



ZLATOROGOV ZBORNIK

Letnik/volume V, številka/number 5,
strani/pages 1-99, 2018, ISSN 2232-6499



Lovska zveza *Slovenije*

Impresum/Impresum

ZLATOROGOV ZBORNIK/
GOLDHORN BULLETIN

Znanstveno glasilo Lovske zveze Slovenije/Collection
of scientific papers of the Hunters Association of Slovenia
ISSN 2232-6499

Izdajatelj/Publisher: Lovska zveza Slovenije in
Strokovnoznanstveni svet pri Lovski zvezi Slovenije/
The Hunters Association of Slovenia and the Expert
scientific council of the Hunters Association of Slovenia

Glavni in odgovorni urednik/Editor-in-Chief:
prof. dr. Ivan Kos

Tehnična urednica/Technical editor:
Urša Kmetec

Uredniški odbor/Editorial board: prof. dr. Krunoslav
Pintur, prof. dr. Nikica Šprem, prof. dr. Boštjan
Pokorny, prof. dr. Klemen Jerina, prof. dr. Rajko
Bernik.

Lektorica/Language editor: Marjetka Šivic

Prevajanje/Translation: Alkemist, prevajalske storitve,
d. o. o.

Prelom/Typesetting: Medias kreativ, d. o. o.

Tisk/Print: Eurograf d.o.o.

Naklada/Circulation: 1000 izvodov/copies

©Revija, vsi v njej objavljeni prispevki, preglednice,
grafikoni in skice so avtorsko zavarovani. Za uporabo,
ki je zakon o avtorskih pravicah ne dopušča, je
potrebno soglasje izdajatelja. To posebej velja za
razmnoževanje (kopiranje), obdelavo podatkov,
prevajanje, shranjevanje na mikrofilme in shranjevanje
ter obdelavo v elektronskih sistemih. Dovoljeno je
kopiranje za osebno rabo v raziskavah in študijah,
kritiko in v preglednih delih.

Mnenje avtorjev ni nujno mnenje uredništva.

©The magazine and all the articles, tables, charts and
sketches published in it are protected by copyright. For
any use not permitted by the Copyright Act, an approval
of the issuer must be obtained. This especially concerns
reproduction (copying), data processing, translation,
storing on microfilms and storing and processing within
electronic systems. Copying for personal use for research
and studies, critique and reviews is allowed.

The opinion of the authors is not necessarily the opinion
of the Editorial Board.

Revija je v PDF-obliki objavljena na spletni strani
Lovske zveze Slovenije.
The journal is in PDF format published on the website of
the Hunters Association of Slovenia.

Naslov/Contact:
Lovska zveza Slovenije – za Zlatorogov zbornik
Župančičeva 9
SI-1000 Ljubljana
Slovenia
Tel: 00 386 1 24 10 910
E-naslov: lzs@lovska-zveza.si



ZLATOROGOV ZBORNIK



Lovska zveza *Slovenije*

Ob izidu pete številke Zlatorogovega zbornika

Pred nami je peta številka Zlatorogovega zbornika, periodične znanstveno-strokovne revije, ki jo izdaja Lovska zveza Slovenije. Priprava in izdaja zbornika je ena izmed ključnih aktivnosti Strokovno-znanstvenega sveta, ki deluje kot samostojna komisija v okviru LZS. Prav člani Strokovno-znanstvenega sveta se še posebej zavedamo, da je znanje ključna kvaliteta vsake družbe, prav tako pa tudi posamezne interesne skupnosti, tudi lovske. Ideja, da se nova znanja in spoznanja s področja lovstva posreduje v obliki periodične publikacije lovski in drugi javnosti, je bila ugodno sprejeta s strani vodstva LZS; predsednika, direktorja in drugih sodelavcev strokovne službe in upravnega odbora ter tudi s strani mnogih posameznih lovcev. Ta podpora se nadaljuje naprej in tako s pripravljenostjo avtorjev izvirnih in preglednih znanstvenih oziroma strokovnih člankov, da objavijo svoja dela v naši reviji, Zlatorogov zbornik živi. Še več, s pomočjo uglednega uredniškega odbora in sodelovanjem uglednih znanstvenikov, ki vsak prispevek profesionalno recenzirajo, Zlatorogov zbornik prinaša preverjena nova znanja. Pomembno je, da se zavedamo, da z objavo ta znanja postanejo trajni del domače in svetovne znanosti. Naj se na tem mestu vsem zahvalim za njihov prispevek.

V letu 2018 se je Strokovno-znanstveni svet odločil, da povabi k sodelovanju mlade raziskovalce, ki so s svojimi študijskimi raziskovalnimi nalogami zakorakali v svet znanosti. Njihova nova odkritja, ki so nastajala s sodelovanjem njihovih mentorjev, so dobila znanstveno obliko in jih boste lahko spoznali v posameznih prispevkih. Prevladujejo prispevki iz biologije prostoživečih živali ter njihovega pojavljanja v Sloveniji. Tako je v prispevku Rajkovića in sodelavcev predstavljena zimska prehrana volka v Dinaridih, ki lovi parkljarje selektivno glede na starost, spol in telesno kondicijo. Rutnikova s sodelavci je eksperimentalno ugotavljala značilnost plenjenja sive vrane in srake različnih tipov ptičjih gnezd v urbanih in antropogeno spremenjenih okoljih. Stergar in Jerina sta predstavila izdelan napovedni model potencialne prihodnje razširjenosti divjega prašiča v Sloveniji in opozorila na to, da bo treba ovrednotiti

vpliv dodatnega krmjenja. Flajšmanova je s sodelavci predstavila rezultate proučevanja razmnoževalnega potenciala srnjadi v Sloveniji s poudarkom na spolnem razmerju. Poleg štirih nagrajenih zaključnih študentskih del (dveh doktorskih disertacij in dveh magistrskih nalog) v pričujoči številki Zlatorogovega zbornika objavljamo še dva druga članka. Hafner in Černe sta predstavila rezultate vrednotenja vpliva okoljskih dejavnikov na prostorsko razporeditev muflona v Karavankah in Kamniško-Savinjskih Alpah. Posebej moram izpostaviti prispevek Dakovića in Kropeta, ki sta pripravila pregledni strokovni prispevek na temo pomena mejic v kulturni krajini. Prav obravnava življenjskega prostora, ki je podvržen spremembam zaradi aktivnosti človeka, je aktualna tematika. Zaradi aktivnega usmerjanja rabe prostora, ki ga družba vodi preko subvencijskih shem, prihaja v prostoru do velikih sprememb. Čeprav je pri aktivni kmetijski politiki varstvo okolja in narave prepoznano kot pomembno, se v praksi kažejo še vedno številni negativni vplivi. Na tem področju imamo zelo malo empiričnih raziskav in posledično zelo malo znanja. Upajmo, da bo prispevek spodbuda za več raziskav o vplivu različnih politik na življenjski prostor divjadi in drugih živalskih, rastlinskih ter glivnih vrst.

Vsaka publikacija je odraz ustvarjalnosti v nekem družbenem okolju, ki lahko pomembno dodatno spodbuja posameznikovo ustvarjalnost. Ljudje imamo ustvarjalnost že v genih, a je šele prenos novih spoznanj v skupnost omogočila družbeni napredek. Zato naj pozovem vse, ki imajo nova spoznanja, da jih pripravijo v ustrezni obliki in jih delijo s človeštvom tudi z objavo v Zlatorogovem zborniku. Vemo, da je lovstvo zelo kompleksno in je tako odvisno od znanja na različnih znanstvenih in strokovnih področjih. Tako je mesto v Zlatorogovem zborniku za res raznolike prispevke.

Prof. dr. Ivan Kos,
Glavni in odgovorni urednik
Zlatorogovega zbornika

Zimska sestava plena volka (*Canis lupus*) in kleptoparazitizem na volčjem plenu v Dinaridih

*Winter structure of wolf (*Canis lupus*) prey and kleptoparasitism on the wolf prey in the Dinaric Mountains*

Marko Rajkovič¹, Nina Ražen², Ivan Kos², Hubert Potočnik², Miha Krofel³, Franc Kljun²

¹Preglov trg 5, 1000 Ljubljana; rajkovic.marko@gmail.com

²Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo, Večna pot 111, 1001 Ljubljana

³Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, Večna pot 83, 1001 Ljubljana

Izvleček

Z zimskimi sledenji volkov v snegu smo raziskovali odnos med volkom (*Canis lupus*) in njegovim plenom v Dinaridih, kjer je bila relativno visoka zastopanost osebkov navadnega jelena (*Cervus elaphus*) in evropske srne (*Capreolus capreolus*). Volkovi so najpogosteje plenili osebkje navadnega jelena, srne in divjega prašiča (*Sus scrofa*). V manjšem deležu so se prehranjevali še z lisico (*Vulpes vulpes*), raco mlakarico (*Anas platyrhynchos*) in krapom (*Cyprinus carpio*). S krapom in enim osebkom srnjadi so se volkovi prehranjevali, vendar so do vira hrane prišli brez plenjenja. Z zbrano plensko bazo smo ugotovili, da je volk dober selektor, saj so volkovi na podlagi najdenega plena pretežno plenili mlajše osebkje in samice v starosti nad deset let. Volkovi so na svoji poti večkrat neuspešno poskušali z lovom na osebkje glavnih plenskih vrst, preden so posamezen osebek tudi uplenili. Na volčji plen so se hodili prehranjevat tudi osebkje številnih drugih vrst in zato smo spremljali pojav kleptoparazitizma z avtomatskimi kamerami. Med kleptoparaziti smo najpogosteje opazili krokarja, medtem ko se rjavi medved (*Ursus arctos*) ni pogosto prehranjeval z volčjim plenom zaradi zmanjšane aktivnosti v zimskem času. Zabeležili pa smo

tudi številne druge vrste, ki so se prihajale prehranjevat na volčji plen.

Ključne besede: Volk, *Canis lupus*, volčji plen, srna, *Capreolus capreolus*, navadni jelen, *Cervus elaphus*, divji prašič, *Sus scrofa*, plenjenje, kleptoparazitizem, zimsko sledenje

Abstract

During winter snow tracking we were investigating the relationship between the grey wolf (*Canis lupus*) and its prey in the Dinaric Mountains, where red and roe deer appear with relatively high abundance. Most commonly, wolves hunt and predate on red deer (*Cervus elaphus*), roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*) specimens. Wolves also feed on red fox (*Vulpes vulpes*), mallard duck (*Anas platyrhynchos*) and common carp (*Cyprinus carpio*). We noticed that wolves fed on one specimen of common carp and roe deer; without predation. More detailed analyses of the wolf prey base have shown that the wolf is a good selector who, based on our collected prey, predominately predate on juvenile red deer specimens and red deer females which were estimated to be more than ten years of age. While snow tracking we noticed that the wolves on their path frequently tried to hunt and predate on

Izvirni znanstveni članek

*main prey species specimens before they were actually successful in catching species of main prey species. Many specimens of other species came to feed on wolf prey as well and we observed the occurrence of kleptoparasitism with automatic cameras. The observation showed that the raven (*Corvus corax*) was most commonly present on wolf prey, while the brown bear (*Ursus arctos*) feeds on the wolf prey less commonly due to the brown bear's reduced activity in the winter period. We also documented many other species which likewise came to feed on wolf prey.*

Keywords: *Wolf, Canis lupus, wolf prey, roe deer, Capreolus capreolus, red deer, Cervus elaphus, wild boar, Sus scrofa, predation, kleptoparasitism, snow tracking*

1 Uvod

Volk (*Canis lupus*) sodi med ključne vrste in med enega izmed najpomembnejših plenilcev parkljarjev v Evropi. Poznavanje plenjenja je pomembno zaradi razumevanja delovanja ekosistemov, odnosov med plenom in plenilcem, razumevanjem vpliva plenilcev na združbo ter pri upravljanju z vrstami.

Volk je prilagodljiv plenilec, ki svoj plen izbira glede na ranljivost, dostopnost in pojavnost plena (Peterson in Ciucci, 2003). Selektivna izbira plena glede na ranljivost posameznega osebka je določena predvsem s starostjo osebka in telesno maso (Mattioli in sod., 2011). Volkovi pogosto plenijo osebke, ki so lažje ulovljivi, predvsem mladiče, ostarele osebke in osebke, ki so izčrpani, slabotni ali poškodovani. Tovrstna izbira plena pomeni manjše tveganje za poškodbo pri lovu, večji lovni uspeh in praviloma tudi manjši vložek energije (Mech in Peterson, 2003, Mech in sod., 2015). S pogostejšo rabo prostora, kjer je plen dostopnejši, volkovi povečajo možnosti za srečanje s potencialnim plenom in možnosti uspešnega lova (Mech in sod., 2015; Rajkovič, 2016). Na volčji sledi smo spremljali zastopanost osebkov glavnih plenskih vrst volka, ki so prečkali volčjo sled, in pridobili vpogled v relativno lokalno zastopanost vrst v prostoru.

Za osebke glavnih plenskih vrst volka – srne (*Capreolus capreolus*) (Torres in sod., 2011, Gaudry in sod., 2015), navadnega jelena (*Cervus elaphus*) (Jerina, 2007, Luccarini in sod., 2010) in divjega prašiča (*Sus scrofa*) (Singer et al., 1981) – je v zimskem obdobju značilno gibanje v prostoru, kot so združevanje osebkov v trope, pogostejše obiskovanje krmišč in gibanje na nižjih nadmorskih višinah. V prehrani volka so praviloma cervidi (*Cervidae*) zastopani v večinskem deležu (Ansorge in sod., 2006, Krofel in Kos, 2010, Pecl, 2015), vendar je posamezne vrste iz analize iztrebkov težko razlikovati med seboj. Z metodo sledenja volkov v snegu smo ob najdbi volčjega plena lažje določili vrsto plena, če je bilo mogoče pa tudi spol in starost uplenjenega osebka. Verjetnost najdbe volčjega plena je bila pri večjih osebkih oziroma vrstah večja, saj je bilo to povezano s stopnjo konzumacije oziroma hitrostjo zaužitja plena.

Ostanki volčjega plena so navadno vir hrane za druge kleptoparazite (Krofel, 2011). V Dinaridih smo spremljali hitrost konzumacije volčjega plena s strani kleptoparazitov in posledično s tem povezane vplive kleptoparazitizma na volčjih plenih.

2 Materiali in metode

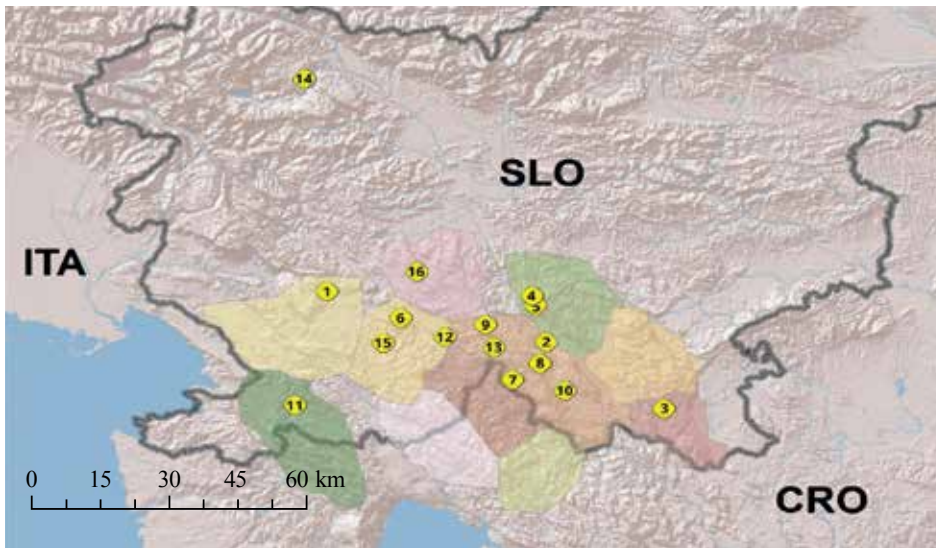
2.1 Opis območja raziskave

Raziskava je večinoma potekala na območju slovenskega dela Dinaridov, eno sledenje je potekalo v sredozemskem in eno v alpskem svetu v Sloveniji (Slika 1). V Sloveniji so Dinaridi le del severozahodnega Dinarskega gorstva, ki se razteza od zahodnega dela, preko južnega do jugozahodnega dela države. V Sloveniji Dinaride delimo na visoki in nizki dinarski svet, pri čemer visoki dinarski svet obsega okoli 3300 km² in zavzema približno tri petine Dinaridov. V visokem dinarskem svetu Slovenije je raziskava potekala po pokrajinah od Nanosa in Hrušice preko Pivškega podolja, Vremščice, Javornikov, Snežnika, Notranjskega podolja, Menišije, Blok, Velike gore, Goteniške gore, Ribniško–Kočevskega podolja Poljanske gore vse do

Izvirni znanstveni članek

Kočevskega roga. Na preostalih dveh petinah nizkega dinarskega sveta, ki meri 2419 km², je raziskava potekala na območju pokrajin Dobro polje, Suha krajina in Bela krajina. Povprečna nadmorska višina je 580 m, z najvišjim vrhom na Snežniku (1796 m). Sredozemski svet se odpira preko visokih dinarskih kraških planot v jugozahodnem delu države in obsega 1734 km² gričevnatih pokrajin z najvišjima vzpetinama Vremščica 1027 m in Slavnik 1028 m nadmorske višine. Raziskovali smo na območju pokrajin Podgorskega krasa, Čičarije in Podgrajskega podolja (Perko in Orožen Adamič, 1998). Eno sledenje smo opravili tudi v Julijskih Alpah,

natančneje na visoki kraški planoti Pokljuka z nadmorsko višino 1000 do 1400 m, ki leži v vzhodnem delu Triglavskega Narodnega parka. Planoto Pokljuka omejujejo globoke ledeniške doline. Na vzhodu in jugu meji na dolino Save Bohinjke, na severozahodu in severu na dolino Radovne, na zahodu na dolino Mostnice in na severozahodu na dolino Krme. Planota je razgibana z vzpetinami Petkovec, Jerebikovec in Črni vrh (GGN, 2006).



Slika 1: Karta volčjih tropov proučevanega območja z začetnimi lokacijami zimskih sledenj: 1 – Bukovje (*D), 2 – Brezje (*D), 3 – Šišje košenice (*D), 4 – Velike Poljane (*D), 5 – Velike Poljane (*D), 6 – Cerkniško jezero (*D), 7 – Stari kot (*D), 8 – Glažuta (*D), 9 – Metulje (*D), 10 – Kočevska Reka (*D), 11 – Skandanščina (*S), 12 – Lož (*D), 13 – Loški Potok (*D), 14 – Pokljuka (*A), 15 – Pivka (*D), 16 – Menišija (*D); *D – Dinaridi, *S – sredozemski svet, *A – alpski svet (Potočnik in sod., 2014).

Fig. 1: Map of wolf packs within the studied area, with initial locations of winter trails: 1 – Bukovje (*D), 2 – Brezje (*D), 3 – Šišje košenice (*D), 4 – Velike Poljane (*D), 5 – Velike Poljane (*D), 6 – Lake of Cerknica (*D), 7 – Stari kot (*D), 8 – Glažuta (*D), 9 – Metulje (*D), 10 – Kočevska Reka (*D), 11 – Skandanščina (*S), 12 – Lož (*D), 13 – Loški Potok (*D), 14 – Pokljuka (*A), 15 – Pivka (*D), 16 – Menišija (*D); *D – Dinaric area, *S – Mediterranean area, *A – Alpine area (Potočnik et al., 2014).

2.2 Zbiranje podatkov

Podatke smo pridobivali z zimskimi sledenji volkov v snegu v obdobju 14. 2. 2012 do 29. 2. 2012 in od 13. 12. 2012 do 1. 3. 2013. V sezoni 2011/2012 smo opravili deset zimskih sledenj, v sezoni 2012/2013 pa šest. Na podlagi naključnih najdb sledi na terenu ali sporočenih podatkov lovcev in drugih lokalnih prebivalcev smo preverili sledi, opravili sledenje ter ob najdbi plena potrdili ali ovrgli, ali je bil volčji plen. V raziskavo in analizo smo zajeli vse najdbe volčjih plenov v zimski sezoni 2011/2012 in 2012/2013. V okviru projekta LIFE+ SloWolf LIFE08 NAT/SLO/000244 je bil leta 2011 odlovljen mlajši samec (Slowolf LIFE + projekt, 2011). Odlovljeni volk je bil opremljen z GPS-telemetrično ovratnico Vetronic Aerospace. Z analizo telemetričnih lokacij iz ovratnice odlovljenega samca smo pridobili lokacije (potencialnih plenskih mest volka), ki so nam služile kot izhodišče za zimska sledenja. Med slednjem smo aktivnosti na volčji sledi beležili z GPS Garmin Oregon 550. Ob najdenem plenu volkov smo uporabili avtomatske kamere U-Way, U150X za spremljanje dogajanja na volčjem plenu in na tak način pridobivali podatke o konzumaciji ter vplivih kleptoparazitizma na volčjem plenu.

2.3 Indeks pogostosti posameznih osebkov glavnih plenskih vrst volka

Med sledenjem po volčji sledi smo šteli prečkanja glavnih plenskih vrst volka: srne, navadnega jelena in divjega prašiča (Pecl, 2015). S štetjem prečkanj glavnih plenskih vrst preko volčje sledi smo poskušali oceniti relativno pogostost posameznih osebkov. Relativno pogostost prečkanj posameznih osebkov smo definirali kot indeks pogostosti posameznih osebkov glavnih plenskih vrst volka (Kojola, 2014) in ga primerjali z odvzemom posameznih osebkov omenjenih vrst (LIS Lisjak, 2011, 2012, 2013). S primerjavo smo dobili vpogled v relativno zastopanost osebkov plenskih vrst.

2.4 Volčji plen

Do volčjega plena smo prišli s sledenjem volkov v snegu, z lokacijo volčjega plena, ki so jo sporočili lovci ali drugo lokalno prebivalstvo ali pa smo ga poiskali na podlagi zgoštevane lokacij telemetričnih točk, ki jih je oddajala telemetrična ovratnica, s katero smo opremlili odlovljenega volka. Ob najdbi volčjega plena smo plen dokumentirali s fotografijami, izpolnili obrazec ob najdbi plena, če je bilo mogoče smo določili tudi vrsto, spol in starost uplenjenega osebka. Za Evidenco izgub in odvzema velike divjadi smo pri najdenem volčjem plenu osebku odvzeli levo spodnjo čeljust, na podlagi katere je mogoče oceniti starost uplenjenega osebka po obrabljenosti zobovja. Glede na ocenjeno starost smo uplenjeni osebki razvrstili v posamezni starostni razred (Krže, 1982, 2000; Raesfeld in Reulecke, 1991, Hafner, 2008).

Za korektno določevanje in ocenjevanje starosti velikih rastlinojedov po zobovju moramo znati razlikovati med mlečnim in stalnim zobovjem. Pri mladih osebkih se starost po zobovju določa glede na menjavo zobovja, pri starejših osebkih pa se starost ocenjuje po obrabljenosti zobovja. Pri mlajših osebkih, do drugega leta starosti, je mogoče glede na izražanje zob oziroma menjavo mlečnega zobovja s stalnim zobovjem določiti starost približno na mesec natančno. Pri osebkih, starejših od dveh let, starost po zobovju ocenjujemo glede na obrabljenost žvekalnih ploskev. Obrabljenost žvekalnih ploskev je povezana s starostjo živali in obrabo zobovja zaradi prehranjevanja. Pri omenjeni metodi gre za okularno oceno, zato je pri osebkih, starejših od dveh let, mogoča napaka pri ocenjevanju starosti ± 2 leti starosti. Natančnejšo analizo starosti omogoča metoda brušenja zob, s katero ugotovimo starost uplenjenega osebka, s preštevanjem temnejših plastnic zobnega cementa (Krže, 1982, 2000; Raesfeld in Reulecke, 1991; Hafner, 2008).

3 Rezultati

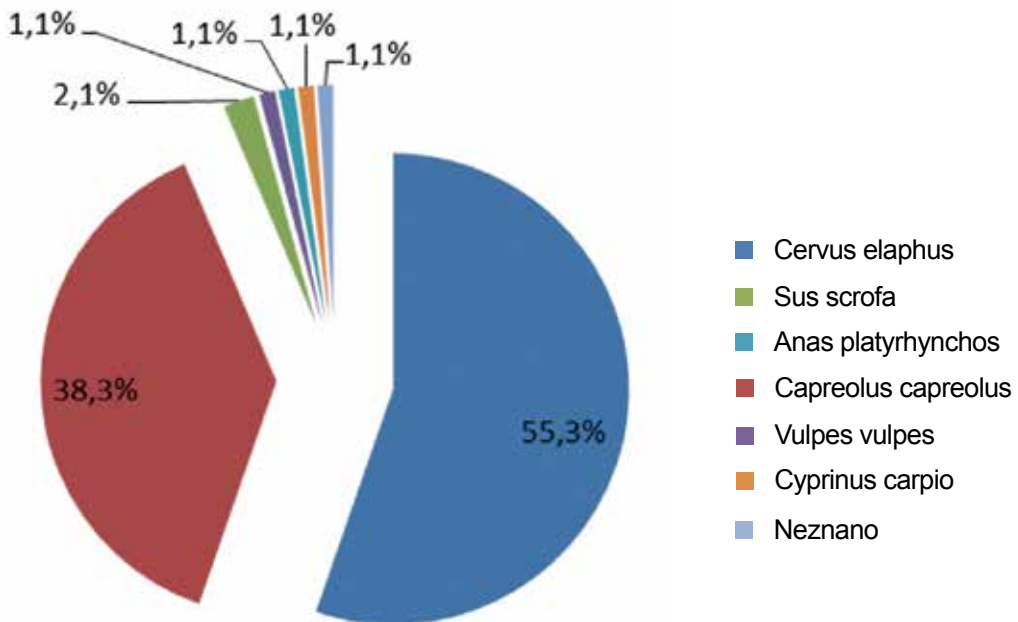
Podatke smo zbrali o sestavi volčjega plena, podrobnejši spolni in starostni sestavi uplenjenih osebkov srne in navadnega jelena, ki jih je uplenil volk, prečkanju sledi osebkov glavnih plenskih vrst volka ter o kleptoparazitizmu na volčjih plenih. Skupna dolžina vseh 16 sledenj volkovom je bila 57,85 km. Na vsakem sledenju so volkovi poskušali z lovom na posamezne osebke plenskih vrst v povprečju 1,7-krat/km. V povprečju je bilo na podlagi zimskih sledenj 0,24 uspešnih uplenitev/km. Od vseh poskusov lova je bilo 13,9 % uspešnih uplenitev.

3.1 Sestava volčjega plena

V analizo smo zajeli vse zbrane volčje plene, ki so bili najdeni med sledenjem v snegu (22),

lokacije plenov, ki so jih sporočili lovci in drugi prebivalci (18), naključno najdeni volčji pleni (13) in najdeni s pomočjo telemetrije (39), in jih prikazali v deležih (Slika 2).

Pri strukturi plena so bili v deležu 56,5 % zastopani navadni jelen (*Cervus elaphus*), srna (*Capreolus capreolus*) 38,0 % in divji prašič (*Sus scrofa*) 2,2 % (Slika 3a). Na enem sledenju smo prišli do poginulega krapa (*Cyprinus carpio*) (Slika 3b) in na drugem do poginulega moškega mladiča srne, s katerima so se volkovi hranili, ampak ju niso uplenili. Z manjšim deležem (1,1 %) so sestavo plena dopolnjevali lisica (*Vulpes vulpes*), raca mlakarica (*Anas platyrhynchos*) (Slika 3c), enega izmed plenov pa ni bilo mogoče vizualno določiti.



Slika 2: Zastopanost posameznih uplenjenih osebkov iz najdenega volčjega plena v deležih po vrstah (n = 92).

Fig. 2: Proportions of found wolf's prey remains in shares by species (n = 92).

Izvirni znanstveni članek

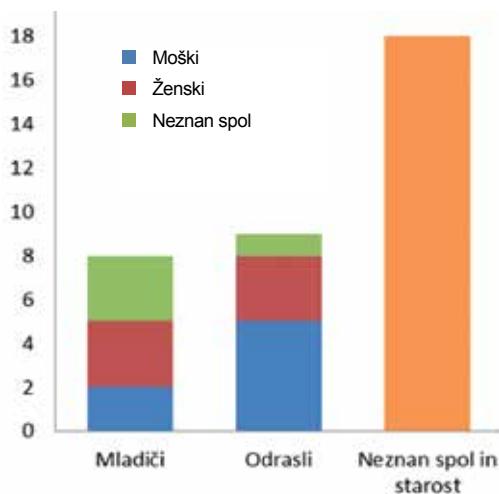


Slika 3: Ostanki volčjega plena: lobanja divjega prašiča (*Sus scrofa*) – Bukovje, Razdrto, 14. 2. 2012 (3a); volkovi so se hranili na poginulem krapu (*Cyprinus carpio*) – Reka Ribnica, Brezje pri Ribnici, 15. 2. 2012 (3b); volčji plen je bila tudi raca mlakarica (*Anas platyrhynchos*) – Dolenje jezero, Cerknjsko jezero, 23. 2. 2012 (3c) (foto: Marko Rajkovič).

Fig. 3: Remnants of wolves' prey: skull of a wild boar (*Sus scrofa*). Bukovje, Razdrto, 14 February 2012 (3a); evidence of wolves having fed on a dead carp (*Cyprinus carpio*), River Ribnica, Brezje near Ribnica, 15 February 2012 (3b); a mallard (*Anas platyrhynchos*), Dolenje jezero, Cerknica Lake, 23 February 2012 (3c) (Photo: Marko Rajkovič).

3.2 Podrobnejša sestava uplenjenih osebkov srne po volku

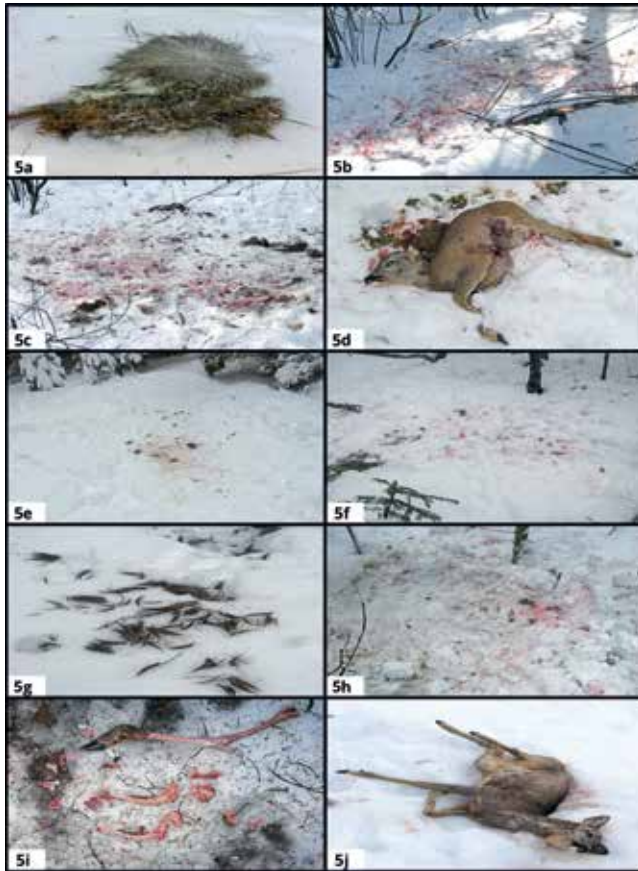
Med 35 uplenjenimi osebki srne po volku je bilo osem srnjih mladičev, od tega dva osebka moškega spola, trije ženskega in trije neznanega spola (Slika 4). Med podatke nismo vključili poginulega srnjega mladiča moškega spola, do katerega je prišel volk naključno in se z njim prehranjeval, vendar ga ni uplenil. To smo ugotovili na podlagi sledi, saj ni bilo znakov lova na omenjeni osebek. Ugotovili smo, da je bil osebek tudi v slabši telesni kondiciji (Slika 5j). Najdenih je bilo devet odraslih osebkov srne uplenjenih po volku, med katerimi je bilo pet osebkov moškega spola, trije ženskega in en osebek neznanega spola. Zaradi visoke stopnje konzumacije plena pogosto ni bilo mogoče določiti spola ali starosti najdenega osebka (Slika 4).



Slika 4: Spolna in starostna sestava srnjadi (*Capreolus capreolus*) v volčjem plenu (n = 35).

Fig. 4: Deer (*Capreolus capreolus*) as wolf prey, according to sex and age (n = 35).

Izvirni znanstveni članek



Slika 5: Značilna odtrganina kože plena ob volčjem ugrizu – Brezje, Ribnica, 15. 2. 2012 (5a); popolna konzumacija plena, ostalo le nekaj delov kože in neprebavljeni deli vampove vsebine – Brezje, Ribnica, 15. 2. 2012 (5b in 5c); volčji plen, srnji mladič moškega spola – Skandanščina, Tatre, 13. 12. 2012 (5d); popolna konzumacija plena, ostali so le deli kože – Loški Potok, 22. 2. 2012 (5e); popolna konzumacija plena, ostali so le deli kože – Loški Potok, 5. 2. 2013 (5f, 5g, 5h); popolna konzumacija plena, ostali sta le čeljusti od dveh uplenjenih živali in del zadnje noge enega plena – Primoži, Kočevska Reka, 1. 3. 2012 (5i); poginuli srnji mladič moškega spola, do katerega je prišel volk naključno – pri Koprivni dolini, Menišija, 1. 3. 2013 (5j) (foto: Marko Rajkovič).

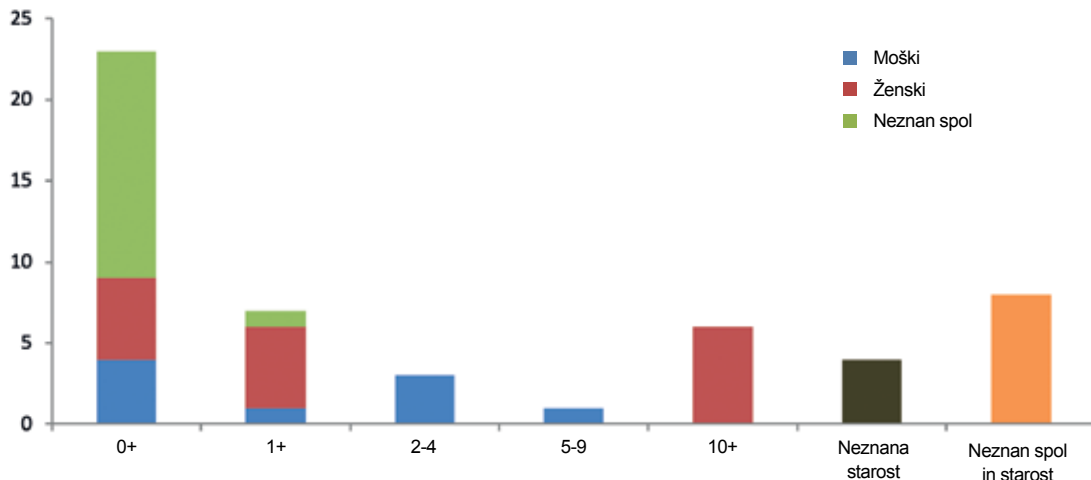
Fig. 5: Study of prey based on the type of wolf bite: typical skin tear-off - Brezje, Ribnica, 15 February 2012 (5a); full consumption of a prey specimen, only few pieces of skin and undigested stomach contents left - Brezje, Ribnica, 15 February 2012 (5b and 5c); roe deer male - Skandanščina, Tatra, 13 December 2012 (5d); full prey consumption, only few pieces of skin left - Loški Potok, 22 February 2012 (5e); full prey consumption, only few pieces of skin left - Loški Potok, 5 February 2013 (5f, 5g, 5h); full prey consumption, the remainder of jaws of two carcasses and part of the rear leg of one prey left - Primoži, Kočevska Reka, 1st March 2012 (5i); a dead young male deer caught by a wolf on a random basis - Koprivna dolina, Menišija, 1st March 2013 (5j) (photo: Marko Rajkovič).

3.3 Podrobnejša sestava uplenjenih osebkov navadnega jelena po volku

Najdenih je bilo 23 telet navadnega jelena uplenjenih po volku, od tega so bili štirje osebki moškega spola in pet ženskega, 14 teletom pa ni bilo mogoče določiti spola. Med sedmimi uplenjenimi enoletnimi osebki navadnega jelena po volku je bil en osebek moškega spola, pet ženskega, enemu osebku pa ni bilo mogoče določiti spola. Med starejšimi jeleni uplenjenimi po volku so bili trije jeleni v starostni kategoriji

2-4 let in eden v kategoriji 5-9 let. Šest košut uplenjenih po volku je bilo ocenjenih na starost več kot 10 let. Štirim košutam ni bilo mogoče določiti starosti. Osmim uplenjenim osebkom navadnega jelena po volku ni bilo mogoče določiti ne spola ne starosti (Slika 6). Tudi pri navadnem jelenu je bila občasno težavna določitev spola in starosti posameznega osebka zaradi visoke konzumacije volčjega plena.

Izvirni znanstveni članek



Slika 6: Spolna in starostna sestava pri navadnem jelenu (*Cervus elaphus*) iz najdenega volčjega plena (n = 52).

Fig. 6: Statistics by sex and age of reindeer (*Cervus elaphus*) found as wolf prey (n = 52).



Slika 7 a,b,c: Volčji plen pod novozapadlim snegom, ki so ga načeli kleptoparaziti po stopnjah konzumacije plena – Glažuta, Kočevje, 21. 2. 2012 (7a), 27. 2. 2012 (7b), 1. 3. 2012 (7c); volčji plen – košuta – Stari Kot, Draga, 24. 2. 2012 (7d); volčji plen – jelenje tele – Primoži, Kočevska Reka, 29. 2. 2012 (7e in 7f); popolna konzumacija jelenjadi nedoločljive starosti in spola – Primoži, Kočevska Reka, 1. 3. 2012 (7g); volčji plen – jelen – nad vasjo Dane, Lož, 30. 1. 2013 (7h in 7i); volčji plen – jelenje tele, Trnje, Pivka, 16. 2. 2013 (7j) (foto: Marko Rajkovič).

Fig. 7a, b, c: Lupine prey under recent snow, attacked by kleptoparasites following the levels of prey consumption - Glažuta, Kočevje, 21 February 2012 (7a), 27. 2. 2012 (7b), 1st March 2012 (7c); lupine prey, a hind - Stari Kot, Draga, 24 February 2012 (7d); lupine prey, young deer - Primoži, Kočevska Reka, 29 February 2012 (7e and 7f); complete consumption of elderly deer, sex indefinable - Primoži, Kočevska Reka, 1 March 2012 (7g); lupine prey, deer - above the village of Dane, Lož, 30 January 2013 (7h and 7i); lupine prey, a young deer, Trnje, Pivka, 16 February 2013 (7j) (Photo: Marko Rajkovič).

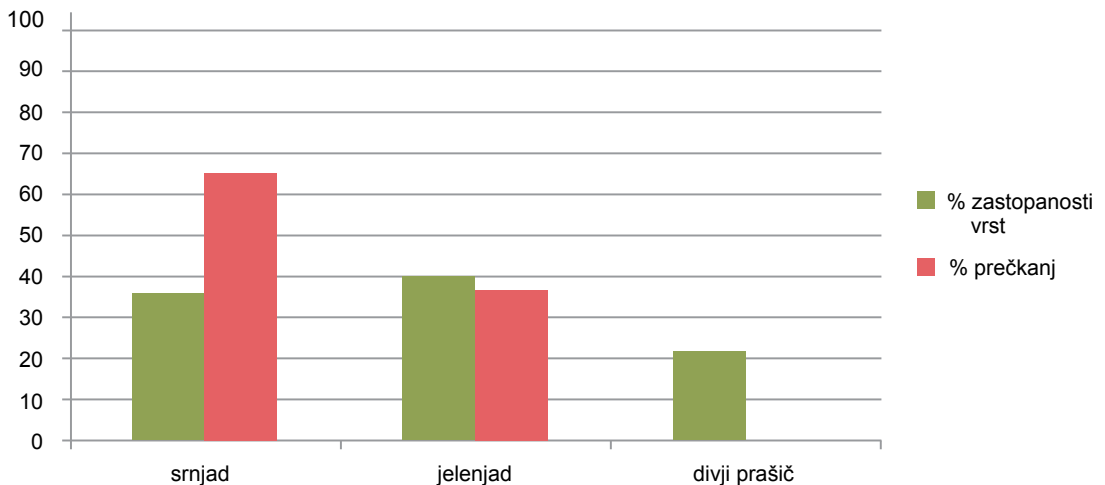
3.4 Primerjava indeksa pogostosti osebkov glavnih plenskih vrst na volčji sledi z zastopanostjo osebkov na osnovi relativnih gostot odstrela

Indeks pogostosti osebkov glavnih plenskih vrst smo definirali kot relativni delež pogostosti na podlagi prečkanj osebkov glavnih plenskih vrst preko volčje sledi. Zastopanost osebkov glavnih plenskih vrst smo opredelili kot relativni delež zastopanosti posameznih osebkov na podlagi podatkov, ki izvirajo iz odvzema (odstrela) posameznih osebkov. S primerjavo indeksa in zastopanosti dobimo vpogled v relativno zastopanost osebkov posameznih vrst v prostoru po regijah. V notranjsko-kočevski regiji smo sledili volkovom 53,74 km. Na sledi je bilo v omenjeni regiji v povprečju 92,23 prečkanj srne/km sledenja po volčji sledi, 53,95 prečkanj navadnega jelena/km sledenja po volčji sledi, prečkanj divjega prašiča v omenjeni regiji pa nismo zasledili.

V notranjsko-kočevski regiji je primerjava deležev med zastopanostjo osebkov srne s prečkanji omenjenih osebkov pokazala, da je bil večji delež

pri prečkanju osebkov srne (36 % : 63 %). Pri navadnem jelenu je bil večji delež pri zastopanosti osebkov, prečkanj osebkov navadnega jelena je bilo manj (42 % : 37 %). Za divjega prašiča imamo podatek le o deležu zastopanosti osebkov (18 %), prečkanj posameznih osebkov pri divjem prašiču nismo zabeležili (Slika 8).

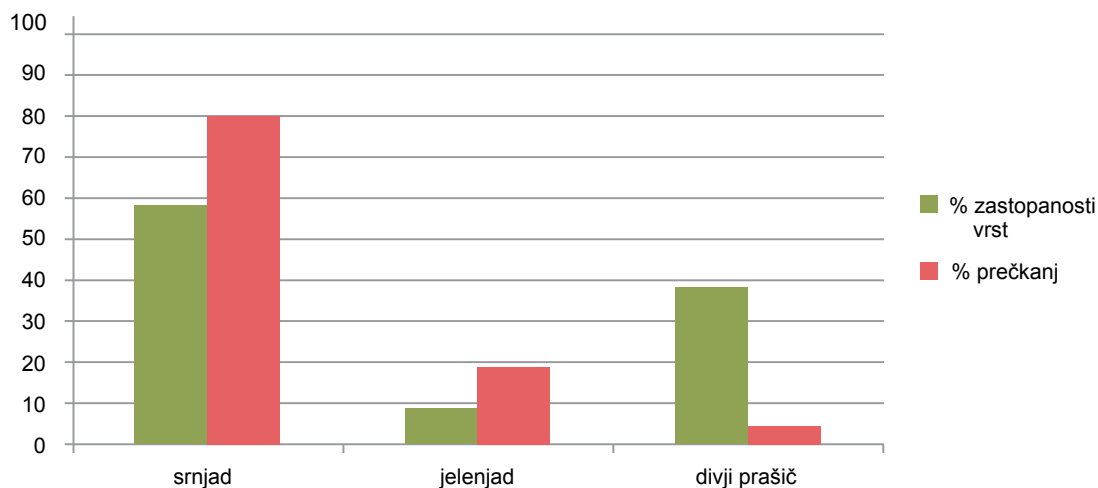
V primorski regiji smo sledili volkovom 1,64 km. Na sledi je bilo v omenjeni regiji v povprečju 95,73 prečkanj srne/km sledenja, 20,97 prečkanj navadne jelenjadi/km sledenja in 2,73 prečkanj divjega prašiča/km sledenja. V primorski regiji smo pri srnjadi primerjali zastopanosti osebkov s prečkanji osebkov ugotovili večji delež pri prečkanju osebkov srne, razmerje je bilo 57 % : 80 %. Pri navadnem jelenu je bil prav tako pri primerjavi zastopanosti osebkov s prečkanji osebkov navadnega jelena več prečkanj osebkov navadnega jelena, saj je bilo razmerje 8 % : 18 %. Razmerje med deležema zastopanosti osebkov divjega prašiča in prečkanji osebkov divjega prašiča je bilo večje pri zastopanosti osebkov divjega prašiča; razmerje je bilo 2 % : 35 % (Slika 9).



Slika 8: Primerjava zastopanosti posameznih vrst divjadi s prečkanji posameznih osebkov glavnih plenskih vrst v notranjsko-kočevski regiji.

Fig. 8: Relative density of game species compared by crossing individual specimens of the main prey species, Notranjska-Kočevje region.

Izvirni znanstveni članek



Slika 9: Primerjava zastopanosti posameznih vrst divjadi s prečkanji posameznih osebkov glavnih plenskih vrst v primorski regiji.

Fig. 9: Relative density of game species compared by crossing individual specimens of the main prey species, Primorska region.

3.5 Spremljanje vplivov kleptoparazitizma na volčjih plenih s pomočjo avtomatskih kamer

Vplive kleptoparazitizma na volčjem plenu smo spremljali na dveh osebkih jelenjadi na Glažuti (8 dni) in nad Danami (10 dni) s pomočjo avtomatskih kamer. Pri spremljanju kleptoparazitizma s pomočjo avtomatskih kamer so med posameznimi kleptoparaziti nastajale precejšnje razlike glede njihovega obiska, količine zaužitega plena in števila osebkov posameznih kleptoparazitov. Med spremljanjem konzumacije volčjega plena smo opazili naslednje vrste vretenčarjev oziroma kleptoparazitov: kuno belico (*Martes foina*), lisico (*Vulpes vulpes*), volka (*Canis lupus*), medveda (*Ursus arctos*), planinskega orla (*Aquila chrysaetos*), krokarja (*Corvus corax*), kanjo (*Buteo buteo*), šojo (*Garrulus glandarius*) in taščico (*Erethacus rubecula*).

4 Razprava

4.1 Analiza ostankov volčjega plena in sestava osebkov plenskih vrst v volčji prehrani

V Sloveniji je analiza iztrebkov volkov pokazala večinsko zastopanost parkljarjev v volčji prehrani. Glede na biomaso so bili glavni volčji plen osebki cervidov 85 %, sledili so osebki divjega prašiča 5 % in domače živali 10 % (Krofel in Kos, 2010). Podobno zastopanost biomase na podlagi analize volčjih iztrebkov je v Sloveniji pokazala tudi druga raziskava, v kateri navajajo prisotnost cervidov v 57 %, divjega prašiča 30 %, drobnice 10 %, 1 % prehrane so ptice, miši (*Apodemus* sp.) in poljski zajec (*Lepus europaeus*). V volčji prehrani v Sloveniji so zaznali tudi osebke hermelina (*Mustela erminea*), kune belice, kune zlatice (*Martes martes*), dihurja (*Mustela putorius*) in kunca (*Oryctolagus cuniculus*) (Pecl, 2015). V vzhodni Nemčiji je bil volčji plen podobne sestave, le v

različnih deležih. Volkovi so najpogosteje plenili srno (52 %), navadnega jelena (38 %), divjega prašiča (18 %), muflona (6 %) in poljskega zajca (3 %). V poletnem obdobju je bil delež divjega prašiča v primerjavi z zimskim obdobjem za 33 % višji (zimski vzorci 2001-2003: n=102) (Ansorge in sod., 2006).

Na podlagi najdenih ostankov volčjega plena zimskem času so volkovi najpogosteje plenili osebke navadnega jelena (56,5 %), srne (38,0 %) in divjega prašiča (2,2 %). V manjšem deležu so bili v prehrani osebki lisice, race mlakarice in plen, ki ga ni bilo mogoče vizualno določiti. Po sledih v snegu smo videli, da so volkovi prišli do enega poginulega osebka krapa in prav tako do enega osebka srne in se hranili z njima. Ker ni bilo plenjenje, kar smo razbrali iz sledi v snegu, ju navajamo kot zanimivost z vidika prehrane volka; podatka nista vključena v rezultate plenjenja (n=92). Od najdenih cervidov uplenjenih po volku, sta prevladovala navadni jelen (n=52) in srna (n=35). Cervide smo tudi podrobneje analizirali po spolni in starostni sestavi. Analiza uplenjenih osebkov srne po volku je pokazala, da je razmerje med spoloma primerljivo. Tudi po starostni strukturi med uplenjenimi osebki srne ni bilo razlik, saj so volkovi z enako pogostostjo plenili tako mladiče kot starejše osebke. Konzumacija najdenih volčjih plenov je bila pogosto velika, zato je bilo predvsem pri srni težko določiti spol in starost osebka. Pri najdenih osebkih navadnega jelena, uplenjenih po volku, smo ugotovili večje razlike v spolni in starostni sestavi kot pri srni. Pri uplenjenih osebkih navadnega jelena po volku so prevladovali mlajši osebki, torej teleta in enoletni osebki. Upelenjenih srednje starih osebkov po volku je bilo razmeroma malo, medtem ko so volkovi uplenili več košut s starostjo nad deset let. Podobno kot pri uplenjenih osebkih srne, tudi nekaterim uplenjenim osebkom navadnega jelena ni bilo mogoče določiti spola in starosti zaradi velikega deleža konzumacije plena. Predvidevamo, da je bil iz podobnega razloga tudi delež uplenjenih osebkov divjega prašiča

v zimskem času manjši kot navajajo Ansorge in sod., 2006 v podatkih iz Nemčije. Mladiči divjih prašičev so pozimi večji, težje ulovljivi in obvladljivi. Lov na mladiče divjih prašičev terja od volkov večji vložek energije v zimskem času, zato je bilo tudi manj najdenih osebkov divjega prašiča, ki jih je uplenjenih po volku v tem obdobju.

4.2 Primerjava relativnega deleža zastopanosti in indeksa pogostosti osebkov glavnih plenskih vrst volka

Ob trajnostnem upravljanju prostoživečih parklarjev je gostota odvzema dober pokazatelj njihove relativne pogostosti v prostoru. Primerjava relativnega deleža zastopanosti z indeksom pogostosti osebkov posameznih glavnih plenskih vrst je pokazala, da so se volkovi gibali selektivno glede na razpoložljivost plenskih vrst. V notranjsko-kočevski regiji je bil pri srni indeks pogostosti višji, medtem ko je bil pri navadnem jeleni primerljiv z zastopanostjo osebkov. V notranjsko-kočevski regiji nismo zasledili prečkanj divjega prašiča preko volčje sledi, saj se divji prašiči praviloma gibljejo v tropih in za gibanje redko uporabljajo ceste ter horizontalne linije. Za divjega prašiča v notranjsko-kočevski regiji smo pridobili le podatke o zastopanosti osebkov, ki izhajajo iz odvzema. V primorski regiji smo zabeležili višji indeks pogostosti osebkov pri srnjadi in jelenjadi, medtem ko smo za divjega prašiča izsledili podobne ugotovitve kot v notranjsko-kočevski regiji.

4.3 Spremljanje kleptoparazitizma na volčjih plenih

Ostanki volčjega plena so lahko pomemben vir hrane za medveda ob koncu zime, ko začnejo zapuščati brloge (Ballard in sod., 2006). Od velikosti volčjega tropa je odvisno, koliko plena volkovi zaužijejo. Od prisotnosti volkov ob plenu je pogosto odvisno, kdaj se pojavi kleptoparazitizem. Raziskave so pokazale, da so največjo kompeticijo za plen opazili

Izvirni znanstveni članek

med volkovi in krokarji (Kaczensky in sod., 2005). Slednji lahko pojedjo tudi od nekaj 10 kg mesa na dan, odvisno od velikosti volčjega tropa. Ugotovili so, da manjši kot je bil volčji trop, večja je bila kompeticija in večji vpliv kleptoparazitizma so imeli krokarji. Praviloma manj volkov zaužije manjšo količino mesa in tako večja količina plena ostane za mrhovinarje, saj navadno volkovi niso stalno prisotni ob plenu. Podatki kažejo, da lahko pri manjših tropih volkov krokarji zaužijejo tudi do 75 % biomase plena (Kaczensky in sod., 2005). Pri spremljanju mrhovinarjev so ugotovili, da so se v Sloveniji v dinarskem gozdu s trupli velikih sesalcev prehranjevali lisica, kuna belica, divja mačka (*Felis silvestris*), kanja, krokar, kragulj (*Accipiter gentilis*), kozača (*Strix uralensis*), miš, na enem izmed plenov tudi domači pes (Krofel, 2011). Med ptičjimi mrhovinarji, ki so se hranili na plenu, je bila najpogostejša kanja, ki je bila s 76 % dominantnejša nad krokarji in kraguljem. Kleptoparazitizem samotarskih ujed ni predstavljal večjega vpliva na volka. Socialne vrste ptičev, kot je krokar, lahko znatno vplivajo na količino zaužitega mesa in na potek konzumacije samega plena (Krofel, 2011).

Vpliv kleptoparazitizma smo spremljali na dveh odraslih uplenjenih osebkih navadnega jelena, ker je bil plen večji in s tem stopnja konzumacije počasnejša. Vpliv kleptoparazitizma smo spremljali s čim manjšimi motnjami tako, da smo uporabili avtomatske kamere. Ugotovili smo, da so med posameznimi vrstami nastajale precejšnje razlike v konzumaciji plena. Z volčjim plenom so se prihajale prehranjevat naslednje vrste vretenčarjev: kuna belica, lisica, volk, medved, planinski orel, krokar, kanja, šoja in taščica. Medved se je pogosteje prihajal hraniti na volčji plen na Glažuti pri Kočevju, medtem ko se je nad Danami pri Ložu z volčjim plenom najpogosteje hranil krokar. Konzumacija uplenjenega osebka jelenjadi je navadno počasnejša, saj gre za večji plen kot pri srnjadi in ga je bilo mogoče spremljati dlje časa, medtem ko je bila konzumacija jelenjih

telet ter srnjadi pogosto velika. Ugotovili smo, da na kleptoparazitizem pomembno vpliva starost plena, s katero se širita vonj in zaznavnost ostankov plena s ptičje perspektive s strani ptičjih kleptoparazitov.

5 Zaključek

Volkovi so pozimi najpogosteje plenili osebke navadnega jelena in osebke srne. Sestava uplenjenih osebkov srne po volku je bila primerljiva po spolu in starosti. Določitev spola in ocena starosti uplenjenih osebkov srne po volku iz najdenega volčjega plena pogosto ni bila mogoča zaradi velikega deleža konzumacije plena, ki je bil pogosto blizu 100 %. Občasno smo imeli podobno problematiko tudi pri osebkih navadnega jelena. Večje razlike smo opazili v sestavi uplenjenih osebkov pri navadnem jelenu po volku, saj so prevladovali mlajši osebki obeh spolov in košute, ocenjene na starost nad 10 let. Glede na sestavo najdenega plena, uplenjenih osebkov navadnega jelena po volku so le-ti pogosteje plenili predvsem mlajše, neizkušene živali in starejše živali, ki so bile pogosto v slabši kondiciji, zdravstvenem stanju ter poškodovane osebke. Majhen delež uplenjenih starejših samcev pri navadnem jelenu kaže, da za volkove samo rogovje samcev in velikost rogovja pomenita določeno stopnjo tveganja za poškodbo pri lovu. Pozimi je divji prašič zastopan v volčji prehrani v manjšem deležu, ker so mladiči divjega prašiča večji, težje ulovljivi in lov nanje terja večji vložek energije kot v poletno–jesenskem času. Selektivnost pri izbiri plena pomeni manjše tveganje za poškodbe, večjo verjetnost uspešnega lova in prihranek energije, ki je pozimi izredno pomemben. Na podlagi naših podatkov lahko zaključimo, da je volk priložnostni plenilec, saj so na svoji poti večkrat poskusili z lovom na osebke plenskih vrst. Je selektivni plenilec, ki pogosteje lovi mlajše in starejše osebke, ki so v slabši telesni kondiciji ali slabšega zdravja. Volkovi z lovom na velike rastlinojede pozitivno vplivajo na primeren stalež osebkov glavnih plenskih vrst, na fitnes posameznega osebka,

posledično vplivajo na razporejanje in gostoto osebkov, predvsem jelenjadi, kjer lahko nastane čezmerna paša, objedanje vegetacije, okuženost z zajedavci in v končni fazi do zmanjšanja populacije velikih rastlinojedov. Uspešnost plenjenja je odvisna od tveganja, vložka energije in števila volkov v tropu.

Gostota odvzema, ki izvira iz odstrela osebkov navadnega jelena, srne in divjega prašiča, je ob trajnostnem upravljanju dober pokazatelj njihove relativne pogostosti v prostoru. Na podlagi podatkov o relativnem deležu zastopanosti z indeksom pogostosti osebkov posameznih glavnih plenskih vrst volka smo ugotovili, da se je volk gibal selektivno glede na razpoložljivost osebkov glavnih plenskih vrst v prostoru. V notranjsko-kočevski regiji je bil indeks pogostosti osebkov srne višji, indeks pogostosti osebkov navadnega jelena pa je bil v omenjeni regiji primerljiv z zastopanostjo osebkov navadnega jelena. V primorski regiji je bil višji indeks pogostosti osebkov tako pri srni kot pri navadnem jelenu v primerjavi z zastopanostjo osebkov. Prečkanj divjega prašiča preko volčje sledi ni bilo v notranjsko-kočevski regiji. Zelo majhen delež prečkanj divjega prašiča smo zaznali v primorski regiji, kar kaže na specifično gibanje divjih prašičev, saj se redko gibljejo preko cest in v horizontalnih linijah.

Pri spremljanju volčjih plenov z avtomatskimi kamerami smo ugotovili, da z vidika kleptoparazitizma rjavi medved zaradi manjše aktivnosti pozimi nima velikega vpliva na volka. Volčji plen je pomembno vplival na prehrano osebkov drugih vrst, ki so se pozimi prihajali hraniti na volčji plen. Na samo zaznavnost plena iz ptičje perspektive je vplivala odprtost terena, kjer je bil plen. Z večjo zaznavnostjo volčjega plena s ptičje perspektive je bila hitrost konzumacije volčjega plena ptičjih kleptoparazitov hitrejša. Izmed ptičjih kleptoparazitov je volčji plen najpogosteje obiskoval krokar in se tudi hranil z njim.

6 Summary

In winter time wolves most commonly preyed on red deer and roe deer specimens. The structure of wolf prey was comparable between sex and age of roe deer. Wolves mostly preyed on juvenile roe deer specimens as often as adult specimens. We didn't notice differences in predation between the sexes of roe deer specimens. Age and sex determination of found wolf prey such as roe deer and occasionally red deer specimens was sometimes impossible because prey consumption was often near 100%. We noticed differences in the structure of red deer prey species specimens. Wolves most commonly preyed on juvenile red deer specimens, because they probably lacked experience, as well as females estimated to be more than 10 years of age, which are more often in weaker body condition or health. Percentage of red deer bulls in wolf prey structure is lower because of the higher risk of injury, lower kill rate success and bigger energy loss while hunting. In winter time the lower percentage of wild boar found in wolf diet was due to piglets being bigger, harder to catch and also because hunting is more energy costly than in summer–autumn time. Based on our data we can conclude that the wolf is an opportunistic and selective predator. Wolves on the hunting trail frequently tried to hunt and predate on main species specimens before they were actually successful in catching a specimen of a main prey species. They more often hunt juvenile and old specimens in poor physical or health condition. Wolves have positive impact on large herbivores because they have influence on the different disposition and density of large herbivores, consequently preventing them from over-grazing, inflicting damages on trees and parasite invasions which can cause a high decline in deer population. Predating success depends on risk, energy input and the number of wolves in the pack.

Cull density of red deer, roe deer and wild boar based on sustainable hunting is a good

Izvirni znanstveni članek

indicator of relative frequency in an area. Based on our data on the relative share of specimens' representation with an index of main prey specimens' frequency we have found that wolves are moving selectively in areas where main prey specimens were represented. In the notranjsko kočevska region the index of main prey specimens of roe deer was higher, the index of main prey specimens of red deer in the mentioned region was comparable to specimens' representation. In the primorska region we perceived a higher index of main prey specimens of roe deer and red deer if we compare the index to specimens' representation. We didn't notice any wild boar crossings on wolf paths in notranjsko kočevska region. A minimal proportion of wild boar crossings was detected in the primorska region, which indicates a

specific movement of wild boar, as they rarely move across the roads and in horizontal lines.

When monitoring wolf prey with automatic cameras due to kleptoparasitism, we found that the brown bear didn't have a significant influence on the wolf. Wolf prey has an important influence on other specimen species' diets in winter time, which came to feed on wolf remains prey. The easier detection of prey from a bird's perspective was influenced by the openness of the terrain where the prey was found. The higher denotement of wolf prey from a bird's eye perspective results in faster wolf prey consumption due to avian kleptoparasites. Based on findings of avian kleptoparasites the raven was the most common visitor which also fed on wolf prey.

7 Viri

- Ansoerge, H., Kluth, G., Hahne, S. 2006. Feeding ecology of wolves *Canis lupus* returning to Germany. *Acta Theriologica*, 51: 99–106
- Ballard, W. B., Carbyn, L. N., Smith, D. W. 2006. Wolf interactions with Non-prey. V: Wolves. Mech, L. D. in Boitani, L. (eds.). Chicago, University: 259–271
- Gaudry, W., Saïd, S., Gaillard, J. M., Chevrier, T., Loison, A., Maillard, D., Bonenfant, C. 2015. Partial migration or just habitat selection? Seasonal movements of roe deer in an Alpine population. *Journal of Mammalogy*, 96, 3: 502–510
- Gozdnogospodarski načrt gozdnogospodarske enote Pokljuka 2006. Gozdnogospodarski načrt za GGE Pokljuka 2006–2015. Bled, Zavod za gozdove Slovenije, OE Bled.
- Hafner, M. 2008. Zobovje. V: Jelenjad Zgodovina na Slovenskem, ekologija, upravljanje. Zlatorogova knjižica 34. Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 30–35
- Jerina, K. 2007. The effects of habitat structure on red deer (*Cervus elaphus*) body mass. *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 82: 3–13
- LIS Lisjak, 2011, 2012, 2013. Podatki iz baze vnosov iz Evidenčnih knjig o odvzemu in izgubah velike divjadi na območju Notranjsko-Kočevske in Primorske regije.
- Luccarini, S., Mauri, L., Ciuti, S., Lamberti, P., Apollonio, M. 2006. Red deer (*Cervus elaphus*) spatial use in the Italian Alps: home range patterns, seasonal migrations, effects of snow and winter feeding. *Ethology Ecology and Evolution*, 18, 2: 127–145
- Kaczensky, P., Hayes, R. D., Promberger, C. 2005. Effect of raven *Corvus corax* scavenging on the kill rates of the wolf *Canis lupus* packs. *Wildlife biology*, 11, 2: 101–108
- Kojola, I., Helle, P., Heikkinen, S., Lindén, H., Paasivaara, A., Wikman, M. 2014. Tracks in snow and population size estimation: the wolf *Canis lupus* in Finland. *Wildlife Biology*, 20, 5: 279–284

Izvirni znanstveni članek

- Krofel, M., Kos, I. 2010. Analiza vsebine iztrebkov volka (*Canis lupus*) v Sloveniji. Zbornik lesarstva in gozdarstva, 91: 3–12
- Krofel, M. 2011. Monitoring of facultative avian scavengers on large mammal carcasses in the Dinaric forest in Slovenia. *Acrocephalus*, 32: 45–51
- Krže, B. 1982. Ocenjevanje starosti po zobovju. V: Divjji prašič, biologija, gojitev in ekologija. Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 104–120
- Krže, B. 2000. Zobovje. V: Srnjad. Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 41–46
- Mattioli, L., Capitani, C., Gazzola, A., Scandura, M., Apollonio, M. 2011. Prey selection and dietary response by wolves in a high-density multi-species ungulate community. *European Journal of Wildlife Research*, 57, 4: 909–922
- Mech, L. D., Smith, D. W. and MacNulty, D. R. 2015. Wolves on the hunt: The behavior of wolves hunting wild prey. University of Chicago Press, Chicago: 187
- Mech, L. D. and Peterson, R. O. 2003. Wolf-prey relations. V: (Mech, L.D. in Boitani, L., eds.) Wolves: behavior, ecology, and conservation. University of Chicago Press, Chicago: 131–157
- Pecl, M. 2015. Analiza prehrane volka na območju Dinaridov. Magistrsko delo (2. bolonjske stopnje). Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Ekologija in biodiverziteteta: 45 str.
- Perko, D. in Orožen Adamič, M. 1998. Slovenija. Pokrajine in ljudje. Ljubljana, Mladinska knjiga: 735
- Peterson, R. O. and Ciucci, P. 2003. The wolf as a carnivore. V: Wolves: behavior, ecology, and conservation. (Mech L.D. in Boitani L., eds.) Wolves: behavior, ecology, and conservation. University of Chicago Press, Chicago: 104–130
- Potočnik, H., Pecl, M., Skrbinšek, T., Kos, I. 2014. Predicting wolf-livestock conflict levels across potential habitat gradient (preliminary models). V: Proceedings of 3rd International symposium on hunting with abstract book. Popović Z (ur.). Novi Sad, Balkan wildlife scientific society: 11–12
- Raesfeld, F., Reulecke, K. 1991. Zobovje. V: Jelenjad, I. Biologija in gojitev. Varičak, V. (ur.). Ljubljana, Lovska zveza Slovenije: 55–62
- Rajkovič, M. 2016. Analiza zimskega gibanja volka v Dinaridih. Magistrsko delo (Msc). Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Ekologija in biodiverziteteta: 97
- Singer, F. J., Otto, D. K., Tipton, A. R., Hable, C. P. 1981. Home ranges, movements and habitat use of european wild boar in Tennessee. *The Journal of Wildlife Management*. 45, 2: 343–353
- Slowolf LIFE + projekt, 2011. Izkaznice volkov – Luka. http://www.volkovi.si/?page_id=47 (2.12.2017)
- Torres, R. T., Carvalho, J. C., Panzacchi, M., Linnell, J. D. C., Fonseca, C. 2011. Comparative use of forest habitats by roe deer and moose in a human - modified landscape in southeastern Norway during winter. *Ecological Research* 26: 781–789
- Wabakken, P. in sod. 2001. The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978 – 1998. *Canadian Journal of Zoology*, 90: 710–721

Prihodnja prostorska razporeditev divjega prašiča (*Sus scrofa* L.) v Sloveniji

*Future spatial distribution of wild boar (*Sus scrofa* L.) in Slovenia*

Matija Stergar¹, Klemen Jerina²

¹Zavod za gozdove Slovenije, Večna pot 2, 1000 Ljubljana; matija.stergar@zgs.si

²Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, Večna pot 83, 1000 Ljubljana; klemen.jerina@bf.uni-lj.si

Izvleček

Namen raziskave je bil izdelati napovedni model prihodnje prostorske razporeditve divjega prašiča v Sloveniji. V prvem koraku smo skladno s teorijo o večnivojski izbiri habitata ločeno modelirali vpliv okoljskih dejavnikov na prisotnost/odsotnost divjega prašiča in na populacijsko gostoto vrste znotraj območja njene razširjenosti. Kot kazalnik rabe prostora vrste smo uporabili podatke o odvzemu v mreži s prostorsko ločljivostjo 3 × 3 km. Napovedi obeh modelov smo nato združili v enotno napoved prihodnje prostorske razporeditve divjega prašiča. Poleg klasičnega statičnega modela, ki vključuje zdajšnje vrednosti habitatnih dejavnikov, smo izdelali tudi modele na osnovi treh različnih scenarijev napovedanih prihodnjih vrednosti temperature in padavin za leto 2040. Vsi trije modeli za leto 2040 napovedujejo povečanje območja razširjenosti in populacijske gostote vrste in se razlikujejo od statičnega modela. Slednje pomeni, da z vključevanjem prihodnjih vrednosti pomembnih habitatnih dejavnikov vplivamo na napovedi modelov habitata, kar bi morale upoštevati tudi prihodnje sorodne raziskave. Rezultati raziskave so pomembni tudi v lovstvu, saj opozarjajo, da bo v prihodnje treba še okrepiti prizadevanja pri omejevanju rasti populacije divjega prašiča. Glede na rezultate naše raziskave in mnogih drugih krmljenje divjih prašičev pomembno prispeva k povečevanju populacijske gostote vrste, zato bo v prihodnje treba spremeniti obstoječ sistem krmljenja v Sloveniji in še bolj ozavestiti lovce o morebitnih neželenih učinkih te aktivnosti.

Ključne besede: divji prašič, *Sus scrofa*, prostorska razporeditev, Slovenija, modeliranje habitata, napovedni model, lovsko-upravljavsko načrtovanje, krmljenje

Abstract

The goal of this study was to create a predictive model of future spatial distribution of wild boar in Slovenia. In the first step, the influence of environmental factors was used to predict the presence/absence of wild boar. We then separately modelled population density, within wild boar range (in accordance with the theory of multi-level habitat selection). As an indicator of wild boar space use, we used the culling density of the species at a 3 × 3 km spatial resolution. The forecasts of both models were then combined to predict the future spatial distribution of wild boar. In addition to the classic static model, which includes today's values of habitat factors, we also developed models based on three different predictions of temperature and precipitation values for the year 2040. All three models for the year 2040 predict an increase in the range and population density of wild boar and differ from the static model. The latter means that integrating future predictions of important habitat factors can influence habitat model predictions, which should be noted in future habitat modelling studies. The results of our research have important implications for wildlife management, particularly if wild boar populations continue to increase without enhanced efforts to limit their growth. According to our results and in keeping

with other studies, supplemental feeding of wild boar significantly and positively influences population density. This suggests that the current supplemental feeding system in Slovenia should be evaluated and that further awareness among hunters should be raised to consider possible negative effects of supplemental feeding of wild boar.

Keywords: *wild boar, Sus scrofa, spatial distribution, Slovenia, habitat modelling, predictive model, wildlife management, supplemental feeding*

1 Uvod in namen

Divji prašič (*Sus scrofa*) je ena od vrst velikih sesalcev, ki so v svetu najbolj razširjene. Njegov naravni areal obsega večji del Evrazije, od zahodne Evrope pa vse do Japonske in jugovzhodne Azije ter skrajni sever Afrike (Briedermann, 1990). Antropogeno je vrsta razširjena še v nekaterih drugih predelih Afrike, v Severni in Južni Ameriki, v Avstraliji in Oceaniji (Long, 2003). Za večino od omenjenih območij, vključno z Evropo, sta v zadnjih desetletjih značilna znatno prostorsko širjenje in izrazito večanje gostot divjega prašiča (Bieber in Ruf, 2005; Massei in sod., 2015). Slednje velja tudi za Slovenijo, kjer se je sodeč po višini odvzema od leta 1970 (odvzem 472 osebkov) do danes številčnost divjega prašiča povečala za več kot 20-krat (povprečni letni odvzem v obdobju 2013–2017 znaša okrog 9800 osebkov; Osrednji slovenski ..., 2018).

Vzroki za pozitivne populacijske trende vrste so različni in jih lahko uvrstimo v tri skupine: i) ekološko-biološke značilnosti vrste: velik razmnoževalni potencial, izjemne disperzijske sposobnosti, oportunistična vsejeda prehranska strategija, socialno življenje, inteligentnost in prilagodljivost (predvsem na bližino človeka; Geisser in Reyer, 2005; Gethoffer in sod, 2007; Schley in sod., 2008); ii) pretežno antropogeno pogojene okoljske spremembe: opuščanje kmetijstva in zaraščanje kmetijskih površin na eni strani ter nastajanje obsežnih monokultur

kmetijskih rastlin na drugi, odsotnost oz. majhne gostote plenilcev, podnebne spremembe (Geisser in Reyer, 2005; Acevedo in sod, 2006; Barrios-Garcia in Ballari, 2012); iii) način upravljanja vrste (vpliva predvsem v Evropi): urejena in divjim prašičem pogosto »prijazna« lovstva zakonodaja (npr. varovanje vodečih svinj), (pre) intenzivno krmljenje, občasni (najpogosteje nelegalni) izpusti osebkov v prosto naravo (Arnold, 2005; Jerina 2006; Cellina, 2008).

Hkrati s prostorskim širjenjem in večanjem populacijskih gostot se večata tudi prostorski obseg in intenzivnost vplivov divjega prašiča v okolju. Divji prašič opravlja številne pozitivne ekosistemske vloge (npr. večanje biotske pestrosti, zohorija, odstranjevanje mrhovine, prehrana velikim zverem; zbrano v: Pokorny in Jelenko, 2013), zato ga nekateri avtorji celo prepoznavajo kot ekosistemskega inženirja (npr. Crooks, 2002; Sims, 2005; Pokorny in Jelenko, 2013). Vendar pa se med strokovnjaki, upravljavci in laično javnostjo mnogo pogosteje omenjajo številni neželeni vplivi divjega prašiča v okolju, še posebno tisti, ki so grožnja za zdravje in udobje ljudi ali imajo negativne ekonomske posledice: pojavljanje divjih prašičev v urbanem okolju, širjenje bolezni, ki so prenosljive na domače živali, povzročanje škode na kmetijskih pridelkih in travinju (Schley in Roper, 2003; Ruiz-Fons in sod., 2008; Meng in sod., 2009; Barrios-Garcia in Ballari, 2012; Cahil in sod., 2012).

Glede na pozitivne trende populacij divjega prašiča in njegove neželene vplive v okolju postaja vse bolj aktualno vprašanje o prihodnji prostorski razporeditvi in številčnosti vrste. Ta informacija je še posebno dragocena na področju lovstva oz. lovskoupravljaljskega načrtovanja, ki lahko v največji meri vpliva na prihodnje populacijske trende divjega prašiča. Vpogled v prihodnjo prostorsko in številčno dinamiko vrste omogoča boljše pripravljenost in morebitno preventivno ukrepanje upravljavcev in lovcev v primeru pričakovanega nadaljnega večanja populacij divjega prašiča.

Izvirni znanstveni članek

Prostorsko razporeditev živalskih vrst ustaljeno napovedujemo s pomočjo napovednih modelov habitata. Priprava napovednega modela habitata najpogosteje poteka v dveh osnovnih korakih. V prvem ob uporabi ustreznih analitskih orodij ovrednotimo povezave med okoljskimi dejavniki in izbranim indikatorjem rabe prostora na izbranem območju (t.i. pojasnjevalni model habitata; Elith in Leathwick, 2009; Franklin, 2010). Za velikoprostorske modele habitata, kjer je izbrano območje velikosti regije, države ali celine, se navadno uporabljajo prostorsko grobo opredeljeni podatki o rabi prostora živalske vrste (pri lovnih vrstah na primer podatki o odvzemu; npr. Merli in Meriggi, 2006; Santilli in Varuzza, 2013; Acevedo in sod., 2014). V drugem koraku ugotovljene povezave ekstrapoliramo v drug oz. širši prostor (t.i. napovedni model). Končni rezultat napovednega modela habitata je tako karta, ki prikazuje napovedano prisotnost/odsotnost in v nekaterih primerih tudi populacijsko gostoto (navadno izraženo v relativnem merilu) modelirane živalske vrste v tem prostoru (Elith in Leathwick, 2009; Franklin, 2010).

V zadnjih letih je modeliranje habitatov živalskih vrst metodološko zelo napredovalo in postaja vse bolj natančno orodje za napovedovanje prihodnjih prostorskih razporeditev vrst (Guisan in Thuiller, 2005; Elith in sod., 2006; Franklin, 2010). Prostoživeči parkljarji spadajo med pogosteje modelirane živalske vrste (pregled raziskav v: Stergar, 2017), saj tipično razpolagamo s kakovostnimi podatki o njihovi rabi prostora (od natančnih GPS telemetrijskih lokacij do podatkov o odvzemu na obsežnih območjih), hkrati pa sta zaradi njihovih pomembnih okoljskih vlog veliko zanimanje in potreba o poznavanju njihove prihodnje populacijske dinamike. Zato je nekoliko presenetljivo, da se pri veliki večini prejšnjih napovednih modelov habitata prostoživečih parkljarjev (pa tudi drugih živalskih vrst) pojavlja pomembna metodološko-konceptualna pomanjkljivost. Napovedi prostorskih razporeditev vrst se nanašajo na prihodnost, hkrati pa slonijo na vrednostih okoljskih dejavnikov v sedanosti oz.

v času izdelave modelov. Glede na to, da se bodo v prihodnosti zelo verjetno spremenile vrednosti nekaterih pomembnih habitatnih dejavnikov, so napovedi modelov lahko nenatančne in tako manj uporabne (Dormann, 2007). Tak primer je lahko tudi divji prašič, pri katerem je raba prostora med drugim zelo odvisna od podnebnih dejavnikov, ki pa se bodo v prihodnosti glede na napovedi gotovo spremenili (npr. Bergant, 2007; Somot in sod., 2008).

Namen pričujoče raziskave je bil izdelati napovedni model habitata divjega prašiča na območju Slovenije, ki poleg prostorske razširjenosti vrste v državi napoveduje tudi njeno potencialno populacijsko gostoto. Za razliko od prejšnjih raziskav smo v napovedni model habitata vključili razpoložljive napovedi prihodnjih vrednosti podnebnih dejavnikov (temperature in padavin).

2 Material in metode

2.1 Pridobivanje in priprava podatkov o divjem prašiču

Odvzem vseh prostoživečih parkljarjev in velikih zveri v vsej Sloveniji od leta 2004 sistematično beležimo v mreži 21.404 kvadrantov velikosti 1 × 1 km. Podatki o odvzemu vseh lovišč Slovenije se zbirajo v enotni podatkovni bazi, imenovani Osrednji slovenski lovsko-informacijski sistem (naprej OSLIS). Večletni podatki o gostoti odvzema živalskih vrst s kilometrsko prostorsko ločljivostjo so kakovosten kazalnik rabe prostora oz. lokalnih populacijskih gostot živalskih vrst v državi; ta potencial podatkov smo uspešno uporabili že v več prejšnjih domačih raziskavah (npr. Jerina, 2006b; Stergar in sod., 2009; Hafner in Černe, 2010; Jelenko, 2011; Krofel in sod., 2014).

V pričujoči raziskavi smo kot kazalnik lokalnih populacijskih gostot divjega prašiča v Sloveniji uporabili podatke o odvzemu 45.184 divjih prašičev v obdobju 2006–2011. Podatkov v začetnih dveh letih delovanja OSLIS (2004, 2005)

zaradi nepopolnih vnosov nismo obravnavali. Po naši oceni je za potrebe ugotavljanja lokalnih populacijskih gostot šestletno obdobje zajemanja podatkov dovolj dolgo za izravnavo morebitne medletne prostorske variabilnosti v intenzivnosti lova in hkrati dovolj kratko, da v njem ni bilo bistvenih sprememb v ključnih habitatnih (npr. podnebnih) dejavnikih (oboje bi lahko zmanjšalo kakovost vhodnih podatkov v modelu).

Podatke o odvzemu iz OSLIS smo najprej podrobno pregledali in odstranili morebitne napake v lokaciji odvzema (podroben postopek je opisan v: Jerina, 2006a, 2006b; Jerina in sod., 2010). Iz povprečne letne gostote odvzema v kvadrantih smo s pomočjo retrospektivne rekonstrukcije populacije izračunali populacijsko gostoto divjega prašiča v kvadrantih. Končno oceno lokalne populacijske gostote smo za vsak kvadrant izračunali kot povprečje vrednosti tega kvadranta in sosednjih osmih; vsak kvadrant torej predstavlja vrednost lokalne populacijske gostote na območju, velikosti 3×3 km. Ta velikost prostorskega okna okvirno sovпада z velikostjo celoletnega območja aktivnosti divjega prašiča (Sodeikat in Pohlmeier, 2002; Keuling in sod., 2008). Poleg tega smo z upoštevanjem širšega območja (od osnovnega kvadranta) omejili vplive morebitnih lokaliziranih vzrokov populacijski gostoti nesorazmerno velike (npr. lokacije krmišč) ali majhne (npr. nedostopen teren) smrtnosti.

2.2 Pridobivanje in priprava podatkov o okoljskih dejavnikih

V model habitata smo želeli vključiti čim več okoljskih dejavnikov, ki bi, sodeč po prejšnjih raziskavah, lahko vplivali na rabo prostora divjega prašiča (preglednica 1). Vrednosti vseh okoljskih dejavnikov smo pripravili v isti rastrski mreži z ločljivostjo 1 km^2 , kot se uporablja za beleženje odvzema. Podatke o okoljskih spremenljivkah smo pridobili iz javno dostopnih in lastnih podatkovnih baz. Podrobnejši postopki pridobivanja vrednosti okoljskih spremenljivk so razloženi v sorodnih prejšnjih raziskavah (Jerina, 2006a, 2006b; Jerina in sod., 2010).

Konceptualno-metodološka izvirnost pričujoče raziskave je modeliranje habitata vrste ob upoštevanju napovedi okoljskih (v našem primeru podnebnih) sprememb. Pri izdelavi napovednega modela habitata divjega prašiča smo upoštevali napovedane prihodnje spremembe temperature in padavin, ki jih je za vso Slovenijo izhodiščno pripravil Bergant (2007). Prednost teh podnebnih modelov (v primerjavi z razpoložljivimi globalnimi modeli) je, da podajajo različne napovedi za posamezne regije v Sloveniji in so zato glede prostorske ločljivosti bolj podrobni. Bergant je za devet lokacij v Sloveniji izdelal intervalne napovedi mesečnih vrednosti temperature in količine padavin do konca 21. stoletja. Kutnar in sod. (2009) so, izhajajoč iz teh napovedi, za vsak kvadrant kilometrske mreže (ki sovпада z mrežo v naši raziskavi) v Sloveniji pripravili tri napovedane mesečne vrednosti (minimalno, srednjo, maksimalno) temperature in padavin v različnih obdobjih v prihodnosti. V raziskavi smo uporabili napovedi za leto 2040, saj je to obdobje postavljeno dovolj daleč v prihodnost, da je zanimivo z vidika predvidevanja prostorske razporeditve divjega prašiča, hkrati pa je negotovost napovedi za leto 2040, primerjalno s poznejšimi obdobji, manjša (negotovost napovedi narašča s časovno oddaljenostjo; Bergant, 2007).

Vrednosti okoljskih spremenljivk smo pripravili za 19.746 kvadrantov, ki v celoti ležijo znotraj Slovenije. Nato smo izdelali še podatkovne plasti okoljskih spremenljivk, v katerih vsak kvadrant podaja povprečno zgradbo površine tega kvadranta in sosednjih osmih; predstavlja torej povprečno vrednost spremenljivk na območju, velikosti 3×3 km, kar sovпада z velikostjo območja aktivnosti divjega prašiča in prostorskim oknom zajema podatkov o odvzemu.

Izvirni znanstveni članek

Preglednica 1: Seznam uporabljenih okoljskih spremenljivk z njihovimi oznakami in viri podatkov. Vrednosti vseh spremenljivk so zvezne.

Table 1: List of environmental variables used, their labels and data sources. Values of all variables are continuous.

Ime spremenljivke	Oznaka	Vir podatkov
Povprečna temperatura meseca t ($1 \leq t \leq 12$)	TEMP_MES _t	Bergant, 2007
Povprečna količina padavin meseca t ($1 \leq t \leq 12$)	PAD_MES _t	
Jakost sončnega obsevanja	SONCE	Gabrovec, 1996
Delež toplih leg	DEL_TOPLO	Digitalni model ..., 1995
Povprečna nadmorska višina	NMV	
Delež gozda	GOZD	Vektorska karta ..., 2005
Delež zaraščajočih površin	ZAR	
Delež gozda in zaraščajočih površin (združeno)	GOZD_ZAR	Vektorska karta ..., 2012
Delež travnikov	TRAV	
Delež kmetijskih obdelovalnih površin	KMET	Mreža krmišč ..., 2009
Oddaljenost od najbližjega krmišča za divjega prašiča	ODD_KRM_P	
Delež mladovij	MLAD	Vektorska karta ..., 2012
Delež grmičavega gozda	GRM	
Delež plodonosnih listavcev 2. in 3. debelinske stopnje	OBROD	
Gostota gozdnega roba	G_ROB	

2.3 Izdelava modelov habitata

V našem primeru je osnovna prostorska enota modela habitata kilometrski kvadrant. Zaradi povprečenja vrednosti populacijskih gostot divjega prašiča in okoljskih dejavnikov v prostorskem oknu, velikosti 3×3 km, so osnovne prostorske enote avtokorelirane (njihova vplivna območja se deloma prekrivajo). Neželenemu vplivu prostorske avtokorelacije smo se izognili z izbiro vsakega središčnega kvadranta od devetih sosednjih v mreži, velikosti 3×3 km, preostalih

osem pa smo izločili. Izločili smo tudi kvadrante, pri katerih več kot 50 % površine vplivnega območja (velikosti 3×3 km) leži zunaj Slovenije. Za nadaljnje analize smo tako pripravili nabor 2189 kvadrantov.

Modeliranje habitata divjega prašiča smo izvedli v dveh stopnjah (t.i. dvonivojski model): ločeno smo ugotavljali vplive okoljskih dejavnikov na prisotnost oz. odsotnost vrste (dihotomna

odvisna spremenljivka; prvi nivo) in na lokalne populacijske gostote znotraj območja prisotnosti vrste (zvezna odvisna spremenljivka; drugi nivo). Tak pristop ustreza uveljavljeni ekološki teoriji o večnivojski izbiri habitata (Johnson, 1980), hkrati pa omogoča vključevanje različnih naborov okoljskih spremenljivk v model prvega nivoja in model drugega. Na prisotnost/odsotnost vrste namreč praviloma vplivajo le dejavniki, ki variirajo v grobem merilu (npr. nadmorska višina, delež gozda), medtem ko na lokalno populacijsko gostoto lahko vplivajo tudi finoprostorski dejavniki (npr. deleži različnih razvojnih faz gozda). Za izdelavo modela habitata prvega nivoja smo uporabili binarno logistično regresijo (Keating in Cherry, 2004), pri čemer smo vsem rastrskim celicam (kvadrantom) s prisotnostjo divjega prašiča pripisali vrednost ena in celicam, kjer je vrsta odsotna, vrednost nič. Za izdelavo modela habitata drugega nivoja pa smo uporabili posplošene regresijske modele (GLM) z gamma porazdelitvijo odvisne spremenljivke in logaritemsko link funkcijo (Zuur in sod., 2009), kar ustreza porazdelitvi naših podatkov.

Pri izgradnji optimalnih modelov smo sledili ustaljenim statističnim protokolom (opisano v: Burnham in Anderson, 2002; Zuur in sod., 2009, 2010): i) v vseh parih neodvisnih (okoljskih) spremenljivk smo preverili Spearmanovo korelacijo ranga; v paru z absolutno vrednostjo $> 0,6$, smo izločili spremenljivko z domnevno manjšim ekološkim vplivom na prisotnost oz. gostoto divjega prašiča in tako zmanjšali vpliv multikolinearnosti (mesečne vrednosti temperatur in padavin so bile pričakovano medsebojno visoko korelirane, zato smo obdržali tisti mesečni vrednosti temperature in padavin, ki sta najbolj korelirali z gostoto divjega prašiča, tj. januarska temperatura (TEMP_JAN) in julijske padavine (PAD_JUL)), ii) preverili smo, ali so povezave med odvisno in neodvisnimi spremenljivkami okvirno linearne; v primeru nelinearne povezave smo v model vključili tudi kvadratno transformacijo neodvisne

spremenljivke, iii) neodvisne spremenljivke smo pred izdelavo modelov standardizirali, iv) po izdelavi modelov smo s faktorjem inflacije variance (*variance inflation factor*, *VIF*) ponovno preverili multikolinearnost in izločili neodvisne spremenljivke z $VIF > 3$, v) končno smo pripravili konkurenčne modele z vsemi mogočimi kombinacijami neodvisnih spremenljivk in jih primerjali po AIC-kriteriju ter izbrali najboljše pojasnjevalne modele z $\Delta AIC \leq 2$; ocene parametrov spremenljivk (parameter estimate) najboljših modelov smo nato povprečili (t. i. AIC-tehtani model) in tako dobili robustne ocene parametrov posameznih spremenljivk. Vse statistične analize smo izvedli s programskim orodjem R ver. 3.0.2 in pripadajočimi programskimi paketi.

Napoved modela binarne logistične regresije, ki smo jo uporabili za izdelavo modela prvega nivoja, je v našem primeru zvezna verjetnost, da rastrska celica predstavlja potencialni habitat divjega prašiča. S pomočjo najpogosteje uporabljene mejne vrednosti (*cutoff value*) 0,5 smo zvezne verjetnosti klasificirali v binarne vrednosti: verjetnost $\geq 0,5$ pomeni habitat oz. verjetnost $< 0,5$ nehabitat. Enotno zvezno napoved primernosti habitata divjega prašiča (upoštevaje rezultate modela prvega in drugega nivoja) smo pripravili tako, da smo znotraj napovedanega habitata (iz binarnega modela prvega nivoja) kartirali zvezne napovedi primernosti habitata (iz zveznega modela drugega nivoja).

Glede na vključevanje zdajšnjih in napovedanih prihodnjih vrednosti januarske temperature in julijskih padavin smo izdelali štiri napovedne modele habitata divjega prašiča: i) model, ki temelji na zdajšnjih vrednostih temperature in padavin; ii) model, ki temelji na podnebno »optimističnem« scenariju in predvideva minimalno povečanje temperature in minimalno zmanjšanje količine padavin; iii) model, ki upošteva srednje napovedi sprememb temperature

in količine padavin, iv) model, ki temelji na podnebno »pesimističnem« scenariju in predvideva maksimalno povečanje temperature in maksimalno zmanjšanje količine padavin.

3 Rezultati

V nadaljevanju ločeno prikazujemo in komentiramo rezultate obeh AIC-tehtanih modelov: modela habitata prvega nivoja (logistična regresija) in modela habitata drugega nivoja (posplošen regresijski model). Spremenljivke, ki jih vključujeta AIC-tehtana modela si v obeh preglednicah (preglednici 2 in 3) sledijo po padajoči jakosti vpliva glede na absolutne vrednosti ocen parametrov.

V razponu $\Delta AIC \leq 2$ je le en model logistične regresije, ki napoveduje, da je verjetnost prisotnosti divjega prašiča pogojena s (preglednica 2): povprečno januarsko temperaturo (TEMP_JAN; pozitiven vpliv), velikostjo največje gozdne zaplate (ZAPLATA; pozitiven vpliv), gostoto gozdnega roba (G_ROB; negativen vpliv) in deležem gozda

ter zaraščajočih se površin (GOZD_ZAR; z večanjem se verjetnost najprej veča, nato zmanjšuje). Pri mejni verjetnosti 0,5 model pravilno razvrsti 79 % vrednosti, od tega 93 % pozitivnih in 42 % negativnih.

AIC-tehtani model zvezne napovedi populacijske gostote divjega prašiča vključuje dva najboljša modela z $\Delta AIC \leq 2$. Model napoveduje, da je gostota odvisna od (preglednica 3): povprečne januarske temperature (TEMP_JAN; pozitiven vpliv), oddaljenosti od krmišč (ODD_KRM_P; negativen vpliv), povprečnih julijskih padavin (PAD_JUL; negativen vpliv), gostote gozdnega roba (G_ROB; negativen vpliv), deleža grmičavega gozda (GRM; pozitiven vpliv), velikosti največje gozdne zaplate (ZAPLATA; negativen vpliv), deleža gozda in zaraščajočih se površin (GOZD_ZAR; z večanjem se gostota najprej veča, nato manjša) in deleža mladovij (MLAD; pozitiven vpliv). Slednja spremenljivka je za razliko od prej navedenih vključena le v enem od obeh najboljših modelov.

Preglednica 2: Zgradba najboljšega AIC-tehtanega modela prisotnosti divjega prašiča (model habitata prvega nivoja). $R^2 = 0,37$.

Table 2: Construction of the best AIC-weighted wild boar model (first-level habitat model). $R^2 = 0.37$.

Spremenljivka	Ocena parametra	Standardna napaka	Št. modelov z $\Delta AIC \leq 2$
TEMP_JAN	1,384	0,097	1
ZAPLATA	0,431	0,079	1
G_ROB	-0,292	0,092	1
GOZD_ZAR	2,274	0,373	1
GOZD_ZAR_KV*	-1,308	0,396	1

* označene kategorije spremenljivk smo uporabili kot primerjalne

Preglednica 3: Zgradba AIC-tehtanega modela populacijske gostote divjega prašiča (model habitata drugega nivoja). $R^2 = 0,53$.

Table 3: Structure of the AIC-weighted wild boar population density model (second-level habitat model). $R^2 = 0.53$.

Spremenljivka	Ocena parametra	Standardna napaka	Št. modelov z $\Delta AIC \leq 2$
TEMP_JAN	0,478	0,047	2
ODD_KRM_P	-0,287	0,031	2
PAD_JUL	-0,261	0,042	2
G_ROB	-0,213	0,045	2
GRM	0,119	0,035	2
ZAPLATA	-0,071	0,034	2
GOZD_ZAR	1,048	0,180	2
GOZD_ZAR_KV*	-0,712	0,187	2
MLAD	0,013	0,024	1

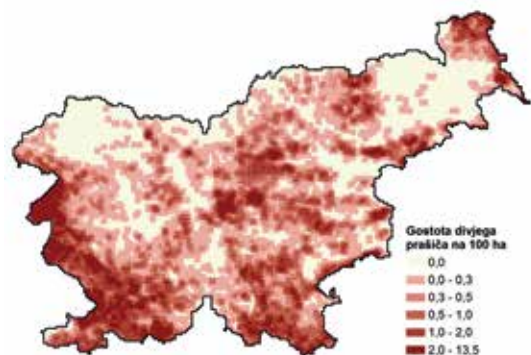
* Kvadratna transformacija spremenljivke GOZD_ZAR

V obdobju 2006–2011 (obdobje zajemanja podatkov) je divji prašič poseljeval 73 % države (slika 1a), njegova ocenjena (sezonsko povprečna) številčnost pa je znašala okrog 11.700 osebkov. Model ob vrednostih temperature in padavin v letu 2004 (slika 1b) napoveduje, da primeren habitat za divjega prašiča zavzema 83 % površine države, potencialna številčnost pa znaša okrog 13.000 osebkov. »Optimističen«¹ model za leto 2040

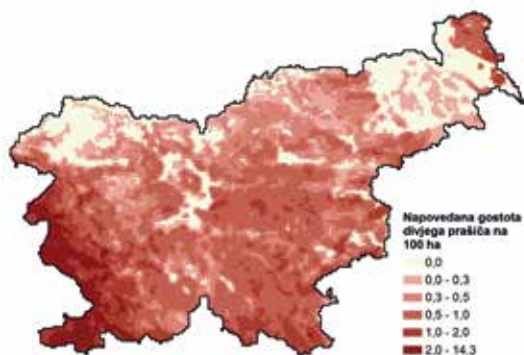
(slika 1d) napoveduje primeren habitat na 91 % površine države in potencialno številčnost okrog 16.000 osebkov. Srednji model (slika 1c) napoveduje primeren habitat na 98 % površine države in potencialno številčnost okrog 26.000 osebkov. »Pesimističen« model (slika 1e) napoveduje, da bo 99 % površine Slovenije primeren habitat za divjega prašiča, potencialna številčnost pa bo znašala okrog 43.000 osebkov.

¹ Izraza »optimističen« in »pesimističen« se nanašata na napovedane vrednosti podnebnih sprememb, ki jih vključuje model habitata, in ne prejudicirata zelenih/nehelenih vplivov z vidika modeliranja habitata (oz. prisotnosti/številčnosti) divjega prašiča.

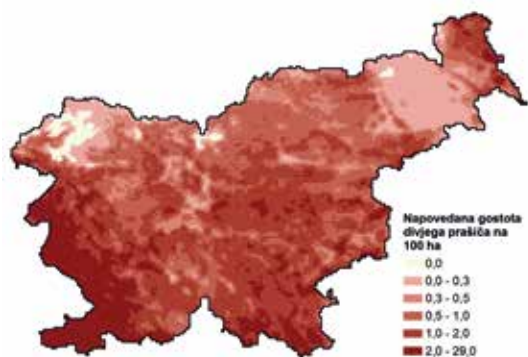
Izvirni znanstveni članek



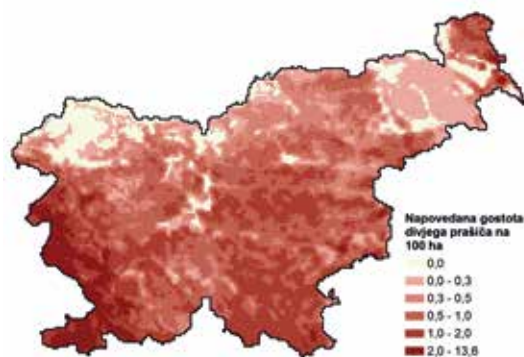
a) Zdajšnja populacijska gostota.



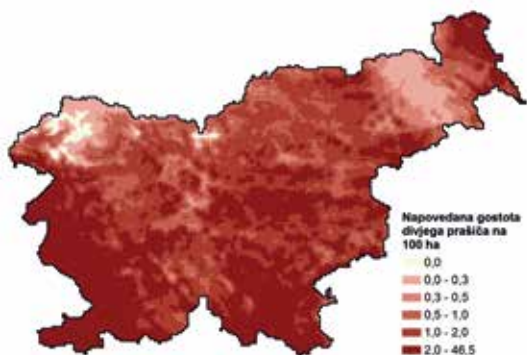
b) Napoved za zdajšnje obdobje.



c) Napoved za leto 2040 – srednja sprememba podnebja.



d) Napoved za leto 2040 – »optimistična« sprememba podnebja.



e) Napoved za leto 2040 – »pesimistična« sprememba podnebja.

Slika 1: Zdajšnja prostorska razporeditev divjega prašiča (a), napovedni model ob zdajšnjem podnebju (b) in trije napovedni modeli divjega prašiča v Sloveniji, ki upoštevajo napovedane vrednosti temperature in padavin leta 2040 (c–e).

Fig. 1: Current spatial distribution of wild boar (a); a forecast model at the present climate (b), and the three wild boar forecast models for Slovenia taking into account the predicted temperature and precipitation values for 2040 (c–e).

4 Razprava

Rezultati obeh AIC-tehtanih modelov (model prvega in model drugega nivoja) potrjujejo, da je prostorska razporeditev divjega prašiča zelo pogojena s podnebnimi dejavniki. Povprečna januarska temperatura je po jakosti vpliva v obeh modelih na prvem mestu. Model drugega nivoja kot tretjo po jakosti vpliva (od osmih spremenljivk) vključuje tudi povprečno julijsko količino padavin. Podnebje z visoko povprečno januarsko temperaturo je preko povečane razmnoževalne sposobnosti in večjega preživetja (predvsem mlajših) osebkov na več načinov pozitivno povezano s populacijsko gostoto divjega prašiča: i) toplejše zime pomenijo manj porabe energije za termoregulacijo (Parker in Robbins, 1984), ii) milejše zime na splošno pomenijo tudi tanjšo snežno odejo, kar pomeni (še posebno pri divjem prašiču, ki ima razmeroma kratke noge) manj izgub energije za premikanje (Vetter in sod., 2015), iii) manjša količina ali odsotnost snega pomeni tudi lažje dostopno hrano (Sáez-Royuela in Telleria, 1986; Melis in sod., 2006). Kombinacija milih zim in majhne poletne količine padavin dobro opisuje sredozemsko podnebje, za katerega je značilen velik delež plodonosnih vrst, ki so pomemben prehranski vir divjega prašiča (Massei in sod., 1996; Cutini in sod., 2013). Poleg tega so sušna poletja fiziološki stres za rastline, kar pri plodonosnih vrstah povzroča pogostejše obrode (Piovesan in Adams, 2001; Övergaard in sod., 2007) in posledično lahko še več dostopne hrane za divjega prašiča.

Glede na ugotovljen pomemben vpliv podnebnih dejavnikov na prostorsko razporeditev divjega prašiča se vsi trije modeli z napovedanimi vrednostmi temperature in padavin za leto 2040 pričakovano razlikujejo od modela s statičnimi vrednostmi obeh dejavnikov in napovedujejo povečanje območja prisotnosti ter populacijske gostote divjega prašiča (slika 1). Podnebno »optimističen« model, ki predvideva najmanjše spremembe temperature in količine padavin, napoveduje za 14 % večje območje prisotnosti

vrste in 10 % večjo številčnost v primerjavi s statičnim modelom. Podnebno »pesimističen« model, ki predvideva največje spremembe temperature in količine padavin, pa napoveduje za 36 % večje območje prisotnosti in celo za 260 % večjo številčnost divjega prašiča v primerjavi s statičnim modelom. Razlika med modeli, ki vključujejo napovedane podnebne spremembe in klasičnim (statičnim) modelom habitata, jasno opozarja, da lahko z upoštevanjem prihodnjih napovedi pomembnih habitatnih dejavnikov bistveno vplivamo na napovedi prihodnjih prostorskih razporeditev živalskih vrst. Ta ugotovitev lahko pomembno pripomore k izboljšanju napovednih modelov habitata živalskih (in celo rastlinskih) vrst v prihodnjih podobnih raziskavah.

Opozoriti pa moramo, da so napovedane prihodnje vrednosti velikosti območja prisotnosti in številčnosti divjega prašiča zgolj orientacijske narave, saj slonijo na nekaterih predpostavkah, ki niso (oz. ne bodo) nujno v celoti izpolnjene. Prva predpostavka je, da bo primernost habitata za divjega prašiča s prihodnjim višanjem januarske temperature in zmanjševanjem julijske količine padavin še naprej večala (in to enako intenzivno) kot vzdolž gradienta zdajšnjih vrednosti obeh spremenljivk na območju Slovenije. Nasprotno bi bilo mogoče, da se primernost habitata z višanjem obeh podnebnih dejavnikov preko določene vrednosti ne bi več večala ali bi se celo začela zmanjševati. Vseeno pa realnost uporabljene predpostavke podpira primerjava z območji, kjer je trenutno podnebje podobno, kot bo glede na napovedi pri nas v prihodnosti. Podnebno »pesimističen« (torej najbolj skrajšen) model sloni na napovedi dviga najvišje januarske temperature do 8 °C, kar je primerljivo z nekaterimi sredozemskimi območji, kjer so primernost habitata in s tem gostote divjega prašiča v povprečju precej večje kot pri nas (Apollonio in sod., 2010; Carranza, 2010; Massei in sod., 2015).

Manj predvidljive kot spremembe temperature in padavin so spremembe vegetacijske sestave,

Izvirni znanstveni članek

ki sopogojujejo primernost habitata za divjega prašiča, a jih v napovedne modele nismo neposredno vključili. Potencialne prihodnje spremembe rastlinskih združb v Sloveniji zaradi vpliva podnebja sicer nakazujejo večanje deleža plodonosnih drevesnih vrst (Kutnar in sod., 2009), kar ustreza divjemu prašiču. Vendar pa spremembe vegetacije ne bodo sproti in v celoti sledile podnebnim spremembam, kar je posledica omejenih disperzijskih sposobnosti rastlin (*ibid.*) in človekovega vpliva na vegetacijo. Zato domnevamo, da se bo primernost habitata za divjega prašiča do leta 2040 sicer kontinuirano večala, a bodo realne spremembe verjetno manjše od teoretičnih napovedi modela.

Glede na to, da naši modeli habitata napovedujejo številčnost (oz. gostoto) divjega prašiča in ne zgolj relativne primernosti habitata, implicitno slonijo tudi na predpostavki, da bo vrsta sproti sledila izboljšanju habitatnih razmer. Realnost te klasične predpostavke omejujejo sposobnosti prilagajanja živalske vrste na okoljske spremembe, predvsem njene disperzijske sposobnosti (Pearson in Dawson, 2003; Araujo in Peterson, 2012). Vendar pa glede na empirične podatke o hitrosti širjenja populacij divjega prašiča z mnogih delov sveta (npr. Gipson in sod., 1998; Geisser in Reyer, 2005; Cowled in sod., 2009; Massei in sod., 2015) in njegove izjemne disperzijske ter druge biološke sposobnosti sklepamo, da bo imela ta omejitev pri divjem prašiču (primerjalno z večino drugih živalskih vrst) razmeroma malo vpliva. Domnevamo, da bo vrsta razmeroma hitro sledila izboljšanju habitatnih razmer.

Ne glede na določeno mero negotovosti napovedane prihodnje prostorske razporeditve divjega prašiča, ki je posledica negotovih napovedi podnebnih sprememb in uporabljenih predpostavk, naši modeli zelo jasno kažejo težnjo prihodnjega razvoja populacije vrste. Kot taki so modeli lahko uporaben pripomoček pri upravljanju populacije divjega prašiča. Glede na večanje populacije v preteklosti in prisotne

neželene vplive divjega prašiča v okolju je osrednji cilj upravljanja z vrsto pri nas že sedaj omejevanje rasti populacije. Ob izboljšanju habitatnih razmer za vrsto bo ta cilj postal še večji in pomembnejši upravljavski izziv. K temu bo verjetno pripomoglo tudi širjenje afriške prašičje kuge, bolezni, ki se prenaša med divjimi in domačimi prašiči in pomeni veliko skrb predvsem v prašičjerejski industriji (Costard in sod., 2009; Halasa in sod., 2016). Bolezen se iz vzhodne Evrope širi proti zahodu (nedavno se je pojavila že v sosednji Madžarski; Reuters, 2018), zato pričakujemo, da se bo v prihodnjih letih pojavila tudi pri nas.

Raziskovalci in upravljalci divjadi v drugih evropskih državah v skrbi pred nadaljnjim večanjem številčnosti divjega prašiča in širjenjem njegovih neželenih vplivov (predvsem afriške prašičje kuge) proučujejo različne upravljavske strategije. Po oceni nedavne raziskave (Massei in sod., 2015) z rekreativnim lovom v Evropi v prihodnosti ne bo več mogoče omejevati rasti populacije divjega prašiča, prav tako niti z intenzivnim odstrelom naj ne bi bili sposobni preprečiti širjenja afriške prašičje kuge v Evropi (EFSA, 2014). Ponekod zato že preizkušajo alternativne (za naše pojmovanje dokaj radikalne) načine omejevanja populacij, npr. oralno kontracepcijo, odlov s pastmi in postavljanje ograj na meddržavnih mejah. Vendar so po trenutnih ocenah v evropskih razmerah tudi te metode verjetno premalo učinkovite (Massei in sod., 2011; EFSA, 2014).

V Sloveniji sta pretirana skrb in uvajanje radikalnih ukrepov iz več razlogov zaenkrat povsem odveč. Sodeč po odvzemu je gostota divjega prašiča v Sloveniji tudi do tri- ali štirikrat manjša kot v nekaterih habitatno primerljivih evropskih državah, kjer divji prašiči povzročajo največ težav (npr. Nemčija, Češka, Madžarska; Massei in sod., 2015). Medtem ko je bil trend večanja populacije divjega prašiča (oz. njegovega odvzema) v Sloveniji do leta 2012 izrazit, v zadnjih petih letih ta trend ni očitno

zaznaven, kar je verjetno rezultat našega dobro organiziranega lovstva: ustreznih zakonodajnih podlag, skrbno načrtovanega upravljanja vrste in intenzivnih prizadevanj lovcev pri izpolnjevanju lovskoupravljaljskih načrtov. Ob vzdrževanju manjše (primerjalno z omenjenimi državami) gostote populacije je tudi omejevanje njene rasti z rekreativnim lovom bistveno lažje kot v razmerah, ko je populacija že »ušla izpod nadzora«.

Kljub temu pa rezultati naše raziskave opozarjajo, da bo v prihodnosti treba intenzivirati prizadevanja upravljavcev v preprečevanje nadaljnje rasti populacije in temeljito razmisliti o morebitnih izboljšavah načina upravljanja vrste v okviru obstoječega sistema. Prvo področje, znotraj katerega je verjetno mogoče doseči večjo učinkovitost upravljanja divjega prašiča, so omejitve pri izvajanju lova, predvsem pri nočnem lovu oz. uporabi umetnih virov svetlobe. Glede na slovensko zakonodajo je pri lovu prepovedano uporabljati umetne vire svetlobe. Ta omejitev ima pomembno ekološko in etično ozadje (nevznemirjanje divjadi ponoči), a hkrati pomeni omejene možnosti učinkovitega uravnavanja številčnosti populacij divjadi. V preteklosti je bila zaradi intenzivne škode zaradi jelenjadi in divjega prašiča ta omejitev v omejenem prostorskem in časovnem obsegu z odločbo pristojnega ministrstva nekajkrat že odpravljena. Ob pričakovanem nadaljnjem večanju gostot in obsega neželenih vplivov divjega prašiča bo pri lovu te vrste verjetno smiselno razmisliti o dodatnih sprostitev omejitev uporabe umetnih virov svetlobe (npr. zakonsko dovoljena uporaba v jesensko-zimskem obdobju, ko je kratek dan). Drugo pomembno področje možnosti izboljšav v smeri učinkovitejšega omejevanja rasti populacije divjega prašiča je krmljenje. Glede na rezultate naše raziskave krmljenje povzroča lokalne zgoščitve populacije divjega prašiča (v modelu populacijske gostote je spremenljivka oddaljenost od krmišč druga po jakosti vpliva; preglednica 3). Prejšnja domača raziskava (Jerina in sod., 2011) pa je pokazala, da se v Sloveniji z gostoto krmišč veča intenzivnost škode na poljščinah. V obeh

raziskavah je vpliv krmljenja morda precenjen zaradi morebitnega vpliva v nasprotni smeri (krmljenje je lahko tudi posledica in ne zgolj vzrok velike gostote oz. obsega škode zaradi divjega prašiča). Ne glede na to pa so ugotovitve obeh raziskav skladne z ugotovitvami številnih drugih tujih raziskav (npr. Bieber in Ruf, 2005; Geisser in Reyer, 2005; Cellina, 2008; Milner in sod., 2014; Massei in sod., 2015) in zato zelo verjetne. Prav tako številne raziskave opozarjajo, da krmljenje vpliva na širjenje nalezljivih bolezni, kar je predvsem posledica velikih zgoščitve osebkov v okolici krmišč in s tem hitrejšega prenosa bolezni med njimi. Evropski strokovnjaki zato tudi svarijo, da lahko krmljenje divjih prašičev pospešuje širjenje afriške prašičje kuge (EFSA, 2014; Gavier-Widen in sod., 2015).

V Sloveniji upravljavci lovišč divjega prašiča krmijo z namenom privabljanja predvsem zaradi lažjega odstrela (privabljalno krmljenje) in zaradi zmanjšanja obsega škode na kmetijskih kulturah (odvračalno krmljenje). Ob ustreznem načinu izvajanja imata oba tipa krmljenja pomembne pozitivne učinke. Način krmljenja, največja gostota krmišč in količina položene krme so natančno predpisani z lovskoupravljaljskimi načrti. Te omejitve naj bi zagotavljale preprečevanje neželenih učinkov krmljenja, tj. pozitivnega vpliva na razmnoževalni uspeh in s tem gostoto divjih prašičev in lokalnega povečanja intenzivnosti škode v kmetijstvu. Glede na ugotovitve pričujoče in omenjene prejšnje domače raziskave (Jerina in sod., 2011) omejitve krmljenja bodisi niso zadostne bodisi jih upravljavci lovišč ne upoštevajo v celoti (npr. s polaganjem večjih količin krme od dovoljenih). V prihodnosti bi bilo zato verjetno smiselno ponovno razmisliti o ustreznosti načrtovanja krmljenja divjih prašičev, predvsem pa še povečati (že sedaj velike) prizadevanja pristojnih institucij v izobraževanje in ozaveščanje lovcev o neželenih vplivih krmljenja. Potrebo po slednjem dodatno povečuje previdnost pred širjenjem afriške prašičje kuge in drugih bolezni divjega prašiča.

Izvirni znanstveni članek

4 Povzetek

Divji prašič je vrsta s številnimi pomembnimi vplivi v okolju, pri čemer so najpogostejše izpostavljene neželeni vplivi vrste, predvsem škoda v kmetijstvu, zahajanje v urbana okolja in širjenje bolezni. V prejšnjih desetletjih je divji prašič v Evropi (vključno s Slovenijo) poselil nova območja, populacije pa so se tudi številčno zelo povečale. Temu je sledil povečan obseg okoljskih vplivov divjega prašiča. Predvsem pri upravljavcih vrste zato postaja vse bolj aktualno vprašanje o njenih prihodnjih prostorskih in številčnih trendih.

Namen raziskave je bil izdelati napovedni model prihodnje prostorske razporeditve divjega prašiča v Sloveniji. V prvem koraku smo skladno s teorijo o večnivojski izbiri habitatov izdelali dva pojasnjevalna modela habitata: i) model prvega nivoja, ki ovrednoti vplive okoljskih dejavnikov na prisotnost/odsotnost divjega prašiča (uporabili smo binarno logistično regresijo) in ii) model drugega nivoja, ki ovrednoti vplive okoljskih dejavnikov na populacijsko gostoto vrste znotraj območja njene prisotnosti (uporabili smo posplošene linearne modele). Kot kazalnik rabe prostora divjega prašiča (odvisna spremenljivka v obeh modelih) smo uporabili gostoto odvzema vrste v Sloveniji v prostorski mreži ločljivosti 3 × 3 km. Končno zvezno napoved populacijske gostote divjega prašiča smo pripravili tako, da smo znotraj napovedanega habitata (iz binarnega modela prvega nivoja) kartirali zvezne napovedi primernosti habitata (iz zveznega modela drugega nivoja).

Poleg klasičnega statičnega modela, ki vključuje zdajšnje vrednosti habitatnih dejavnikov, smo izdelali tudi modele na osnovi treh različnih scenarijev napovedanih prihodnjih vrednosti temperature in padavin za leto 2040. Napovedi vseh treh modelov za leto 2040 se razlikujejo od napovedi statičnega modela. Model, ki predvideva najmanjše spremembe temperature in količine padavin, napoveduje za 14 % večje območje prisotnosti vrste in 10 % večjo

številčnost v primerjavi s statičnim modelom. Model, ki predvideva največje spremembe temperature in količine padavin, pa napoveduje za 36 % večje območje prisotnosti in celo za 260 % večjo številčnost divjega prašiča v primerjavi s statičnim modelom. Razlike med statičnim in dinamičnimi modeli opozarjajo, da lahko z vključevanjem napovedanih prihodnjih vrednosti habitatno pomembnih dejavnikov bistveno vplivamo na napovedi modelov, kar bi morale upoštevati tudi prihodnje sorodne raziskave.

Rezultati raziskave so pomembni tudi v lovstvu oz. lovskoupravljavskem načrtovanju. Napovedani trendi naraščanja populacijske gostote opozarjajo, da bo treba v prihodnje še intenzivirati prizadevanja pri omejevanju rasti populacije. To potrebo krepi tudi morebitno prihodnje širjenje afriške prašičje kuge v Slovenijo. Učinkovitejše omejevanje rasti populacije lahko dosežemo s prilagoditvami obstoječega sistema upravljanja divjega prašiča predvsem na dveh področjih: izvrševanje odstrela in krmljenje. Pri odstrelu bi bilo smiselno razmisliti o sprostivni oz. odpravi omejitev (npr. prepovedi uporabe umetnih virov svetlobe). Krmljenje glede na rezultate naše raziskave in številnih drugih povečuje populacijsko gostoto divjega prašiča. Poleg tega so avtorji prejšnjih raziskav ugotovili, da lahko krmljenje (nasprotno od namena) povečuje obseg škode v kmetijstvu in pospešuje prenos nalezljivih bolezni med osebki. V prihodnosti bi bilo zato smiselno spremeniti obstoječ sistem krmljenja pri nas in še intenzivneje ozaveščati lovce o morebitnih neželenih učinkih krmljenja.

5 Summary

Wild boar can cause many adverse environmental impacts such as damage to agriculture, entering urban areas, and acting as a vector for disease transmission. Over the past decades in Europe and in Slovenia, wild boar have significantly increased its range and abundance. This was followed by an increased extent of environmental impacts of the species. Future wild boar

population trends are therefore increasingly of interest to wildlife managers.

The goal of this research was to create a predictive model of future spatial distribution of wild boar in Slovenia. In the first step, in accordance with the theory of multi-level habitat selection, two explanatory habitat models were built. These were: i) a first-level model to quantify the effects of environmental factors on the presence/absence of wild boar (using binary logistic regression); and ii) a second-level model to quantify the effects of environmental factors on wild boar population density within its range (using generalized linear models). As an indicator of wild boar space use (the dependent variable in both models) we used the culling density of the species at a 3×3 km spatial resolution. We mapped continuous predictions of habitat suitability (from the first-level model) within predicted wild boar presence range (from the second-level model) to obtain final continuous predictions of wild boar density in Slovenia.

In addition to the classic static model, which includes today's values of habitat factors, we also developed models based on three different predictions of temperature and precipitation values for the year 2040. Predictions of all three models for the year 2040 differ from the static model. The model with the smallest changes in temperature and precipitation predicts a 14% larger range and a 10% increase in abundance of wild boar compared to the static model. The model with the greatest changes in temperature

and precipitation predicts a 36% greater range and even a 260% increase in abundance of wild boar compared to the static model. The differences between static and dynamic models point out that including predicted future values of important habitat factors can influence habitat model predictions, which should be noted in the future habitat modelling studies.

The results of our study have important implications for wildlife management. Predicted increases in wild boar populations highlight the need to enhance current efforts to limit wild boar population growth. This need is compounded by the likelihood that African swine fever will spread in the future within wild boar populations in Slovenia. More effective limitation of population growth can be achieved by adapting the existing wild boar management system, especially culling and supplemental feeding. For culling it would worthwhile to consider eliminating existing restrictions (e.g. a ban on the use of artificial light sources). According to our results and those of many other studies, supplemental feeding of wild boar positively increases wild boar population density. In addition, past researchers have shown that supplemental feeding (contrary to its purpose) can increase the extent of damages in agriculture and accelerates the transmission of contagious disease among individuals. Therefore, it may be prudent to reassess existing supplemental feeding systems in Slovenia and raise awareness among hunters about the potential negative effects of supplemental feeding of wild boar.

6 Viri

- Acevedo, P., Escudero, M. A., Munoz, R., Gortazar, C. 2006. Factors affecting wild boar abundance across an environmental gradient in Spain. *Acta Theriologica*, 51, 3: 32–336.
- Acevedo, P., Quiros-Fernandez, F., Casal, J., Vicente, J. 2014. Spatial distribution of wild boar population abundance: Basic information for spatial epidemiology and wildlife management. *Ecological Indicators*, 36: 594–600.
- Apollonio, M., Ciuti, S., Pedrotti, L., Banti, P. 2010. Ungulates and their management in Italy. V: *European ungulates and their management in the 21st century*. Apollonio M., Andersen R., Putman R. J. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 47–505.

Izvirni znanstveni članek

- Araujo, M. B., Peterson, A. T. 2012. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93, 7: 1527–1539.
- Arnold, W., 2005. Schwarzwild: Hintergründe einer Explosion. *Weidwerk*, 1: 8–11.
- Barrios-Garcia, M. N., Ballari, S. A. 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions*, 14, 11: 228–2300.
- Bergant, K. 2007. Projektcije podnebnih sprememb za Slovenijo. V: Podnebne spremembe - Vpliv na gozd in gozdarstvo. (Strokovna in znanstvena dela, 130). Jurc M. (ur.). Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive vire: 67–86.
- Bieber, C., Ruf, T. 2005. Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology*, 42, 6: 120–1213.
- Briedermann, L. 1990. Schwarzwild. Melsungen, Neumann-Neudamm: 524 str.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. New York, Springer-Verlag: 488 str.
- Cahill, S., Llimona, F., Cabañeros, L., Calomardo, F. 2012. Characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) habituation to urban areas in the Collserola Natural Park (Barcelona) and comparison with other locations. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35, 2: 221–233.
- Carranza, J. 2010. Ungulates and their management in Spain. V: European ungulates and their management in the 21th century. Apollonio M., Andersen R., Putman R. J. (ur.). Cambridge, Cambridge University Press: 419–440.
- Cattadori, I. M., Haydon, D. T., Thirgood, S. J., Hudson, P. J. 2003. Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting. *Oikos*, 100, 3: 439–446.
- Cellina, S. 2008. Effects of supplemental feeding on the body condition and reproductive state of wild boar *Sus scrofa* in Luxembourg: Doctoral Thesis. University of Sussex, Brighton: 82 str.
- Costard, S., Wieland, B., de Glanville, W., Jori, F., Rowlands, R., Vosloo, W., Roger, F., Pfeiffer, D. U., Dixon, L. K. 2009. African swine fever: how can global spread be prevented? *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 364, 1530: 2683–2696.
- Cowled, B. D., Giannini, F., Beckett, S. D., Woolnough, A., Barry, S., Randall, L., Garner, G. 2009. Feral pigs: predicting future distributions. *Wildlife Research*, 36, 3: 242–251.
- Crooks, J. A. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, 97, 2: 15–166.
- Cutini, A., Chianucci, F., Chirichella, R., Donaggio, E., Mattioli, L., Apollonio, M. 2013. Mast seeding in deciduous forests of the northern Apennines (Italy) and its influence on wild boar population dynamics. *Annals of Forest Science*, 70, 5: 493–502.
- Digitalni model reliefa 100 × 100 m. 1995. Ljubljana, Geodetska uprava RS.
- Dormann, C. F. 2007. Promising the future? Global change projections of species distributions. *Basic and Applied Ecology*, 8, 5: 387–397.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M. S., Zimmermann, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 2: 129–151.
- EFSA AHAW Panel (EFSA Panel on Animal Health and Welfare). 2014. Scientific Opinion on African swine fever. *EFSA Journal* 2014, 12(4): 1–77.
- Elith, J., Leathwick, J. R. 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. V: Annual Review of Ecology Evolution and Systematics, 40: 677–697.
- Franklin, J. 2010. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge, Cambridge University Press: 320 str.

Izvirni znanstveni članek

- Gabrovec, M. 1996. Sončno obsevanje v reliefno razgibani Sloveniji. Geografski zbornik, 36, 47–68.
- Gavier-Widen, D., Gortazar, C., Stahl, K., Neimanis, A. S., Rossi, S., Segerstad, C. H. A., Kuiken, T. 2015. African swine fever in wild boar in Europe: a notable challenge. Veterinary Record, 176, 8: 199–200.
- Geisser, H., Reyer, H. U. 2004. Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. Journal of Wildlife Management, 68, 4: 939–946.
- Geisser, H., Reyer, H. U. 2005. The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). Journal of Zoology, 267, 89–96.
- Gethoffer, F., Sodeikat, G., Pohlmeier, K. 2007. Reproductive parameters of wild boar (*Sus scrofa*) in three different parts of Germany. European Journal of Wildlife Research, 53, 4: 287–292.
- Gipson P. S., Hlavachick B., Berger T. 1998. Range expansion by wild hogs across the central United States. Wildlife Society Bulletin, 26, 2: 279–286.
- Gipson, P. S., Hlavachick, B., Berger, T. 1998. Range expansion by wild hogs across the central United States. Wildlife Society Bulletin, 26, 2: 279–286.
- Guisan, A., Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. Ecology Letters, 8, 9: 993–1009.
- Hafner, M., Černe, B. 2010. Vplivi okoljskih dejavnikov na prostorsko razporeditev gamsa (*Rupicapra rupicapra* L.) v gozdnatem območju Jelovice z obrobjem. Gozdarski vestnik, 68, 3: 145–160.
- Halasa, T., Botner, A., Mortensen, S., Christensen, H., Toft N., Boklund A. 2016. Simulating the epidemiological and economic effects of an African swine fever epidemic in industrialized swine populations. Veterinary microbiology, 193, 7–16.
- Imperio, S., Ferrante, M., Grignetti, A., Santini, G., Focardi, S. 2010. Investigating population dynamics in ungulates: Do hunting statistics make up a good index of population abundance? Wildlife Biology, 16, 2: 205–214.
- Jelenko, I. 2011. Čeljusti srnjadi (*Capreolus capreolus* L.) kot bioindikator onesaženosti okolja in pripomoček za trajnostno upravljanje s srnjadjo in njenimi habitati: doktorska disertacija. (Biotehniška fakulteta). Ljubljana, samozaložba: 215 str.
- Jerina, K. 2006a. Prostorska razporeditev, območja aktivnosti in telesna masa jelenjadi (*Cervus elaphus* L.) glede na okoljske dejavnike: doktorska disertacija. (Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire). Ljubljana, samozaložba: 137 str.
- Jerina, K. 2006b. Vplivi okoljskih dejavnikov na prostorsko razporeditev divjega prašiča (*Sus scrofa* L.) v Sloveniji. Zbornik gozdarstva in lesarstva, 81: 3–20.
- Jerina, K., Jonozovič, M., Pokorny, B. 2011. Prostorska analiza populacijskih in habitatnih vplivnih dejavnikov nastanka škod po divjih prašičih na poljščinah in travinju v Sloveniji. V: Poličnik, H., Pokorny, B. (ur.). Divji prašič: zbornik prispevkov 2. slovensko–hrvaškega posveta z mednarodno udeležbo o upravljanju z divjadjo. Velenje: ERICo, str. 41–47.
- Jerina, K., Stergar, M., Jelenko, I., Pokorny, B. 2010. Prostorska razširjenost, vitalnost in populacijska dinamika prostoživečih vrst parkljarjev v Sloveniji: preučevanje vplivov okoljskih in vrstno-specifičnih dejavnikov ter napovedovanje razvojnih trendov: zaključno poročilo o rezultatih opravljenega raziskovalnega dela na projektu v okviru ciljnega raziskovalnega projekta (CRP) "Konkurenčnost Slovenije 2006–2013". Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 48 str.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. Ecology, 61, 1: 65–71.
- Keating, K. A., Cherry, S. 2004. Use and interpretation of logistic regression in habitat selection studies. Journal of Wildlife Management, 68, 4: 774–789.
- Keuling, O., Stier, N., Roth, M. 2008. Annual and seasonal space use of different age classes of female wild boar *Sus scrofa* L. European Journal of Wildlife Research, 54, 3: 403–412.
- Krofel, M., Jerina, K., Kljun, F., Kos, I., Potočnik, H., Razen, N., Zor, P., Žagar, A. 2014. Comparing patterns of human harvest and predation by Eurasian lynx *Lynx lynx* on European roe deer *Capreolus capreolus* in a temperate forest. European Journal of Wildlife Research, 60, 1: 11–21.

Izvirni znanstveni članek

- Kutnar, L., Kobler, A., Bergant, K. 2009. Vpliv podnebnih sprememb na pričakovano prostorsko prerazporeditev tipov gozdne vegetacij. Zbornik gozdarstva in lesarstva, 89, 4: 33–42.
- Leslie, P. H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. Biometrika, 33: 183–212.
- Long, J. L., 2003. Introduced mammals of the world. Collingwood, CSIRO: 589 str.
- Massei, G., Genov, P. V., Staines, B. W. 1996. Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. Acta Theriologica, 41, 3: 307–320.
- Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Gačić, D., Šprem, N., Kamler, J., Baubet, E., Hohmann, U., Monaco, A., Ozoliņš, J., Cellina, S., Podgórski, T., Fonseca, C., Markov, N., Pokorny, B., Rosell, C., Náhlik, A. 2015. Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. Pest Management Science, 71, 4: 492–500.
- Melis, C., Szafranska, P. A., Jedrzejewska, B., Barton, K. 2006. Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. Journal of Biogeography, 33, 5: 803–811.
- Meng, X. J., Lindsay, D. S., Sriranganathan, N. 2009. Wild boars as sources for infectious diseases in livestock and humans. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences, 364, 1530: 2697–2707.
- Merli, E., Meriggi, A. 2006. Using harvest data to predict habitat-population relationship of the wild boar *Sus scrofa* in Northern Italy. Acta Theriologica, 51, 4: 383–394.
- Milner, J. M., Van Beest, F. M., Schmidt, K. T., Brook, R. K., Storaas, T. 2014. To feed or not to feed? Evidence of the intended and unintended effects of feeding wild ungulates. The Journal of Wildlife Management, 78, 8: 1322–1334.
- Mreža krmišč v Sloveniji – stanje 2009. 2009. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije.
- Osrednji slovenski lovsko-informacijski sistem, 2018. Dostopno na: <http://oslis.gozdis.si/divjadPoLUO> (25. 4. 2018).
- Övergaard, R., Gemmel, P., Karlsson, M. 2007. Effects of weather conditions on mast year frequency in beech (*Fagus sylvatica* L.) in Sweden. Forestry, 80, 5: 555–565.
- Parker, K. L., Robbins, C. T. 1984. Thermoregulation in mule deer and elk. Canadian Journal of Zoology, 62, 7: 1409–1422.
- Pearson, R. G., Dawson, T. P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? Global Ecology and Biogeography, 12, 5: 361–371.
- Piovesan, G., Adams, J. M. 2001. Masting behaviour in beech: linking reproduction and climatic variation. Canadian Journal of Botany, 79, 9: 1039–1047.
- Pokorny, B., Jelenko, I. 2013. Ekosistemska vloga, pomen in vplivi divjega prašiča (*Sus scrofa* L.). Zlatorogov zbornik, 2: 2–30.
- Reuters, 2018. Hungary detects fresh case of African swine fever in wild boar. Dostopno na: <https://www.reuters.com/article/us-hungary-swine-fever/hungary-detects-fresh-case-of-african-swine-fever-in-wild-boar-idUSKBN11-C0Z5> (11. 5. 2018)
- Ruiz-Fons, F., Segales, J., Gortazar, C. 2008. A review of viral diseases of the European wild boar: Effects of population dynamics and reservoir role. Veterinary Journal, 176, 2: 158–169.
- Santilli, F., Varuzza, P. 2013. Factors affecting wild boar (*Sus scrofa*) abundance in southern Tuscany. Hystrix-Italian Journal of Mammalogy, 24, 2: 169–173.
- Sáez-Royuela, C., Tellería, J. L. 1986. The increased population of the Wild Boar (*Sus scrofa* L.) in Europe. Mammal Review, 16, 2: 97–101.
- Schley, L., Dufrêne, M., Krier, A., Frantz, A. C. 2008. Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a 10-year period. European Journal of Wildlife Research, 54: 589–599.
- Schley, L., Roper, T. J. 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. Mammal Review, 33, 1: 43–56.

Izvirni znanstveni članek

- Sims, N. K. E. 2005. The ecological impacts of wild boar rooting in East Sussex. Doktorska disertacija. School of Biology Science, University of Sussex, Sussex: 269 str.
- Sodeikat, G., Pohlmeier, K. 2002. Temporary home range modifications of wild boar family groups (*Sus scrofa* L.) caused by drive hunts in Lower Saxony (Germany). Zeitschrift Fur Jagdwissenschaft, 48: 161–166.
- Somot, S., Sevault, F., Deque, M., Crepon, M. 2008. 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere-ocean regional climate model. Global and Planetary Change, 63, 2-3: 112–126.
- Stergar, M. 2017. Modeliranje habitatov prostoživečih parkljarjev v Sloveniji. Doktorska disertacija. Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, Ljubljana: 132 str.
- Stergar, M., Jonozovič, M., Jerina, K. 2009. Območja razširjenosti in relativne gostote avtohtonih vrst parkljarjev v Sloveniji. Gozdarski vestnik, 67, 9: 367–380.
- Vektorska karta rabe tal. 2005. Ljubljana, Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano.
- Vektorska karta gozdnih sestojev v Sloveniji. 2012. Ljubljana, Zavod za gozdove Slovenije.
- Vetter, S. G., Ruf, T., Bieber, C., Arnold, W. 2015. What Is a Mild Winter? Regional Differences in Within-Species Responses to Climate Change. Plos One, 10, 7: e0132178: 10.1371/journal.pone.0132178: 17 str.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Elphick, C. S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. Methods in Ecology and Evolution, 1, 1: 3–14.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., Smith, G. M. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. New York, Springer Science & Business Media: 574 str.

Kolikor srnjakov, toliko srn? Spolno razmerje zarodkov in juvenilne srnjadi v Sloveniji

As many does, so many bucks? Sex ratio of foetuses and juvenile roe deer in Slovenia

Katarina Flajšman¹, Klemen Jerina², Boštjan Pokorny^{1,3}

¹ Gozdarski inštitut Slovenije, Večna pot 2, 1000 Ljubljana, Slovenija; katarina.flajsman@gozdis.si

² Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, 1000 Ljubljana, Slovenija; klemen.jerina@bf.uni-lj.si

³ Visoka šola za varstvo okolja, Trg mladosti 7, 3320 Velenje, Slovenija; bostjan.pokorny@vsvo.si

Izvleček

Spolno razmerje srnjadi, ki je v Sloveniji pomembna lovskoupravljavska vrsta, bi moral biti pomemben podatek pri načrtovanju in upravljanju te vrste. Ustreznih podatkov o spolnem razmerju odrasle srnjadi v Sloveniji ni na voljo, zato smo ugotavljali spolno razmerje te vrste v zgodnjih obdobjih življenja, in sicer na podlagi: (i) pregleda rodil in analize spolnega razmerja zarodkov povoženih brejih srn, zbranih v obdobju 2014–2017 (primarno spolno razmerje); (ii) analize podatkov iz podatkovnih baz oz. lovsko-informacijskega sistema o povoženi srnjadi, pri čemer smo se omejili na mladiče in enoletno srnjad.

Spolno razmerje zarodkov je znašalo 1 : 0,9 v prid samčkov, spolno razmerje mladičev iz istih legel (tj. uplenjenih skupaj s srno; obdobje 2013–2015) pa 1 : 1,1 v prid samičk. Analiza spolnega razmerja povoženih osebkov na območju celotne Slovenije je pokazala, da je bilo spolno razmerje mladičev in enoletnih živali v celotnem proučevanem obdobju (2008–2017) večinoma v prid samic. V letu 2017 je bilo, npr., spolno razmerje povoženih mladičev moškega in ženskega spola 1 : 1,22, enoletnih osebkov pa 1 : 1,10.

Čeprav gre za preliminarno raziskavo, bi bilo treba glavne ugotovitve o spolnem razmerju srnjadi, ki kažejo, da med mladiči prevladujejo samice, upoštevati tudi pri upravljanju s srnjadjo v Sloveniji.

Ključne besede: srnjad, *Capreolus capreolus*, spolno razmerje, zarodki, mladiči, povoz

Abstract

The information on the sex ratio of roe deer, which is a very important game species in Slovenia, should be one of the key parameters in sustainable and adaptive population management. Due to the lack of relevant data on the demographic structure of adult roe deer, we determined the sex ratio in the initial life periods, i.e. by analyses of: (i) foetuses from pregnant road-killed females, collected in the period 2014–2017 (primary sex ratio); and (ii) data on road-killed juvenile roe deer, collected from the national hunting-information system.

The sex ratio of foetuses was 1:0.9 in favour of males, and the sex ratio of fawns from the same litter (shot as twins together with the doe, period 2013–2015) was 1:1.1 in favour of

females. The analysis of road-killed juvenile roe deer revealed the higher percentage of females during the whole studied period (2008–2017). In 2017, for example, the sex ratio of fawns was 1:1.22 (males vs. females), and the sex ratio of yearlings was 1:1.10, respectively.

Despite a preliminary context of the study, the main conclusions regarding the sex ratio of roe deer, which suggests the slight prevalence of females also in juveniles, should be considered in the management of roe deer in Slovenia.

Keywords: roe deer, *Capreolus capreolus*, sex ratio, foetuses, fawns, road-kill

1 Uvod

Poznavanje spolnega razmerja in starostno specifične smrtnosti v populacijah posameznih vrst divjadi bi moralo biti zelo pomembno tudi za učinkovito upravljanje populacij, ki sledi demografski strukturi, naravnim zakonitostim in procesom v naravi. Evropska srna oz. srnjad (*Capreolus capreolus*) je najbolj razširjena vrsta parkljarjev v Evropi, katere številčnost je ocenjena na skoraj 10 milijonov osebkov oz. 55 % vseh na celini živečih parkljarjev (Apollonio in sod., 2010). Načrtovanje odvzema srnjadi, ki je v Sloveniji najpomembnejša lovskoupravljavska vrsta, temelji na praviloma enakem odvzemu obeh spolov (tj. v razmerju 1 : 1), ki je v podobnem razmerju razdeljen tudi glede na starostno strukturo. V Navodilih za usmerjanje razvoja populacij divjadi v Sloveniji (ZGS, 2011) je zapisano, da odvzem temelji na oceni trenutne starostne in spolne strukture populacije posamezne vrste in zagotavlja čim bolj naravno spolno strukturo. To je tudi ključna težava pri upravljanju, saj zanesljivega podatka o dejanskem spolnem razmerju srnjadi v različnih starostnih obdobjih oz. kategorijah pravzaprav sploh ne poznamo in ga doslej pri nas tudi ni nihče sistematično ugotavljal. Zato smo želeli s pričujočo raziskavo ugotoviti, kakšno je spolno razmerje v populaciji srnjadi med zarodki

(primarno spolno razmerje) in tudi po poganju, tj. med mladiči in enoletnimi osebki (sekundarno in zgodnje terciarno spolno razmerje). Poleg tega smo skušali preliminarno na majhnem vzorcu zarodkov ugotoviti, ali in kako na spolno razmerje potomcev vpliva telesna masa (kot zelo groba aproksimacija oz. kazalnik za fizično kondicijo) samic. Pri tem smo predpostavili, da: (i) je spolno razmerje zarodkov in juvenilne srnjadi blizu razmerja 1 : 1; (ii) samice z večjo telesno maso polegajo več samčkov, kar je skladno s Trivers-Willardovo hipotezo (1973).

Pregled izsledkov dosedanjih raziskav kaže, da je spolno razmerje zarodkov in mladičev srnjadi praviloma blizu 1 : 1 (Wauters in sod., 1995), z nekoliko večjim deležem samčkov v večini populacij (preglednica 1), kar bi bila lahko posledica tega, da je pričakovana življenjska doba samcev krajša. Zaradi tekmovanja za teritorij z drugimi samci se mora veliko mladih, zlasti enoletnih srnjakov odseliti drugam (t. i. zgodnja disperzija), pri čemer so izpostavljeni večji smrtnosti (Danilkin, 1996). Kljub dokaj uravnovešenemu spolnemu razmerju zarodkov oz. mladičev ob poganju pa Danilkin (1996) navaja, da se lahko tudi zelo nagiba v prid določenega spola, kar je posledica vpliva okoljskih dejavnikov. Terciarno spolno razmerje v neki populaciji je namreč predvsem odvisno od povprečne življenjske dobe določenega spola, na katero zelo pomembno vpliva tudi okolje.

Tudi v večini populacij drugih prostoživečih parkljarjev je primarno in sekundarno spolno razmerje blizu 1 : 1 (jelenjad (*Cervus elaphus*): Borowik, 2014; damjak (*Dama dama*): Mulley in sod., 1990; gams (*Rupicapra rupicapra*): Corlati, 2007). Obstaja pa tudi nekaj izjem, pri katerih se spolno razmerje mladičev že ob rojstvu nagiba v prid določenega spola (Mari in sod., 2008). Po Fisherjevi teoriji (Fisher, 1930), ki zagovarja uravnovešeno spolno razmerje, mora biti namreč skupna razmnoževalna vrednost samcev popolnoma enaka razmnoževalni vrednosti samic, saj k nastanku potomstva vsak spol prispeva enako.

Izvirni znanstveni članek

Preglednica 1: Spolno razmerje zarodkov/mladičev v populacijah z različnih območij razširjenosti evropske srne.
Table 1: Population sex ratio of foetuses/fawns across the roe deer's distribution range.

Spolno razmerje M : Ž	Vir
1 : 0,40–2,00	Hewison, 1993*
1 : 0,79	Kurt, 1968*
1 : 0,75	Wandeler, 1975*
1 : 1,0	Stubbe in Passarge, 1979*
1 : 0,9	Prior, 1968*
1 : 0,9	Borg, 1970*
1 : 0,73	Nikolandić, 1968*
1 : 0,89	Strandgaard, 1972*
1 : 0,85	Ellenberg, 1978*
1 : 0,6	Espmark, 1969*
1 : 1,0	Engl, 1982*
1 : 0,9	Pikula in sod., 1985*
1 : 1,25	Fruzinski in Labudski, 1982*
1 : 1,3	Kaluzinski, 1982*
1 : 1,0	Pielowski in Bresinski, 1982*
1 : 0,8	Arabuli, 1966*
1 : 1,9	Bluzma, 1975*
1 : 0,97	Randweer, 1985, 1989*
1 : 0,93	Danilkin, 1996
1 : 1,04	Wauters in sod., 1995
1 : 1,0	Hewison in sod., 1999
1 : 0,93	Macdonald in Johnson, 2008
1 : 1,4	Orlowska in Rembacz, 2016

* Zbrano v Danilkin (1996) / *Cited in Danilkin (1996).*

Obstaja pa še veliko drugih teorij, ki pojasnjujejo pojav in razvoj spolnega razmerja, razmere, pri katerih prevladuje določen spol, in vpliv različnih dejavnikov, predvsem fizične kondicije samic na spol potomcev (npr. Trivers in Willard, 1973; Clark, 1978; Clutton-Brock in sod., 1984). Po Trivers-Willardovi hipotezi naj bi samice uravnale spolno razmerje potomstva glede na svojo telesno kondicijo oz. telesno maso. To teorijo so potrdili na primeru jelenjadi Clutton-Brock in sod. (1984); ugotovili so vpliv telesne kondicije košut na spolno razmerje potomcev, saj so imele košute z večjo telesno maso več samčkov, lažje košute pa so skotile več samičk.

Pri sesalcih, pri katerih je fizična kondicija potomcev odvisna od telesne kondicije matere in pri katerih je zaradi načina življenja fizična kondicija samcev bolj podvržena zunanjim vplivom kot kondicija samic, bodo samice v boljši kondiciji vlagale predvsem v potomstvo moškega spola (Sheldon in West, 2004). Podoben vzorec, ki je v skladu s Trivers-Willardovo hipotezo, je bil potrjen tudi za spolno razmerje zarodkov srnjadi. Wauters in sod. (1995) so namreč v treh populacijah srnjadi iz Belgije dokazali, da so imele težje odrasle srne več zarodkov moškega spola kot pa lažje srne in mladiče. Podobno sta ugotovila tudi Macdonald

in Johnson (2008) v Angliji in Walesu, kjer so imele težje srne več moških potomcev. Čeprav mehanizmi, ki prispevajo k takšnemu uravnavanju spolnega razmerja, pri srnjadi niso docela znani, je za nekatere druge vrste znano, da se lahko spolno razmerje poleženih mladičev uravnava na različne načine, bodisi preko zmanjšanja gibljivosti in povečanja smrtnosti spermijev bodisi kasneje, zaradi resorpcije zarodkov določenega spola (McGinley, 1984). Vendar obstajajo tudi raziskave, v katerih niso ugotovili povezav med kondicijo matere in spolom potomcev ali pa je bil vzorec celo obraten od prej opisanega (Komdeur, 2009). Predvidevanje, da samice v boljši fizični kondiciji kotijo več potomcev ženskega spola, je t. i. hipoteza tekmovanja za lokalne vire (angl. *local resource competition hypothesis*; Clark, 1978). Le-ta velja predvsem za vrste, pri katerih je za enega od spolov značilna mladostna disperzija osebkov. Ellenberg (1978) je npr. ugotovil, da so srne, ki so imele čez poletje oz. v času prska dobre prehranske možnosti, polegale trikrat več samičk kot samčkov. Tudi Hewison in sod. (1999) so v nasprotju s Trivers-Willardovo hipotezo ugotovili, da vitalnejše srne razpoložljive energije ne vlagajo v produkcijo moških potomcev; v leglih težjih samic se je namreč spolno razmerje nagibalo v prid srnic. Neskladja ugotovitev o vplivu telesnih mas samic na spolno razmerje mladičev lahko nastanejo zaradi intra- in interspecifičnih razlik v socialnih sistemih ali pa so le-te posledica neustrezne raziskovalne metodologije (*ibid.*).

Spolno razmerje se spreminja tudi s staranjem kohort, pri čemer je lahko zaradi spolno specifične smrtnosti pri starejših osebkih zelo nesorazmerno oz. nastaja izrazita prevlada določenega (pri poligamnih vrstah praviloma ženskega) spola. Slednje je tudi posledica dejstva, da je za samce različnih vrst sesalcev značilna krajša življenjska doba v primerjavi samicami (Clutton-Brock in Isvaran, 2007). Pri srnjadi je tako smrtnost enako starih osebkov praviloma večja pri samcih, odvisna

pa je od gostote populacije, intenzivnosti lova, števila plenilcev in prometa (Kos in Potočnik, 2008). Garratt in sod. (2015) so ugotovili, da so razlike v smrtnosti in trajanju življenjske dobe srnjadi iz različnih kohort med spoloma lahko v nekaterih letih zanemarljive, v drugih pa so srne živele tudi do 30 % časa dlje kot srnjaki.

2 Material in metode

Spolno razmerje srnjadi v Sloveniji smo ugotavljali na dva načina, in sicer: (i) z zbiranjem rodil povoženih brejih srn in analizo spolnega razmerja zarodkov v njih; (ii) iz podatkovnih baz oz. lovskoinformacijskega sistema in analizo spolnega razmerja povoženih mladičev ter enoletne srnjadi.

2.1 Spolno razmerje zarodkov

Vzorčenje rodil/maternic brejih srn s prisotnimi zarodki je potekalo v obdobju januar–maj v letih 2014–2017, pri čemer je bil vzrok za odvzem predvsem povoz. Vzorce rodil so na terenu jemali lovci, ki so vsak vzorec označili s podatki o odvzeti živali (telesna masa, ocenjena starost, datum in lokacija odvzema). Zbrane vzorce so globoko zamrznili in so tako počakali do prevzema. Zarodke smo analizirali v laboratoriju za lovstvo Gozdarskega inštituta Slovenije in v biološkem laboratoriju inštituta ERICo Velenje. Prešteli smo prisotne zarodke, določili spol in izmerili maso ter dolžino. Skupno smo analizirali in določili spol 39 zarodkov, ki so bili v maternicah 24 odvzetih srn.

2.2 Spolno razmerje mladičev in vpliv telesne mase srn

Iz lovskoinformacijskega sistema smo pridobili podatke o 180 srnah, uplenjenih skupaj z dvema mladičema v obdobju 2013–2015; poleg podatkov o sočasnem odvzemu srn in mladičev smo iz sistema pridobili tudi podatke za analizo vplivov individualnih značilnosti (starosti in telesne mase) srn. Pri izboru srn, ki so bile uplenjene skupaj z mladičema, smo uporabili

točno določene kriterije, ki so zagotavljali zadostno zanesljivost zbranih podatkov o sočasnem odvzemu (datum in čas: razpon do 15 min; ista lokacija; praviloma isti uplenitelj). Glede na to, da imajo srne praviloma v leglu največ dva mladiča (glej Flajšman, 2017), smo sklepali, da v primeru, ko sta bila skupaj uplenjena dva mladiča iz istega legla, ni bilo predhodne (npr. zgodnje) smrtnosti mladičev. V primeru srn, ki so bile uplenjene skupaj s samo enim mladičem (takšnih primerov smo v raziskovalnem obdobju izločili >1000), namreč ne vemo, če srna morda ni polegla dveh mladičev, a je eden že pred odstrelom drugega izgubil življenje. Da bi se izognili takim pomislekom, smo v analizo vključili le srne z dvema mladičema, pri čemer predpostavljamo, da je v tem vzorcu delež srn, ki bi morda polegle tri mladiče, pa je eden izgubil življenje prej oz. ni bil odstreljen hkrati, zanemarljiv.

2.3 Spolno razmerje mladičev in enoletnih živali, določeno na podlagi podatkov o povožu

Iz lovskoinformacijskega sistema smo pridobili podatke o 70.101 osebkih srnjadi, ki so bili povoženi na slovenskih cestah v desetletnem obdobju 2008–2017. Prikaz in analizo spolnega razmerja povožene srnjadi smo v nadaljevanju omejili na mladiče ($n = 22.326$) in enoletne osebke ($n = 14.312$), medtem ko odraslih osebkov ($n = 33.463$) nismo vključili v raziskavo. Spolno razmerje povožene odrasle srnjadi (in drugih izgub le-te) je namreč bolj kot od spolnega razmerja v populaciji odvisno od intenzivnosti odstrela in spolnospecifičnih razlik v odstrelu (t. i. nadomestna smrtnost), delno pa tudi od zanesljivosti evidentiranja spola povoženih osebkov, ki je bilo v začetku raziskovalnega obdobja precej manj natančno kot kasneje. Nasprotno: spolno razmerje povoženih mladičev in enoletne srnjadi po predvidevanjih zelo dobro odraža spolno razmerje v populaciji in ni odvisno od subjektivnih dejavnikov.

3 Rezultati

Od 39 pregledanih zarodkov jih je bilo 18 ženskega spola in 21 moškega, spolno razmerje zarodkov je torej znašalo $1 : 0,9$ v prid samčkov. Osem analiziranih srn je imelo en zarodek, 15 pa dva. V primeru srn z enim zarodkom je bilo pet ženskih in trije moški. V več kot polovici primerov srn z dvema zarodkoma so bila mešana legla ($n = 8$), v petih primerih sta bila dva moška in v dveh dva ženska zarodka.

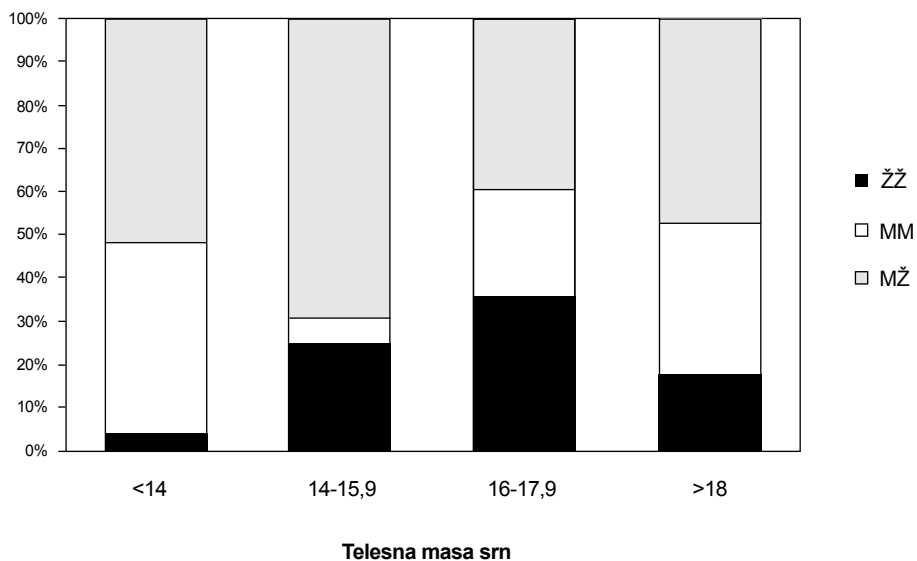
Podatki o 180 srnah, ki so bile odstreljene skupaj z dvema mladičema v obdobju 2013–2015, so pokazali, da so bila v večini primerov mešana legla ($n = 95$; 53 %), v 45 primerih (25 %) sta bila oba mladiča ženskega in v 40 primerih (22 %) moškega spola. Ko smo srne razdelili v posamezne masne razrede, je bilo mogoče opaziti nekoliko variabilnosti v tipu legla glede na telesno maso srn. Srne z manjšo telesno maso, torej v masnih razredih <14 kg in 14–15,9 kg (biološke telesne mase, tj. tehtano z glavo in nogami, a iztrebljene), so imele več mešanih legel kot težje srne, pri katerih pa niso prevladovala legla z določenim spolom (sliki 1 in 2). Čeprav podatki nakazujejo, da imajo lažje samice pretežno mešana legla, razlike v tipu legla glede na telesno maso samic niso bile statistično značilne (Kruskal-Wallis test: $\chi^2 = 4,916$; $p = 0,086$).

Ugotovljeno spolno razmerje mladičev (dvojčkov), odstreljenih skupaj s srno v obdobju 2013–2015 na območju celotne Slovenije, je bilo $1 : 1,1$ v prid samičk. Lažje srne (<14 kg biološke telesne mase) so sicer imele več mladičev moškega spola (spolno razmerje $M : \bar{Z} = 1 : 0,7$), a se je ta trend pokazal tudi pri najtežjih srnah (>18 kg; spolno razmerje $M : \bar{Z} = 1 : 0,9$). V nasprotju s tem je bilo spolno razmerje mladičev srn, ki so tehtale od 14 do 17,9 kg, v prid srnic ($1 : 1,3$).

Spolno razmerje povožene juvenilne srnjadi je bilo v letu 2017 med mladiči $1 : 1,22$, med enoletnimi osebki pa $1 : 1,10$ v prid ženskega spola. Tudi iz

podatkov za 10-letno obdobje med letoma 2008 in 2017 je razvidno, da je bilo spolno razmerje povoženih mladičev vsako leto s prevlado samic (preglednica 2, slika 3), kar sovпада s prej predstavljenimi podatki o spolnem razmerju skupaj odstreljenih mladičev dvojčkov. Če iz teh podatkov posredno sklepamo na spolno razmerje mladičev srnjadi v populaciji (pri tem menimo, da obe ločeno zbrani seriji podatkov dovolj zanesljivo odražata razmere v populaciji, saj ni vzrokov za večjo izpostavljenost mladičev enega ali drugega spola povu, pa tudi pri odstrelu dveh mladičev hkrati spol nikakor ni odločilen dejavnik), je očitno, da v populaciji srnjadi v Sloveniji rahlo prevladujejo mladiči ženskega spola, ki jih je glede na pričujoče podatke po vsej verjetnosti okrog 10–20 % več kot mladičev moškega spola (preglednica 2).

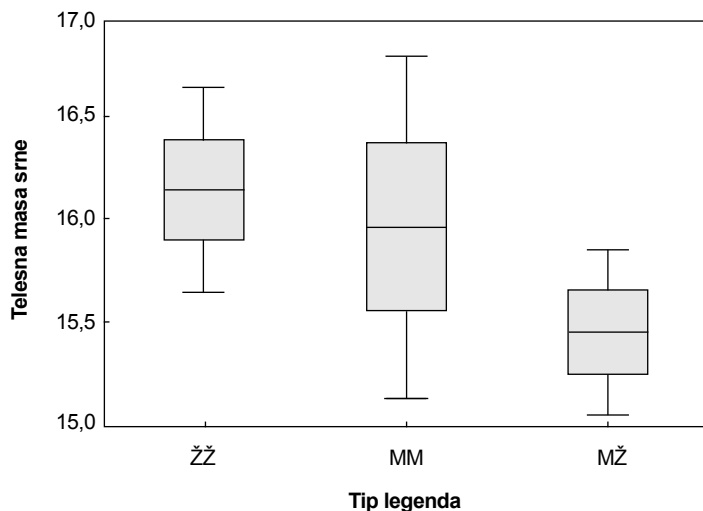
Čeprav se na podlagi podatkov za obdobje 2008–2012 zdi, da je v kategoriji enoletnih osebkov povoženih precej več samic (preglednica 3, slika 3), pa je od leta 2012, ko so podatki o spolu povožene enoletne in odrasle srnjadi bistveno zanesljivejši (zaradi možnosti retrogradnega določanja spola na podlagi genetskih analiz čeljustnic), spolno razmerje v vseh letih zelo blizu 1 : 1. Vendar lahko domnevamo, da se v tej starostni kategoriji spolno razmerje povoženih osebkov nekoliko razlikuje od spolnega razmerja v naravi, saj so enoletni srnjaki (lanščaki) zaradi disperzije v spomladanskem obdobju precej bolj podvrženi povu, kot so enoletne srne (mladice).



Slika 1: Tipi legel (dve samički: ŽŽ, dva samčka: MM, mešano leglo: MŽ) glede na telesno maso srn, odstreljenih skupaj z dvema mladičema v obdobju 2013–2015.

Figure 1: Litter types (female-female: ŽŽ, male-male: MM, mixed litter: MŽ) in relation to the body mass of does shot together with two fawns in the period 2013–2015.

Izvirni znanstveni članek



Slika 2: Povprečna telesna masa srn, odstreljenih skupaj z dvema mladičema v obdobju 2013–2015 glede na tipe legel (dve samički: ŽŽ, dva samčka: MM, mešano leglo: MŽ).

Figure 2: Average body mass of does shot together with two fawns in the period 2013–2015 in relation to litter types (female-female: ŽŽ, male-male: MM, mixed litter: MŽ).

Preglednica 2: Pregled odvzema in povoza mladičev srnjadi v obdobju 2008–2017 in spolno razmerje povoženih mladičev v posameznih letih.

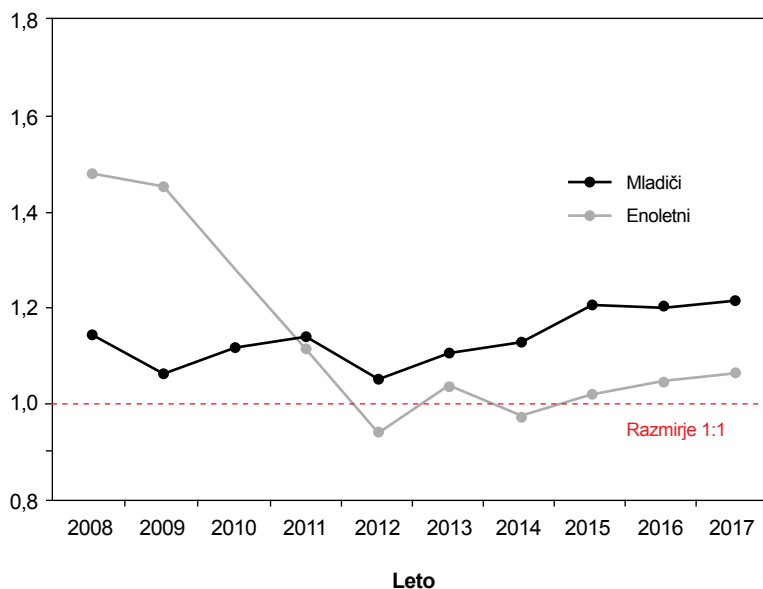
Table 2: Total mortality and road-kill of roe deer fawns in the period 2008–2017, and annual sex ratio of road-killed individuals.

Leto	Mladiči - srnjački			Mladiči - srnice			Spolno razmerje povoženih mladičev M : Ž
	Odvzem	Povoz	% povoza	Odvzem	Povoz	% povoza	
2008	7.069	1.105	15,6	8.214	1.266	15,4	1 : 1,15
2009	6.534	1.172	17,9	7.699	1.249	16,2	1 : 1,07
2010	7.072	1.355	19,2	8.140	1.512	18,6	1 : 1,12
2011	6.556	1.079	16,5	7.856	1.230	15,7	1 : 1,14
2012	7.213	1.119	15,5	8.246	1.173	14,2	1 : 1,05
2013	5.938	1.150	19,4	7.310	1.269	17,4	1 : 1,10
2014	6.175	946	15,3	7.573	1.066	14,1	1 : 1,13
2015	5.881	915	15,6	7.335	1.103	15,0	1 : 1,21
2016	5.962	769	12,9	7.355	923	12,5	1 : 1,20
2017	6.102	869	14,2	7.575	1.056	13,9	1 : 1,22
Skupaj	64.502	9.329	14,5	61.853	10.617	17,2	1 : 1,14

Preglednica 3: Pregled odvzema in povoza enoletne srnjadi v obdobju 2008–2017 in spolno razmerje povoženih enoletnih osebkov v posameznih letih.

Table 3: Total mortality and road-kill of roe deer yearlings in the period 2008–2017, and annual sex ratio of road-killed individuals.

Leto	Lanščaki			Mladice			Spolno razmerje povoženih osebkov M : Ž
	Odvzem	Povoz	% povoza	Odvzem	Povoz	% povoza	
2008	4.980	585	11,7	4.251	867	20,4	1 : 1,48
2009	5.412	639	11,8	4.533	932	20,6	1 : 1,46
2010	5.091	678	13,3	4.244	869	20,5	1 : 1,28
2011	5.583	634	11,4	4.001	710	17,7	1 : 1,12
2012	5.229	751	14,4	4.005	709	17,7	1 : 0,94
2013	6.042	716	11,9	4.436	744	16,8	1 : 1,04
2014	5.963	683	11,5	4.239	670	15,8	1 : 0,98
2015	6.432	669	10,4	4.482	680	15,2	1 : 1,02
2016	6.169	656	10,6	4.363	689	15,8	1 : 1,05
2017	6.221	693	11,1	4.419	738	16,7	1 : 1,06
Skupaj	52.142	6.704	12,9	42.973	7.608	17,7	1 : 1,14



Slika 3: Spolno razmerje (Ž : M) juvenilne srnjadi, ki je bila povožena na slovenskih cestah v obdobju 2008–2017.

Figure 3: Sex ratio (F : M) of juvenile roe deer, road-killed in Slovenia in the period 2008–2017.

Izvirni znanstveni članek

Za leto 2017 smo izdelali tudi pregled spolnega razmerja povožene juvenilne srnjadi (mladičev in enoletnih osebkov) v posameznih

lovskoupravljavskih območjih (LUO), kar je pokazalo, da je v nekaterih območjih delež povoženih samic še bistveno večji (preglednica 4).

Preglednica 4: Spolno razmerje juvenilne srnjadi, ki je bila povožena na slovenskih cestah v letu 2017 v različnih lovskoupravljavskih območjih.

Table 4: Sex ratio of juvenile roe deer, road-killed in Slovenia in the year 2017 in different hunting management districts.

Lovskoupravljavsko območje	Mladiči			Enoletni osebki		
	M	Ž	Spolno razmerje M : Ž	M	Ž	Spolno razmerje M : Ž
Gorenjsko	166	215	1 : 1,30	90	84	1 : 0,93
Kamniško-Savinjsko	44	58	1 : 1,32	28	25	1 : 0,89
Kočevsko-Belokranjsko	44	39	1 : 0,89	34	28	1 : 0,82
Notranjsko	38	62	1 : 1,63	27	29	1 : 1,07
Novomeško	20	33	1 : 1,65	19	43	1 : 2,26
Pohorsko	69	99	1 : 1,43	57	57	1 : 1,00
Pomursko	59	84	1 : 1,42	73	77	1 : 1,05
Posavsko	26	36	1 : 1,38	27	42	1 : 1,56
Primorsko	25	23	1 : 0,92	27	26	1 : 0,96
Ptujsko-Ormoško	93	86	1 : 0,92	88	75	1 : 0,85
Savinjsko-Kozjansko	117	122	1 : 1,04	75	76	1 : 1,01
Slovenskogoriško	72	73	1 : 1,01	58	62	1 : 1,07
Triglavsko	13	18	1 : 1,38	9	32	1 : 3,56
Zahodnovisokokraško	40	56	1 : 1,40	54	50	1 : 0,93
Zasavsko	43	52	1 : 1,21	27	32	1 : 1,19

4 Razprava

Ugotovljeno spolno razmerje zarodkov srnjadi je bilo 1 : 0,9 v prid samčkov, spolno razmerje odstreljenih mladičev (kadar sta bila odstreljena dva skupaj s srno) pa 1 : 1,1 v prid samičk; izrazitega vpliva telesnih mas mater na spolno razmerje mladičev nismo ugotovili. Zaradi majhnosti vzorca bregih srn s prisotnimi zarodki in omejujočih dejavnikov pri analizi spolnega razmerja odstreljenih mladičev je težko podati

zanesljive zaključke o variabilnosti in vplivih telesne mase matere na spolno razmerje mladičev srnjadi. Kljub temu je iz rezultatov razvidno, da je bilo spolno razmerje v obeh primerih blizu 1 : 1, kar je v skladu z ugotovitvami prejšnjih raziskav (zbrano v Danilkin, 1996).

Pri analizi srn, uplenjenih skupaj z mladičema, smo ugotovili, da jih je imela večina mešana legla

(53 %), v preostalih primerih sta bila bodisi dva samčka (22 %) bodisi dve samički (25 %). Primerljive rezultate sta v raziskavi, ki je temeljila na analizi zarodkov, ugotovila Macdonald in Johnson (2008); v primeru dvojčkov so tudi prevladovala mešana legla. Na podlagi naših rezultatov značilnega vpliva telesne mase na tip legla nismo zaznali, a se zdi, da imajo srne z manjšo telesno maso več mešanih legel kot težje srne, za katere pa ni jasne preference do poleganje bodisi samo legel dveh samčkov bodisi legel dveh samičk.

Pri vrednotenju rezultatov moramo upoštevati tudi, da smo pri določanju spolnega razmerja mladičev upoštevali le legla z dvema mladičema (na podoben način in zaradi podobnega razloga kot Hewison in sod., 1999). To je pomembno predvsem zaradi dejstva, da je spolno razmerje mladičev lahko odvisno tudi od velikosti legla. Macdonald in Johnson (2008) sta namreč ugotovila, da je bilo v primeru legel z enim mladičem spolno razmerje zarodkov nagnjeno v prid moškemu spolu, pri večjih leglih pa takšnega odklona niso zaznali. Po drugi strani pa so Wauters in sod. (1995) poročali, da se je z večanjem legla povečalo število moških zarodkov. Vendar rezultatov, ki se nanašajo na spolno razmerje zarodkov, ni mogoče popolnoma prenesti na spolno razmerje mladičev, pri katerih je treba upoštevati tudi vpliv zgodnje smrtnosti.

Vpliva telesne mase samic na tip legla in spolno razmerje mladičev nismo zaznali. Čeprav podatki nakazujejo, da imajo samice z manjšo telesno maso več mešanih legel, razlike niso bile statistično značilne. Macdonald in Johnson (2008) sta opisala, da so mešana legla v določenih razmerah ugodnejša za samice v času laktacije, saj je razmnoževalni vložek (angl. *reproductive investment*) v mešana legla zanje najbolj optimalen. V njuni raziskavi je bilo spolno razmerje dvojčkov blizu 1 : 1, fizična kondicija samic pa nanj tako na medpopulacijskem kot tudi na znotrajpopulacijskem nivoju ni vplivala.

Na podlagi naših rezultatov nismo mogli določiti vpliva telesne mase samic na spolno razmerje zarodkov ali mladičev. Omeniti pa je treba, da si raziskave, ki zadevajo to tematiko, med seboj nasprotujejo. Rezultati so tako na eni strani v skladu s Trivers-Willardovo hipotezo (npr. Wauters in sod., 1995; Macdonald in Johnson, 2008), na drugi pa v skladu s hipotezo lokalne kompeticije (npr. Ellenberg, 1987; Hewison in Gaillard, 1996). Mogoča pa je tudi tretja možnost, ki jo opisujejo Vreugdenhil in sod. (2007), in sicer, da je pri samicah srnjadi bolj kot katerega spola bodo mladiči, pomembno, koliko jih bo. Različne ugotovitve o vplivu telesne mase samic na spolno razmerje zarodkov/mladičev so lahko med drugim tudi posledica dejstva, da je telesna masa zelo grob kazalnik fizične kondicije (fitnesa) osebkov, saj lahko nanjo vplivajo tudi velikost osebkov in nekatere kratkotrajne/akutne bolezenske spremembe, npr. v zadnji fazi brejosti. Kljub temu pa se v primeru srnjadi, tj. vrste, ki ne kopiči telesnih zalog za razmnoževalni ali kateri drug življenjski proces (angl. *income breeder*), telesna masa zelo pogosto uporablja kot najboljši (čeprav grob) približek vitalnosti osebkov (Andersen in sod., 2000).

Nasprotno s pregledanimi zarodki (obdobje 2014–2017: $n = 39$) in hkrati s srno odstreljenima mladičema (obdobje 2013–2015: $n = 360$) je vzorec mladičev in enoletnih osebkov, ki so bili poveženi v obdobju 2008–2017 na slovenskih cestah, zelo velik ($n = 36.638$); slednje omogoča zelo zanesljive ugotovitve, ki so še posebno pomembne, saj so bili podatki v desetletnem obdobju med leti zelo konsistentni. Z vidika namena pričujočega dela, tj. ugotavljanja spolnega razmerja v začetnem obdobju življenja srnjadi, so predvsem pomembni podatki o spolnem razmerju poveženih mladičev. Le-ti po vsej verjetnosti zelo dobro odražajo razmere v populaciji, saj ne poznamo vzrokov, zakaj bi bil eden izmed spolov mladičev (tj. v starosti do osem mesecev) bolj podvržen povežu kot drugi spol, hkrati pa (za razliko od enoletne in zlasti odrasle srnjadi) tudi ni vzroka za morebitno

Izvirni znanstveni članek

napačno registriranje in napačen vnos spola v informacijski sistem. Zato je zelo pomembno, da so v raziskovalnem obdobju v prav vsakem letu med poveženimi mladiči prevladovale srnice, ki jih je bilo v povprečju poveženih 14 % več kot srnjačkov (preglednica 2). Med lovskoupravljavskimi območji (LUO) so sicer znotraj posameznega leta lahko tudi velika odstopanja (preglednica 4), ki so med drugim posledica majhnosti vzorca oz. naključnosti dogodkov znotraj posameznih LUO-jev, verjetno pa tudi različne natančnosti evidentiranja dogodkov med LUO-ji. Ne glede na razlike med LUO-ji pa konsistentnost tega podatka na nivoju Slovenije med leti in tudi primerljivost s podatki o dveh skupaj odstreljenih mladičih kaže, da v populaciji srnjadi že v zgodnjem obdobju življenja rahlo prevladuje ženski spol, posledica česar je ob večji smrtnosti samcev in njihovi krajši življenjski dobi, da pri tej poligamni vrsti med odraslimi osebki izrazito prevladuje ženski spol, praviloma v razmerju 2 : 1 do celo 3 : 1 (npr. Gaillard in sod., 1993; Loison in sod., 1999; Krže, 2000). Slednje je treba upoštevati tudi pri upravljanju s populacijami srnjadi.

Pričujoča raziskava je preliminarnega značaja, a vendarle kaže, kako pomembno je poznavanje demografske strukture populacij oz. vsaj spolnega razmerja v različnih starostnih kategorijah. V prihodnje so zato potrebne dodatne in obširne raziskave, ki bodo omogočile boljše razumevanje spolnega razmerja in vzrokov njegovega oblikovanja v različnih starostnih kategorijah, pa tudi boljše poznavanje nekaterih drugih osnovnih bioloških značilnosti vrste. Glede na rezultate, ki potrjujejo, da so lahko sekundarna spolna razmerja v populacijah srnjadi zelo različna, bi bilo treba temu primerno prilagoditi tudi lovskoupravljavske načrte, ki bi morali biti bolj prilagodljivi, kot so trenutno. Na tak način bi dosegli bolj optimalno trajnostno upravljanje populacij srnjadi, npr. postavljanje primerne ciljne demografske strukture in njeno smotro uravnavanje.

5 Zahvala

Prva avtorica prispevka se zahvaljuje Strokovno-znanstvenemu svetu Lovske zveze Slovenije, ki je v okviru razpisa za najboljša diplomska, magistrska in doktorska dela s področja divjadi in lovstva izbral in nagradil tudi doktorsko disertacijo z naslovom *Vpliv individualnih, populacijskih in okoljskih dejavnikov na izbrane parametre razmnoževalnega uspeha samic evropske srne*. Glavnina raziskave je bila izvedena v sklopu doktorskega izobraževanja v programu usposabljanja mladih raziskovalcev, za kar je finančna sredstva zagotovila Javna agencija za raziskovalno dejavnost RS (ARRS; pogodba, št. 1000-12-0404), finančno in logistično podporo je zagotovila tudi Lovska zveza Slovenije. Del raziskave je potekal v sklopu ciljnega raziskovalnega projekta (CRP, V4-1627), ki sta ga financirala Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano ter ARRS. KF in BP sta člana programske skupine P4-0107 (Gozdna biologija, ekologija in tehnologija). Zahvaljujemo se vsem upravljavcem lovišč in lovcem, ki so se vključili v zbiranje podatkov in vzorcev.

6 Viri

- Andersen, R., Gaillard, J. M., Linnell, J. D. C., Duncan, P. 2000. Factors affecting maternal care in an income breeder, the European roe deer. *Journal of Animal Ecology*, 69, 4: 672–82.
- Apollonio, M., Andersen, R., Putman, R. (ur.). 2010. European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge, New York, Cambridge University Press, 618 str.
- Borowik, T. 2014. Factors affecting fertility of red deer (*Cervus elaphus*) females in north-eastern Poland. Doctoral dissertation in biological sciences. University of Warsaw, Faculty of Biology. Białowieża, Mammal Research Institute, 101 str.
- Clark, A. B. 1978. Sex ratio and local resource competition in a prosimian primate. *Science*, 201: 163–165.
- Clutton-Brock, T. H., Albon, S. D., Guinness, F. E. 1984. Maternal dominance, breeding success, and birth sex ratios in red deer. *Nature*, 308: 358–360.
- Clutton-Brock, T. H., Isvaran, K. 2007. Sex differences in ageing in natural populations of vertebrates. *Proceedings of Biological Sciences*, 274: 3097–3104.
- Corlati, L. 2007. Sex-age structure of a chamois *Rupicapra rupicapra rupicapra* (Linnaeus, 1758) population in the Italian Alps. *Il Naturalista Valtellinese*, 18: 81–100.
- Danilkin, A. 1996. Behavioural ecology of Siberian and European roe deer. London, Chapman and Hall, 278 str.
- Ellenberg, H. 1978. Zur Populationsökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L., *Cervidae*) in Mitteleuropa. *Spixiana, Zeitschrift für Zoologie, Suppl.*, 2, 211 str.
- Fisher, R. A. 1930. The genetical theory of natural selection. Oxford, Clarendon Press, 308 str.
- Flajšman, K. 2017. Vpliv individualnih, populacijskih in okoljskih dejavnikov na izbrane parametre razmnoževalnega uspeha samic evropske srne (*Capreolus capreolus* L.). Doktorska disertacija, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, 124 str.
- Gaillard, J. M., Delorme, D., Boutin, J. M., Van Laere, G., Boisubert, B., Pradel, R. 1993. Roe deer survival patterns: a comparative analysis of contrasting populations. *Journal of Animal Ecology*, 62: 778–791.
- Garratt, M., Lemaître, J. F., Douhard, M., Bonenfant, C., Capron, G., Warnant, C., Klein, F., Brooks, R. C., Gaillard, J. M. 2015. High juvenile mortality is associated with sex-specific adult survival and lifespan in wild roe deer. *Current Biology*, 25: 759–776.
- Hewison, A. J. M. 1996. Variation in the fecundity of roe deer in Britain: Effects of age and body weight. *Acta Theriologica*, 41: 187–198.
- Hewison, A. J. M., Andersen, R., Gaillard, J. M., Linnell, J. D. C., Delorme, D. 1999. Contradictory findings in studies of sex ratio variation in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 45: 339–348.
- Komdeur, J. 2009. Sex allocation. In: Royle, N. J., Smiseth, P. T., Kolliker, M. (Eds.). *Evolution of parental care*. Oxford, Oxford University Press, 171–188.
- Kos, I., Potočnik, H. 2008. Pomen natančne registracije odvzema srnjadi za načrtovanje nadaljnjih odvzemov: selektivni odstrel vpliva na prirastek pri srnjadi. V: Pokorny, B., Savinek, K., Poličnik, H. (ur.). Prvi slovenski posvet z mednarodno udeležbo o upravljanju z divjadjo: srnjad. Velenje, 22. november 2008. Velenje, ERICo, 17–19.
- Krže, B. 2000. Srnjad: biologija, gojitev, ekologija. (Zlatorogova knjižica, 27). Ljubljana, Lovska zveza Slovenije, 271 str.
- Loison, A., Festa-Bianchet, M., Gaillard, J. M., Jorgenson, J. T., Jullien, J. M. 1999. Age-specific survival in five populations of ungulates: evidence of senescence. *Ecology*, 80: 2539–2554.
- Mari, L., Gatto, M., Casagrandi, R. 2008. Local resource competition and the skewness of the sex ratio: a demographic model. *Mathematical Biosciences and Engineering*, 5: 813–830.
- Macdonald, D. W., Johnson, P. J. 2008. Sex ratio variation and mixed pairs in roe deer: evidence for control of sex allocation? *Oecologia*, 158: 361–370.

Izvirni znanstveni članek

McGinley, M. A. 1984. The adaptive value of male-biased sex ratios among stressed animals. *American Naturalist*, 24: 597–599.

Mulley, R. C., English, A. W., Kirby, A. 1990. The reproductive performance of farmed fallow deer (*Dama dama*) in New South Wales. *Australian Veterinary Journal*, 67: 281–286.

Navodila za usmerjanje razvoja populacij divjadi v Sloveniji, 2011. Zavod za gozdove Slovenije, 34 str.

Orłowska, L., Rembacz, W. 2016. Population dynamics and structure of roe deer (*Capreolus capreolus*) inhabiting small-size forests in north-western Poland. *Folia Zoologica*, 65: 52–58.

Sheldon, B. C., West, S. A. 2004. Maternal dominance, maternal condition, and offspring sex ratio in ungulate mammals. *American Naturalist*, 163: 40–54.

Trivers, R. L., Willard, D. E. 1973. Natural selection of parental ability to vary the sex ratio of offspring. *Science*, 179: 90–92.

Vreugdenhil, S. J., Van Breukelen, L., Van Wieren, S. E. 2007. Existing theories do not explain sex ratio variation at birth in monomorphic roe deer (*Capreolus capreolus*). *Integrative Zoology*, 1: 10–18.

Wauters, L. A., Decrombrughe, S. A., Nour, N., Matthysen, E. 1995. Do female roe deer in good condition produce more sons than daughters. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 37: 189–193.

Vplivi okoljskih dejavnikov na prostorsko razporeditev muflona v Karavankah in Kamniško-Savinjskih Alpah

Effects of environmental factors on the spatial distribution of moufflon in the Karawanks and the Kamnik-Savinja Alps

Miran Hafner¹, Blaž Černe²

¹Zavod za gozdove Slovenije, Območna enota Kranj, Staneta Žagarja 27b, 4000 Kranj, Slovenija

²Zavod za gozdove Slovenije, Območna enota Bled, Ljubljanska c. 19, 4260 Bled, Slovenija

Izvleček

Muflon (*Ovis ammon musimon*) je sestavni del živalstva številnih ekosistemov, četudi je pri nas tujerodni, in poseljuje območja od nižin in/ali morske obale do 2200 m n.m.v. V proučevanem območju Karavank in Kamniško-Savinjskih Alp v Sloveniji poseljuje gozdove sredogorja. V raziskavi smo proučili, kateri okoljski dejavniki ključno vplivajo na njegovo prostorsko razporeditev. Raziskava temelji na vzorcu 698 georeferenciranih lokacij odvzema in opažanj in GIS-podatkovnih plasteh 16 okoljskih spremenljivk. Logistična regresija napoveduje, da je primernost prostora za muflona pogojena z vrednostmi devetih okoljskih dejavnikov. Na poseljenost prostora z mufloni vplivajo razdalja do najbližjega krmišča dopolnilnega zimskega krmljenja, razdalja do najbližjega mesta naselitve, povprečna letna temperatura zraka, nagib terena, delež iglavcev in delež drogovnjakov v gozdnih sestojih. V drugem modelu smo odkrili tudi pozitivna vpliva manjših vrednosti sončnega obsevanja poleti in razdalje do najbližje kmetijske površine ter negativen vpliv razdalje do najbližje gozdne ceste.

Ključne besede: muflon, *Ovis ammon musimon*, habitat, Karavanke, Kamniško-Savinjske Alpe, Slovenija

Abstract

The Moufflon (*Ovis ammon musimon*) is an integral part of the fauna of many ecosystems, although it is non-native to ours, settling the areas from the lowlands and/or the sea coast to 2,200 m above sea level. In the area studied within Slovenia, it inhabits the lowland forests of the Karawanks and the Kamnik-Savinja Alps. Our study is focused on those environmental factors having a key influence on the moufflon's spatial distribution. The survey is based on a sample of 698 georeferenced collection sites and observations, and GIS data layers of 16 environmental variables. The logistic regression predicts the suitability of the space for the moufflon to be conditioned by the values of nine environmental factors. The settling of an area by moufflons is dependent on the distance to the nearest supplementary winter feeding zone, the distance to the nearest settlement site, the average annual air temperature, the slope of the terrain, the share of conifers, and the share of the lumber in forest stands. In the second model, we also discovered the positive effect of the minor values of solar irradiation in the summer, the distance to the nearest agricultural area and the negative impact of the distance to the nearest forest road.

Keywords: muflon, *Ovis ammon musimon*, habitat, Karavanke, Kamniško-Savinjske Alpe, Slovenija

1 Uvod in namen raziskave

Divje ovce in koze (*Caprinae*; Gray, 1821) so značilni sestavni del različnih gorskih ekosistemov in poseljujejo gorate predele in višavja. Območje njihovih populacij je pogosto razdrobljeno (fragmentirano) zaradi prekinjene porazdelitve za njihovo življenje odločilnih habitatnih značilnosti, kot je npr. nagib terena (Shackelton, 1997). Dodatna drobitev prostora se dandanes dogaja tudi zaradi antropogenih vplivov (Perez in sod., 2002). Divje ovce (rod *Ovis*) so pašne živali (Hofmann, 1989); izbirajo s travami bogata, odprta in dobro pregledna območja z bližino terena za pobeg in kritjem pred plenilci (Risenhoover in Bailey, 1985). Če trav in zelišč ni dovolj na voljo, se hranijo tudi z drugimi prehranskimi viri, kot so npr. listi in poganjki drevja ter grmovja (Shackleton, 1985). Evrazijske divje ovce se najpogosteje pojavljajo na zmernih do strmih, razgibanih, vendar ne prepasnih terenih na nadmorskih višinah do 2500 m, včasih tudi več kot 4000 pa do vse do 5200 (5500) m, tudi na območjih z redko vegetacijo; vegetacijski pokrov včasih komaj presega 25 % površine (Namgail in sod., 2004; Singh in sod., 2009). V protiplenilski strategiji morajo pogosto uporabljati strme, v prehranskem pogledu sicer skromne terene, ki pa so glede na prisotnost plenilcev preglednejši in varnejši (Schaller, 1998). Tako kot pri drugih velikih rastlinojedih je tudi pri divjih ovcah večina populacij podvržena sezonskim gibanjem (premikom) med poletjem in zimo oziroma med sušnimi in deževnimi obdobji (Alvarez-Cardenas in sod., 2001). Pretežno se selijo v višje predele in na večja, bolj prostrana območja poleti ter v nižje predele pozimi. Tudi ameriške divje ovce poseljujejo širok spekter habitatnih tipov, npr. gorovja z gorskimi travniki in s travami poraščenimi strminami tudi do 4300 m n.m.v., pa tudi obronke v predgorju. Dobro se počutijo v bližini razgibanih skalnatih čeri in skalovja. Prilagodile so se na različno podnebje in širok spekter ekosistemov; živijo v gozdovih listavcev, hladnih gozdovih iglavcev in tudi v sušnih puščavskih območjih. Ustreza jim tako odprt prostor kot tudi bližnje skalnate strmine,

kjer najdejo kritje (Rachlow in Bowyer, 1998; Alvarez-Cardenas in sod., 2001; Bangs in sod., 2005).

V prvotni domovini (Mali Aziji) tudi mufloni (*Ovis ammon (aries) musimon* Schreber, 1782) živijo v gorskem okolju, pogosto tudi nad gozdno mejo in na gorskih travnikih (gorska stepa), na skaloviti, suhi podlagi (Hadjisterkotis, 1996; Özdirek, 2009). Na Korziki in Sardiniji živijo na strmih skalnatih pobočjih in vrhovih, kjer so (bili) varnejši pred plenilci, na nadmorskih višinah od 300 do 1600 m (Ruiu, 1989). V Turčiji je tipični muflonov habitat hribovje na stičišču gozda in stepe na nadmorski višini od 1000 do 1600 m, včasih tudi v sušni in bolj razgibani pokrajini (Özdirek, 2009). Tudi na Kavkazu se mufloni pojavljajo v odprtih subalpinskih in gorskih travnatih pokrajinah; izogibajo se skalnatih predelov, ki so bolj priljubljeni divjim, tj. bezoarskim kozam (*Capra aegagrus*) (Khorozyan in sod., 2009). Tudi naseljene populacije muflonov v Evropi pogosto poseljujejo sredogorje in tudi gorska območja večinoma do nadmorskih višin okoli 1500 m, nekatere celo do 2200 m, in so podvržene sezonskim selitvam (Le Pendu in sod., 1996; Cransac in sod., 1997; Garel in sod., 2005). Nekatere kolonije, predvsem v južni Evropi, živijo tudi v polsušnih in sušnih skalnatih območjih (Garel in sod., 2005; Krapinec in sod., 2013) oziroma poseljujejo sezonsko spreminjajoče se predele s suhimi poletji (Garel in sod., 2004). Tudi v srednji Evropi so mufloni poselili različne habitatne tipe, tako območja z iglastimi, listnatimi in mešanimi gozdovi (Heroldova in sod., 2007), ponekod s prepletajočimi pašniki, in sicer na ravnini in v sredogorju. Pogosti priljubljeni habitati so območja z veliko podrasti, na zmernih nagibih gora, pogosto s kamnito in skalnato podlago. Veliko v Evropi živečih kolonij ne živi v habitatih, katerih značilnosti bi bile podobne habitatom populacij iz sredozemskega in maloazijskega območja. Veliko jih živi v gozdnatih območjih, v gozdovih iglavcev in/ali listavcev (Le Pendu in sod., 1996; Heroldova in sod. 2007; Krapinec in sod., 2013), tudi na ravnini in peščenih terasah,

nekatero le na nadmorski višini do 500 m (Le Pendu in sod., 1996; Langbein in sod., 1997). V območjih pojavljanja nekaterih (sub)populacij prevladujejo gozdovi, drugih travniki, pašniki in grmičevje (Le Pendu in sod., 1996; Krapinec in sod. 2013), v nekaterih pa so tudi močvirja (Le Pendu in sod., 1996; Garel in sod., 2005). Območja naseljenih populacij imajo lahko značilnosti oceanskega, sredozemskega in celinskega oziroma gorskega podnebja (Dobois in sod., 1993; Le Pendu in sod., 1996; Garel in sod., 2005). Številne naseljene kolonije so ostale majhne (Dubois in sod., 1993; Le Pendu in sod., 1996; Langbein in sod., 1997; Nowakowski in sod., 2009) bodisi zaradi življenja živali na majhnem prostoru bodisi zaradi gostot cestnega omrežja, rek in kanalov, ki živalim omejujejo selitve (Darmon in sod., 2007; Nowakowski in sod., 2009).

Večina raziskav izbora življenjskega prostora muflonov je usmerjenih v proučevanje vpliva le nekaterih (posameznih) okoljskih spremenljivk, obravnavajo manjša območja, obravnavajo območje aktivnosti ene od (sub)populacij muflonov in praviloma temeljijo na natančno opredeljenih prostorskih podatkih o muflonih, pridobljenih bodisi s telemetrijskim spremljanjem manjšega števila živali bodisi s sistematičnim spremljanjem (monitoringom) prisotnosti živali ali znakov njihove prisotnosti v povezavi s podatki zgradbe prostora. Tovrstne raziskave odkrivajo zelo podrobne zakonitosti habitatnega izbora obravnavane vrste na določenem območju, je pa ugotovitve nestrokovno nekritično prenašati v prostor drugih (sub)populacij (Jerina, 2006). V Sloveniji doslej ni še nihče proučeval izbora življenjskega prostora muflonov. Vse, v uvodu prispevka našteje raziskave so potekale v Mali Aziji, Sredozemlju ali v drugih državah Evrope, relativno malo jih je tudi iz alpskega prostora. Pomemben prispevek naše raziskave k boljšemu poznavanju prostorske ekologije vrste je tudi v vključevanju nekaterih okoljskih dejavnikov v habitatne analize, ki v drugih raziskavah habitatnega izbora muflonov niso bile proučene. Ugotoviti in ovrednotiti dejavnike, ki vplivajo na

rabo prostora živali, je že samo po sebi pomemben ekološki izziv in je pomemben prispevek k poznavanju odnosov med živalmi in njihovim okoljem. Obsežne multivariatne analize več okoljskih spremenljivk in poznavanje njihovih vplivov na prostorsko razporeditev živali pa so pomembne tudi z vidika razumevanja populacijske demografije in dinamike ter upravljanja s populacijami.

2 Opis območja proučevanja

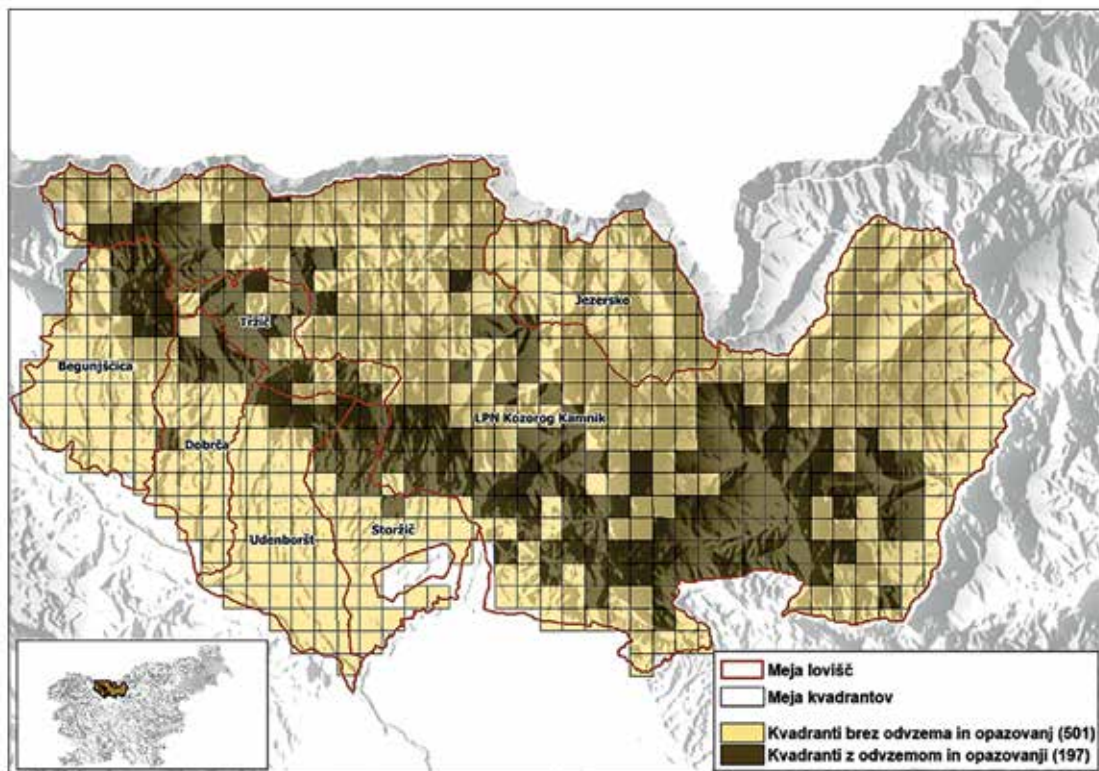
Območje proučevanja zajema površino sedmih lovišč, tj. šestih v upravljanju lovskih družin in lovišča s posebnim namenom (LPN) Kozorog Kamnik, in obsega 67.325 ha skupne oz. 64.511 ha lovne površine (96 %). V geografskem pogledu zajema prostor med Begunjščico in Dobrčo na zahodu, Logarsko dolino na vzhodu, državno mejo z Republiko Avstrijo na severu in pretežno ravninskim in gričevnatim svetom med Radovljico ter Kamnikom na jugu in jugovzhodu (slika 1). Osrednji del območja je gorski svet vzhodnih Karavank in Kamniško-Savinjskih Alp z najvišjim vrhom Grintovec (2558 m). Relief je zelo razčlenjen in razgiban. Podnebje je pretežno gorsko, značilna so zmerno topla poletja in mrzle ter dolge zime. Sneg zapade zgodaj in leži pozno v pomlad, kar pomeni 100–150 dni na leto. Padavin je 1200–1600 mm/leto, v višjem gorskem svetu tudi več kot 2500 mm/leto. Povprečna letna temperatura je od 5 do 8 °C, povprečna januarska -3 °C in povprečna junijska 15 °C. Značilni so nekateri vetrovi (karavanški fen), prevladujejo severni in severovzhodni vetrovi.

Prvi mufloni so bili na Gorenjskem ter s tem tudi v Sloveniji (na proučevanem območju) naseljeni leta 1953 v dolino Kokre (Fabjan, 1965). V kasnejših letih je na Gorenjskem sledil niz naselitev (in doselitev), in sicer leta 1955 v dolino Kokre, v letih 1963 in 1964 v Hude konce – Kamniški vrh, leta 1964 v Bohinj, leta 1968 na Mežaklo (v Radovno), leta 1969 v lovišče Bled, leta 1970 v lovišča Selca, Škofja Loka, Udenboršt, leta 1971 v lovišča Jošt - Kranj, Dobrča in Polhov Gradec (Fabjan, 1965; Krže, 1975; Galjot in De

Izvirni znanstveni članek

Brea-Šubic, 1998). Skupaj je bilo na Gorenjskem 16 naselitev in doselitev na 12 lokacijah, od katerih je bilo v proučevanem območju sedem naselitev in doselitev na šestih lokacijah. Mufloni so na Gorenjskem poselili pretežno sredogorje, na nadmorskih višinah od 500 do 1900 m. Za območje njihove razširjenosti je značilna velika gozdnatost s strnjanimi gozdovi; povprečna gozdnatost proučevanega območja znaša 71,2 % (Prostorski informacijski..., 2018). Na ravnini in v pasu gričevja se praviloma ne pojavljajo, prav tako zelo redko nad zgornjo gozdno mejo. Na prostoru pojavljanja prevladujejo zmerne do znatne, vendar ne prepadne strmine. Precejšnja razgibanost površja se izraža s pogostim menjavanjem in

prepletanjem strmin, dolin, grebenov in vrtač, pobočja pa so preprežena z jarki in ponekod s hudourniki (Hafner, 2004). Podobno kot v številnih drugih območjih južne in srednje Evrope tudi v našem proučevanem območju živijo mufloni skupaj z drugimi prežvekovalci, najpogosteje z navadnim jelenom/jelenjadjo (*Cervus elaphus*) in evropsko srno/srnjadjo (*Capreolus capreolus*), ponekod tudi z gamsom (*Rupicapra rupicapra*) in/ali celo kozorogom (*Capra ibex*). V trinajstletnem obdobju (2005–2017) je v obravnavanem območju znašal povprečni skupni letni odvzem 1008 osebkov srnjadi, 370 jelenjadi, 388 gamsov, 111 muflonov in 70 divjih prašičev (*Sus scrofa*) (Baza podatkov..., 2018).



Slika 1: Območje, kjer smo proučevali dejavnike, ki vplivajo na prisotnost muflona.

Figure 1: Study area in which we studied factors affecting the presence of mouflon.

Vplivi okoljskih dejavnikov na prostorsko razporeditev muflona v Karavankah in Kamniško-Savinjskih Alpah

3 Material in metode

3.1 Zbiranje in priprava podatkov o prisotnosti muflona

Za raziskavo prostorske razširjenosti in ugotavljanje značilnih habitatov muflonov v proučevanem območju smo izbrali podatke iz lovišč odvzetih živali (odstrel, ugotovljene izgube) in lokacije v kvadrantih, velikosti 100 ha (1 x 1 km). Mesta, na katerih so bili izločeni posamezni osebk, se v vsej Sloveniji po enotni metodologiji določa na temelju kart z vrisanimi kilometrskimi kvadranti in pripadajočim šifrantom. Podatke beležijo upravljavci lovišč in lovišč s posebnim namenom od leta 2005 naprej. V raziskavo smo vključili podatke odvzetih muflonov v obdobju 2005–2016. Zaradi relativno majhnega številčnega odvzema muflonov smo v raziskavo vključili tudi podatke o opaženih živalih (organiziran monitoring muflonov v Gorenjskem LUO) v istem proučevanem območju v obdobju 2011–2016, katerih podatki lokacij opažanj se evidentirajo na enak način kot podatki lokacij odvzetih živali (kilometrski kvadranti).

Ocenjujemo, da so podatki o odvzetih in/ali opaženih živalih v kvadrantu verjetno zelo enaki območjem, na katerih živali te vrste preživijo večino časa v vsem letu, kar potrjujejo tudi dosedanja dognanja o prostorskem vedenju muflonov v Evropi. Tako, npr., Ciuti in sod. (2006) ugotavljajo, da so območja aktivnosti posameznih živali obsegala v dveh mesecih od junija do julija pri samcih muflonov (ovnih) $47,4 \pm 23,0$ ha in v avgustu–septembru pri samicah muflonov (ovcah) $52,0 \pm 51,7$ ha. Večje vrednosti so zabeležili v dvomesečnem obdobju od oktobra do novembra ($97,2 \pm 80,8$ ha) in v aprilu–maju ($132,1 \pm 89,0$ ha) za samce in samice skupaj. Velikost območij aktivnosti posameznih živali (angl. home range) je bila manjša v mesecih junij–julij in avgust–september, ko visoke temperature in poudarjena suša bistveno omejijo gibanje in stopnjo aktivnosti živali (Ciuti in sod., 2003). Podobne velikosti območij aktivnost so ugotovili tudi v Franciji (Dubois in sod., 1994).

Ciuti in sod. (2006) tudi navajajo, da so imeli 4- do 6-letni samci večji del leta večja območja aktivnosti kot samci, starejši od 6 let, območja pa niso presegala 150 ha. Pri samicah so imela največja območja samice v starosti do štirih let, največja območja pa niso presegala 200 ha. Bobek in sod. (2014) ugotavljajo, da so bila območja aktivnosti posameznih muflonov pri samcih velika 287,5 ha in pri samicah 175,0 ha. Dubois in sod. (1993) za muflone ugotavljajo, da so bila v času parjenja območja aktivnosti posameznih živali velika od 117 do 350 ha, v času zunaj parjenja pa od 304 do 646 ha. Povprečno so bila območja aktivnosti živali velika od 100 do 150 ha. Podobno ugotavlja tudi Dubois (1994); območja aktivnosti so bila poleti velika 179 ha pri samicah in 194 ha pri samcih, pozimi pa pri obeh spolih 203 ha.

3.2 Zbiranje in priprava podatkov o zgradbi prostora

Z raziskavo smo želeli čim celoviteje proučiti značilnosti življenjskega prostora muflonov v proučevanem območju, zato smo v analizo vključili številne okoljske dejavnike, ki bi prek različnih elementov zgradbe prostora lahko vplivali na prostorsko razporeditev živali (preglednica 1). Pri izboru spremenljivk smo se oprli na druge avtorje, ki so proučevali muflona (Gonzales, 1985; Heroldova, 1988, 1997; Dubois in sod., 1994; Garcia-Gonzalez in Cuartas, 1996; Hadjisterkotis, 1996, 2016; Homolka, 1996; Le Pendu in sod., 1996; Cransac in Hewison, 1997; Cransac in sod., 1997; Mustoni in sod., 2002; Garel in sod., 2004; Ciuti in sod., 2006, 2009; Darmon in sod., 2007; Heroldova in sod., 2007; Tsaparis in sod., 2008; Bashari in Hemami, 2013; Bobek in sod., 2014; Dremmel in Nahlik, 2016; Palupe in sod., 2016; Puddu in Maiorano, 2016) ter druge rastlinojede parkljarje (npr. v Sloveniji: Jerina, 2006, 2010).

Podatke o zgradbi prostora in drugih obravnavanih okoljskih spremenljivkah smo pripravili na podlagi lastnih podatkovnih baz, vanje pa smo vključili tudi druge javno dostopne

Izvirni znanstveni članek

Preglednica 1: Seznam, šifre in viri analiziranih okoljskih spremenljivk.

Table 1: List, codes and sources of the analyzed environmental variables.

Opis neodvisne spremenljivke	Koda spremenljivke	Enota	Vir podatkov
Nadmorska višina	NADMV	m	ZGS
Lega (ekspozicija)	LEGA		ZGS
Nagib	NAGIB	%	ZGS
Kamnitost in skalnatost	KAMSKAL	%	ZGS
Delež kmetijskih površin (MKGP, 2002; šifra 1000)	RABA1	%	MKGP
Delež travnikov in pašnikov (MKGP, 2002; šifre 1300, 1321)	RABA13	%	MKGP
Delež travnikov, pašnikov in drugih odprtih zemljišč (MKGP, 2002; šifre 1300, 1321, 5000, 6000)	RABA1356	%	MKGP
Delež gozdov (MKGP, 2002; šifra 2000)	RABA2	%	MKGP
Dolžina gozdnega roba/ha (linije na stiku gozdnih n negozdnih površin, vključno z upoštevanjem gozdnih cest)	GOROB	m	ZGS
Indeks pestrosti gozdnih združb v kvadrantu	INDGZDR		ZGS
Delež mladovja (rf. 1)	MLAD	%	ZGS
Delež drogovnjakov (rf. 2)	DROG	%	ZGS
Delež debeljakov (rf. 3)	DEBEL	%	ZGS
Delež sestojev v obnovi (rf. 4)	POML	%	ZGS
Delež mladovij in sestojev v obnovi (rf. 1 in rf. 4)	MLADPOML	%	ZGS
Delež dvoslojnih sestojev, raznomernih, prebiralnih, gmišč, panjevcev (preostale rf)	GOZDOST	%	ZGS
Delež iglavcev v lesni zalogi	IGL	%	ZGS
Delež smreke v lesni zalogi	SMREKA	%	ZGS
Delež jelke v lesni zalogi	JELKA	%	ZGS
Delež drugih iglavcev v lesni zalogi	IGLOST	%	ZGS
Delež bukve v lesni zalogi	BUKEV	%	ZGS
Delež vseh trdih (brez bukve) listavcev v lesni zalogi	TRDI	%	ZGS
Delež kostanja in hrasta v lesni zalogi	HRAKO	%	ZGS
Delež mehkih listavcev v lesni zalogi	MEHKI	%	ZGS
Lesna zaloga/ha (vsi sestoji v kvadrantu)	LZSKUHA	m ³	ZGS
Dolžina gozdnih cest/ha	GOCEST	m	ZGS
Dolžina javnih cest/ha	JAVCEST	m	ZGS
Razdalja od središča kvadranta do najbližje gozdne ceste	RAZGC	m	ZGS
Razdalja od središča kvadranta do najbližje javne ceste	RAZJC	m	ZGS
Razdalja od središča kvadranta do najbližjega gozdnega roba	RAZGROB	m	ZGS
Razdalja od središča kvadranta do najbližjega krmišča za jelenjad in muflone	RAZKRMI	m	ZGS
Razdalja od središča kvadranta do najbližje gozdne površine	RAZGOZD	m	ZGS
Razdalja od središča kvadranta do najbližje negozdne površine	RAZNEGO	m	ZGS
Razdalja od središča kvadranta do najbližje kmetijske površine (travniki, pašniki, sadovnjaki, njive)	RAZKMET	m	ZGS
Razdalja od središča kvadranta do najbližjega mesta naselitve muflonov	RAZNAS	m	ZGS
Povprečna letna količina korigiranih padavin	PADAVINE	mm	ARSO
Povprečna letna hitrost vetra 10 m nad tlemi	VETER	m/s	ARSO
Povprečno trajanje sončnega obsevanja pozimi	SONZIM	h	ARSO
Povprečno trajanje sončnega obsevanja poleti	SONPOL	h	ARSO
Povprečna letna temperatura zraka	TEMP	°C	ARSO

* ZGS – Zavod za gozdove Slovenije, MKGP – Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano, ARSO – Agencija RS za okolje

Vplivi okoljskih dejavnikov na prostorsko razporeditev muflona v Karavankah in Kamniško-Savinjskih Alpah

podatkovne baze (preglednica 1). Lastne podatkovne baze smo izdelali s prekrivanjem kilometrskih kvadrantov s stranicami 1 x 1 kilometer (100 ha) s kartnimi podlagami odsekov (baza podatkov o gozdovih) in uvrščanjem odsekov v ustrezne kvadrante. Izdelali smo podatkovne plasti neodvisnih spremenljivk, kjer vsak kvadrant obsega njihovo povprečno zgradbo. Javno dostopne podatke smo obdelali tako, da smo podatke različnih slojev aplicirali na nivo kvadrantov. Prostorska enota je tako enaka prostorski enoti zbiranja podatkov iz lovišč odvzetih in po enotni metodologiji zabeleženih opaženih muflonov.

3.3 Statistične analize

S prekrivanjem podatkovnih plasti zgradbe prostora in plasti odvzetih in opaženih muflonov smo pridobili podatkovne nize odvisne spremenljivke in neodvisnih spremenljivk za nadaljnje statistične analize. Pri tem smo kvadrante z evidentiranim pojavljanjem (odvzem, opažanja) muflonov privzeli kot pozitivne primere (habitatna krpa), vse preostale celice proučevanega območja pa kot negativne (matriks). Skupno je bilo v raziskavi upoštevanih 698 kvadrantov, od tega je bilo pozitivnih primerov 197 in 501 negativni primer. Z Mann-Whitneyevim U-testom smo za vse spremenljivke ugotavljali statistično značilne razlike med primerjanima skupinama (pri tveganju, manjšem od 0,05). Spremenljivke, pri katerih nismo odkrili značilnih razlik, smo izločili iz nadaljnje raziskave. V nadaljevanju smo tako v raziskavo vključili 28 spremenljivk o zgradbi prostora (preglednica 2).

Prostorsko razporeditev muflonov glede na okoljske dejavnike smo analizirali z binarno logistično regresijo v programskem paketu STATISTICA 8 z uporabo algoritma stepwise forward. Pri vseh parih neodvisnih spremenljivk smo najprej preverili multikolinearnost in kjer je korelacijski koeficient med dvema neodvisnima spremenljivkama presegal 0,45 (Mayer in sod.,

2005; Ficko in sod., 2008), smo iz analize izključili eno izmed spremenljivk v paru. Pri tem smo obdržali spremenljivko, ki je bolj (močnejše) korelirala z odvisno spremenljivko. Zaradi neizpolnjenega pogoja linearnosti med posamezno neodvisno spremenljivko in logaritmom obetov (logit) odvisne spremenljivke smo dve zvezni spremenljivki kategorizirali (Garson, 2008). V modelih smo tako proučevali skupno 16 spremenljivk, od tega pet kategorialnih (primerjalni razred je vedno zadnji) in 11 zveznih (preglednica 3). V prvi model smo vključili 13 spremenljivk (osem zveznih in pet kategorialnih), v drugi model pa 15 spremenljivk (deset zveznih in pet kategorialnih). Zaradi več razredov pri kategorialnih spremenljivkah v logistično regresijo nismo ponudili povezav neodvisnih spremenljivk.

4 Rezultati

Razlike v mediani pozitivnih in negativnih primerov so največje pri spremenljivki razdalja do najbližjega krmišča (RAZKRMI), nato pri spremenljivki delež bukve v lesni zalogi (BUKEV), sledi razdalja do najbližjega mesta naselitve (RAZNAS) itn. (preglednica 2, stolpec rang).

Logistična regresija v prvem modelu napoveduje, da je primernost nekega prostora za habitat muflonov v proučevanem območju pogojena z vrednostmi šestih okoljskih spremenljivk (preglednica 4). Verjetnost za prisotnost muflona se povečuje: z višjo povprečno letno temperaturo zraka (TEMP), z večjimi nagibi terena (NAGIB), z večjimi deleži drogovnjakov (DROG). Verjetnost prisotnosti se zmanjšuje: z večjo oddaljenostjo od najbližjega mesta naselitve (RAZNAS), z večjo oddaljenostjo od najbližjega krmišča (RAZKRMI) in z večjim deležem iglavcev v sestojih (IGL). Po jakosti vplivov glede habitatne primernosti prostora za muflona (glede na Waldovo statistiko) si spremenljivke v logističnem modelu padajoče (od spremenljivke z najmočnejšim vplivom do spremenljivke z najšibkejšim vplivom) sledijo v

Izvirni znanstveni članek

Preglednica 2: Primerjava temeljnih statističnih parametrov analiziranih spremenljivk za pozitivne in negativne primere prisotnosti muflonov v kvadrantu 1 x 1 km.

Table 2: Comparison of basic statistical parameters of the analyzed variables for positive and negative cases of mouflon presence in a 1x1 km cell.

	Pozitivni primeri						Mann-Whitney U test*	
	Pozitivni primeri (habitat)			Negativni primeri (nehabitat)			Z	Rang
	Percentil $X_{0,05}$	Mediana	Percentil $X_{0,95}$	Percentil $X_{0,05}$	Mediana	Percentil $X_{0,95}$		
NAGIB	13,8	30,0	40,4	3,2	25,1	40,4	-5,65	6
KAMSKAL	3,0	27,0	64,0	0,0	14,0	75,0	-5,06	7
RABA13	0,0	2,7	31,7	0,0	4,5	37,8	2,32	19
RABA1356	0,0	8,0	58,0	0,0	13,7	79,3	3,82	12
RABA2	34,9	89,0	99,8	4,8	78,9	99,6	-4,92	9
GOROB	0,5	44,9	131,9	1,0	47,4	150,0	1,93	24
INDGZDR	0,40	1,07	1,71	0,22	1,02	1,54	-2,55	18
DROG	0,0	19,7	83,6	0,0	9,8	53,6	-6,38	4
POML	0,0	5,2	34,2	0,0	8,7	55,2	3,35	13
MLADPOML	0,0	10,7	45,9	0,0	15,6	64,8	2,61	17
GOZDOST	0,0	1,1	73,7	0,0	3,0	98,5	2,16	20
IGL	20,5	53,3	85,7	10,4	65,8	98,9	6,27	5
SMREKA	9,2	39,2	71,5	0,8	42,9	90,6	2,02	23
IGLOST	0,3	4,5	37,0	0,1	7,9	62,7	3,20	15
BUKEV	7,3	37,0	68,6	0,0	15,8	58,1	-9,84	2
TRDI	0,0	5,7	28,7	0,0	3,0	42,1	-3,14	16
MEHKI	0,0	0,0	1,9	0,0	0,1	8,8	3,21	14
JAVCEST	0,0	0,0	38,3	0,0	0,0	60,1	2,02	22
RAZGC	26,6	567,1	1895,2	32,3	677,9	2445,6	2,04	21
RAZKRMI	237,0	1027,0	2746,0	517,0	2164,0	5378,0	10,71	1
RAZGOZD	0,0	0,0	72,0	0,0	0,0	320,0	5,03	8
RAZNEGO	0,0	115,0	454,0	0,0	44,0	475,0	-4,06	11
RAZKMET	0,0	201,0	1197,0	0,0	128,0	950,0	-4,12	10
RAZNAS	754,0	3700,0	7512,0	1984,0	5853,0	13753,0	9,78	3

Kategorialne spremenljivke

	Pozitivni primeri (habitat)	Negativni primeri (nehabitat)	χ^2 test*	
	Število kvadrantov po razredih	Število kvadrantov po razredih	χ^2	Df
PADAVINE	<1800 = 62, 1800–1999 = 99, 2000–2599 = 36	<1800 = 193, 1800–1999 = 201, 2000–2599 = 107	5,9	p=0,053; 2
SONZIM	240-279 = 6, 280-319 = 97, 320-359 = 77, >359 = 17	240-279 = 132, 280-319 = 106, 320-359 = 158, >359 = 105	90,7	3
SONPOL	<660 = 24, 660–699 = 85, 700–739 = 86, 740–779 = 2	<660 = 103, 660–699 = 172, 700–739 = 160, 740–779 = 66	34,4	3
TEMP	<4 = 19, 4–5 = 76, 6–7 = 92, 8–9 = 10	<4 = 115, 4–5 = 150, 6–7 = 102, 8–9 = 134	82,8	3

* Razlike med skupinama so pri vseh spremenljivkah statistično značilne s tveganjem, manjšim od 0,05 ($p < 0,05$)

Vplivi okoljskih dejavnikov na prostorsko razporeditev muflona v Karavankah in Kamniško-Savinjskih Alpah

Preglednica 3: Priprava spremenljivk za logistično regresijo.

Table 3: Preparation of variables for logistic regression.

Št.	Spremenljivka	Prvi model	Drugi model	Odziv odvisne spremenljivke na variiranje neodvisne spremenljivke	Število in meje (v oklepaju) ustvarjenih razredov pri kategorizaciji spremenljivke
2	DROG	*	*	Linearen	
3	POML	*	*	Linearen	
4	GOZDOST	*	*	Linearen	
5	IGL	*	*	Linearen	
6	GOROB	*	*	Linearen	
7	INDGZDR	*	*	Linearen	
8	NAGIB	*	*	Linearen	
9	RAZKRMI	*	*	Nelinearen	4 (986; 1724; 2749)
10	RAZNAS	*	*	Nelinearen	4 (3390; 5224; 7350)
11	TEMP	*	*	Diskretna spremenljivka	
12	SONPOL	*	*	Diskretna spremenljivka	
13	SONZIM	*	*	Diskretna spremenljivka	
14	RAZGC		*	Linearen	
15	RAZGOZD		*	Linearen	
16	RAZKMET		*	Linearen	

naslednjem vrstnem redu: razdalja do najbližjega krmišča, razdalja do najbližjega mesta naselitve, povprečna letna temperatura, delež iglavcev, nagib, delež drogovnjakov.

Preizkus v prvem modelu z izločitvijo spremenljivke RABA2 (delež gozda) in vključitvijo spremenljivke RABA13 (delež travnikov in pašnikov) oziroma RABA 1356 (delež travnikov in pašnikov ter drugih odprtih površin) (ki so kolinearne) ni pokazal značilnega vpliva spremenljivke RABA13 niti spremenljivke RABA1356 na habitat muflonov (rezultati niso posebej prikazani).

V drugem modelu smo izločili spremenljivko delež gozdov (RABA2) iz prvega modela in vključili razdaljo od središča kvadranta do najbližje gozdne ceste (RAZGC), razdaljo do najbližje gozdne površine (RAZGOZD) in razdaljo do najbližje kmetijske površine (RAZKMET). Logistična regresija v drugem modelu (poleg značilnega vpliva večine spremenljivk iz prvega modela) napoveduje, da se verjetnost za primernost prostora za muflona veča tudi z manjšimi vrednostmi sončnega sevanja poleti (SONPOL) in z razdaljo do najbližje kmetijske površine (RAZKMET) ter se manjša z razdaljo do najbližje gozdne ceste (RAZGC) (preglednica 5).

Izvirni znanstveni članek

Preglednica 4: Spremenljivke in koeficienti v modelu habitata muflonov, izdelanega z logistično regresijo – 1. model.

Table 4: Variables and estimated coefficients of the fitted logistic regression model of mouflon habitat – 1. model.

	Ocena parametra	St. napaka	Waldova statistika	Df	p-vrednost	Razmerje obetov
Konstanta/Intercept	2,018	0,829	5,926	1	0,015	
*TEMP			11,084	3	0,011	
1	-1,578	0,744	4,499	1	0,034	0,206
2	0,475	0,393	1,460	1	0,227	1,608
3	1,164	0,390	8,891	1	0,003	3,203
*RAZKRMI			59,952	3	0,000	
1	1,395	0,205	46,167	1	0,000	4,035
2	0,712	0,201	12,508	1	0,000	2,038
3	0,165	0,224	0,545	1	0,460	1,179
*RAZNAS			47,491	3	0,000	
1	1,165	0,203	32,781	1	0,000	3,206
2	0,630	0,199	9,973	1	0,002	1,878
3	-0,085	0,214	0,157	1	0,692	0,919
**DROG	0,014	0,006	4,856	1	0,027	1,014
**IGL	-0,015	0,006	7,496	1	0,006	0,985
**NAGIB	0,050	0,021	5,543	1	0,019	1,051
Scale		1,000	0,000			

* Kategorialna spremenljivka; primerjalni razred je vselej zadnji razred.

** Za zvezne (nekatégorialne) spremenljivke so podana razmerja obetov pri spremembi spremenljivke iz njenega 5. percentila v 95. ($X_{0,05} \rightarrow X_{0,95}$).

Po jakosti vplivov glede primernosti prostora za muflona (glede na Waldovo statistiko) si spremenljivke v logističnem modelu padajoče (od spremenljivke z najmočnejšim vplivom do spremenljivke z najšibkejšim vplivom) sledijo v naslednjem vrstnem redu: razdalja do najbližjega krmišča, razdalja do najbližjega mesta naselitve, povprečna letna temperatura, delež iglavcev, povprečno trajanje sončnega obsevanja poleti, delež drogovnjakov, razdalja do najbližje gozdne ceste, razdalja do najbližje kmetijske površine.

Vplivi okoljskih dejavnikov na prostorsko razporeditev muflona v Karavankah in Kamniško-Savinjskih Alpah

Izvirni znanstveni članek

Preglednica 5: Spremenljivke in koeficienti v modelu habitata muflonov, izdelanega z logistično regresijo – 2. model.
Table 5: Variables and estimated coefficients of the fitted logistic regression model of mouflon habitat – 2. model.

	Ocena parametra	St. napaka	Waldova statistika	Df	p-vrednost	Razmerje obetov
Konstanta/Intercept	1,340	0,907	2,183	1	0,140	
*TEMP			10,601	3	0,014	
1	-1,413	0,728	3,764	3	0,052	0,243
2	0,403	0,396	1,037	1	0,309	1,496
3	1,149	0,392	8,570	1	0,003	3,155
*SONPOL			8,010	3	0,046	
1	1,466	0,684	4,595	1	0,032	4,332
2	-0,677	0,392	2,986	1	0,084	0,508
3	-0,486	0,398	1,492	1	0,222	0,615
*RAZKRMI			56,743	3	0,000	
1	1,391	0,210	44,091	1	0,000	4,02
2	0,677	0,203	11,077	1	0,001	1,968
3	-0,125	0,229	0,298	1	0,585	0,882
*RAZNAS			42,141	3	0,000	
1	1,146	0,211	29,531	1	0,000	3,146
2	0,604	0,201	9,026	1	0,003	1,829
3	-0,095	0,222	0,182	1	0,669	0,909
**DROG	0,016	0,007	6,125	1	0,013	1,016
**IGL	-0,023	0,006	13,786	1	0,000	0,977
**RAZGC	-0,001	0,000	5,573	1	0,018	0,999
**RAZKME	0,001	0,000	4,638	1	0,031	1,001
Scale		1,000	0,000			

* Kategorialna spremenljivka; primerjalni razred je vselej zadnji razred.

** Za zvezne (nekatégorialne) spremenljivke so podana razmerja obetov pri spremembi spremenljivke iz njenega 5. percentila v 95. ($X_{0,05} \rightarrow X_{0,95}$).

5 Razprava

Hofmann (1989) ugotavlja, da je muflon v prehranskem pogledu travojedi kopitar (parkljar), vrsta z dobro prilagoditvijo na prebavo vlaknastih rastlinskih celičnih sten. Avtor ga uvršča v skupino skupaj z domačim govedom, ovco in divjim govedom ali turom (*Bos primigenius*), vendar bližje vmesnim (angl. *intermediate*) prehranskim tipom, v katere (blizu travojednim prehranskim tipom) spadata tudi npr. navadni jelen in damjak (*Dama dama*). V prehranskem pogledu je tako muflon travojed, vendar uživa tudi druge prehranske vire. Mustoni in sod. (2002) navajajo, da se sestava hrane muflonov zelo spreminja v prostorsko-časovnem pogledu glede na njeno dostopnost. Ko je v habitatu veliko trav (travniki, pašniki), se muflon obnaša kot pašna vrsta. Nasprotno je v gozdnih okoljih način hranjenja sicer podoben pašnim vrstam, vendar v sestavi zaužite hrane prevladujejo listi, popki, poganjki in sezonsko sadje (plodovi). Cransac in sod. (1997) za muflona v Franciji navajajo, da so njegova glavna hrana trave in polgmi (*Erica sp.*, *Calluna sp.*, *Vaccinium myrtillus*, *Rubus sp.*), med drevjem navaja prehranjevanje z iglicami iglavcev (vse leto) in z deli dreves iz družine Fagaceae (vse leto, več pozimi). Navajajo tudi hranjenje muflonov s plodovi (jeseni in pozimi) in sadjem (spomladi in poleti), se pa sestava hrane razlikuje tako med subpopulacijami kot tudi med letnimi obdobji (sezonami). Ciuti in sod. (2006) ugotavljajo, da so grmičevja in travinje v večini mesecev najbolj priljubljene pri samicah, v avgustu in septembru so bolj priljubljeni gozdovi cedre in drugih iglavcev. Tudi Tsaparis in sod. (2008) za muflona v sredozemskem območju v Grčiji ugotavljajo, da so uporabljali odprte habitate bistveno bolj kot srnjad. Poudarjeno rabo odprtih in polodprtih habitatov navaja tudi Centore (2016) za muflona na otoku Rabu. Mustoni in sod. (2002) navajajo, da so trave v prehrani muflonov obsegale 69 %, največ poleti, jeseni in pozimi je bilo v prehrani več olesenelih delov rastlinja. Dremmel in Nahlik (2016) za muflone v severno madžarskih gorah ugotavljata, da so trave zavzemale 56 % vnosa hrane, delež trav v

prehrani se je zmanjšal le v sneženih zimah; tedaj so veliko večino hrane sestavljali bukovi poganjki (84 %). Hadjisterkotis (1996, 2016) za muflona na Cipru ugotavlja, da so glavni prehranski vir poganjki olesenelega rastlinja in trave z veliko razliko v deležu olesenelih poganjkov pri živalih, ki so živele v gozdovih, od živali, ki so živele na območju gozdnega roba. Heroldova in sod. (2007) za muflona na Južnem Moravskem ugotavljajo, da je tipičen travojed, vendar v jesenskem in zimskem obdobju obe moravski subpopulaciji dajeta prednost objedanju in, kjer je le mogoče, visoko energetski hrani (gozdni plodovi). Tudi na Češkem Homolka (1996) ugotavlja, da je muflon travojed, vendar zunaj rastne sezone, ko je travnata vegetacija suha, majhne kakovosti in pogosto tudi nedosegljiva zaradi snežne odeje, živali prednostno uživajo lesnate dele rastlinja. Marchand in sod. (2013) ob pregledu 33 različnih študij prehrane muflonov ugotavljajo, da trave sicer zavzemajo 35 % delež (razpon 0–91 %), velik delež v prehrani pa obsegajo tudi popki (24 %, razpon 0–93 %) in poganjki (16 %, razpon 0–55 %). Avtorji menijo, da je zato uvrstitev muflonov med travojede vprašljiva; lahko bi ga uvrščali med spremenljivega travojeda.

V našem proučevanem območju mufloni poseljujejo pretežno gozdnato okolje ($Me = 89,0\%$ gozda), kar je nasprotno, kot ugotavljajo nekateri drugi avtorji. Vendar v raziskavi nismo odkrili vpliva deleža gozda na verjetnost pojavljanja muflonov. Ob pomembnem deležu trav v prehrani muflonov, kar navajajo številni avtorji, bi pričakovali, da se bo primernost prostora za muflona večala z večjim deležem travnatih površin v območju aktivnosti populacije. Vendar nismo odkrili značilnega vpliva niti deleža travnikov in pašnikov niti deleža travnikov in pašnikov skupaj z drugimi odprtimi površinami. Proučevana (sub) populacija se je prilagodila na pretežno gozdno okolje z majhnimi deleži travnatih ($Me = 2,7\%$) oziroma travnatih in drugih odprtih površin ($Me = 8,0\%$). V raziskavi smo ugotovili, da se verjetnost za primernost prostora za muflona večja z razdaljo do najbližje kmetijske površine,

kar kaže na izbiro večjih kompleksov gozdnih površin. Gozd in z njim povezani dejavniki so za muflona v proučevani (sub)populaciji pomemben dejavnik habitata privlačnosti prostora. Dremmel in Nahlik (2016) za muflone v severno madžarskih gorah ugotavljata, da živali dajejo prednost odprtim travnatim površinam, odraslim hrastovim sestojem in mladim pogozditvam; v vseh naštetih habitatih je gosta vegetacijska pokrovnost. V našem proučevanem območju nismo odkrili vpliva goste vegetacijske pokrovnosti (gozdnega mladja in sestojev v obnovi) na habitatno primernost prostora za muflona, ugotovili pa smo, da se raba prostora te vrste značilno večja z večjim deležem drogovnjakov v sestojih. Ocenjujemo, da so taki sestoji za muflona bolj priljubljeni zaradi ugodnejših vremenskih (prestrezanje padavin, toplota) in snežnih razmer, predvsem pozimi, lahko pa bi bili tudi zatočišča pred vznemirjanjem, še posebno v okoljih z manjšimi deleži skalovja. Nasprotno smo ugotovili za gamsa (na hladne habitate prilagojeno vrsto) v zelo podobnem okolju Zahodnih Karavank (Černe in Hafner, 2012), kjer se njegova raba prostora manjša z večjimi deleži drogovnjakov v sestojih in so živalim bolj priljubljeni drugi sestavni deli habitata (skalovje). V proučevanem območju se primernost prostora za muflona manjša z večjim deležem iglavcev v lesni zalogi sestojev. V tem pasu nadmorskih višin mufloni poseljujejo predvsem gozdne združbe, v katerih je v lesni zalogi znaten delež bukve (Me = 37 %), delež iglavcev in delež bukve pa sta v značilni negativni povezavi ($R_s = -0,60$, $p < 0,05$). Hafner (2004) z univariatnimi analizami ugotavlja, da v območju aktivnosti populacije muflonov na Gorenjskem prevladujejo predvsem bukove klimazonalne združbe. Med azonalnimi združbami prevladujejo tiste, ki izražajo izrazito toplo in suho mezoklimo rastišča, med senčnimi in vlažnimi pa prevladujejo združbe s poudarjeno kamnitostjo. Tudi drugi avtorji, ki so proučevali prehrano, poleg trav (travnatih površin) navajajo prehrano s popki in poganjki predvsem listnatih vrst, polgrmov in grmov (Cransac in sod., 1997; Mustoni in sod., 2002; Dremmel in Nahlik, 2016), čeprav nekateri

navajajo tudi priljubljenost gozdov cedre in drugih iglavcev (Ciuti in sod., 2006). Jeseni je pomembna tudi prehrana muflonov z gozdnimi plodovi; navaja jo več avtorjev (Cransac in sod., 1997; Mustoni in sod., 2002; Heroldova in sod. 2007). V proučevanem območju so v habitatih muflonov prisotni tudi kostanj (*Castanea sativa*) in hrasti (*Quercus robur*, *Quercus petraea*); njihov delež v lesni zalogi sestojev znaša 4,15 % (Me), kar je skupaj z bukvijo pomemben delež glede možnosti jesenske prehrane z gozdnim plodovi. Primernost prostora za muflona se v proučevani (sub)populaciji manjša tudi z razdaljo do najbližje gozdne ceste. Čeprav nismo odkrili pozitivnega vpliva deleža pomlajenih površin (sestoji v obnovi) na habitatni izbor muflonov, pa so ob majhnih deležih travnatih in drugih odprtih površin v območju aktivnosti populacije pomlajene in druge, s travami in zelišči porasle (tudi če še niso porasle z gozdnim mladjem) odprte površine, ki so nastale zaradi gospodarjenja z gozdovi (npr. v bližini gozdnih cest), verjetno dobrodošle in pomembne za prehrano muflonov.

Vpliva nadmorske višine na primernost prostora za muflona nismo proučevali, zaradi kolinearnosti smo proučevali vpliv drugih spremenljivk, vključno z deležem gozda. Mufloni niso tipične gorske živali, vendar v določenih okoljih lahko poselijo tudi višje nadmorske višine; telesne značilnosti muflona bolj spominjajo na tekača kot na plezalca (Cicognani in sod., 2002). Območje aktivnosti proučevane populacije se razteza od 450 do 1950 m n.m.v., kar kaže, da se v skalovju nad zgornjo gozdno mejo (višje nadmorske višine, večja skalovitost), ki so v podobnem območju sicer dober habitat gamsov (Černe in Hafner, 2012), mufloni ne pojavljajo oziroma se pojavljajo zgolj izjemoma. Poselitev muflonov podobnih nadmorskih višin ugotavljajo tudi drugi avtorji za (sub)populacije v Sredozemlju (Ruiu, 1989; Özdirek, 2009) in tudi na Kavkazu (Khorozyan in sod., 2009). Podobne nadmorske višine ali celo do 2200 m poseljujejo tudi nekatere naseljene populacije v srednji Evropi (Le Pendu in sod., 1996; Cransac in sod., 1997; Garel in

Izvirni znanstveni članek

sod., 2005). Iz izkušenj je znano, da se med letom mufloni v proučevani (sub)populaciji selijo tudi vertikalno, največ med poletjem in zimo s snegom. Gonzalez (1985) ugotavlja, da vertikalne selitve pri muflonu nastanejo bolj zaradi temperature kot zaradi potreb po hrani. Pogosto je mlada trava poganjala na nižjih nadmorskih višinah, ki pa so jih živali zapuščale. Sezonski premiki so značilni tudi za druge ovce (Alvarez-Cardenas in sod., 2001), za snežne koze (*Oreamnos americanus*) pa Rice (2008) ugotavlja, da so sezonska vertikalna gibanja živali zelo raznolika, vsako populacijo je treba obravnavati posebej, vertikalne selitve pa niso povezane s horizontalnimi selitvami. V naši raziskavi smo ugotovili, da se primernost prostora za muflona veča z večjimi nagibi terena, kar je verjetno sestavni del protiplenilske strategije, še posebno v povezavi z večjo kamnitostjo in skalovitostjo površja, ki daje živalim tudi v gozdnatem območju boljše možnosti umika pred plenilci. Za tankorogo/snežno ovco (*Ovis dalli*) je bilo, npr., ugotovljeno, da so z večjo razdaljo do skalovja postajale živali bolj pozorne (Frid, 1997). Več avtorjev navaja prisotnost strmih, kamnitih in skalnatih nagibov v območjih, kjer so prisotni mufloni (Cransac in sod., 1997; Tosi in Lovari; 1997; Cicognani in sod., 2002), v naši raziskavi pa nismo neposredno proučevali vpliva kamnitosti in skalnatosti površja na primernost prostora za muflona. Primerjava kamnitosti in skalnatosti površja z nagibom je namreč pokazala njuno značilno pozitivno povezanost ($R_s = 0,72, p < 0,05$). Kot smo že navedli, je primernost prostora za muflona večja v okolju z večjimi nagibi, torej v okolju z večjo kamnitostjo in skalnatostjo površja.

V povezavi z zgradbo prostora in nemirom/motnjami je tudi dolžina javnih in gozdnih cest. Zaradi majhnih gostot gozdnih cest njihovega vpliva nismo proučevali, dolžina javnih cest pa je v značilni negativni povezavi z nagibom terena ($R_s = -0,65, p < 0,05$). Verjetnost za pojavljanje muflona je večja v okolju z večjimi nagibi, s tem pa tudi v prostoru z manjšimi dolžinami (gostotami) tako gozdnih kot javnih cest. Hafner (2004) za kolonije muflonov na

Gorenjskem ob univariatnih analizah ugotavlja, da so poselili večinoma odročna in ljudem gospodarsko manj zanimiva območja sredogorja, kar nas navaja k sklepanju, da dejavnost ljudi v območju aktivnosti proučevane (sub)populacije (sredogorje pod gozdno mejo) ni izrazita in zato ni problematična. Palupe in sod. (2016) ugotavljajo, da se muflon izogiba cestam v sezoni lova, glede na lov pa prilagaja tudi drugo rabo prostora. Martinetio in Cugnasse (2001) v južni Franciji ugotavljata občutljivost muflonov za prisotnost domačih psov, ki so tekli ob pohodnikih. V takih primerih se je območje vznemirjenosti muflonov podvojilo glede na vznemirjanja, ko so bili prisotni pohodniki brez psov. Namgail in sod. (2007) za argala (*Ovis ammon*) v primerih naselitve domačih ovc in koz na njegovo območje aktivnosti ugotavljajo, da je sicer uporabljal ista območja, toda bolj strme habitate, bližje skalovja, z manjšim vegetacijskim pokrovom, izogibal se je rastlinskim združbam z gostejšim vegetacijskim pokrovom, ki jih je uporabljal pred tem. Tudi njegov čas prehranjevanja se je zaradi prisotnosti domače drobnice zmanjšal za okoli 10 %. Te ugotovitve kažejo na potencialno tekmovalnost med argalijem in drobnico, ki je lahko večja in za agralija bolj neugodna pozimi, ko je dostopnost hrane (paše) zelo majhna. Podobno za argalija ugotavlja tudi Namgail (2001) in za belorepega jelena (*Odocoileus virginianus*) Cohen in sod. (1989), kar kaže, da izbor habitata ne odraža nujno tudi njegove najboljše kakovosti (Johnson in Seip, 2008). V našem območju nismo proučevali vpliva paše na izbor habitatov muflona, smo pa v podobni raziskavi pri gamsu v sosednjem območju (Zahodne Karavanke), ki poseljuje tudi prostor nad gozdno mejo in območja planin, ugotovili, da na pojavljanje gamsov negativno vpliva tudi planinska paša (Černe in Hafner, 2012).

Na prisotnost muflona v proučevanem območju ugotavljamo velik vpliv bližine krmišč dopolnilnega zimskega krmljenja. Verjetnost rabe prostora je v najbližjem razredu (do 986 m) štikrat večja, v razredu 987–1724 m pa dvakrat večja kot v najbolj oddaljenem razredu (nad 2749 m).

Proučevana (sub)populacija je v takem gozdnatem okolju ostrega alpskega podnebja, kljub relativno velikim deležem plodonosnega gozdnega drevja v lesni zalogi sestojev, ki v jeseni omogoča pridobitev tolšče za prezimitev, zelo vezana na krmišča dopolnilnega zimskega krmljenja. Oddaljenost od najbližjega krmišča najbolj vpliva na prisotnost muflonov v proučevanem območju. Podobno za divjega prašiča in navadnega jelena v Sloveniji ugotavlja tudi Jerina (2006, 2010): bližina krmišč je spremenljivka, ki v največji meri pojasnjuje prisotnost obeh vrst. Verjetnost za prisotnost muflona v proučevanem območju se zmanjšuje z večjo oddaljenostjo od mesta naselitve; spremenljivka je na drugem mestu po jakosti pojasnitve vplivov. V razredu oddaljenosti do 3390 m je raba prostora muflonov 3,2-krat večja, v razredu 3390–5224 m pa dvakrat večja kot v najbolj oddaljenem razredu (nad 7350 m). Podobno ugotavlja tudi Jerina (2010) za jelenjad v Sloveniji, saj je spremenljivka stroški poti od mesta naselitve do ciljnega kvadranta na tretjem mestu po pojasnjevalni moči; z večanjem njene vrednosti se zmanjšuje verjetnost pojavljanja jelenjadi. Stergar (2017) za jelenjad podobno ugotavlja, da zdajšnja prostorska razporeditev jelenjadi v Sloveniji ni le odraz priljubljenosti habitata, temveč tudi nedokončanega prostorskega širjenja vrste. Isti avtor tudi ugotavlja, da jelenjad prostor uporablja neracionalno z vidika optimiziranja vitalnosti, kar je v največji meri posledica antropogenih sprememb habitata (krmišča, smrekovi drogovnjaki). Da so izpuščeni mufloni poselili relativno majhno območje, ugotavljajo tudi Bobek in sod. (2014). Poselitev je bila največja v oddaljenosti 1,0–3,1 km od ograde, le en samec je bil 9,1 km od izvirne ograde. Isti avtorji tudi ugotavljajo, da so izpuščeni mufloni relativno slabo poselili gozdne površine, kar bi bilo lahko povezano z njihovimi prehranskimi navadami, z uporabo lahko dostopne hrane na bližnjih krmiščih, saj so bile nekatere živali rojene v prilagoditvenih oborah. Da so se živali dlje časa po izpustitvi zadrževale v bližini prilagoditvenih obor, je bilo ugotovljeno tudi pri damjaku (Dolev in sod. 2002). Cicognani in sod. (2002) navajajo,

da je za muflone tudi sicer na splošno značilno manjše gibanje pri obeh spolih, kar pa ne velja za samce v času parjenja.

V raziskavi smo med podnebnimi in z njimi povezanimi spremenljivkami vpliv lege (ekspozicije) in vpliv vetra izločili že v primerjavi temeljnih statističnih parametrov analiziranih spremenljivk za pozitivne (habitat) in negativne (nehabitat) primere. Cicognani in sod. (2002) navajajo, da so muflonu kot vrsti priljubljene južne, jugovzhodne in jugozahodne lege, Cransac in Hewison (1997) pa ugotavljata, da moč vetra igra vlogo pri določanju vzorcev rabe habitatov muflonov v času klimatskih (vremenskih) ekstremov pozimi in poleti. Centore (2016) navaja, da je za evropskega muflona idealen habitat s povprečnimi padavinami 800 mm/leto in manj kot 50 dni s snežno odejo. Za naše proučevano območje je značilna snežna odeja v trajanju 100–150 dni, količina padavin pa znaša 1200–1600 mm/leto, v gorskem svetu tudi več kot 2500 mm/leto. Odkrili smo vpliv dveh podnebnih spremenljivk na rabo prostora muflonov. V prvem modelu smo odkrili značilen vpliv povprečne letne temperature zraka, in sicer se verjetnost za pojavljanje muflona povečuje z večjimi vrednostmi temperature do razreda 6–7 °C, v zadnjem razredu (8–9 °C) se zmanjša. V razredu do 4 °C znaša verjetnost rabe prostora 20 % verjetnosti v najtoplejšem razredu, v razredu 6–7 °C pa je verjetnost 3,2-krat večja kot v najvišjem razredu (8–9 °C). V proučevanem območju se mufloni z izogibanjem predelov z nizkimi srednjimi letnimi temperaturami tako izogibajo tudi območjem z dolgotrajno ležečo snežno odejo in območjem z večjo količino padavin. Podobno smo ugotovili zmanjševanje verjetnosti rabe prostora glede na količine sončnega sevanje poleti. V najnižjem razredu (do 660 ur) znaša verjetnost rabe prostora 4,3-krat več kot v najvišjem razredu (740–779 ur), v vseh drugih razredih se zmanjša; živali so v vročih sončnih poletnih dneh bolj naklonjene okolju z manj sončnega sevanja. Tudi iz opažanj je razvidno, da poleti živali pogosteje uporabljajo bolj senčne lokacije.

6 Povzetek

Muflon je sestavni del živalstva številnih ekosistemov, poseljuje večinoma sredogorje in gorski svet, čeprav ga je v nekaterih (sub) populacijah najti tudi ob morski obali ali v nižinah. Večinoma poseljuje bolj strma in skalnata območja v nadmorskih višinah do 2000 (2200 m). Ponekod v arealu (sub)populacij prevladujejo gozdovi, druge grmišča ali negozdne (travnate, druge slabo porasle) površine. V številnih območjih živi simpatrično skupaj z drugimi prežvekovalci, najpogosteje z navadnim jelenom in evropsko srno, ponekod tudi z gamsom.

Raziskava temelji na analizah lokacij odvzema in opažanj živali ($n = 698$), ki so prostorsko umeščene v mrežo s kilometrskimi kvadranti in zavzemajo areal (sub)populacije na območju Karavank in Kamniško-Savinjskih Alp v Sloveniji. Proučevana površina obega 69.800 ha in je razdeljena na 698 kvadrantov. Podatke o zgradbi prostora in drugih obravnavanih okoljskih spremenljivkah smo pripravili na osnovi lastnih podatkovnih baz, ki vključujejo tudi druge javno dostopne podatkovne baze. V analizo smo vključili številne ($n = 40$) okoljske spremenljivke, ki bi prek določanja habitatne primernosti lahko vplivale na prostorsko razporeditev muflona. Pri analizah smo uporabili univariatne statistične metode in binarno logistično regresijo. Neodvisne spremenljivke, katerih vpliv na odvisno je bil nelinearen, smo pred vključitvijo v logistični model kategorizirali. Binarna logistična regresija je pokazala, da je verjetnost rabe prostora multivariatno določena z vrednostmi devetih okoljskih spremenljivk, od katerih so štiri v model vključene kot kategorialne spremenljivke, pet pa kot zvezne.

Proučevana (sub)populacija se je prilagodila na pretežno gozdno okolje ($Me = 89,0\%$ gozda) z nizkimi deleži travnatih ($Me = 2,7\%$) oziroma travnatih in drugih odprtih površin ($Me = 8,0\%$) na nadmorskih višinah od 450 do 1950 m. Verjetnost rabe prostora muflona v proučevanem območju se manjša z večanjem deleža iglavcev v

lesni zalogi sestojev. V tem pasu nadmorskih višin mufloni poseljujejo predvsem gozdne združbe, v katerih je v lesni zalogi znaten delež bukve ($M = 37\%$). V habitatih muflonov so prisotni tudi kostanj in hrasti (dob, graden), njihov delež v lesni zalogi sestojev znaša 4,15 %, kar je skupaj z bukvijo pomemben delež glede možnosti jesenske prehrane z gozdnim plodovi. Prisotnost muflona se značilno veča z večjim deležem drogovnjakov v sestojih. Ocenjujemo, da so taki sestoji za muflona bolj priljubljeni zaradi ugodnejših vremenskih (prestrežanje padavin, toplota) in sneženih razmer, predvsem pozimi, lahko pa bi bili tudi zatočišča pred vznemirjanjem, še posebno v okoljih z manjšimi deleži skalovja. Verjetnost za pojavljanje muflona v proučevani (sub)populaciji se manjša tudi z razdaljo do najbližje gozdne ceste. Prednost gozdnih cest v habitatu muflona je v aktivnejšem gospodarjenju z gozdovi, s tem pa v večjih deležih pomlajenih in drugih z zelišči in travami odprtih površin, ki so pomembne za prehrano živali.

Verjetnost za prisotnost muflona se veča z večjimi nagibi terena, kar je verjetno prirojena obramba oziroma sestavni del protipleniške strategije, še posebno v povezavi z večjo kamnitostjo in skalovitostjo površja, ki daje živalim tudi v gozdnatem območju boljše možnosti umika pred plenilci. V območju z velikimi nagibi terena je manjša gostota gozdnih in javnih cest, živali so poselile ljudem večinoma odmaknjena in gospodarsko manj priljubljena ter zato tudi manj vznemirjena območja. Mufloni se izogibajo območjem z nizkimi srednjimi letnimi temperaturami, s tem pa območjem z dolgotrajno snežno odejo in območjem z večjo količino padavin. Verjetnost rabe prostora se manjša tudi z večjo količino sončnega sevanja poleti. V raziskavi smo ugotovili velik vpliv bližine krmišč dopolnilnega zimskega krmljenja, z večjo oddaljenostjo do krmišč se verjetnost rabe prostora manjša. Verjetnost rabe prostora se prav tako manjša z večjo oddaljenostjo od lokacij naselitev. Zadnji dve spremenljivki, ki nista povezani s kakovostjo habitata per se, temveč sta posledica premišljenih upravljaljskih odločitev (izbor lokacij

naselitve in krmljenje živali), najbolj pojasnjujeta različno intenzivnost prisotnosti muflona v proučevanem območju.

5 Summary

The Mouflon is an integral part of the animal life of many ecosystems, mostly inhabiting hills and the mountain world, although some (sub) populations can be found along the seashore or in the lowlands. It is most frequently found settling those steeper and rocky areas at altitudes of up to 2000 (2200m). In some (sub) populations' areas forests prevail, while in others bushes or non-forests (grasslands and other poorly grown areas) are predominant. In many areas, the mouflon lives sympatrically with other ruminants, most often reindeer and European roe deer, and occasionally chamois. The research is based on analyses of the sites of animal capture and observation (n = 698). These are spatially placed in the network of kilometer quadrants and occupy the subsidence populations of the Karawanks and Kamnik-Savinja Alps in Slovenia. The area studied covers 69,800 hectares and is divided into 698 quadrants. The data on the structure of the space and other environmental variables were prepared based on our own databases, and also included other publicly accessible databases. A number of environmental variables (n = 40) were included in the analysis. This might influence the mouflon's spatial arrangement via determining the habitat suitability. The analyses were done using univariate statistical methods and binary logistic regression. The independent variables whose dependence on the dependent ones proved non-linear, were categorized before joining the logistic model. Binary logistic regression has shown that the probability of space use is multivariate with the values of nine environmental variables, of which four are included in the model as categorical variables and five as continuous.

The sub-population studied has been adapted to a predominantly forested environment

(Me = 89.0% of forests) with low grassland (Me = 2.7%) or grassland and other open surfaces (Me = 8.0%) at altitudes from 450 to 1950 m. The probability of using the space of the mouflon in the study area is reduced by increasing the share of conifers in wood stocks of stands.

In this altitude range, mouflon are mainly inhabiting those forests with a significant share of beech (M = 37%). In mouflons' habitats there are also chestnuts and oaks present (common or sessile oaks), their share in the forest stock of stands being at 4,15%, which together with the beech makes an important part of the possible autumn food provided by forest fruits. The presence of mouflon is markedly increased with a higher proportion of lumbers in the stands. Thanks to more favorable weather conditions (precipitation intercepting, heat) and snow in winter, we estimate that such compositions are more favourable for mouflon. There, it can also be sheltered against disturbance, especially in environments with smaller rocks. The probability of occurrence of mouflon in the studied (sub) population also decreases with the distance to the nearest forest road. A forest road in the mouflon habitat brings advantage in the more active management of forests, larger shares of rejuvenated and other open area grasses with herbs important for animal nutrition.

The probability of the presence of the mouflon is increased with larger slopes, which probably is a congenial defense measure or makes an integral part of the antiferrolal strategy, especially in connection with the greater rate of surface rockiness, which even in wooded areas provides the animals a better chance of escape from predators.

In the area marked by large slopes, the density of forest and public roads is lower, so the animals have mostly inhabited those remote and economically less popular, and therefore less disturbed areas. Moufflons tend

Izvirni znanstveni članek

to avoid those areas with low average annual temperatures, long lasting snow cover and areas higher precipitation rates. The likelihood of space use is also reduced by the increased amount of solar radiation in the summer. In the study, a great influence of the proximity of feeding stuffs of supplementary winter feeding was established, with the probability of space use decreasing with a greater distance to feeding sites. The likelihood of space use is also

reduced with a greater distance from the location of the settlements.

The last two variables that are not related to the quality of the habitat, per se, but are the result of thoughtful management decisions (selection of settlement sites and feeding of animals) provide the best possible explanation of this differing intensity of the presence of mouflons in the study area.

6 Viri

Alvarez-Cardenas, S., Guerrero-Cardenas I., Diaz, S., Galina-Tessaro P., Gallina, S. 2001. The variables of physical habitat selection by the desert bighorn sheep (*Ovis canadensis weemsi*) in the Sierra del Mechudo, Baja California Sur, Mexico. *J. Arid Environ.*, 49: 357–374.

Bangs, P.D., Krausman, P.R., Kunkel, K.E., Parsons, Z.D. 2005. Habitat use by desert bighorn sheep during lambing. *Eur. J. Wildl. Resear.*, 51: 178–184.

Bashari, H., Hemami, M.R. 2013. A predictive diagnostic model for wild sheep (*Ovis orientalis*) habitat suitability in Iran. *J. Nat. Conserv.*, 21: 319–325.

Baza podatkov odvzema divjadi X lov. 2018. Zavod za gozdove Slovenije.

Bobek, B., Frackowiak, W., Furtek, J., Merta, D. 2014. Integration of introduced mouflons with the local population in the Sudety mountains. *Balk. J. Wildl. Resear.*, 1: 82–86.

Centore, L., 2016. Activity pattern and interaction of European mouflon (*Ovis musimon*) and axis deer (*Axis axis*) on Island of Rab, Croatia. Bachelor thesis. University of Bologna, School of agriculture and veterinary medicine, 59 s.

Cicognani, L., Zanni, M.L., Toso, S. 2002. Modulo operatore abilitato ai censimenti: muflone. Regione Emilia-Romagna, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica.

Ciuti, S., Davini, S., Luccarini, S., Apollonio, M. 2003. Variation in home range size of female fallow deer inhabiting a sub-Mediterranean habitat. *Rev. Ecol.*, 58: 381–395.

Ciuti, S., Pipia, A., Ghiandai, F., Luccarini, S. 2006. Progetto di ricerca sull'uso dello spazio e sulla selezione dell'habitat del muflone (*Ovis orientalis musimon*) in ambiente mediterraneo. Dipartimento di zoologia e genetica evolutiva, Università degli studi di Sassari.

Ciuti, S., Pipia, A., Grignolio, S., Ghiandai, F., Apollonio, M. 2009. Space use, habitat selection and activity patterns of female Sardinian mouflon (*Ovis orientalis musimon*) during the lambing season. *Eur. J. Wildl. Resear.*, 55: 589–595.

Cohen, W.E., Drawe, D.L., Bryant, F.C., Bradley, L.C. 1989. Observations on white-tailed deer and habitat response to livestock grazing in South Texas. *J. Range. Manage.* 42: 361–365.

Cransac, N., Hewison, A.J.M. 1997. Seasonal use and selection of habitat by mouflon (*Ovis gmelini*): Comparison of the sexes. *Behav. Proc.*, 41: 57–67.

Cransac, N., Valet, G., Cugnasse, J.M., Rech, J. 1997. Seasonal diet of mouflon (*Ovis gmelini*): Comparison of population sub-units and sex-age classes. *Rev. Eco.*, 52: 21–36.

Černe, B., Hafner, M. 2012. Prostorska razširjenost, habitatne značilnosti in upravljanje s populacijo gamsa (*Rupicapra rupicapra* L.) na območju Zahodnih Karavank. *Gozdarski vestnik*, 70: 72–80, 96–100.

- Darmon, G., Calenge, C., Loison, A., Maillard, D., Jullien, J.M. 2007. Social and spatial patterns determine the population structure and colonization processes in mouflon. *Can. J. Zool.*, 85: 634–643.
- Dolev, A., Saltz, D., Bar-David, S., Yom-Tov, Y. 2002. The impact of repeated releases on the space-use patterns of reintroduced Persian fallow deer (*Dama dama mesopotamica*) in Israel. *J. Wildl. Manage.*, 66: 737–746.
- Dremmel, L., Náhlik, A. 2016. Habitat and food preference of mouflon and competition for food resources with red deer. V: VIth World Congress on Mountain Ungulates and Vth International Symposium on Mouflon. Nicosia, Lefkosia, Cyprus, 28. avgust – 1. september 2016.
- Dubois, M., Gerard, J.F., Vincent, J.P. 1994. Areas of concentrated use within seasonal ranges of Corsican mouflons: importance of psychophysiological and ecological contexts in their modulation. *Behav. Proc.*, 32:163–172.
- Dubois, M., Quenette, P.Y., Bideau, E., Magnac, M.P. 1993. Seasonal range use by European mouflon rams in medium altitude mountains. *Acta Theriol.*, 38: 185–198.
- Fabjan, I. 1965. Muflon v svetu in pri nas. *Lovec*, 58: 137–140.
- Ficko, A., Klopčič, M., Matijašič, D., Poljanec, A., Bončina, A. 2008. Razširjenost bukve in strukturne značilnosti bukovih sestojev v Sloveniji. *Zb. Gozd. Les.*, 87: 45–60.
- Frid, A. 1997. Vigilance by female Dall's sheep: interactions between predation risk factors. *Anim. Behav.*, 53: 799–808.
- Garcia-Gonzales, R., Cuartas, P. 1996. Trophic utilization of a montane/subalpine forest by chamois (*Rupicapra pyrenaica*) in the Central Pyrenees. *For. Ecol. Manage.*, 88: 15–23.
- Galjot, B., De Brea-Šubič, S., (ur.). 1998. Naših petdeset let. (Jubilejni zbornik ob 50-letnici Zveze lovskih družin Gorenjske in lovskih družin Gorenjske). Kranj, Zveza lovskih družin Gorenjske: 167 s.
- Garel, M., Cugnasse, J.M., Gaillard, J.M., Loison, A., Gibert, P., Douvre, P., Dubray, D. 2005. Reproductive output of female mouflon (*Ovis gmelini musimon* × *Ovis* sp.): a comparative analysis. *J. Zool., Lond.*, 266: 65–71.
- Garel, M., Loison, A., Gaillard, J.M., Cugnasse, J.M., Maillard, D. 2004. The effects of a severe drought on mouflon lamb survival. *Proc. R. Soc. Lond. B (Suppl.)*, 271: 471–473.
- Garson G.D. 2008. Logistic regression from Statnotes: Topics in multivariate analysis. <http://www2.chass.ncsu.edu/garson/pa765/statnote.htm>
- González, G. 1985. Seasonal fluctuations in the spatial distribution of chamois and mouflons on the Carlif Massif, Pyrenees. In: *The Biology and Management of Mountain Ungulates*, London: Croom Helm., s. 117–123.
- Hadjisterkotis, E. 1996. Ernährungsgewohnheiten des Zyprischen Muflons *Ovis gmelini ophion*. *Z. Jagdwiss.*, 42: 256–263.
- Hadjisterkotis, E. 2016. Population, ecology and food habits of the Cyprus mouflon. V: VIth World Congress on Mountain Ungulates and Vth International Symposium on Mouflon. Nicosia, Lefkosia, Cyprus, 28. August - Septembe 2016.
- Hafner, M. 2004. Muflon na Gorenjskem – v negostoljubnih območjih sredogorja. *Lovec*, 87: 126–129.
- Heroldova, M. 1988. The diet of mouflon (*Ovis musimon*) outside the growing period 1983–1984. *Folia Zool.*, 37: 309–318.
- Heroldova, M. 1997. Trophic niches of three ungulate species in the Palava Biosphere Reserve. *Acta. Sc. Nat. Brno*, 31: 1–52.
- Heroldova, M., Homolka, M., Kamler, J., Koubek, P., Forejtek, P. 2007. Foraging strategy of mouflon during the hunting season as related to food supply. *Acta Vet. Brno*, 76: 195–202.
- Hofmann, R.R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia*, 78: 443–457.
- Homolka, M. 1996. Foraging strategy of large herbivores in forest habitats. *Folia Zool.*, 45: 127–136.
- Jerina, K. 2006. Vplivi okoljskih dejavnikov na prostorsko razporeditev divjega prašiča (*Sus scrofa* L.) v Sloveniji. *Zb. Gozd. Les.*, 81: 3–20.

Izvirni znanstveni članek

- Jerina, K. 2010. Prostorska razširjenost, vitalnost in populacijska dinamika prostoživečih vrst parkljarjev v Sloveniji: preučevanje vplivov okoljskih in vrstno-specifičnih dejavnikov ter napovedovanje razvojnih trendov. Zaključno poročilo. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 43 s.
- Johnson, C.J., Seip, D.R. 2008. Relationship between resource selection, distribution, and abundance: a test with implications to theory and conservation. *Popul. Ecol.*, 50: 145–157.
- Khorozyan, I.G., Weinberg, P.I., Malkhasyan, A.G. 2009. Conservation strategy for Armenian mouflon (*Ovis (orientalis) gmelini* Blyth) and bezoar goat (*Capra aegagrus Erxleben*) in Armenia. Status and protection of globally threatened species in the Caucasus. CEPF Biodiversity Investments in the Caucasus Hotspot 2004–2009. Tbilisi, s. 37–45.
- Krapinec, K., Micija, M., Bukovinski, M., Pintur, K. 2013. Comparison of European mouflon (*Ovis gmelini musimon* Pall.) trophies from Mediterranean and continental Croatia. *Radovi (Hrvat. Sumar. Inst.)*, 45: 117–144.
- Krže, B. 1975/76. Naselitev novih vrst divjadi v Sloveniji: *Ovis ammon musimon*. *Lovec*, 58: 71–77.
- Langbein, J., Schiebe, K.M., Eichhorn, K. 1997. Verhaltensmuster und Budgets einzelner Verhaltensweisen bei freilebenden europäischen Wildschafen. *Z. Jagdwiss.* 43: 35–47.
- Le Pendu, Y., Maublanc, M.L., Briedermann, L., Dubois, M. 1996. Spatial structure and activity in groups of mediterranean mouflon (*Ovis gmelini*): a comparative study. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, 46: 201–216.
- Marchand, P., Redjadj, C., Garel, M., Cugnasse, J.M., Maillard D., Loison, A. 2013. Are mouflon *Ovis gmelini musimon* really grazers? A review of variation in diet composition. *Mamm. Rev.*, 43: 275–291.
- Martinetti, K., Cugnasse, J.M. 2001. Reaction distance in Mediterranean mouflon (*Ovis gmelini musimon* x *Ovis* sp.) in the presence of hikers with a dog on the Caroux plateau (Herault, France). *Rev. Écol.*, 56: 231–242.
- Mayer, P., Brang, P., Dobbertin, M., Hallenbarter, D., Renaud, J.P., Walthert, L., Zimmermann, S. 2005. Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Annal. For. Sci.*, 62: 303–311.
- Mustoni, A., Pedrotti, L., Zanon, E., Tosi, G. 2002. "Il muflone" da: Ungulati delle alpi - Biologia-Riconoscimento-Gestione. Nitida immagine editrice, s. 389–436.
- Namgail, T. 2001. Habitat selection and ecological separation between sympatric Tibetan argali and blue sheep in northern India. M. Phil. Thesis, University of Tromsø, Norway.
- Namgail, T., Fox, J.L., Bhatnagar, Y.V. 2004. Habitat segregation between sympatric Tibetan argali *Ovis ammon hodgsoni* and blue sheep *Pseudois nayaur* in the Indian Trans-Himalaya. *J. Zool., Lond.*, 262: 57–63.
- Namgail, T., Fox, J.L., Bhatnagar, Y.V. 2007. Habitat shift and time budget of the Tibetan argali: the influence of livestock grazing. *Ecol. Res.*, 22: 25–31.
- Nowakowski, P., Chudoba, K., Piasecki, M. 2009. European mouflon (*Ovis orientalis musimon* Schreber, 1782) in the ecosystem of Lower Silesia. *Annales Universitatis Mariae Curie-Sklodowska Lublin-Polonia*, 27, sectio EE.
- Özdirek, L. 2009. Estimation of demography and seasonal habitat use patterns of Anatolian mouflon (*Ovis gmelinii anatolica*) population in Konya Bozdağ protection area using distance sampling. Master thesis. Middle East Technical University.
- Palupe, B., Leopold, C.R., Hess, S.C., Faford, J.K., Pacheco, D., Judge, S.W. 2016. Changes in habitat use and distribution of mouflon in the Kahuku Unit of Hawai'i Volcanoes National Park. *Pacific Conserv. Biol.*, 22: 308–311.
- Perez, J.M., Granados, J.E., Soriguer, R.C., Fandos, P., Marquez, F.J., Crampe, J.P. 2002. Distribution, status and conservation problems of the Spanish ibex, *Capra pyrenaica*. *Mamm. Rev.*, 32: 26–39.
- Prostorski informacijski sistem Zavoda za gozdove Slovenije. Zbirke digitalnih prostorskih podatkov. 2018. Kranj, Bled, Zavod za gozdove, Območna enota Kranj, Območna enota Bled.
- Puddu, G., Maiorano, L. 2016. Combining multiple tools to provide realistic potential distributions for the mouflon in Sardinia: Species distribution models, spatial pattern analysis and circuit theory. *Hystrix*, 27(1).
- Rachlow, J.L., Bowyer, R.T. 1998. Habitat selection by Dall's sheep (*Ovis dalli*): maternal trade-offs. *J. Zool., Lond.*, 245: 457–465.

Izvirni znanstveni članek

- Rice, C.G. 2008. Seasonal altitudinal movements of mountain goats. *J. Wildl. Manage.*, 72: 1706–1716.
- Risenhoover, K.L., Bailey, J.A. 1985. Foraging ecology of mountain sheep: implications for habitat management. *J. Wildl. Manage.*, 49: 797–804.
- Ruiu, D. 1989. Dentro il branco-Muflone. In: Musumeci Editore (ur.) *Oasis (Alba)* 6, Aosta: 46–59.
- Schaller, G.B. 1998. *Wildlife of the Tibetan steppe*. University of Chicago Press, Chicago and London.
- Shackleton, D.M. 1985. *Mammalian Species: Ovis canadensis*. American Society of Mammalogists. Publication no. 230: 1–9.
- Shackleton, D.M, (ed.). 1997. *Wild sheep and goats and their relatives*. IUCN Caprinae Specialists Group. IUCN Publications, Gland, Switzerland.
- Singh, N.J., Yoccoz, N.G., Bhatnagar, Y.V., Fox, J.L. 2009. Using habitat suitability models to sample rare species in high-altitude ecosystems: a case study with Tibetan argali. *Biodivers. Conserv.*, 18, 2893–2908.
- Stergar, M. 2017. *Modeliranje habitatov prostoživečih parkljarjev v Sloveniji*. Doktorska disertacija, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, 132 s.
- Tosi, G., Lovari, F. 1997. Status and distribution of Caprinae in Italy. V: Shackleton DM in IUCN/SSC Caprinae Specialist Group (ur.). *Wild sheep and goats and their relatives. Status survey and conservation action plan for Caprinae*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, s. 111–117.
- Tsaparis, D., Katsanevakis, S., Stamouli, C., Legakis, A. 2008. Estimation of roe deer *Capreolus capreolus* and mouflon *Ovis aries* densities, abundance and habitat use in a mountainous Mediterranean area. *Acta Theriol.*, 53: 87–94.

Vpliv plenjenja sive vrane in srake na talna, grmovna in drevesna ptičja gnezda v urbanih in antropogeno spremenjenih okoljih

The impact of predation of the hooded crow and magpie on ground, shrub and tree bird nests in urban and anthropogenically changed environments

Katja Rutnik¹, Hubert Potočnik², Ivan Kos²

¹Meža 156a, 2370 Dravograd; k.rutnik@gmail.com

²Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo, Večna pot 111, 1000 Ljubljana; hubert.potocnik@gmail.com; ivan.kos@bf.uni-lj.si

Izvleček

Vse večja številčnost sive vrane in srake v urbanih in suburbanih območjih ter v odprti kulturni krajini bi lahko negativno vplivala na populacijsko dinamiko drugih vrst ptic. Študija plenjenja talnih, grmovnih in drevesnih umetnih simuliranih gnezd je potekala v dveh gnezditvenih sezonah. Za lažjo določitev plenilcev je bila četrtina (polovica) gnezd naključno opremljena s kamerami. Rezultati so pokazali, da je stopnja plenjenja sive vrane v veliki meri odvisna od različnih okoljskih dejavnikov. Plenilci gnezd v bližini odlagališča odpadkov so bili: rjavi srakoper, veliki detel, šoja in kuna belica. Plenjenja sive vrane, kljub veliki številčnosti na območju, nismo potrdili, najverjetneje zaradi lažje dostopnega vira hrane. V drugem delu, ki je potekal v urbani okolici, so bila gnezda izpostavljena v tri- do petdnevem obdobju in ob plenjenju premeščena na novo lokacijo. Plenilci gnezd so bili: siva vrana (79 %), sraka (18 %) in kuna belica (3 %). Stopnja plenjenja umetnih simuliranih gnezd je bila kmalu po izpostavitvi velika (30–100 %) in je ostala velika tudi po prestavitvi na novo lokacijo. To nakazuje na visoko stopnjo učenja pri pticah iz družine vranov (*Corvidae*) ob dolgoročni izpostavljenosti gnezd. V tretjem delu smo želeli zmanjšati vpliv učenja vran, zato smo izbrali štiri prostorsko ločena območja in gnezda plenjenju izpostavili za največ pet dni. Stopnja plenjenja sive vrane je v tem primeru znašala 25–75 %, plenjenje srake ni bilo zabeleženo.

Ključne besede: umetna simulirana gnezda, plenjenje, siva vrana, sraka

Abstract

The high density of hooded crows and magpies as possible predators could have a negative influence on the bird population dynamic. In the study, which lasted two seasons, we tested the impact of predators on nests, by using artificial ground, shrub and tree nests simulating songbirds' nests as well as nests of ground-nesting galliformes and other tree-nesting birds. For predator identification, a variety of randomly selected nests was monitored with camera traps. The results showed that predation of bird nests by the hooded crow depends on different environmental factors. In the first experiment, conducted near a city landfill site where large numbers of crows were feeding, we didn't detect any cases of nest predation by the hooded crow. It seems that crows are focused on feeding upon easily accessible sources of food at such locations. In the second experiment in an urban area predation increased markedly after exposure. The rate of nest predation of artificial nests ranged from 30 % to 100 % (predominantly by hooded crows at 79 % and Eurasian magpies at 18 % of predated nests). This indicates that hooded crows have probably learned about the increased food source in the area. In order to minimize the potential learning of the crows, tree and shrub nests were set on

different locations in an open suburban landscape and exposed for short periods (only for five days). Total predation rates by hooded crows were still high and ranged from 25 % to 75 %.

Keywords: artificial nests, predation, magpie, hooded crow

1 Uvod

Uspešnost gnezdenja je v veliki meri odvisna od vremenskih razmer, propada zaroda zaradi dednih napak in plenjenja zaroda (Côte in Sutherland, 1997), ki je odvisen predvsem od gostote in vrste plenilcev na določenem območju. Grožnja talno in grmovno gnezdečim pticam so predvsem srednje veliki sesalčki plenilci iz družine zveri (Ludvig, 2007) in ptice iz družine vranov (Andren, 1992). V zadnjem času je številčnost sive vrane (*Corvus cornix*) in srake (*Pica pica*) povečana zaradi odsotnosti plenilcev, vse večje urbanizacije ter obilne in lahko dostopne hrane (Vuorisalo in sod., 2003). Za nekatere predstavnike iz družine vranov (*Corvidae*), predvsem za sive vrane, srake in krokarja (*Corvus corax*), je značilna izjemna inteligenca oz. učljivost. Zaradi dobro razvitega hiperstratuma so sposobni kognitivnega mišljenja, npr. pri skrivanju in iskanju hrane (Pollok in sod., 2000). Z raziskavo smo s pomočjo umetnih gnezd želeli ugotoviti, kako sive vrane in srake vplivajo na uspešnost gnezdenja talno, grmovno in drevesno gnezdečih ptic v urbanem in antropogeno spremenjenem okolju.

2 Material in metode

2.1 Priprava umetnih gnezd

Za simuliranje gnezdenja smo uporabili dva velikostna razreda gnezd: večja, s premerom 20 cm – simuliranje gnezda, npr., goloba grivarja (*Columba palumbus*); manjša, s premerom 10 cm – simuliranje gnezda, npr., kosa (*Turdus merula*). Večja gnezda so bila izdelana iz lahko upogljivih vej in žičnatega ogrodja, manjša iz žičnatega ogrodja in sena.

2.2 Metode dela

Poskus je potekal v treh sklopih v dveh gnezditvenih sezonah (2015/2016) na šestih prostorsko ločenih območjih.

2.2.1 Poskus 1

V okolici komunalne deponije v Ljubljani smo od 20. 4. do 29. 6. 2015 zaporedno izpeljali dve seriji simulacije gnezdenja talno (50 gnezd) in grmovno (50 gnezd) gnezdečih ptic. Pred postavitvijo gnezd je bil na območju postavitve gnezd opravljen census (točkovno opazovanje vran v vidnem polju, 30 minut opazovanja) štetja sivih vran, in sicer pet dni in en dan pred prvo postavitvijo gnezd. Za simulacijo gnezdenja v grmovnem sloju smo uporabili manjša gnezda s prepeličjimi jajci. Pri simulaciji talnega gnezdenja smo uporabili 25 prepeličjih jajc (simuliranje gnezdenja manjših gnezdilcev) in 25 kokošjih jajc (simuliranje gnezdenja večjih gnezdilcev). Gnezda smo postavili ob gozdnem/grmovnem robu na razdalji 50 m. Lokacijo vsakega gnezda smo zabeležili s pomočjo GPS-sprejemnika. Za lažjo določitev plenilcev je bila četrtnina gnezd opremljena z avtomatskimi kamerami. Pri gnezdih, ki niso bila opremljena s kamero, smo si pri določevanju plenilcev pomagali z ostanki lupin. Določevanje je potekalo na ločevanje sesalčjih in ptičjih plenilcev, pri katerih smo poskušali določiti, ali gre za plenjenje ptic iz družine vranov. Stopnjo plenjenja gnezd smo na terenu preverjali v tri do petdnevnih intervalih, snemanje na gnezdih s kamero je potekalo kontinuirano. Poskus je bil izveden v dveh serijah (1. serija: 20. 4. 2015 – 8. 5. 2015, 2. serija: 11. 6. 2015 – 29. 6. 2015).

2.2.2 Poskus 2

V urbanem okolju med Rožno dolino in Koseškim bajerjem smo izpeljali dve seriji postavitve umetnih simuliranih gnezd: pred polnim olistanjem dreves (1. 4. 2016 – 22. 4. 2016) in po olistanju (11. 5. 2016 – 30. 5. 2016). Pred namestitvijo gnezd je bil opravljen transekten popis gnezd in morebitnih plenilcev iz družine vranov na območju. Uporabili smo

Izvirni znanstveni članek

20 večjih in 20 manjših umetnih simuliranih gnezd. Večja so bila nameščena 3,5 – 4 m od tal v drevesni krošnji ter na medsebojni razdalji najmanj 50 m, manjša v grmovnem sloju 1,5 – 2,5 m od tal. Večja gnezda so bila napolnjena z mahom in suho travo ter dvema kokošnjima jajcema, manjša s suho travo in dvema prepeličjima jajcema. Mesto gnezda je bilo zabeleženo s pomočjo GPS-prejemnika. Za lažjo določitev plenilcev je bila polovica gnezd naključno opremljena z avtomatskimi kamerami. Plenjenje gnezd je bilo na terenu preverjeno v tri do petdnevni intervalih (serija pred olistanjem je skupno trajala 24 dni, serija po olistanju 19 dni). V primeru plenjenja ob preverjanju smo gnezdo prestavili na novo lokacijo

(za vsaj 25 m stran od prvotne lokacije) ter vanj namestili nova jajca.

2.2.3 Poskus 3

V tretjem delu raziskave smo umetna simulirana gnezda izpostavili na štirih prostorsko ločenih lokacijah, ki so bila med sabo oddaljena vsaj 5 km (preglednica 1). Na vsaki izmed lokacij smo uporabili 20 velikih in 20 manjših gnezd (postavljenih v grmovni in drevesni sloj), ki so bila plenjenju izpostavljena pet dni. Določanje plenilcev je potekalo s pomočjo avtomatskih kamer in ostankov lupin. Na vsaki lokaciji je bil opravljen transekten popis morebitnih plenilcev iz družine vran.

Preglednica 1: Časovna obdobja postavitve simuliranih gnezd na določenem območju.

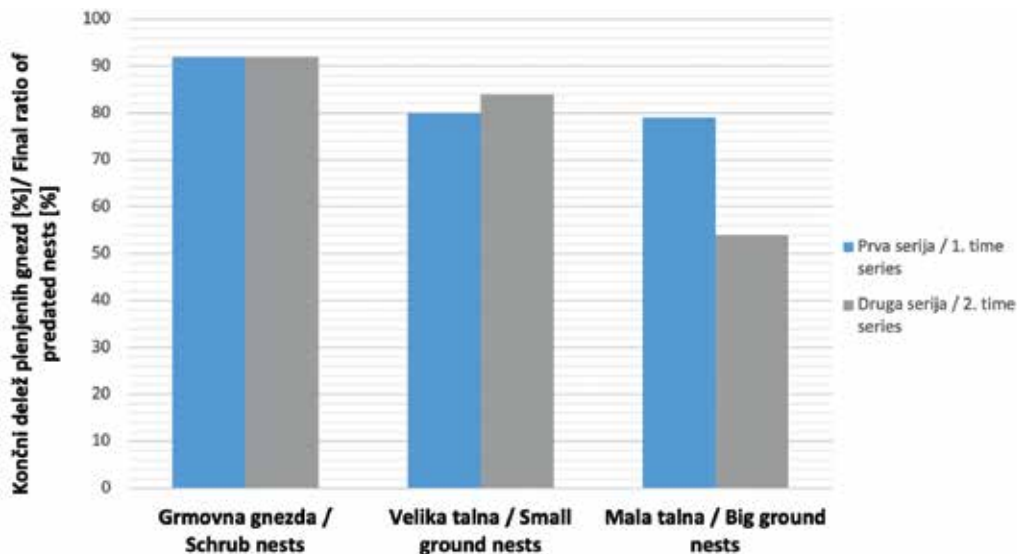
Table 1: Periods of artificial nests' exposure in the studied areas.

KRAJ	ZAČETEK	KONEC
Trzin	8. 6. 2016	12. 6. 2016
Ig	13. 6. 2016	17. 6. 2016
Lavrica	17. 6. 2016	22. 6. 2016
Črnuče	27. 6. 2016	1. 7. 2016

3 Rezultati

V neposredni okolici deponije Ljubljansko barje, kjer je bilo ob prvem cenzenzu opaženih 148 sivih vran in ob drugem 122, je bila stopnja plenjenja simuliranih gnezd relativno visoka (52 – 92 %). Povprečna stopnja plenjenja gnezd v grmovnem sloju je bila višja (92 %) od povprečne stopnje plenjenja talnih gnezd (mala: 80 % prva serija in 84% druga serija; velika: 79 % prva serija, 54 % druga serija) (slika 1). S pomočjo avtomatskih kamer smo prepoznali štiri vrste plenilcev: kuno belico (*Martes foina*) (65 %), šojjo (*Garrulus glandarius*) (19 %), velikega detla (*Dendrocopos*

major) (7,7 %) in rjavega srakoperja (*Lanius collurio*) (7,7 %). Določitev plenilcev s pomočjo ostankov lupin je pokazala, da je najpogosteje plenila kuna belica (70 %), plenjenje iz skupine vranov smo lahko prepoznali pri 7 % ostankov lupin. Stopnja plenjenja grmovnih gnezd je bila ob začetku preverjanja relativno nizka (28 % po petem dnevu), ob koncu izpostavitve pa je znašala 92 %. Delež plenjenja talnih gnezd je ob prvem preverjanju znašal 52 % (po petem dnevu, prva serija), ob zadnjem pa je bilo plenjenih 80 % vseh gnezd.



Slika 1: Končni delež plenjenih gnezd v grmovnem sloju, velikih talnih in malih talnih gnezdih. Izpostavitve je bila izvedena v dveh serijah (1. serija: 20. 4. – 8. 5., 2. serija: 11. 6. – 29. 6.).

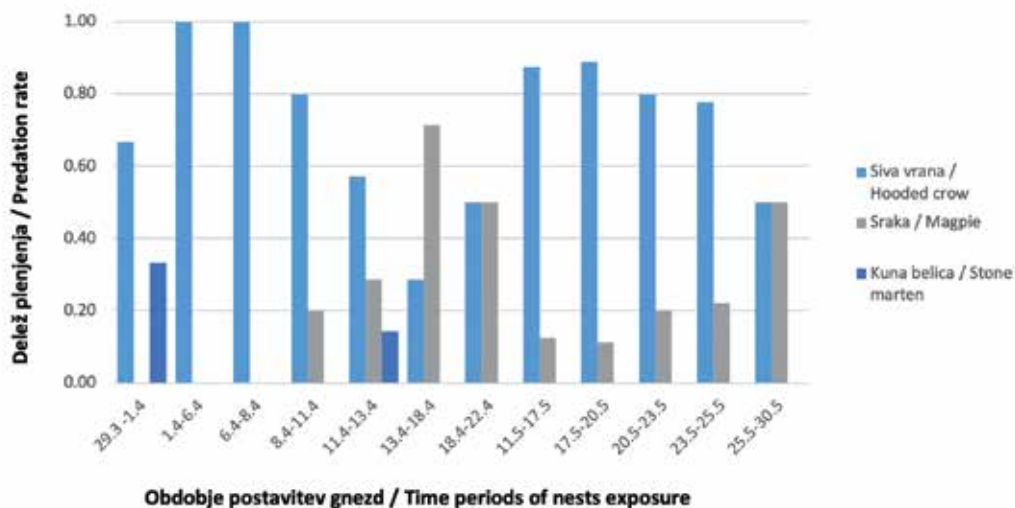
Figure 1: Final rate of predation on shrub nests, small ground nests and big ground nests during two time periods (1. period: 20. 4. – 8. 5., 2. period: 11. 6. – 29. 6.).

V drugem poskusu, ki je potekal med Rožno dolino in Koseškimi bajerjem (v letu 2016), so bili rezultati povsem drugačni. S pomočjo avtomatskih kamer smo zabeležili tri vrste plenilcev: sivo vrano, srako in kuno belico (po zaporedju od najpogostejšega do najmanj pogostega) (slika 2). Spremljanje plenjenja umetnih simuliranih gnezd je potekalo v dveh časovno ločenih obdobjih: pred polnim olistanjem in po olistanju dreves. Čeprav je bil med prvo in drugo serijo 15-dnevni premor ter je bilo gnezdo ob vsakem plenjenju predstavljeno na novo lokacijo (za vsaj 25 m od prejšnje postavitve), je bila stopnja plenjenja v obdobju pred olistanjem nižja od tiste po olistanju (slika 3).

S pomočjo avtomatskih kamer smo spremljali čas, potreben do uplenitve gnezda. V prvem obdobju (znotraj prve serije) izpostavitve (29. 3. – 1. 4.) je bil čas do uplenitve umetnih simuliranih gnezd

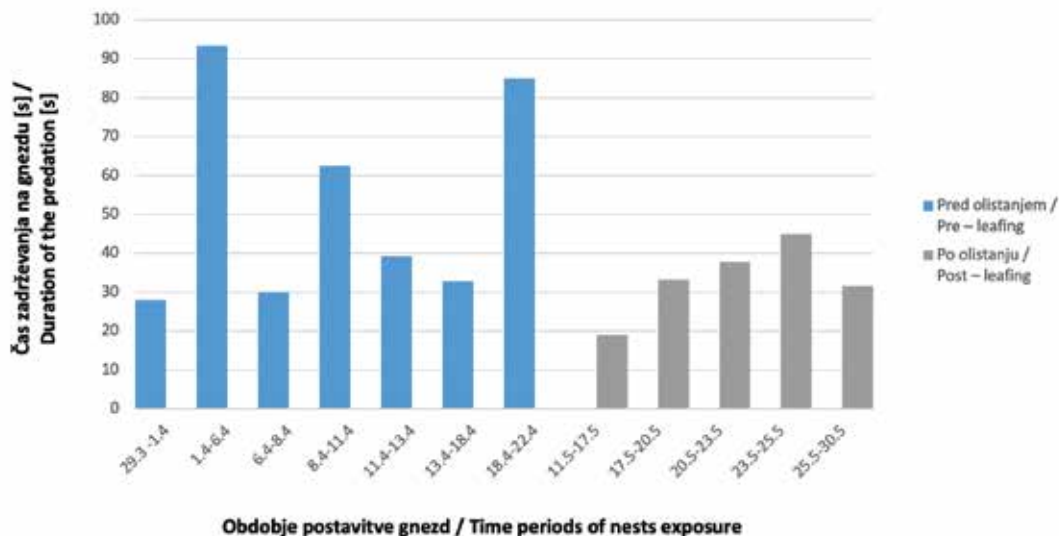
relativno dolg in je v povprečju trajal 140 ur. V obdobju po polnem olistanju se je povprečen čas od izpostavitve do uplenitve skrajšal in je ob zadnjem preverjanju gnezd (30. 5.) trajal 3,6 ure. Čas zadrževanja plenilcev na gnezdu je bil različno dolg in je bil povezan z načinom plenjenja. Plenilci so jajce bodisi odnesli iz gnezda ali pa ga zaužili na mestu samem. Povprečen čas zadrževanja na gnezdu je v obdobju pred polnim olistanjem trajal od 18 sekund do 93 sekund. Po polnem olistanju se je povprečen čas zadrževanja na gnezdu skrajšal in je trajal od 19 do 44 sekund (slika 3). Pred polnim olistanjem je bil delež jajc, ki so bila zaužita na gnezdu, večji (55 %) od obdobja po olistanju (24 %) (slika 4). Med poskusom se je število večjih (kokošjih) odnesenih jajc povečalo. Sprva so velika jajca odnašale zgolj sive vrane, nato so z odnašanjem poskušale še srake. Pri tem niso bile uspešne, jajce je bilo namreč preveliko.

Izvirni znanstveni članek



Slika 2: Povprečen delež plenilcev simuliranih gnezd v različnih časovnih intervalih postavitve na območju med Rožno dolino in Koseškim bajerjem.

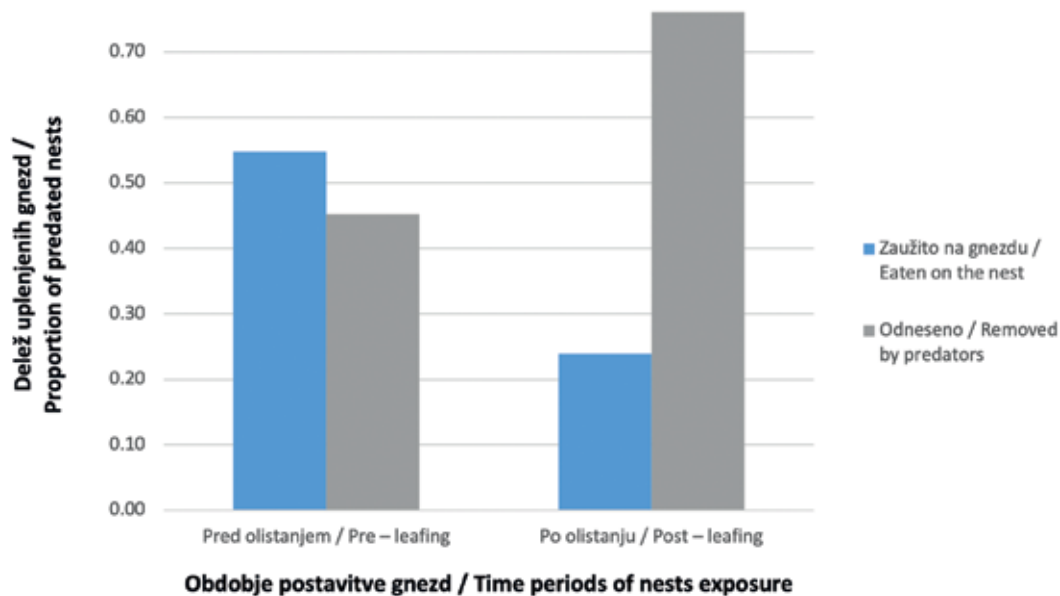
Figure 2: Average predation rate on artificial nests in different time intervals of nest exposure between Rožna dolina and Koseški bajer areas.



Slika 3: Povprečen čas trajanja plenjenja majhnih in velikih simuliranih gnezd v obdobjih postavitve gnezd pred olistanjem (29. 3. – 22. 4.) in po olistanju (11. 5. – 30. 5.).

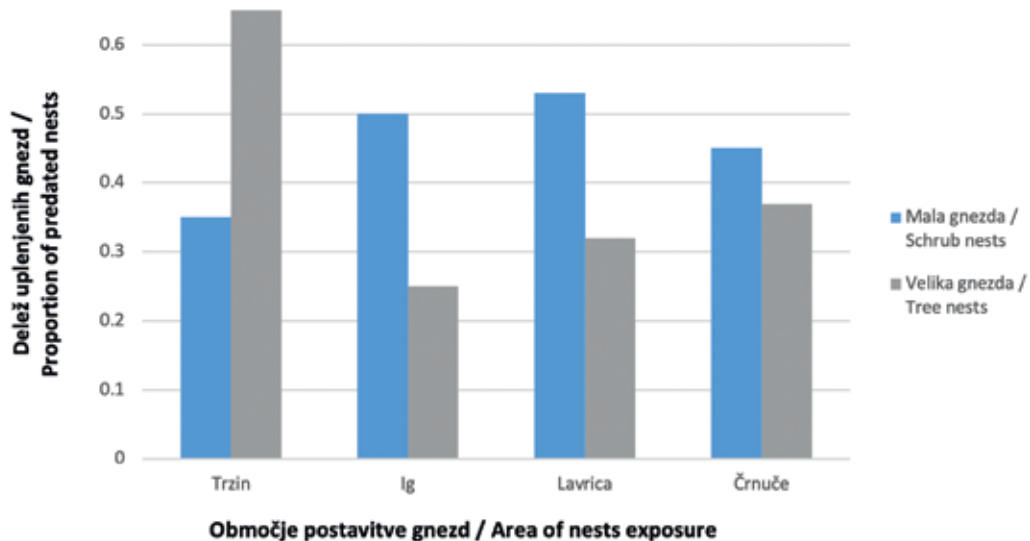
Figure 3: Average duration of tree and shrub nest predation in pre-leafing (29. 3. – 22. 4.) and post-leafing (11. 5. – 30. 5.) periods.

Izvirni znanstveni članek



Slika 4: Delež jajc, ki so bila odnesena iz gnezda, in delež jajc, ki so jih plenilci poškodovali na gnezd in zaužili vsebino. Prikazane so razlike med obdobjem pred olistanjem (29. 3. – 22. 4.) in po olistanju (11. 5. – 30. 5.).

Figure 4: Proportion of eggs that were damaged and eaten in the nests, and proportion of eggs removed by predators, during pre-leafing (29. 3. – 22. 4.) and post-leafing (11. 5. – 30.5) periods.



Slika 5: Delež uplenjenih majhnih (grmovnih) in velikih (drevesnih) simuliranih gnezd na območju Trzina, Iga, Lavrice in Črnuče.

Figure 5: Proportion of predated small (shrub) and big (tree) artificial nests in Trzin, Ig, Lavrica and Črnuče area.

Izvirni znanstveni članek

V tretjem delu študije, ki je potekala na štirih prostorsko ločenih območjih, smo pridobili 19 posnetkov plenjenja. Največ jih je bilo pridobljenih na območju Trzina ($n = 11$); v vseh primerih je plenila siva vrana. Na Lavrici zaradi naključnega razporejanja kamer na gnezdih, ki niso bila plenjena, nismo uspeli pridobiti posnetkov. Na posnetkih, ki so bili pridobljeni v Črnučah ($n = 7$), je plenila siva vrana, prav tako je plenila gnezdo na edinem pridobljenem posnetku na območju Iga. Delež plenjenih večjih gnezd je znašal od 25 do 75 %, manjših pa od 35 do 53 % (slika 5).

4 Razprava

V neposredni bližini deponije Ljubljansko barje smo postavili umetna simulirana gnezda v grmovnem in talnem sloju. Plenjenje gnezd predstavnikov iz družine vranov smo zabeležili zgolj v 10 % plenjenih gnezd. Plenjenja sive vrane in srake nam ni uspelo posneti oziroma prepoznati s pomočjo ostankov lupin. Glede na veliko številčnost vran, ki živijo na območju, lahko sklepamo, da se poslužujejo drugih virov hrane. O prehranjevanju in povečani številčnosti na takšnih območjih poročajo tudi iz drugih držav. Na Finskem se je v mestih Kenni in Joesuu po odprtju klavnice število vran zelo povečalo (Vuorisalo in sod., 2003). Na takšnih območjih vrane najverjetneje izkoriščajo najlažje dostopen vir hrane, tako ne kažejo raziskovalnega vedenja za druge vire hrane in posledično ne najdejo morebitnega plena – ptičjih gnezd. Do podobnih zaključkov so prišli Marzluff in sod. (2001), ko so ugotavljali vzroke za razširjenost ameriške vrane (*Corvus brachyrhynchos*) v urbanem in suburbanem območju. Vrane, ki so gnezdile zunaj mesta, so se namreč prehranjevale na antropogenih virih hrane več deset kilometrov stran od mesta gnezdenja (*ibid.*).

V drugem delu poskusa v urbani okolici Ljubljane je bila stopnja plenjenja po olistanju znatno višja (v večini primerov je dosegla 100 % uplenjenost)

od tiste po olistanju. Polna olistanost krošnje naj bi otežila plenjenje zaradi slabše vidljivosti gnezda. Plenjena so bila predvsem gnezda drevesnega sloja. Čeprav so bila gnezda ob plenjenju prestavljena na novo lokacijo, je delež plenjenih gnezd ostal velik. Razlog za velik delež plenjenih gnezd bi lahko bilo morebitno opazovanje in sledenje postavljavcem gnezd. Ptice iz družine vranov so namreč sposobne učenja in izjemnega pomnjenja, ki ga lahko primerjamo s primati (Emery in Clayton, 2004; Carroll in Garneau, 2013). V prid tej domnevi kaže tudi čas, potreben do uplenitve gnezda. V začetnih fazah poskusa je trajal 140 ur (povprečen čas, potreben do uplenitve), v zadnjem obdobju izpostavljenosti gnezd pa zgolj 3,6 ure. Prav tako se je po olistanju skrajšal čas zadrževanja plenilcev na gnezdu, kar nakazuje na večjo izkušnost plenilcev. Višja stopnja plenjenja v drugem delu je najverjetneje tudi posledica večjih prehranskih potreb v času gnezditve plenilcev.

Plenilci so za plenjenje uporabili različne tehnike. Kuna je jajce vedno odnesla iz gnezda. Siva vrana in sraka pa sta jajce bodisi zaužili na gnezdu ali pa ga odnesli iz gnezda. Srake so manjša jajca odnesle iz gnezda, večja pa zaužile na gnezdu. Velika jajca so v nekaj primerih skušale odnesti iz gnezda, vendar je bilo preveliko. V enem izmed primerov pa je jajce napičila na kljun in z njim odletela. Siva vrana je plenila na oba načina, v končnih fazah izpostavitve je bilo pogostejše odnašanje (75 % po olistanju, pred olistanjem 55 %). Vrane jajca, ki jih odnesejo iz gnezda, pogosto skrijejo na določeno mesto, na katerega se vračajo. Takšen način je pogosto posledica oddaljenosti gnezda plenilca od mesta plenjenja (Fjerd in Sonerud, 1988). Če bi uplenjeno jajce odnesle v svoje gnezdo, bi s tem privabljale plenilce (Loman in Göransson, 1978). Če je njihovo gnezdo v bližini, v jajcu naredijo luknjico in jajce zaužijejo na gnezdu, nato hrano nesejo svojim mladičem (Fjerd in Sonerud, 1988).

Majhen odstotek sesalčjih plenilcev bi bil lahko posledica velike številčnosti sprehajalcev psov na območju, katerih vonj naj bi preprečeval pojavljanje določenih sesalcev (Forman, 1995). Da bi zmanjšali vpliv učenja pri plenilcih, so bila gnezda v tretjem delu študije izpostavljena plenjenju zgolj za pet dni. V primeru plenjenja gnezdo ni bilo premeščeno na novo lokacijo znotraj območja kot v prejšnjem delu poskusa. Povprečen delež plenjenja je bil v primerjavi s plenjenjem v drugem poskusu manjši (majhna gnezda 35 %, velika 65 %). Na vseh posnetkih, ki smo jih pridobili v tem delu raziskave, je plenila siva vrana. Vsa štiri območja so si po rabi prostora podobna in so podobna pokrajini med Rožno dolino in Koseškim bajerjem. Ker je bilo v tem primeru odsotno učenje plenilcev (kratkotrajna izpostavljenost), bi dobljeni odstotek lahko odražal približek vpliva sive vrane in srake na uspešnost gnezdenja drugih vrst ptic. A vendar moramo upoštevati, da so poskusi z umetnimi simuliranimi gnezdi le približek dejanskega stanja, saj je v tem primeru odsotna valeča samica, ki brani gnezdo. Prav tako ptice pri gradnji gnezda pogosto izbirajo najustreznejše mikrohabitate ter se izogibajo gnezdenju v veliki prisotnosti plenilcev.

5 Zaključki

Plenilski vpliv sive vrane in srake je odvisen od različnih dejavnikov. V primeru velike količine razpoložljivih prehranskih virov v okolici (npr. hrana iz odlagališča odpadkov) je plenilski vpliv manjši od pričakovanega zaradi izkoriščanja lažje dostopnega vira hrane.

V urbani pokrajini je delež plenjenja umetnih gnezd odvisen od časa izpostavljenosti in izpostavitve (pred polnim olistanjem in po njem). Delež plenjenja po polnem olistanju dreves je večji, najverjetneje zaradi velikih prehranskih potreb plenilcev v času vzrejanja mladičev ter prisotnosti učenja plenilcev, ki so zlahka našli novo postavljena gnezda na območju.

Način in trajanje plenjenja sta vrstno specifična in odvisna od izkušenj plenilca ter sezone plenjenja (po olistanju je krajši).

Delež gnezd, ki jih je plenila siva vrana, je bil v odprti suburbani krajini kljub kratkotrajni izpostavitvi (pet dni), ki je zmanjšala učinek učenja, relativno velik. Sive vrane bi tako ob povečani številčnosti na nekem območju lahko negativno vplivale na tamkaj gnezdeče populacije.

6 Povzetek

Vse večja številčnost sive vrane in srake v odprti kulturni krajini s travniki, pašniki in gozdnimi mejicami bi lahko negativno vplivala na tamkaj gnezdeče ptiče populacije. Uspešnost gnezdenja je odvisna od številnih dejavnikov, predvsem od gostote plenilcev na območju, vegetacijske strukture, stopnje sukcesije in oddaljenosti gnezda od teritorija plenilca.

Raziskava je potekala v dveh gnezditvenih sezonah na šestih lokacijah. Določitev plenilcev je potekala s pomočjo avtomatskih kamer in ostankov lupin. V prvem poskusu v bližini deponije so bile ugotovljene štiri vrste plenilcev: kuna belica, veliki detel, šoja in rjavi srakoper. Plenjenje sive vrane in srake ni bilo zabeleženo, najverjetneje zaradi obilice lahko dostopnega vira hrane (odpadki na deponiji). V drugem delu poskusa so bile zabeležene tri vrste plenilcev: kuna belica, siva vrana in sraka. Visoka stopnja plenjenja sive vrane bi bila lahko posledica izjemne sposobnosti pomnjenja in učenja. Čeprav je bilo gnezdo prestavljeno na novo lokacijo, so ga plenilci zlahka našli in uplenili. Plenjenje je potekalo na dva načina: jajce so bodisi zaužile na gnezdu ali pa so ga odnesle iz njega. Kuna je jajce zmeraj zaužila zunaj gnezda, vrana in sraka pa sta plenili na oba načina. Različen način plenjenja je odvisen od fizioloških sposobnosti plenilca (npr. zadostna velikost kljuna) in oddaljenosti gnezda plenilca (ki prinaša hrano mladičem).

Izvirni znanstveni članek

Čeprav je sraka večkrat poskušala odnesti večje jajce iz gnezda, se je večina poskusov končala neuspešno. Pri plenilcih z ustreznimi fiziološkimi prilagoditvami (v našem primeru siva vrana) je način plenjenja odvisen od oddaljenosti mesta plenjenja do gnezda plenilca. Če je mesto gnezdenja zelo oddaljeno, odnesejo jajce iz gnezda in ga odložijo na poti, delno zaužijejo ter nato odnesejo hrano mladičem. Tako se izognejo preveliki porabi energije in privabljanju plenilcev v svoje gnezdo.

V krajših intervalih izpostavitve simuliranih gnezd (zadnji del raziskave, v katerem naj bi bile izkušnje/učenje izključene) je bil delež plenjenja relativno velik in je v povprečju znašal 25–50 %. Edini plenilec, določen s pomočjo posnetkov, je bila siva vrana. Zaradi kratkotrajne izpostavljenosti gnezd ter posledično odsotnosti učenja plenilcev bi dobljena stopnja plenjenja lahko odražala dejanski vpliv sive vrane na talno, grmovno in drevesno gnezdeče vrste. Kljub temu moramo upoštevati, da so raziskave z umetnimi simuliranimi gnezdi zgolj približek stanja v naravi, saj ptice za gnezdenje raje izbirajo habitate zunaj teritorija plenilcev ter branijo gnezdo pred morebitnimi plenilci, kar zmanjša možnost plenjenja.

7 Summary

Increased numbers of hooded crows and magpies in open habitats with meadows and forest borders could have a negative impact on nesting bird populations. Nesting success mainly depends on predator density in the area, vegetation structure, succession rate and distance between potential predated nests and predator's territory. In areas with a high density of hooded crows, we tested predation impact on artificial ground nesting galliformes, shrub nesting songbirds and other tree nesting birds. Predator identification was made by camera traps, and by examination of the egg shell remains. Field experiments showed

*that predation by hooded crows depends on different environmental factors. Predators near the landfill site were stone marten (*Martes foina*), great spotted woodpecker (*Dendrocopos major*), Eurasian jay (*Garrus glandarius*) and red-backed shrike (*Lanius collurio*). Despite the high density of hooded crows in the area, their predation was not observed, probably due to well-known and easily accessible sources of food. A high rate of predation was observed in the second part of the experiment near an urban area. The most common predator was the hooded crow (84-folds); other predators were magpie (37-folds), and stone marten (2-folds), respectively. The high predation rate of birds from the Corvidae family is probably a consequence of their remarkable ability to learn. Despite moving the nests to another location (after predation), nests were easily found and predated. Nests were predated in two different ways: eggs were either eaten inside the nests or taken away. Predation strategy depends on physiological ability (e.g., large bill) and also on the distance to their own nest. Long distance predators often take eggs from the nest and eat them somewhere on the way to their own nest. In this way they minimize consumption of energy and avoid attracting predators to their own nests.*

8 Viri

- Andren, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology*, 73, 3: 794–804
- Carroll, R. P., Garneau, D. 2013. An examination of sensory input in anti-predator behavior of the American crow (*Corvus brachyrhynchos*). *Scientia Discipulorum*, 6: 42–55
- Côté, I., Sutherland, W. 1997. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. *Conservation Biology*, 11, 2: 395–405
- Emery, N. J., Clayton N. S. 2004. The mentality of crows: Convergent evolution of intelligence in corvids and apes. *Science*, 306, 5703: 1903–1907
- Fjerd, E. Per, Sonerud, A. Geir. 1988. Food caching, cache recovery, and the use of an egg shell dump in hooded crows *Corvus cornix*, *Ornis Scandinavica*, 19: 268–274
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge, Cambridge University Press: 632 str.
- Loman, J., Göransson, G. 1978. Egg shell dumps and crow *Corvus cornix* predation on simulated bird's nests. *Oikos*, 30: 461–466
- Ludwig, G. 2007. *Mechanisms of population declines in boreal forest grouse*. Academic dissertation. Jyväskylä, University of Jyväskylä: 48 str.
- Marzluff, J. M., McGowan, K. J., Donnelly, R., Knight, R. L. 2001. Causes and consequences of expanding American crow populations. V: *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Marzluff J. M., Bowman R., Donnelly R. (ur.). Norwell, Kluwer Academic Press: str. 331–363
- Pollok, B., Prior, H., Güntürkün O. 2000. Development of object permanence in food-storing magpies (*Pica pica*). *Journal of Comparative Psychology*, 114, 2: 148–157
- Vuorisalo, T., Andersson, H., Hugg, T., Lahtinen, R., Laaksonen, H., Lehtikoinen, E. 2003. Urban development from an avian perspective: causes of hooded crow (*Corvus corone cornix*) urbanisation in two Finnish cities. *Landscape and Urban Planning*, 62: 69–87

Pregledni strokovni članek

Koliko je vredno življenje v mejicah?

How much is life worth in hedgerows?

Miran Daković¹, Srečko Felix Krope²

¹NOVALIS, d. o. o. Maribor, Sokolska ulica 48, 2000 Maribor; novalis@siol.net

²Zveza lovskih družin Ptuj - Ormož, Potrčeva 45, 2250 Ptuj; srecko.krope@siol.net

Izvleček

Kulturna krajina ni samo urejeno okolje, temveč je skupek biotskih povezav, predvsem pri mejicah, ki so majhen prostor z velikim biološkim, ekološkim, agronomskim in drugim potencialom. V današnjem času so mejice zeleno bogastvo, po navadi na zelo degradiranem okolju. Degradacija se kaže v intenzivnosti kmetijske pridelave, predvsem v izrazito ravninskih območjih, ki so praviloma oskrbna središča za vedno bolj razvijajoča se mestna območja, ki se zajedajo v okolje. V Sloveniji, pa tudi, v Evropski uniji je agrarno območje v okvirih evropske kmetijske politike subvencionirano na različne načine. Za ohranjanje habitatov je bila sprejeta evropska direktiva, ki jo poznamo tudi pri nas pod imenom Habitatna direktiva ter za uveljavljanje katere je bilo vzpostavljeno omrežje Natura 2000. Vsa sistemska zakonodaja vključuje še skupek drugih državnih in evropskih zakonskih dokumentov, kot so Direktiva o pticah, Zakon o varstvu okolja, Zakon o ohranjanju narave, Akti o ustanovitvi zavarovanih območij in drugi.

Ravno zakonodaja skozi program KOPOP, operacijo KRA-MEJ, definira mejice in njihove oskrbovalce/lastnike tudi finančno spodbuja. Celoten program je na žalost omejen samo na območje Natura 2000. Večina mejic je zunaj tega območja, kjer pa za vzdrževanje mejic ni finančne vzpodbude s subvencijami. Prav nasprotno, če ne ustrezajo standardom, postavljenim za mejice, izpadejo iz GERK-ov. GERK (grafična enota rabe zemljišča

kmetijskega gospodarstva) je strnjena površina kmetijskega zemljišča z enako dejansko rabo, ki je v uporabi enega kmetijskega gospodarstva. GERK je osnovna enota za prijavo zemljišč v Register kmetijskih gospodarstev (RKG). Glede na to, da je GERK pogoj za pridobitev kmetijskih subvencij, taki ukrepi napeljujejo kmetovalce k izsekavanju mejic. Tudi kadar govorimo o brežinah vodotokov, ki z obvodno vegetacijo predstavljajo mejice, in če so nepravilno vzdrževane, vodijo kmetovalce v njihovo izsekavanje in izsuševanje ter vzpostavitev prevladujočega subvencijskega GERK-a. V tujini, kjer so spoznali vpliv mejic na agronomske, okoljske, turistične in okoljevarstvene vidike, pa tudi na dobro počutje ljudi, jih ponovno zasajajo in umeščajo v prostorske načrte. Pri tem sodelujejo učenci, mladina pa tudi lovci in kmetovalci ter drugi uporabniki kmetijskega prostora.

Ne nazadnje se zanimanje za ohranjanje mejic izraža tudi na nacionalnem nivoju, ko Slovenijo oglašamo kot zeleno destinacijo in pričakujemo na dvig razvoj turistične panoge na državnem nivoju, na zasebnem pa kot dopolnilno dejavnost na kmetiji. Lovci moramo prepoznavati mejice tudi kot priložnost za medsebojno sodelovanje in druženje z lastniki zemljišč na izrazito kmetijskih območjih.

Ključne besede: okolje, mejice, krajina, kmetijstvo, habitat, lovstvo, subvencije, kmetijsko-okoljski program.

Abstract

The cultural landscape is not only a regulated environment, but a set of biotic interactions, especially in hedgerows, which are a small space with great biological, ecological, agronomic and other potentials. Hedgerows nowadays represent a green strip of natural vegetation usually in a much degraded environment. This degradation is reflected in the intensity of agricultural production, especially in lowlands, which are, as a rule, a "supply centre" for increasingly developing urban areas that coalesce into the environment. In Slovenia, as well as in the rest of the European Union, in the framework of European agricultural policy, the agricultural sector is subsidized in various ways. In order to conserve habitats, a directive, also known as the "Habitat directive" implemented through Natura 2000, was adopted in Slovenia, as well. All of these and other systemic legislation includes a set of national and European legislative documents, such as the Birds Directive, the Environmental Protection Act, the Nature Conservation Act, the Acts on the Establishment of Protected Areas, and others.

This legislation, through the KOPOP program, the KRA-MEJ operation, stimulate the maintenance of hedgerows, providing financial benefits for farmers. The entire program is limited to the Natura 2000 area. Most hedgerows are located outside this area, where the maintenance of the hedgerows is not financially stimulated by subsidies. On the contrary, if hedgerows do not comply with the subsidy standards, they fall out of the GERKs system. GERK (graphic unit of land use) is the aggregate area of agricultural land with the same actual use by one agricultural holding. GERK is the basic unit for land registration in the Register of Agricultural Holdings (RKG). Given that the GERK is a prerequisite for the acquisition of agricultural subsidies, such measures lead farmers to cut down hedgerows. Similarly, the stream banks represent hedgerows with special vegetation and organisms and if they are improperly maintained, subsidy

measures and regulations lead farmers to cut and dry them out. Elsewhere, where they have learned the impact of field borders on agronomic, environmental, tourism, and human well-being factors, they re-plant and place field borders into spatial planes. Students and children, as well as hunters and farmers and other users of the agricultural environment, participate in these measures.

Last but not least, the interest in maintaining hedgerows is also reflected at the national level when we promote Slovenia as a green destination and count on raising the tourism industry at the state level and at the private level as a supplementary activity of farms. Hunters must recognize hedgerows as an opportunity for mutual cooperation and socializing with landowners in distinctly agricultural areas.

Keywords: *Environment, field borders, landscape, agriculture, habitats, hunting, subsidies, agri-environmental program.*

1 Uvod

V prostoru prepoznamo mejice kot podolgovate pasove lesne vegetacije, ki so v nižinah in dolinah rek ter potokov, na poljih in gričevjih. Vendar ne povsod. Prav na obširnih kmetijskih ravninah so mejice precej redke. Čeprav v sebi skrivajo bogastvo biotske raznovrstnosti in imajo mnoge pozitivne učinke na kmetovanje, so premalo upoštevan in ogrožen element narave. Ohranjajo jih le nekateri lastniki, ki iz mejic pripravljajo les za kurjavo, uživajo senčni hlad med delom na polju in ptičje žvrgolenje. Mejice imajo tudi vetrozaščitno vlogo, saj zmanjšujejo moč vetra in odnašanje rodovitne plasti zemlje. Z vidika varstva narave so izjemen prostor biotske raznovrstnosti. Tod najdemo mnoge ogrožene ptice, mejice so tudi pribežališče za živali, kadar na kmetijskih površinah kmetje obdelujejo zemljo ali kosijo na travniških površinah. Velik pomen imajo tudi kot življenjski prostor mnogih vrst insektov, ki opravljajo vlogo opraševalcev in drugih pomebnih naravnih procesov. Če hočemo

Pregledni strokovni članek

ohraniti ta izjemno pester in bogat življenjski prostor, moramo mejice prepoznati in jih sprejeti kot pomemben življenjski prostor.

V 5. tisočletju pred našim štetjem je človek začel izraziteje krčiti gozd za taljenje kovin, za obdelovalne in pašne površine. Ko je začel trajnostno ohranjati negozdne površine, so nastale tudi mejice. Prve so verjetno nastale naključno, pozneje, se je oblikoval pokrajinski vzorec. Najmanj gozdnih površin v Evropi, po zadnji ledeni dobi, je bilo v srednjem veku. Poleg

potreb za kmetijstvo so v mejicah načrtno sadili in ohranjali hraste, jesene, breste in podobne vrste, ki so označevale posestno mejo. V Veliki Britaniji so mnoge mejice na novo zasajevali v 18. in 19. stoletju v okviru zakonodaje, po kateri je javno lastništvo postalo zasebno. Zaradi vse intenzivnejšega kmetijstva so z združbami površin združevali prej razdrobljena posest. Mejice so bile ovire pri kmetovanju, zato so jih v veliki meri izkrcili (komasacije, hidromelioracije, arondacije).



Slika 1: Ljubljansko barje. Sinonimi: mejice, živice, pasike, age.

Fig. 1: The Ljubljana Moors, synonyms: hedges, borders, boundaries, fences.

2 Mejice in zakonodaja

Naše okolje, narava, vse je zajeto v različnih zakonskih in podzakonskih predpisih. Tudi pri tem ugotavljamo, kako so si posamezni predpisi na tem področju v nasprotju. Zdi se, da pri različnih razpisanih programih zasledujemo zgolj tisti ekonomski vidik, ki velikokrat nadvlada bistvu, ki naj bi ga zasledovali.

Program upravljanja območij Natura 2000 za obdobje 2015–2020, ki je finančno ovrednoten iz programa SI Natura 2000 Management (LIFE11/NAT/SI/880) s prispevkom finančnega inštrumenta Evropske skupnosti LIFE + (z vidika mejic se zdi, da je to samo deklarativni pristop, v resnici pa temelji predvsem na

Pregledni strokovni članek

pridobivanju sredstev za razne programe in usposabljanje izvajalcev - kmetovalcev ter raznih svetovalcev. Zakonsko osnovo Nature 2000 predstavljata evropski direktivi:

- Direktiva o ohranjanju naravnih habitatov ter prosto živečih živalskih in rastlinskih vrst (The Council Directive 92/43/EEC on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora - "The Habitat Directive")
- Direktiva o ohranjanju prostoživečih ptic (Council Directive 79/409/EEC on the Conservation of Wild Birds - "The Bird Directive")

Zakonska osnova zanjo v Sloveniji so naslednji predpisi:

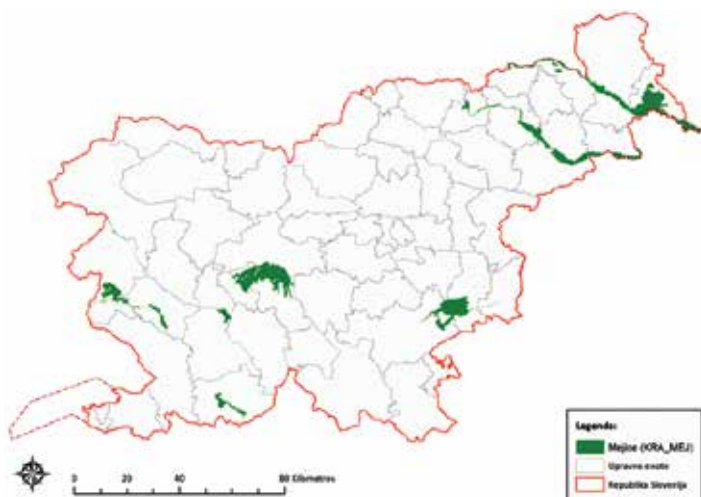
- Zakon o ohranjanju narave (ZON, 56/99 s popravki)
- Uredba o posebnih varstvenih območjih (območjih Natura 2000)
- Akti o ustanovitvi zavarovanih območij ...

Prednostna naloga EU na področju razvoja podeželja je varovanje narave in okolja. Ukrepe poudarja tudi Program razvoja podeželja Republike Slovenije za obdobje 2014–2020, ki z ukrepom kmetijsko-okoljska-podnebna-

plačila – KOPOP podpira kmetijstvo v njegovi okoljski funkciji. Ukrep KOPOP je namenjen izvajanju okolju prijaznih sonaravnih kmetijskih praks, ki so usmerjene tudi v ohranjanje biotske raznovrstnosti in krajine. V ta namen v okviru tega ukrepa poteka tudi operacija program Ohranjanje mejic - KRA_MEJ, ki podpira in vzpodbuja vzdrževanje in ohranjanje mejic kot enega izmed pomembnih elementov kmetijske kulturne krajine in zakladnico življenja v naravi. Program se financira iz evropskih skladov preko Agencije RS za kmetijske trge in razvoj podeželja. Ukrepi iz operacije KRA-MEJ veljajo samo na območju Natura 2000, 90 % vseh mejic pa je zunaj tega območja in ne podlegajo subvencijam, niso upravičene do subvencij iz omenjene operacije.

Operacija KRA_MEJ poteka na naslednjih območjih Natura 2000:

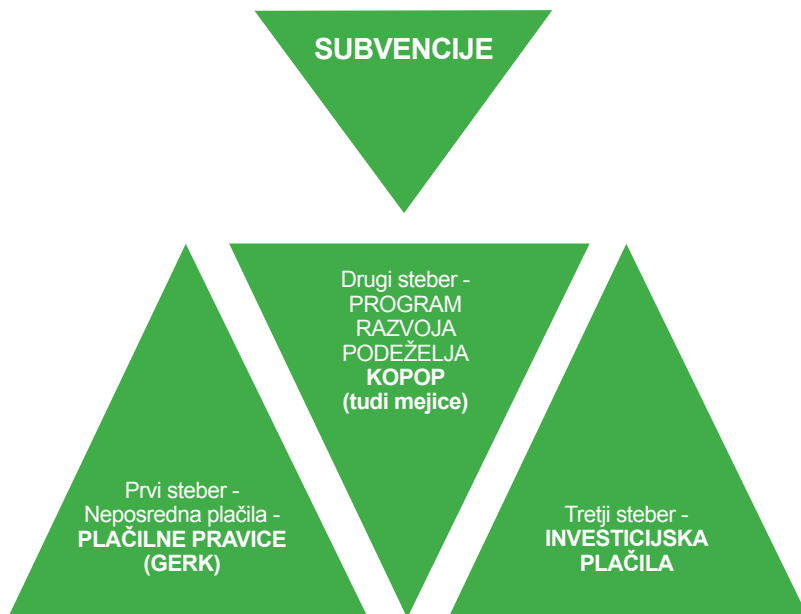
- dolina Reke
- dolina Vipave
- Drava
- Krakovski gozd – Šentjernejsko polje
- Ljubljansko barje
- Mura
- Planinsko polje



Slika 2: Območje operacije KRA-MEJ.

Fig. 2: The area of the KRA-MEJ Operation.

Pregledni strokovni članek



Slika 3: Mejice - ukrepi kmetijske politike.

Fig. 3: The KRA-MEJ Operation area.

Uredba o ukrepih kmetijsko-okoljska-podnebna plačila (KOPOP), ekološko kmetovanje in plačila območjem z naravnimi ali drugimi posebnimi omejitvami iz Programa razvoja podeželja Republike Slovenije za obdobje 2014–2020 (13/15). 18. pododdelek obravnava operacijo ohranjanja mejic in v 106. členu določa, da se KRA_MEJ izvaja na GERK z vrstami rabe:

- 1100 – njive,
- 1160 – hmeljišče,
- 1170 – jagode na njivi,
- 1221 – intenzivni sadovnjak,
- 1222 – ekstenzivni sadovnjak,
- 1230 – oljčnik,
- 1211 – vinograd,
- 1300 – trajno travinje in
- 1320 – travinje z razpršenimi neupravičenimi značilnostmi, določenimi v skladu s predpisom, ki ureja register kmetijskih gospodarstev.

Pri izvajanju operacije KRA_MEJ je treba upoštevati, da:

- mora biti mejica dolga vsaj 10 metrov, širina pri tleh pa široka dva do štiri metre,
- dolžine in širine mejice ni dovoljeno zmanjševati,
- mejico je treba obrezovati in redčiti vsako drugo leto,
- redčenje mejice je treba izvesti tako, da ne prekinemo strnjivosti in zveznosti njene krošnje,
- pri tem velja, da se morajo vsako leto izvajati na delu dolžine mejiceni razumljivo, ki je pripisana bloku KMG,
- lokacija izvajanja operacije v obdobju trajanja obveznosti iz 11. člena uredbe o ukrepih kmetijsko-okoljskih-podnebnih plačil, ekološkem kmetovanju in plačil območjem z naravnimi ali drugimi posebnimi omejitvami iz Programa razvoja podeželja Republike Slovenije za obdobje 2014–2020 se lahko spreminja,

Pregledni strokovni članek

- se izvaja na območjih Natura 2000 iz priloge 11 Uredbe o ukrepih kmetijsko-okoljskih-podnebnih plačil, ekološkem kmetovanju in plačil območjem z naravnimi ali drugimi posebnimi omejitvami iz Programa razvoja podeželja Republike Slovenije za obdobje 2014–2020,
- obtežba z živino ni relevantna, pomembna/bistvena.

Z upravnim pregledom se ustreznost območja preveri prek RKG. Za upravni pregled se uporabijo:

- RKG,
- podatki o GERK-ih,
- evidenca MEJ.

S pregledom na kraju samem se izvedejo:

- popis dejanskega stanja površin na kraju samem,
- pregled evidenc o delovnih opravilih,
- pregled KMG.

Višina plačila za izvajanje operacije KRA_MEJ:

- znaša 1,60 €/tekoči meter na leto.

Da bi se izognili zamenjavi mejice iz operacije ukrepa KOPOP (predmet plačila) in mejice iz neposrednih plačil, ki ne podlega subvenciji iz programa KRA MEJ za vzdrževanje mejic, sta v nadaljevanju prikazana primera ustrezne in neustrezne mejice.

Mejica je vsaj 10 metrov dolga in pri krošnji največ 20 metrov široka strnjena in samostojna linija lesne vegetacije vrst drevja in grmičevja, pri čemer je znotraj vsakih 10 metrov mejice dopustna ena vrzel, ki ne sme biti večja od treh metrov. Znotraj 20-metrške mejice sta torej dopustni dve vrzeli, znotraj 30-metrške mejici tri vrzeli itn. To določilo je bolj izjema kot pravilo – cilj je, da se ohranja čim večja sklenjena dolžina mejice. V nasprotnem primeru bi mejica imela

preveč vrzeli, bila bi prerodka in ne bi več služila svojemu namenu. Mejica ni del GERK-a in služi namenu razmejevanja (MKGP 2017).

Mejice se v GERK-e lahko vključi le, če so pri tleh široke največ dva metra na pripadajoči blok oziroma štiri metre za oba bloka. V nasprotnem primeru se izključijo iz GERK-ov. Glede na to, da so GERK-i pogoj za pridobitev kmetijskih subvencij, taka pravila spodbujajo kmete k sekanju mejic. V sliki 4 mejica ne izpolnjuje določenih mer, saj je ožja od dveh metrov za blok oziroma skupnih štirih metrov za oba bloka, zato lahko preide v GERK 1300 trajno travinje in jo je mogoče izsekati, če je isti lastnik na celotni površini. To vidimo kot absurd, saj tudi taka mejica, kakršna je, je pester habitat.

Mejice, široke do 2 m, ki so del njive, travnika ..., ne vplivajo na višino subvencije, zato se lastnik ali obdelovalec sam odloči ohraniti mejico ali ne. Mejice, širše od 2 m (na robu GERK-a pa do 4 m), dobijo nov GERK 1500 (drevesa in grmičevje); to je sprememba rabe tega zemljišča. Taka sprememba rabe in namena zemljišča ni v interesu kmetovalca in njegove pridelave, zato bo mejico izsekal, da bi ohranil GERK – njivo in ne GERK – drevesa in grmičevje. To vodi v izkrcitev mejice.

Velika težava so tudi sence, ki lahko zavedejo o širini mejice in na odločitev o rabi zemljišča. Mejica iz ortofoto posnetka je videti široka do 16 m, v naravi pa travna ruša sega vse do debel dreves, zato je mejica lahko del GERK-a.

Pregledni strokovni članek



Slika 4: Primer ustrezne mejice za vključitev v operacijo KRA_MEJ. Mejica leži zunaj bloka v razdalji največ 10 m od meje bloka.

Fig. 4: Example of an appropriate hedge to be included in the KRA-MEJ Operation. The hedge lies outside the block at a distance of no more than 10 m from the block boundary.



Slika 5: Primer neustrezne mejice za vključitev v operacijo KRA_MEJ. Mejica, kjer je površina obdelana do debel dreves in njena širina pri tleh ne presega 2 m in je lahko v celoti vključena v blok (GERK).

Fig. 5: Example of an inappropriate hedge to be included in the KRA-MEJ Operation. A hedge where the surface is treated up to the trunks, its width not exceeding 2 m at the ground level, it can be fully integrated into the block (GERK).



Slika 6: Neustrezna mejica.

Fig. 6: An inappropriate hedge.

Pregledni strokovni članek



Slika 7: Pravilna in nepravilna razmejitev mejice.

Fig. 7: An appropriate and an inappropriate delimitation of a hedge.



Slika 8: Ista mejica: posnetek iz neposredne bližine in kot orto foto posnetek.

Fig. 8: Same hedge, shown from immediate proximity and as an orthoimage.

3 Pozitivni – negativni učinki mejic

Mejice je treba obravnavati iz obeh strani, tako tiste, ki so pozitivne, in tiste, ki so negativne;

s strani kmetovalcev in tudi s strani drugih uporabnikov prostora. Pri tem pa ne smemo pozabiti, da govorimo o agrarnem okolju, namenjenem pridelavi hrane. Med pozitivne učinke štejemo zlasti:

- so habitat in vir hrane za ptice, čebele in druge prostoživeče živali,
- so preletni in selitveni koridorji, ki povezujejo različne habitate,
- so pribežališče za živali, pašnim živalim nudijo zaščito pred vročino in dežjem,
- zmanjšujejo spiranje hranil in ostankov fitofarmaceutskih sredstev v podzemne vode,
- služijo razmejevanju površin, ohranjajo mozaičnost krajine,
- zagotavljajo estetski videz krajine, ščitijo tla – rodovitno zemljo pred vodno in vetrno erozijo,
- ščitijo posevke in nasade pred vremenskimi nevšečnostmi,
- blažijo negativne vplive suše, uravnavajo preskrbo posevkov z vodo,

Pregledni strokovni članek



Slika 10: Drava (Natura 2000): rumeno priznane mejice na Miklavškem polju, drugo je mogoče izkrciti, saj pasovi niso uvrščeni med mejice.

Fig. 10: The Drava river (Natura 2000). Marked in yellow are the recognized hedges in the Miklavž Field. Since the resting belts are not classified as hedges, these can be eliminated.

Slika 9 prikazuje obstoječo intenzivno kmetijsko krajino, na kateri so mejice vidne in jih je v bistvu več, kot jih je po uvrstitvi po parametrih operacije KRA-MEJ priznal ukrep, kar kaže slika 10. Zaradi togih pravil operacije KRA-MEJ se preostala zaraščena površina ne priznava kot mejice in se lahko izkrči glede na pravila operacije KRA-MEJ. Posledica take razvrstitve je zmanjšanje habitatov.

Mejice imajo zaščitno vlogo pred vetrom, z odmiranjem rastlinskih delov povečujejo organsko maso v tleh, prav tako biološko in mikrobiološko dejavnost tal, kar ugodno vpliva na kakovost zemljišča, ohranjanje humusa, preprečuje erozijo, izpiranje, erozije, na sušnih območjih zadržujejo talno vlago.

Mejice vplivajo na pridelovane kulturne rastline. Poleg mnogih pozitivnih vplivov imajo tudi nekatere negativne, ki se odražajo v zmanjšanju količine pridelka, večjih stroških pridelave in s tem

manjši donosnosti pridelave, kar lahko v zaostrenih stroškovnih razmerah občuti kmetovalec kot eksistencialno negotovost. Vplivi mejic se izražajo tudi kot:

- zasenčevanje – slabša rast zasenčenih rastlin in plodov,
- debelni sestoji, ki imajo praviloma globlji koreninski sistem od poljščin, prestrezajo vodo v globljih plasteh in tako vplivajo na sušo v koreninskem območju poljščin,
- večja poraba mineralnih hranil zaradi konkurenčnega boja med rastlinskimi vrstami,
- semenenje rastlin in s tem pojav plevelov ter posledično večja uporaba herbicidov,
- nekatere rastline so gostiteljice rastlinskih bolezni in škodljivcev; poveča se uporaba fitofarmacevtskih sredstev (fungicidi, insekticidi),
- nekatere rastline v mejicah so vmesni gostitelji – koruzni hrošč (*Diabrotica spp.*) – polifag.

Pregledni strokovni članek



Slika 11: Vpliv sence mejice na razvoj koruznega storža.

Fig. 11: Influence of the hedge's shadow on the development of corn cob.



Slika 12: Vpliv mejice na pomankanje vode v tleh in zasenčevanje rastline.

Fig. 12: Influence of the hedge on the lack of water in the soil and the shading of the plants.



Slika 13: Seme trav iz mejic vdira na polje in povečuje plevelno konkurenčnost in s tem večjo uporabo herbicidov.

Fig. 13: From the hedges, seed of grass is entering the field to increase weed competitiveness, thus resulting in the intensified use of herbicides.



Slika 14: Seme trav iz mejic vdira na polje in povečuje plevelno konkurenčnost in s tem večjo uporabo herbicidov.

Fig. 14: From the hedges, seed of grass is entering the field to increase weed competitiveness, thus resulting in the intensified use of herbicides.

4 Mejice in lovška zakonodaja

Čprav imajo lovci na neki način zaščito poljskih habitatov opredeljeno v Zakonu o divjadi in lovstvu (ZDLov, 2004), pa je treba navesti, da se le-ta velikokrat ne sklada z obstoječo kmetijsko in okoljsko zakonodajo. Tak primer so opredeljene mejice, ki so sestavljene iz večletnih in enoletnih rastlin. Tudi če uporabniki upoštevajo zakon, bodo lahko na primer 2. avgusta izsekali mejico, ki je izpadla iz GERK-a

in je rastla nekaj sto let. Take izkrcitve ni mogoče nadomestiti v nekaj letih, kaj šele takoj. Lovska zakonodaja je v neskladju, ko govorimo o GERK-ih in subvencijah glede na kmetijsko zakonodajo.

Tako je v 32. členu ZDLov (2004) določeno, da se pri rabi kmetijskih zemljišč upoštevajo usmeritve iz načrtov za upravljanje z divjadjo.

Pregledni strokovni članek

Omenjenih usmeritev ni niti pri košnji, kaj šele drugje. Nadalje zakon navaja, da je prepovedano sekanje, požiganje ali drugačno uničevanje živih mej, grmišč in s suho zarastjo poraslih površin na pašnikih, travnikih in poljih v času gnezdenja ptic in poganja mladičev med 1. marcem in 1. avgustom. Nič ni določeno, kako je s tem pred tem datumom in po njem. V kmetijski krajini si mora lastnik zemljišča oziroma izvajalec del prizadevati za ohranjanje oziroma novo osnovanje skupin drevja in grmovja tako, da pusti najmanj eno desetino površine v prvotni zarasti (če to pusti, bo glede na kmetijsko zakonodajo kaznovan, saj vpliva na povečano zapleveljenost površin, da ne omenjamo novih invazivnih tujerodnih plevelnih vrst, ki se širijo. Prav tako obstaja verjetnost, da bo zaradi nenačrtne zasaditve izgubil del plačilnih pravic, če ni v Naturi 2000). Podobno je določeno v 33. členu Zakona o divjadi in lovstvu, kjer piše o regulaciji vodotokov in osuševanju.

4 Mejice – priložnosti

V mejicah moramo pripoznati tudi svojevrstne priložnosti, ki segajo na vsa druga področja in jim ne namenjamo niti malo pozornosti. Tako najdemo priložnosti:

- za razvoj turizma in rekreacije na podeželju,
- razvoj agrarno-etnološkega podjetništva in dopolnilnih dejavnosti (čebelarstvo, lončarstvo, spominki ...) z namenom dodatnega prihodka zaradi izpada dela zemljišč,
- za prepoznavnost in identiteto slovenskega prostora in ohranjanje kakovostnih kmetijskih zemljišč ter promocijo Slovenije kot zelene destinacije,
- za sodelovanje kmetovalcev, lovcev, lokalnih šol ... pri skupnih zasaditvah, obnovah mejic,
- za donacije lovcev in ZGS z drevesnimi, grmovnimi sadikami in drugimi plodonosnimi sadikami (utrjevanje medsebojnih vezi ob soglasju lastnikov),

- za sodelovanje vseh lokalnih uporabnikov prostora pri čiščenju in preprečevanju vnosa raznih odpadkov v mejice v okolici urbanih naselij (lovci, kmetje, šole, krajani ...)

Uporabne rastline mejic in obvodnega rastlinja:

- srobot so nekdanj uporabljali za povezovanje sena,
- iz listov in skorje velikega jesena, listov lesnike ter plodov rdečega dreva so izdelovali barvila,
- leska, dren, javor so služili za izdelavo lesenih grabelj, vil, toporišč ...
- brezo so uporabljali za metle,
- lipo, javor za kuhalnice, lesene žlice ...
- zdaj etnološki prazniki in folklor, kulturna dediščina,
- spominki, turizem.

Obnova v Sloveniji

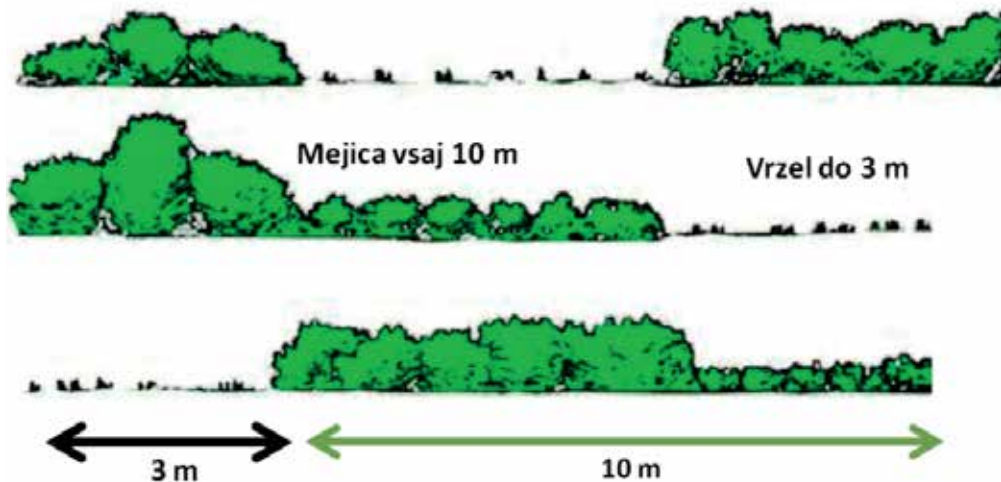
Pomlajevanje in obnova s sečnjo na panj potekata vsakih 10–15 let, vsako drugo leto redčimo. Sečnjo do tretjine mejice opravimo pozimi, preostali del pa služi kritju in prehrani živalim. Pustimo posamezne "osamelce", kot so na primer češnja, hrast, maklen, gaber, lipa, in veliki jesen. Omogočamo grmovno gostitev in zasajanje z robido, malino, šipkom in bezgom. Pomlajujemo na vsakih deset metrov z vrzeljo do največ tri metre – zelena je strjenost mejic. Umetna zasaditev za preprečevanje erozije na ostankih davno uničene prvotne mejice (lovci).

Pregledni strokovni članek



Slika 15: Pletenje košar iz vrbovih vej, po navadi nabranih iz obvodnih mejic (vir: www.prlekija-on.net).

Fig. 15: Knitting baskets from willow branches, usually collected from hedges near water. (source: www.prlekija-on.net).



Slika 16: Pravilna obnova mejic – mejica, dolžina 10 m, in vrzel obnove do 3 m dolžine na vsakih 10 m.

Fig. 16: Correct hedge reconstruction - hedge of 10m length, a gap of up to 3m on every 10m.

Pregledni strokovni članek



A) Napačen način lege



B) Kompromisna rešitev - posek posameznih dreves in grmov



C) Najprimernejša rešitev - sečnja na panj

Slika 17: Pravilen in nepravilen način obnove mejic.

Fig. 17: Correct (A, B) and incorrect (C) way of restoring a hedge.

Hermann Benjes je v knjigi "Povezovanje življenjskega prostora z mejicami (1997) opisal, kako z zelo majhnimi stroški in brez sajenja oživljati prostor z mejicami, ki po naravni poti "oživijo" in izboljšajo krajino. Bil je ekolog in vrtnar in je z otroki iz šol oživljal mejice in tako

omogočil vračanje živali v degradirano nemško kmetijsko pokrajino. Dandanes to metodo uporabljajo za revitalizacijo habitatov, poleg klasične metode zasajanja, po vsem svetu. Način samooživitve in postopne naselitve živali, kot so ptice in žuželke (Slika 19).



Slika 18: Primer zasaditve nove mejice.

Fig. 18: Example of planting new hedges.



Slika 19: Fazni primer nastajanja nove mejice Benjes.

Fig. 19: Phase example of an emergence of a new hedge, Benjes.

Pregledni strokovni članek

6 Zaključki

V celotnem prispevku smo želeli predstaviti nekaj temeljnih pojmov in ravnanj v povezavi z mejicami s poudarkom na njihovi pomembnosti. Želeli smo vzpodbuditi razmišljanje, da so mejice pomembne ne samo zaradi kulturne krajine kot take, ampak so pomembne tudi za ekosistem kot celoto. Lovci velikokrat na pamet govorijo o vzrokih, zakaj (jim) izginja mala divjad. Izgovore oziroma vzroke iščejo preveč enostransko in preveč poenostavljeno. Naj na kratko ponovimo:

- mejice in vodne meje so pomembne za ohranjanje biotske pestrosti na intenzivnih kmetijskih območjih,
- zavarovati je treba mejice v okoljski, kmetijski in drugih zakonodajah,
- razširiti program in operacijo KRA_MEJ zunaj NATURE 2000 na pridelovalna in druga degradirana območja,
- ozaveščanje lastnikov zemljišč ni zadostno,
- mejice so ogrožene – v pokrajini jih je vedno manj,

- uskladiti množico zakonodaj in njihovo izvajanje, kar je včasih bolj deklarativne narave; delno se nadzira samo navzkrižna skladnost v posameznih programih, kot je KRA_MEJ (inšpekcijski nadzor, razširitev subvencij na druge mejice),
- ohranjanje naravnih vrednot, biotske raznovrstnosti, ugodnega stanja rastlinskih in živalskih vrst ter njihovih habitatov in kakovostne krajine,
- ohranjati količino in kakovost površinskih ter podzemnih voda,
- krepiti razvoj podeželja s spodbujanjem naravi prijaznih oblik kmetovanja, gozdarstva in turizma ter drugih trajnostnih rab naravnih virov,
- ohranjati kmetijsko rabo, ki je v skladu s cilji varovanja okolja in mejic,
- omogočiti prebivalcem nove razvojne priložnosti,
- povezovati gospodarski, socialni, kulturni, okoljski in prostorski razvoj na degradiranih območjih z namenom oplemenititi takšno krajino.

7 Viri

Direktiva Sveta 79/409/EEC o ohranjanju prostoživečih ptic.

Direktiva Sveta 92/43/EEC o ohranjanju naravnih habitatov ter prosto živečih živalskih in rastlinskih vrst .

Establishing Field Borders to Improve Wildlife Habitat (Virginia Department of Forestry)

Pierce, R., White, B., Todd Jones-Farrand, D. T., Dailey, T. 2008. Field Borders for Agronomic, Economic and Wildlife Benefits.

Gaberščik, A. 1994. Obrežni pas - zaščita vodnega ekosistema, raziskovalno poročilo Ljubljana: Inštitut za biologijo.

Hermann Benjes. 1997. Die Vernetzung von Lebensräumen mit Benjeshecken, München , Verlag Natur & Umwelt, 9. Auflage.

Reimoser, F., Lexer, W., Brandenburg, Ch., Zink, R., Heckl, F., Bartel, A. 2008. ISWIMAN Integrated Sustainable Wildlife Management in the Biosphere Reserve Wienerwald.

Izvajanje operacije mejice. MKGP.

Javni pregledovalnik grafičnih podatkov MKGP-RKG (GERK).

Letna poročila USDA (United States Department of Agriculture), (2000–2014). Natural resources conservation service, conservation practice standard field border.

Pregledni strokovni članek

Opredelitev krajinske pestrosti in krajinskih značilnosti, pomembnih za ohranjanje biotske raznovrstnosti. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za krajinsko arhitekturo, Aquarius d.o.o., Kmetijski inštitut Republike Slovenije.

Program razvoja podeželja Republike Slovenije za obdobje 2014–2020. (2014). Uradni list RS, št. 13/15, 21/15, 30/15, 54/15, 97/15, 6/16 in 16/16).

Program upravljanja območij NATURA 2000 (2015–2020).

Uredba o posebnih varstvenih območjih (območjih Natura 2000). (2004). Uradni list RS, št. 49/04, 110/04, 59/07, 43/08, 8/12, 33/13, 35/13 popr., 39/13 - odl. US, 3/14).

Uveljavljanje ukrepov kmetijske politike. (2017). MKGP in ARSKTRP.

Zakon o divjadi in lovstvu. (2014). Uradni list RS. 16/2004.

Zakon o ohranjanju narave. (56/99). Popravki 31/00-popr., 119/02, 41/04 in 96/04 – uradno prečiščeno besedilo, 61/06 - ZDru-1, 8/10 - ZSKZ-B in 46/14).

8 Seznam kratic v prispevku

- GERK – grafična enota rabe kmetijskih zemljišč
- KOP – Kmetijsko-okoljski program
- KOPOP – Kmetijsko-okoljsko-podnebni program
- KMG – kmetijsko gospodarstvo
- KZU – kmetijsko zemljišče v uporabi
- OMD – območja z omejenimi dejavniki za kmetijsko pridelavo
- PRP – Program razvoja podeželja
- SKP – Skupna kmetijska politika
- ARSKTRP – Agencija Republike Slovenije za kmetijske trge in razvoj podeželja
- EKO O – plačila iz naslova SKP (kritje razlike med tržno in proizvodno ceno)
- RS MKGP – Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano RS
- RKG – register kmetijskih gospodarstev

KATARINA FLAJŠMAN

Katarina Flajšman je leta 2011 diplomirala na Biotehniški fakulteti Univerze v Ljubljani na Oddelku za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire. Po diplomi se je kot mlada raziskovalka zaposlila na Gozdarskem inštitutu Slovenije na Oddelku za gozdno ekologijo in nadaljevala s podiplomskim študijem bioznanosti na isti fakulteti. V svoji doktorski disertaciji je raziskovala vplive na razmnoževalni uspeh samic srnjadi v Sloveniji. Doktorirala je leta 2017. Kot raziskovalka deluje na Gozdarskem inštitutu Slovenije, kjer je vključena v različne projekte s področja ekologije divjadi, upravljanja z divjadjo in lovstva. Več let je aktivna na evropskem nivoju, kjer je vključena tudi v različna mednarodna raziskovalna združenja s področja divjadi (npr. *Eurodeer*; *Euroboar*). Od leta 2014 je članica Lovske družine Laze in od leta 2016 tudi članica predavateljskega aktiva ZLD Zasavje.

KATJA RUTNIK

Katja Rutnik je po opravljeni maturi na Gimnaziji Ravne na Koroškem leta 2011 pričela s študijem biologije na Biotehniški fakulteti in ga uspešno končala leta 2014. Med študijem si je izkušnje nabirala s sodelovanji na različnih popisih v organizaciji društva DOPPS ter z delom v Živalskem vrtu Ljubljana. Študij je nato nadaljevala na drugi stopnji in v letu 2017 postala magistrica ekologije in biodiverzitete. Magistrsko nalogo z naslovom Vpliv plenilcev na talna in grmovna ptičja gnezda v antropogeno spremenjenih sonaravnih in urbanih okoljih je opravila pod mentorstvom dr. Ivana Kosa in somentorstvom dr. Huberta Potočnika. Bila je tudi prejemnica štipendije za udeležbo na znanstveni ekspediciji Dinaric karst biodiversity initiative – course on Mediterranean Ecosystem Biodiversity, ki je potekala v organizaciji društev BIOTE in Wallacea. Kasneje jo je pot zanesla v Grčijo, kjer je pomagala v rehabilitacijskem centru za prostoživeče živali ter sodelovala z grškim Birdlife partnerjem pri monitoringu kolonije sredozemskih sokolov in obročkanjem ptic na selitvi na otoku Antikythera.

MARKO RAJKOVIČ

Marko Rajkovič je obiskoval študij Ekologije in biodiverzitete na Oddelku za biologijo Biotehniške fakultete v Ljubljani in magistriral z delom Analiza zimskega gibanja volka v Dinaridih. Trenutno je zaposlen na Zavodu za ribištvo Slovenije v strokovno raziskovalni službi na Oddelku za sladkovodno ribištvo na projektu LIFE for LASCA. V Lovski družini Polhov Gradec je opravljal funkcijo informatika, lovskega čuvaja in bil mentor lovskim pripravnikom, trenutno pa je njen starešina. Je član Upravnega odbora društva Dinaricum in član Uredniškega odbora spletnih strani pri Lovski zvezi Slovenije. Sodeloval je pri številnih naravovarstvenih projektih in bil mentor študentom biologije za velike sesalce (zveri) na več raziskovalnih taborih.

MATIJA STERGAR

Matija Stergar je dodiplomski študij gozdarstva na Biotehniški fakulteti v Ljubljani končal leta 2005 z diplomsko nalogo na temo objedanja mladja drevesnih vrst. Na isti ustanovi je leta 2017 doktoriral na temo modeliranja habitatov prostoživečih parkljarjev. Od leta 2006 je bil zaposlen sprva kot pripravnik in nato kot revirni gozdar na mariborski območni enoti Zavoda za gozdove Slovenije. V letu 2008 je nastopil službo na Oddelku za gozdarstvo Biotehniške fakultete v Ljubljani, kjer je deloval kot raziskovalec in asistent na področju ekologije in upravljanja prostoživečih parkljarjev in velikih zveri. Leta 2014 je pričel službovanje na centralni enoti Zavoda za gozdove Slovenije, kjer se do danes ukvarja s projekti na temo varstva in upravljanja velikih zveri. Je soavtor mnogih strokovnih in znanstvenih prispevkov, član predavateljskega aktiva pri Lovski zvezi Maribor in lovec.

MIRAN DAKOVIĆ

Miran Daković je rojen 15. 5. 1963 v Mariboru, kjer je tudi obiskoval osnovno šolo, Tehnično kmetijsko šolo Maribor in Višjo agronomsko šolo Maribor. 1988 je diplomiral na Oddelku za kmetijstvo Biotehniške fakultete Univerze v Ljubljani. Zaposlil se je na Kmetijskem kombinatu Ptuj, kjer je 1989 opravil strokovni izpit in opravljal dela tehnologa, namestnika vodje, vodje PE Podlehnik. Poklicno pot je nadaljeval leta 1992 v Podjetju Agrocom Slovenska Bistrica kot namestnik direktorja. Leta 1998 je postal direktor podjetja Raiffeisen in prevzel organizacijo in aktivacijo podjetja v Sloveniji. Leta 2003 je postal direktor slovenskega predstavništva nemškega podjetja KWS Slovenija in leta 2005 ustanovil podjetje za semenarstvo Novalis d.o.o. Je odgovorna oseba s področja fitomedicine in sredstev za varstvo rastlin, od leta 2017 je tudi sodni izvedenec in sodni cenilec s področja lova in podpodročja škode od divjadi. Je član Lovske družine Gaj nad Mariborom, član predavateljskega aktiva Lovske zveze Maribor in predavateljskega aktiva Zveze lovskih družin Ptuj Ormož.

MIRAN HAFNER

Miran Hafner je diplomiral na Biotehniški fakulteti na Oddelku za gozdarstvo. Na Biotehniški fakulteti je zaključil tudi podiplomski študij specializacije s področja gospodarjenja z divjadjo s specialistično nalogo z naslovom Vpliv nekaterih ekoloških dejavnikov na razširjenost jelenjadi na Jelovici. Zaposlen je na Zavodu za gozdove Slovenije, na Območni enoti Kranj, na Odseku za gozdne živali in lovstvo. Je avtor številnih poljudnih in strokovnih prispevkov o divjadi v glasilu Lovec ter nekaterih znanstvenih razprav v Gozdarskem vestniku in drugi literaturi. Je tudi avtor in soavtor treh knjig. Od leta 1978 je član Lovske družine Jošt - Kranj, kjer je gospodar, v minulih letih pa je opravljal tudi naloge tajnika, gospodarja in predsednika nadzornega odbora. Je član predavateljskega aktiva in član Izpitne komisije za lovske izpite pri Zvezi lovskih družin Gorenjske in član predavateljskega aktiva za tečaje za lovske čuvaje.

RAZPIS ZA OBJAVO V ZLATOROGOVI ZBORNIKU

Zlatorogov zbornik je znanstveno-strokovno glasilo Lovske zveze Slovenije, ki izhaja periodično. V glasilu sta objavljene dve vrsti prispevkov: izvorni znanstveno-strokovni prispevki ter pregledni znanstveno-strokovni prispevki. Prispevki za objavo naj se nanašajo na lovsko tematiko oziroma teme, ki jih obravnavajo tudi komisije Lovske zveze Slovenije.

Odgovorni urednik

Odgovorni urednik glasila je prof. dr. Ivan Kos

Sestava izvirnega znanstveno-strokovnega prispevka

Izvorni znanstveno strokovni prispevek ima obliko standardnega formata tovrstnih del in praviloma vsebuje naslednja poglavja:

- naslov (slo, ang)
- podnaslov (slo, ang)
- izvleček (slo, ang) s ključnimi besedami
- uvod
- materiali in metode
- rezultati
- razprava
- zaključki
- povzetek (slo, ang)
- viri

Struktura preglednega znanstveno-strokovnega prispevka

Članek naj sledi strukturi preglednega znanstvenega članka in naj praviloma obsega naslednja poglavja:

- naslov (slo, ang)
- podnaslov (slo, ang)
- izvleček (slo, ang)
- uvod
- podpoglavja
- zaključki
- povzetek (slo, ang)
- viri

Naslov

Naslov naj bo v slovenščini in v angleščini.

Podnaslov

Podnaslov naj vsebuje podatke o avtorju prispevka ter naslov (naslov pošte in e-naslov).

Izveček

Izveček naj bo v slovenščini in v angleščini; predlagana dolžina je 1500 znakov s presledki.

Prispevek

Prispevek naj bo napisan v pisavi Times New Roman, velikosti črk 12, z razmikom 1,5 in naj ne bo daljši od 8 strani.

Rok za oddajo prispevkov

Prispevke je treba oddati po pošti na naslov Lovska zveza Slovenije, Župančičeva 9, 1000 Ljubljana ali na e-naslov lzs@lovska-zveza.si.

Prof. dr. Ivan Kos,
glavni in odgovorni urednik Zlatorogovega
zbornika



INVITATION TO PUBLISH IN THE GOLDHORN BULLETIN

The Goldhorn Bulletin is a scientific expert bulletin of the Hunters Association of Slovenia that comes out periodically. Two types of articles are published in the bulletin: original scientific expert articles and scientific expert reviews. Articles to be published shall refer to the subject of hunting or concern topics discussed by the committees of the Hunters Association.

Editor-in-Chief

The Editor-in-Chief of the bulletin is Prof. Dr. Ivan Kos.

The composition of an original scientific expert article

An original scientific expert article follows the standard form of such articles and generally contains the following sections:

- *Title (Slo, Eng)*
- *Subtitle (Slo, Eng)*
- *Abstract (Slo, Eng) with key words*
- *Introduction*
- *Materials and methods*
- *Results*
- *Discussion*
- *Conclusions*
- *Summary (Slo, Eng)*
- *Sources*

The structure of a scientific expert review

An article shall follow the structure of a scientific review and shall generally contain the following sections:

- *Title (Slo, Eng)*
- *Subtitle (Slo, Eng)*
- *Abstract (Slo, Eng)*
- *Introduction*
- *Subsections*
- *Conclusions*
- *Summary (Slo, Eng)*
- *Sources*

Title

The title shall be in Slovene and English.

Subtitle

The subtitle shall contain data on the author of the article and their contact information (postal address and e-mail address).

Abstract

The abstract shall be in Slovene and English; the proposed length is 1500 characters including spacing.

Article

The article shall be written in Times New Roman, font size 12 and 1.5 line spacing; the article shall not be longer than 8 pages.

Closing date for the submission of articles

The articles must be sent by post to the address: Lovska zveza Slovenije, Župančičeva 9, 1000 Ljubljana, or by e-mail to the address: lzs@lovska-zveza.si.

*Prof. Dr. Ivan Kos
Editor-in-Chief of the Goldhorn Bulletin*



Vsebina/Contents

Uvodnik/Editorial

Ob izidu pete številke Zlatorogovega zbornika/
*Upon the release of the fifth issue of the
Zlatorogov zbornik/Goldhorn Bulletin*
prof. dr. Ivan KOS

Izvirni znanstveni članek/ Original scientific paper

2–16 Zimska sestava plena volka
(*Canis lupus*) in kleptoparazitizem
na volčjem plenu v Dinaridih/
*Winter structure of wolf (*Canis lupus*)
prey and kleptoparasitism on the
wolf prey in the Dinaric Mountains*
Marko RAJKOVIČ, Nina RAŽEN,
Ivan KOS, Hubert POTOČNIK,
Miha KROFEL, Franc KLJUN

17–34 Prihodnja prostorska razporeditev
divjega prašiča (*Sus scrofa* L.) v Sloveniji/
*Future spatial distribution of wild boar
(*Sus scrofa* L.) in Slovenia*
Matija STERGAR, Klemen JERINA

35–47 Kolikor srnjakov, toliko srn?
Spolno razmerje zarodkov in juvenilne
srnjadi v Sloveniji/
*As many does, so many bucks? Sex ratio of
foetuses and juvenile roe deer in Slovenia*
Katarina FLAJŠMAN, Klemen JERINA,
Boštjan POKORNY

48–68 Vplivi okoljskih dejavnikov
na prostorsko razporeditev muflona
v Karavankah in Kamniško-Savinjskih Alpah/
*Effects of environmental factors on the spatial
distribution of moufflon in the Karawanks and
the Kamnik-Savinja Alps*
Miran HAFNER, Blaž ČERNE

69–78 Vpliv plenjenja sive vrane
in srake na talna, grmovna in drevesna
ptičja gnezda v urbanih in antropogeno
spremenjenih okoljih/
*The impact of predation of the hooded crow
and magpie on ground, shrub and tree
bird nests in urban and anthropogenically
changed environments*
Katja RUTNIK, Hubert POTOČNIK,
Ivan KOS

Pregledni strokovni članek/ Review expert paper

79–94 Koliko je vredno življenje v mejicah?/
How much is the life worth in hedgerows?
Miran DAKOVIČ, Srečko Felix KROPE