *Sesalci Slovenije*. Prirodoslovni muzej Slovenije, Ljubljana.
123. Kryštufek, B. (1999): *Osnove varstvene biologije*. Tehniška založba Slovenije, Ljubljana.
124. Kuprian, A. (1986): Bestandserfassung des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) auf drei Probeflächen bei Korbach (Nordhessen) von 1976 bis 1986. *Vogelkundliche Hefte Edertal*, 12: 5–12.
125. Labhardt, A. (1988a): Siedlungsstruktur von Braunkehlchen-Populationen auf zwei Höhenstufen der Westschweizer Voralpen. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, 51: 139–158.
126. Labhardt, A. (1988b): Zum Bruterfolg des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in Abhängigkeit von der Grünlandbewirtschaftung in den Westschweizer Voralpen. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, 51: 159–178.
127. Lah, A. (1965): Ljubljansko barje. Problemi urejevanja in gospodarskega izkoriščanja v obdobju 1945–1961. SAZU, Ljubljana.
128. Lebreton, J.-D. & P.M. North (1993): *Marked Individuals in the Study of Bird Population*. Birkhäuser, Berlin.



129. Lebreton, J.D. (2001): The use of bird rings in the study of survival. *Ardea*, 89(special issue): 85–100.
130. Lebreton, J.-D., K.P. Burnham & D.R. Anderson (1992): Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with cases studies. *Ecological Monographs*, 62(1): 67–118.
131. Ludwig, G.X., Alatalo, R., Helle, P., Lindström, J. & H. Siitari (2006): Population level consequences on temporary variable climate change in Black Grouse. *Journal of Ornithology*, 147(suppl): 26.
132. Martinčič, A. (1987): Fragmenti visokega barja na Ljubljanskem barju. *Scopolia*, 14: 1–53.
133. Martinčič, A. (2003): Barje na Ljubljanskem barju – nekdanj, včeraj, danes in jutri. *Proteus*, 6(65): 246–256.
134. Maurer, B.A. (1986): Predicting habitat quality for grassland birds using density-habitat correlations. *Journal of Wildlife Management*, 50(4): 556–566.
135. Mayfield, H.F. (1961): Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin*, 73: 255–261.
136. Mayfield, H.F. (1975): Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin*, 87: 456–466.
137. McCleery, R.H. & C.M. Perrins (1989): Great Tit. Str. 36-53. V: Newton, I. (Ur.): Lifetime reproduction in birds. Academic Press, London.
138. McCracken, D.I. & J.R. Tallowin (2004): Swards and structure: the interactions between farming practices and bird food resources in lowland grasslands. *Ibis*, 146 (Suppl. 2): 108–114.
139. Melik, A. (1963): Ob dvestoletnici prvih osuševalnih del na Barju. *Geografski zbornik*, 8: 5–64.
140. Mikami, O.K. & M. Kawata (2002): The effects of individual interactions and habitat preferences on spatial structure in a grassland bird community. *Ecography*, 25: 200–214.
141. Morris, M.G. (2000): The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation*, 95: 129–142.
142. Møller, A.P., Fiedler, W. & P. Berthold (2006): Birds and climate change. Academic Press, London.
143. Müller, M. (1985): Reviere, Reviernutzung und nahrungssuchverhalten des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in zwei populationen der Waadtländer Voralpen. Diplomsko delo, 73 str., Univerza v Zürichu.
144. Müller, M., Spaar, R., Schifferli, L. & L. Jenni (2005): Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the whinchat (*Saxicola rubetra*). *Journal of Ornithology*, 146: 14–23.
145. Natek, M. (1985): Kmetijska izraba Ljubljanskega barja. *Geografski zbornik*, 24: 57–73.
146. Newton, I. (1989): Lifetime reproduction in birds. Academic Press, London.
147. Newton, I. (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146: 579–600.
148. Oppermann, R. (1990): Suitability of different vegetation structure types as habitat for the whinchat (*Saxicola rubetra*). *Vegetatio*, 90: 109–116.
149. Oppermann, R. (1992): Das Ressourcenangebot verschiedener Grünland-Gesellschaften und dessen Nutzung durch Brutvögel. Eine bioökologische Fallstudie zur Habitatnutzung des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in Südwestdeutschland. *Phytocoenologia*, 21(1–2): 15–89.

150. Oppermann, R. (1999): Nahrungsökologische Grundlagen und Habitatansprüche des Braunkehlchens *Saxicola rubetra*. *Vogelwelt*, 120: 7–25.
151. Orłowski, G. (2004): Abandoned cropland as a habitat of the Whinchat *Saxicola rubetra* in SW Poland. *Acta Ornithologica*, 39(1): 59–65.
152. Pain, D.J. & M.W. Pienkowski (1997): Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation. Academic Press, London.
153. Paradis, E., Baillie, S.R., Sutherland, W.J. & R.D. Gregory (1998): Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology*, 67: 518–536.
154. Parker, J.E. (1990): Zur Biologie und Ökologie einer Braunkehlchen-Population (*Saxicola rubetra*) im Salzburger Voralpengebiet (Österreich). *Egretta*, 33(2): 63–76.
155. Peak, R.G., Thompson, F.R. III & T.L. Shaffer (2004): Factors affecting songbird nest survival in riparian forests in a midwestern agricultural landscape. *The Auk*, 121(3): 726–737.
156. Perko, D. & M. Orožen Adamič (1998): Slovenija - Pokrajine in ljudje. Mladinska knjiga, Ljubljana.
157. Pfeifer, R. & R. Brandl (1991): Der Einfluß des Wiesmahdtermins auf die Vogelwelt. *Ornithologischer Anzeiger*, 30: 159–171.
158. Phillips, A. (1998): The nature of cultural landscapes: A nature conservation perspective. *Landscape Research*, 23: 21–38.
159. Polak, S. (1993): Ptice gnezdilke Cerkniskega jezera in bližnje okolice. *Acrocephalus*, 14(56-57): 32–62.
160. Polak, S. (Ur.) (2000): Mednarodno pomembna območja za ptice v Sloveniji; Important Bird Areas (IBA) in Slovenia. DOPPS, Monografija DOPPS Št.1, Ljubljana.
161. Pulliam, H.R. & B.J. Danielson (1991): Sources, sinks and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *American Naturalist*, 137: 550–566.
162. Pulliam, H.R. (1988): Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist*, 132: 652–661.
163. Rebstock, H. & K.E. Maulbetsch (1988): Beobachtungen am Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) in Balingen-Ostdorf. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, 51: 91–118.
164. Reiser, O. (1925): Die Vögel von Marburg an der Drau. Naturwissenschaftlichen Verein in Steiermark, Graz.
165. Richter, M. & H. Düttmann (2004): Die Bedeutung von Randstrukturen für den Nahrungserwerb des Braunkehlchens *Saxicola rubetra* in Grünlandgebieten der Dümmerniederung (Niedersachsen, Deutschland). *Vogelwelt*, 125: 89–98.
166. Ricklefs, R-E. (1967): A graphical method of fitting equations to growth curves. *Ecology*, 48: 978–983.
167. Robertson, B.A. & R.L. Hutto (2007): Is selectively harvested forest an ecological trap for Olive-sided Flycatchers? *Condor*, 109(1): 109–121.
168. Rotella, J. (2006): Nest survival models. Str. 18-1 do 18-22 V: Cooch, E. & G. White. (Ur.), Program MARK »A Gentle Introduction«. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>
169. Rotella, J.J., Dinsmore, S.J. & T.L. Shaffer (2004): Modeling nest-survival data: a comparison of recently developed methods that can be implemented in MARK and SAS. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27: 187–204.
170. Sackl, P., M. Tiefenbach, W. Ilzer, J. Pfeiler & B. Wieser (2004): Monitoring the Austrian relict population of European Roller *Coracias garrulus* – a review of preliminary data and conservation implications. *Acrocephalus*, 25(121): 51–57.

171. Sæther, B.-E. & Ø. Bakke (2000): Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology*, 81(3): 642–653.
172. Sæther, B.-E., Engen, S. & E. Matthysen (2002): Demographic Characteristics and Population Dynamical Patterns of Solitary Birds. *Science*, 295: 2070–2073.
173. Sæther, B.-E., Tufto, J., Engen, S., Jerstad, K., Røstad, O.W. & J.E. Skåtán (2000): Population Dynamical Consequences of Climate Change for a Small Temperate Songbird. *Science*, 287: 854–856.
174. Saurola, P. (1989): Ural Owl. Str. 327–345. V: Newton, I (ur.): Lifetime reproduction in birds. Academic Press, London.
175. Sbrizaj, I. (1903): Ljubljansko barje in njega osuševanje. Samozaložba, Ljubljana.
176. Schäffer, N. & W.W. Weisser (1996): Modell für den schutz des Wachtelkönigs *Crex crex*. *Journal of Ornithology*, 137: 53–75.
177. Schiefferli, L. (2000): Changes in agriculture and the status of birds breeding in European farmland. Str. 17-25. V: Aebischer, N.J., Evans, A.D., Grice, P.V. & J.A. Vickery (Ur.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Proceedings of the 1999 British Ornithologists' Union Spring Conference, University of Southampton, UK, 27-28 March 1999.
178. Schlaepfer, M.A., Runge, M.C. & P.W. Sherman (2002): Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution*, 17: 474–480.
179. Schläpfer, A. (1988): Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. *Ornithologischer Beobachter*, 85: 305–371.
180. Schmidt, K. & E. Hantge (1954): Studien an einer ferb beringten Population des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*). *Journal of Ornithology*, 95(1-2): 130–173.
181. Scopoli I.A. (1769): *Annus I. Historico-Naturalis. Descriptiones Avium*. Sumtib. Christ. Gottlob Hilscheri, Lipsiae.
182. Seber, G.A.F. (1965): A note on the multiple recapture census. *Biometrika*, 52: 249–259.
183. Seidensacher, E. (1858): Die Vögel der Steiermark. *Naumannia*, 8: 466–490.
184. Seidensacher, E. (1864): Die Vögel von Cili. Str. 57–90. V: Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark. II. Heft. Vereine, Graz.
185. Seliškar, A. (1986): Vodna, močvirska in travniška vegetacija Ljubljanskega barja (vzhodni del). *Scopolia*, 10: 1–34.
186. Seliškar, A. (2001): Rastlinstvo. Str. 23–26. V: Gogala, A. (Ur.). *Narava Slovenije: Ljubljansko barje in Iška*. Prirodoslovni muzej Slovenije, Ljubljana.
187. Senegačnik, K., Sovinc, A. & D. Šere (1998): Ornitološka kronika 1994, 1995. *Acrocephalus*, 19(87–88): 77–91.
188. Shochat, E., Patten, M.A., Reinking, D.L., Wolfe, D.H. & S.K. Sherrod (2005): Ecological traps in isodars: effects of tallgrass prairie management on bird nest success. *Oikos*, 111(1): 159–169.
189. Shrubbs, M. (2003): *Birds, Scythes and Combines*. Cambridge University Press, Cambridge.
190. Siriwardena, G.M., Baillie, S.R. & J.D. Wilson (1998): Variation in the survival rates of some British passerines with respect to their population trends on farmland. *Bird Study*, 45: 276–292.
191. Sovinc, A. & D. Šere (1984): Predlogi in utemeljitve zavarovanja nekaterih predelov Ljubljanskega barja. *Acrocephalus*, 5(19–20): 1–10.
192. Sovinc, A. & D. Šere (1994): Ornitološka kronika za leto 1992. *Acrocephalus*, 15(64): 102–106.
193. Sovinc, A. & D. Šere (1996): Ornitološka kronika za leto 1993. *Acrocephalus*, 17(75–76): 97–100.

194. Sovinc, A. & R. Tekavčič (1983): Prispevek k poznavanju ptic s področja reke Ljubljanice s predlogom za zavarovanje. *Acrocephalus*, 4(16): 26–30.
195. Sovinc, A. (1983): Zaščita ribnikov v dolini Drage pri Igu. *Acrocephalus*, 4(15): 7–9.
196. Sovinc, A. (1992): Ornitološka kronika 1990. *Acrocephalus*, 13(50): 29–32.
197. Sovinc, A. (1997): Vpliv čiščenja trstičnih jarkov na gnezdenje ptic. *Acrocephalus*, 18(84): 133–142.
198. Stephens, S.E., Rotella, J.J., Lindberg, M.S., Taper, M.L. & J.K. Ringelman (2005): Duck nest survival in the Missouri coteau of North Dakota: landscape effects at multiple spatial scales. *Ecological Applications*, 15(6): 2137–2149.
199. Stokke, B.G., Møller, A.P., Sæther, B.-E., Rheinwald, G. & H. Gutscher (2005): Weather in the breeding area and during migration affects demography of a small long-distance passerine migrant. *The Auk*, 122(2): 637–647.
200. Šere (1980a): Rdeči kalin (*Carpodacus erythrinus*) gnezdi v Sloveniji. *Acrocephalus*, 1(1): 13–16.
201. Šere (1980b): Trstni strnad (*Emberiza schoeniclus*) v Sloveniji. *Acrocephalus*, 1(6): 85–90.
202. Šere, D. (1982): Ptiči Stožic pri Ljubljani, 1972–1982 – favnistični pregled, obročkanje in najdbe. *Acrocephalus*, 3(13–14): 1–61.
203. Šere, D. (1985): Rdečenogi martinec *Tringa totanus* gnezdi v Sloveniji. *Acrocephalus*, 6(25): 35–36.
204. Škornik, I. (1983): Repaljščica *Saxicola rubetra*. *Acrocephalus*, 4(15): 18.
205. Štumberger, B. (2000): Veliki skovik *Otus scops* na Goričkem. *Acrocephalus*, 21(98–99): 23–26.
206. Tabachnick, B.G. & L.S. Fidell (2001): *Using Multivariate Statistics*. Allyn and Bacon, London.
207. Tarman, K. (1992): *Osnove ekologije in ekologija živali*. DZS, Ljubljana.
208. Tavecchia, G., Pradel, R., Lebreton, J.-D., Biddau, L. & T. Mingozi (2002): Sex-biased survival and breeding dispersal probability in a patchy population of the Rock Sparrow *Petronia petronia*. *Ibis*, 144: 79–87.
209. Tekavčič, R. (1984): Društveni izlet v Sinjo Gorico in Bevke. *Acrocephalus*, 5(19–20): 32.
210. Thomas, C.D. & W. E. Kunin (1999): The spatial structure of populations. *Journal of Animal Ecology*, 68: 647–657.
211. Tinbergen, N. (1957): The functions of territory. *Bird Study*, 4: 14–27.
212. Tome, D. (1982): V spomin na mrtev rokav Malega Grabna. *Acrocephalus*, 3(11–12): 17–19.
213. Tome, D. (2000a): Ljubljansko barje. Str. 85–95. V: Polak, S. (Ur.), *Mednarodno pomembna območja za ptice v Sloveniji; Important Bird Areas (IBA) in Slovenia. DOPPS, Monografija DOPPS Št.1*, Ljubljana.
214. Tome, D. (2000b): Pogoji naravovarstveno in/ali ekonomsko sprejemljive košnje travnikov na Ljubljanskem barju. Končno poročilo. Nacionalni inštitut za biologijo, Ljubljana. (dostopno na: [www.ljubljanskobarje.si/pdf/tome-naravovarstveno-sprejemljiva.pdf](http://www.ljubljanskobarje.si/pdf/tome-naravovarstveno-sprejemljiva.pdf))
215. Tome, D. (2002): Ali je populacija kosca *Crex crex* na Ljubljanskem barju (še) stabilna? *Acrocephalus*, 23(113–114): 141–143.
216. Tome, D. (2003): Functional response of the Long-eared Owl (*Asio otus*) to changing prey numbers: a 20-year study. *Ornis Fennica*, 80: 63–70.
217. Tome, D. (2006): *Ekologija. Organizmi v prostoru in času*. Tehniška založba Slovenije, Ljubljana.
218. Tome, D. (v tisku): Rast mladičev repaljščice (*Saxicola rubetra*). *Acrocephalus*.

219. Tome, D., Sovinc, A. & P. Trontelj (2005): Ptice Ljubljanskega barja. DOPPS, Monografija DOPPS Št. 3, Ljubljana.
220. Tompkins, D.M., Dickson, G. & P.J. Hudson (1999): Parasite-mediated competition between pheasant and grey partridge: a preliminary investigation. *Oecologia*, 119: 378–382.
221. Tortosa, F.S. & R. Villafuerte (1999): Effect of nest microclimate on effective endothermy in White Stork *Ciconia ciconia* nestlings. *Bird Study*, 46: 336–341.
222. Tortosa, F.S. & T. Redondo (1992): Motives for parental infanticide in White Storks *Ciconia ciconia*. *Ornis Scandinavica*, 23: 185–189.
223. Trilar, T. (1990): Prikaz dinamike preleta ptic selivk na Sorškem polju. *Acrocephalus*, 11(45): 53–64.
224. Trontelj, P. & M. Vogrin (1993): Ptice Jovsov in predlogi za njihovo vastvo. *Acrocephalus*, 14(61): 200–218.
225. Trontelj, P. (1992): Gnezditelj malega deževnika *Charadrius dubius* v antropogenih habitatih v Ljubljani. *Acrocephalus*, 13(51): 38–43.
226. Trontelj, P. (1994): Ptice kot indikator ekološkega pomena Ljubljanskega barja (Slovenija). *Scopolia*, 32: 1–61.
227. Trontelj, P. (1996): Kritičen pogled na novejšje kvantitativne raziskave v slovenski ornitologiji. *Acrocephalus*, 18(75–76): 47–59.
228. Trontelj, P. (2001): Popis kosca *Crex crex* v Sloveniji leta 1999 kaže kratkoročno stabilno populacijo. *Acrocephalus*, 22(108): 139–147.
229. Tucker, G.M. & M.F. Heath (1994): Birds in Europe: Their Conservation Status. BirdLife Conservation Series no. 3. BirdLife International, Cambridge.
230. Tyler, G.A. & R.E. Green (2004): Effects of weather on the survival and growth of Corncrake *Crex crex* chicks. *Ibis*, 146: 69–76.
231. Tyler, G.A., Green, R.E. & C. Casey (1998): Survival and behaviour of Corncrake *Crex crex* chicks during the mowing of agricultural grassland. *Bird Study*, 45: 35–50.
232. Uradni list RS (1996): Zakon o ratifikaciji Konvencije o biološki raznovrstnosti. Št. 30/96.
233. Uradni list RS (2002): Pravilnik o uvrstitvi ogroženih rastlinskih in živalskih vrst v rdeči seznam. Št. 82/02.
234. Uradni list RS (2004): Uredba o posebnih varstvenih območjih (območjih Natura 2000). Št. 49/04.
235. Uradni list RS (2007): Uredba o plačilih za ukrepe osi 2 iz Programa razvoja podeželja Republike Slovenije za obdobje 2007–2013 v letih 2007–2013. Št. 19/07.
236. Urquhart, E. (2002): Stonechats. A Guide to the genus *Saxicola*. Helm, London.
237. Vera, F.W.M. (2000): Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing, New York.
238. Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J. & V.K. Brown (2001): The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647–664.
239. Vreš, B. & D. Vrhovnik (1984): Ornitološki pogled na Dravograjsko jezero. *Acrocephalus*, 5(19–20): 11–16.
240. Vrezec, A. & D. Tome (2004): Altitudinal segregation between Ural Owl *Strix uralensis* and Tawny Owl *S. aluco*: evidence for competitive exclusion in raptorial birds. *Bird Study*, 51: 264–269.
241. Vrezec, A. (1996): Repaljščica *Saxicola rubetra*. *Acrocephalus*, 17(74): 37.
242. Ward, D. & J.N.M. Smith (2000): Brown-headed Cowbird parasitism results in a sink population in Warbling vireos. *Auk*, 117(2): 337–344.

243. White, G.C. & K.P. Burnham (1999): Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46 (suppl.): 120–139.
244. Wiens, J.A. (1969): An approach to the study of ecological relationships among grassland birds. *Ornithological monographs* no. 8. The American Ornithologists' Union, Kentucky.
245. Williams, B.K., Nichols, J.D. & M.J. Conroy (2001): *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, London.
246. Wilson, J.D., Evans, J., Browne, S.J. & J.R. King (1997): Territory distribution and breeding success of Skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1462–1478.

## ZAHVALA

V prvi vrsti se zahvaljujem mentorju Davorinu Tometu za priložnost, da sem kot mladi raziskovalec lahko opravil to delo, za vse njegove strokovne nasvete, pozitivno vzpodbudo pri delu in za njegov neusahljivi optimizem.

Zahvaljujem se Agenciji za raziskovalno dejavnost RS za financiranje in Nacionalnemu inštitutu za biologijo kot organizaciji, kjer sem delo opravil. Za pozitivno in konstruktivno delovno vzdušje na inštitutu in v skupini za sladkovodne in kopenske ekosisteme se zahvaljujem direktorici inštituta Tamari Lah - Turnšek, vodji skupine Antonu Branciju in sodelavcem, ki so me toplo sprejeli. Med njimi se posebej zahvaljujem dolgoletnemu prijatelju Alu Vrezcju – za plodne strokovne diskusije, konstruktivne kritike, vzpodbudo in za visoke znanstveno-raziskovalne standarde, ki jih je sam vzpostavil in so mi bili za zgled. Mnoge koristne statistične nasvete mi je dal Milijan Šiško, Mateja Germ pa mi je pomagala, da sem lahko v miru dokončal delo. Obema iskrena hvala.

Članoma komisije Francu Janžekoviču in Tonetu Novaku se zahvaljujem za pregled naloge in pripombe, s katerimi sem delo izboljšal, pri čemer se posebej zahvaljujem Tonetu. Ker se od najstrožjih učiteljev naučimo največ, si štejem v čast in srečo, da je bil prav on recenzent te naloge, čeprav vloga učenca ni bila vselej prijetna in lahka. Upam, da sem izpolnil vsaj del njegovih pričakovanj.

Za dovoljenje za opravljanje raziskave in naravovarstveni posluh se zahvaljujem g. Petkovšku in g. Ogrinu ter drugim lastnikom zemljišč na Barju, kjer sem izvedel raziskovalno delo. Brez njihovega razumevanja raziskave ne bi bilo. Andreju Medvedu se zahvaljujem za koristne nasvete in informacije s področja kmetijstva, Urši Koce pa za pomoč na terenu. Borisu Zupančiču z ARSO se iskreno zahvaljujem za hitro in kvalitetno posredovanje vremenskih podatkov. Posebej sem hvaležen kolegu Tomažu Skrbinšku za prenekateri koristni nasvet in namig pri modeliranju populacijske dinamike s programom MARK. Brez njih bi marsikdaj obstal v slepi ulici. Za strokovne nasvete in izkušnje pri raziskovanju repaljščic se zahvaljujem kolegom s švicarskega ornitološkega inštituta (SVS) v Sempachu: Petri Horch, Simonu Birerju, Retu Spaaru, Lucu Schiferliju in Mathiasu Kästenholzu. Zahvaljujem se tudi vsem kolegom z DOPPS-a, ki so mi kakorkoli pomagali.

Ornitologija se je vpletla v mojo življenjsko pot dokaj zgodaj in jo tudi pošteno oblikovala. Nekaj prijateljev nas hodi skupaj po tej poti že od vsega začetka in brez njih ne bi bil to, kar sem. Hvala Borut Štumberger, Luka Božič in Jakob Smole za vse, kar smo preživeli skupaj.

Katarini in otrokom Mitji, Benjaminu in Zarji se zahvaljujem za vse razumevanje in podporo, ki sem je bil deležen. Katarini se zahvaljujem tudi za jezikovni pregled naloge.

Delo posvečam svoji mami Ceciliji, ki me je razumela in vseskozi podpirala – tudi v trenutkih, ki za naju oba niso bili najlažji.

## PRILOGE

### SLOVAR IN RAZLAGA POJMOV TER KRATIC

**A priori modeli** (tudi *set of candidate models*) = Vnaprej načrtovani logični modeli. Pred izdelavo modelov je nujno razmisliti, kateri modeli so logični, in načrtovati izdelavo modelov, s katerimi bomo testirali hipoteze. V setu *a priori* modelov je ponavadi generalni model in več reduciranih modelov (Burnham & Anderson 2002). Nasprotje izdelavi *a priori* modelov je izdelava vseh možnih modelov glede na parametre, kar je večinoma nepravilno (*»data dredging, data snooping«*).

**AIC (Akaike's information criterion)** = Akaikov informacijski kriterij. Več parametrov, ko vključimo v model, bolj model ustreza podatkom (*»ima boljši fit«*), vendar se s tem natančnost izračunanih parametrov z modelom zmanjša. AIC je orodje, s katerim ugotovimo, kdaj sta ustreznost modela glede na podatke (*fit of the model to the data*) in njegova natančnost (*precision*) optimalno uravnotežena.  $AIC = -2\log(\lambda) + 2K$ , kjer je  $\lambda$  verjetnost modela (*model likelihood*),  $K$  pa število parametrov modela (Burnham & Anderson 2002).

**AICc (Second-Order Information Criterion)** = AIC za majhne vzorce. Če je razmerje med številom podatkov ( $n$ ) in številom parametrov ( $K$ ) pri modeliranju majhno ( $n/K < 40$ ), za analizo modelov uporabimo AICc namesto AIC.  $AICc = AIC + (2K(K + 1)/n - K - 1)$  (Burnham & Anderson 2002). V raziskavi smo v vseh primerih uporabili AICc.

**Datum 1. jajca** = Datum, ko je bilo zneseno 1. jajce v gnezdu. Običajno ga izračunamo iz starosti mladičev s preračunavanjem. Primer: 8.6. najdemo gnezdo repaljščice s šestimi mladiči, stehamo mladiče in iz rastne krivulje (Bastian & Bastian 1993, Tome, v tisku) odčitamo, da je najmlajši mladič star šest dni, ostali mladiči pa sedem. Repaljščica začne valiti, ko znese predzadnje jajce, zato je med najmlajšim mladičem v gnezdu in ostalimi mladiči starostna razlika vedno en dan. Če je 8.6. najmlajši mladič star šest dni, se je izvalil 3.6. Inkubacija traja 13 dni, ki jih odštejemo, torej je samica znesla zadnje jajce 21.5. in ga začela ta dan tudi že valiti. Ker smo uporabili starost najmlajšega mladiča, od 21.5. odštejemo še pet dni (velikost legla – 1), kolikor jih je samica potrebovala, da je znesla prvih pet jajc. Dobimo datum 16.5. To je torej datum, ko je repaljščica znesla 1. jajce. Za potrebe analiz smo datum 1. jajca pretvorili v zaporedno številko dneva v letu, ki smo jo imenovali **Dan 1. jajca** (1.1. = 1. dan, npr. 16.5. = 136. dan v letu).

**DIM (Design Index Matrix)** = Aplikacija (matrika) v programu MARK za izdelovanje modelov. Z njo spreminjamo parametre modelov; izdelujemo aditivne in interakcijske modele ter vnašamo vrednosti posameznih spremenljivk (*covariates*) (Cooch & White 2006).

**Dnevno preživetje zarodov (DSR, Daily Survival Rate, Daily Survival Probability)** = Po Mayfieldovi (1961, 1975) metodi izračunana verjetnost, da zarod v gnezdu preživi en dan. Zarod je preživel, če v enem dnevu v gnezdu ostane živo vsaj eno jajce ali mladič. Uporablja se za izračun preživetja zarodov.

**Generalni ali globalni model (general, global model)** = Model z največjim številom parametrov (*most parameterized model*), s katerim opravimo GOF analizo. Če podatki ustrezajo predpostavkam globalnega modela, nadaljujemo z modeliranjem – z izdelavo reduciranih modelov (*reduced models*) na osnovi generalnega modela in s primerjavo izdelanih modelov (Burnham & Anderson 2002, Amstrup *et al.* 2005).

**GOF (goodnes of fit)** = Diagnostični postopek, s katerim preverimo, ali so podatki skladni (Košmelj *et al.* 2002) s predpostavkam in s strukturo globalnega modela (denimo osnovnega Cormack-Jolly-Seberjevega modela). Ničelna hipoteza je, da izbrani model ustreza konkretnim podatkom, alternativna pa, da ne ustreza (Williams *et al.* 2001).

**Inflacija variance ( $\hat{c}$ )** = Parameter, s katerim ocenimo disperzijo (*fit, lack of fit: underdispersion, overdispersion*) podatkov za modeliranje.  $\hat{c}$  izračunamo pri GOF testu za globalni model in ga interpretiramo skupaj z rezultatom tega testa ( $p$  vrednostjo) (Burnham & Anderson 2002, Cooch & White 2006).

**K** = Število določljivih parametrov modela, ki jih potrebujemo za izračun AICc. Na število parametrov vpliva struktura modela. Na primer v modelu  $\Phi(t)p(t)$  sta navidezno preživetje in verjetnost ponovnega opazovanja odvisni od leta. Če model izdelamo na osnovi podatkov lova in ponovnega opazovanja v petletni raziskavi, ima sedem parametrov: tri parametre  $\Phi$  ( $\Phi_1$  med 2002 in 2003,  $\Phi_2$  med 2003 in 2004,  $\Phi_4$  med 2004 in 2005), tri parametre  $p$  ( $p_1$  za leto 2003,  $p_2$  za leto 2004 in  $p_3$  za leto 2005) in en parameter, ki je produkt  $\Phi_{5p_4}$ , skupaj torej



sedem parametrov.  $\Phi_5$  bi lahko izračunali, če bi poznali  $p_4$ , te vrednosti pa ne moremo izračunati, saj nam za to manjka še eno leto raziskave. Tako sta preživetje in verjetnost opazovanja zadnjega leta raziskave pri obsoječi strukturi modela neločljiva parametra in nista individualno določljiva (*not individually identifiable*) (Cooch & White 2006).

**Kvartilni razpon** = Razlika med tretjim in prvim kvartilom. Prvi kvartil je tista vrednost opazovane spremenljivke, od katere ima 25 % enot manjše in 75 % enot večje vrednosti itd. (Košmelj *et al.* 2002).

**Link funkcija** = Osnovna funkcija modela. Parametre (*real parameters*), ki nas pri modeliranju zanimajo, kot so denimo dnevno preživetje zarodov (DSR) ali navidezno preživetje ( $\Phi$ ), izračunamo z link funkcijo. Najpogosteje uporabljamo sinusno in logit link funkcijo. Enačbi link funkcij, kjer sta parametra odvisna od ene spremenljivke ( $x$ ), sta:

$$\Phi = (\sin(\beta x) + 1)/2$$

$$DSR = \exp(\beta x) / [1 + \exp(\beta x)]$$

Koeficiente  $\beta$  izračuna program MARK z numerično metodo (Cooch & White 2006).

**Mahalanobisova razdalja** = Mera razdalje v multivariatnem prostoru, definiranem s spremenljivkami v diskriminantnem modelu. Razdaljo izračunamo med vsakim podatkom in med centroidom skupine, v katero model uvrsti podatek. Bližje kot je podatek centroidu skupine (manjša kot je razdalja), z večjo verjetnostjo lahko trdimo, da v to skupino dejansko spada.

**Navidezno letno preživetje (*apparent annual survival*)** = Navidezno preživetje osebkov populacije v enem letu. Označimo ga s  $\Phi$  (Amstrup *et al.* 2005). Navidezno se imenuje zato, ker je produkt dejanskega preživetja ( $S$ , *true survival*) in zvestobe območju ( $F$ , *fidelity*)  $\Phi = S \cdot F$ . Za osebkke, ki jih več ne registriramo, ne vemo, ali so poginili ali so z raziskovanega območja trajno emigrirali ( $1 - F$ ).

**Odlovna zgodovina (*encounter history*)** = Podatki ujetja in ponovnega opazovanja označenega osebkka. Priprava datotek z odlovnimi zgodovinami se razlikuje glede na tip podatkov (opazovanje osebkov, kontrola zarodov v gnezdih). Za analizo preživetja ptic je na primer odlovna zgodovina odrasle repaljščice, ki smo jo ujeli in individualno označili drugo leto raziskave (2003) in kasneje opazili leta 2004 in 2005: 01110. Prva 0 pomeni, da prvo leto raziskave tega osebkka nismo označili, 1 na drugem mestu pomeni, da smo osebek ujeli drugo leto raziskave, naslednji dve 1 pomenita, da smo ta osebek še opazovali tretje in četrto leto raziskave, zadnja 0 pa pomeni, da ga zadnje leto nismo več opazili.

Odlovna zgodovina za modeliranje preživetja zarodov je sestavljena iz najmanj štirih informacij: (1) dneva v gnezditveni sezoni, ko je bilo gnezdo najdeno, (2) zadnjega dneva, ko je bilo gnezdo kontrolirano z živim zarodom, (3) zadnjega dneva, ko je bilo gnezdo kontrolirano in (4) usode zaroda v gnezdu (0 = preživel zarod, 1 = propadel zarod). Tem informacijam lahko sledijo vrednosti individualnih spremenljivk (Cooch & White 2006). Primer zapisa podatkov za analizo odvisnosti preživetja zarodov od datuma košnje in vremena:

`/*GN0318*/ 16 23 30 1 1 175 20.0 47.5`. To pomeni, da je bilo gnezdo 0318 najdeno 16. dan v gnezditveni sezoni (1 = datum, ko smo našli prvo gnezdo), zadnjič je bil zarod živ 23. dan. Ko smo gnezdo kontrolirali 30. dan (zadnja kontrola), je bil zarod mrtev, kar pomeni št. 1. Druga št. 1 pomeni, da je le eno gnezdo s takšnimi podatki. 175 je dan košnje travnika z gnezdom, zadnji dve vrednosti pa sta povprečna temperatura (°C) in količina padavin (mm) v obdobju tega gnezda.

**Odprta populacija (*open population*)** = Populacija, katere velikost se med izvajanjem raziskave spreminja zaradi rodnosti, smrtnosti, priseljevanja ali odseljevanja (Amstrup *et al.* 2005).

$p$  = Najmanjša verjetnost, pri kateri je mogoče zavreči ničelno domnevo pri obravnavanih vzorčnih podatkih (Košmelj *et al.* 2002). Ničelno domnevo smo zavrgli, če je bila izračunana vrednost  $p$  manjša od 0,05. Izračunane vrednosti  $p$  smo zapisali, če so bile  $> 0,001$ .

**Parcialna lambda** = Wilksova lambda prispevka posamezne spremenljivke k diskriminaciji med skupinami. Nižja kot je parcialna lambda posamezne spremenljivke, večja je diskriminacijska moč spremenljivke.

**PIM (*Parameter Index Matrix*)** = Aplikacija v programu MARK za izdelavo modelov in pregled njihovih parametrov. Za razliko od DIM v PIM ni možno izdelati modelov vpliva individualnih (datum košnje travnika z gnezdom) spremenljivk (Cooch & White 2006).

**Podpora s podatki (*support in data*)** = Modele izbiramo po načelu varčnosti (*parsimony*), merilo za varčnost je AICc. Model z najmanjšo vrednostjo AICc ima v podatkih največ podpore, kar hkrati pomeni, da je najbolj varčen – je najbolj natančen z najmanj parametri (Burnham & Anderson 2002).

**Povprečenje modelov (*model averaging*)** = Metoda za izračun parametrov (na primer: DSR,  $\Phi$ , p) na osnovi več modelov. S to metodo odpravimo potencialno napako pri izboru najustrežnejšega modela (*model selection uncertainty*), saj z njo upoštevamo vse *a priori* izdelane modele, glede na njihove vrednosti  $w_i$  (Burnham & Anderson 2002).

**Preživetje zarodov (*True Nest Survival TNS*)** = Verjetnost preživetja zarodov v celotnem gnezditvenem obdobju. Izračunamo jo iz dnevnega preživetja zarodov (DSR) in dolžine gnezditvenega obdobja po enačbi: Preživetje zarodov =  $DSR^{\text{dolžina gnezditvenega obdobja}}$  (Mayfield 1961, 1975, Dinsmore *et al.* 2002, Rotella *et al.* 2004).

**r** = Pearsonov koeficient korelacije

**Reducirani modeli (*reduced models*)** = Modeli z manjšim številom parametrov, kot jih ima globalni model.

**Relativni pomen ( $w_+(j)$ ) neodvisne spremenljivke** = Vsota Akaikovih obtežb ( $w_i$ ) čez vse modele, ki vključujejo neodvisno spremenljivko  $j$ . Vsote so uporabne kot mera relativnega pomena neodvisnih spremenljivk (Burnham & Anderson 2002).

**Rodnost (nataliteta, *fecundity*)** = Reprodukcijska sposobnost populacije, izražena s številom potomcev v časovnem obdobju. Večinoma jo računamo za vsako leto posebej. Najpogosteje jo izračunamo kot povprečno število poletelih mladičev uspešnih gnezdečih parov (tistih z najmanj 1 potomcem). Imenujemo jo tudi gnezditveni uspeh (*breeding success*).

**Umetna spremenljivka (*dummy variable*)** = Spremenljivka, ki je prirejena vsaki vrednosti nominalne spremenljivke in dobi vrednost 1, če ima enota izbrano vrednost nominalne spremenljivke, in vrednost 0, če enota nima izbrane vrednosti nominalne spremenljivke (Košmelj *et al.* 2002). Primer: Razliko velikosti neke odvisne spremenljivke med samci in samicami testiramo z ANOVA. Spol, ki je faktor v tej analizi, lahko kodiramo z umetno spremenljivko in vsem samcem pripišemo na primer vrednost umetne spremenljivke 1, samicam pa 0. Če izračunamo regresijo naše odvisne spremenljivke med vrednostima umetne spremenljivke 0 in 1, dobimo enak rezultat kot pri analizi variance (Cooch & White 2006). Umetne spremenljivke uporabljamo pri izdelavi linearnih modelov.

**Verjetnost ponovnega opazovanja (*recapture probability*)** = Verjetnost, da na raziskovanem območju ponovno opazimo označeno žival, če je ta živa. Označujemo jo s  $p$  (Amstrup *et al.* 2005).

**Viabilnost (*viable population*)** = Velikost populacije (populacija), za katero obstaja 99-odstotna verjetnost, da bo preživela naslednjih 100 let ne glede na demografsko in okoljsko stohastičnost in katastrofe (Kryštufek 1999).

**$w_i$  (AICc Weight)** = Obtežbe AICc vrednosti analiziranih *a priori* modelov.

$w_i = \exp(-\Delta AICc/2) / \sum(\exp[-\Delta AICc/2])$ . Vsota  $w_i$  čez vse analizirane modele je 1 (Cooch & White 2006). S primerjavo  $w_i$  vrednosti med modeli napovedujemo, kolikokrat več podpore v podatkih ima en model v primerjavi z drugim.

**Wilksova lambda** = Parameter, ki ga uporabljamo za označevanje statistične značilnosti diskriminacijske moči modela. Ima vrednosti v intervalu od 1 (ni diskriminacijske moči) do 0 (popolna diskriminacija).

**$\beta_0$**  = Začetna vrednost linearne funkcije (*intercept*). Začetna vrednost  $f(0) = \beta_0$  določa presečišče grafa linearne funkcije z ordinatno osjo.

**$\beta_{1,2,3 \dots n}$**  = Smerni koeficienti (*raw coefficients*) parametrov modela. Primer: v enačbi modela  $\text{logit(DSR)} = -6,452 + 0,055 \times \text{dan košnje}$ , je samo en koeficient  $\beta$ , in sicer koeficient parametra dan košnje.  $\beta_1$  je torej + 0,055. Smerni koeficient funkcije določa strmino premice. Za  $\beta > 0$  je linearna funkcija naraščajoča, za  $\beta < 0$  je padajoča.

**$\Delta AICc$**  = razlika med vrednostjo AICc modela  $i$  in najmanjšo vrednostjo AICc, ki jo ima model v analiziranem setu modelov. Pri selekciji modelov, le-te rangiramo po AICc vrednostih od najmanjše vrednosti (*most parsimonious model*) do največje. AICc vsakega modela odštejemo od najmanjše AICc vrednosti (1. model ima

$\Delta AICc = 0$ ). Večja kot je  $\Delta AICc$  nekega modela v analiziranem setu, manjša je verjetnost, da ima ta model največ podpore v podatkih. Praviloma imajo modeli z  $\Delta AICc$  od 0–2 precejšnjo podporo v podatkih, tisti z  $\Delta AICc$  večjim od 2 in manjšim od 7 imajo znatno manjšo podporo v podatkih, tisti z  $\Delta AICc$  večjim od 7 pa nimajo praktično nobene podpore v podatkih (Burnham & Anderson 2002, Cooch & White 2006).

## DELOVNI ŽIVLJENJEPIS

### Osební podatki:

- rojen 27.11.1975 v Mariboru, Slovenija
- slovenski državljan
- poročen, 3 otroci

### Izobrazba:

- Osnovna šola Janko Padežnik Maribor
- IV. Gimnazija in srednja kemijska šola Ruše (končal z odličnim uspehom)
- Univerza v Mariboru, Pedagoška fakulteta, Oddelek za biologijo & Oddelek za kemijo. Diplomiral 14.11.2001. Izobrazba: profesor biologije in kemije (Povprečna ocena opravljenih izpitov 9,39. Naslov diplomskega dela: Gnezditvena biologija, fenologija in razširjenost bele štorclje v Sloveniji).
- Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko. Podiplomski študij biologije. Vpisan 26.9.2002 (povprečna ocena opravljenih izpitov 9,75).

### Jeziki:

- aktivno: angleški, srbohrvaški
- pasivno: nemški

### Zaposlitve:

- DOPPS – BirdLife Slovenia: vodja službe za izobraževanje, urednik revije Svet ptic (maj 2000–november 2004)
- Nacionalni inštitut za biologijo, Oddelek za raziskovanje sladkovodnih in kopenskih ekosistemov, Ljubljana. Mladi raziskovalec (šifra 26009), od novembra 2004 dalje.

### Pomembnejše delovne izkušnje in znanja:

#### Raziskovalne izkušnje:

- Od leta 1989 aktiven ornitolog (> 1000 terenskih dni v Sloveniji in tujini, znanje determinacije & proučevanja ptic – načrtovanja in izvajanja kvantitativnih ornitoloških raziskav). Ožja raziskovalna področja: ekologija vodnih ptic (podrobneje proučevani vrsti navadna čigra, bela štorclja), ekologija ptic kulturne krajine (podrobneje proučevani vrsti: repaljščica, rjavi srakoper).
- Koordinator IBA (Important Bird Area) območja Goričko (načrtoval in izvedel raziskovalno delo za naravovarstveno vrednotenje območja).
- Od leta 1997 vodja raziskovalnega in aplikativnega naravovarstvenega projekta Ohranitev navadne čigre v SV Sloveniji.
- Od leta 1999 vodja vsakoletnega cenzusa bele štorclje v Sloveniji.
- Stalni sodelavec pri raziskavah razširjenosti kosca, zlatovranke in velikega skovika v Sloveniji ter pri populacijskih raziskavah vodnih ptic v Sloveniji in na Balkanu.

#### Pedagoške izkušnje:

- Mentor mladim ornitologom na 9 mladinskih raziskovalnih taborih v Sloveniji (Krka 1994 – mednarodni, Cerknica 1994, Drava 1996, Drava 1997, Markovci 1997, Markovci 1998, Dornberk 2002, Trnovska vas 2003, Ptuj 2004) in mentor pri raziskovalni nalogi (II gimnazija v Mariboru, 2004).
- Zunanji sodelavec Pedagoške fakultete v Mariboru (1998, 1999) – izvajalec dela dodatnega izobraževanja vzgojiteljev in učiteljev biologije (uporaba ornitologije v izobraževanju).
- Izvajalec naravoslovnih ekskurzij, predavanj in delavnic za učence in dijake ter širšo javnost (skupaj > 100 didaktičnih enot).
- Predsednik komisije za ocenjevanje raziskovalnih nalog iz biologije na državnem tekmovanju osnovnošolcev (2002, 2003).

#### Organizacijske in vodstvene izkušnje:

- Organizator in vodja 7 mladinskih ornitoloških raziskovalnih taborov (Markovci 1997, Markovci 1998, Polana 2000, Dornberk 2001, Dornberk 2002, Trnovska vas 2003, Ptuj 2004).
- Organizator in vodja ornitološkega izobraževalnega projekta »Srečanje mladih ornitologov Slovenije« (2000, 2001, 2002).
- Organizator izobraževalnega programa DOPPS (50 didaktičnih enot/leto, 2000-2004).
- Vodja izobraževalnih projektov »Ptica leta 1999, bela štorclja« in »Ptica leta 2002, mestna lastovka«.

### Druga znanja in izkušnje:

- uporaba GIS (ArcView) pri obdelavi podatkov,
- izdelovanje relacijskih baz podatkov s programskim orodjem Access,
- načrtovanje in vodenje projektov,
- delo z mediji (PR),
- naravoslovni fotograf.

**Udeležba na taborih, konferencah, delavnicah, strokovnih srečanjih:**

- Udeleženec 4 ornitoloških raziskovalnih taborov (Spodnje Jablane 1991, Skorba 1992, Polenšak 1993, Markovci pri Ptuj 1994).
- Udeleženec mednarodne konference Biosferni rezervat Drava – Mura (Radenci, 16.–19. 05.1996).
- Udeleženec mednarodne delavnice »A new look at fund-raising« (Cerknica, 6.–8. 3. 1997).
- Udeleženec mednarodnega srečanja ekspertne skupine za kormorana *Phalacrocorax carbo sinensis* (Kopenhagen, Danska, 25.–26. 9. 1997).
- Udeleženec mednarodne delavnice »Wetland restoration training« (Bratislava, Slovaška, 12.–24.4.1998).
- Udeleženec in predavatelj na drugem delovnem srečanju mednarodne skupine v okviru projekta Biosferni rezervat Drava – Mura (Ormož, 29.11.1998).
- Udeleženec mednarodne delavnice »Spring alive« na temo izobraževanja (Bonn, Nemčija, 9.–11. 5. 2002).
- Udeleženec in predavatelj na konferenci evropskih vasi štokelj (Rühestadt, Nemčija, 26.–30.7.2006).
- Udeleženec na mednarodni ornitološki konferenci IOC (Hamburg, Nemčija, 13.–19.8.2006).
- Udeleženec in predavatelj na srečanju koordinatorjev VI. Mednarodnega popisa štokelj (Hamburg, Nemčija, 18.8.2006).
- Udeleženec in predavatelj na srečanju slovenskih in švicarskih raziskovalcev repaljščice (Sempach, Švicarski ornitološki inštitut, Švica, 15.11.2006).

**Izobraževalna potovanja, delo v tujini:**

- Kenija; proučevanje ptic (februar 1996).
- Nemčija; proučevanje ptic (september 1994).
- Nemčija, Danska, Švedska, Belgija, Nizozemska; proučevanje ptic (september 1996).
- Madžarska; skupne terenske vaje s študenti univerze v Szegedu (maj 1998).
- Hrvaška; proučevanje ptic (različni predeli, vsakoletno).
- Črna Gora, Albanija (marec 2006, januar 2007).

**Štipendije:**

- Štipendija sklada dr. Franca Munde za nadpovprečno uspešne študente (3., 4. letnik dodiplomskega študija).

**Članstva, funkcije:**

- Član Društva za opazovanje in proučevanje ptic Slovenije (DOPPS) (1989–).
- Član Izvršilnega odbora DOPPS (1994–2002, 2005–).
- Član Uredniškega odbora revije Svet ptic (2000, 2005).
- Predsednik Štajerske sekcije DOPPS (1992–2002).
- Predsednik DOPPS (2006–).
- Član The Association of Field Ornithologists (ZDA).
- Član The Waterbirds Society (ZDA).

**Nagrade, priznanja:**

- Nagrada Zlati legat za najboljšo delo s področja ornitologije v Sloveniji za leto 2001.
- Priznanje za osvojeno 1. mesto v kategoriji »Utrinki« na 3. fotografskem natečaju »Svoboden kot ptica«.

**Bibliografija (na dan 12.10.2007):**

12 izvirmih znanstvenih člankov (2 v SCI) (1.01), 1 pregledni znanstveni članek (1.02), 2 kratka znanstvena prispevka (1.03), 2 strokovna članka (1.04), 40 poljudnih člankov (1.05), 1 objavljen strokovni prispevek na konferenci (1.09), 2 samostojna strokovna sestavka v monografiji (1.17), 3 prikazi knjig (1.19), 2 prispevka v strokovni monografiji (2.02) in več kot 60 drugih člankov ali sestavkov (1.25) (glej <http://sicris.izum.si/>).

Ljubljana, 12.10.2007