

UNIVERZITET U BEOGRADU

BIOLOŠKI FAKULTET

Irena F. Hribšek

Ekološka studija beloglavog supa (*Gyps fulvus*) u
Srbiji: populaciona dinamika i uticaj aktivnih mera
zaštite

Doktorska disertacija

Beograd, 2022

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF BIOLOGY

Irena F. Hribšek

Ecological study of Griffon Vulture (*Gyps fulvus*)
in Serbia: population dynamics and the effects of
active conservation measures

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2022

МЕНТОРИ И ЧЛАНОВИ КОМИСИЈЕ ЗА ОДБРАНУ ДОКТОРСKE ДИСЕРТАЦИЈЕ:

MENTORI:

Dr Duško Ćirović, vanredni profesor
Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

Dr Stefan Skorić, viši naučni saradnik
Univerzitet u Beogradu, Institut za multidisciplinarna istraživanja

ČLANOVI KOMISIJE:

Dr Bato Korać, vanredni profesor, Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet; Naučni savetnik,
Univerzitet u Beogradu, Institut za biološka istraživanja „Siniša Stanković” – Institut od nacionalnog
značaja za Republiku Srbiju

Dr Milan Plećaš, docent, Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

Dr Marko Raković, naučni saradnik, Univerzitet u Beogradu, Institut za multidisciplinarna
istraživanja

Datum odbrane: _____

ZAHVALNICA

Ova doktorska disertacija je urađena na Univerzitetu u Beogradu, Institutu za biološka istraživanja „Siniša Stanković” – Institutu od nacionalnog značaja za Republiku Srbiju.

Veliku zahvalnost dugujem svojim mentorima prof. dr Dušku Ćiroviću na kontinuiranoj podršci, ukazanom poverenju, izuzetnom zalaganju i konstruktivnim sugestijama u različitim fazama izrade doktorske disertacije i dr Stefanu Skoriću na bezrezervnoj podršci, razumevanju, strpljenju, prijateljskim savetima i spremnosti da pomogne.

Prof. dr Bati Koraću, zahvaljujem se na neizmernoj podršci, ukazanom poverenju, strpljenju, prijateljskim savetima i zalaganju tokom različitih faza izrade ove doktorske disertacije. Hvala na izdvojenom vremenu za pregled teze i korisnim savetima i smernicama kako je učiniti boljom. Takođe, iskrenu zahvalnost dugujem prof. Koraću i njegovom timu na izuzetnoj pomoći i radu na analizi pola molekularnom metodom. Zahvaljujem se na saradnji, znanju, upoznavanju sa osnovama molekularnih istraživanja, entuzijazmu, izdvojenom vremenu i trudu.

Neizmernu zahvalnost dugujem dr Saši Marinkoviću, koji je započeo ova istraživanja i kojima sam se priključila 2009. godine. Zahvaljujem mu se na uvodu u naučno-istraživački rad i za nesebično prenošenje znanja i iskustva. Hvala na pruženoj prilici da učim, na podršci, ukazanom poverenju, zalaganju, značajnim podacima, vrednim savetima i sugestijama, kako prilikom svih ovih godina terenskih istraživanja i druženja, tako i prilikom izrade ove disertacije kako bi bila kvalitetnija.

Veliku zahvalnost dugujem dr Milanu Plećašu, na pomoći pri obradi, analizi i tumačenju podataka i rezultata satelitskog praćenja. Zahvaljujem se na izdvojenom vremenu i trudu za pregled ove teze.

Zahvaljujem se dr Marku Rakoviću na izdvojenom vremenu i trudu za pregled teze, kao i na brojnim prijateljskim savetima i sugestijama.

Nikoli Tataloviću, dugujem veliku zahvalnost za pomoć oko statističke obrade podataka i tumačenja rezultata, kao i u rešavanju različitih problema tokom pisanja disertacije. Hvala na strpljenju i prijateljstvu.

Zahvaljujem se i dr Mileni Dimitrijević, na neprospavanoj noći, pomoći i podršci, izdvojenom vremenu, korisnim savetima i sugestijama i beskrajnoj pozitivnoj energiji koju poseduje.

Milošu Joviću, muzejskom savetniku u Pirodnjačkom muzeju u Beogradu, dugujem zahvalnost na izdvojenom vremenu, korisnim sugestijama, komentarima i pre svega pomoći i podršci.

Značajnu podršku pružio mi je legat „Fondacija za zaštitu ptica grabljivica” iz Beograda. Veliko hvala kolegama iz organizacije na dugogodišnjem prijateljstvu, entuzijazmu i pozitivnoj energiji. Zahvaljujem se svim saradnicima koji su tokom godina učestvovali na markiranju beloglavih supova, članovima Akademske speleološko-alpinističkog kluba „ASAK” iz Beograda i „Ponir” iz Banja Luke, koji su učinili markiranje beloglavih supova mogućim.

Hvala upravi i čuvarskoj službi Specijalnog rezervata prirode „Uvac” na izuzetnoj saradnji i logističkoj podršci tokom rada na terenu tokom svih ovih godina.

Veliko hvala svim mojim dragim prijateljima koji su svo vreme bili uz mene. Zahvaljujem se na razumevanju, neizmernoj podršci i spremnosti da pomognu.

Marku, veliku zahvalnost dugujem, na životnom sapatništvu, strpljenju i podršci.

Najveću zahvalnost dugujem svojim dragim roditeljima i porodici što su verovali u mene. Zahvaljujem im se na njihovoj beskrajnoj podršci, ljubavi, razumevanju i strpljenju svih ovih godina.

*Ovu disertaciju posvećujem svojim roditeljima,
Frančišku i Mileni*

Ekološka studija beloglavog supa (*Gyps fulvus*) u Srbiji: populaciona dinamika i uticaj aktivnih mera zaštite

REZIME

Studija predstavlja sveobuhvatnu analizu podataka dobijenih monitoringom populacije beloglavog supa (*Gyps fulvus*) u periodu 1985–2018. godine, kao i procenu uticaja hranilišta, kao mere zaštite, na populaciju. Nalazi obeleženih ptica dali su uvid u kretanja ptica. Videomonitoringom je dobijen uvid u sezonsku dinamiku korišćenja hranilišta, dok je satelitsko praćenje dalo uvid u veličinu područja pretraživanja, areal aktivnosti, osnovna i centralna područja. Dobijen je i uvid u polnu strukturu populacije.

Sa porastom količine hrane na hranilištu ispitani parametri su rasli, dok su reproduktivni parametri sve vreme bili visoki. Prikupljeno je 2846 nalaza ptica, kao i 423 nalaza beloglavih supova sa stranim oznakama, dok je samo kamera tokom 142 dana na hranilištu zabeležila 1066 nalaza naših i 198 nalaza supova sa stranim oznakama. Analizom podataka satelitskog praćenja utvrđene su razlike u veličini svih analiziranih parametara tokom godina i između sezona, sa većim opsezima tokom proleća i leta, bez značajne razlike između gnezdeće i negnezdeće sezone. Ukupna površina područja pretraživanja je 11654,34 km². Beležene su kratke dnevne razdaljine, sa najvećom distancom od 122,4 km. Odnos polova mužjaka i ženki bio je 32:39.

Rezultati studije ukazuju na pozitivan efekat hranilišta na brojnost populacije. Pored hranilišta, tradicionalna područja stočarstva predstavljaju važne oblasti za supove. Uvid u godišnje i sezonsku dinamiku kretanja jedinki, veličinu područja koje koriste i informacije o migratornim putevima, važni su za dalje konzervacione korake. Kamera je omogućila dobijanje preciznijih podataka. Odstupanje od očekivanog odnosa polova 1:1 nije veliko, te su rezultati u saglasnosti sa očekivanim odnosom polova. Rezultati ove studije mogu poslužiti kao osnova za unapređenje očuvanja i upravljanja vrstom, kao i za planiranje programa reintrodukcije.

Ključne reči: beloglavi sup, populacioni trend, reproduktivni parametri, hranilišta, markiranje, kretanje, satelitsko praćenje, zaštita.

Naučna oblast: Ekologija

Uža naučna oblast: Ekologija životinja

Ecological study of Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in Serbia: population dynamics and the effects of active conservation measures

SUMMARY

The study presents a comprehensive analysis of data obtained by monitoring of the population of the Griffon vulture (*Gyps fulvus*) in the 1985–2018 period, as well as an assessment of the effects of feeding sites, as a conservation measure, on the population. Findings of marked birds provided insight into the birds movements. Insight into the seasonal dynamics of the feeding site usage was obtained through video monitoring, while satellite tracking provided insight into the size of the foraging area, home range, basic, and core areas. An insight into the sex ratio structure of the population was also obtained.

With the increase in the amount of food on the feeding site, the examined parameters increased, while the reproductive parameters were high during whole time. 2846 findings of birds were collected, as well as 423 findings of the Griffon vultures with foreign tags, while the camera at the feeding site, just alone recorded 1,066 findings of ours and 198 findings of vultures with foreign tags, during the period of 142 days. The analysis of satellite tracking data revealed differences in the size of all analyzed parameters during the years and between seasons, with larger ranges during spring and summer, without significant differences between breeding and non-breeding seasons. The total foraging area was 11654.34 km². Short distances were recorded, with the longest distance of 122.4 km. The sex ratio of males and females was 32:39.

The results of the study indicate a positive effect of feeding sites on the population. Gaining insight into the annual and seasonal dynamics of the birds movement, the size and ranges of the areas they use, as well as information on migratory routes, is crucial for further conservation steps. The camera enabled to get more accurate data. In addition to feeding sites, traditional livestock areas are important areas for vultures. The deviation from the expected sex ratio of 1: 1 is not big, so the results are in accordance with the expected sex ratio for the species. The results of this study can be used as a basis for improving the conservation and management of the species, as well as for planning reintroduction program.

Keywords: The Griffon vulture, abundance, population trend, feeding sites, reproductive parameters, marking, satellite tracking, conservation.

Scientific field: Ecology

Specific scientific field: Animal ecology

SADRŽAJ:

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | UVOD | 1 |
| 1.1 | LEŠINARI..... | 4 |
| 1.1.1 | Klasifikacija lešinara | 5 |
| 1.1.2 | Značaj i ekosistemske usluge lešinara | 6 |
| 1.1.3 | Ugroženost lešinara | 7 |
| 1.1.4 | Status afričko-evroazijskih lešinara..... | 8 |
| 1.2 | ROD <i>GYP</i> S – SUPOVI | 10 |
| 1.2.1 | Evolucija i filogenija supova | 12 |
| 1.3 | OBJEKAT ISTRAŽIVANJA: BELOGLAVI SUP – <i>GYP</i> S <i>FULVUS</i> (HABLIZL 1783) | 14 |
| 1.3.1 | Rasprostranjenje i stanište | 18 |
| 1.3.2 | Ishrana | 19 |
| 1.3.3 | Reproduktivna biologija | 20 |
| 1.3.4 | Faktori ugrožavanja | 21 |
| 1.3.5 | Populacioni trendovi i globalni status ugroženosti..... | 22 |
| 1.3.6 | Nekadašnje rasprostranjenje beloglavog supa u Srbiji | 23 |
| 1.3.7 | Mere zaštite beloglavog supa | 24 |
| 1.3.7.1 | Administrativno-pravna zaštita..... | 24 |
| 1.3.7.2 | Edukacija | 25 |
| 1.3.7.3 | Monitoring i obeležavanje ptica | 25 |
| 1.3.7.4 | Hranilišta | 27 |
| 1.3.8 | Molekularna analiza pola kod beloglavog supa | 28 |
| 2 | CILJ I ZADACI ISTRAŽIVANJA | 32 |
| 3 | MATERIJAL I METODE | 33 |
| 3.1 | ISPITIVANO PODRUČJE..... | 33 |
| 3.1.1 | Geografski položaj, granice, reljef..... | 33 |
| 3.1.2 | Klima i vegetacija..... | 34 |
| 3.2 | RECENTNA RASPROSTRANJENOST BELOGLAVOG SUPA U SRBIJI | 36 |
| 3.3 | MIKROKLIMATSKA PREFERENCIJA BELOGLAVOG SUPA U KOLONIJAMA U SRBIJI..... | 37 |
| 3.4 | HRANILIŠTA | 38 |
| 3.5 | MATERIJAL I TEHNIKE UZORKOVANJA..... | 38 |
| 3.5.1 | Monitoring gnezdeće populacije..... | 38 |
| 3.5.2 | Analiza podataka i statistički postupci | 40 |
| 3.5.3 | Obeležavanje beloglavih supova | 41 |
| 3.5.4 | Videomonitoring..... | 42 |
| 3.5.5 | Satelitska telemetrija..... | 43 |
| 3.6 | ANALIZA POLA BELOGLAVOG SUPA MOLEKULARNOM METODOM | 45 |
| 4 | REZULTATI | 46 |
| 4.1 | POPULACIONA DINAMIKA..... | 46 |
| 4.1.1 | Populacioni razvoj | 46 |
| 4.1.2 | Populacioni parametri u pojedinačnim kolonijama | 47 |
| 4.1.3 | Uspešnost gnežđenja i produktivnost | 51 |
| 4.1.4 | Odnos između veličine populacije i reproduktivnih parametara | 53 |
| 4.2 | UTICAJ HRANILIŠTA NA POPULACIJU | 55 |
| 4.3 | KRETANJA BELOGLAVIH SUPOVA | 58 |
| 4.3.1 | Nalazi obeleženih ptica..... | 58 |
| 4.3.2 | Nalazi obeleženih ptica u Srbiji..... | 64 |
| 4.3.3 | Videomonitoring na hranilištu „Uvac“ | 67 |

| | | |
|----------|---|------------|
| 4.4 | ANALIZA KRETANJA BELOGLAVOG SUPA NA OSNOVU PODATAKA DOBIJENIH SATELITSKIM PRAĆENJEM | 69 |
| 4.5 | REZULTATI UTVRĐIVANJA POLA BELOGLAVOG SUPA MOLEKULARNOM METODOM | 74 |
| 5 | DISKUSIJA | 77 |
| 5.1 | POPULACIONI TREND, REPRODUKTIVNI PARAMETRI I UTICAJ HRANILIŠTA NA POPULACIJU BELOGLAVOG SUPA U SRBIJI..... | 77 |
| 5.2 | ANALIZA KRETANJA OBELEŽENIH PTICA | 80 |
| 5.3 | ANALIZA PODATAKA DOBIJENIH VIDEOMONITORINGOM NA HRANILIŠTU UVAC..... | 83 |
| 5.4 | ANALIZA PODATAKA DOBIJENIH SATELITSKOM TELEMETRIJOM..... | 83 |
| 5.5 | ANALIZA REZULTATA UTVRĐIVANJA POLA BELOGLAVIH SUPOVA DOBIJENIH MOLEKULARNOM METODOM..... | 86 |
| 6 | ZAKLJUČCI..... | 87 |
| 7 | LITERATURA..... | 89 |
| 8 | PRILOG 1. | 115 |

1 UVOD

Biodiverzitet predstavlja sveukupnu raznovrsnost života na Zemlji, koja pored bogatstva vrsta obuhvata i raznovrsnost gena, zajednica organizama i ekosistema (Pullin 2002; Sodhi & Ehrlich 2010). Negativni uticaj čoveka na biodiverzitet je razoran, a posledice su nesagledive. Gubitak biodiverziteta doveo je do pojave krize nestajanja vrsta (Ceballos *et al.* 2017; Dirzo & Raven 2003; McClure *et al.* 2018). Razmere krize su tolike da se Zemlja danas suočava sa šestim masovnim izumiranjem (Barnosky *et al.* 2011; Dirzo *et al.* 2014; Donázar *et al.* 2016). Iako, nestajanje vrsta predstavlja prirodni fenomen, vrste su nastajale i nestajale tokom evolucije života na Zemlji (Frankham *et al.* 2004; Ceballos *et al.* 2015, 2017), usled intenzivnog antropogenog delovanja (direktnog i indirektnog) sadašnja brzina nestajanja vrsta je između 1000 i 10000 puta veća nego što prirodni evolutivni procesi to podrazumevaju (Frankham *et al.* 2004). Kao glavni faktor ugrožavanja biodiverziteta ističe se direktno uništavanje, fragmentacija i degradacija staništa. Pored toga, značajno je istaći negativne posledice porasta ljudske populacije, urbanizaciju, prekomerno korišćenje vrsta, unošenje alohtonih vrsta, širenje bolesti, kao i posledice klimatskih promena (Pullin 2002; Ceballos *et al.* 2017; Dirzo & Raven 2003; McClure *et al.* 2018). Svojim aktivnostima čovek ne samo da dovodi do smanjivanja brojnosti populacija i veličine areala vrsta, već i do potpunog nestanka lokalnih populacija i čitavih vrsta (Frankham *et al.* 2004). Iako je fokus zaštite biodiverziteta većinom usmeren na problem nestajanja vrsta, gubitak populacija koje čine ključnu komponentu biodiverziteta je još intenzivniji (Pimm & Jenkins 2010).

Koristeći se podacima za 4392 vrsta, globalni LPI indeks (eng. *Living Planet Index*) za 2020. godinu pokazuje da prosečan pad brojnosti posmatranih populacija iznosi 68% (62% – 73%) u periodu od 1970. do 2016. godine (WWF *Living Planet Report* 2020).

Ptice nisu pošteđene ovog trenda. Najmanje 159 vrsta ptica je iščezlo od 1500. godine, a mnoge populacije recentnih vrsta su pred nestajanjem (Dirzo *et al.* 2014; Ceballos *et al.* 2017). Čak i „česte” vrste beleže pad brojnosti (Ceballos *et al.* 2017). U Severnoj Americi u periodu 1500–1970. godine, brojnost populacija ptica smanjena je za oko 29% (Rosenberg *et al.* 2019; McClure & Rolek 2020). Sa gubitkom različitih vrsta ptica smanjuje se i funkcionalnost ekosistema (Şekercioğlu *et al.* 2004) s obzirom na značajne uloge koje ptice imaju kao oprašivači, predatori i čistači (Whelan *et al.* 2008; McClure & Rolek 2020).

Populacije ptica grabljivica su tokom prošlog veka pretrpele ozbiljan pad brojnosti: oko 18% vrsta ptica grabljivica se suočava sa nestankom, dok više od polovine vrsta beleži pad brojnosti (McClure *et al.* 2018). Čak i kod populacija vrsta grabljivica koje je Međunarodna unija za zaštitu prirode (eng. *The International Union for Conservation of Nature* – IUCN) navela kao najmanje zabrinjavajuće taksoni (eng. *Least-concern* – LC), kod 38% vrsta brojnost je u padu (McClure *et al.* 2018). Zbog toga se ulaže i neophodan je veliki napor da se te vrste zaštite i da se unapredi njihov konzervacioni status (Newton 1979; García-Ripollés 2011).

Studije koje identifikuju ugrožavajuće faktore i procenjuju efikasnost mera upravljanja vrstama, populacijama i ekosistemima su od suštinskog značaja za očuvanje biodiverziteta (Sutherland *et al.* 2004; Ferraro & Pattanayak 2006; Frederiksen *et al.* 2014). Takođe, da bi pravno-administrativne i konzervacione mere bile efikasne moraju se bazirati na naučnim saznanjima o uzrocima mortaliteta, faktorima ugrožavanja koje prete pticama grabljivicama, kao i tome koje potencijalne mere se mogu primeniti kako bi se zaustavili dalji procesi koji utiču na pad brojnosti populacija (McClure *et al.* 2018).

Proučavanje demografije ptica grabljivica je neophodno za bolje razumevanje njihove populacione dinamike i bitan je deo konzervacionih metoda (Steenhof & Newton 2007; Dobrev *et al.* 2021). Kako bi se dobro razumeli faktori koji utiču na populacionu dinamiku i kako bi se primenile nove mere koje bi unapredile zaštitu i upravljanje populacijama, neophodan je monitoring ugroženih vrsta (Sutherland *et al.* 2004; Mateo-Tomás 2009, Rose *et al.* 2018; Badia-Boher *et al.* 2019). Dugotrajni monitoring omogućava uvid u stanje i trendove populacija, kao i praćenje rezultata primenjenih mera zaštite, te moguću blagovremenu reakciju na potencijalne probleme i opasnosti

(Zuberogoitia *et al.* 2013). Popis (cenzus) može biti dragocen izvor informacija kao što su reproduktivna uspešnost i uzrasna struktura populacija. Shodno tome, neophodno je uspostaviti odgovarajuće dugoročne procene o tome kako mere očuvanja utiču na ključne demografske parametre određene vrste (Kelly *et al.* 2015; Lieury *et al.* 2015; Oro *et al.* 2008; Sanz-Aguilar *et al.* 2009; Badia-Boher *et al.* 2019).

Status i stanje populacije se može odrediti utvrđivanjem karakteristika zajedničkih za sve populacije, kao što su veličina, gustina, fekunditet, mortalitet, polna i starosna struktura. Ovi demografski parametri pružaju istraživačima mogućnost upoređivanja populacija i procenu rizika od izumiranja (Tarsi & Tuff 2012). Dostupnost tačnih i preciznih procena demografskih parametara populacija divljih životinja (stope preživljavanja, migracije, veličine populacije i populacionog trenda tj. stope promena veličine populacija tokom vremena) presudna je za efikasno i uspešno sprovođenje mera zaštite (Skalski *et al.* 2005).

Mnoge karakteristike životne sredine (faktori staništa), kao i demografske promene populacija (parametri reprodukcije, gustine gnežđenja) su se pokazale kao značajni činioci prilikom razmatranja životne istorije ptica. Kod ptica je u direktnoj korelaciji veličina tela sa odlikama životne istorije (Newton 1998): veće vrste žive duže, kasnije počinju da se razmnožavaju, ciklus razmnožavanja traje duže i imaju manji broj mladunaca sa visokom stopom preživljavanja. To su tzv. K selekcionisti, odnosno vrste sa K-strategijama životne istorije. Vrste s niskim fekunditetom teže podnose smanjenje stope preživljavanja i njihov je oporavak duži (Hamilton 1967; Akçakaya 1999), izuzetno su osetljive na antropogene uticaje i obično zahtevaju velika staništa. Ukoliko dođe do pada brojnosti populacija ovakvih vrsta, potrebno je dugo vremena da se oporave (Newton 1998); smrtnost odraslih može imati značajne posledice jer su visoke stope preživljavanja odraslih ključne za stabilnost populacije (Meretsky *et al.* 2000; Demerdzhiev *et al.* 2014). Takođe, preživljavanje duž migracionog puta i u zimovalištima može značajno uticati na populacije dugovečnih ptica (Newton 2008).

Dinamika populacije se bavi promenama veličine populacija tokom vremena i faktorima koji utiču na te promene (Gotelli 2001; Skalski *et al.* 2005). Komponente procene populacije uključuju evaluaciju statusa i vitalnosti. Populacioni status se odnosi na trenutno stanje populacije i uzima u obzir faktore kao što su brojnost, starosna, polna struktura i zdravlje (fiziološka kondicija). Vitalnost se izražava kao stopa promene veličine populacije tokom vremena i obično podrazumeva opšte zdravstveno stanje populacije (eng. *demographic health*) i njenu sposobnost samoodržanja (Skalski *et al.* 2005).

Rast populacije uslovljen je spoljašnjim (sredinskim) i unutrašnjim (demografskim) faktorima. Najvažniji sredinski faktori su resursi (kao što su dostupnost hrane i mesta za gnežđenje), inter i intra-specijska kompeticija, predatori, paraziti, klima i čovek, dok od demografskih faktora najvažniji su stope rađanja i umiranja, emigracije i imigracije (Newton 1998). Biološki procesi koji deluju na populaciju uključuju i stohastičke probleme u malim populacijama (demografska stohastičnost, gubitak genetičke raznolikosti), zatim procese koji su rezultat specifičnih karakteristika populacije (starosna struktura, sistem razmnožavanja, parenje u srodstvu), kao i različite prirodne procese koji su pod dejstvom faktora izvan same populacije. Tu spadaju sredinska stohastičnost i prirodne katastrofe, koje mogu značajno uticati na dinamiku populacije. Postoje i temeljni deterministički procesi koji utiču na veličinu populacije: reprodukcija, opstanak, kapacitet sredine, emigracija i imigracija (Akçakaya 1999).

Kapacitet sredine predstavlja dostizanje određene veličine populacije, kada se rast populacije zaustavlja i iznad koje populacija teži opadanju. Posledica je interakcija unutar određene populacije i interakcija sa životnom sredinom i opisuje brojnost populacije koju data sredina može podržati (Akçakaya 1999).

Ako neki faktori sprečavaju dalji rast populacije ili dovode do njenog pada, govori se o limitirajućim faktorima (Newton 1998). Ovi faktori mogu biti zavisni ili potpuno nezavisni od gustine populacije, a njihov relativni uticaj na trend populacije za svaku vrstu je različit (Newton 1998). Sa povećanjem broja jedinki unutar populacije počinju da deluju faktori koji zavise od njene gustine (Zuberogoitia *et al.* 2018). Regulacija zavisna od gustine negativnom povratnom spregom utiče na smanjenje nataliteta i zaustavljanje rasta populacije nizom mehanizama, kako se brojnost populacije

i gustina povećavaju (Lebreton *et al.* 1992; Tarsi & Tuff 2012). Faktori koji zavise od gustine uključuju kompeticiju, predatorstvo, migracije i bolesti, intenzivnije deluju unutar populacije kako se gustina povećava. Nasuprot tome, faktori nezavisni od gustine, poput vremenskih prilika, požara i poplava, utiču na populaciju bez obzira na njihovu trenutnu gustinu (Lebreton *et al.* 1992; Tarsi & Tuff 2012). Kod kolonijalnih vrsta poput lešinara limitirajući faktor predstavlja dostupnost odgovarajućih mesta za gnežđenje, te je i veličina kolonija određena dostupnošću odgovarajućih izbočina, polica i niša na liticama. U predelima gde odgovarajućih mesta za gnežđenje ima, distribucija i veličina kolonija je limitirana dostupnošću hrane, koja ograničava rast populacije (Newton 1979).

Kod malih populacija demografska i sredinska stohastičnost mogu da imaju veliki uticaj na opstanak populacije (Morris & Doak 2002). Ove populacije se suočavaju sa većim rizikom od izumiranja (Caughley 1994; Tarsi & Tuff 2012). Kad god je veličina populacije mala, njena brojnost utiče na smanjene šanse za preživljavanje ili razmnožavanje. U takvim okolnostima se može javiti Alijev efekat – fenomen usled koga dolazi do smanjene brojnosti male populacije (Lacy 2000). Ne čini ga samo jedan uzrok, već veći broj faktora, tj. mehanizama koji udaljavaju populaciju od kapaciteta sredine i vode ka izumiranju (Akçakaya 1999). U malim populacijama je zbog parenja u srodstvu (eng. *inbreeding*) moguća pojava genetskih problema. Kod vrsta sa razvijenim mehanizmima izbora partnera (kao kod supova) mogu se javiti demografski problemi ukoliko taj izbor postane ograničen. Kod monogamnih vrsta može doći do pada stope reprodukcije usled demografske stohastičnosti u odnosu polova unutar populacije (Hamilton 1967, Akçakaya 1999). Osim toga, jedinke u malim populacijama se suočavaju sa većim rizikom od gubitka života u nepredviđenim događajima poput požara, poplava, pojave bolesti ili trovanja (Tarsi & Tuff 2012).

Smanjena gustina populacija lešinara može dovesti do narušavanja društvene kohezije u populaciji, uzrokujući slabiju povezanost jedinki unutar populacije (Sih *et al.* 2009; Van Overveld *et al.* 2020). Smanjenje interakcijskih obrazaca je posebno štetno kod vrsta koje se duboko oslanjaju na socijalnu organizaciju prilikom traženja hrane, poput supova. Neki modeli su upravo ukazali na narušavanje efikasnosti u traženju hrane kod kolonijalnih vrsta usled prisustva Alijevog efekta (Jackson *et al.* 2008, Dermody *et al.* 2011; Van Overveld *et al.* 2020). Naime, negativni uticaji smanjenja gustine populacije na sposobnost potrage za hranom mogu biti pogoršani promenama u fenotipskom sastavu populacije (Farine *et al.* 2015; Van Overveld *et al.* 2020), nestankom ključnih jedinki u populaciji (poput starih, dominantnih ptica sa širokim društvenim i ekološkim iskustvom) (Sih *et al.* 2009; Van Overveld *et al.* 2020) ili promenama u distribuciji fenotipa ponašanja (tipovi „ličnosti“ koji se razlikuju u načinu pretraživanja terena ili sklonosti ka preuzimanju rizika) (Réale *et al.* 2007; Spiegel *et al.* 2017; Van Overveld *et al.* 2020). Selektivna smrtnost među starijim, iskusnijim pticama i/ili jedinkama „istraživačima“ može dovesti do poremećaja u zajedničkom traženju hrane. To može uticati na jedinke koje same traže hranu ili se oslanjaju na prethodno pribavljene informacije, kao i na jedinke koje slede druge do izvora hrane (Vickery *et al.* 1991; Van Overveld *et al.* 2020), tj. na procese socijalnog učenja što dovodi do gubitka znanja o značajnim lokacijama gde se nalazi hrana i/ili novi izvori hrane (Brakes *et al.* 2019; Van Overveld *et al.* 2020). Ovakve karakteristike životnih istorija otežavaju, komplikuju i donose probleme prilikom zaštite dugoživećih vrsta (Newton 1998).

1.1 Lešinari

Vrste koje u ishrani koriste uginule životinje klasifikuju se kao nekrofage (Beasley *et al.* 2015), a nekrofagija je kao strategija ishrane česta i izuzetno važna komponenta ekologije ekosistema (DeVault *et al.* 2003; Buechley & Şekercioğlu 2016). Nekrofagne vrste kičmenjaka imaju ključnu ulogu u funkcionisanju ekosistema jer sprečavaju širenje bolesti, ubrzavaju kruženje hranljivih sastojaka i stabilizuju mreže ishrane (Beasley *et al.* 2015). One mogu biti obligatne (vrste koje se isključivo hrane uginulim životinjama) ili fakultativne (predatori koji u ishrani koriste i uginule životinje, što čini većina karnivornih i omnivornih kičmenjaka) (DeVault *et al.* 2003; Beasley *et al.* 2015).

Ptice su među kičmenjacima najspecijalizovanije za ishranu uginulim životinjama. Neke od njih su jedinstvene obligatne nekrofage (Ruxton & Houston 2004; Şekercioğlu 2006; Mateo-Tomás 2009). Kod pet porodica ptica je nekrofagija prisutna kao strategija ishrane: *Accipitridae* (lešinari Starog sveta, orlovi i jastrebovi) i *Cathartidae* (lešinari Novog sveta), *Laridae* (galebovi), *Corvidae* (vrane i gavrani) i *Falconidae* (karakare i sokolovi) (DeVault *et al.* 2003; Beasley *et al.* 2015). Od toga 23 vrste su obligatne, dok je 84 fakultativnih nekrofaga. Većina istraživača se slaže da su jedine isključive kopnene nekrofage lešinari Starog i Novog sveta (porodice *Accipitridae* i *Cathartidae*) (DeVault *et al.* 2003; Beasley *et al.* 2015). Njihova velika specijalizacija, zajedno sa visokom efikasnošću lociranja i pristup lešinama, čine ih efikasnijim u ishrani uginulim životinjama u odnosu na nekrofagne vrste sisara (Pain *et al.* 2003; Mateo-Tomás 2009).

Uginula životinja (lešina/strvina) je zanimljiv model za proučavanje mreže ishrane. To je trenutni izvor hrane – visoko hranljive biomase, koji se u prirodi pronalazi po principu slučajnosti u prostoru i vremenu. Može se smatrati „besplatnim” jer ne zahteva utrošak energija potreban prilikom lova (Ostfeld & Keesing 2000; DeVault *et al.* 2003; Selva & Fortuna 2007; Barton *et al.* 2013; Moleón *et al.* 2014; Margalida & Ogada 2018). U cilju najefikasnije eksploatacije ovakvog resursa, organizmi koji se hrane uginulim životinjama razvili su adaptacije u ponašanju i morfologiji (Hertel 1994; DeVault *et al.* 2003; Moreno-Opo *et al.* 2015a, 2016, Margalida & Ogada 2018), uspostavljajući posebnu grupu vrsta – gildu lešinara, koja je zauzela ekološku nišu čistača (Simberloff & Daian 1991; Selva & Fortuna 2007; Moreno-Opo *et al.* 2016). Adaptacije na nekrofagni način života uključuju brzo i efikasno kretanje na velikom prostoru, što omogućava lociranje efemernih i nepredvidivih izvora hrane (Cortés-Avizanda *et al.* 2014). Ove vrste imaju dobro razvijena vizuelna i/ili olfaktorna čula, uglavnom su veće veličine/mase tela, što im omogućava da izdrže periode moguće nestašice hrane (Houston 1979; Ruxton & Houston 2004; Shivik 2006; Beasley *et al.* 2015). Različite vrste lešinara razvile su različite morfofiziološke adaptacije (poput veličine tela, oblik kljuna, čula mirisa, karakteristike letenja, itd.) koje omogućavaju lakše pronalaženje i eksploataciju uginulih životinja u prirodi (Cramp & Simmons 1980; Mundy *et al.* 1992; Hertel 1994; Ruxton & Houston 2004; Ogada *et al.* 2012; Moreno-Opo *et al.* 2020). Njihova veličina omogućava da konzumiraju veću količinu hrane i na taj način skladište energetske rezerve, što je od izuzetnog značaja za njihovo preživljavanje. Takođe, dužina leta je u velikoj meri povezana sa telesnom masom – mogu da pretražuju daleko veća područja u potrazi za hranom (Ogada *et al.* 2011). Većinu ovih vrsta karakterišu gola ili slabo pokrivena glava i vrat (sa izuzetkom bradana *Gypaetus barbatus* i lešinara palmovog oraha *Gypohyerax angolensis*), a to olakšava zavlačenje u trupla uginulih životinja, kao i čišćenje perja. Jak kljun sa ostrim ivicama služi za raskidanje kože, stopala su prilagođena hodanju, a ne hvatanju plena (Campbell 2015). Sposobnost leta i oštar vid omogućavaju lešinarima da pretražuju velika prostranstva (Houston 1974; Ruxton & Houston 2004), te tako imaju sposobnost da efikasno lociraju hranu sa visine i brže stignu do nje od lešinara koji ne lete (Houston 1974; Ruxton & Houston 2004). Lešinari su razvili otpornost na bakterijske toksine u trulom mesu (Houston & Cooper 1975; Ogada *et al.* 2012), jaka želudačna kiselina (nizak pH) omogućava varenje mesa u fazi raspadanja (Ogada *et al.* 2012). Zbog njihovog načina života, smatra se da lešinari imaju jak imunološki sistem u poređenju sa ostalim kičmenjacima (De la Lastra & De la Fuente 2007; Chung *et al.* 2015), otporni su na produkte razlaganja mikroorganizama, kao i bolesti sisara (Houston 1979; Ruxton & Houston 2004; Shivik 2006; Beasley *et al.* 2015), što sugeriše da su kod njih

evoluirali mehanizmi koji sprečavaju zaraze izazvane mikrobima prisutnim u hrani (Chung *et al.* 2015).

Kompeticija za ovako ograničene prirodne resurse dovela je do nastanka složene mreže odnosa između jedinki, kako na intra- tako i na interspecijskom nivou, kao i do uspostavljanja specifičnih hijerarhijskih nivoa među različitim grupama (Moreno-Opo *et al.* 2020). Ove adaptacije su često povezane u složenim interspecijskim obrascima ponašanja, međusobnim podelama resursa i „pomaganja” (eng. *facilitating*) u gildama lešinara pri čemu manje, sitnije vrste otkrivaju/signaliziraju prisustvo uginule životinje, a krupne vrste lešinara olakšavaju pristup hrani, otvaranjem kože uginulih životinja svojim moćnim kljunovima (Cortés-Avizanda *et al.* 2012; Moreno-Opo *et al.* 2016, 2020; Van Overveld *et al.* 2020). Ovakve specifične interakcije se takođe javljaju među lešinarima i fakultativnim nekrofagama, poput grabljivica, ptica iz porodice vrana i karnivornih sisara (Kane *et al.* 2014; Moleón *et al.* 2014).

Unutar niše obligatnih nekrofaga, lešinara, koevolucioni mehanizmi koji deluju tokom hranjenja uginulom životinjom visoko su specijalizovani i delom su određeni agonističkim ponašanjem koje je rezultiralo unutar-gildskom hijerarhijom (Moreno-Opo *et al.* 2020). Ovi konkurentski odnosi na intra- a i na inter-specijskom nivou mogu rezultirati:

- uspostavljanjem dominacije i hijerarhije između konkurentskih grupa ili jedinki koje se takmiče oko istog resursa (hrane) (Drews 1993; Carrete *et al.* 2010; Moreno-Opo *et al.* 2020);
- podelom resursa u pogledu njegove selekcije (Luiselli 2006; Moreno-Opo *et al.* 2020) i
- različitom energetsom efikasnošću dobijenom iz različitih delova istog resursa (uginule životinje) (Moreno-Opo *et al.* 2020).

1.1.1 Klasifikacija lešinara

Recentne vrste lešinara koje obuhvataju 23 vrste svrstane su u dve velike grupe, lešinare Novog sveta i lešinare Starog sveta (Slika 1) (Ogada *et al.* 2012).

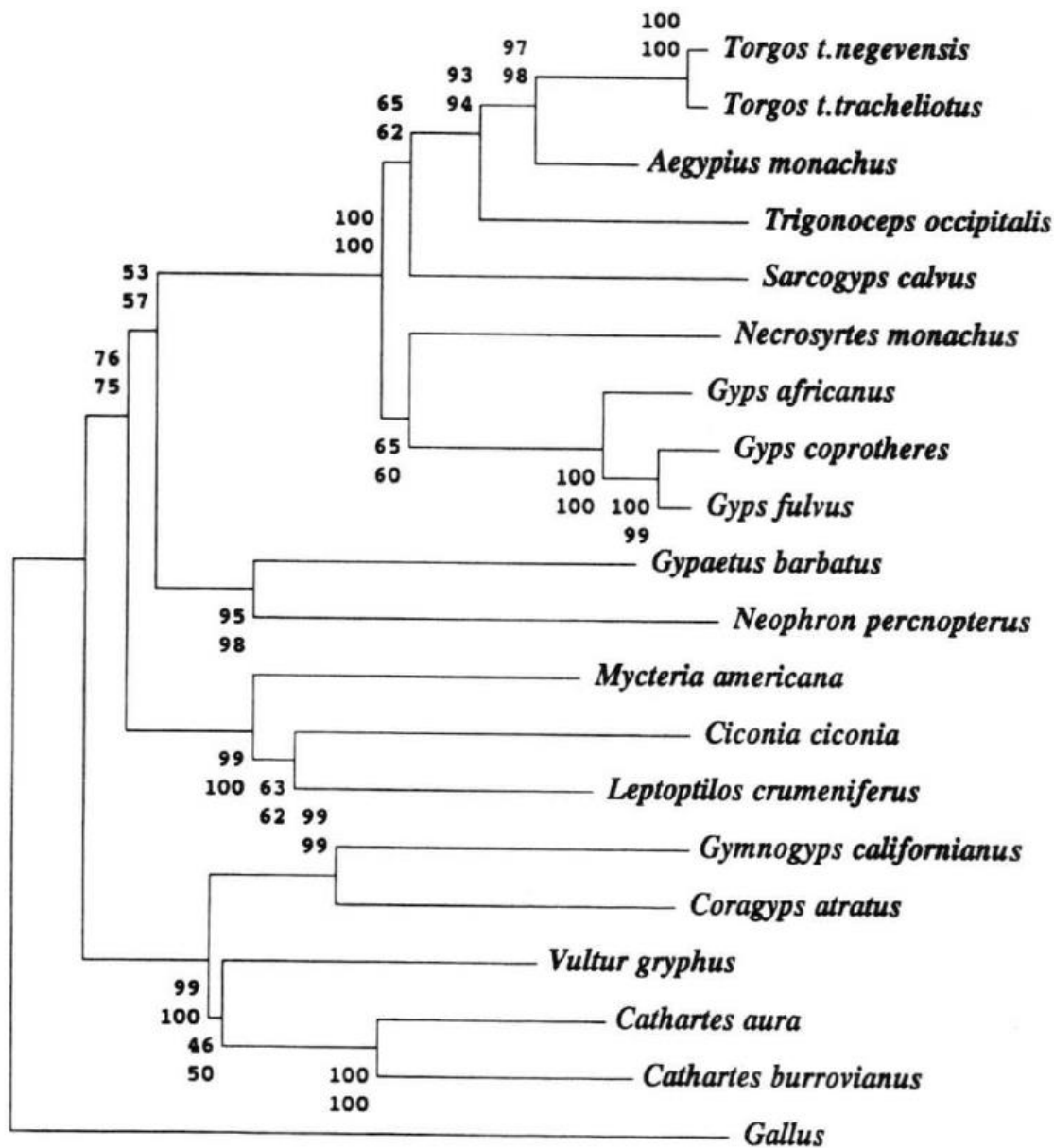
Ispitivanje biohemije, morfologije i anatomije lešinara Starog i Novog sveta pokazuje da ove dve grupe predstavljaju filogenetski nehomogenu, polifiletsku grupu, čije su sličnosti zasnovane na konvergenciji (Sibley & Ahlquist 1990; Mundy *et al.* 1992; Wink 1995; Campbell 2015). Ove dve grupe su karakterističan primer konvergentne evolucije, gde dve udaljene grupe životinja usled sličnog načina života, odnosno zauzimanjem iste ekološke niše, tokom evolucije razvijaju slične fizičke karakteristike i ponašanje (Campbell 2015).

Lešinari Novog sveta nastanjuju prostore Severne, Centralne i Južne Amerike. Svrstani su u okviru porodice *Cathartidae* (Cracraft *et al.* 2004) i pripada im sedam vrsta iz pet rodova. Najnovije analize familiju *Cathartidae* svrstavaju u okviru zasebnog reda *Cathartiformes*, koji je sestrijski redu *Accipitriformes* (u koji se svrstavaju lešinari Starog Sveta) i nisu blisko povezane sa pticama iz familije *Ciconiidae*, kako se ranije tvrdilo (Jarvis *et al.* 2014; Chesser *et al.* 2016; Mindell *et al.* 2018).

U okviru reda *Cathartiformes* izdvojene su dve primarne klade: prvu kladu čine crni lešinar (*Coragyps atratus*) zajedno sa tri vrste roda *Cathartes*: mali žutoglavi lešinar (*C. burrovianus*), veliki žutoglavi lešinar (*C. melambrotus*) i crvenoglavi lešinar (*C. aura*), dok drugu kladu čine kondori: kraljevski kondor (*Sarcoramphus papa*), kalifornijski kondor (*Gymnogyps californianus*) i andski kondor (*Vultur gryphus*). Ove primarne klade reda *Cathartiformes* divergirale su po procenama pre oko 14 miliona godina, a starost rodova varira od 3 do 12 miliona godina (Johnson *et al.* 2016; Mindell *et al.* 2018).

Lešinarima Starog sveta pripada 16 vrsta koje nastanjuju prostore Evrope, Afrike i Azije (Ogada *et al.* 2012). Lešinari Starog sveta su polifiletskog porekla (Wink & Sauer-Gürth 2004; Griffiths *et al.* 2007). Dve glavne evolutivne linije čine grupu lešinara Starog sveta, svrstane su u porodicu *Accipitridae* sačinjenu od dve podporodice *Aegyptiinae* i *Gypaetinae* (Wink 1995; Wink & Sauer-Gürth 2004; Arshad *et al.* 2009). *Gypaetinae* uključuju rod *Gypaetus* (orao bradan – *Gypaetus barbatus*), rod *Gypohierax* (lešinar palmovog oraha – *Gypohierax angolensis*) i rod *Neophron* (egipatski lešinar, bela kanja – *Neophron percnopterus*). Unutar mnogobrojnije podporodice

Aegyptiinae su rodovi: *Aegyptius* (crni lešinar – *Aegyptius monachus*), *Sarcogyps* (indijski kraljevski lešinar – *Sarcogyps calvus*), *Torgos* (lešinar smežuranog lica – *Torgos tracheliotus*), *Trionocephus* (beloglavi lešinar – *Trionocephus occipitalis*), *Necrosyrtes* (ćubasti lešinar – *Necrosyrtes monachus*) i rod *Gyps* (supovi) sa osam vrsta (Campbell 2015).



Slika 1. Filogenetsko stablo lešinara Novog i Starog sveta (preuzeto iz Wink 1995).

1.1.2 Značaj i ekosistemske usluge lešinara

Lešinari su jedinstvena i karakteristična komponenta biodiverziteta sa nezamenljivom ulogom u ekosistemima koja je važna za njihovo funkcionisanje i stabilnost (DeVault *et al.* 2016). Čišćenjem i uklanjanjem ostataka uginulih životinja pružaju izuzetno važne usluge ekosistema, koje direktno koriste ljudima (Botha *et al.* 2017), dok pad njihove brojnosti ima značajne ekološke, socijalne i ekonomske implikacije povezane sa regulatornim uslugama ekosistema (Becker *et al.* 2005; Markandya *et al.* 2008; Margalida & Colomer 2012; Morales-Reies *et al.* 2015; DeVault *et al.* 2016).

Kao obligatne nekrofage, lešinari (*Accipitridae* & *Cathartidae*) su visoko specijalizovani za brzo uklanjanje tela uginulih životinja, ograničavajući širenje bolesti (Houston & Cooper 1975; DeVault *et al.* 2003) koje se javljaju kao rezultat laganog raspadanja strvina, sprečavaju porast

neželjenih vrsta, poput pacova ili divljih pasa i ubrzavaju kruženje hranljivih sastojaka (Pain *et al.* 2003; Şekercioğlu *et al.* 2004; Mateo-Tomás 2009). Njihova efikasnost u uklanjanju uginulih životinja je velika, u pojedinim ekosistemima i do 90% (Houston 1986). Istraživanja su pokazala da u oblastima u kojima nema lešinara, razlaganje tela uginulih životinja traje i do tri ili četiri puta duže (DeVault *et al.* 2016). U regionima u kojima je brojnost populacija lešinara opala toliko da više ne pružaju merljive usluge ili funkcije ekosistema (funkcionalno su istrebljeni), poput Indije, došlo je do povećanja brojnosti divljih pasa i pacova (*Rattus rattus*). Ovo ukazuje na činjenicu da nestanak lešinara može dovesti do povećanja brojnosti drugih nekrofagnih vrsta (Selva & Fortuna 2007) i sugerise da specijalizovane nekrofage, poput lešinara, utiču na sastav i interakcije unutar zajednice čistača (Pain *et al.* 2003; Prakash *et al.* 2012). Na primer, dramatičan pad brojnosti lešinara u Aziji, uzrokovan trovanjem, pokazalo je kako nastale promene u zajednici nekrofagnih vrsta utiču na širenje bolesti (Green *et al.* 2004; Oaks *et al.* 2004; DeVault *et al.* 2016). Sisari kao fakultativne nekrofage mogu imati ekvivalentnu ekološku ulogu (Şekercioğlu *et al.* 2004), međutim, porast njihovog brojnog stanja ima ogromne posledice za širenje bolesti kod divljih i domaćih životinja, kao i povećanje patogenih rizika po ljude (Botha *et al.* 2017). Pretpostavlja se da će u odsustvu lešinara u afričkim savanama doći do porasta brojnosti hijena (*Crocuta crocuta*, *Hyaena hyaena*) i šakala (*Canis mesomelas*) (Kruuk 1972; Kingdon 1997; Ogada *et al.* 2012).

Vrednost i značaj lešinara, kao komponente ekosistema koja ljudima pruža važne ekosistemske usluge, moguće je i monetarno izraziti. U rezervatima prirode u Izraelu procenjeno je da je godišnja dobit od beloglavih supova oko 1,1–1,2 miliona dolara (Becker *et al.* 2005). U Španiji lešinari uklone više od 8000 tona uginule domaće stoke godišnje, što smanjuje i sprečava emisiju gasova staklene bašte, a ujedno donosi ekonomsku uštedu od 1,15 miliona evra (Margalida & Colomer 2012; Morales-Reyes *et al.* 2015; DeVault 2016). Nasuprot ovome, u Indiji usled skoro potpunog odsustva lešinara, troškovi lečenja ljudi, zaraženih virusom besnila, dramatično su porasli (Markandya *et al.* 2008) jer je došlo do povećanja broja pasa koji se hrane ostacima uginulih životinja, odnosno do porasta stope besnila i broja ujednenih i potencijalno zaraženih ljudi. Ekonomski gubici nastali usled toga procenjeni su na 34 milijarde dolara u periodu 1993–2006. godine, ne uzimajući u obzir izgubljene živote ljudi (Markandya *et al.* 2008).

Pored ovoga, lešinari imaju i posebnu kulturnu vrednost u mnogim zemljama (Botha *et al.* 2017). Kod nekih zajednica, poput Parsa u Indiji, imaju poseban i neraskidiv kulturni i verski značaj. To je naročito vidljivo u obredima sahrana, jer u ovim kulturama mrtve predaju lešinarima (Schüz & König 1983; Markandya *et al.* 2008). Tela umrlih se odnose na specijalne kule „Tornjeve tišine“ izgrađene na uzvišenjima udaljenim od naselja, gde se na otvorenom mrtvi prepuštaju lešinarima (prvenstveno su to supovi). Sa smanjenjem i nestankom lešinara iz Mumbaja, Parsi su morali da pronađu alternativne načine zbrinjavanja svojih mrtvih. U Mumbaju je to rešeno upotrebom solarnih koncentratora na Tornjevima tišine (Markandya *et al.* 2008). Međutim, za razliku od besplatnih usluga koje pružaju lešinari, ovakve alternative stvaraju znatne ekonomske izdatke (Markandya *et al.* 2008).

1.1.3 Ugroženost lešinara

Najdrastičniji pad konzervacionog statusa tokom poslednjih decenija zabeležili su lešinari (Buechley & Şekercioğlu 2016). Sinergističko delovanje negativnih faktora učinilo je lešinare grupom koja se suočava sa najvećim rizikom od izumiranja u odnosu na bilo koju drugu grupu ptica (Şekercioğlu *et al.* 2004). Od 23 recentne vrste lešinara na svetu, 14 vrsta (61%) se suočava sa nestankom (Ogada *et al.* 2012; Saran & Purohit 2013). Način ishrane lešinara izlaže ih toksinima u hrani, dok njihova spora životna istorija sprečava brz oporavak populacija (Buechley & Şekercioğlu 2016). Visoka specijalizacija lešinara (nekrofagni način ishrane) čini ih izuzetno ranjivijim na promene koje utiču na njihove trofičke resurse (Şekercioğlu *et al.* 2004; Mateo-Tomás 2009) (kod ptica je povećana specijalizacija u korelaciji sa povećanom verovatnoćom izumiranja) (Şekercioğlu *et al.* 2004).

Većina vrsta lešinara u svetu je ugrožena različitim antropogenim aktivnostima (Buechley & Şekercioğlu 2016; Ogada *et al.* 2015a; McClure *et al.* 2018). Drastičan pad brojnosti populacija prisutan je u Aziji i Africi (Ogada *et al.* 2012; Saran & Purohit 2013). Zapravo, u zemljama tih regiona doživljavaju krizu lešinara (Pain *et al.* 2008; Ogada *et al.* 2015a), koja značajno doprinosi činjenici da su lešinari postali globalno najugroženija grupa ptica (Buechley & Şekercioğlu 2016).

Glavni uzroci nestajanja lešinara širom sveta su trovanja (Pain *et al.* 2003; Hernández & Margalida 2008), koja mogu biti namerna, ali i nenamerna, izazvana upotrebom nesteroidnih antiinflamatornih lekova u veterini, olovom i pesticidima (Botha *et al.* 2017). Lešinari su podložni otrovnim mamcima koji se stavljaju na/u tela uginulih životinja (otrovni mamci namenjeni predatorima poput vukova, lisica, pasa lotalica i sl.). Osetljivi su i na prisustvo aktivnih hemijskih sastojaka i antibiotika koji se koriste u veterinarskoj medicini (Ogada *et al.* 2012). U Indiji i u Južnoj Aziji tokom 90-ih godina 20. veka zabeležen je drastičan pad brojnosti populacija lešinara, više od 95%. Uzrok stradanja je sekundarno trovanje veterinarskim lekom diklofenom i sličnim antiinflamatornim nesteroidnim lekovima (NAISD) (Ogada *et al.* 2012). U Africi je drastičan pad brojnosti populacija lešinara doveo do nastanka izraza „kriza afričkih lešinara” (Botha *et al.* 2017). Tokom samo tri generacije, populacije sedam vrsta afričkih lešinara su smanjene za najmanje 80%, a četiri vrste su dobile status kritično ugroženih (eng. *Critically Endangered*, CR), dok su dve prešle u kategoriju ugroženih taksona (eng. *Endangered*, EN) (Ogada *et al.* 2015b). Od 1970. godine, u Istočnoj Africi, u rezervatu Masai Mara zabeležen je pad brojnosti lešinara od 50% (Ogada & Keesing 2010; Ogada *et al.* 2012), dok je u periodu od 2001–2003. godine u centralnoj Keniji zabeležen još drastičniji pad brojnosti od 70% (Ogada & Keesing 2010; Ogada *et al.* 2012).

Smanjenje dostupnosti hrane (sve manja brojnost domaćih papkara i kopitara) u delovima Azije i istočne Evrope posledica je promena u praksi upravljanja stokom, što je direktno dovelo do smanjenja broja populacija lešinara (Fergusson-Lees & Christie 2001; Orta *et al.* 2015; Birdlife 2021).

Ozbiljnu opasnost za lešinare čini i energetska infrastruktura. Sudari sa dalekovodima i elektrokcija su čest uzrok stradanja (Pain *et al.* 2003; Şekercioğlu 2006; Mateo-Tomás 2009; Botha *et al.* 2017). Vetrogeneratori i vetroparkovi predstavljaju novu ozbiljnu pretnju. Uprkos očiglednoj koristi vetra kao „zelenog” izvora energije, vetroparkovi imaju štetne posledice na životinje koje lete, ptice i slepe miševе, bilo da izazivaju promenu ponašanja, uznemiravanje (Pruett *et al.* 2009; De Lucas *et al.* 2012) ili smrt usled sudara sa lopaticama rotora turbine (Orloff & Flanneri 1992; Osborn *et al.* 2000; Langston & Pullan 2003; Arnett 2005; Horn *et al.* 2008; de Lucas *et al.* 2008; de Lucas *et al.* 2012).

Degradacija i uništavanje staništa, uznemiravanje, ubijanje i proganjanje od strane ljudi su dodatni faktori ugrožavanja (Pain *et al.* 2003; Şekercioğlu 2006; Mateo-Tomás 2009; Botha *et al.* 2017). Svi ovi faktori zajedno uzrokovali su pad brojnosti populacija vrsta lešinara, dovodeći ih na rub nestanka (Pain *et al.* 2003; Şekercioğlu 2006; Mateo-Tomás 2009; Botha *et al.* 2017).

1.1.4 Status afričko-evroazijskih lešinara

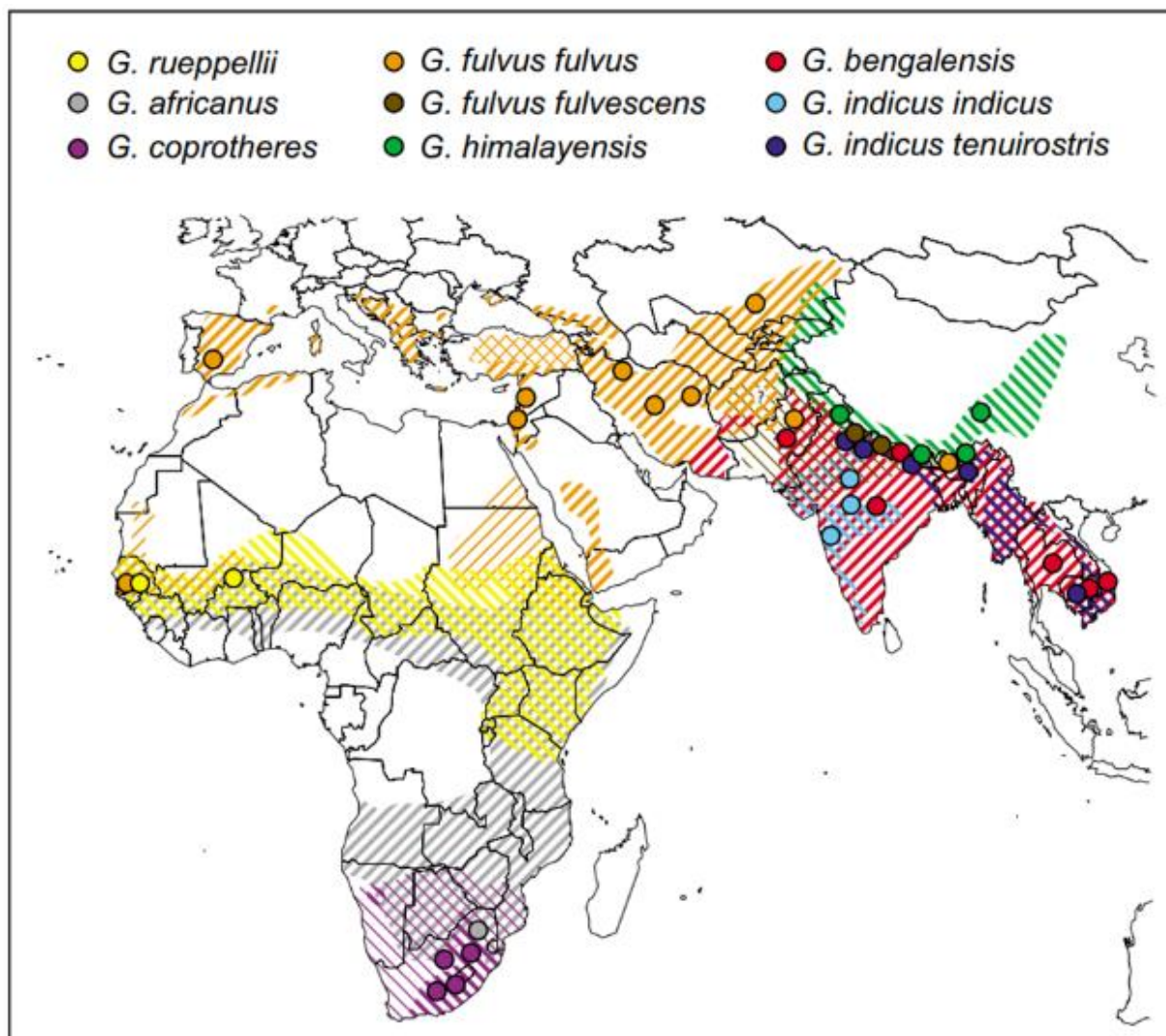
Proces procene statusa afričko-evroazijskih lešinara na Crvenoj listi IUCN (Tabela 1) ukazuju poslednjih godina došlo do drastičnom padu brojnosti populacija. U 2015. godini većina vrsta je navedena kao „kritično ugrožena” (eng. *Critically Endangered*, CR), što ukazuje na vrlo visok rizik od izumiranja u divljini. Ukoliko se hitno ne sprovedu efikasne konzervativne akcije i ne zaustavi dalji pad brojnosti populacija, veliki broj vrsta lešinara će najverovatnije nestati u bliskoj budućnosti. Izuzev zapadne Evrope, gde se populacije većina vrsta povećavaju, populacije lešinara u drugim delovima Evrope, kao i u Africi i Aziji propadaju, prvenstveno usled niza različitih antropogenih faktora koji su pomenuti i ranije (Botha *et al.* 2017).

Tabela 1. Klasifikacija lešinara Starog sveta, rasprostranjenje i kategorizacija ugroženosti prema IUCN Crvenim listama (*Red List category*): **CR** = Kritično ugrožen (eng. *Critically Endangered*); **EN** = Ugrožen (eng. *Endangered*); **NT** = Skoro ugrožen (eng. *Near Threatened*); **LC** = Najmanja briga (eng. *Least Concern*) prilagođeno prema Marinković & Karadžić 2008; Del Hoyo *et al.* 1994; Botha *et al.* 2017).

| VRSTA | AREAL | KATEGORIJA UGROŽENOSTI |
|---|-----------------------|-------------------------------|
| Lešinar palmovog oraha (<i>Gypohierax angolensis</i>) | Afrika (Angola) | LC |
| Orao bradan (<i>Gypaetus barbatus</i>) | Evropa, Afrika, Azija | NT |
| Bela kanja (<i>Neophron percnopterus</i>) | Evropa, Afrika, Azija | EN |
| Ćubasti lešinar (<i>Necrosyrtes monachus</i>) | Azija | CR |
| Himalajski sup (<i>Gyps himalayensis</i>) | Azija | NT |
| Indijski beloleđi sup (<i>Gyps bengalensis</i>) | Azija | CR |
| Afrički beloleđi sup (<i>Gyps africanus</i>) | Afrika | CR |
| Dugokljuni sup (<i>Gyps indicus</i>) | Azija | CR |
| Tankokljuni sup (<i>Gyps tenuirostris</i>) | Azija | CR |
| Kapski sup (<i>Gyps coprotheres</i>) | Afrika | EN |
| Pegavi sup (<i>Gyps rueppelli</i>) | Afrika | CR |
| Beloglavi sup (<i>Gyps fulvus</i>) | Evropa, Afrika, Azija | LC |
| Indijski kraljevski lešinar (<i>Sarcogyps calvus</i>) | Azija | CR |
| Evroazijski crni lešinar (<i>Aegypius monachus</i>) | Evropa, Azija | NT |
| Lešinar smežuranog lica (<i>Torgos tracheliotos</i>) | Afrika, Azija | EN |
| Beloglavi lešinar (<i>Trionoceps occipitalis</i>) | Afrika | CR |

1.2 Rod *Gyps* – supovi

Vrste roda *Gyps* – supovi su jedinstveni među lešinarima jer su isključive nekrofage, dok je poznato da druge vrste lešinara povremeno ubijaju svoj plen ili se hrane plodovima palme (kao npr. lešinar palmovog oraha *Gypohyerax angolensis*) (Houston 1983; Mundy *et al.* 1992; Del Hoyo *et al.* 1994; Johnson *et al.* 2006; Campbell 2015). Evropu, Afriku i Aziju naseljava osam recentnih vrsta roda *Gyps* (Campbell 2015) (Slika 2) (Tabela 2).



Slika 2. Geografska distribucija roda *Gyps* (preuzeto iz Johnson *et al.* 2006).

Tabela 2. Vrste roda *Gyps*, opšte činjenice i opis (preuzeto iz Sušić & Grbac 2002).

| | |
|--------------------------|---|
| <i>Gyps fulvus</i> | <i>G. fulvus fulvescens</i> (Allan Hume 1869. godine ga je opisao kao novu vrstu <i>Gyps fulvescens</i> , a Bowdler Sharpe ju je 1874. godine opisao kao podvrstu <i>Gyps fulvus fulvescens</i>). Podvrsta <i>G. fulvus fulvescens</i> je rasprostranjen od Avganistana preko središnje Indije na istoku do Asama i podnožja Himalaja. Nova istaživanja ukazuju da je ovo zasebna vrsta (Johnson <i>et al.</i> 2006; Campbell 2015). <i>G. fulvus fulvus</i> rasprostranjen je, počev od Pirinejskog poluostrva na zapadu, u južnoj i jugoistočnoj Evropi, severnoj Africi, jugozapadnoj Aziji (Sinaj, Arabija), severozapadnom Pakistanu, do srednje Azije (Tadžikistan, Mongolija, Altaj, Tibet) na istoku (Cramp & Simmons 1980; Mundy <i>et al.</i> 1992). |
| <i>Gyps himalayensis</i> | Rasprostranjen u središnjoj Aziji, sve do severne Indije. |
| <i>Gyps bengalensis</i> | Može se naći u Indiji i Indokini. |
| <i>Gyps indicus</i> | Naseljava Indiju i Indokinu. |
| <i>Gyps tenuirostris</i> | Naseljava Indiju. |
| <i>Gyps ruppelli</i> | Rasprostranjen je u Egiptu, Senegalu, Etiopiji, Somaliji, Ugandi i Tanzaniji. |
| <i>Gyps africanus</i> | Naseljava Afriku, od Senegala do Sudana, može se sresti i u Transvalu. |
| <i>Gyps coprotheres</i> | Naseljava Južnu Afriku. |

Supovi su kolonijalne ptice sa izrazito razvijenim socijalnim ponašanjem, tako da kod nekih vrsta kolonije broje više stotina parova (Cortés-Avizanda *et al.* 2014). U velikoj meri se oslanjaju na socijalne interakcije koje im omogućavaju pronalazak hrane formiranjem grupa za traženje hrane (Buckley 1996; Dermody *et al.* 2011; Van Overveld *et al.* 2020) ili prenosom informacija (Rabenold 1987; Buckley 1997; Harel *et al.* 2017; Van Overveld *et al.* 2020). Da bi se hrana pronašla, pretraživanje područja u grupi i praćenje ponašanja konspecifičnih jedinki je neophodno i predstavlja ključ uspeha ovih ptica (Jackson *et al.* 2008; Deygout *et al.* 2010; Dermody *et al.* 2011; Cortés-Avizanda *et al.* 2014; Van Overveld *et al.* 2020). Hranu traže zajednički tako što formiraju karakteristične formacije i prate ponašanje drugih jedinki. Važne centre za prenos informacija predstavljaju lokacije okupljanja ovih ptica – kolonije, odmorišta, kao i sama mesta hranjenja (Rabenold 1987; Buckley 1997; Harel *et al.* 2017; Dermody *et al.* 2011; Van Overveld *et al.* 2020).

Supovi vešto koriste vetrove i termale, što im omogućava da lete uz mali utrošak energije (Pennycuick 1972). Težina ptice omogućava povećani parcijalni pritisak po jedinici površine krila, što stvara posebne aerodinamičke mogućnosti (Pennycuick 1972). Na taj način supovi mogu da pretražuju velika prostranstva uz vrlo mali utrošak energije (Pennycuick 1972). Karakterističan način leta supova je jedrenje i klizanje. Široka krila prilagođena su za krstarenje, što im daju mogućnost brzog pretraživanja velikog prostora i pronalazjenja uginulih životinja (Pennycuick 1972; Marinković 1999; Campbell 2015). Korišćenje vetrova i termala – „vazdušnih liftova”, stubova toplog vazduha nastalih nejednakim zagrevanjem površine tla, dozvoljava jedrenje i klizanje, tj. kretanje bez mahanja krilima (Pennycuick 1972; Ruxton & Houston 2004). Vetrovi im olakšavaju poletanje sa litica, dok ih termali, poput liftova, dižu na velike visine. Kada dostignu određenu visinu (do 2500 m), kreću da lagano poniru, gubeći 1 m visine, dok dužinski prelaze 11 m i u takvom klizećem letu dolaze do sledećeg termala koji ih ponovo diže i proces se ponavlja. Teoretski, domet letenja korišćenjem termala je 16 km, ali je to obično oko 8–10 km (Pennycuick 1972).

Kod roda *Gyps* došlo je do najvišeg stepena adaptacija na ishranu uginulim životinjama: uska i gola glava, jak kljun, dug vrat. Goli delovi kao što su glava, delovi na vratu i prsima, pored lakšeg čišćenja imaju i ulogu u termoregulaciji (Ward *et al.* 2008; Campbell 2015). Jaka želudačna kiselina (nizak pH) omogućava varenje mesa u fazi raspadanja i otpornost na mikroorganizme (Ogada *et al.* 2012). Važna adaptacija supova na nekrofagni način ishrane je voljka. To je proširenje jednjaka u osnovi vrata u koju sup može smestiti veću količinu hrane (do 1,5 kg), što im omogućava da izdrže duže periode bez hrane (Campbell 2015), kao i da nastave dalju potragu (Mundy *et al.* 1992).

1.2.1 Evolucija i filogenija supova

Prvi lešinari su se pojavili pre više od 25 miliona godina (Mundy *et al.* 1992), a procena je da se radijacija roda *Gyps* odigrala u periodu od pre 0,2–2,1 miliona godina (Johnson *et al.* 2006). Filogenetske analize sugerišu da se diverzifikacija roda *Gyps* dogodila u poslednjih šest miliona godina (Johnson *et al.* 2006; Arshad *et al.* 2009). Samo poreklo vrste *Gyps fulvus* datira od pre 750000 godina (Bibi 2013; Pirastru *et al.* 2021).

Evolucija roda, kao i specijalizacija u ponašanju i ishrani, tekle su uporedo sa razvojem populacija unguvatnih sisara, posebno migratornih stada u Africi i Aziji. Uočena vremenska i geografska diverzifikacija lešinara roda *Gyps* poklapaju se sa istim procesima kod unguvata Starog sveta, posebno onih iz porodice *Bovidae* (Vrba 1985; Arctander *et al.* 1999; Hassanin & Douzery 1999; Matthee & Davis 2001; Campbell 2015) i sa širenjem travnih ekosistema u Africi i Aziji (Jacobs *et al.* 1999; Campbell 2015). Ova bliska povezanost je verovatno igrala značajnu ulogu u adaptaciji i brznoj diverzifikaciji roda. Smatra se da je njihova veličina i sposobnost jedrenja omogućila potragu za hranom na velikim udaljenostima, što je sveukupno povezano i sa distribucijom migratornih krda i sezonskim oscilacijama smrtnosti unguvata. Navedene promene su najverovatnije vremenom dovele do gubitka sposobnosti da ove ptice love i ubijaju svoj plen (Ruxton & Houston 2004).

Vrste roda *Gyps* su međusobno blisko povezane (Arshad *et al.* 2009). Filogenetski rezultati analize sekvenci mitohondrijalnog gena citochroma b (cytB) i subjedinice 2 NADH dehidrogenaze (ND2), kao i sekvenca kontrolnog regiona ukazuju na nedavne i brze rezultate diverzifikacija unutar roda *Gyps*. Sve prepoznate vrste formiraju bliske monofiletske grupe, sa izuzetkom podvrste *G. fulvus fulvescens* koja je blisko povezana sa himalajskim supom (*G. himalaiensis*). Na osnovu rezultata analiza, najranija divergencija odvojila je indijskog beloleđog supa (*Gyps bengalensis*) od drugih vrsta unutar roda. Sledeći takson koji se razilazi bio je ili afrički lešinar (*G. africanus*) ili himalajski sup (*G. himalaiensis*). Sve analize podržale su sestrinsku vezu između beloglavog supa (*G. f. fulvus*) i pegavog supa (*G. rueppellii*). Dalje, ova klada je sestrinska klada grupi koju čine dva taksona „dugokljunih“ lešinara (nekada *G. indicus indicus* i *G. i. tenuirostris*) i kapski sup (*G. coprotheres*) (Johnson *et al.* 2006) (Slika 3).

Filogenetske analize snažno podržavaju stav da su *G. indicus* i *G. tenuirostris* dve odvojene vrste. Sa druge strane, iste analize pokazuju da vrste *G. bengalensis* i *G. africanus*, za koje se smatralo da pripadaju zasebnom rodu *Pseudogyps*, pripadaju rodu *Gyps* (Johnson *et al.* 2006; Arshad *et al.* 2009).

Vrste roda *Gyps* rasprostranjene su u Evropi, Aziji i Africi. Rod čini osam vrsta: afrički beloleđi sup (*G. africanus*), kapski sup (*G. coprotheres*) i pegavi sup (*G. rueppellii*) u Africi; indijski beloleđi sup (*G. bengalensis*), dugokljuni sup (*G. indicus*), tankokljuni sup (*G. tenuirostris*) i himalajski sup (*G. himalayensis*) u Aziji i beloglavi sup (*G. fulvus*) koji naseljava i Evropu, Aziju i Afriku (Fergusson-Lees & Christie 2001; Pain *et al.* 2003; Arshad *et al.* 2009).

1.3 Objekat istraživanja: Beloglavi Sup – *Gyps fulvus* (Hablizl 1783)

Klasifikacija

Classis: Aves

Subclassis: Neornithes

Ordo: Accipitriformes

Familia: Accipitridae

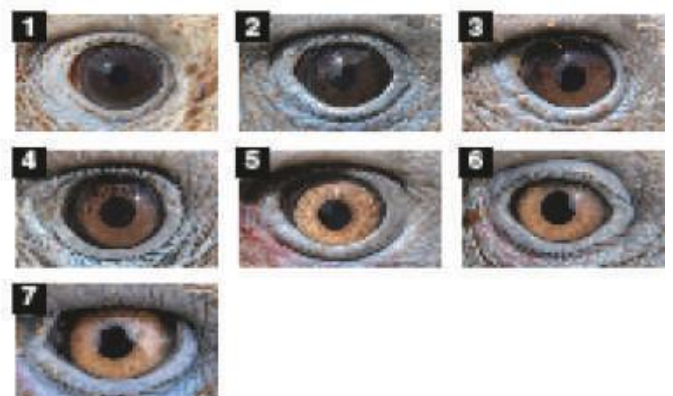
Subfamilia: Aegypinae

Genus: *Gyps*

Species: *Gyps fulvus* (Hablizl 1783)

Beloglavi sup je krupna ptica, dužine tela od 95 cm do 110 cm, raspon krila od 240 cm do 280 cm i dužina repa do 30 cm, prosečna telesna masa iznosi 8-10 kg (Cramp & Simmons 1980; Forsman 1999). Pokrovno perje je tamnosmeđe do svetlosmeđe, skoro žute boje. Kod mladih se pokrovno perje oštro završava, dok je kod odraslih oblo na vrhu. Imaju duga i široka krila. Kad jedre, drže ih blago podignutim, dajući karakterističnu siluetu „V” u letu. Imaju relativno malu i dugu lobanju sa krupnim kljunom. Vrat je dug sa rastresitom pernatom ili igličastom ogrlicom. Na prsima i u osnovi vrata sa dorzalne strane nalaze se dva polja gole kože (apterije), koja menjaju boju u zavisnosti od uzbuđenosti ptice (Forsman 1999; Fergusson-Lees & Christie 2001; Campbell 2015). Zaobljeni kljun služi za kidanje mesa. Jezik je karakterističnog, užljebljenog oblika, s nazubljenim rubovima. Odrasli sup u jednom obroku može pojesti 1,0–1,5 kg hrane. U divljini ptice zahtevaju oko 500–550 g hrane dnevno (Mundy *et al.* 1992). Pronalaženje hrane je nepredvidljivo, pa je zato količina koju supovi mogu progutati tokom jednog hranjenja puno veća u odnosu na količinu koju druge ptice mogu pojesti. Imaju niske vrednosti pH želudačne kiseline (pH 2), u kojoj većina patogenih bakterija ne može preživeti (Houston & Cooper 1975). Odrasli supovi mogu gladovati i do dve nedelje i pritom izgubiti i do 1/3 telesne težine. Tokom perioda gnežđenja u voljci supovi nose hranu mladuncu u gnezdu i hrane ga direktno iz kljuna ili povrate pored njega (Mundy *et al.* 1992).

Za razliku od većine ptica grabljivica (kod kojih je ženka veća), jasne morfološke razlike između mužjaka i ženki supova ne postoje (Newton 1979). Polni dimorfizam nije jasno izražen (Mundy *et al.* 1992; Forsman 1999; Sušić & Grbac 2002). Izražena je samo razlika između ptica različitih starosnih kategorija i to po boji kljuna, boji oka, boji i obliku ogrlice, boji piska i stopala i obojenosti perja (Forsman 1999; Marinković 1999; Sušić & Grbac 2002; Zuberogoitia *et al.* 2013a) (Slike 4, 5, 6).



Slika 4. Razlika u obojenosti tela, grivice, kljuna i očiju kod supova različitih starosnih kategorija (označenih brojevima na slici od jedan do sedam) (preuzeto iz Zuberogoitia *et al.* 2013a).



Slika 5. Juvenilna ptica u prvoj cy godini (fotografija: Saša Preradović).



Slika 6. Adultna jedinka (fotografija: Saša Preradović).

Unutar populacije mogu se razlikovati tri starosne kategorije, juvenilne, imaturne, i adultne ptice (Forsman 1999; Marinković 1999; Sušić & Grbac 2002; Zuberogoitia *et al.* 2013a). Ptica je u prvoj kalendarskoj godini od rođenja do 31. decembra te iste godine (eng. *Calendar year* – CY – kalendarska godina “cy”). Od 1. januara sledeće godine je u drugoj kalendarskoj godini (2. cy) itd. (Forsman 1999). Prema tome, kod supova možemo razlikovati: 1) juvenilne (1–2. cy), 2) imaturne (3–5 cy) i 3) adultne ptice (stariji od 5 cy) (Tabela 3). Polnu zrelost dostižu između 4–6 godina starosti (Sarrazin *et al.* 1996). Adultima se smatraju ptice posle pete godine života, kad ptica stiče polnu zrelost (Sarrazin *et al.* 1996; Marinković 1999; Sušić & Grbac 2002; Xirouchakis 2010). Po nekim autorima prema obojenosti tela adultima se smatraju ptice tek od sedme kalendarske godine starosti (Cramp & Simmons 1980; Forsman 1999; Fergusson-Lees & Christie 2001).

Tabela 3. Različite starosne kategorije supova (prema Marinković 1999; Sušić & Grbac 2002).

| | |
|---|--|
| 1. Pile (0–90 dana) | Mlada ptica koja se izlegla, nesposobna za let, ograničena na gnezdo. |
| 2. Operjani mladunac, poletarac (90–120 dana) | Mlada ptica koja počinje prve letove u blizini gnezda. |
| 3. Juvenilna ptica (1–2. cy) | Mlada ptica u prvih nekoliko meseci života koja može leteti, ali je u potpunosti ili delimično zavisna od roditelja zbog ishrane. S prvim pernatim ruhom do prvog mitarenja nakon godinu dana starosti. Oko joj je gotovo crno, ne vidi se zenica. Ogrlica je tamnosmeđe boje, s dugim, streličastim perima. Kljun je crn. Meko paperje glave je žućkasto i vunasto. Pokrovna pera su tamnoridasto-smeđa, pokrovna pera, kao i pera krila, su zašiljena na vrhovima. |
| 4. Imaturna ptica (3–5. cy) | Ptica nezavisna od roditelja, ali nema perje kao adulti, nego boju i oblik pera juvenilnih ptica. Oko je tamnosmeđe, ali se vidi zenica. Meko paperje glave je mlečnobelo i vunasto, pojavljuju se i igličasta pera. Boja kljuna je tamna, crna sa svetlim prednjim delom, tokom starenja se beli delovi proširuju. Okovratnik smeđe-kestenjast, sa starošću postaje svetliji. Perje delimično zašiljeno sa mekom strukturom paperja. Pokrovno perje srednje smeđe-kestenjasto, manje crvenkastih tonova od juvenilnih, postaje svetlije sa starošću. Vrhovi pokrovnih pera blago zaobljeni. |
| 5. Adultna ptica (odrasla ≥ 6. cy) | Ptica u konačnom stadijumu operjanosti odraslih jedinki. Smeđe-sive boje s crnim krilnim perima i repom. Određena pera još mogu menjati boju sa starošću ptice. Što je ptica starija, to je svetlija, a svetlosmeđe (oko 10 god.) prelazi u narandžastu boju (15 god.) do gotovo žute (25 god.). Ogrlica je bele boje, od nevezanih belih pera. Paperje glave mlečnobelo i vunasto. Dužica oka je žućkasta do žućkasto-smeđa; Kljun je svetao. Osnovna boja kljuna je svetla, boja slonove kosti, u korenu kljuna i oko nozdrva. Paperje meko. Pokrovno perje srednje svetlosmeđe, zaobljeno na kraju, vrhovi pera krila široko zaobljeni. |

Beloglavi sup je izuzetno socijalna vrsta koja formira kolonije koje mogu brojati i više stotina parova (Cortés-Avizanda *et al.* 2014). Prenočišta, kolonije, odmorišta (eng. *roosting place*), kao i sama mesta hranjenja služe kao centri gde ptice razmenjuju informacije (Bijleveld *et al.* 2010; Van Overveld *et al.* 2020), tragaju za partnerima i mesta gde se tek izleteli mladunci integrišu u lokalnu populaciju (Van Overveld *et al.* 2020). Dnevna okupljanja ne moraju nužno biti ograničena na mesta za odmor ili hranjenje. Supovi za prenočište obično biraju zajedničke litice (Xirouchakis & Mylonas

2007; Van Overveld *et al.* 2020). Ptica koja se ne integriše u zajednicu i ne spava sa grupom nema mogućnosti da preživi.

Mesta odmaranja i okupljanja su ključni element socijalne organizacije. Ranije studije su se uglavnom fokusirale na odmorišta kao centre za razmenu informacija. Smatralo se da odmorišta olakšavaju potragu za hranom bilo preko formiranja grupa za traženje hrane (Buckley 1996; Dermody *et al.* 2011; Van Overveld *et al.* 2020) bilo preko prenosa informacija (Rabenold 1987; Buckley 1997; Harel *et al.* 2017; Van Overveld *et al.* 2020). Odmorišta karakteriše snažna sezonska i društvena dinamika. Sam sastav ptica na odmorištu varira u zavisnosti od statusa i/ili starosne klase (nezreli, odrasli), migratornog statusa i prisustva tek izletelih mladunaca na njemu. Takođe, nezrele ptice, kao i ptice koje se ne gnezde, su izuzetno društvene. To rezultira bogatim društvenim životom pre perioda razmnožavanja sa interakcijama promenljivog intenziteta i prirode koje značajno zavise od konteksta (na primer, agresivne, kohezivne i seksualne) (Newton 1979; Donázar 1993; Van Overveld *et al.* 2020).

U potrazi za uginulim životinjama supovi pretražuju široka područja u formaciji, stvarajući mrežu u kojoj svaka ptica, osim što pretražuje tlo, prati i susedne ptice koje svojim ponašanjem (promenom načina letenja) ukazuju na pronađen plen. U takvim okolnostima ukoliko je manji broj ptica u formaciji na nekom području manje su šanse da pronađu hranu (Van Overveld *et al.* 2020). To ističe važnu i temeljnu ulogu odmorišta kao strategije za pronalazak hrane, čiji je suštinski cilj ušteda vremena i energije potrebne za pronalaženje hrane (Van Overveld *et al.* 2020).

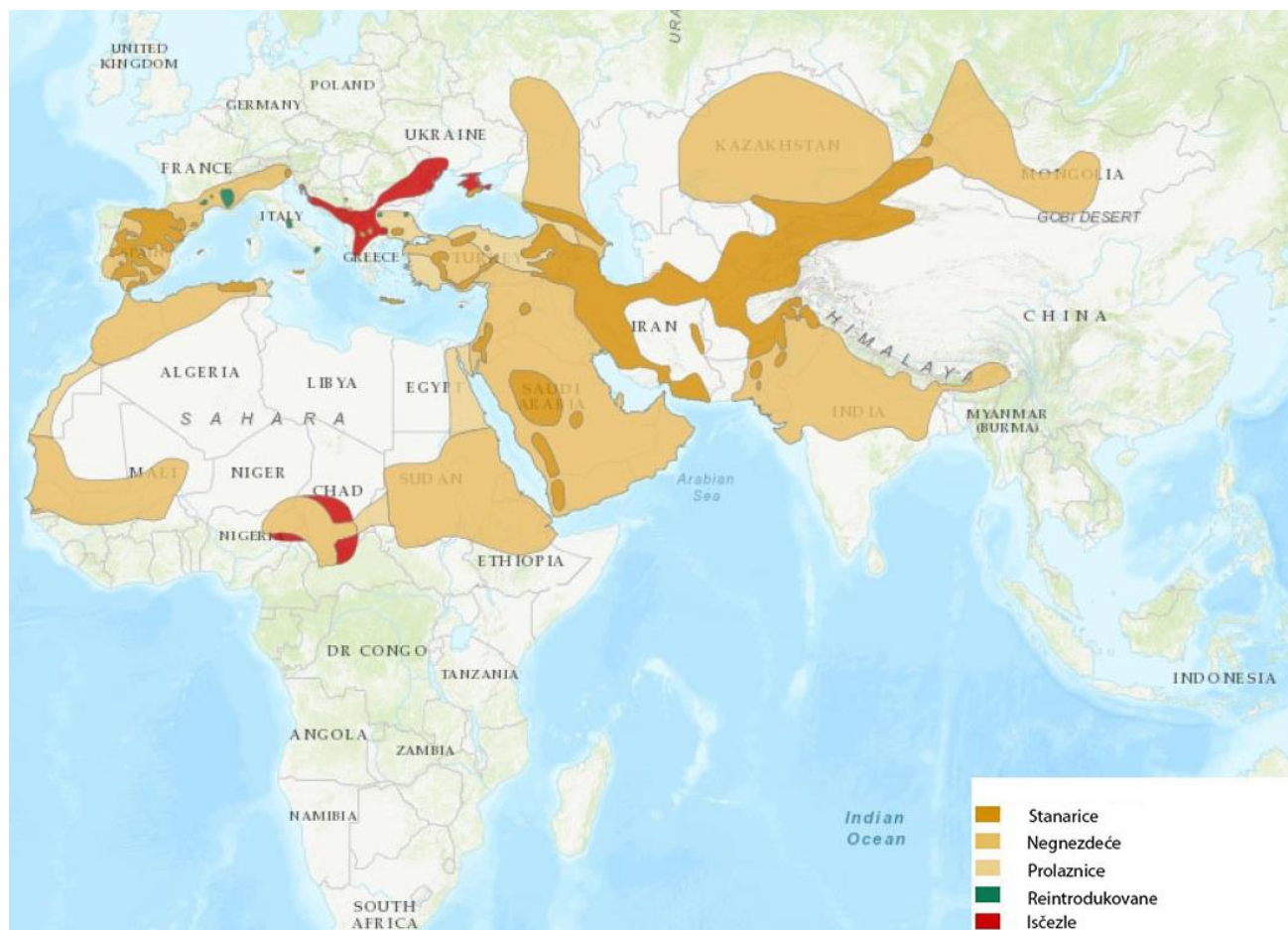
Intraspecijska agresija – borba među supovima, je svakodnevni događaj, bez ozbiljnih povreda i posledica. Hijerarhiju, koja se uspostavlja tokom hranjenja, oblikuju tri glavna faktora: glad, veličina i starost jedinke i iskustvo (Donázar 1993; Bosè & Sarrazin 2007; Bosè *et al.* 2012; Moreno-Opo *et al.* 2020; Van Overveld *et al.* 2020). Ponašanje prilikom hranjenja se karakteriše ekstenzivnim čarkama, borbama, kljucanjem i različitim ritualnim pozama zastrašivanja konkurenta – širenjem krila, siktanjem i podizanjem noge, ispružanjem vrata kojima se pokazuje dominacija i zastrašuje protivnik (Mundy *et al.* 1992; Marinković 1999). Pretnja se iskazuje čitavim nizom pretećih poza – ispruženim vratom na dole i ispuštanjem kreštećeg zvuka, približavanje kljuna protivniku. Poza „despota” je jedna od najkarakterističnijih pretećih poza, gde ptica ima nakostrešeno dorzalno perje, dok krila mogu biti raširena, a jedna noga je podignuta. Podizanje stopala u visini grudi je još jedan vid pretnje i zastrašivanja. Ptica može da se gega ili juri protivnika i na kraju skoči i na njegova leđa. Napad se odvija pružanjem kandži u skoku („borba petlova“), raširenih krila, sa vratom i glavom usmerenom ka ciljanom protivniku (pojedinačna životinja). Napad može biti i udaranjem nogom po leđima ili boku protivnika, pored kljucanja. Borba se završava poniznim stavom, spuštanjem glave ispruženog vrata protivnika ili bekstvom poraženog. Pobednik stoji u pozi despota, kreće se paradnim maršom ili se pak ptica šepuri podizanjem naizmenično jedne, pa druge noge i karakterističnim geganjem (Marinković 1999).

1.3.1 Rasprostranjenje i stanište

U potrazi za hranom potrebna su mu velika otvorena prostranstva, najrazličitijih predela, od planinskih proplanaka, pašnjaka i kamenjara, do stepa, polupustinja i pustinja, (Cramp & Simmons 1980; Salvador 2020). Za gnežđenje i odmor preferira kamene litice (Cramp & Simmons 1980). Traži predele gde postoje uslovi za nastanak termala, ili vetrovi koji olakšavaju poletanje i let (Cramp & Simmons 1980). Prisutan je u okviru nižih, srednjih geografskih širina i u osnovi tople klime, mada ukoliko su povoljni uslovi za ishranu i razmnožavanje tolerisaće i hladnije uslove. Ne voli kišu, maglu, sneg, ali ih podnosi, u određenim granicama (Cramp & Simmons 1980). Naseljava predele od nivoa mora do nadmorske visine i do 2500 mnv (Slota-Bachmair *et al.* 2005).

Areal beloglavog supa prostire se od Mediteranskog basena do severozapadne Indomalajske regije, te severozapadnih i severoistočnih delova Afrike. Samo sporadično vrsta je prisutna u tropskom regionu Afrike (Cramp & Simmons 1980; Fergusson-Lees & Christie 2001; Botha *et al.* 2017). Može se naći na prostorima centralne Azije, Indije, Bliskog istoka, Turske, poluostrva Krim i Kavkaza (Katzner *et al.* 2004). Nekada se gnezdio i u severnoj Africi, u Maroku i verovatno Alžiru,

ali se sada tamo može videti samo na migraciji (Botha *et al.* 2017). U Evropi, mediteranski region je centar rasprostranjenja vrste (Cramp & Simmons 1980; Donazar 1993; Orta 1994; Tucker & Heath 1994; Botha *et al.* 2017), gde se beloglavi sup gnezdi u većem delu Iberijskog poluostrva, sve do Pirineja u južnoj Francuskoj. Prisutan je u mediteranskim Alpima, na Apeninskom i Balkanskom poluostrvu. Gnezdi se i na mediteranskim ostrvima: Majorci (Balearska ostrva, Španija), Sardiniji i Siciliji (reintrodukovana populacija) (Italija), Kvarnerskim ostrvima (Hrvatska), Kipru, ostrvima Krit i Naksos (Grčka) (Cramp & Simmons 1980; Botha *et al.* 2017;). Vrsta je reintrodukovana u Francusku, Italiju i Bugarsku (Botha *et al.* 2017) (Slika 7).



Slika 7. Distribucija beloglavog supa (preuzeto i prilagođeno iz BirdLife International 2021).

Na Balkanskom poluostrvu, beloglavi sup je nekada bio široko rasprostranjen. Ptice su se gnezdile u svim zemljama na poluostrvu tokom XIX i prve polovine XX veka (Cramp & Simmons 1980). Tokom poslednjih nekoliko decenija, sve vrste lešinara na Balkanu imaju negativne populacione trendove (Skartsi *et al.* 2010). Tokom druge polovine XX veka populacije su drastično opale, a vrste su nestale iz Albanije, Bosne i Hercegovine, Crne Gore (Pantović & Andevski 2018) i susedne Rumunije (Martens *et al.* 2005). U kontinentalnoj Grčkoj i Severnoj Makedoniji populacija beloglavog supa je mala, izolovana i veoma ugrožena. Stabilne populacije prisutne su u Srbiji, Hrvatskoj, na ostrvu Krit (Grčka) i u Bugarskoj, gde je poslednjih godina došlo do značajnog porasta populacije (Pantović & Andevski 2018; Dobrev *et al.* 2021).

1.3.2 Ishrana

Beloglavi supovi se hrane isključivo uginulim srednjim i krupnim životinjama, pre svega unglatnima, poput ovaca, koza i goveda, zatim konja, kamila, jelena, ali i pasa, zečeva, lisica i drugih manjih vrsta (Fergusson-Lees & Christie 2001). Danas im se ishrana bazira prvenstveno na uginulim domaćim životinjama. Udeo uginulih preživara u njihovoj ishrani iznosi preko 95% (Fernández 1975;

Camiña 1994; Marinković & Karadžić 2008). Specijalizovani su za ishranu iznutricama i mekim tkivima, kako svežih, tako i strvina u stanju raspadanja. Samo je nekoliko zabeleženih slučajeva da su napali i ubili povređene ili slabe jedinke ili tek rođenu jagnjad (Camiña 2004).

1.3.3 Reproductivna biologija

Beloglavi sup ima dug životni vek, potrebno mu je više godina dok dostigne polnu zrelost i ima nisku stopu reprodukcije (Fergusson-Lees & Christie 2001; Slotta-Bachmayr *et al.* 2005), što vrstu čini osetljivom na smanjenu stopu preživljavanja odraslih. Smanjena stopa preživljavanja mladih jedinki ili povremeni pad produktivnosti imaju mnogo manji efekat na populacionu dinamiku (Slotta-Bachmayr *et al.* 2005).

Gnezde se na liticama, od nivoa mora do 2500 metara nadmorske visine. Prosečna visina litice na kojima se nalaze gnezda su ipak na visinama ispod 1500 m nadmorske visine (preko 90%) (Traverso 2001; Slotta-Bachmayr *et al.* 2005). Gnezda su na stenovitim liticama, izgrađena na zaštićenim policama, potkapinama ili u malim pećinama (Del Hoyo *et al.* 1994). Samo u retkim slučajevima vrsta se gnezdi na drveću u gnezdu drugih velikih ptica grabljivica (Traverso 2001; Slotta-Bachmayr *et al.* 2005; Marinković & Grubač 2000; Sušić 2013b).

Vrsta uglavnom počinje sa gnežđenjem posle četvrte godine života (5. cy). Životni vek im je i do 30 godina u prirodi (Cramp & Simmons 1980; Sarrazin *et al.* 1996). Supovi su monogamna vrsta (Ghorpade *et al.* 2012), obično formiraju veze koje traju tokom celog života (iako razvodi nisu neuobičajeni, ali se javljaju tek posle nekoliko neuspešnih sezona gnežđenja) (Sarrazin *et al.* 1996). Formiranje parova kod supova povezano je sa složenim ritualima udvaranja, uključujući svadbene letove (poniranje, okreti i takozvani „tandemski letovi“), plesna ponašanja i ritualizovane pokrete glavom (Del Hoyo *et al.* 1994; Fergusson-Lees & Christie 2001; Van Overveld *et al.* 2020).

Supovi brane samo svoje gnezdo, odnosno prostor koji se nalazi oko njega. Kod njih nema međusobnih borbi za teritoriju (Mundy *et al.* 1992). Posle parenja, parovi održavaju jake veze, koje se manifestuju sesijama međusobnog sređivanja perja i češkanja (Xirouchakis & Mylonas 2007; Van Overveld *et al.* 2020), kao i pozdravljanjem parova prilikom smene na gnezdu (Marinković 1999). Česta je i kopulacija nakon perioda parenja, čak i po izleganju mladunaca (Xirouchakis & Mylonas 2007; Van Overveld *et al.* 2020). Postojanje jake veze među partnerima može se videti i u zajedničkoj potrazi za hranom ili dolasku na mesto hranjenja u paru. Ovako jake veze među parovima su tipične za dugoživeće vrste ptica koje zajednički vode brigu o mladuncu tokom perioda razmnožavanja (Kenny *et al.* 2017; Van Overveld *et al.* 2020).

Odrasle, gnezdeće jedinke su mahom sedentarne (zavičajne), dok su mlade ptice većinski migratorne ili nomadske (Bernis 1983; Griesinger 1996, 1998; Fergusson-Lees & Christie 2001). Nakon odrastanja, mlade ptice napuštaju nativna područja gde su rođene (Bildstein 2006; Bildstein *et al.* 2009) i lutaju, prelazeći tom prilikom velike razdaljine (Sušić 2000; Bahat *et al.* 2001; McGrady & Gavashelishvili 2006; Terrasse 2006; García-Ripollés *et al.* 2011; Sušić 2013a). Filopatričnost je prisutna kod supova, to se ogleda u činjenici da se mlade ptice posle perioda lutanja obično vraćaju u koloniju gde su se izlegle (Camiña 2004; Bosè *et al.* 2012).

Sezona gnežđenja može varirati u zavisnosti od klimatskih faktora (Marinković 1999). Sezona gnežđenja počinje od decembra/januara (Donázar 1993), dok podaci ukazuju da u Mediteranu (Španija, Kvarner, Krit) gnežđenje počinje od decembra do polovine januara/februara (Marinković 1999) i traje do kraja avgusta (Monsarrat *et al.* 2013). Balkanske populacije supova sa gnežđenjem kreću mesec dana kasnije (Pirastru *et al.* 2021). Zimski period se poklapa sa početkom sezone gnežđenja (Piper *et al.* 1999; Beest *et al.* 2008), ujedno je to najkritičniji period za lešinare, jer dostupnost hrane određuje koliki će broj ptica početi da se razmnožava (Marinković 1999). Nepovoljni vremenski uslovi utiču na performanse leta tokom jeseni, a posebno zime (Pennycuick 1972; Hiraldo & Donázar 1990; Mellone *et al.* 2012). Produženo trajanje snežnog pokrivača utiče na uslove letenja i povećava energetske gubitke usled nedostatka termala, koji nameću aktivni let, što za posledicu ima smanjeno područje pretraživanja (Pennycuick 1972; Hiraldo & Donázar 1990). Pod snežnim prekrivačem lešinarima je skoro nemoguće da pronađu uginule životinje (Marinković 1999).

Gradnja gnezda započinje oko osam nedelja pre polaganja jaja (Sušić & Grbac 2002) i supovi tradicionalno koriste ista gnezda ukoliko nema uznemiravanja (eng. *home fidelity*) (Marinković 1999). Dostupnost i dovoljna količina hrane su naročito značajni pre početka gnežđenja. Veća količina hrane je potrebna zbog stvaranja energetske rezerve bez kojih ne započinju gnežđenje, a koje su neophodne tokom inkubacije jaja i odgoja mladunca (Newton 1998). Kao što se pokazalo u istraživanjima pegavog supa (*Gyps rueppelli*), u tom periodu je gnezdecim ženka potrebna dodatna hrana, ne samo da bi im omogućila da proizvedu jaja, već i da akumuliraju telesne rezerve koje će im biti potrebne tokom perioda inkubacije i odgajanja mladunca (Houston 1976).

U Srbiji period parenja počinje polovinom januara i traje do polovine marta. Najranije parenje je zabeleženo 22. januara. U prirodi je polaganje jaja beleženo u januaru (14%), februaru (68%) i martu (7%). Većinu jaja ptice u populaciji snesu u rasponu od 40 dana (Marinković 1999). U Srbiji, najveći broj jaja se položi tokom druge polovine februara i početkom marta. Prvo nošenje jaja je zabeleženo 4. februara (Marinković 1999).

Par beloglavih supova ima samo jedno jaje godišnje. Period inkubacije je između 52 i 57 dana. Nakon izleganja, mladuncu je potrebno oko 110 dana da napusti gnezdo (Marinković 1999). Oba roditelja vode brigu o mladuncu i smenjuju se na gnezdu. Supovi nose hranu mladuncu u voljci, koju mu na gnezdu daju direktno u kljun ili je povrate pored njega (Mundy *et al.* 1992). Već sa dva meseca starosti mladuncu je potrebno oko 900 g mesa dnevno, a ta se količina povećava na 1100 g dnevno za mladunce stare 80–85 dana (Sušić & Grbac 2002). Mladuncu je potrebno gotovo četiri meseca (110–115 dana) da dostigne punu veličinu i napusti gnezdo. Prvi letovi počinju sa 90 dana starosti. Tada mogu preleteti samo kraće razdaljine (Sušić & Grbac 2002). Po izletanju iz gnezda mladunci zavise još neko vreme od roditelja (eng. PFDP — Post Fledging Dependence Period), a potom usled jake intraspecijske kompeticije napuštaju oblast rođenja (Mundy *et al.* 1992).

1.3.4 Faktori ugrožavanja

Do pada brojnosti populacija beloglavog supa doveli su već navedeni razlozi koji se odnose na sve lešinare. Zbog specifičnog načina života i potrage za hranom, najveću opasnost predstavljaju trovanja (Ogada *et al.* 2011; Botha *et al.* 2017). Kao obligatni lešinari, supovi žive pod povećanim rizikom intoksikacije različitim supstancama, a usled grupnog hranjenja veliki broj jedinki može nastradati na samo jednoj otrovanoj lešini (Ogada *et al.* 2011). Mamci sa otrovom ili zatrovane lešine ptice prve pronalaze uginule životinje, pa najčešće tako prve i stradaju (Snow & Perrins 1998; Fergusson-Lees & Christie 2001; Botha *et al.* 2017). Farmaceutski proizvodi, koji su dizajnirani da budu visoko specifični i delotvorni po svojim terapijskim efektima, mogu biti biološki aktivni i izuzetno toksični za organizme za koje nisu predviđeni, čak i pri vrlo niskim koncentracijama (Christen *et al.* 2010; Corcoran *et al.* 2010; Brausch *et al.* 2012; Blanco *et al.* 2017). Prisustvo antiinflamatornih lekova, antibiotika, analgetika, hormona, itd. je više puta zabeleženo u vodenim ekosistemima, kao i u stočarstvu (gajenim životinjama) (Daughton & Ternes 1999; Kummerer 2010; Gothwal & Shashidhar 2015; Blanco *et al.* 2017). Ova jedinjenja su sklona bioakumulaciji, a u uslovima dugotrajne ili hronične izloženosti i biomagnifikaciji (Boxall *et al.* 2010; Lazarus *et al.* 2015; Blanco *et al.* 2017). Trovanje primenom nesteroidnih antiinflamatornih lekova (eng. *non-steroid antiinflammatory drugs* — NSAID), poput diklofena u veterinarskoj praksi izazvalo je drastičan pad brojnosti populacija u Aziji (Green *et al.* 2016). Akumulacija antibiotika, poput kinolona, koji oštećuje jetru, bubrege, limfni sistem i crevnu bakterijsku floru, povećavajući učestalost pojave infekcija kod beloglavog supa, dokazana je u istraživanjima u Španiji (Lemus *et al.* 2008; Campbell 2015). Takođe, trovanje olovom uzrokovano ingestijom uginulih divljih životinja i njihovih ostataka koje su nastradale u lovu je nedvosmisleno potvrđeno, a ostaci sačme sa olovnim punjenjem zabeleženi su kod supova na Iberijskom poluostrvu (Mateo 1997; Carneiro 2015). Bioakumulacija olova može imati subletalne efekte, ali i uticati na reproduktivnu uspešnost, ponašanje, imunološki odgovor i fiziologiju (Ogada *et al.* 2011).

Jedan izuzetno značajan faktor koji je doveo do pada brojnosti populacija je nedostatak hrane uzrokovan promenama u načinu stočarstva, opadanjem stočnog fonda, pogotovu u istočnoj Evropi i

nekim delovima Azije (Fergusson-Lees & Christie 2001; Orta *et al.* 2015). Zapravo, u mnogim delovima Evrope i Azije dogodile su se značajne promene u načinu gajenja stoke, koje su za posledicu imale manju dostupnost hrane za nekrofagne životinje. Takođe, zajedno sa padom broja divljih biljojeda došlo je do smanjenja kapaciteta sredine, te više nije bilo uslova za opstanak većeg broja lešinara (McGrady & Gavashelishvili 2006; Zuberogitia *et al.* 2012).

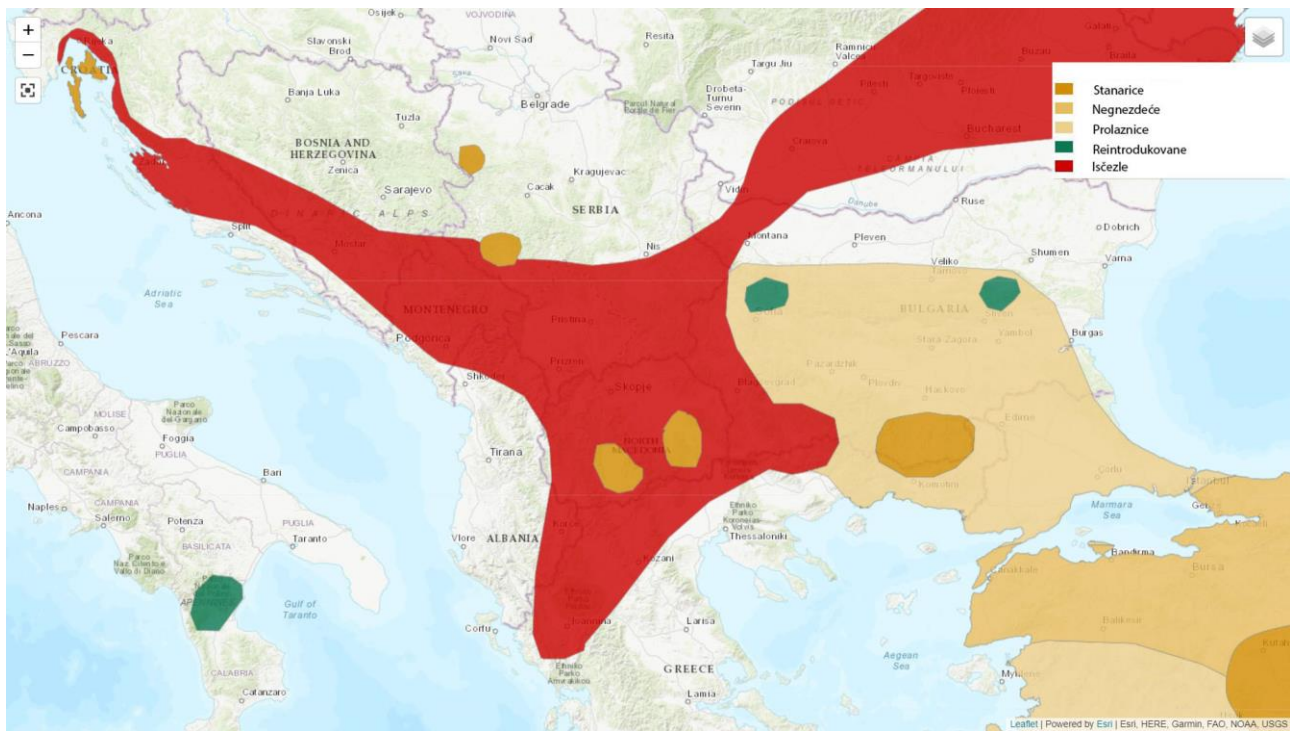
Elektrokucija (usmrćivanje strujnim udarom) na energetskej infrastrukturi, kao i sudari sa električnim vodovima predstavljaju još jedan izuzetno značajan uzrok mortaliteta na čitavom arealu beloglavog supa (Botha *et al.* 2017). U novije vreme velika pretnja ovim lešinarima su vetro turbine i vetroparkovi u oblastima gde se nalaze kolonije ili područja koja lešinari koriste prilikom pretraživanja za hranom (Botha *et al.* 2017). Studije pokazuju da su supovi vrsta koja ima najveću smrtnost usled sudara sa vetro turbinama (0,41 smrti po turbini godišnje) (Ferrer *et al.* 2011; de Lucas *et al.* 2012). Sudari mogu imati veći uticaj na populaciju ove vrste s obzirom na životnu istoriju vrste (dug životni vek i niska stopa reprodukcije) (Madders & Whitfield 2006; de Lucas *et al.* 2012).

Uništavanje i degradacija prirodnog staništa beloglavog supa, proganjanje, uznemiravanje, danas čest prekomerni turizam (Sušić 2021), ubijanje od strane ljudi i ilegalna trgovina predstavljaju takođe značajne faktore koji su doprineli padu brojnosti vrste. Ove negativne aktivnosti su naročito bile učestale tokom XIX i XX veka širom Evrope, severne Afrike i Bliskog istoka (Botha *et al.* 2017).

1.3.5 Populacioni trendovi i globalni status ugroženosti

Prema IUCN danas je vrsta globalno kategorisana kao „Najmanja briga” (eng. *Least Concern* – LC) (BirdLife International 2021). Ovaj status je rezultat primenjenih mera zaštite koje su doprinele oporavku vrste i populacija, čija se brojnost značajno uvećala u Evropi (oko 200% u poslednjih 12 godina), posebno zahvaljujući kampanjama za smanjenje trovanja i obezbeđivanje sigurne hrane na hranilištima — „restoranima za lešinare”, kao i projektima reintrodukcije u Francuskoj, Italiji, Bugarskoj i na Kipru (Deinet *et al.* 2013; Botha *et al.* 2017). Evropski trend i veličina populacije beloglavog supa procenjena je na 32400–34400 parova (BirdLife International 2017; Botha *et al.* 2017). Više od 90% evropske populacije se nalazi u Španiji (Del Moral & Molina 2018), gde je procena da populacija broji oko 30000 parova (Botha 2017; BirdLife International 2021). Međutim, neke lokalne populacije su i dalje ugrožene i još uvek se smanjuju u mnogim delovima jugoistočne Evrope (Balkan, region Kavkaza), na bliskom i srednjem Istoku i u severnoj Africi (Mundy *et al.* 1992; Tucker & Heath 1994; Xirouchakis 2010).

Na Balkanskom poluostrvu populacije i dalje pokazuju negativne trendove (Andevski 2013). Populacija beloglavih supova na Balkanu doživela je veliki pad brojnosti tokom prošlog veka i stoga se smatra regionalno ugroženim (Andevski 2013; Dobrev *et al.* 2021). Na ovim prostorima populacija je desetkovana u periodu 1950–1970. godine masovnim trovanjima koja su dovela i do lokalnog izumiranja ove vrste. Beloglavi sup je nestao iz nekoliko balkanskih zemalja (Albanija, Bosna i Hercegovina, Crna Gora), kao i iz Rumunije (Martens 2005), dok je u kontinentalnom delu Grčke i u severnoj Makedoniji populacija izuzetno mala, fragmentisana i jako ugrožena. Nakon velikog istorijskog opadanja, populacija beloglavih supova se neznatno povećala u poslednjih 39 godina i dostigla 445–565 parova u 2019 (Dobrev *et al.* 2021). Areal vrste se u istom periodu smanjio na polovinu svog nekadašnjeg rasprostranjenja na Balkanskom poluostrvu (Dobrev *et al.* 2021) (Slika 8).



Slika 8. Recentna rasprostranjenost beloglavog supa na Balkanskom poluostrvu (preuzeto i prilagođeno iz BirdLife International 2021).

U Srbiji su dva faktora dovela do pada brojnosti ove vrste. Prvi je bio sistematsko trovanje karnivora od strane lovačkih udruženja tokom 50-ih i 60-ih godina prošlog veka (Marinković 1999; Marinković & Grubač 2000). Drugi uzrok pada brojnosti koji je imao ozbiljan uticaj su promene u načinu stočarstva, prelazak na intenzivan način uzgoja stoke, smanjenje stočnog fonda, kao i veterinarske mere koje su nalagale zakopavanje uginule stoke (Marinković 1999).

Beloglavi supovi su se danas održali uglavnom u oblastima gde postoje hranilišta (Marinković & Grubač 2000; Tewes *et al.* 2004; Bourdakos *et al.* 2004; Iezekiel *et al.* 2004; Xirouchakis 2010; Demerdzhiev *et al.* 2014; Marinković *et al.* 2020).

1.3.6 Nekadašnje rasprostranjenje beloglavog supa u Srbiji

Nekadašnje kolonije beloglavog supa u Srbiji su se obično formirale u blizini rečnih tokova, nizija ili većih polja i visoravni (Marinković & Grubač 2000). Istorijski, veći broj kolonija se nalazio u zapadnoj planinskoj oblasti, uz Panonsku niziju, u području Starog Vlaha i u Kosovsko-metohijskoj kotlini. U manjem broju kolonije su bile prisutne u istočnoj Srbiji, na spoju Panonske i Vlaške nizije, u Đerdapu i u Sićevačkoj klisuri (Marinković 1999). Usled nepostojanja litica, u Panonskoj niziji, koja je nekada predstavljala značajno stočarsko područje i značajan izvor hrane, beloglavi sup se gnezdio samo sporadično. Zabeleženo je netipično gnežđenje u Deliblatskoj peščari i na Fruškoj Gori krajem XIX veka, gde se gnezdio u gnezdima drugih ptica grabljivica na drveću (Marinković 1999; Marinković & Grubač 2000). U periodu 1938–1964. godine gnezdili su se pretežno u planinskim krajevima, na prostoru zapadne, centralne i jugoistočne Srbije i Kosmeta (Matvejev & Vasić 1973; Marinković & Grubač 2000). Početkom 60-ih godina su postojale kolonije na Sokolskoj planini i u klisuri reke Lim kod Brodareva (Marinković 1983; Marinković & Grubač 2000). Krajem 70-ih i početkom 80-ih godina XX veka navodi se šest područja gnežđenja u zapadnoj i južnoj Srbiji (Vasić *et al.* 1985; Marinković & Grubač 2000). Gnezdio se kod Krupnja i Laze (Marinković 1999). U istočnoj Srbiji gnezdili su se u Sićevačkoj klisuri (Reiser 1939), na Vidliču (Matvejev 1950) i Svrlijskim planinama (Marinković 1999), ali su te kolonije nestale polovinom 20. veka (Marinković 1983; Vasić & Obratil 1990; Marinković & Orlandić 1994; Marinković 1999). Prema dostupnim podacima, do 1956. godine supovi su se gnezdili u klisuri Đerdapa (Marinković 1999; Marinković & Grubač 2000). Na Kosovu i Metohiji sup je bio češći do 50-ih godina XX veka (Marčetić &

Andrejević 1960; Marinković & Grubač 2000). Smatra se da se gnezdio u Rugovskoj klisuri, verovatno do 60-ih godina (Marinković & Grubač 2000). Usled drastičnog smanjenja brojnosti, iz nizijskih i brdskih područja povukao se u klisure Zapadne Srbije, gde je i danas prisutan.

1.3.7 Mere zaštite beloglavog supa

1.3.7.1 Administrativno-pravna zaštita

Prvi zvanični korak u zaštiti ugroženih biljnih i životinjskih vrsta predstavlja administrativno-pravna zaštita, koja podrazumeva donošenje različitih pravnih akta na nacionalnom i međunarodnom nivou, na osnovu kojih se različitim vrstama, u zavisnosti od njihovog stepena i karaktera njihove ugroženosti, dodeljuje odgovarajući nivo pravne zaštite (Jovanović & Lakušić 2006). Postoji jako veliki broj zakona, podzakonskih akta, sporazuma, konvencija, strategija i sl. koje se donose kako na državnom, međudržavnom tako i na svetskom nivou.

Evropskom Direktivom o pticama iz 2009. godine (2009/147/EC) beloglavi sup je uvršćen u Annex I, među vrste pod posebnim merama zaštite. Prema Konvenciji o očuvanju evropske divlje flore i faune i prirodnih staništa — Bernska konvencija („Službeni glasnik RS – Međunarodni ugovori”, broj 102/07) beloglavi sup se nalazi u okviru Aneksa II konvencije kao strogo zaštićena vrsta divlje faune. Prema Konvenciji o međunarodnom prometu ugroženih vrsta divlje flore i faune (eng. *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora* — CITES) beloglavi sup se nalazi u okviru Apendix II – vrsta kojoj trenutno možda i ne pretila opasnost od izumiranja, ali može da zapreti ukoliko se promet jedinki takve vrste ne podvrgne strogim propisima i vrsta koja mora da bude podvrgnuta regulativi kako bi se uspostavila efikasna kontrola prometa jedinki pojedinih vrsta iz ovog aneksa. Prema Konvenciji o očuvanju migratornih vrsta divljih životinja — Bonska Konvencija („Službeni glasnik RS – Međunarodni ugovori”, broj 102/07) nalazi se u okviru Appendix II – migratorna vrsta koja treba da bude predmet Sporazuma.

U Srbiji beloglavi sup pripada strogo zaštićenim vrstama (pravilnik o proglašenju i zaštiti strogo zaštićenih i zaštićenih divljih vrsta biljaka, životinja i gljiva – „Službeni glasnik RS” br. 05/2010). Prva zakonska zaštita beloglavog supa datira iz perioda posle Drugog svetskog rata, kad je zaštićen kao korisna i retka vrsta Zakonom o lovstvu (Grubač 2014). Naredbom o zaštiti vrsta korisnih za poljoprivredu i šumarstvo, Uredbom Vlade Srbije o zaštiti prirodnih retkosti iz 1993. godine, beloglavi sup je strogo zaštićen („Službeni glasnik RS” br. 1993/50). Pored zakonske zaštite beloglavog supa, izuzetno je značajna i zaštita staništa gde se nalaze kolonije. Kod ove nekrofagne vrste, posebno značajna je zaštita mesta gnežđenja, odnosno lokaliteti kolonija (Marinković 1999). Sadašnji lokaliteti na kojima se gnezdi su proglašeni zaštićenim prirodnim područjima – specijalnim rezervatima prirode (<https://www.zzps.rs/wp>). Tu spadaju:

- I. Specijalni rezervat prirode „Klisura reke Trešnjice” (I kategorija zaštite) — je zaštićeno područje međunarodnog, nacionalnog, odnosno izuzetnog značaja, na 595,38 ha na osnovu odluke o stavljanju pod zaštitu predela posebnih prirodnih odlika i lepota – deo doline reke Trešnjice (Broj: 06-155/91-01–SO Ljubovija) i prema uredbi o zaštiti specijalnog rezervata prirode „Klisura reke Trešnjice” („Službeni glasnik RS”, br. 50/1993) (<https://www.zzps.rs/wp>).
- II. Specijalni rezervat prirode „Klisura reke Uvac” (I kategorija zaštite) — je zaštićeno područje međunarodnog, nacionalnog, odnosno izuzetnog značaja na 7543 ha. Specijalni rezervat prirode „Klisura reke Uvac” kreiran je na osnovu uredba o zaštiti specijalnog rezervata prirode Klisura reke Uvac 1995. godine, a 2006. uspostavljen je režim zaštite II stepena. Prethodnu zaštitu ovo područje je uživalo u okviru – Strogog prirodnog rezervata „Pavlovića brod” od 1971. godine (<https://www.zzps.rs/wp>).
- III. Specijalni rezervat prirode „Klisura reke Mileševke” (I kategorija zaštite) — je zaštićeno područje od međunarodnog, nacionalnog, odnosno izuzetnog značaja na 1244,14 ha. Uredba o proglašenju specijalnog rezervata prirode „Klisura reke Mileševke” donešena je 2014. godine. Uspostavljeni su režimi zaštite I, II i III stepena.

Područje je prethodno uživalo zaštitu u okviru Regionalnog prirodnog parka „Klisura reke Mileševke” od 1976. godine. Regionalni prirodni park „Klisura reke Mileševke” – formiran je na osnovu rešenja o dopuni rešenja o stavljanju pod zaštitu dela prirodnog područja na kome se nalazi klisura poznata pod imenom „Klisura reke Mileševke” od 22.9.1980. godine, kao i u okviru Strogog prirodnog rezervata „Ravnište” od 1976. godine (<https://www.zzps.rs/wp>).

Osim zaštite područja na kojima se gnezde kolonije i druge mere zaštite su veoma značajne za dalji opstanak i oporavak vrste, poput sprečavanja i suzbijanja negativnih pojava – trovanja, ubijanja i uznemiravanja ptica. Zabrana upotrebe otrovnih supstanci doneta još 70-ih godina XX veka značajna je mera zaštite. Međutim, trovanja su i dalje prisutna u Srbiji i uvek predstavljaju ozbiljnu pretnju (Pantović & Andevski 2018). Trovanja beloglavih supova beležena su do 2008. godine (Marinković 1999; Pantović & Andevski 2018).

1.3.7.2 Edukacija

Podrška lokalnih zajednica konzervacionim projektima je veoma bitan faktor u zaštiti i oporavku beloglavog supa. Edukacija o potrebi i značaju zaštite beloglavog supa sprovodi se od 80-ih godina XX veka (Marinković & Orlandić 1994). Od izuzetnog značaja je bila edukacija pre svega lokalnih zajednica koje se nalaze u blizini kolonija beloglavog supa. Edukacija znatno šireg karaktera se nastavila tokom godina. Organizacija poput „Fondacije za zaštitu ptica grabljivica” (legat) već punih 28 godina kroz različite edukativno-obrazovne manifestacije poput „Dana lešinara”, „Festivala nauke”, „Noći istraživača”, zatim različitih radionica, predavanja i filmova promovise značaj i zaštitu ove vrste. Pored predavanja, značajna je i medijska podrška TV stanica, različitih novina i časopisa, deljenje različitih informativnih flajera, izdanja i plakata tokom čitavog niza godina.

1.3.7.3 Monitoring i obeležavanje ptica

Monitoring populacije beloglavog supa u Srbiji započeo je Univerzitet u Beogradu, Institut za biološka istraživanja „Siniša Stanković”, Institut od nacionalnog značaja za Republiku Srbiju, 80-ih godina XX veka kako bi se utvrdilo stanje populacije i otkrili uzroci propadanja, jer iako je vrsta bila zastićena zakonom, njena brojnost se i dalje smanjivala, te se morao utvrditi razlog i način kako da se taj trend zaustavi (Marinković 1999).

Monitoring gnezdećih parova se vrši svake godine od 1985. godine i najduži je monitoring jedne vrste u Srbiji. Cenzus je tehnika prebrojavanja ptica i gnezda. Predstavlja metodu u određivanju brojnosti i veličine reproduktivnog dela populacije, kao i reproduktivnih parametara. S obzirom na to da je beloglavi sup dugoživeća vrsta sa izraženom filopatrijom, ovaj metodološki pristup je veoma primenljiv za dugoročno popisivanje parova i mladunaca unutar gnezdeće populacije (Marinković 1999).

Metoda obeležavanje ptica (markiranje), omogućava dobijanje značajnih podataka o kretanju i migracijama ptica, glavnim rutama kretanja, izračunavanje stope preživljavanja i slično. Prvi supovi u Srbiji markirani su davne 1986. godine, a od 2004. godine markiranje je postalo redovna aktivnost (Marinković 2018; Hribšek *et al.* 2021). U početku su korišćeni samo metalni prstenovi (do 1992. prstenovi Zavoda za ornitologiju Jugoslovenske akademije znanosti i umjetnosti iz Zagreba, od 1994. godine Centra za markiranje životinja Prirodnjačkog muzeja u Beogradu), da bi kasnije počele da se koriste krilne markice i plastični kolor prstenovi.

Napredak tehnologije i tehnike doveo je do pojave novih metoda i boljih načina i mogućnosti praćenja ove ugrožene vrste. Postavljanje kamera na hranilištu omogućava praćenje aktivnosti, prisutnosti i ponašanja ptica bez uznemiravanja, praćenje obeleženih jedinki, kao i praćenje sezonske dinamike. Satelitski odašiljači su omogućili konstantno i individualno praćenje ptica, koje je pruža uvid u obrasce kretanja, izdvajanje značajnih područja ishrane i sezonske razlike u arealima kretanja.

Korišćenje kamera za praćenje divljih životinja i prikupljanje podataka postala je metoda koja se sve više koristi u zaštiti ugroženih vrsta i u ekološkim istraživanjima. Ovo je neupadljiv,

nepristrasan i praktičan metod, posebno na udaljenim lokalitetima ili kada direktno posmatranje nije moguće i/ili nije moguće bez uznemiravanja ptica. Kamere se široko koriste za monitoring retkih životinja i ptica čije hvatanje je veoma komplikovano, koje žive skrivenim načinom života ili su vrlo pokretne (Carbone *et al.* 2001; Wilson 2015). Monitoring hranilišta za lešinare (beloglave supove) pruža dragocene informacije o dinamici populacije lešinara, detaljno znanje o ekološkim komponentama koje se odnose na ekologiju ponašanja vrsta, ali i podatke o prisustvu/odsustvu, relativnoj brojnosti i procene gustine naseljenosti (Kilshaw & Macdonald 2011; Wilson 2015). Na samom hranilištu može se odrediti starosna struktura populacije/kolonije u odnosu na obojenost perja i obrasce mitarenja jedinki. Broj lešinara koji posećuju hranilišta spada u pouzdane pokazatelje brojnosti populacije. Odnos između obeleženih i neobeleženih ptica pruža podatke o veličini populacije. Dobijaju se i podaci o prisutnosti i brojnosti drugih vrsta koje se pojavljuju (Wolter & Whittington-Jones 2011; Nenov *et al.* 2018). Takođe, metoda videomonitoringa hranilišta može biti dragoceno sredstvo za bolje razumevanje reproduktivne biologije beloglavih supova, kao i uvid u intra- i inter-specijske odnose.

Znanje o ponašanju i prostornim parametrima važno je za dugoročnu zaštitu vrsta lešinara (García-Ripollés *et al.* 2011). Satelitska telemetrija je uvela revoluciju u proučavanje migracija i ponašanja ptica grabljivica i nastavlja da se razvija (Meyburg & Fuller 2007). Pokazala se kao vrlo efikasna metoda za ispitivanje ekologije kretanja različitih vrsta grabljivica, uključujući lešinare (McGrady & Gavashelishvili 2006; Meyburg *et al.* 2003; Newton 2004; Shobrak 2014). Koristi se od 1978. godine, a proistekla je iz projekta saradnje između NOAA (eng. National Oceanic and Atmospheric Administration, SAD), NASA (eng. National Aeronautics and Space, SAD) i CNS (fr. Centre national d'Études Spatiales, Francuska). U osnovi, to je sistem prikupljanja i upravljanja podacima putem satelita dobijenih sa predajnika (odašiljača) postavljenih na životinje. Satelitska telemetrija je počela da se upotrebljava u ornitologiji tokom 80-ih godina XX veka (Strikwerda *et al.* 1986; Meyburg & Fuller 2007).

Osnovni element satelitske telemetrije je Argos sistem uključuje mrežu regionalnih prijemnih, nadzornih i komunikacionih stanica za prenos satelitskih signala. Sateliti u orbiti nose Argos prijemnike, koji primaju signale koje PTT predajnici (eng. *Platform Transmitter Terminal* – PTT), odnosno satelitski odašiljači šalju ka satelitima. Sistem Argos u jedan od dva opšta centra za obradu podataka koji se nalaze u Longu (Vašington, SAD) i Tulusu (Francuska), a odatle korisnik može pristupiti podacima na različite načine (García-Ripollés *et al.* 2011). PTT predajnici se lociraju proračunima baziranim na doplerovom efektu. Promena pozicije PTT odašiljača u odnosu na satelit, vodi promeni frekvencije signala koju satelit prima (tokom prilaska, preleta i prolaska satelita). Ova očigledna promena frekvencije omogućava proračunavanje dve moguće tačke levo i desno od putanje satelita. Međutim, Argos ne može da prepozna koji je od dva proračuna tačan. Zbog toga dopler podaci imaju veliki nedostatak i u malom broju slučajeva (1 do 5%) preciznost im iznosi nekoliko stotina metara. Argos sistem ima mogućnost procene pojedinačnih podataka kao verovatno tačne i verovatno netačne. U takvoj situaciji istraživač mora vrlo kritično da proveri koji se podaci mogu uzeti u obzir za dalje analize. Iskustvo i znanje o posmatranim vrstama su ovde od velike važnosti. Istraživači često odbace 80 do 90% podataka (tačaka, fiksacija). Doplerovi podaci su pre svega dobri za proučavanje migracionih puteva i zimovališta na širim prostornim skalama. Međutim, otkrivanje malih lokalnih pomeranja u oblastima gnežđenja obično nije moguće korišćenjem ovog metodološkog pristupa (Meyburg & Meyburg 2009).

U međuvremenu su se pojavili predajnici i prijemnici sistema globalnog pozicioniranja (GPS) koji su postali dovoljno mali za širu upotrebu u ornitologiji (Meyburg & Fuller 2007), a u novije vreme se za prenos podataka koriste i mobilne telefonske mreže (GSM) (Meyburg & Meyburg 2009).

GPS prijemnik prikuplja signale sa najmanje tri satelita, omogućavajući izračunavanje položaja u tri dimenzije, a GPS jedinice se mogu programirati za prikupljanje podataka u unapred podešenim intervalima. GPS prijemnik takođe može biti integrisan sa Argos PTT-om. Podaci se mogu skladištiti u memoriji uređaja i preuzeti sa jedinice (obično je potrebno ponovno hvatanje) ili se mogu kodirati u PTT poruke i poslati korisnicima putem Argos sistema. Podaci sa GPS-a se prenose u Argos sistem tokom „podešenog vremena“ radnog ciklusa PTT predajnika (Meyburg & Fuller 2007).

Prednost ovih odašiljača je dvostruka. Prvo, oni se mogu programirati za dobijanje položaja u kraćim vremenskim intervalima i kontinuirano, tokom vremena praćenja kretanja markirane jedinke (npr. položaj je dostupan svakog sata). Drugo, za dobijene lokacije, greške su mnogo manje (približno 20 m) (García-Ripollés 2011). Ovo omogućava tačnu analizu veličine površine (teritorije) koju ptice koriste tokom perioda gnežđenja, na seobi i u zimovalistima (Meyburg 2007). Korišćenje prostora i tip staništa mogu biti precizno određeni. GPS podaci o visini leta, pravcu i brzini leta takođe omogućavaju i zaključke o ponašanju ptica. Do sada je bilo metodološki vrlo teško, ako ne nemoguće, tačno izmeriti visinu i brzinu leta. GPS praćenje pruža precizne podatke o kretanju, dnevnim i sezonskim razlikama u arealima kretanja, rasprostranjenosti i migraciji ptica. Ono takođe omogućava identifikaciju najčešće korišćenih područja za ishranu, kao i otkrivanje ranije nepoznatih mesta za odmor, noćenje i gnežđenje (Peshev *et al.* 2018), a pored svega navedenog može poslužiti i kao metoda za detekciju lokaliteta i incidenata trovanja (Stoynov *et al.* 2018).

1.3.7.4 Hranilišta

Hranilišta (eng. *Supplementary feeding sites – SFS*) su najvažnija konzervaciona mera u očuvanju i oporavku lešinara širom sveta i danas predstavljaju aktivnu meru zaštite koja se najčešće koristi (Slika 9). Osnovani su sa ciljem da održe i povećaju broj nekrofagnih ptica i zadrže populacije unutar zaštićenih područja (Piper 2005). Prvi takav „restoran” otvoren je za bradane i kapske supove u rezervatu „Giants Castle” u Drakensbergu, Natal u Južnoj Africi 1966. godine (Freedman & Mundy 1983; Campbell 2015). Prehrana se sastoji od hrane bezbedne za ptice, koja se daje određenim populacijama radi ublaživanja antropogenih uticaja koji mogu drastično uticati na status vrste (González *et al.* 2006; Oro *et al.* 2008; Robb *et al.* 2008; Moreno-Opo *et al.* 2015a, 2015b). Cilj hranilišta, pored povećanja stope preživljavanja u populacijama, je da smanji rizik od ingestije kontaminirane hrane, da poboljša gnezdeće parametre i doprinese naseljavanju novih područja (Piper 2005; González *et al.* 2006; Oro *et al.* 2008; Schoech *et al.* 2008; Moreno-Opo *et al.* 2015a; Ferrer *et al.* 2018), kao i ponovnu rekolonizaciju napuštenih kolonija. To je ujedno najznačajnija podrška programima reintrodukcije koji se poslednjih godina sprovode. Takođe, na taj način se obezbeđuje dovoljna količina hrane dostupne supovima u područjima gde je nema dovoljno (Monsarrat *et al.* 2013).



Slika 9. Hranilište u koloniji Uvac (fotografija: Saša Preradović).

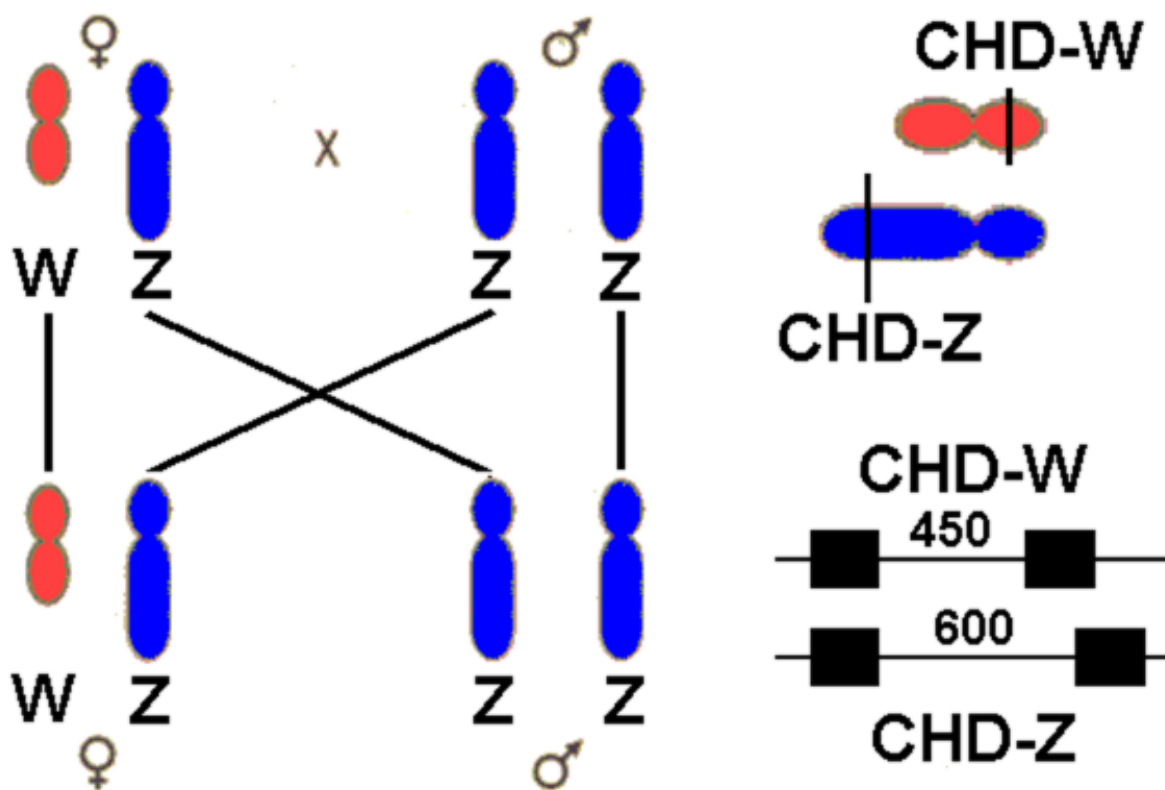
1.3.8 Molekularna analiza pola kod beloglavog supa

Tačno određivanje pola je ključno u upravljanju populacijama divljih životinja, programima reprodukcije u zarobljeništvu, programima reintrodukcije i u različitim ekološkim, evolucionim i studijama ponašanja (Centeno-Cuadros *et al.* 2016). Na osnovu spoljašnje morfologije kod velikog broja vrsta ptica pol je teško odrediti. Kod 50% vrsta pol adultnih jedinki se ne može odrediti na osnovu spoljašnje morfologije, a taj procenat je još veći kod mladunaca (Griffiths *et al.* 1998). Identifikacija pola je posebno izazovna kod monomorfnih vrsta ptica (tj. vrsta bez fenotipske razlike između mužjaka i ženki) i juvenilnih ptica (Centeno-Cuadros *et al.* 2016).

Pol se kod ptica može utvrditi na osnovu razlika u ponašanju, inkubacionim poljima, razlika u morfometriji, ispitivanjem gonada pomoću laparotomije i laparoskopije i ispitivanjem polnih hromozoma. Citološka determinacija pola se bazira na postojanju morfoloških razlika između polnih hromozoma (Prus & Schmutz 1987; Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006). Do sada su korišćeni citogenetički pristupi poput kariotipizacije ili protočne citometrije (Nakamura *et al.* 1990; De Vita *et al.* 1994; Ito *et al.* 2003).

Za razliku od sisara, kod ptica su ženke heterogametni pol jer imaju dva različita polna hromozoma (ZW), dok su mužjaci homogametni pol i imaju dva ista polna hromozoma (ZZ) (Solari 1994; Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006) (Slika 10). Polni hromozomi kod ptica nastali su od para autozoma (Ohno 1967; Fridolfsson *et al.* 1998; Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006). Tokom evolucije W hromozom je izgubio veći broj gena, dok je Z hromozom zadržao prvobitan set gena. W

hromozom je bogat heterohromatinskim, ponavljajućim fragmentima DNK tipa satelita. Oba hromozoma poseduju mali pseudoautozomalni region (Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006).



Slika 10. Polni hromozomi kod ptica – WZ ženski polni hromozomi; ZZ muški polni hromozomi; desno: shematski prikaz CHD gena koji se nalaze na polnim hromozomima, kao i razlika u dužini intronskih sekvenci – 450 bp na CHD-W, 600 bp je dužina intronske sekvence na CHD-Z (Preuzeto sa https://www.mun.ca/biology/scarr/Bird_sexing.html).

Sekvenca DNK molekula ili proteina koja se javlja kao minimum dve lako prepoznatljive varijante koje otkrivaju individualni polimorfizam, koji se lako detektuju, a čije je nasleđivanje i evoluciju moguće pratiti naziva se molekularni marker (Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006). Step en varijabilnosti ili polimorfizam čini jedan molekularni marker korisnim u razlikovanju populacija na genetičkom nivou (Ford-Loyd 1996; Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006). Genetička raznovrsnost se bazira na rekombinacijama i mutacijama (Freeland *et al.* 2011). Geni poseduju sekvence DNK koje sporo evoluiraju i koje su konzervirane među različitim taksonima, te predstavljaju dobre markere za genetička istraživanja (Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006). Varijacije u kodirajućim i nekodirajućim delovima DNK čine da svaka jedinka ima jedinstven genom. Efektivni marker treba da garantuje reproduktivnost i lako detektovanje (Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006).

Danas se koriste različite molekularne metode za determinaciju pola kod ptica i podeljene su u dve osnovne grupe. Prva se bazira na DNK hibridizaciji, gde se polno specifične sekvence detektuju pomoću komplementarnih DNK proba (Griffiths & Holland 1990; Longmire *et al.* 1991; Rabenold *et al.* 1991; Dvorak *et al.* 1992; Millar *et al.* 1992, 1996; Ito *et al.* 2003). Druga grupa metoda se bazira na lančanoj reakciji polimeraze (eng. *Polymerase Chain Reaction*, PCR) koja omogućava selektivno umnožavanje određenog segmenta molekula DNK. Tehnika PCR je metoda koja se može sprovoditi bez ograničenja u pogledu porekla ćelija iz kojih se vrši izolacija molekula DNK, a može se i ekstenzivno modifikovati, što omogućuje njenu široku primenu (Erlich *et al.* 1991; Romac *et al.* 1999). Osnovni princip PCR metode se sastoji u amplifikaciji željenog fragmenta DNK molekula (gen ili deo gena) milion do milijardu puta, gde se specifična DNK sekvenca locira pomoću odgovarajućih prajmera, a zatim se umnožava (Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006). Postoje različite metode za dobijanje specifičnih DNK sekvenci u PCR reakciji poput:

- RAPD – nasumična amplifikacija polimorfne DNK (eng. *Random Amplified Polymorphic DNA*) je vrsta PCR reakcije u kojoj se umnožavaju nasumični segmenti DNK. Za RAPD se koristi nekoliko proizvoljnih, kratkih prajmera sa 8–12 nukleotida (Williams *et al.* 1990). RAPD markeri mogu se koristiti u identifikaciji pola. Ukoliko se izabrani RAPD marker nalazi na W hromozomu, on se amplifikuje samo kod ženki i može se koristiti kao specifičan marker za ženski pol (Welsh & Mc Clelland 1990; Williams *et al.* 1990; Cerit & Avanus 2007).
- AFLP – polimorfizam dužine amplificiranih fragmenata (eng. *Amplified Fragment Length Polymorphism*) (Griffiths & Orr 1999; Ito *et al.* 2003). Prvi korak AFLP metode uključuje digestiju DNK sa dve različite restriktione endonukleaze. Restriktioni enzimi seku lanac DNK na tačno određenim specifičnim mestima DNK molekula (Vos *et al.* 1995; Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006). Svaki pojedinačni enzim prepoznaje „svoju” sekvencu nukleotida. Najčešće se upotrebljavaju dva specifična enzima, od kojih jedan prepoznaje sekvence od četiri, a drugi od šest nukleotida. Sledeći korak je ligacija, tokom koje se oligonukleotidni adapteri (20–30 baznih parova, bp) pričvršćuju za „kohezivne krajeve“ koji nastaju dejstvom endonukleaza. Fragmenti se zatim amplifikuju pomoću PCR sa odabranim prajmerima (obično sa 3-nukleotidnom ekstenzijom) koji su komplementarni adapteru i jednom specifičnom nukleotidu u originalnoj sekvenci fragmenta. Proizvodi različite dužine se zatim mogu vizuelizovati na poliakrilamidnom gelu (Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006).
- Mikrosateliti – u okviru genoma nalaze se kratki segmenti u kojima se pojavljuju kratka tandem ponavljanja. Ukoliko su ponavljajuće jedinice dugačke dva, tri ili četiri bazna para, nazivaju se kratkim tandem ponovcima (STR) ili mikrosatelitima (Russel 2002; Cerit & Avanus 2007). Mikrosateliti obično formiraju klastere manje od 150 bp u dužini, sa ponavljajućim jedinicama do 13 bp (Brown 2002; Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006). W hromozom poseduje veliki deo ponavljajućih sekvenci, koje se mogu pretraživati za W-povezane markere (Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006). Da bi se otkrili mikrosatelitski polno vezani markeri, DNK se digestira restriktionim enzimima, koji seku DNK na specifičnim mestima definisanim nukleotidnom sekvencom. Dobijeni DNK fragmenti se zatim odvajaju po veličini elektroforezom na agaroznom gelu (Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006).
- Najuniverzalniji marker za detekciju pola kod ptica je CHD gen (Slika 10). On kodira hromodomen helikaze, DNK vezujućeg proteina. Nalazi se na oba polna hromozoma kod svih ptica izuzev ptica iz grupe ratita (ptice iz nadreda Palaeognathae poput kivija, noja, kazuara) (Ellegren 1996; Griffiths *et al.* 1996; Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006). CHD geni poseduju najmanje dva introna, brzo evoluirajućih nekodirajućih fragmenata, unutar visoko konzerviranih delova gena koji se razlikuju po dužini na Z i W hromozomima (Ellegren 1996; Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006). Na osnovu razlike u dužini intronskih sekvenci na W i Z hromozomu ovih gena moguće je razlikovati mužjake od ženki. Odgovarajući prajmeri daju dva fragmenta kod ženki (CHD-Z i CHD-W) usled razlike u dužini intronskih sekvenci koje postoje u okviru konzerviranog dela gena i jedan fragment kod mužjaka (CHD-Z) (Ong & Vellayan 2008).

Za PCR reakciju su potrebne sledeće komponente: izolovana DNK, čiji određeni fragment želimo da se amplifikuje; prajmeri [oligonukleotidne sekvence, koristi se par prajmera (eng. *forward* i *reverse*)] koji se dizajniraju tako da budu komplementarni sekvencama koje okružuju ciljani region DNK (npr. gen koji se umnožava); Taq polimeraza; mešavina slobodnih deoksiribonukleozid trifosfata (dNTP), koji služe kao gradivne jedinice za sintezu novih lanaca DNK; magnezijumovi joni (Mg^{2+}), koji su neophodni kao kofaktor za aktivnost Taq polimeraze i polimerizaciju (vezuju se za slobodne nukleotide i obezbeđuju njihovo ugrađivanje u rastući lanac DNK); PCR pufer i sterilna dejonizovana voda (Živković 2007).

Proces PCR se može podeliti u tri koraka: 1. izolacija DNK i priprema PCR reakcione smeše (eng. *master mix*); 2. PCR reakcija i 3. identifikacija PCR produkta (Živković 2007). Proces PCR amplifikacije se sastoji od razdvajanja dvolančanog heliksa, hibridizacije para prajmera sa komplementarnim sekvencama koje okružuju ciljni region DNK, elongacije prajmera, odnosno

sinteza novih DNK lanaca počev od prajmera (elongacija započinje tako što se Taq polimeraza vezuje za mesta hibridizacije prajmera i katalizuje ugrađivanje novih nukleotida komplementarnih inicijalnim sekvencama), polimerizacije i umnožavanja dok se ne dobije dovoljan broj kopija ciljnog fragmenta DNK. Umnoženi ciljni fragmenti DNK nazivaju se PCR produkti. Posle PCR reakcije vrši se identifikacija amplifikovanog produkta metodama elektroforeze na agaroznom ili poliakrilamidnom gelu (Živković 2007).

Usled visokog stepena konzerviranosti CHD gena među vrstama ptica došlo je do dizajna tri seta prajmera za intronske sekvence CHD gena koji se danas najčešće koriste: 2550F/2718R, P2/P8 i 1237L/1272H (Griffiths *et al.* 1998; Khan *et al.* 1998; Fridolfsson & Ellegren 1999; Ong & Vellayan 2008). Zbog razlika u dužini introna, ovi prajmeri daju dva amplifikovana fragmenta kod ženki (CHD-Z i CHD-W), koji postoje unutar konzerviranih regiona gena i jedan amplifikovani fragment (CHD-Z) kod mužjaka (Ong & Vellayan 2008). Poznato je da različiti prajmeri kod različitih vrsta ptica ne daju uvek rezultate i da se ne mogu svi podjednako koristiti za utvrđivanje pola kod njih. Kod nekih vrsta upotrebom određenih prajmera ne dolazi do amplifikacije traženog fragmenta ili se dobijaju lažni rezultati ili spojene trake na gelu usled male razlike u dužini fragmenata na W i Z hromozomu (Dubiec & Zagalska-Neubauer 2006; Sulandart & Zein 2012; Çakmak *et al.* 2016).

Gore opisana metoda utvrđivanja pola je od velikog značaja kod monomorfnih vrsta jer je kod njih izuzetno bitno održavanje jednakog odnosa polova. Poznavanje odnosa polova u populaciji posebno ima značaj kod monitoringa vrsta u malim i ugroženim populacijama ili ukoliko se planiraju programi reintrodukcije (Legendre 2004). S obzirom da je beloglavi sup strogo zaštićena vrsta ptica koja je u skoroj prošlosti bila na ivici nestanka (Marinković 1999), identifikacija pola i delimičan uvid u polnu strukturu populacije je neizostavan deo konzervacionih metoda i monitoringa kako bi se unapredila zaštita ove vrste u Srbiji. Iz gore navedenih razloga je od 2012. godine započeto sa analizom pola kod beloglavog supa. Prvenstveno je analiziran pol mladunaca koji su markirani na gnezdima tokom perioda 2012–2018. godine u kolonijama na Uvcu i Radoinji.

2 CILJ I ZADACI ISTRAŽIVANJA

Cilj istraživanja ove disertacije u širem smislu jeste izvođenje detaljne ekološke studije beloglavog supa (*Gyps fulvus*) u Srbiji na osnovu podataka sakupljenih tokom dugog vremenskog perioda, od samog početka programa monitoringa i markiranja 1985. do 2018. godine. Takođe, doprinos se ogleda u kontinualnom praćenju populacione dinamike supova na ovim prostorima, između ostalog kao odgovor na primenu aktivnih mera zaštite.

Cilj istraživanja u užem smislu, može se definisati kroz sledeće istraživačke zadatke postavljene u ovoj disertaciji u uskoj vezi sa monitoringom:

- I. Procena statusa i trenda populacije beloglavog supa u Srbiji u periodu 1985–2018. godine;
- II. Procena uspešnosti gnežđenja i produktivnosti u periodu 1985–2018;
- III. Procena uticaja primenjenih mera zaštite –hranilišta na brojnost populacije beloglavog supa u Srbiji;

Ciljevi koji su se proistekli kroz primenu različitih metoda praćenja i monitoringa supovu su:

- IV. Identifikovanje migratornih ruta, perioda lutanja, pređenih rastojanja na osnovu podataka dobijenih analizom nalaza obeleženih ptica u periodu 2004–2018. godine;
- V. Procena sezonskih razlika u korišćenju hranilišta od strane ptica različitih starosnih kategorija analizom podataka o obeleženim pticama dobijenih videomonitoringom hranilišta na Uvcu;
- VI. Procena područja pretraživanja, areala aktivnosti, procena razlike u sezonskoj i godišnjoj aktivnosti, praćenje rastojanja, kao i lociranja mesta okupljanja na osnovu podataka dobijenih satelitskim praćenjem beloglavog supa;
- VII. Utvrđivanje polne strukture mladunaca markiranih u kolonijama Uvac i Radoinja u periodu 2012–2018. godine.

3 MATERIJAL I METODE

3.1 Ispitivano područje

3.1.1 Geografski položaj, granice, reljef

Sve postojeće kolonije beloglavog supa u Srbiji nalaze se u regionu Zapadne Srbije (Marinković & Grubač 2000; Marinković *et al.* 2020). Zapadna Srbija ima centralni položaj na Balkanskom poluostrvu sa ukupnom površinom od 17000 km². Severnu granicu regiona predstavlja reka Sava, dok se zapadna granica proteže duž reke Drine. Donji tok reke Kolubare, reke Ljig, Dragobilj, Crna reka, Dičina, Zapadna Morava, reka Ibar (do Raške), reka Raška (do Novog Pazara) su istočna granica oblasti, koja se oslanja i na istočne obronke Suvobora i Takova (istočno od Čačka do Kraljeva), dok se na zapadu granica proteže planinama Zvijezdom, Zlatiborom, Pobijenikom, Gajevom planinom i Javorjem (Marković 1970; Đorđević 2018). Planinski masivi Rogozne, Gradine, Krnjače i Jabuke na zapadu Srbije preko Gostuna i južnog dela Pešterske visoravni, do istočnih obronaka Mokre Gore čine južnu granicu regiona (Marković 1970; Stevanović 1999; Đorđević 2018).

Daljom podelom Srbije na geografske regione, izdvajaju se tri geografska oblasti: severozapadna, zapadna i jugozapadna Srbija (Marković 1970; Stevanović 1999; Đorđević 2018). Severozapadna Srbija zauzima površinu od 6649,54 km² i obuhvata srpsku Posavinu i Podrinje sa Podgorinom (Marković 1970; Đorđević 2018). Podrinjska oblast Srbije zauzima površinu od 3101 km², obuhvata Lešnicu, Jadar, Rađevinu i Azbukovicu (Marinković 1999). Raspon nadmorskih visina se kreće od oko 75 m (u blizini Save na severu) do 1347 m (Mali Povlen). Podrinjski venac čine niske planine, sa tek pojedinim vrhovima preko 1000 metara nadmorske visine (mnv), poput Medvednika, Jablanika, Stubice, Torničke Bobije i Povlena (Marinković 1999). U ovom području se nalaze i planine Cer, Gučevo, Boranja, Jagodnja, Sokolska planina i Orovička planina (Marković 1970; Đorđević 2018). Azbukovicu čini usko područje između Sokolske planine, Medvednika, Jablanika i Povlena na severoistoku i Drine (između Ljubovije i Rogačice) na jugozapadu (Marković 1970; Đorđević 2018).

Klisura reke Trešnjice se nalazi u području Azbukovice, smeštena između Drine, Sokolske planine, Jablanika, Medvednika i planine Bobija (Marković 1970; Mojsilović *et al.* 1975a; Đorđević 2018). Klisura je nastala erozijom krečnjaka izazvanom dejstvom vode, usecajući klisuru u Gornjekošljanskoj površi u dužini od 6 km. Najviša tačka klisure je na 929 mnv (vrh Boškovica), dok reka Trešnjica iz klisure izlazi na visini od 310 mnv (Marinković 1999). Košljanski plato odvojen je od Orovičke planine klisurom koju gradi reka Tribuća, desna pritoka Trešnjice. Ove dve reke se susreću ulivajući se u reku Drinu i gradeći zajedničku klisuru u dužini od jednog kilometra (Cvijić 1991; Marinković 1999).

Krečnjaci su prisutni u severozapadnoj Srbiji. U Podrinju su zastupljeni svi oblici kraškog reljefa, izuzev kraških polja (Marković 1970; Đorđević 2018). Dolomiti i krečnjaci posebno su zastupljeni na Sokolskoj planini, Gučevu, Tršiću, Bobiji i u klisuri Trešnjice (Kubat *et al.* 1975; Mojsilović *et al.* 1975a, 1975b; Đorđević 2018). Drinska strana je kraća i strmija, te su doline dublje sa naglašenim strmim padinama planina koje ih okružuju. Krečnjačke formacije su ogoljene i grade značajnije stenovite formacije na nekoliko lokaliteta uz Drinu kod Sokolovine i Soko grada, na Medvedniku i u klisuri Trešnjice (Kovačević 1985; Marinković 1999).

Zapadna Srbija obuhvata južne delove Valjevskih planina, kao i područje Zapadnog Pomoravlja i Starovlaške-Raške visije, ukupne površine 6671,75 km² (Marković 1970, Đorđević 2018). Jugozapadna Srbija zauzima površinu od 3666,22 km². Obuhvata dolinu Lima, južne delove Starovlaško-raške visije – planine Pobijenik, Gajevu planinu, Javorje, Buče, Krnjaču i Crni vrh kod Priboja, zatim planine Zlatar, Jadovnik, Kamenu Goru, Jabuku, Ozren, Giljevu, Rogoznu i Moku Goru i Peštersku visoravan (Marković 1970; Stevanović 1999; Đorđević 2018).

Starovlaške planine se nastavljaju na podrinjske planine, sa pojedinim vrhovima iznad 1500 mnv, poput Zlovrha i Stolca. Na jugoistoku ističu se planine Zlatibor, Javor, Zlatar, Jadovnik, Golija (najviši vrh Jankov kamen 1833 mnv). Planina Zlatar (najviši vrh Velika Krševa 1625 mnv) se

prostire između Bistrice na severu, Lima na zapadu, Uvca na istoku i Mileševke na jugozapadu. Na jugoistoku se Zlatar nadovezuje na Četanicu (1386 mnv), a zatim na planinu Jadovnik (vrh Katunić 1732 mnv). Jadovnik se prostire od reke Mileševke na severu, Lima na zapadu i jugozapadu, do planine Ozren i gornjeg toka Uvca na istoku i jugoistoku u dužini od oko 12 km. U ovom području se nalazi i kanjonska dolina reke Mileševke (Belij 2006; Đorđević 2018). Na severnim obroncima Jadovnika izvire reka Uvac. Raspon visina ove oblasti kreće se od oko 390 mnv do 2154 mnv (vrh Pogled na Mokroj Gori). Severnu granicu jugozapadne Srbije čini reka Uvac, Zlatarsko i Sjeničko jezero, reke Vapa, Ljudska reka i Raška.

U jugozapadnoj Srbiji krečnjaci su široko rasprostranjeni (Marković 1970; Đorđević 2018), te je krečnjak najdominantniji tip geološke podloge ove oblasti. Krečnjaci, dolomiti i karbonati su rasprostranjeni širom istraživanog područja, koje pripada Dinarskom planinskom sistemu. Dominantni elementi krečnjačkog reljefa su kraške površi i rečne doline (kanjoni i klisure), kao i površinski i podzemni kraški oblici (vrtače, pećine i jame) (Lazarević 2008; Đorđević 2018). Karakteristični geomorfološki oblici u Starovlaškoj-raškoj visiji su klisure, kanjonske doline i visoravni sa kojih se izdižu planinski venci, dok su u znatno manjoj meri zastupljene magmatske i metamorfne stene (Marković 1970; Đorđević 2018). Krečnjak je prisutan u kanjonskim dolinama i klisurama reka jugozapadne Srbije, poput Mileševke, Lima, Uvca, Ljutine, Sutjeske, u planinskim i visokoplaninskim područjima Zlatara, Četanice, Jadovnika, Giljeve, Kamene Gore, Jabuke, Pobijenika, Velikog Oštika, Ožlja i Mokre Gore (Prokletije) (Mirković *et al.* 1977; Mojsilović *et al.* 1978, 1983; Ćirić *et al.* 1978; Živaljević *et al.* 1983; Đorđević 2018). Od kraških oblika karakteristična su zatvorena kraška udubljenja, poput Koštan polja i Pešterskog polja, koje spada među najviša kraška udubljenja na Balkanskom poluostrvu.

U jugozapadnoj Srbiji posebno se ističe kraška oblast Pešterske visoravani, koja se u dužini od 25 km i širini od 20 km pruža u dinarskom pravcu. Peštersko polje ima trouglast oblik i nadmorsku visinu oko 1150 m, površinu od 63 km² nastalu isticanjem jezera koje je zaravnilo površinu (Marinković 1999). Opseg nadmorskih visina Pešterskog polja je mali i iznosi 1100–1250 mnv (Marković 1970; Đorđević 2018;). Pešter se na severu graniči sa Zlatarom, Javorom i Golijom, a na jugu sa planinom Hum (1467 m) (Rakonjac 2002; Đorđević 2018), a pripada mu i Giljeva planina (najviši vrh Jelenak – 1617 mnv) (Marković 1970; Đorđević 2018).

Klisura reke Uvac se pruža od juga ka severu i smeštena je između Javora (1519 mnv) i Zlatara (1625 mnv). Na reci Uvac izgrađene su tri brane i tako su formirana tri veštačka jezera: Sjeničko (Uvačko), Zlatarsko i Radojnjsko. Na mestu gde je reka Paleouvac izlazila iz jezera i usekla se u krečnjak nastala je klisura Molitva, čiji se upušteni meandri protežu u dužini od 8 km. Uvac se posle meandara otvara u usku dolinu Žvale, u dužini od 1500 m, na mestu gde se uliva pritoka Veljušnica. Najviša tačka je na Čemerniku (1326 mnv), a najniža je na nivou Radojnjskog jezera (810 mnv). Kada je formirana veštačka akumulacija (Sjeničko jezero), klisura je najvećim delom potopljena. Drugi deo klisure, sa levim pritokama Kladnicom i Vrševinom u dužini od 13 km, nastavlja se na dolinu Uvca. Na kraju se on otvara u prostranu Negbinsku kotlinu. Veljušnica u svom donjem toku pravi klisuru u dužini od 6 km (Marinković 1999).

Klisura reke Mileševke nalazi se 9,2 km jugozapadno od klisure Uvca, takođe u slivnom području Lima. Reka Mileševka izvire sa Pešterske površi i otvara se u dolinu Lima između planina Zlatar i Jadovnik, koji je njena najviša tačka (Katunić 1733 mnv), dok je najniža 850 mnv. Klisura Mileševke je dužine oko 12 km (Marinković 1999).

Na teritoriji opisanih područja nalaze se tri centralna mesta gnežđenja beloglavog supa, kao što je ranije spomenuto: u klisuri reke Trešnjice, u klisuri reke Uvac i klisuri reke Mileševke.

3.1.2 Klima i vegetacija

U zapadnoj Srbiji je zastupljena kontinentalna i umereno-kontinentalna klima (Ducić & Radovanović 2005; Đorđević 2018). Prodor i direktan uticaj mediteranske klime u dolini Drine sprečen je visokim Dinarskim planinama (Polunin 1987; Marinković 1999). Podrinjski i Starovlaški planinski masiv čine spoljni greben Dinarskih planina. U odnosu na istočne i centralne delove

Balkanskog poluostrva, klima je vlažnija. Gradijent vlažnosti je negativno korelisan sa porastom geografske dužine na Balkanskom poluostrvu, uslovljavajući povećanje kontinentalnosti klime od zapada prema istoku (Polunin 1987; Marinković 1999).

Kontinentalna klima je prisutna u severozapadnoj i severnim delovima zapadne Srbije. Južna granica ovog klimatskog tipa proteže se od Zapadne Morave do Drine (Ducić & Radovanović 2005; Đorđević 2018). Postoje dve podoblasti koje se razlikuju u okviru ovog klimatskog tipa i prvu čine ravničarski, severni predeli severozapadne Srbije do Loznice i Valjeva, dok druga obuhvata područje od Loznice i Valjevskih planina na severu, a na jugu se prostire do Tare, Užica i doline Zapadne Morave (Ducić & Radovanović 2005; Đorđević 2018). U ovom području temperatura vazduha se kreće u proseku od 7°C do 9,3°C; prosečne temperature vazduha na planinama tokom najtoplijeg meseca ne prelaze 18,4°C, a godišnje temperaturne amplitude su ispod 20°C (Rakićević 1980; Ducić & Radovanović 2005; Đorđević 2018). Na lokalitetima koja se nalaze ispod 1000 mnv, zabeleženo je preko 1000 mm padavina (Ducić & Radovanović 2005; Đorđević 2018).

U najvećem delu zapadne i jugozapadne Srbije, južno od Tare i doline Zapadne Morave, prisutna je prvenstveno umerenokontinentalna klima. Mnogobrojne rečne doline i kotline presecaju prisutne planinske lance, te je prisutno smenjivanje različitih tipova klimata. Osnovne odlike ovog klimatskog područja su: negativne prosečne decembarske temperature, srednje negativne mesečne temperature u februaru i proleća koja su hladnija od jeseni. Sa porastom nadmorske visine te razlike se povećavaju (Ducić & Radovanović 2005; Đorđević 2018). Zapadna Srbija je pod uticajem vlažne atlantske klime. Specifičan podtip humidne umerenokontinentalne klime (ilirska varijanta) je prisutan u ovom području. Njegova karakteristika je relativno velika količina padavina u toku godine (720–900 mm), kao i odsustvo perioda suše i polusuše (Stevanović & Stevanović 1995; Đorđević 2018). Kako ovim područjem dominiraju planine, može se govoriti i o planinskom tipu klime – podtipu humidne planinske klime alpskog tipa, sa sumom padavina između 1100 mm i 2000 mm godišnje (Stevanović & Stevanović 1995; Đorđević 2018). Srednje godišnje temperature kreću se od 0,5°C do 5°C, sa srednjim januarskim temperaturama od -6°C i -8°C i sa periodom od tri do šest meseci sa negativnim srednjim mesečnim temperaturama. Količina padavina u prolećno-letnjem periodu je znatno veća u odnosu na zimsko-prolećni period (Stevanović & Stevanović 1995; Đorđević 2018). U ovom području se posebno ističe podoblast Pešterske visoravni, gde su konstantovane najniže temperature vazduha u Srbiji (Ducić & Radovanović 2005; Đorđević 2018).

Iako ovo područje ima karakterističan opšti klimatski tip, usled raznovrsnosti reljefa, geološke podloge, ekspozicije terena, prisustva rečnih tokova i drugih vodenih površina, kao i različitog karaktera vegetacijskog pokrivača, izražena su mikroklimatska variranja. Spektar ekoloških uslova sinergističkim dejstvom različitih klimatskih faktora (temperature, svetlosti, vlage itd.) uslovljava tip staništa, biocenoza i raspored vrsta u okviru njih (Đorđević 2018).

Od vegetacije u zapadnoj Srbiji je prisutno nekoliko klimatogenih tipova. U najsevernijim delovima, u okolini Save i Kolubare prisutne su mezofilne nizijske plavne šume hrasta lužnjaka (*Quercion roboris*). U brdskim oblastima prisutne su termofilne sladunovo-cerove šume (*Quercion frainetto*) i šume hrasta kitnjaka i graba (*Carpinion betuli* i *Fraxino excelsioris-Acerion pseudoplatani*). U brdsko-planinskim oblastima nalaze se bukove šume (*Fagion sylvaticae*) i subalpijske bukove šume (*Fagenion illyricum subalpinum* i *Luzulo-Fagion sylvaticae*), dok se u pretežno planinskim područjima nalaze mezofilne listopadne bukove i grabove šume (*Fagion moesiaca* i *Quercio-Carpinion betuli*) (Stevanović *et al.* 1995; Kojić *et al.* 1998; Đorđević 2018). Bukovo-jelove šume se izdvajaju od mešovito lišćarsko-četinarskih šuma u visokoplaninskim područjima (Stevanović *et al.* 1995; Đorđević 2018). U visokoplaninskim područjima zapadne i jugozapadne Srbije zastupljene su četinarske šume (*Vaccinio-Piceion*) (Stevanović *et al.* 1995; Đorđević 2018). U četinarskim šumama izdvaja se nekoliko tipova: termofilne šume crnog bora (*Fraxino orni-Pinion nigrae*) u krečnjačkim kanjonima i klisurama, mešovite i čiste šume belog i crnog bora (*Erico-Fraxinion orni*) na ultramafitima, šume belog bora (*Seslerio rigidae-Pinion*) rasprostranjene uglavnom na karbonatima, čiste i mešovite šume Pančičeve omorike (*Erico carneae-Piceion omirika*). Na krečnjačkim planinskim visoravnima i platoima prisutne su četinarske šume belog bora i mešovite šume belog bora, smrče i jele (*Dicrano-Pinion sylvestris*), dok se na

krečnjacima i silikatima mogu naći čiste šume smrče, mešovite šume smrče i jele (*Piceion excelsae*) (Stevanović *et al.* 1995; Kojić *et al.* 1998; Đorđević 2018). U krečnjačkim kanjonima i klisurama zastupljene su pre svega termo-mezofilne šume crnog graba i crnog jasena (*Fraxino orni-Ostryion*), kao i kserofilne i ksero-mezofilne hrastove šume kontinentalnih oblasti (*Quercion confertae*, *Quercion pubescenti-petraeae* i *Quercion petraeo-cerridis*) (Stevanović *et al.* 1995; Kojić *et al.* 1998; Đorđević 2018). Zeljasti tipovi vegetacije u zapadnoj Srbiji su predstavljeni livadama, pašnjacima i kontinentalnim kamenjarima.

3.2 Recentna rasprostranjenost beloglavog supa u Srbiji

Na početku istraživanja, 1985. godine bile su aktivne samo dve kolonije – Trešnjica i Uvac. Tokom godina formirane su nove kolonije, od kojih su neke bile aktivne i u prošlosti. U periodu od 1985. do 2018. godine bilo je aktivno do pet kolonija. Kolonija Trešnjica i Soko Grad se nalaze u Podrinjskoj oblasti, dok se kolonije Uvac, Radoinja i Mileševka nalaze u jugozapadnoj Srbiji (Slika 11).



Slika 11. Recentne kolonije beloglavog supa u Srbiji (prilagođeno iz Hribšek *et al.* 2021).

Kolonija Trešnjica (44°08'38.0"N, 19°32'44"E) je smeštena na krečnjačkim liticama u klisuri reke Trešnjice, a sva gnezda se nalaze na nadmorskoj visini između 395 m i 850 m. Kolonija u klisuri reke Trešnjice je aktivna od kada postoje ornitološki podaci (Marinković 1999; Marinković *et al.* 2020). Reka Trešnjica svojim razuđenim reljefom menja mikroklimatske faktore u odnosu na okolna područja. Različitost podloge i ekspozicije uslovlili su raznovrsnost vegetacije i mozaičnost staništa u klisuri. Bukove šume se spuštaju do dna klisure u frigorifilnijim osojnim stranama, dok je na padinama sa južnom ekspozicijom zastupljena kserotermna vegetacija sa cerom (*Quercus cerris*), crnim grabom (*Ostrya carpinifolia*) i crnim borom (*Pinus nigra*). U samom dnu klisure mogu se naći orah (*Juglans regia*) i crni jasen (*Fraxinus ornus*) (Marinković 1999). Godišnja amplituda temperaturnih razlika je 22°C, dok je prosečna godišnja temperatura 9°C. Januar je najhladniji mesec (prosek -1°C), a najtopliji avgust (20°C).

Kolonija Soko Grad (44°17'07"N, 19°23'40"E) nalazi se na 20 km udaljenosti od kolonije Trešnjica. Kolonija je postojala do 70-ih godina XX veka, a ponovo je formirana 2013. godine, ali je nestala već sledeće godine. Gnezda su se nalazila na 500 m nadmorske visine.

Kolonije Uvac i Radoinja su smeštene u klisuri reke Uvac, dok se kolonija Mileševka nalazi u klisuri reke Mileševke. Klisure su smeštene između 43°19' i 43°31' N i 19°44' do 19°56' E dužine. Na nadmorskoj visini od 1000 m najhladniji mesec je januar sa prosečnom temperaturom od 3°C, a najtopliji avgust sa prosečnom temperaturom od 16°C. Srednja godišnja temperatura je 6°C, a raspon temperatura na godišnjem nivou prosečno iznosi 20°C. Količina padavina je ravnomerno raspoređena u hladnijem i toplijem periodu godine. Prosečna suma godišnjeg vodenog taloga je 800 mm. Mesec sa najmanjom količinom padavina je mart (50 mm), dok je jun mesec sa najvećom količinom padavina (100 mm). Snežni pokrivač debljine 10 cm zadržava se u proseku 60 dana. Prosečno trajanje sunčevog zračenja je 4,5 h po danu, a godišnji broj vedrih dana je 50 dana (Marinković 1999). Klima u klisuri reke Uvac je delimično ublažena usled prisustva dva jezera koje čuvaju velike zapremine vode. Najveći deo biljnih zajednica u dnu klisure, poput zone crnog jasena i oraha, je potopljen prilikom izgradnje brane i punjenja jezera. Takva očuvana prvobitna staništa se još uvek mogu naći u klisuri reke Mileševke. Na severno ekspaniranim stranama zastupljene su zajednice jele (*Abies alba*), omorike (*Picea omorika*), smrče (*Picea abies*), breze (*Betula pendula*), bukve (*Fagus sylvatica*) i leske (*Corylus colurna*), dok su na prisojnim stranama zastupljene kserotermne zajednice graba (*Carpinus betulus*), gloga (*Crataegus monogyna*), crnog bora (*Pinus nigra*) i hrasta (*Quercus* sp.).

Kolonija Uvac (43°25'07"N, 19°55'39"E) je raspoređena na dva veštačka jezera, Sjeničkom i Zlatarskom, koja su smeštena u klisuri reke Uvac. Kao i kolonije u klisuri reke Trešnjice, nije zabeležen prestanak njene aktivnosti od kada postoje podaci. Razdaljina između prvog i poslednjeg gnezda je 10,6 km. Gnezda beloglavog supa su smeštena na visini između 905 m i 1200 m nadmorske visine (Marinković 1999).

Kolonija Mileševka (43°20'58"N, 19°45'42"E) je bila aktivna do 70-ih godina XX veka, a ponovo je spontano naseljena 1995. godine. Smeštena je u klisuri reke Mileševke. Sam centar kolonije se nalazi na ušću Međanske reke u reku Mileševku. Sva gnezda se nalaze u području od 12 km klisure, na visini između 795 mnv i 1325 mnv. Od kolonije Uvac je na udaljenosti od 10 km (Marinković 1999).

Kolonija na Radoinjskom jezeru (43°31'20"N, 19°44'41"E) je smeštena u klisuri reke Uvac na trećem (poslednjem u nizu) veštačkom jezeru. Radoinjsko jezero je namanje jezero na Uvcu, široko 500 m i dužine 11 km (<https://www.zlatar.org.rs/priroda/jezera/radoinjsko-jezero>). Ova kolonija je udaljena 15 km od kolonije Uvac. Formirana 2010. godine, gnezda su smeštena u dužini od 9 km klisure na visini između 810 m i 860 mnv (Marinković *et al.* 2020).

3.3 Mikroklimatska preferencija beloglavog supa u kolonijama u Srbiji

Kolonije beloglavog supa u zapadnoj Srbiji su smeštene prvenstveno u klisurama, na mestima ušća dve reke, gde klisure grade karakteristične „Y” formacije (Marinković 1999). Supovi se u Srbiji gnezde isključivo na krečnjačkim stenama. Gnezda su smeštena na liticama, u policama, pukotinama,

pećinama i potkapinama. Najzastupljenija su gnezda u pećinama (46,4%), zatim u potkapinama (37,7%) i na terasama (15,9%). Prosečna visina litica gde se gnezda nalaze je 28 m (SD = 18 m), a najveća visina je 90 m. Prosečna nadmorska visina gnezda u Srbiji je 924 m (SD = 225m), samo manji broj gnezda zabeležen je ispod 500 m. Najniže gnezdo zabeleženo na nadmorskoj visini od 395 mnv u klisuri reke Trešnjice, dok je najviše zabeleženo u klisuri Mileševke na 1325 mnv (Marinković 1999).

Gnezda beloglavih supova u Srbiji su smeštena najviše na južnim ekspozicijama 34,8% (SWS, S, SES), zatim na zapadnim 24,6% (WSW, W, WNW) i istočnim (ESE, E, ENE) 23,1%, dok na severnim ekspozicijama gnezda gotovo odsustvuju. U koloniji Trešnjica dominantne su istočne ekspozicije, dok su u koloniji Mileševka dominantne južne. U koloniji Uvca zauzete su dominantno južne ekspozicije, ali gnezda su prisutna i na istočnim i zapadnim ekspozicijama (Marinković 1999).

3.4 Hranilišta

U Srbiji su do 2018. godine bila aktivna tri hranilišta za supove. Sva hranilišta se nalaze unutar samih kolonija i u neposrednoj su blizini gnezda. Prva dva su otvorena 1989. godine u kolonijama Uvac i Trešnjica (Marinković 1999). Treće je otvoreno 2009. godine u koloniji Mileševka. Količina hrane i regularnost snabdevanja hranom vremenom su se povećavali, da bi 2018. ta količina dostigla 350 t (Marinković 1999; Marinković *et al.* 2020). Hrana se sastoji uglavnom od uginulih goveda, konja i ovaca, manje količine svinja i ostataka i iznutrica sa lokalnih farmi i klanica. Tokom 2019. godine sa radom je otpočelo još jedno hranilište u okviru Specijalno rezervata prirode „Peštersko polje” (<https://www.zzps.rs/wp/specijalni-rezervat-prirode-pestersko-polje-primer-dobre-prakse-saradnje-zavoda-i-upravljaca-ju-turisticka-organizacija-sjenice/?script=lat>).

3.5 Materijal i tehnike uzorkovanja

3.5.1 Monitoring gnezdeće populacije

Brojnost populacije beloglavog supova u periodu gnežđenja (od januara do kraja jula) praćena je prebrojavanjem aktivnih gnezda. Broj gnezdećih parova beloglavih supova može se proceniti rano tokom sezone gnežđenja brojanjem aktivnih gnezda u svakoj koloniji (Piper 1994). Cenzus gnezdećih parova beloglavog supova u Srbiji se sprovodi od 1985. godine. Popis parova i gnezda radi se najmanje tri puta godišnje kako bi se dobio precizan broj parova i mladunaca (Marinković 1999). Svako gnezdo je zabeleženo, a podaci o aktivnosti se unose svake godine u bazu podataka. Usled mogućnosti promene mesta gnežđenja ili pojave novih gnezda, teren se svake godine dodatno pretražuje (Marinković 1999) (Slike 12 i 13). Posete se obavljaju u svakoj koloniji, na svakom lokalitetu gnežđenja na početku gnezdeće sezone, tokom perioda polaganja jaja, inkubacije i piljenja, te tokom perioda odgajanja mladunaca i pred poletanje (Marinković & Orlandić 1994; Marinković 1999; Marinković *et al.* 2020).

Monitoring se vrši svake godine u periodu januar–jul, uz najmanje tri posete svakoj litici sa gnezdima. Prva poseta je između 15. januara i 1. marta, kada se beleži broj parova na teritoriji (teritorijalni/detektovani parovi), kao i broj parova (gnezdeći parovi) koji su sneli jaje. Druga poseta je u periodu od 1. aprila do 15. maja, kada se beleži broj parova i broj izleglih mladunaca, broj parova koji su odustali od gnežđenja i eventualno prisustvo kasnih legala koja nisu ranije registrovana (López-López *et al.* 2004; Marinković 1999; Marinković *et al.* 2020). Treća poseta je tokom juna i jula meseca, kada je fokus na registrovanju ukupnog broja poletelih mladunaca (Demerdzhiev *et al.* 2014; Marinković *et al.* 2020).

Sva osmatranja su vršena sa udaljenosti od 50-600 m od litica sa gnezdima, pomoću dvogleda 10x50 i teleskopa 30x70 uvećanja. S obzirom na to da se sva gnezda nalaze u kolonijama koje su locirane u klisurama i kanjonima, gnezda se posmatraju sa vrha stene nasuprot litice sa gnezdima ili se posmatraju sa čamca (kolonije Uvac i Radoinja). Na taj način svako gnezdo se može videti jasno, a neuspešno gnežđenje se sa sigurnošću može utvrditi (Xirouchakis 2010).

Za potrebe ove disertacije, prihvatili smo sledeće definicije pojmova koji se odnose na demografiju populacije:

- Teritorijalnim/detektovanim parom (uključuje sve parove i one koji jesu i one koji nisu položili jaja) – smatra se par gde su obe ptice vezane za određenu nišu/izbočinu litice pogodnu za gnežđenje, gde je došlo do kopulacije ili izgradnje gnezda (Demerdzhiev *et al.* 2014).
- Gnezdeći par je par kod kog je potvrđena inkubacija, gde se ptice smenjuju na gnezdu ili je primećeno neko tipično ponašanje para (Donázar & Fernandez 1990; Blanco & Martinez 1996; Olea *et al.* 1999; López-López *et al.* 2004).
- Reproductivni uspeh (produktivnost) – predstavlja broj mladunaca koji dostignu starost sa kojom se gnežđenje smatra uspešnim (110 dana), prikazan prema ukupnom broju zabeleženih parova koji su započeli sa gnežđenjem bez razlike da li je par inkubirao ili ne (obuhvata ukupan broj parova, gnezdećih i teritorijalnih) tokom jedne reproductivne sezone (Del Moral & Marti 2001; López-López *et al.* 2004). Dakle, produktivnost populacije je definisana kao broj odgojenih mladunaca po broju parova na teritoriji (Cheylan 1981; Xirouchakis 2010).
- Uspešnost gnežđenja – predstavlja broj mladunaca (starosti 110 dana) prikazan po gnezdećem paru tokom jedne reproductivne sezone za sve parove koji su počeli sa inkubacijom (Del Moral & Marti 2001; López-López *et al.* 2004).



Slika 12. Čelina litica na Pavlovića brodu u koloniji Uvac, primer jedne od litica sa obeleženim gnezdima (Foto: Saša Marinković).



Slika 13. Mladunac sa roditeljem na gnezdu na steni Dovratnik, kolonija Uvac (Foto: Saša Marinković).

3.5.2 Analiza podataka i statistički postupci

Populacioni trendovi, kao i parametri gnežđenja tokom čitavog vremenskog perioda obuhvaćenog ovim istraživanjem, ili tokom određenih intervala, analizirani su linearnom ili nelinearnom regresijom (jednačina drugog reda) ovih parametara kao zavisnih promenljivih u odnosu na vreme (godine) kao nezavisnu promenljivu. Kvalitet fita, tj. da li prava, odnosno kriva sistematski odstupa od datih podataka, ispitivan je Vald–Volfovicevim testom koraka (eng. *runs test*). Odstupanje nagiba krive (tj. prave) linearne regresije od nule ispitano je F-testom. Razlike u nagibima različitih krivih (tj. pravih) linearne regresije su takođe ispitivane pomoću F-testa. Pošto je primenom Šapiro-Vilkovog testa pokazano da raspodela produktivnosti u koloniji Radoinja značajno odstupa od normalne raspodele, razlike u produktivnosti između kolonija ispitivane su poređenjem medijana primenom neparametarskog Kraškal-Volisovog testa i Danovog post-hok testa. Odnos između veličine populacije (broja otkrivenih parova) i gnezdećih parametara (produktivnosti i uspeha gnežđenja) je analizirana primenom Spirmanovog koeficijenta korelacije i linearne regresije gnezdećih parametara kao zavisne promenljive u odnosu na broj otkrivenih parova kao nezavisne promenljive. Pošto je primenom Šapiro-Vilkovog testa pokazano da raspodele svih populacionih i gnezdećih parametara, osim uspešnosti gnežđenja, značajno odstupaju od normalne, za ispitivanje korelacija između količine hrane sa jedne strane i populacionih i gnezdećih parametara sa druge, koristili smo neparametarski Spirmanov koeficijent korelacije. Odnos između količine dopunske hrane i populacionih i gnezdećih parametara dalje je analiziran nelinearnom regresijom (jednačina trećeg reda) populacionih i gnezdećih parametara kao zavisnih promenljivih u odnosu na količinu hrane kao nezavisnu promenljivu. Sve vrednosti (ako nije naznačeno drugačije) su prikazane kao aritmetička sredina \pm standardna devijacija, SD. U svim statističkim testovima korišćen je nivo značajnosti $p < 0,05$. Za sve navedene statističke analize je korišćen program GraphPad Prism 7 (GraphPad Software Inc).

3.5.3 Obeležavanje beloglavih supova

Obeležavanje (markiranje) beloglavih supova je vršeno metalnim prstenovima Centra za markiranje životinja, Prirodnjačkog muzeja u Beogradu. Već je napomenuto da su prvi beloglavi supovi u Srbiji prstenovani 1986. godine metalnim prstenovima Zavoda za ornitologiju, Zagreb. Krilne markice i alfanumerički kolor plastični prstenovi (PVC prstenovi) počinju da se koriste kasnije, markice od 1989. godine, a plastični prstenovi od 2009. godine (Marinković 2018). Krilne markice se redovno koriste od 2004. godine. Boja markice i strana krila menjaju se svake godine kako bi se mogle pratiti jedinke i kada spadnu kodovi sa markica (Marinković & Karadžić 2008) (Slika 14). Markica se može videti iz velike udaljenosti. Jedinka je time prepoznatljiva (ni jedna druga ptica u regiji ne markira se takvim markerom, nema zabune za vrstu i tačnost) (Marinković & Karadžić 2008). Vlasnik dozvole za prstenovanje, hvatanje i rukovanje zaštićenim vrstama ptica i njihovo obeležavanje (prstenovima, krilnim markicama ili uređajem poput GPS predajnika) svake godine dobija novu dozvolu od nadležnih ministarstava Republike Srbije. Sveukupni nalazi markiranih ptica u Srbiji tokom perioda 2004–2018. su korišćeni za pregled sezonske dinamike različitih starosnih kategorija u Srbiji.

Uobičajno, mladi supovi se markiraju na gnezdu u kome su se ispileli. Vreme pogodno za markiranje mladih beloglavih supova je u periodu između 75. i 85. dana života, kad oni dostižu potrebnu veličinu i razvijenost pera koja osigurava zadržavanje markera (Sušić 1994, 2000). Neki su bili obeleženi ranije, uzrasta 65–75 dana, a retko mlađi od 65 dana. U tim uzrastima stavljeni su samo prstenovi, jer krila još nisu bila dovoljno razvijena da bi se mogla pričvrstiti markica. Markiranje mladunaca se vrši u koloniji Uvac, a od 2015. godine markiraju se i mladunci iz kolonije Radoinja. Manji broj ptica je obeležen tokom rehabilitacije u centru na Uvcu ili nakon što su uhvaćene zamkom (Slika 14).



Slika 14. Markirana ptica Lala: krilna markica i prstenovi (fotografija: Saša Marinković).

3.5.4 Videomonitoring

Hranilište na Uvcu (Manastirine) mesto je okupljanja najvećeg dela populacije beloglavih supova u Srbiji. Prva postavljena kamera bila je u funkciji do 2010. godine. Druga kamera je postavljena krajem 2016. godine i još uvek je u funkciji. Povremeni periodi nefunkcionisanja kamere su bili prisutni. Kamere su postavljene na stubove, na visini od oko 3 m (Slika 15). Vidno polje prve postavljene kamere pokrivalo je 80% površine hranilišta. Nova kamera (postavljena krajem 2016. godine) ima mogućnost pomeranja i zumiranja. Kamere kreiraju video zapis u boji. Prva se aktivirala preko senzora koji registruje pokret, dok druga radi bez prekida. Poseduju litijum-jonske baterije sa solarnim punjenjem. Kamere su povezane sa računarom. Prva kamera (postavljena je 2009. godine) je snimljeni materijal skladištila na hard disku, dok druga ima opciju „*live streaming*”. Uz to, ova kamera poseduje i mogućnost čuvanja fotografija i video zapisa, što omogućava arhiviranje podataka i proveru.

Radi boljeg i sveobuhvatnijeg monitoringa videonadzorom ove zaštićene vrste pratila se dnevna i sezonska dinamika markiranih ptica na hranilištu. Ovim metodološkim pristupom prikupljeni su podaci o prisustvu markiranih ptica, kako ptica sa našim prstenovima i markicama, tako i ptica sa stranim oznakama.

Pri određivanju uzrasnih klasa prema boji i položaju markice i prstenova kod markiranih ptica, utvrđuje se tačna godina markiranja, a samim tim i precizna starosna kategorija svake registrovane (snimljene) ptice. Aktivno se beleže nalazi ptica sa stranim markicama i prstenovima.



Slika 15. Izgled kamere na hranilištu Manistirine, SRP „Uvac”(Foto: Irena Hribšek).

3.5.5 Satelitska telemetrija

Jedinka beloglavog supa iz kolonije Uvac uhvaćena u oktobru 2011. godine, opremljena je Argusovim 65 g solarnim GPS/PTT odašiljačem kompanije North-Star (King George, Virginia, USA). Ptica je prethodno markirana na gnezdju kao mladunac u koloniji Uvac juna 2009. godine. Tom prilikom su uzeti morfometrijski podaci i uzorci pera, a ptica je obeležena metalnim i plastičnim (PVC) kolor prstenom. Stavljena joj je krilna markica, siva sa crnom oznakom „K”. Ptica je nazvana Konstantin. U kavez/klopku na Uvcu, ovaj sup je ušao u oktobru 2011. godine, u tom trenutku ptica je bila u trećoj kalendarskoj godini (3. cy). Tada joj je postavljen satelitski odašiljač (Slike 16 i 17).

Odašiljač je postavljen pomoću teflonskih traka na leđa ptice. Masa opreme je manja od 3% telesne mase ptice (8,6 kg) i odgovara preporukama za postavljanje odašiljača (Kenward 2001; García-Ripollés *et al.* 2011). PTT uređaji (eng. *Platform Transmitter Terminal* – PTT), sa solarnim napajanjem i tehnologijom GPS pružaju precizne podatke u opsegu od nekoliko desetina metara. (Meyburg *et al.* 2006; Meyburg & Fuller 2007; Meyburg & Meyburg 2008). Ovi PTT predajnici sadrže podatke i o brzini, pravcu i nadmorskoj visini leta, što omogućava detaljnu analizu ponašanja ptica (Meyburg *et al.* 2006; Meyburg & Fuller 2007).

Preduzete su sve mere predostrožnosti sa posebnom pažnjom da bi se smanjila nelagodnost i stres za pticu, uključujući i svođenje vremena rukovanja na minimum. Dozvola za opremanje lešinara satelitskim predajnikom, obeležavanje i uzimanje DNK uzoraka obezbedilo je Ministarstvo zaštite životne sredine i prostornog planiranja Republike Srbije (2009-2011).

Argos/GPS predajnici sadrže GPS prijemnik koji beleži lokacije u unapred podešenim intervalima. Ovi podaci su zatim prosleđeni centrima za obradu Argos podataka (Cadahia *et al.* 2007).



Slika 16. Postavljanje satelitskog odašiljača 2011. godine (fotografija: Saša Marinković).



Slika 17. Sup Konstantin sa postavljenim satelitskim odašiljačem, trenutak pred puštanje (fotografija: Irena Hribšek).

U analizi kretanja korišćeni su samo GPS podaci, koji su podešeni za dobijanje pet (fiksacija) tačaka lokacija dnevno, na otprilike svaka dva sata u vremenskom intervalu od 09:00–17:00 h. Uređaj je aktivno prikupljao samo dnevne podatke tokom trogodišnjeg perioda od 2011. (20. oktobra 2011. godine je postavljen odašiljač na pticu) do jula 2014. godine. Svi podaci su grupisani na osnovu godina, meseci i sezona i kao takvi su i analizirani. Sezone su podešene prema godišnjim dobima i definisane su kao „Proleće” (20. marta – 20. juna), „Leto” (21. juna – 22. septembra), „Jesen” (23. septembra – 20. decembra) i „Zima” (21. decembra – 19. marta).

Izračunata je površina područja pretrage – PP (eng. *foraging range*) pomoću metode minimalnog konveksnog poligona (eng. *Minimum Convex Polygon* – MCP), koje je obuhvatilo sve dobijene lokacije za određenu sezonu/godinu. Budući da na veličinu MCP može u velikoj meri da utiče i samo jedna odvojena fiksacija, za određivanje površina korišćenih područja korišćena je metoda procena gustine kernela (KD) (eng. *Kernel density estimator* – KD), neparametarski način za procenu funkcije gustine verovatnoće slučajne promenljive (Fieberg 2007). Na osnovu toga izračunate su sledeće površine: areal aktivnosti – AA (eng. *home range* – 95%), centralno područje kretanja – CP (eng. *core area* – 75%) i osnovno područje kretanja – OP (eng. *basic area* – 50%) (Worton 1989; Kenward 2001; Fieberg 2007; Peshev *et al.* 2018).

Svi parametri izračunati su za svaku godinu istraživanja, sezonu unutar svake godine i za sveukupne podatke tokom godina istraživanja. Pored toga, godišnji ciklus podeljen je na negnezdeću sezonu (NGS) (avgust–januar) i sezonu gnežđenja (GS) (februar–jul). Sve analize su izvršene pomoću softvera Geospatial Modeling Environment (v 0.7.3.0) (Beyer 2012) uz upotrebu ArcGIS 10.2.2 (ESRI: ArcGIS 2014) i R paketa „ks” v.1.11.7 (Duong *et al.* 2020) i grafički predstavljene upotrebom QGIS (v3.4.12) (Beyer 2012). Podaci o upotrebi zemljišta (pokrivenost pašnjaka) dobijeni su iz

Kopernicus rasterske baze podataka (rezolucija 100 m) (Copernicus Land Monitoring Service 2015). Wilcoxon-ov test (eng. *Wilcoxon signed-rank test*) je korišćen za analizu razlika u područjima pretraživanja i arealima aktivnosti između 2012. i 2013. godine (upoređeni po sezonama), s obzirom na to da su to bile dve godine sa obuhvaćenim svim sezonama. Razdaljine dnevnih kretanja izračunate su kao ukupne udaljenosti između fiksacija tokom jednog dana. Razlike medijana dnevnih rastojanja između godina, (upoređene su prema procenama tokom sezona ili areala aktivnosti, samo za 2012. i 2013. godinu) analizirane su Vilkoksonovim testom.

U ovoj studiji su uzete u obzir dve starosne klase: imaturni (≤ 5 kalendarskih godina) i adultni (≥ 6 kalendarskih godina) (Monsarrat *et al.* 2013). Analize su izvršene u R kompjuterskom softveru (v3.6.3) (R Development Core Team 2014).

3.6 Analiza pola beloglavog supa molekularnom metodom

Prikupljeni su uzorci krvi od 127 jedinki beloglavog supa u periodu 2012–2018. godine. Među uzorcima su bila četiri uzorka uzeta 2013. godine, poreklom od ptica koje su prethodno obeležene 2011. godine (jedna ptica) i 2009. godine. Najveći broj uzoraka je uzet od mladunaca na gnezdu, u kolonijama Uvac i Radoinja.

Uzorci su čuvani u Queens puferu za lizu tokom dužeg vremena (2012–2018) (0.1 M Tris-HCl, 0.01 M NaCl, 0.01 M EDTA, 1% lauroilsarkozin/lauroil sarkozinat, pH 8,0), 50 μ l u 1 ml pufera, na -20° C. U uzorke sa Queens puferom dodat je Tris-HCL (20 mM, pH 8,0) sa proteinazom K (62,5 U u 0,5 mL). Uzorci su najmanje tri sata inkubirani na 65° C u vodenom kupatilu (Seutin *et al.* 1991). Izolacija DNK je izvršena tečno-tečnom, fenol-hloroform-izoamil alkohol ekstrakcijom u razmeri 25:24:1 (Seutin *et al.* 1991). DNK je istaložena 100% etanolom, a zatim je isprana 96% etanolom. Talog DNK je rastvoren u 20 μ l TE pufera (0,01 M Tris, 1 mM Na-EDTA, pH 8,0) (Seutin *et al.* 1991). Koncentracija DNK određena je spektrofotometrijski (Biophotometer, Eppendorf) snimanjem apsorbance na 260 nm i preračunavanjem po formuli $A_{260} \times \text{razblaženje} \times 50 = \mu\text{g DNK/mL}$.

Smeša za PCR reakciju je sadržala sledeće koncentracije reakcionih komponenti: PCR pufer (10 mM Tris-HCl, pH 8,4; 50 mM KCl), 0,2 mM dNTP miksa, 1 U Taq DNK polimeraze i 100 ng uzorka DNK, 10 mM MgCl₂, 0,5 μ M svakog prajmera (Tabela 4).

Tabela 4. Korišćeni prajmeri u studiji analize pola beloglavog supa.

| | | |
|--------------------|---|-------------------------------|
| P2/P8 | 5'-TCTGCATCGCTAAATCCTTT-3'/ 5'CTCCCAAGGATGAGRAAYTG-3' | Griffiths <i>et al.</i> 1998. |
| 2550F/2718R | 5'-GTTACTGATTCGTCTACGAGA-3'/5'- ATTGAAATGATCCAGTGCTTG-3' | Fridolfsson & Ellegren 1999 |
| 1237L/1272H | 5'-GAGAAACTGTGCAAAACAG-3'/5'- TCCAGAATATCTTCTGCTCC-3' | Kahn <i>et al.</i> 1998 |

PCR je izveden korišćenjem sledećeg programa: jedan ciklus početne denaturacije na 94° C tokom 3 minuta, praćena sa 40 ciklusa od 30 s na 94° C, 60 s na 50° C i 120 s na 72° C i finalnom elongacijom od 7 minuta na 72° C. Umnoženi fragmenti DNK su razdvajani na 3% agaroznom gelu sa standardnim Tris-borat-EDTA puferom (100 mM Tris, 100 mM borna kiselina, 2 mM EDTA, pH 8,0). Kod 12 uzoraka isprobali smo sva tri seta prajmera: P2/P8 (Griffiths *et al.* 1998), 2550F/2718R (Fridolfsson & Ellegren 1999) i 1237L/1272H (Kahn *et al.* 1998).

4 REZULTATI

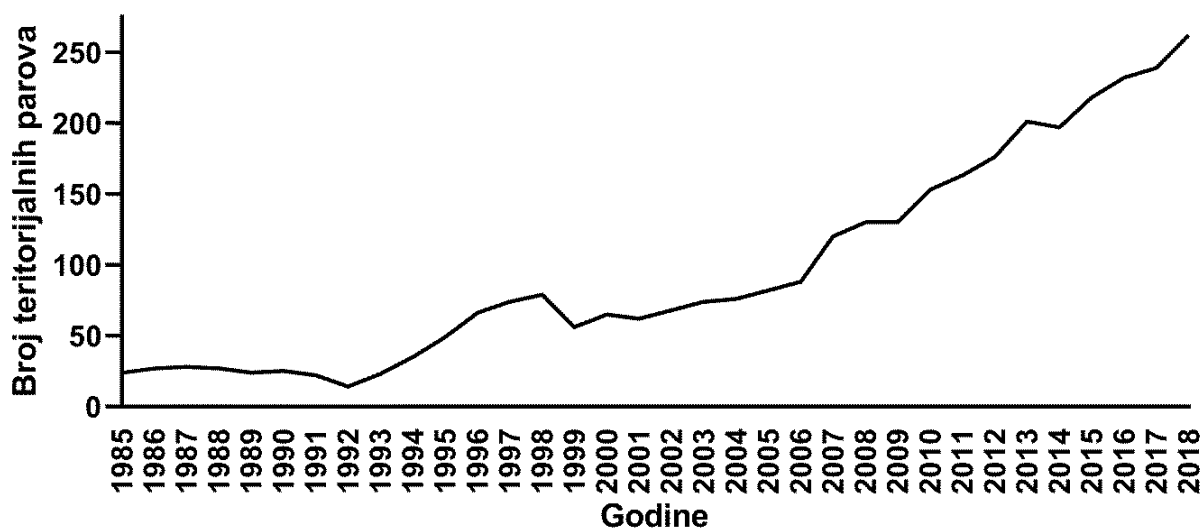
4.1 Populaciona dinamika

4.1.1 Populacioni razvoj

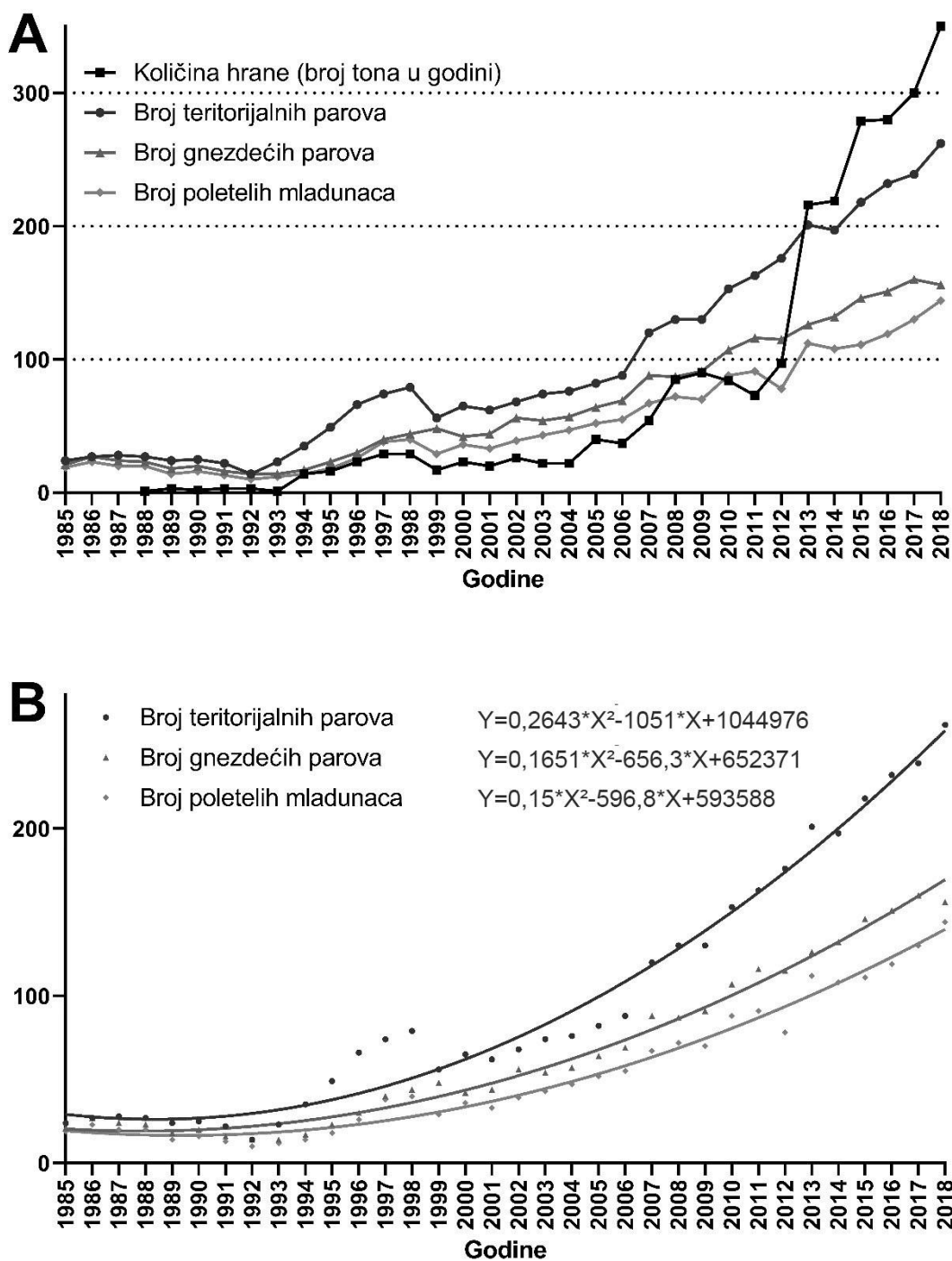
U analizama su prepoznate četiri faze razvoja populacije beloglavog supa u Srbiji tokom perioda 1985–2018. Na početku istraživanja, 1985. godine u Srbiji su zabeležena 24 teritorijalna para. Između 1985. i 1992. godine, populacija je bila u stagnaciji, a zatim je 1992. godine usledio značajan pad, kada je populacija dostigla minimum od samo 14 teritorijalnih parova. Nakon te godine, u periodu od 1993. do 1999. godine dolazi do značajnog porasta broja teritorijalnih i gnezdećih parova. Kratkotrajna i neznatna pad broja teritorijalnih parova usledio je 1999. godine. Od 2000. do 2006. godine zabeležen je umereni porast broja teritorijalnih parova, a od 2007. do 2018. godine usledio je snažan porast broja teritorijalnih parova sa periodičnim fluktuacijama, dostižući maksimalnih 262 teritorijalna para u 2018. godini (Slika 18).

Broj gnezdećih parova i poletelih mladunaca povećan je sa 21 para i 19 mladunaca u 1985. godini na 156 parova i 144 mladunaca u 2018. godini (Slika 19A). Ukupno 1807 mladunaca je evidentirano u periodu od 1985 do 2018. godine.

Nelinearna regresija (jednačina drugog reda) pokazala se kao najprikladniji način za opisivanje dinamike svih ispitivanih parametara populacije (Slika 19B). Vrednosti R^2 bile su 0,9766, 0,9860 i 0,9778 za broj teritorijalnih parova, broj gnezdećih parova, broj poletelih mladunaca, a test koraka nije ukazao na značajno odstupanje od modela ($p = 0,1122$; $p = 0,3028$; $p = 0,1432$). Nakon početne stagnacije ili neznatnog pada, svi istraživani parametri populacije bili su u porastu, a stopa rasta tokom godina se povećavala. Broj teritorijalnih parova imao je brži rast, dok se broj mladunaca sporije povećao.



Slika 18. Broj teritorijalnih parova beloglavih supova u periodu 1985–2018. godine.



Slika 19. Količina dopunske hrane i populacioni razvoj u periodu 1985–2018. godine: A – Količina dopunske hrane, broj teritorijalnih parova, broj gnezdećih parova, poleteli mladunci; B – Nelinearna regresija (polinom drugog reda) za broj teritorijalnih parova ($Y=0,2643*X^2-1051*X+1044976$, $R^2=0,9766$), gnezdećih parova ($Y=0,1651*X^2-656,3*X+652371$, $R^2=0,9860$) i poletelih mladunaca ($Y=0,15*X^2-596,8*X+593588$, $R^2=0,9778$).

4.1.2 Populacioni parametri u pojedinačnim kolonijama

U koloniji Uvac 1985. godine je zabeleženo 17 teritorijalnih parova i 12 poletelih mladunaca (Slike 20A, 20B i 21A). Populacija se nije značajno menjala i bila je stabilna u periodu između 1985. i 1991. godine, da bi usledio nagli pad 1992. godine, kada je populacija pala na samo 9 teritorijalnih

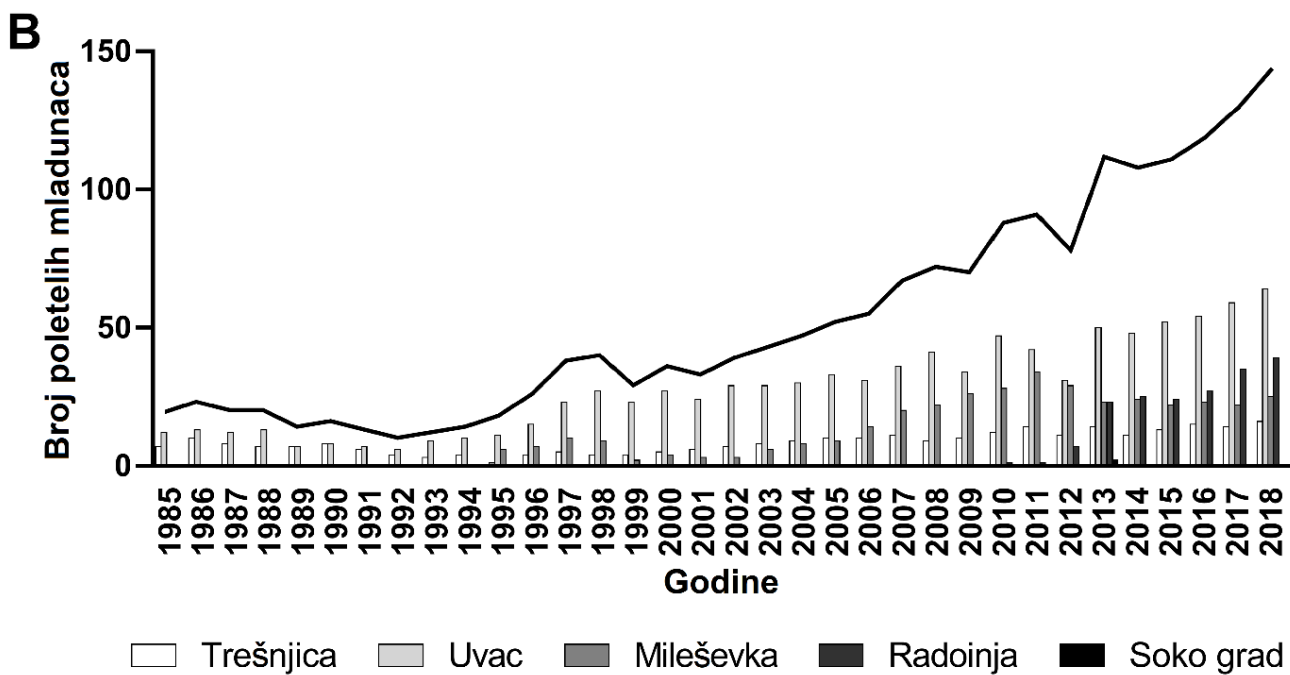
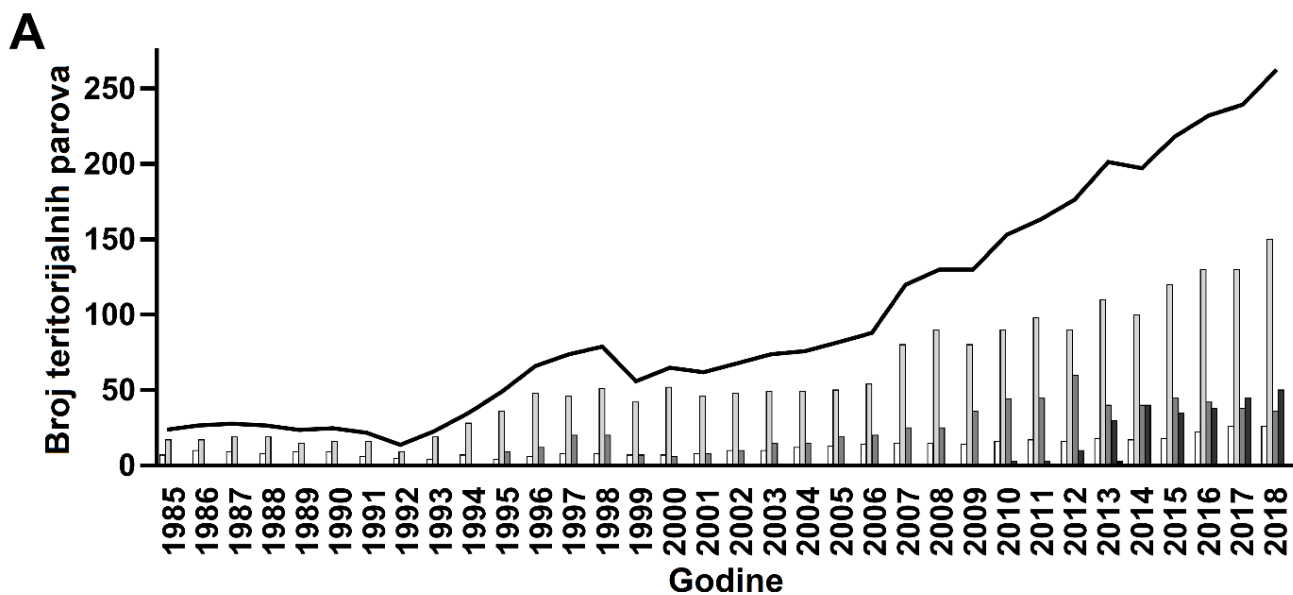
parova. Međutim, već od 1993. godine došlo je skoka i porasta na 19 teritorijalnih parova i taj trend se nastavio sve do 1998. godine. Nakon prolaznog pada 1999. godine, do 2006. godine broj teritorijalnih parova je stagnirao. Od 2006. godine, započinje izrazit i konstantan broj teritorijalnih parova, dostižući najviše 150 teritorijalnih parova u 2018. godini. Broj mladunaca u koloniji Uvac je bio mali i opadao je od 1989. godine, dostigavši najmanji broj 1992. godine, kada je zabeleženo samo šest mladunaca. Od 1992. broj mladunaca je u stalnom porastu, osim iznenadnog i naglog pada u 2012. godini. Maksimalni broj od 64 mladunaca dostignut je u 2018. godini (Slike 20B i 21A).

U koloniji Trešnjica, tokom 1985. godine zabeleženo je sedam teritorijalnih, a ujedno i sedam gnezdećih parova i sedam izletelih mladunaca. Populacija je minimum zabeležila u 1995. godini, kada je zabeleženo svega četiri teritorijalna para i samo jedan mladunac. Populacija se oporavila do 2002. godine i od tada se beleži stalni porast. Tokom 2018. godine je zabeleženo 26 teritorijalnih parova i 16 mladunaca u ovoj koloniji (Slike 20A, 20B i 21B).

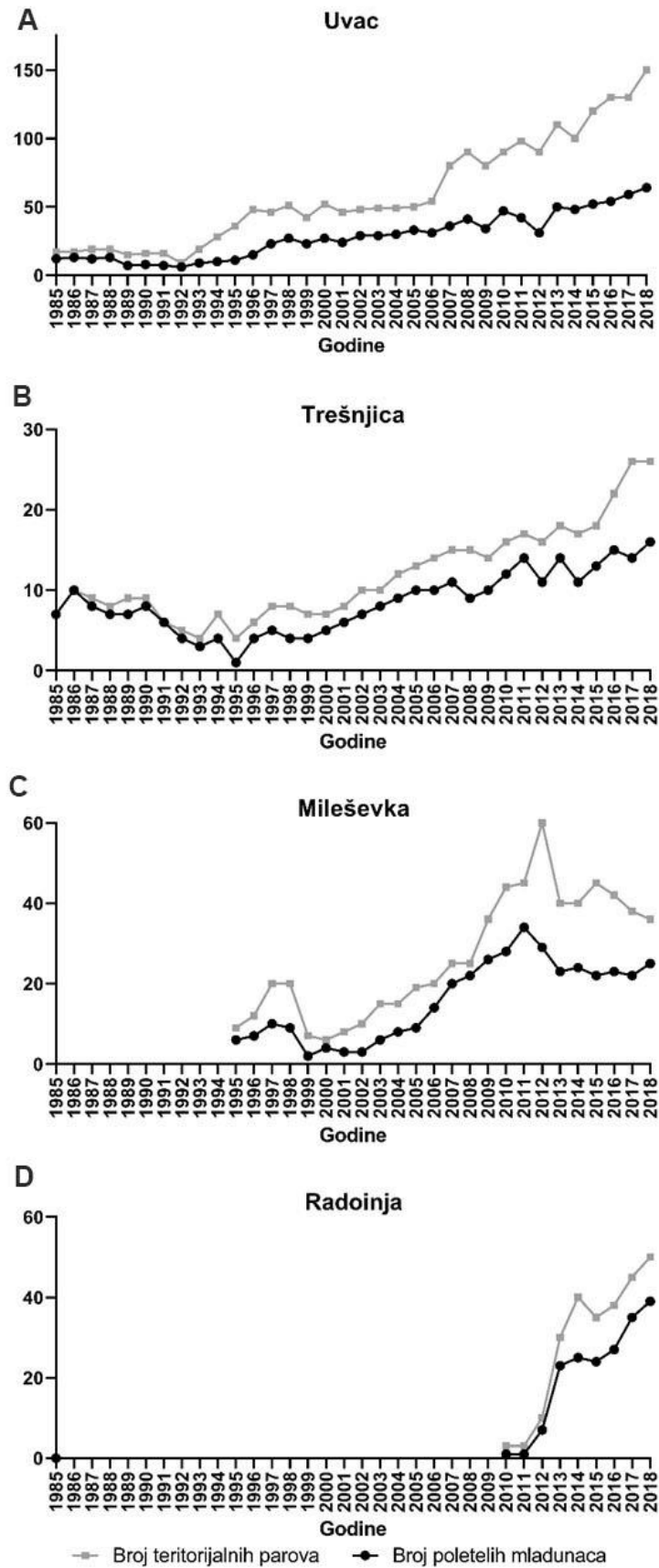
Kolonija Mileševka ponovo je formirana 1995. godine, sa zabeleženih devet teritorijalnih parova i šest mladunaca (Slike 20A, 20B i 21C). Tokom naredne dve godine, broj teritorijalnih parova povećao se na 20, dok se broj mladunaca povećao na 10. Do naglog pada je došlo u 1999. godini, kada je zabeleženo sedam teritorijalnih parova i samo dva mladunca. Do 2012. godine broj teritorijalnih parova je porastao, dosegnuvši maksimalnih 60, nakon čega je usledio još jedan oštar pad na 40 teritorijalnih parova u 2013. godini. U 2018. godini zabeleženo je 36 teritorijalnih parova. Broj mladunaca je od 1995. godine rastao i najviše ih je zabeleženo je u 2011. godini, kada je u gnezdima registrovano 34 mladunca. U 2012. godini registrovan je najveći broj teritorijalnih parova, međutim, te godine je došlo do pada broja mladunaca u gnezdima. U 2018. godini broj mladunaca bio je 25 (Slike 20A, 20B i 21C).

Kolonija Radoinja osnovana je 2010. godine sa tri gnezda (Slike 20A, 20B i 21D). Između 2010. i 2013. godine populacija teritorijalnih parova povećala se sa tri na 40 parova. Nakon stabilnog perioda između 2013–2016. godine, kolonija je ponovo počela da raste i 2018. godine taj broj se popeo na 50 teritorijalnih parova. Povećanje broja mladunaca imalo je sličan trend, od tri izletela mladunca u 2010. godini do 39 zabeleženih mladunaca u 2018. godini (Slike 20A, 20B i 21D).

Kolonija Soko Grad je ponovo osnovana 2013. godine, sa tri teritorijalna para i dva zabeležena mladunca. Nažalost, već sledeće godine kolonija je na ovom lokalitetu nestala (Slike 20A, 20B).



Slika 20. Populacioni i gnezdeći parametri: A – broj teritorijalnih parova u svakoj koloniji i ukupan broj teritorijalnih parova u periodu 1985–2018; B – broj mladunaca u svakoj koloniji i ukupan broj mladunaca u periodu 1985–2018. godine.

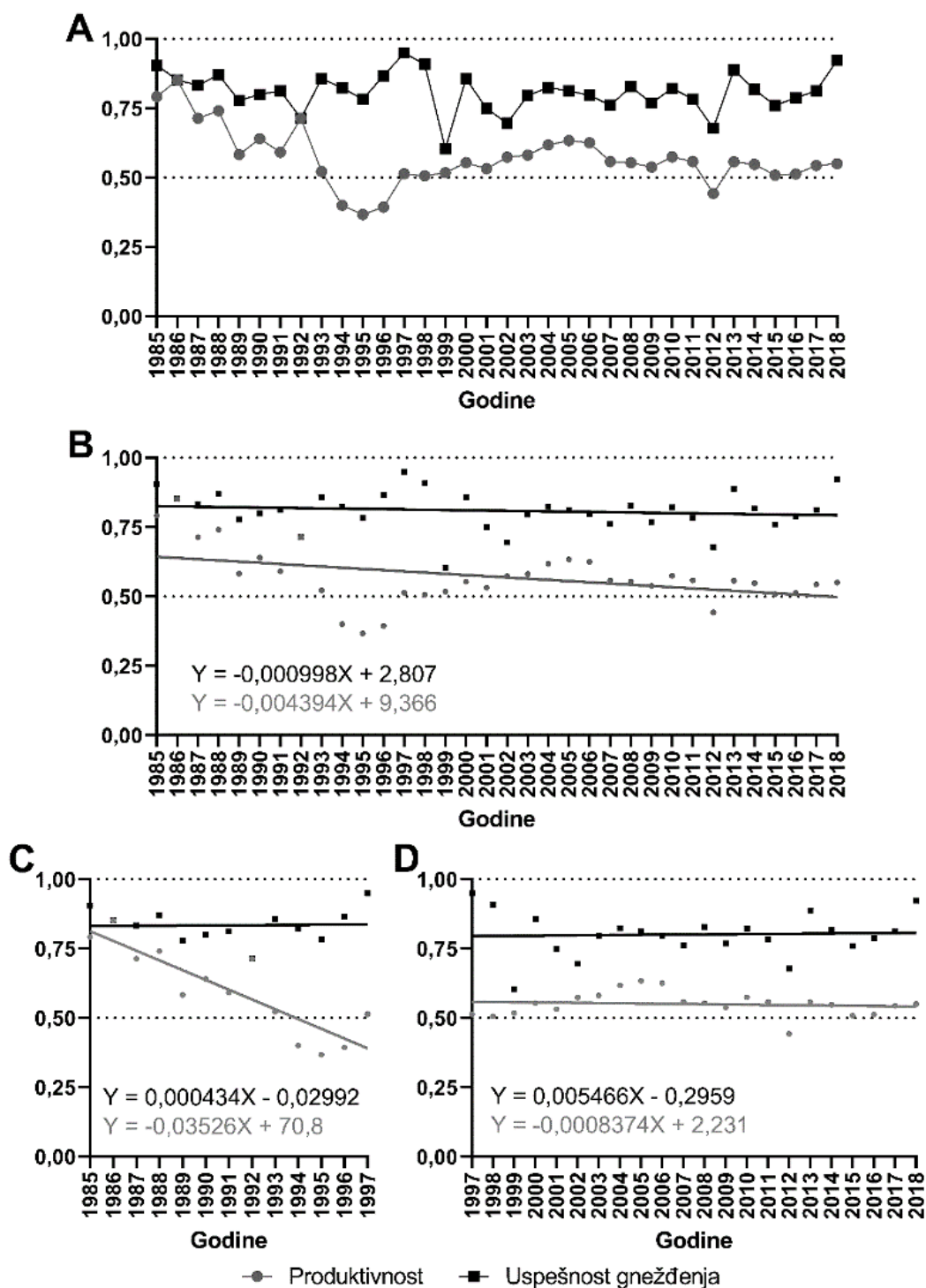


Slika 21. Broj teritorijalnih parova i poletelih mladunaca u periodu od 1985–2018. godine: A – Uvac; B – Trešnjica; C – Mileševka; D – Radoinja.

4.1.3 Uspešnost gnežđenja i produktivnost

Uspeh gnežđenja i produktivnost (reproduktivna uspešnost) bili su veoma visoki tokom čitavog perioda ispitivanja. Prosečni uspeh gnežđenja iznosio je $0,81 \pm 0,07$ (srednja vrednost \pm SD), varirajući od 0,60 do 0,95, sa dva prolazna pada u 1999. i 2012. godini. Prosečna produktivnost bila je $0,57 \pm 0,10$, u rasponu od 0,37 do 0,85. Nakon pada, tokom prvih dvanaest godina produktivnost počinje da raste, postaje stabilna i veća od 0,50, osim jednog prolaznog pada u 2012. godini (Slika 22A).

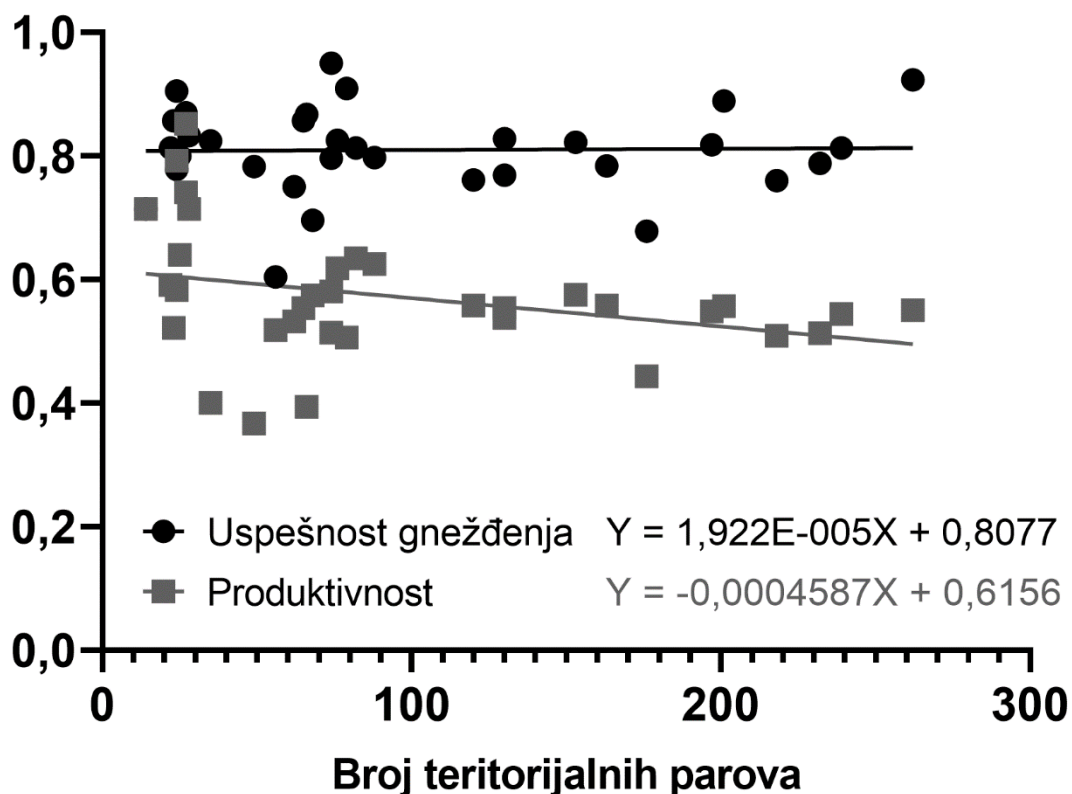
Linearna regresija gnezdećih parametara u odnosu na vreme kao nezavisnu promenljivu, tokom čitavog perioda istraživanja 1985–2018. godine, pokazala je da je uspeh gnežđenja imao neutralan trend ($F = 0,6343$, $p = 0,4317$; $R^2 = 0,0194$; test koraka $p = 0,4369$). Sa druge strane, produktivnost je imala značajan negativan trend, ali i značajno sistematsko odstupanje podataka od prave linearne regresije ($F = 6,9050$, $p < 0,05$; $R^2 = 0,1775$; test koraka $p = 0,0763$) (Slika 22B). Kada je vremenski period podeljen na dva od 1985 do 1997. godine (Slika 22C) i od 1997 do 2018. godine (Slika 22D), regresiona analiza pokazala je da je produktivnost imala značajan negativan trend samo tokom ranih godina (početnih godina istraživanja) ($F = 34,51$, $p < 0,001$; $R^2 = 0,7583$; test koraka $p = 0,9837$; odnosno $F = 0,3241$, $p < 0,5757$; $R^2 = 0,0160$; test koraka $p = 0,0789$) (Slike 22C i 22D).



Slika 22. Uspešnost gnežđenja i produktivnost: A – ukupan uspeh gnežđenja i produktivnost beloglavog supa u Srbiji; B – linearna regresija za ukupan uspeh gnežđenja ($Y = -0,0009977 \cdot X + 2,807$, $R^2 = 0,01944$) i produktivnost ($Y = -0,004394 \cdot X + 9,336$, $R^2 = 0,1775$) beloglavog supa u Srbiji; C – linearna regresija za uspeh gnežđenja ($Y = 0,000434 \cdot X - 0,0299$, $R^2 = 0,0007871$) i produktivnost ($Y = -0,03526 \cdot X + 70,8$, $R^2 = 0,7583$) u periodu 1985–1997; D – linearna regresija za uspeh gnežđenja ($Y = 0,005466 \cdot X - 0,2959$, $R^2 = 0,001970$) i produktivnost ($Y = -0,000837 \cdot X + 2,231$, $R^2 = 0,01595$) u periodu 1997–2018.

4.1.4 Odnos između veličine populacije i reproduktivnih parametara

Spearmanov korelacioni test pokazao je da broj teritorijalnih parova nije značajno povezan sa uspehom gnežđenja, ali je bio u statistički značajnoj negativnoj korelaciji sa produktivnošću (-0,3789, $p < 0,05$). Ipak, linearna regresija produktivnosti i uspeha gnežđenja kao zavisne promenljive i broja teritorijalnih parova kao nezavisne promenljive pokazala je da su sa porastom broja teritorijalnih parova, uspeh gnežđenja i produktivnost imali neutralan trend (vrednosti R^2 0,0004 i 0,1063 za uspeh gnežđenja i produktivnost), tj. nagibi regresionih krivi za oba gnezdeća parametara nisu se značajno razlikovali od nule ($F = 0,0127$, $p = 0,9110$; $F = 3,8080$, $p = 0,0598$) (Slika 23).

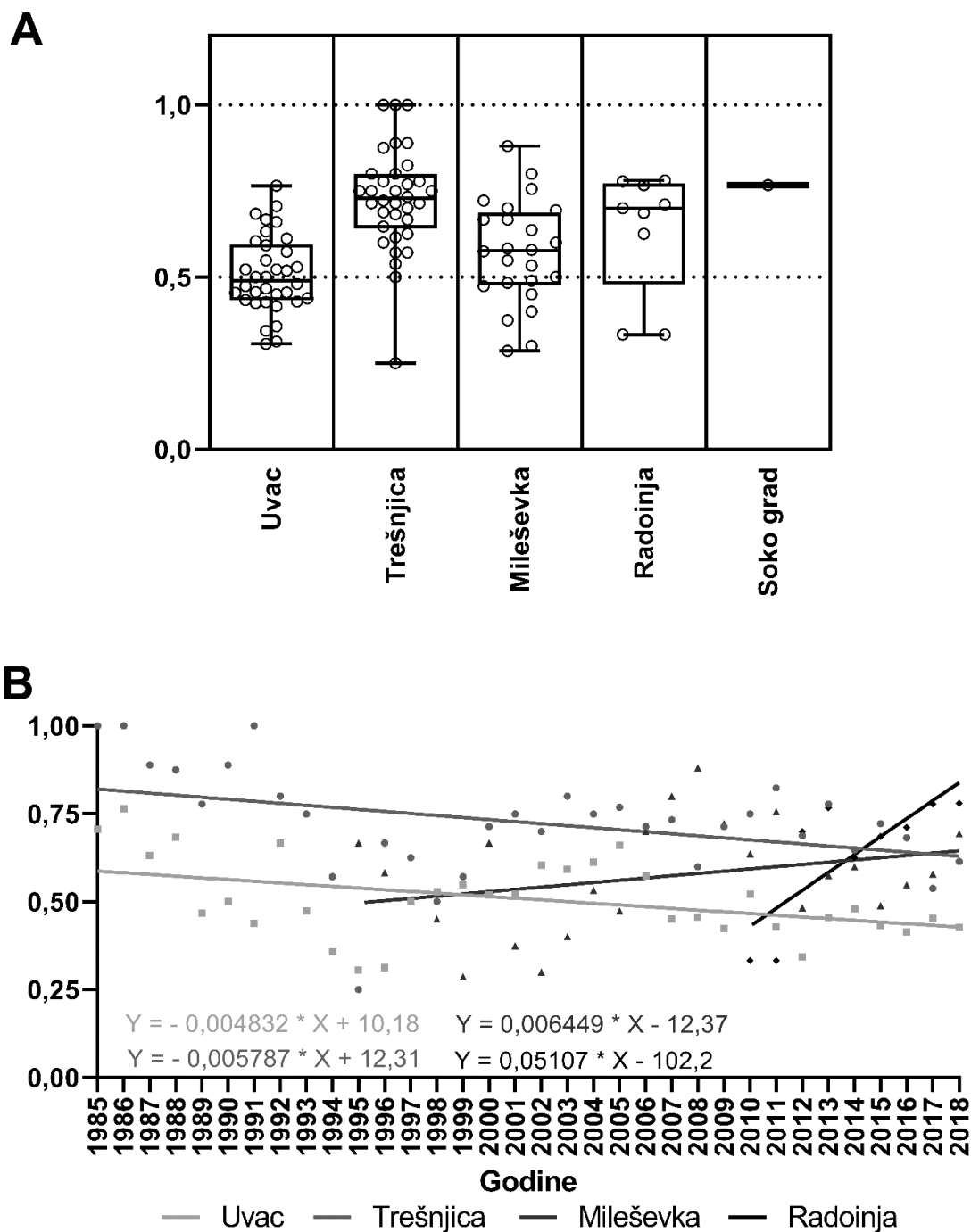


Slika 23. Linearna regresija produktivnosti i uspešnosti gnežđenja kao zavisnih promenljivih u odnosu na broj teritorijalnih parova kao nezavisne promenljive.

Šapiro-Vilkov test je pokazao značajno odstupanje od normalne raspodele za koloniju Radoinja ($W = 0,76$; $p < 0,01$), pa su razlike u vrednosti produktivnosti različitih kolonija testirane neparametarskim testovima. Kraškal-Volisov test pokazao je značajne razlike u vrednosti medijane produktivnosti različitih kolonija tokom čitavog perioda ispitivanja ($H = 33,64$; $p < 0,001$) (Slika 24A). Produktivnost beloglavih supova koji se gnezde u koloniji Trešnjica ($0,72 \pm 0,15$; medijana, 0,73) bila je veća u poređenju sa Uvcem ($0,51 \pm 0,11$; 0,49) (Danov test, $p < 0,001$) i kolonijom Mileševka ($0,57 \pm 0,15$; 0,58) ($p < 0,01$), ali nije bilo značajne razlike u srednjoj vrednosti produktivnosti u poređenju sa kolonijom Radoinja ($0,63 \pm 0,18$; 0,70). U koloniji Trešnjica zabeležena je najveća razlika između minimalne produktivnosti (0,25) u 1995. godini i maksimalne produktivnosti (1,00) u 1985, 1986. i 1991. godini. Ekstremne vrednosti za ostale kolonije su: Uvac 0,30 i 0,76, Radoinja 0,33 i 0,78, Mileševka 0,28 i 0,88 (Slika 24A).

Tokom perioda proučavanja, produktivnost u kolonijama Trešnjica i Uvac bila je u blagom padu, u Mileševki u stagnaciji, dok je u Radoinji bila u znatnom porastu (Slika 24B). Prave linearne regresijske za produktivnost imale su značajan negativni nagib za kolonije Trešnjica ($F = 5,525$, $p < 0,05$; $R^2 = 0,1472$; test koraka $p < 0,05$) i Uvac ($F = 7,181$, $p < 0,05$; $R^2 = 0,1833$; test koraka $p < 0,05$), blagi pozitivni nagib za koloniju Mileševka ($F = 2,190$, $p = 0,1531$; $R^2 = 0,0905$; test koraka $p < 0,05$), koji se nije značajno razlikovao od nule, dok je nagib linearne regresijske prave za Radoinju

značajno pozitivan ($F = 11,23$; $p < 0,05$; $R^2 = 0,6160$; test koraka $p = 0,6429$). Poređenje nagiba regresijskih prava za Trešnjicu i Uvac nije pokazalo značajnu razliku u nagibu ($F = 0,0979$; $p = 0,7554$), dok je postojala značajna razlika u elevaciji, odnosno u preseku sa Y osom ($F = 53,5000$; $p < 0,001$) (Slika 24B).



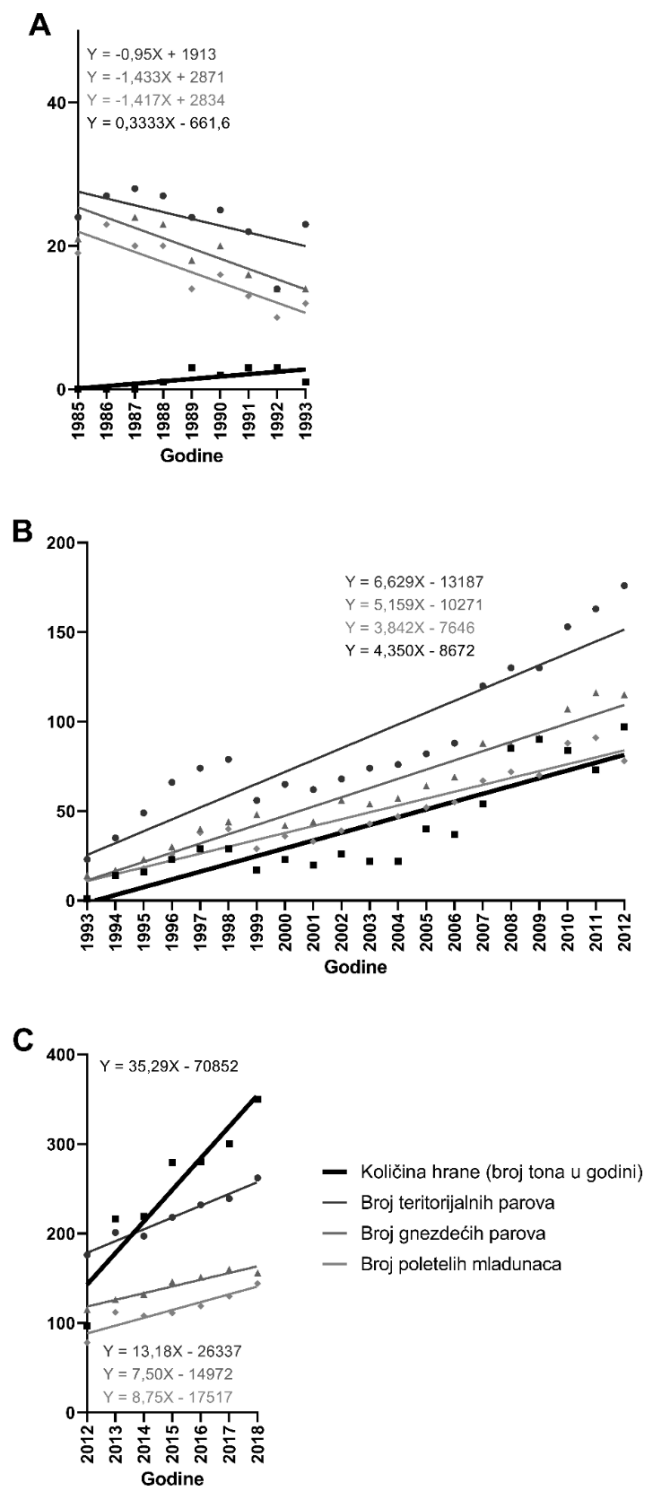
Slika 24. A – produktivnost pojedinačnih kolonija u Srbiji u periodu 1985–2018; B – linearna regresija produktivnosti u svakoj koloniji u Srbiji (Uvac: $Y = -0,004832 * X + 10,18$, $R^2 = 0,1833$; Trešnjica: $Y = -0,005787 * X + 12,31$, $R^2 = 0,1472$; Mileševka: $Y = 0,006449 * X + 12,37$; $R^2 = 0,09054$; Radoinja: $Y = 0,05107 * X + 102,2$; $R^2 = 0,616$).

4.2 Uticaj hranilišta na populaciju

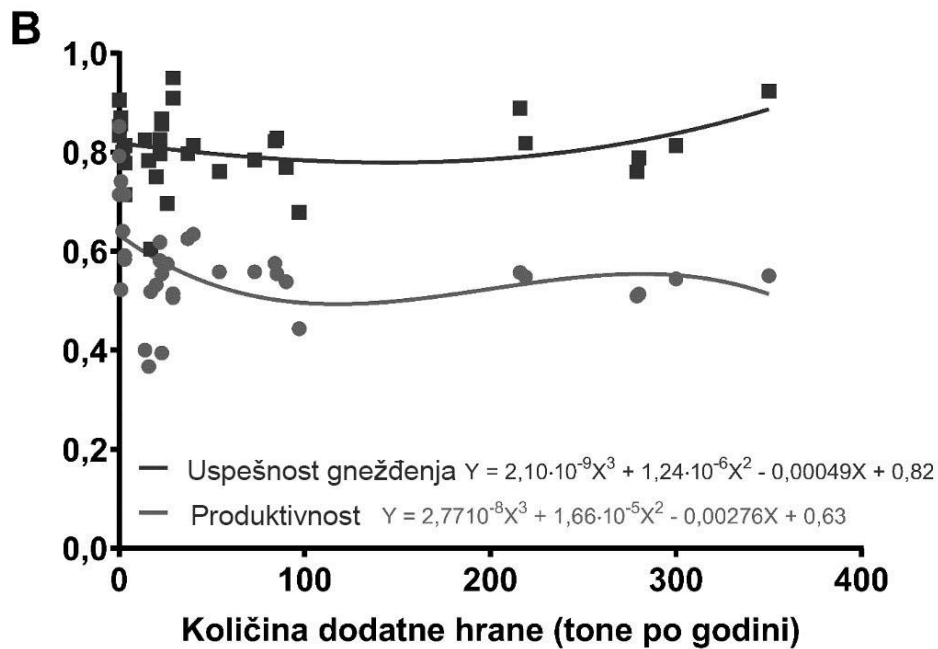
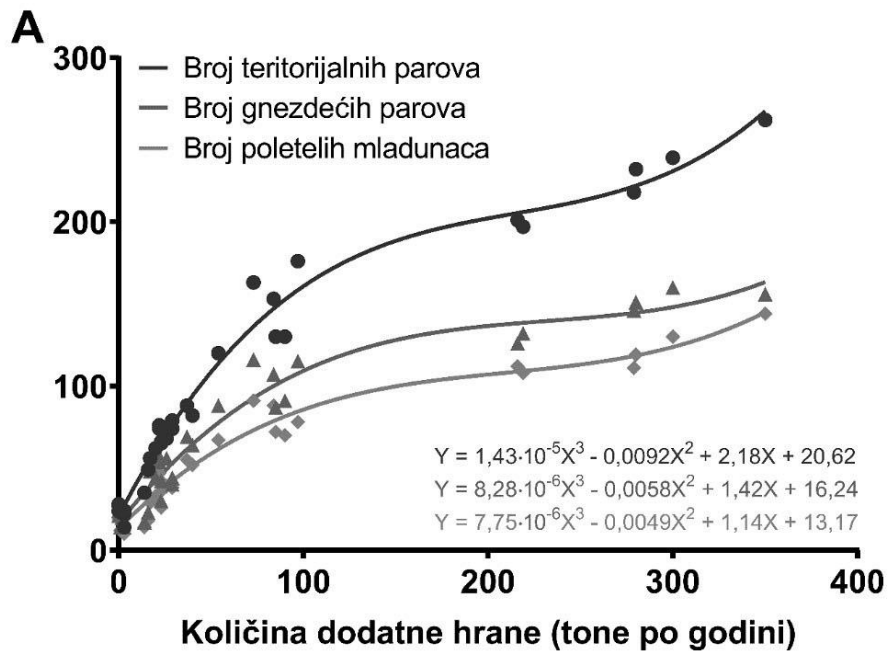
U periodu pre i tokom početka dopunskog hranjenja od 1985–1993. godine kada je količina hrane bila mala (0–3 tone godišnje), parametri populacije bili su u stagnaciji ili padu, prvenstveno broj gnezdećih parova ($F = 20,19$, $p < 0,01$; $R^2 = 0,7426$; test koraka $p = 0,7857$) i mladunaca ($F = 25,10$, $p < 0,01$; $R^2 = 0,7819$; test koraka $p = 0,7857$) (Slika 25A). Značajno povećanje količine hrane na hranilištima podudara se sa porastom sva tri parametra populacije. U periodu od 1993. do 2012. godine, količina hrane dostigla je 97 tona godišnje, a svi prikazani parametri imali su pozitivne trendove (broj teritorijalnih parova: $F = 100,4$, $p < 0,001$; $R^2 = 0,8480$; test koraka $p < 0,05$; broj gnezdećih parova: $F = 349,3$, $p < 0,001$; $R^2 = 0,9510$; test koraka $p < 0,05$; broj poletelih mladunaca: $F = 208,3$, $p < 0,001$; $R^2 = 0,9205$; test koraka $p = 0,1591$) (Slika 25B). U periodu značajnog povećanja dopunskog hranjenja od 2012–2018. godine, količina hrane dostigla je 350 tona u 2018. godini. Iako su svi parametri imali visok pozitivan trend (broj teritorijalnih parova: $F = 119,2$, $p < 0,001$; $R^2 = 0,9597$; test koraka $p = 0,9714$; broj gnezdećih parova: $F = 66,82$, $p < 0,001$; $R^2 = 0,9304$; test koraka $p = 0,8000$; broj poletelih mladunaca: $F = 28,21$, $p < 0,01$; $R^2 = 0,8494$; test koraka $p = 0,5429$), stope porasta broja teritorijalnih parova, gnezdećih parova i mladunaca nisu odgovarale stopi rasta količine hrane koja je iznošena na hranilišta tj. nagibi prava linearne regresije za populacione parametre se značajno razlikuju od prave linearne regresije za količinu hrane ($F = 13,42$, $p < 0,01$; $F = 21,57$, $p < 0,001$; $F = 18,69$, $p < 0,01$) (Slika 25C).

Spirmenov korelacioni test pokazao je da je količina hrane u značajnoj, visoko pozitivnoj korelaciji sa brojem teritorijalnih parova (0,9598; $p < 0,001$), gnezdećih parova (0,9221; $p < 0,001$) i mladunaca (0,9282; $p < 0,001$). Nelinearna regresija (jednačina trećeg reda) populacionih parametara kao zavisnih promenljivih na količinu hrane kao nezavisnu promenljivu ($R^2 = 0,9822$; 0,9555; 0,9652), prikazuje dinamiku povećanja broja teritorijalnih parova, gnezdećih parova i mladunaca sa povećanom količinom hrane (Slika 26A).

Količina hrane nije bila u značajnoj korelaciji sa uspehom gnežđenja. Bila je u veoma niskoj negativnoj korelaciji sa produktivnošću (-0,1138; $p < 0,01$). To je dodatno potkrepljeno nelinearnom regresijom (polinomom trećeg reda) gnezdećih parametara kao zavisnih promenljivih na količinu hrane kao nezavisne varijable, koja pokazuje savijanje u levom delu regresione krive kada je količina hrane bila veoma niska od 0–3 tone godišnje (Slika 26B). Uz značajniji porast količine hrane, uspeh gnežđenja nije pokazao odstupanje od neutralnog trenda. Iako jednačina trećeg reda najbolje opisuje ova dva skupa podataka, R^2 je bio relativno nizak za uspešnost gnežđenja (0,0683) i produktivnost (0,1867) zbog velike disperzije pojedinačnih vrednosti na levoj strani obe krive.



Slika 25. Količina dopunske hrane i populacioni razvoj: A – Linearna regresija za količinu hrane ($Y = 0,3333 \cdot X - 661,6$, $R^2 = 0,4688$), broj teritorijalnih parova ($Y = -0,95 \cdot X + 1913$, $R^2 = 0,388$), gnezdećih parova ($Y = -1,433 \cdot X + 2871$, $R^2 = 0,7426$) i poletelih mladunaca ($Y = -1,417 \cdot X + 2834$, $R^2 = 0,7819$) za period 1985 – 1993; B – Linearna regresija za količinu hrane ($Y = 4,35 \cdot X - 8672$, $R^2 = 0,7688$), broj teritorijalnih parova ($Y = 6,629 \cdot X - 13187$, $R^2 = 0,848$), gnezdećih parova ($Y = 5,159 \cdot X - 10271$, $R^2 = 0,951$) i poletelih mladunaca ($Y = 3,842 \cdot X - 7646$, $R^2 = 0,9205$) za period 1993 – 2012; C – Linearna regresija za količinu hrane ($Y = 35,29 \cdot X - 70852$, $R^2 = 0,8769$), broj teritorijalnih parova ($Y = 13,18 \cdot X - 26337$, $R^2 = 0,9597$), gnezdećih parova ($Y = 7,5 \cdot X - 14972$, $R^2 = 0,9304$) i poletelih mladunaca ($Y = 8,75 \cdot X - 17517$, $R^2 = 0,8494$) za period 2012–2018. godine.



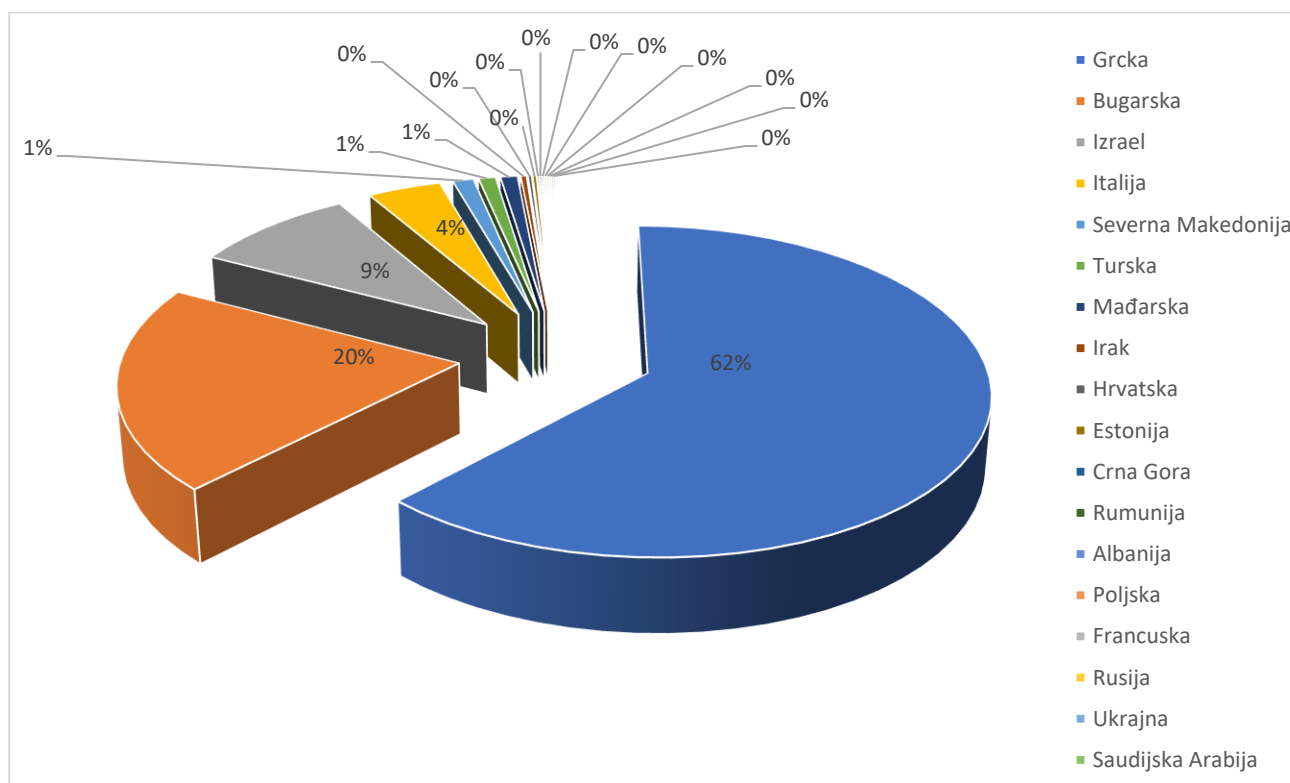
Slika 26. Populacioni i gnezdeći parametri u odnosu na količinu dodatne hrane: A – Nelinearna regresija (polinom trećeg reda) broja teritorijalnih parova, gnezdećih parova i poletelih mladunaca kao zavisnih promenljivih u odnosu na količinu hrane kao nezavisne promenljive; B – Nelinearna regresija (polinom trećeg reda) uspeha gnežđenja i produktivnosti kao zavisnih promenljivih u odnosu na količinu hrane kao nezavisne promenljive.

4.3 Kretanja beloglavih supova

4.3.1 Nalazi obeleženih ptica

U periodu od 22 godine (1986–2018), prstenovana su 282 beloglava supa. Od 2004. do 2018. godine, 261 ptica je obeležena prstenovima i krilnim markicama, gotovo sve kao mladunci na gnezdu (n = 253). U periodu od 2004. do 2018. godine prikupljeno je 2846 nalaza naših obeleženih ptica. Od tog broja, 978 nalaza je bilo izvan granica Srbije, dok je 1868 nalaza („loko” nalazi) iz Srbije, prvenstveno u oblasti kolonije Uvac. Ukupno su ponovo viđene 204 različite ptice od 261 ptice koje su markirane od 2004. godine do 2018. godine, odnosno 79% od svih markiranih ptica.

Podaci o viđanjima izvan Srbije su dobijeni iz 18 različitih zemalja. Ptice obeležene u Srbiji viđene su širom Balkanskog poluostrva i dalje prema Bliskom istoku, ali i zapadno i severno od kolonije Uvac. Najviše viđenja bilo je u Grčkoj, ukupno 609 (67 jedinki), Bugarskoj 201 (52 jedinke), Hrvatskoj (dva nalaza/jedna jedinka), Severnoj Makedoniji (11 nalaza/osam jedinki), Crnoj Gori (jedna), Albaniji (jedna) i Rumuniji (jedna). Na Bliskom Istoku su brojni nalazi dobijeni iz Izraela sa 86 nalaza (24 različite jedinke), zatim Turske devet nalaza (sedam jedinki), tri nalaza su iz Iraka (tri jedinke) i Saudijske Arabije (jedna jedinka) (Tabela 5). Najveći broj nalaza je registrovano južno, jugoistočno i istočno od Srbije (iz Grčke, Bugarske, Rumunije, Severne Makedonije, Izraela, Turske, Ukrajine, Rusije, Iraka i Saudijske Arabije). Samo nekoliko nalaza beloglavih supova iz Srbije zabeleženo je u zapadnoj, centralnoj i severnoj Evropi: jedan u Francuskoj, jedan u Poljskoj, jedan u Estoniji, 39 nalaza (četiri različite jedinke) u Italiji devet nalaza (tri različite jedinke) u Mađarskoj (Slika 27 i 28). Dva nalaza su zabeležena u istočnoj Evropi (Rusiji i Ukrajini).



Slika 27. Nalazi obeleženih beloglavih supova izvan Srbije.

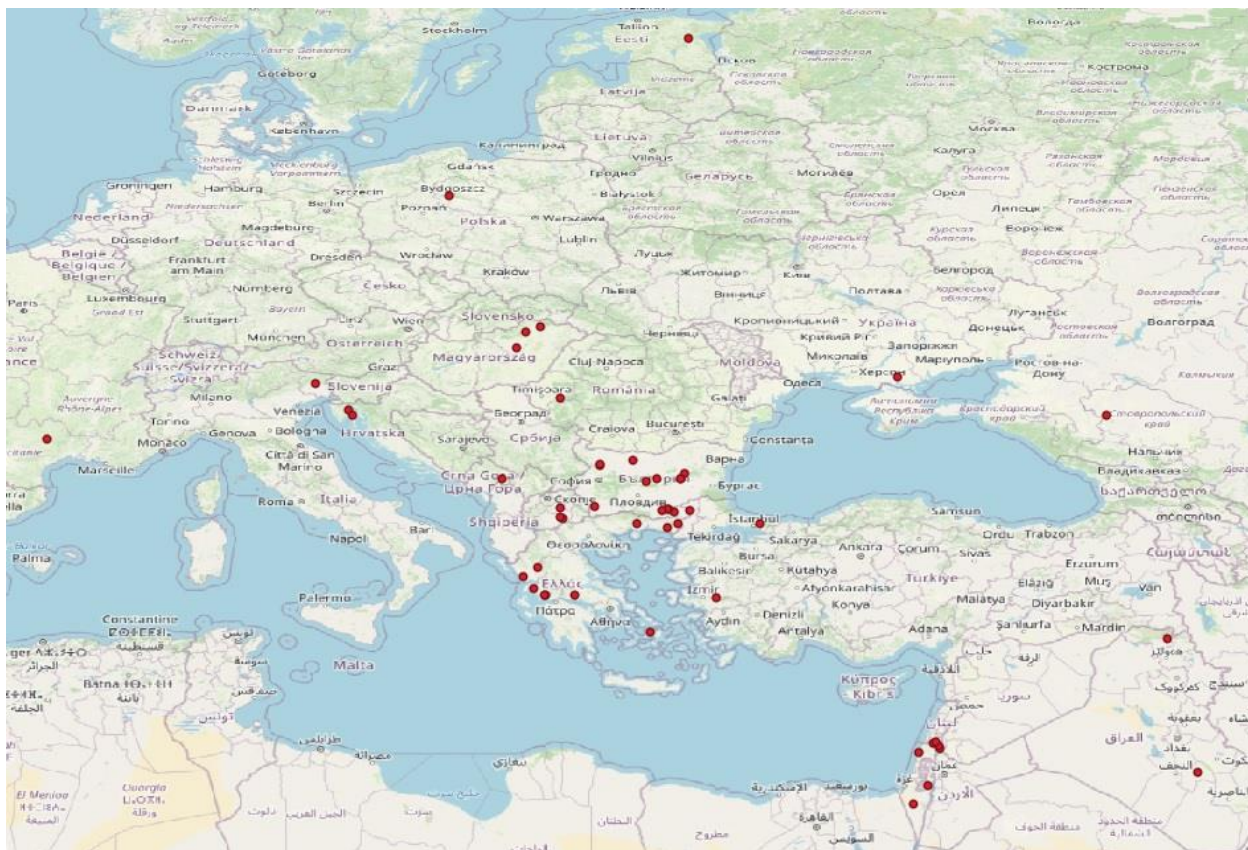
Tabela 5. Broj nalaza i procenat po državama.

| Država | Broj nalaza |
|--------------------|--------------------|
| Grčka | 609 |
| Bugarska | 200 |
| Izrael | 87 |
| Italija | 39 |
| Severna Makedonija | 11 |
| Turska | 9 |
| Mađarska | 9 |
| Irak | 3 |
| Hrvatska | 2 |
| Estonija | 2 |
| Crna Gora | 1 |
| Rumunija | 1 |
| Albanija | 1 |
| Poljska | 1 |
| Francuska | 1 |
| Rusija | 1 |
| Ukrajina | 1 |
| Saudijska Arabija | 1 |

Najveća razdaljina koju je prešla jedna naša obeležena ptica je 3705 km od Uvca do Saudijske Arabije. Preko 2000 km su bili udaljeni lokaliteti nalaza u Iraku, a pređene razdaljine od preko 1000 km su zabeležene na lokalitetima u Izraelu, Turskoj, Francuskoj, Estoniji, Ukrajini, Rusiji i na ostrvu Paros u Grčkoj (Tabela 6).

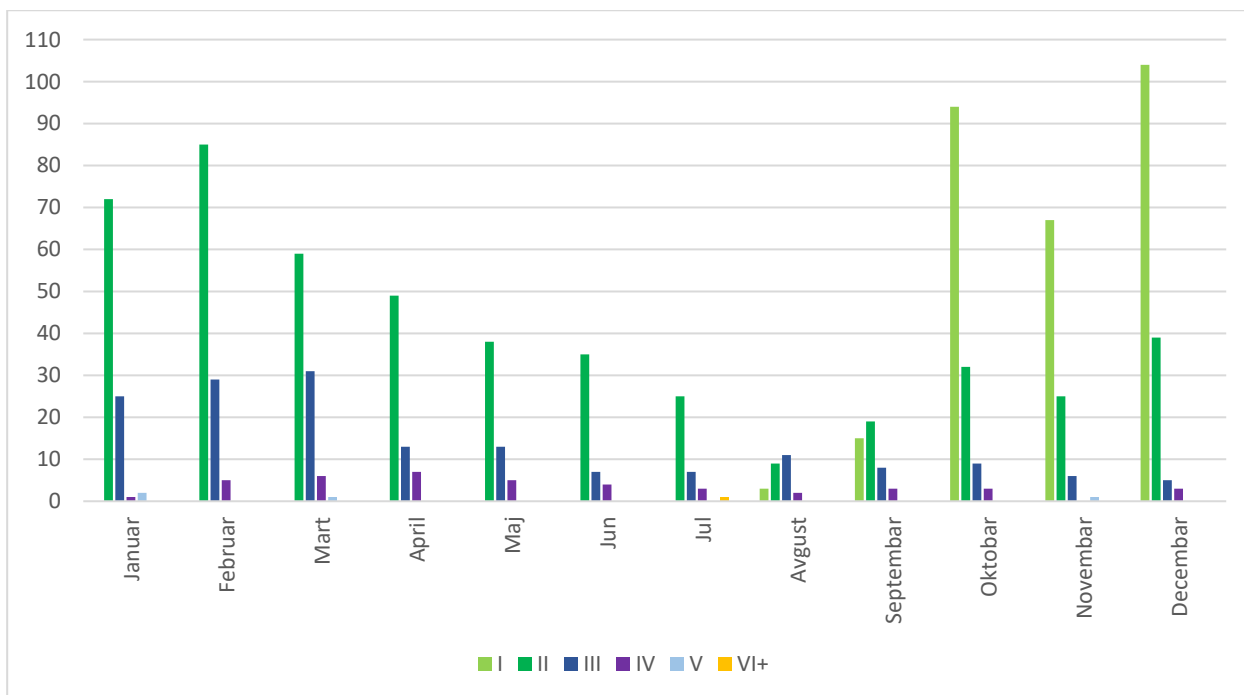
Tabela 6. Države, lokaliteti, udaljenosti i pravci nalaza beloglavih supova izvan Srbije.

| Država | Lokalitet | Koordinate | Udaljenost (Km) | Pravac |
|--------------------|---|-----------------------------|-----------------|------------|
| Saudijska Arabija | Gazan, south Saudi Arabia | 17°47'09.4"N 42°22'51.5"E | 3705 | SE (138°) |
| Irak | Al Diwaniyah | 32°02'37.3"N 45°08'58.0"E | 2631 | ESE (115°) |
| Irak | Barzan | 36°55'32.6"N 44°02'31.4"E | 2222 | ESE (106°) |
| Izrael | Sde Boker | 30°52'47.36"N 34°47'58.29"E | 2068 | SE (136°) |
| Izrael | Judaeen Desert | 31°32'36.8"N 35°21'04.8"E | 2039 | SE (133°) |
| Izrael | Gamla Nature Reserve, Golan Heights | 32°54'37.0"N 35°44'41.9"E | 1942 | SE (130°) |
| Izrael | Katzrin Park | 32°59'46.0"N 35°42'08.6"E | 1932 | SE (130°) |
| Izrael | Dishon | 33°04'54.4"N 35°30'48.6"E | 1914 | SE (130°) |
| Izrael | Lehavot HaBashan | 33°08'36.6"N 35°38'04.9"E | 1916 | SE (129°) |
| Izrael | Hai-Bar Nature Reserve | 32°45'28.8"N 34°59'09.5"E | 1911 | SE (132°) |
| Estonija | Jõgeva County | 58°47'00.0"N 26°37'00.0"E | 1554 | NNE(14°) |
| Francuska | Parc naturel régional des Grands Causses | 44°12'18.2"N 3°14'57.6"E | 1324 | W (270°) |
| Ukrajna | Askania-Nova | 46°27'20.0"N 34°13'47.0"E | 1114 | ENE (78°) |
| Poljska | Dębinek | 53°02'09.5"N 17°54'01.5"E | 859 | N (350°) |
| Turska | Bağyurdu, Kemalpaşa, İzmir | 38°24'38.2"N 27°38'22.2"E | 1007 | SE (137°) |
| Rusija | Stavropol, Stavropol Krai | 45°04'16.7"N 41°50'43.7"E | 1755 | ENE (76°) |
| Grčka | Paros | 37°07'46.2"N 25°12'14.4"E | 1021 | SSE (152°) |
| Turska | Polonezköy | 41°06'37.5"N 29°12'23.8"E | 892 | ESE (119°) |
| Turska | Tayakadin/Edirne Merkez/Edirne | 41°34'14.7"N 26°39'08.0"E | 692 | SE (125°) |
| Italija | Riserva Naturale Regionale del Lago di Cornino, Udine | 46°13'44.3"N 13°01'18.2"E | 544 | WNW (281°) |
| Grčka | Delphi, Parnassos | 38°28'39.6"N 22°28'18.4"E | 590 | SSE (157°) |
| Grčka | Dadia-Εθνικό Πάρκο Δάσους Διαδιάς - Λευκίμης - Σουφλίου | 41°07'25.3"N 26°13'02.0"E | 578 | ESE (114°) |
| Grčka | Aitoliko | 38°30'15.1"N 21°22'57.5"E | 560 | SSE (166°) |
| Grčka | Κλεισούρας, Aitoliko | 38°30'07.9"N 21°22'36.4"E | 560 | SSE (166°) |
| Mađarska | Abaújalpár | 48°18'00.0"N 21°14'00.0"E | 551 | N (10°) |
| Grčka | Mines of Circe | 40°58'47.2"N 25°49'25.1"E | 557 | ESE (117°) |
| Bugarska | Pokrovan | 41°32'50.5"N 26°03'28.2"E | 545 | ESE (110°) |
| Bugarska | Kotel | 42°55'47.9"N 26°27'58.0"E | 534 | E (93°) |
| Bugarska | Madzharovo, Eastern Rhodopes | 41°38'45.7"N 25°53'00.2"E | 528 | ESE (109°) |
| Grčka | Moni Agias Paraskevis | 38°44'27.5"N 20°57'17.9"E | 527 | S (170°) |
| Bugarska | Madjarovo, Eastern Rhodopes | 41°39'04.2"N 25°50'47.8"E | 525 | ESE (110°) |
| Bugarska | Sliven, Sinite Kamani | 42°44'00.2"N 26°18'12.6"E | 525 | E (96°) |
| Mađarska | Miskolc | 48°04'37.4"N 20°41'25.8"E | 520 | N (6°) |
| Bugarska | Valchi dol | 41°35'42.5"N 25°38'30.5"E | 512 | ESE (111°) |
| Hrvatska | Park prirode Učka | 45°14'31.0"N 14°12'24.0"E | 499 | WNW (295°) |
| Hrvatska | Cres | 45° 2'50.94"N 14°22'58.60"E | 478 | WNW (294°) |
| Grčka | Vrachos | 39°09'51.8"N 20°34'19.0"E | 476 | S (173°) |
| Mađarska | Pély | 47°31'06.0"N 20°20'21.6"E | 456 | N (3°) |
| Grčka | Stena Nestou, Nestos gorge | 41°05'51.0"N 24°43'38.4"E | 473 | ESE (121°) |
| Bugarska | Kazanlak | 42°44'26.6"N 25°25'46.4"E | 454 | E (97°) |
| Bugarska | Kutelka, Sinite Kamani | 42°43'20.9"N 26°20'06.8"E | 528 | E (96°) |
| Grčka | National Park of Tzoumerka | 39°29'29.5"N 21°07'24.9"E | 448 | SSE (166°) |
| Bugarska | Centralni Balkan | 42°38'58.6"N 25°03'06.7"E | 426 | E (99°) |
| Bugarska | Pleven | 43°24'23.1"N 24°35'43.9"E | 378 | E (88°) |
| Bugarska | Kresna klisura | 41°43'27.3"N 23°10'25.5"E | 327 | SE (124°) |
| Rumunija | Lugoj | 45°41'10.1"N 21°55'02.2"E | 297 | NNE (31°) |
| Severna Makedonija | Vitačevo | 41°18'43.0"N 22°03'01.0"E | 293 | SE(142°) |
| Severna Makedonija | Koturski Dol, Kavadarci | 41°19'58.9"N 21°56'51.9"E | 286 | SE (143°) |
| Bugarska | Ozirovo | 43°13'26.2"N 23°23'58.0"E | 283 | E (93°) |
| Bugarska | Vračanski Balkan | 43°15'26.1"N 23°22'52.2"E | 281 | E (92°) |
| Severna Makedonija | Bregalnica | 41°40'42.0"N 21°57'09.0"E | 256 | SE (138°) |
| Crna Gora | Andrejevica | 42°43'29.8"N 19°49'16.3"E | 78 | S (186°) |

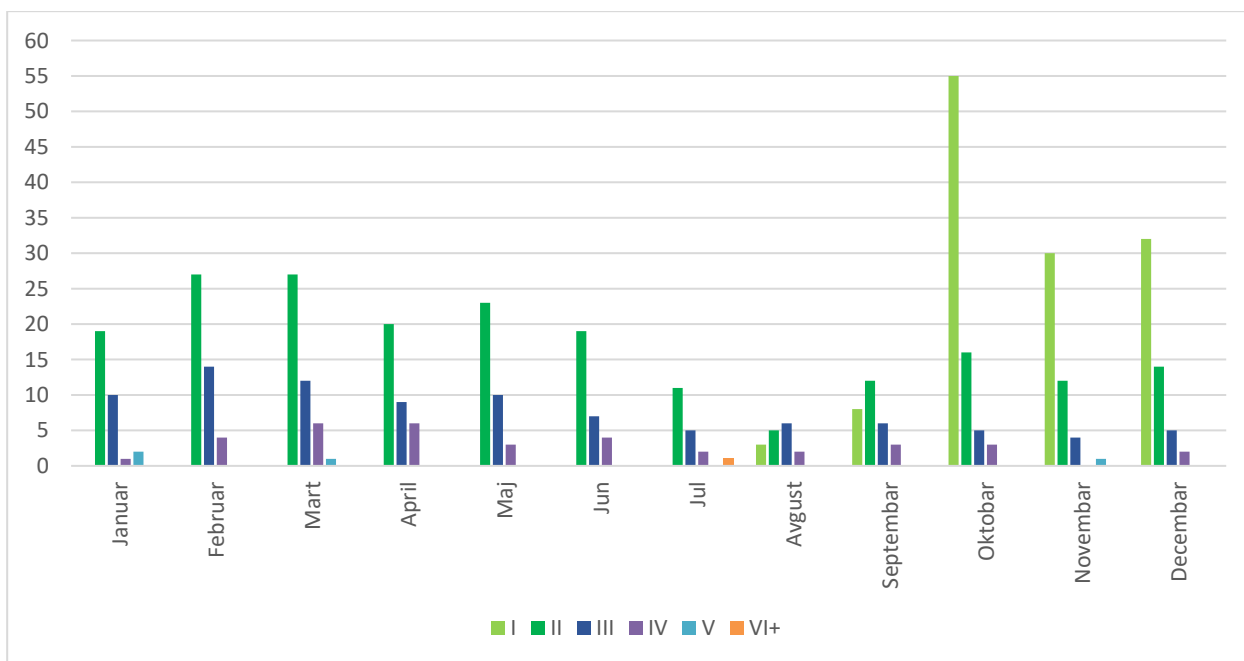


Slika 28. Mapa nalaza naših obeleženih beloglavih supova izvan Srbije.

Mlade ptice u izraženoj većini slučajeva migriraju jugoistočno, što predstavlja glavni migracioni smer. Prvi nalazi juvenilnih ptica van Srbije zabeleženi su avgustu. Najviše nalaza juvenilnih ptica (1. cy) van Srbije je zabeleženo u oktobru, novembru i decembru. Ptice u njihovoj prvoj kalendarskoj godini života prvi put beleže na Bliskom istoku u oktobru (pet nalaza), zatim u novembru (tri nalaza), a najbrojniji su nalazi iz decembra (12 nalaza). Viđenja ptica u drugoj kalendarskoj godini dokumentovana su gotovo ravnomerno tokom cele godine, ali najbrojnija su zabeležena u martu (pet ptica), zatim u aprilu, januaru i decembru (tri ptice mesečno). Kretanje imaturnih ptica (3–5. cy), takođe, je dominantno bilo usmereno prema jugoistoku. Najviše nalaza tih ptica je zabeleženo tokom septembra, ali su redovno beleženi tokom čitave godine (od januara do decembra). Van Srbije je zabeležen samo jedan nalaz odrasle ptice. Ptica markirana 2009. sa sivom markicom F je beležena u Srbiji do svoje četvrte kalendarske godine, a zatim je u sedmoj kalendarskoj godini zabeležena na mogućem gnežđenju u Francuskoj (Slike 28 i 29).

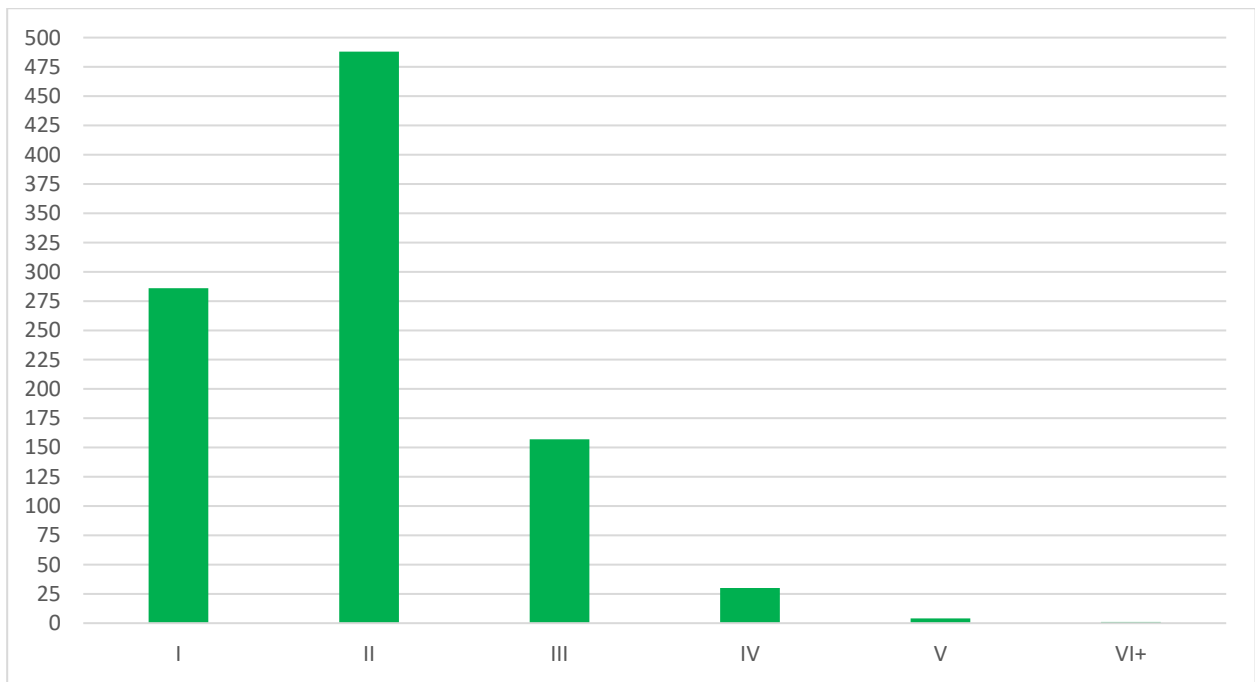


Slika 29. Broj nalaza po mesecima ptica različitih starosnih kategorija viđenih izvan Srbije u periodu 2004–2018. godine.

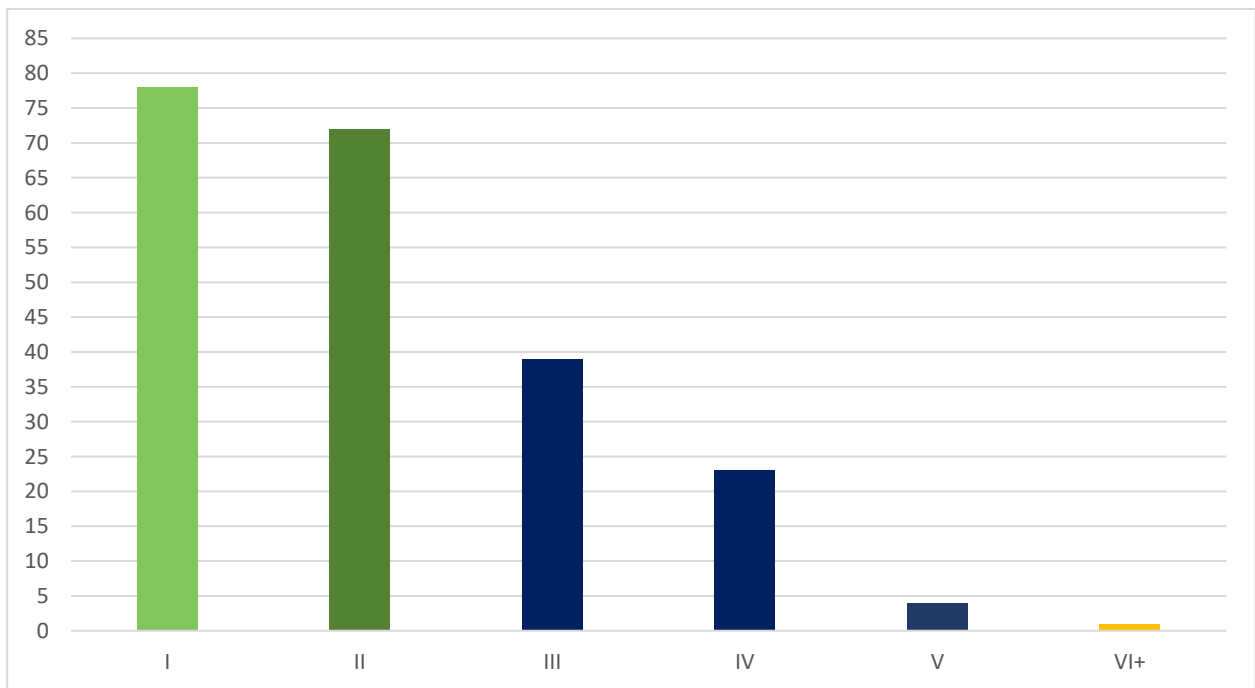


Slika 30. Broj različitih jedinki, po starosnim kategorijama, viđenih izvan Srbije po mesecima u periodu 2004–2018. godine.

Najviše nalaza iz inostranstva je dobijeno za juvenilne ptice (1 i 2. cy) i imaturne ptice (3–5. cy). Nalazi ptica u drugoj cy su brojniji, ali više različitih jedinki je zabeleženo tokom njihove 1. cy. Samo jedna adulta ptica je zabeležena van Srbije u toku perioda istraživanja (Slike 31 i 32).

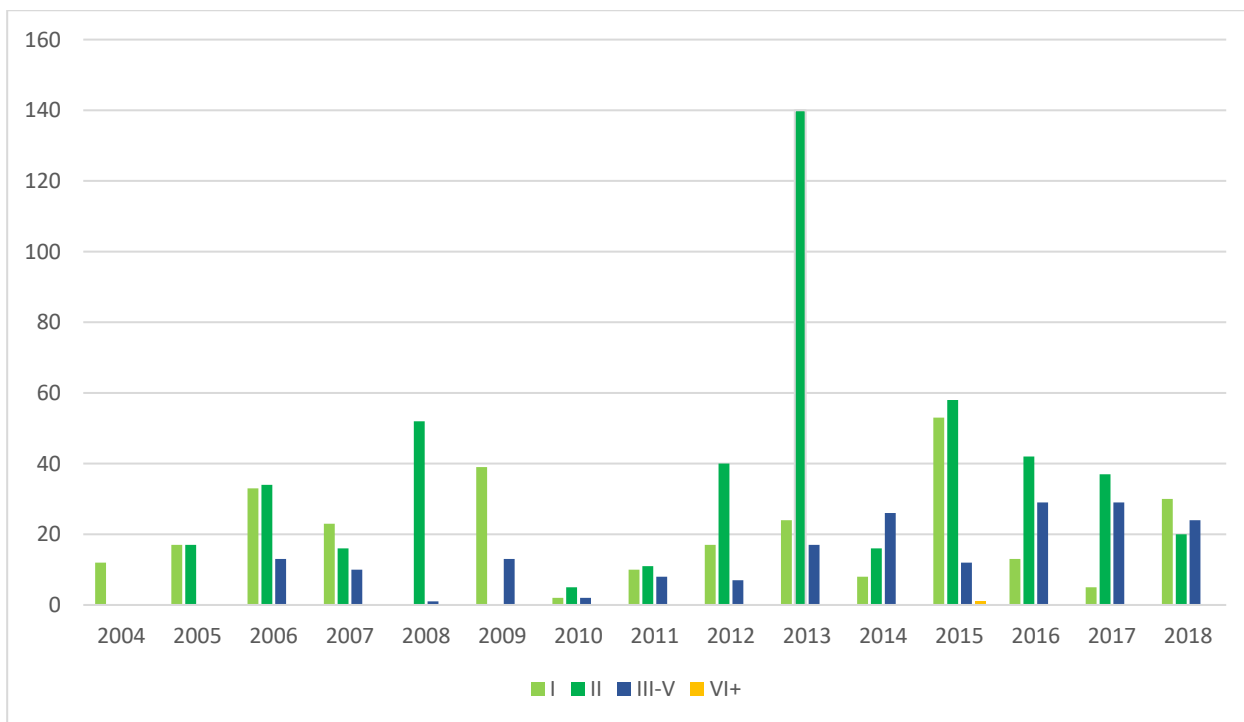


Slika 31. Ukupan broj nalaza ptica različitih starosnih kategorija viđenih izvan Srbije u periodu 2004–2018. godine.

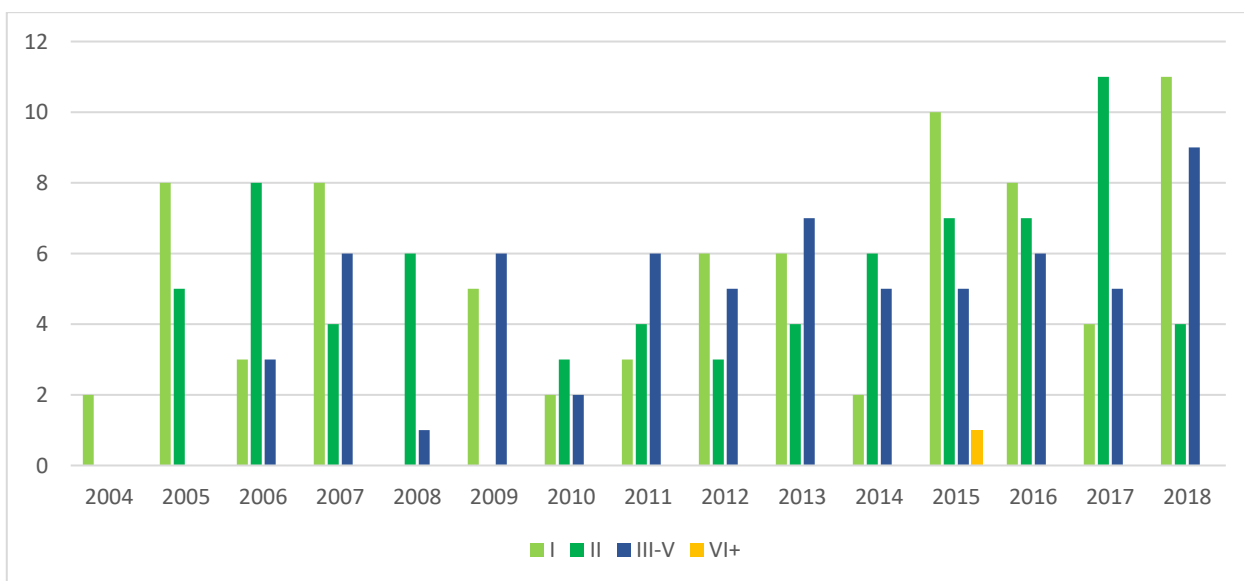


Slika 32. Ukupan broj različitih jedinki po starosnim kategorijama viđenih izvan Srbije u periodu 2004–2018. godine.

Najviše nalaza ptica van Srbije zabeleženo je 2013. godine i to pre svega dvogodišnjih juvenilnih ptica. Tokom svih godina istraživanja juvenilne ptice su redovno viđane van granica Srbije (Slika 33). Što se tiče broja različitih ptica koje su zabeležene tokom godina, najviše juvenilnih (1 i 2. cy) je zabeleženo tokom 2015, 2017. i 2018. godine (Slika 34). Nalazi imaturnih ptica su takođe redovno beleženi. Najviše nalaza imaturnih ptica je zabeleženo tokom 2014, 2016. i 2017. godine (Slika 33), dok je najviše različitih ptica ove starosne kategorije (3–5. cy) viđeno u 2007, 2013. i 2018. godini (Slika 34).



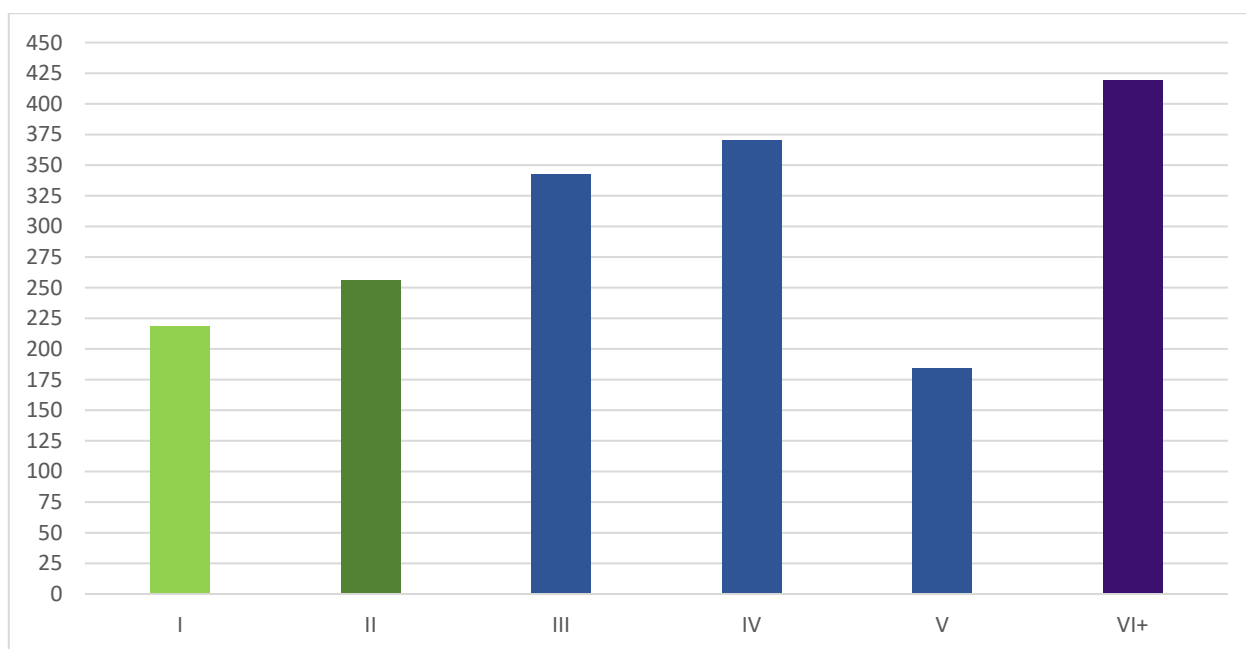
Slika 33. Broj nalaza markiranih ptica po starosnim kategorijama viđenih izvan Srbije po godinama.



Slika 34. Broj viđenih različitih jedinki izvan Srbije po starosnim kategorijama u periodu 2004–2018. godine.

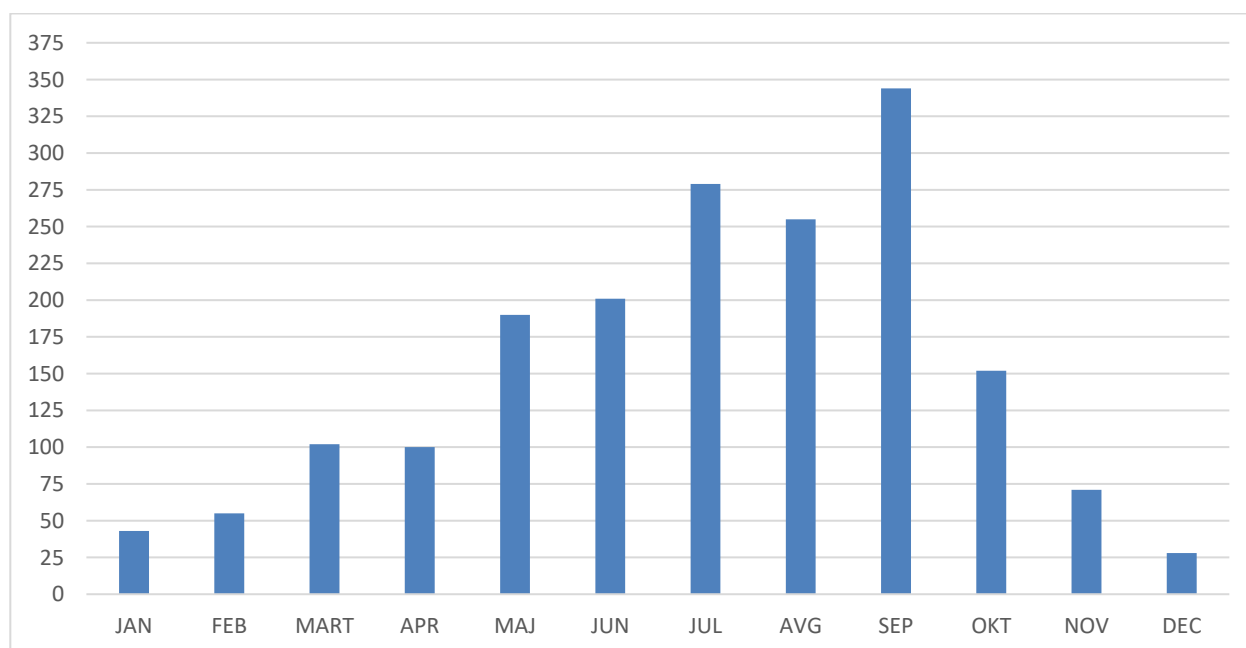
4.3.2 Nalazi obeleženih ptica u Srbiji

Broj nalaza ptica u Srbiji (tzv. „loko” nalazi) iznosi 1886. Najviše nalaza dobijeno je za imaturne i adultne ptice (Slika 35). Tokom septembra je beleženo najviše ptica (Slika 36). Najviše nalaza je zabeleženo 2009, 2010. i 2018. godine (Slika 37). Najduži period beleženja pojedinačne jedinice u Srbiji, na mestu hranjenja, bio je beloglavi sup sa jednom nogom („Ćopa”). Prvi put je zabeležen 1994. godine kao mlada ptica (2. cy), a zatim se beleže nalazi iz 2009, 2016. i 2018. godine.

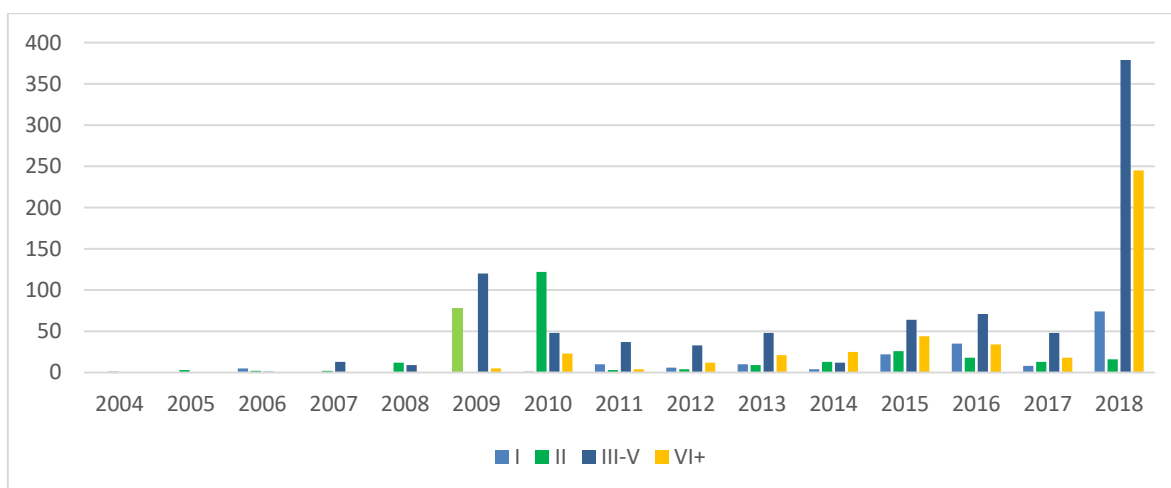


Slika 35. Ukupan broj nalaza ptica različitih starosnih kategorija u Srbiji u periodu 2004–2018. godine.

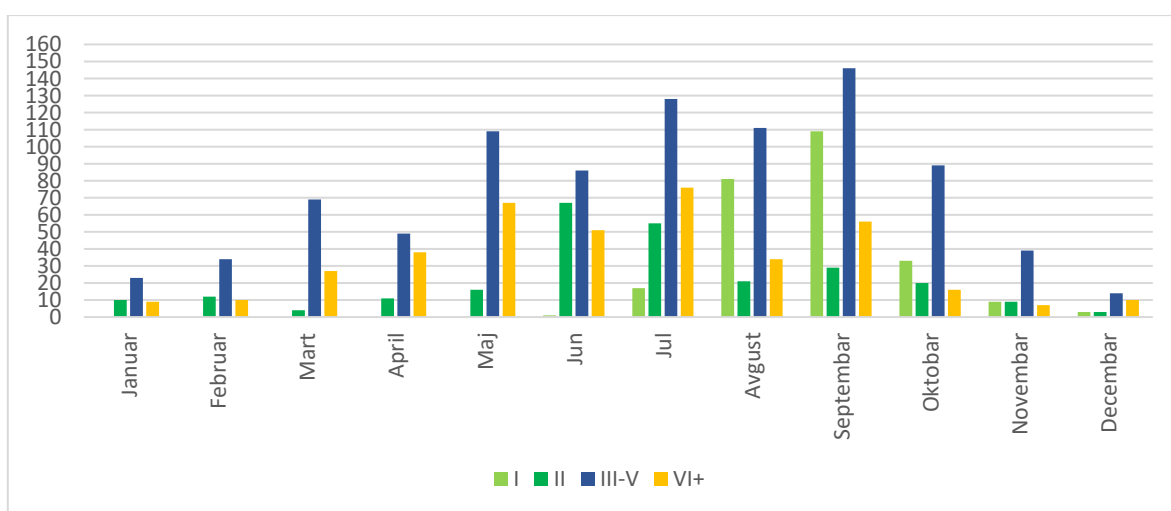
Prvi poleteli mladunci (1. cy) beleže se u julu. Najviše nalaza juvenilnih ptica zabeleženo je tokom avgusta i septembra u periodu osamostaljivanja (Slika 38). Najviše različitih ptica u 1. cy zabeleženo je u septembru (Slika 39). Juvenilne ptice (2. cy) se beleže tokom cele godine u relativno malom broju, a najviše nalaza zabeleženo je tokom juna i jula meseca (Slika 38). Najviše različitih jedinki (2. cy) zabeleženo je u junu i avgustu (Slika 39). Broj nalaza imaturnih ptica je najveći, beleženi su tokom cele godine, a najviše tokom maja, jula, avgusta i septembra (Slika 38). Najviše različitih imaturnih ptica je zabeleženo tokom septembra (Slika 39). Adultne jedinke su beležene tokom cele godine, najviše nalaza je iz maja, jula i septembra, a najviše različitih adultnih ptica je zabeleženo tokom juna (Slika 38 i 39).



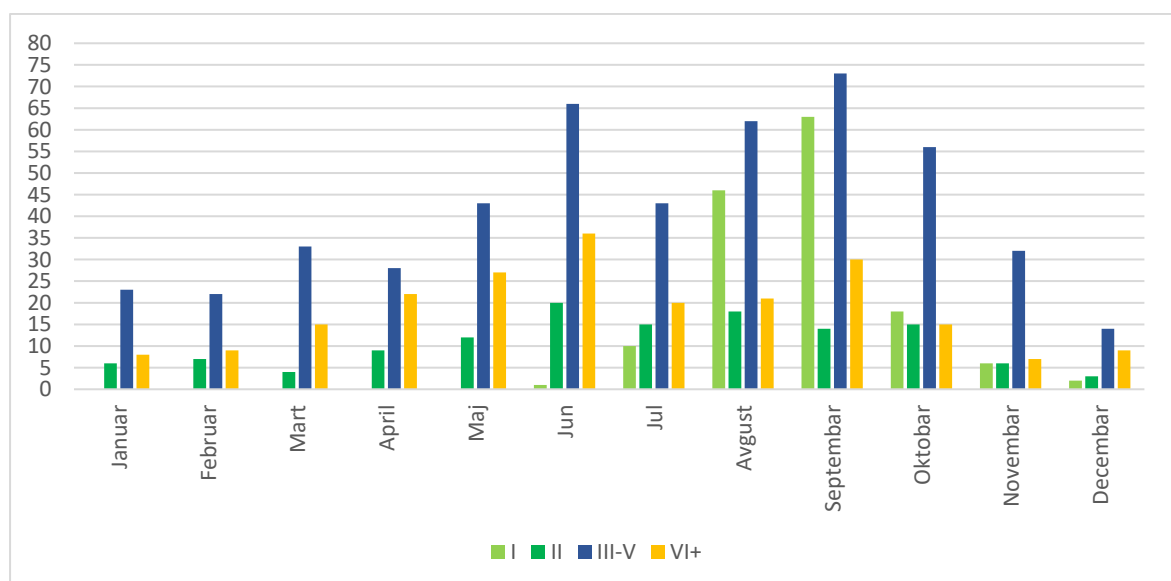
Slika 36. Broj nalaza beloglavih supova po mesecima u Srbiji u periodu 2004–2018. godine.



Slika 37. Broj nalaza ptica viđenih u Srbiji različitih starosnih kategorija po godinama u periodu 2004–2018. godine.



Slika 38. Broj nalaza ptica različitih starosnih kategorija u Srbiji po mesecima tokom 2004–2018. godine.



Slika 39. Broj različitih jedinki viđenih u Srbiji po starosnim kategorijama po mesecima u periodu 2004–2018. godine.

Tokom perioda 2004–2018. godine zabeleženi su i nalazi ptica obeleženih stranim oznakama (prstenovima i markicama). Ukupno je zabeleženo 423 nalaza ptica sa stranim obeležijima. Od tog broja, najviše ptica je imalo izraelske oznake (33 jedinke). Od ptica markiranih u Bugarskoj, zabeleženo je 8 obeleženih jedinki poreklom iz divljine, dok je 14 obeleženih ptica iz programa reintrodukcije (ptice poreklom iz Španije i Francuske). Od supova obeleženih u Hrvatskoj zabeleženo je 6 jedinki, od supova obeleženih u Grčkoj 2 jedinke i moguć jedan sup sa jermenskom oznakom (nepotvrđeno).

4.3.3. Videomonitoring na hranilištu „Uvac“

Kamera je radila u periodu 2009/2010. godine i ponovo od 2017. godine, da bi usledio prekid do marta 2018. godine, od kada kamera radi bez prekida. Zabeležena su ukupno 142 dana rada kamere. Tokom 2009. godine kamera je radila od avgusta do novembra, nastavila je da radi tokom februara 2010, kada je ponovo usledio prekid. Od aprila do jula meseca je ponovo funkcionisala. U 2017. godini zabeleženi su snimci sa kamere samo tokom dva dana januara. U 2018. godini rad kamere je normalizovan i obuhvata period od marta do septembra 2018. godine (Tabela 7).

Tabela 7. Broj dana rada kamere po godinama.

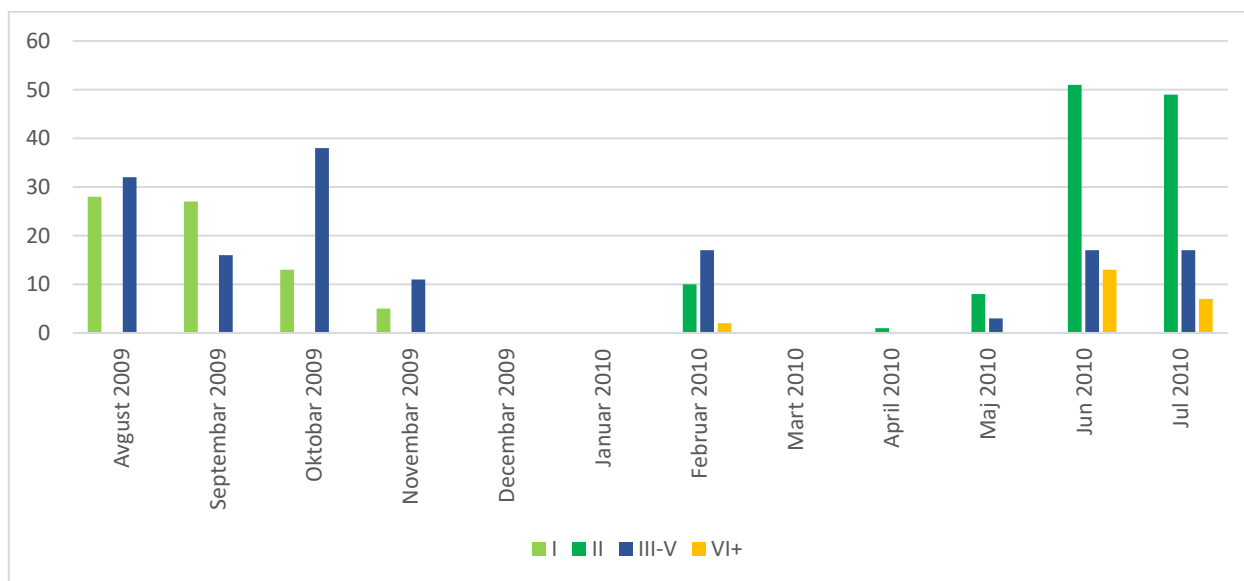
| Godina | Broj dana rada kamere |
|--------|-----------------------|
| 2009 | 31 |
| 2010 | 43 |
| 2017 | 2 |
| 2018 | 66 |
| ukupno | 142 |

Ukupno je na hranilištu u koloniji Uvac i neposrednoj blizini zabeleženo 1559 nalaza naših markiranih supova od ukupno 1868 nalaza zabeleženih na teritoriji Srbije. Od 1559 nalaza u području Uvca, tokom 142 dana rada kamere zabeleženo je 1066 nalaza (Tabela 8).

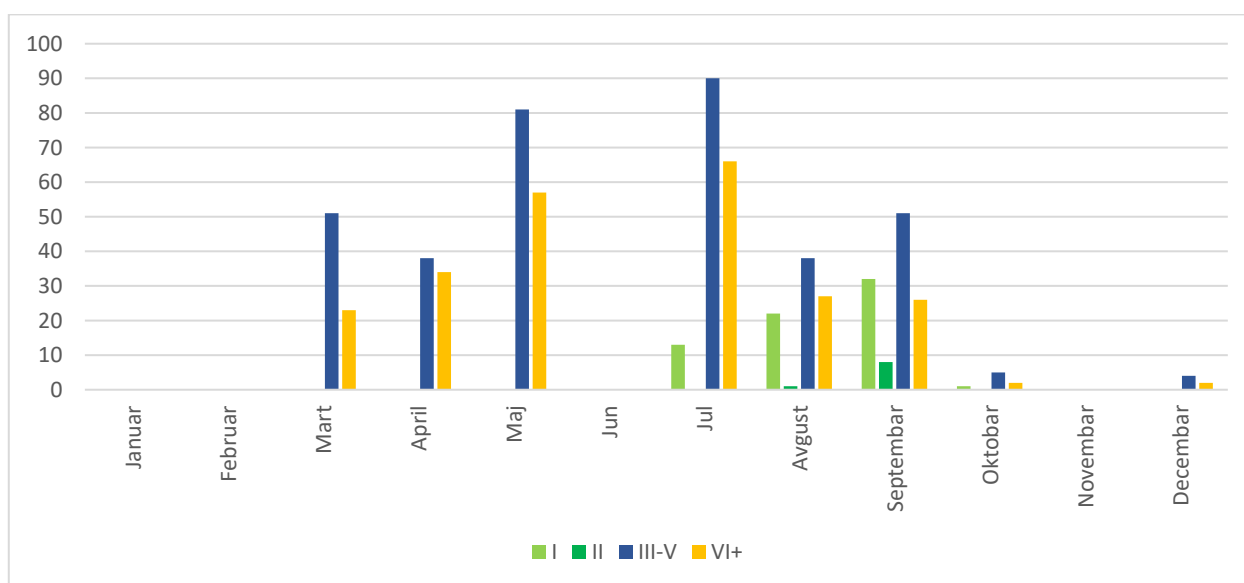
Tabela 8. Broj nalaza naših obeleženih supova po godinama, broj nalaza sa kamere kada je radila i kada kamera nije radila.

| Godina | Ukupan broj nalaza | Opservacija | Kamera | Broj nalaza zabeležen kamerom |
|---------------|--------------------|-------------|--------|-------------------------------|
| 2018 | 721 | da | da | 685 |
| 2017 | 92 | da | da | 14 |
| 2016 | 163 | da | ne | 0 |
| 2015 | 162 | da | ne | 0 |
| 2014 | 54 | da | ne | 0 |
| 2013 | 88 | da | ne | 0 |
| 2012 | 56 | da | ne | 0 |
| 2011 | 55 | da | ne | 0 |
| 2010 | 211 | da | da | 196 |
| 2009 | 205 | da | da | 171 |
| 2008 | 33 | da | ne | 0 |
| 2007 | 15 | da | ne | 0 |
| 2006 | 8 | da | ne | 0 |
| 2005 | 4 | da | ne | 0 |
| 2004 | 1 | da | ne | 0 |
| Ukupno | 1868 | | | 1066 |

Na osnovu podataka videomonitoringa markiranih ptica dobijeni su rezultati dinamike starosnih kategorija tokom godine, koji su prikazani na Slikama 40 i 41.



Slika 40. Starosna struktura obeleženih ptica na hranilištu Uvac po mesecima u periodu 2009/2010. godine na osnovu nalaza videomonitoringa.



Slika 41. Starosna struktura obeleženih ptica na hranilištu Uvac po mesecima u periodu 2018. godine, na osnovu nalaza videomonitoringa.

Tokom rada kamere na hranilištu tokom 2009/2010. godine markirane juvenilne ptice (1. cy) su beležene najviše tokom avgusta i septembra. Tokom oktobra nalazi ptica ove starosne kategorije su i dalje česti, tokom novembra broj nalaza se smanjuje. Tokom decembra i januara nije bilo nalaza zbog prestanka rada kamere. U februaru se ponovo beleže juvenilne ptice (sada u 2. cy), zatim u maju i najviše tokom juna i jula. Imaturne ptice su beležene na hranilištu tokom celokupnog perioda rada kamere u intervalu 2009/2010. godine. Najviše nalaza imaturnih ptica zabeleženo je tokom oktobra, novembra i februara. Adultne ptice su tokom perioda rada kamere 2009/2010. godine zabeležene u februaru, junu i julu 2010. godine (Slika 40).

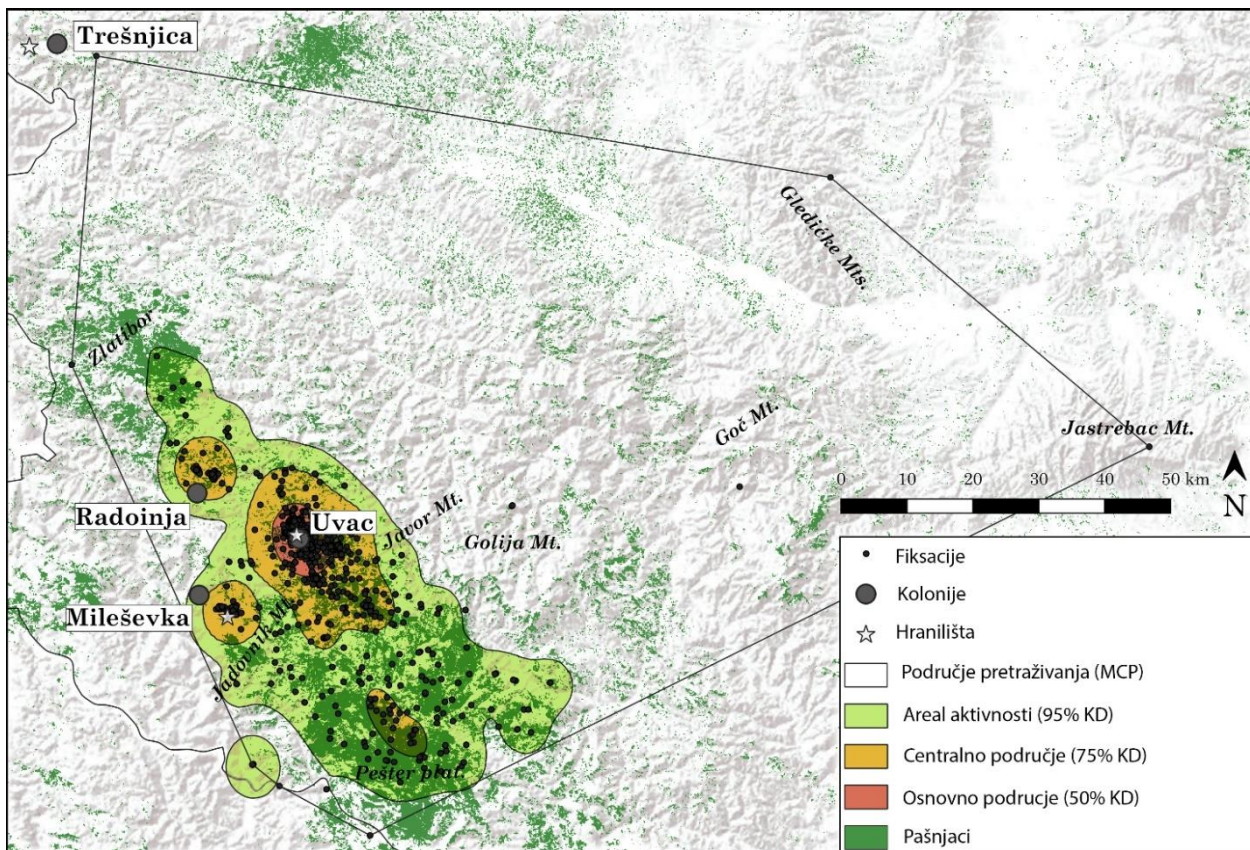
Tokom perioda rada kamere 2018. godine, juvenilne ptice (1. cy) su najviše beležene tokom avgusta i septembra. Prvi nalazi juvenilnih ptica na hranilištu su zabeleženi u julu. Ptice u drugoj cy su zabeležene tek u avgustu, a zatim septembru. Nalazi imaturnih i adultnih ptica se javljaju tokom svih meseci rada kamere. Najviše imaturnih ptica zabeleženo je u martu, maju i julu. Ptice su zabeležene tokom celokupnog perioda rada kamere, sa najviše nalaza tokom februara i maja. Najviše nalaza adultnih ptica zabeleženo je u maju i julu (Slika 41).

Videomonitoringom je zabeleženo 198 nalaza ptica sa stranim obeležijima. U 2009. godini zabeleženo je 12 nalaza, u 2010. godini 32 nalaza stranih ptica, dok je u 2018. godini zabeleženo 154 nalaza ptica sa stranim markicama. Prva ptica iz bugarskog programa reintrodukcije je zabeležena kamerom 2010. godine.

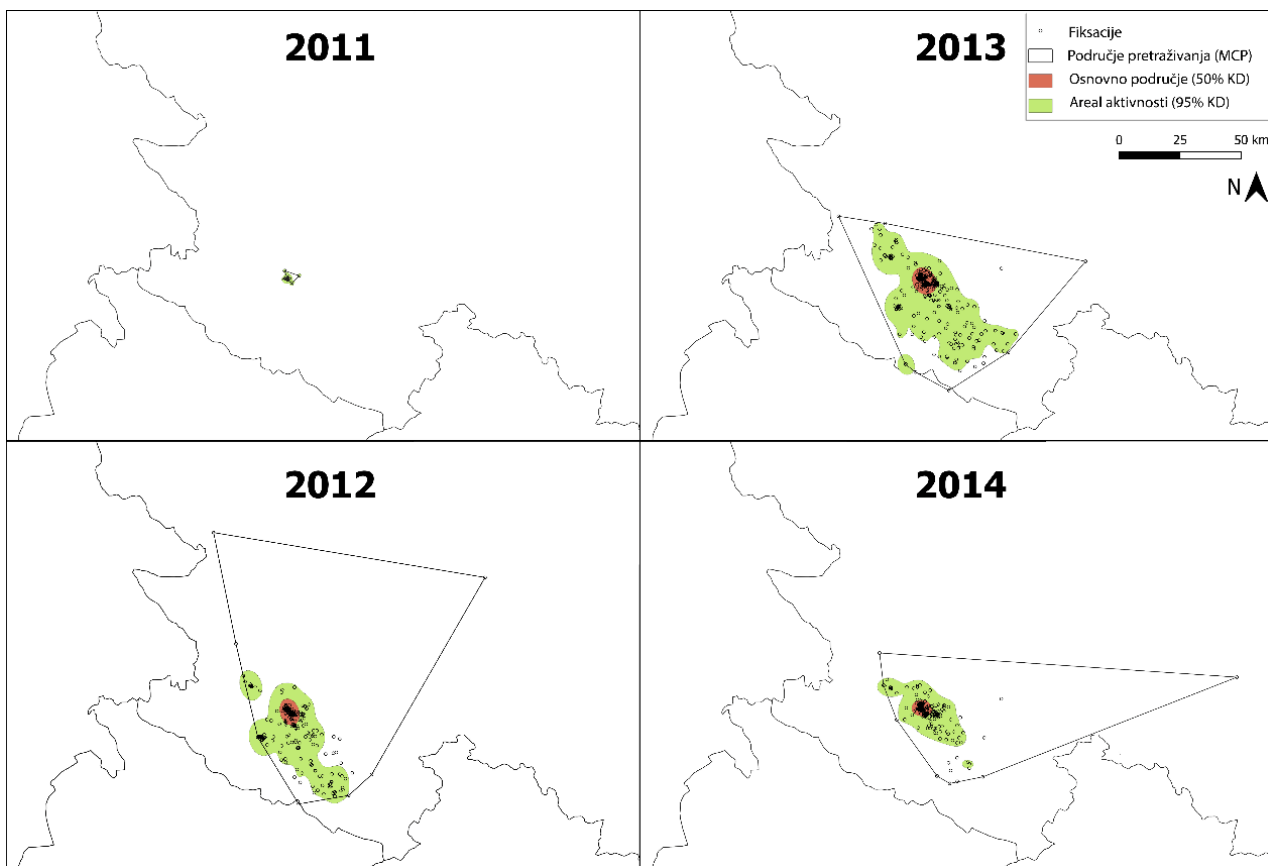
4.4 Analiza kretanja beloglavog supa na osnovu podataka dobijenih satelitskim praćenjem

Tokom 34 meseca satelitskog praćenja jedinke beloglavog supa pod imenom Konstantin, prikupljeni su značajni podaci o njegovom kretanju. Tokom perioda praćenja (od oktobra 2011. do jula 2014. godine) prikupljeno je ukupno 1976 GPS fiksacija, od čega je 27 meseci kretanja jedinke tretirano kao kretanje imaturne ptice (79,4%), dok je sedam meseci kretanja karakterisano kao kretanje odrasle jedinke (20,6%). Nepouzdanе fiksacije su uklonjene iz skupa podataka koji je analiziran. Ukupno je isključeno 45 pogrešnih fiksacija koje nisu bile u skladu sa kretanjem ptica u smislu pređene udaljenosti i vremena koje je proteklo između uzastopnih tačaka ili su bile lažne tačke zasnovane na nemogućim koordinatama. Većina fiksacija-lokacija (99,59%) imala je tačnost < 100 m, dok je samo osam tačaka imalo manju tačnost ili tačnost nije bila poznata. Sve te tačke su dodatno validirane kako je prethodno definisano i sve su zadržane u konačnom skupu podataka. Bilo je „prekida“ u dobijanju podataka zbog nedovoljno optimalnih performansi Argos/GPS predajnika. Ovi problemi su verovatno uzrokovani nepovoljnim vremenskim uslovima poput jake oblačnosti ili geomorfološkim specifičnostima terena, što je dovelo do nemogućnosti korišćenja baterije na solarnu energiju koja napaja uređaj strujom. Zbog toga postoje fiksacije za ukupno 695 dana umesto 1015 dana, koliko je obuhvatao period istraživanja/praćenja. Ukupan broj „prekida“ bio je 61. Prosečno trajanje „prekida“ bilo je 5,1 dan, a minimalno i maksimalno trajanje ovih perioda je bio u rasponu od jednog do 85 dana. Iz gore navedenih razloga, nije bilo moguće primiti svih pet predviđenih fiksacija dnevno, pa je tako većina dana imala dve (24%), tri (30%) ili četiri fiksacije (28%), dok je 15,5% i 2,5% dana tokom kojih je praćeno kretanje imalo granične vrednosti: jednu, odnosno svih pet fiksacija, respektivno.

Analizom svih procenjenih parametara tokom godina praćenja, identifikovan je jedan osnovno (najuže) područje kretanja i sa njim povezan centralno područje kretanja oko kolonije Uvac i obližnjeg hranilišta. Tri dodatna centralna područja kretanja su identifikovana u blizini kolonije Radoinja, kolonije Mileševka i na Pešterskoj visoravni (Slika 42). Prostorne analize za sveobuhvatne oblasti areala kretanja tokom godina istraživanja pokazale su da je to pretežno oblast pašnjaka (zastupljenost pašnjaka je 62,2% ili 1306,98 km²). Ukupno područje pretraživanja bilo je oko 152 puta veće od osnovnog područja, odnosno 19,5 puta veći od centralnog područja i oko 5,5 puta veći od areala aktivnosti (AA).



Slika 42. Sveukupno (ceo period istraživanja) područje pretraživanja, areal aktivnosti, centralno i osnovno područje, sa označenim aktivnim kolonijama, hranilištima, pašnjacima i važnijim geografskim karakteristikama.



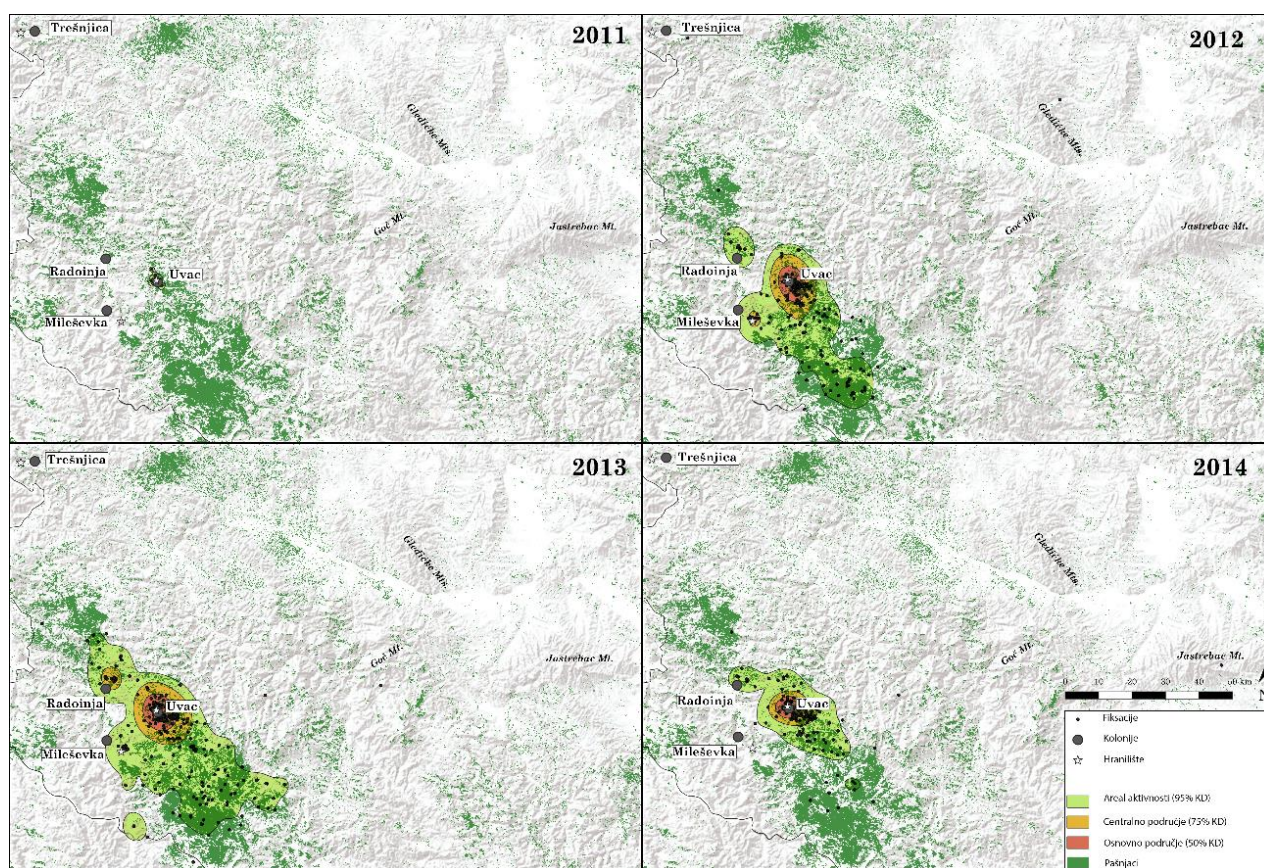
Slika 43. Procena područja pretraživanja beloglavog supa tokom godina istraživanja.

Najseverozapadnija tačka tokom kretanja u 2012. godini je bila na području kolonije Trešnjica, a više istočnih tačaka je bilo locirano u oblastima Gledičkih planina (2012), Goča (2013) i Jastrepa (2014) u centralnoj Srbiji (Slika 43).

Utvrđene su razlike u rasponima i površinama analiziranih parametara između godina (Tabela 9) (Slike 43 i 44). Svi procenjeni parametri u 2011. godini bili su izuzetno mali i zasnovani na samo 33 fiksacije, te ih je stoga bilo teško interpretirati. Tokom ostale tri godine, površina PP (MCP) je bila najveća u 2012. godini, a najmanja u 2013. godini, dok su OP (50% KD), CP (75% KD) i AA (95% KD) bili najveći u 2013, a najmanji u 2014. godini (Tabela 9). U zavisnosti od godine, područje pretraživanja je bio oko 45–109 puta veća od OP; 13–37 puta veće od CP i oko 2,5–7,5 puta od AA (Slike 43 i 44). Ispitivanje ovih razlika pokazalo je da su ove znatne razlike u procenjenim površinama oblasti koje je ptica koristila proizašle od samo nekoliko pojedinačnih, izolovanih i udaljenih tačaka u prostoru. Najveći broj njih je registrovan tokom 2012. i 2014. godine (Slika 43).

Tabela 9. Procene osnovnog područja, centralnog područja, areala aktivnosti i područja pretraživanja tokom godina istraživanja.

| Godina | Broj analiziranih fiksacija (tačaka) | OP (50% KD izopleta, km ²) | CP (75% KD izopleta, km ²) | AA (95% KD izopleta, km ²) | PP (MCP, km ²) |
|---------------|--------------------------------------|--|--|--|----------------------------|
| 2011 | 33 | 1,86 | 5,98 | 21,04 | 17,19 |
| 2012 | 663 | 67,50 | 211,76 | 1038,75 | 7356,42 |
| 2013 | 739 | 85,26 | 287,05 | 1578,94 | 3832,70 |
| 2014 | 496 | 43,18 | 112,01 | 549,37 | 4177,75 |
| Ukupno | 1931 | 76,56 | 590,85 | 2102,44 | 11654,34 |



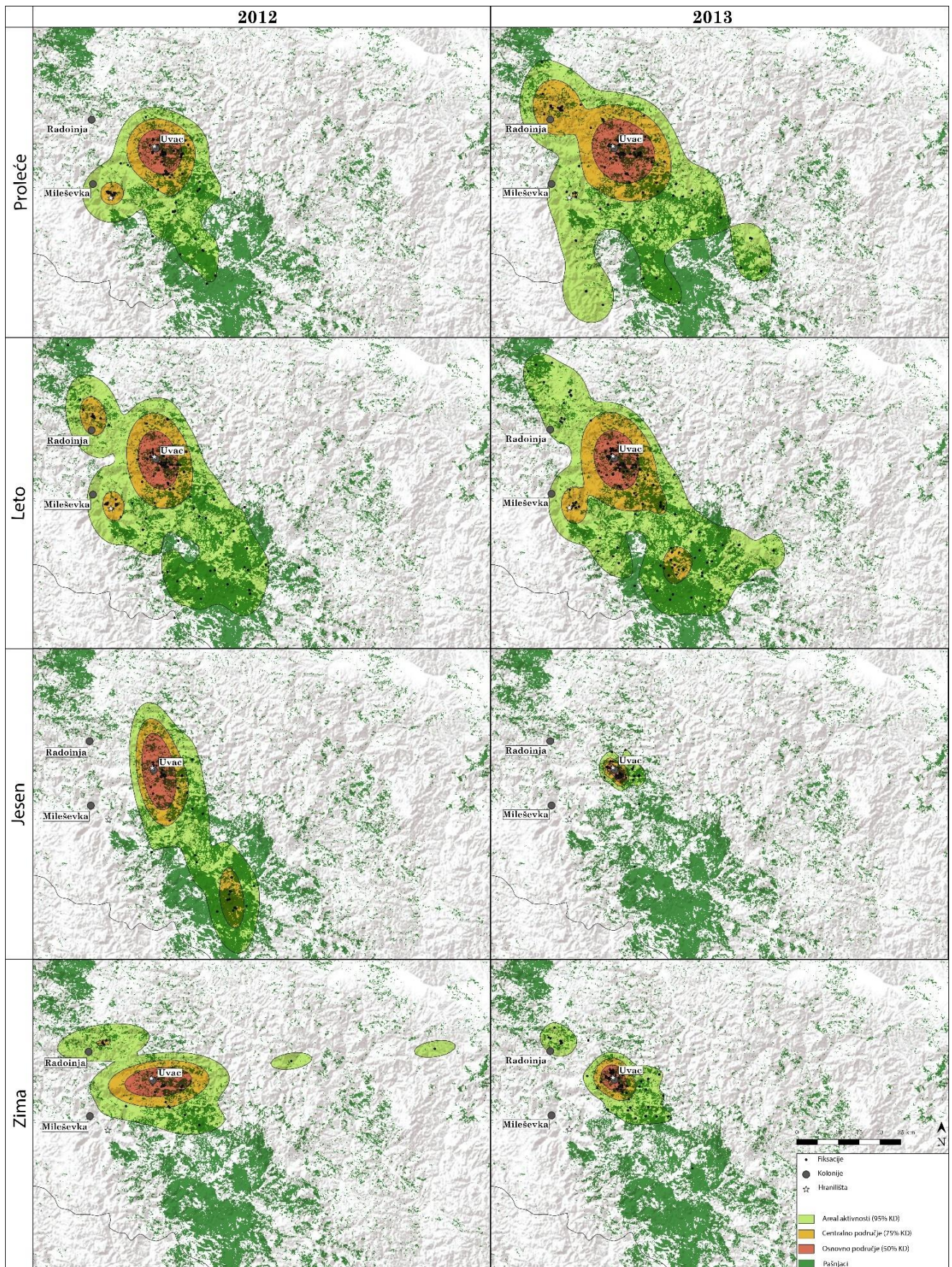
Slika. 44. Procene dnevnog, centralnog i osnovnog areala za beloglavog supa tokom godina istraživanja.

Sezonska dinamika procenjenih parametara i korišćenih površina takođe je pokazala određene varijacije tokom godina (Tabela 10) (Slika 45).

Tabela 10. Procene površina različitih parametara za beloglavog supa po sezonama.

| Godina i sezona | Broj analiziranih fiksacija | OP (50% KD izopleta, km ²) | CC (75% KD izopleta, km ²) | AA (95% KD izopleta, km ²) | OP (MCP, km ²) |
|-----------------|-----------------------------|--|--|--|----------------------------|
| Jesen 2011 | 33 | 1,86 | 5,98 | 21,04 | 17,19 |
| Zima 2011/12 | 93 | 9,42 | 20,49 | 67,99 | 107,37 |
| Proleće 2012 | 227 | 88,07 | 250,22 | 800,05 | 2979,13 |
| Leto 2012 | 250 | 105,33 | 359,53 | 1470,77 | 2403,86 |
| Jesen 2012 | 89 | 112,65 | 299,11 | 815,75 | 554,6 |
| Zima 2012/13 | 63 | 88,13 | 215,57 | 727,84 | 919,88 |
| Proleće 2013 | 247 | 179,21 | 551,19 | 1804,25 | 1734,37 |
| Leto 2013 | 308 | 118,79 | 460,12 | 1668,83 | 1912,63 |
| Jesen 2013 | 119 | 12,05 | 28,19 | 74,49 | 132,54 |
| Zima 2013/14 | 156 | 30,32 | 76,14 | 298,15 | 387,47 |
| Proleće 2014 | 259 | 68,03 | 198,03 | 676,36 | 4034,86 |
| Leto 2014 | 87 | 31,36 | 101,16 | 319,52 | 258,11 |

Procenjene površine za jesen 2011. godine i leto 2014. godine mogu zbog toga smatrati potcenjenim, s obzirom na to da nije bilo podataka za čitav period tokom tih sezona. Sezonski posmatrano, najmanji opseg područja pretraživanja, areal aktivnosti, kao i najmanje osnovno i centralno područje, zabeleženi su tokom zime 2011/2012. godine i jeseni 2013. godine. Svi analizirani parametri su generalno bili mnogo veći tokom prolećnog i letnjeg perioda (Slika 45). Najveće područje pretraživanja zabeleženo je u proleće 2014. godine, zatim u proleće i leto 2012. godine, te u proleće i leto 2013. Površine areala aktivnosti, centralnih i osnovnih područja bile su najveće u leto i proleće 2013. godine, a zatim u leto i jesen 2012. godine (Tabela 10). Uočena odstupanja između područja pretraživanja i drugih procenjenih parametara, kao i u prethodnom slučaju, potiču iz nekoliko izolovanih i udaljenih dobijenih tačaka/podataka (Slika 43). Vilkoksonov test nije pokazao značajne statističke razlike među godinama ni kod jednog od analiziranih parametara (MCP: $Z = 1,13$, $p = 0,125$; 50% KD: $Z = 0,16$, $p = 0,875$; 75% KD: $Z = 0,00$, $p = 1,000$; 95% KD: $Z = 0,00$, $p = 1,000$).



Slika 45. Procene areala kretanja, centralnih i osnovnih područja beloglavog supa po sezonama tokom 2012. i 2013. godine.

Razlika u veličini područja pretraživanja u periodu gnežđenja (PG) i periodu van gnežđenja (VPG) nije bila statistički značajna ($Z = -0,489$; $p = 0,625$). Za PG, MCP 100%, odnosno područje pretraživanja je bilo 7886,82 km², areal aktivnosti (95% KD) 1075,36 km², centralno područje (75% KD) 198,3 km² i osnovno područje (50% KD) 66,73 km², dok je za VPG MCP 100% je bio 4063,12 km², areal aktivnosti (95% KD) 1143,89 km², centralno područje (75% KD) 152,64 km² i osnovno područje (50% KD) 52,61 km².

Za potrebe detaljnih analiza dnevnog kretanja postojalo je dovoljno podataka samo za 2012. i 2013. godinu. Medijane dnevnih razdaljina koje je sup Konstantin prelazio iznosile su u 2012. godini 2,9 km (raspon 0–122,4 km), odnosno 6,6 km (raspon 0–80,3 km) u 2013. godini. Maksimalna pređena udaljenost u jednom danu tokom 2012. godine iznosila je 122,4 km, odnosno 80,3 km u 2013. godini. Medijana dnevnih pređenih razdaljina varirala je i sezonski sa najvećim distancama tokom leta 2013. godine, ali bez statistički značajnih razlika između godina tokom kojih je praćeno kretanje ove ptice ($Z = -1,15$; $p = 0,250$). Medijana dnevnih razdaljina unutar različitih procenjenih površina varirala je između godina sa nešto dužim, ali ne i statistički značajnim razlikama ovih distanci u 2013. godini ($Z = -1,15$; $p = 0,250$) (Tabela 11).

Tabela 11. Medijane dnevnih razdaljina beloglavog supa po godišnjim dobima i različitim parametrima u 2012. i 2013. godini.

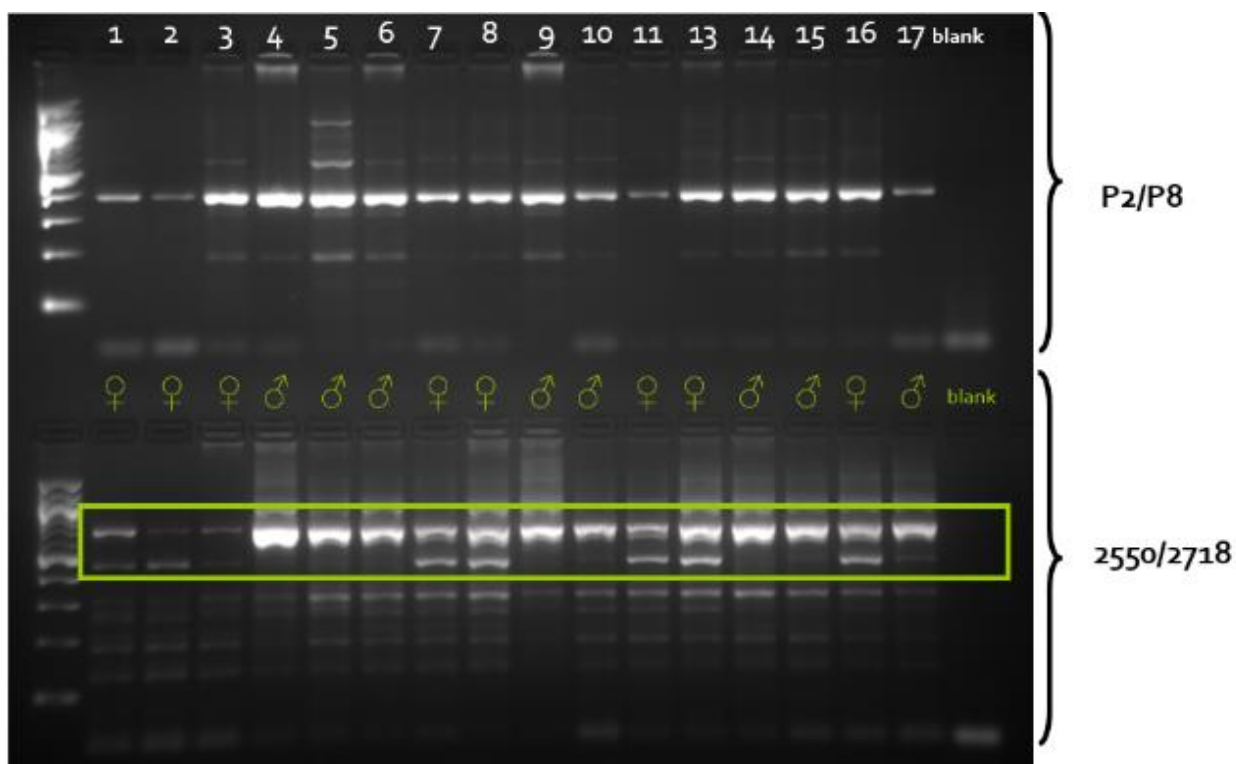
| Godina | Godišnje doba/opseg | Broj analiziranih dana | Starost ptice (cy) | Medijana dnevnih razdaljina (min–max), km |
|--------|---------------------|------------------------|--------------------|---|
| 2012 | zima | 34 | 4 | 1,1 (0 – 46,3) |
| | proleće | 70 | 4 | 2,7 (0 – 122,4) |
| | leto | 94 | 4 | 6,1 (0 – 86,1) |
| | jesen | 11 | 4 | 4,1 (0 – 44,0) |
| 2013 | zima | 21 | 5 | 2,3 (0 – 34,0) |
| | proleće | 75 | 5 | 8,6 (0 – 80,3) |
| | leto | 85 | 5 | 17,9 (0 – 77,0) |
| | jesen | 34 | 5 | 3,4 (0,4 – 23,4) |
| 2012 | OP 50% KD | 188 | | 2,8 (0 – 8,5) |
| | CP 75% KD | 196 | | 2,8 (0 – 26,8) |
| | AA 95% KD | 205 | | 3,1 (0 – 80,0) |
| 2013 | OP 50% KD | 188 | | 4,5 (0 – 18,2) |
| | CP 75% KD | 208 | | 5,7 (0 – 31,1) |
| | AA 95% KD | 214 | | 6,4 (0 – 80,3) |

4.5 Rezultati utvrđivanja pola beloglavog supa molekularnom metodom

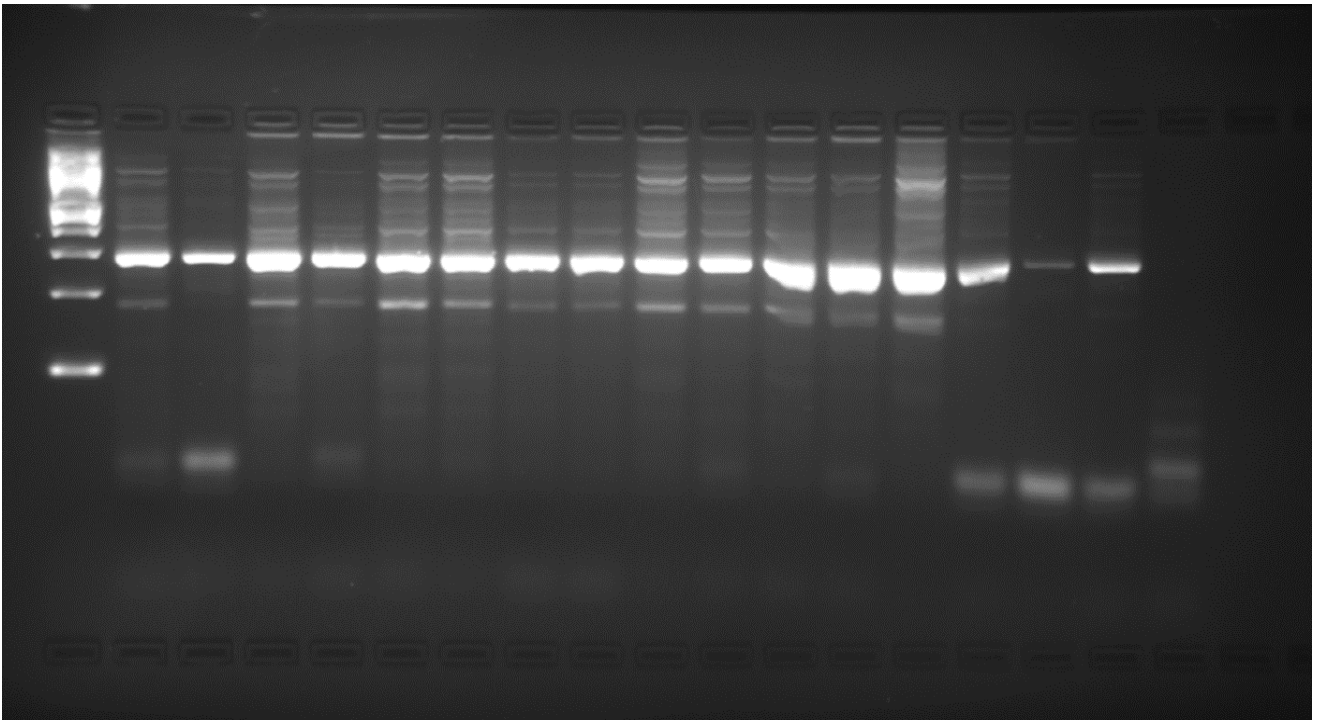
Za potrebe utvrđivanja pola ptica ukupno je uzeto 127 uzoraka krvi. Od ovog broja uzoraka uspešna identifikacija je bila za 71 uzorak, dok je 56 bilo neuspešno (Tabela 12). Na početku su isprobana tri seta prajmera: P2/P8 (Griffiths *et al.* 1998), 1237L/1272H (Kahn *et al.* 1998) i 2550F/2718R (Fridolfsson & Ellegren 1999). Odgovarajući prajmeri daju dva fragmenta kod ženki (CHD-Z i CHD-W) i jedan fragment kod mužjaka (CHD-Z). U slučaju naših uzoraka, najbolje i najjasnije rezultate dao je set prajmera 2550F/2718R (Fridolfsson & Ellegren 1999), dok su druga dva seta prajmera su dali spojene trake na gelu (Slike 46, 47, 48). Iz navedenih razloga je set prajmera 2550F/2718R izabran i korišćen u analizi pola kod preostalih uzoraka. Dobijeni broja mužjaka i ženki unutar populacije supova na Uvcu je 32:39.

Tabela 12. Analiza pola uzetih uzoraka krvi beloglavih supova iz kolonije Uvac i Radoinja u periodu 2012–2018. godine.

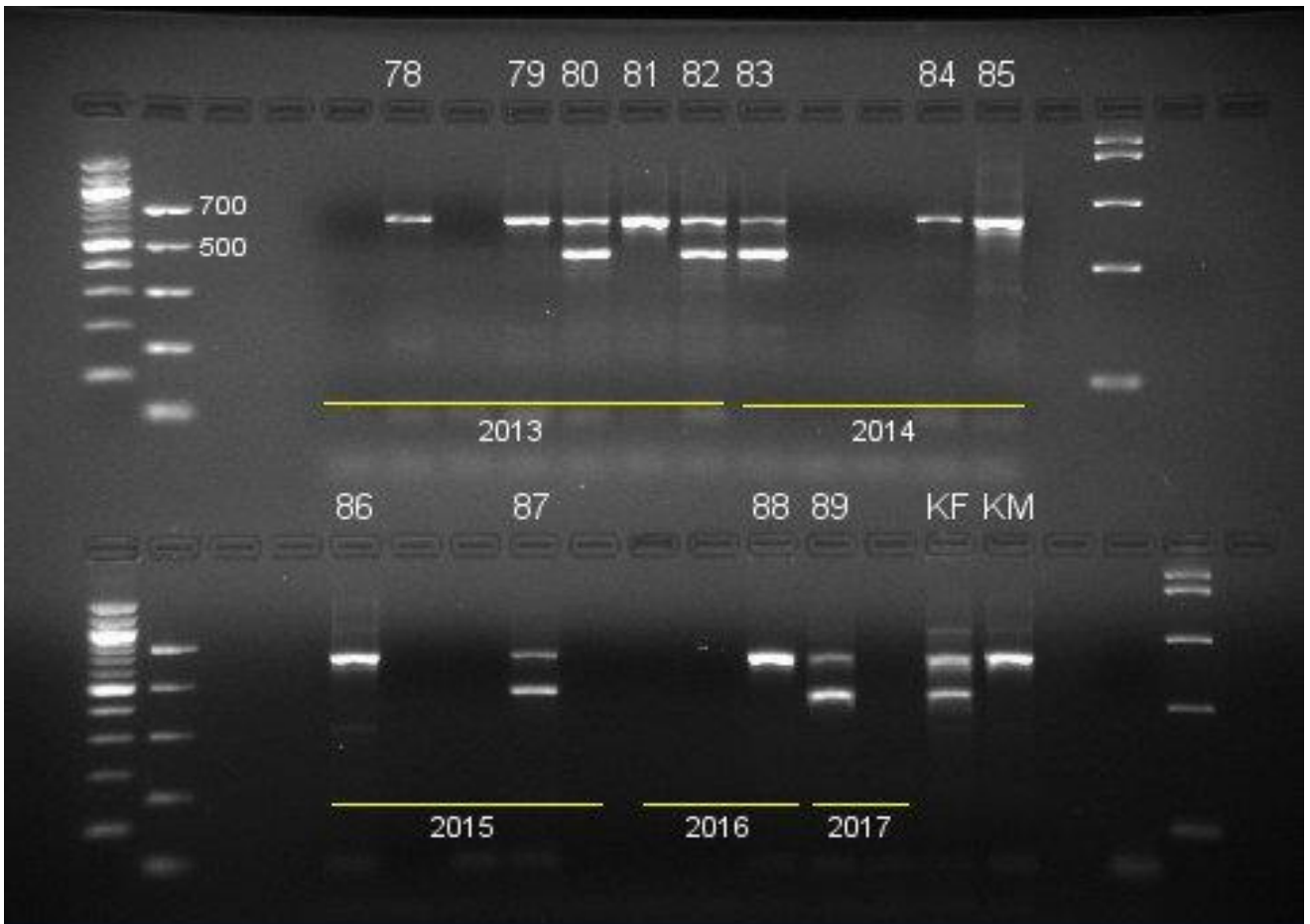
| Pol/godina uzorkovanja | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | Ukupno |
|------------------------|------|------|------|------|------|------|------|--------|
| Mušjaci-M | 7 | 5 | 1 | 4 | 5 | 5 | 5 | 32 |
| Ženke-F | 10 | 6 | 2 | 4 | 8 | 4 | 5 | 39 |
| Uspešne probe | 17 | 11 | 3 | 8 | 13 | 9 | 10 | 71 |
| Neuspešne probe | 1 | 6 | 9 | 8 | 11 | 9 | 12 | 56 |
| Ukupno uzoraka | 18 | 17 | 12 | 16 | 24 | 18 | 22 | 127 |



Slika 46. Rezultati određivanja pola upotrebom dva seta prajmera P2/P8 (Griffiths *et al.* 1998), 2550F/2718R (Fridolfsson & Ellegren 1999). Jedna linija dobija se za muški pol (ZZ), dve linije za ženski pol (ZW).



Slika 47. Elektroforeza uzoraka korišćenjem seta prajmera 1237L/1272H (Kahn *et al.* 1998). Jedna linija dobija se za muški pol (ZZ), dve linije za ženski pol (ZW).



Slika 48. Rezultati analize pola uzoraka iz različitih godina upotrebom 2550F/2718R prajmera (Fridolfsson & Ellegren 1999). Jedna linija dobija se za muški pol (ZZ), dve linije za ženski pol (ZW).

5 DISKUSIJA

5.1 Populacioni trend, reproduktivni parametri i uticaj hranilišta na populaciju beloglavog supa u Srbiji

Na Balkanskom poluostrvu, beloglavi sup je nekada bio široko rasprostranjen, a tokom XIX i prve polovine XX veka gnezdili su se u svim zemljama regije (Cramp & Simmons 1980). Drastično smanjenje populacija beloglavih supova na Balkanskom poluostrvu tokom XX veka, početkom 90-ih godina ostavilo je izolovane preostale kolonije u Srbiji (Uvac i Trešnjicu), na udaljenosti od preko 300 km od najbližih susednih kolonija (Marinković *et al.* 2020). Dva glavna uzroka pada brojnosti populacije i skoro potpunog nestanka vrste iz Srbije bila su masovna trovanja i nedostatak hrane (Marinković & Orlandić 1994; Marinković 1999; Marinković *et al.* 2020).

Kampanje masovnog trovanja povezane sa sukobom ljudi i divljih životinja i istrebljenjem takozvanih štetočina (vukovi, lisice, psi litalice itd.) dovele su do pada brojnosti mnogih populacija (Handrinos 1985; Marinković & Orlandić 1994; Grubač 2005; Dobrev *et al.* 2021). Trovanja su bila posebno česta i intenzivna u periodu posle II svetskog rata (Marinković & Orlandić 1994; Marinković 1999).

Nedostatak hrane proistekao je iz promena u tradicionalnom načinu stočarstva, prelaskom sa ekstenzivnog na intenzivan uzgoj stoke i veterinarskih mera koje su propisivale zakopavanje uginulih životinja (Marinković & Karadžić 1999; Marinković 1999). Beloglavi sup na Balkanskom poluostrvu vekovima je zavisio od stočarstva i ekstenzivnog uzgoja stoke. Brojna krda nekada su se napasala u okviru delova istorijskog rasprostranjenja, a ta područja su bila povezana stočarskim nomadskim putevima (Marinković & Karadžić 1999; Tsiakiris & Pergantis 2019; Dobrev *et al.* 2021). Smanjenje i nestanak tradicionalnih pastoralnih praksi je dugoročno negativno uticao, a utiče i danas na beloglavog supa (Marinković & Karadžić 1999; Olea & Mateo-Tomás 2009; Margalida & Colomer 2012; Dobrev *et al.* 2021). Pored već spomenutih promena, veterinarske mere koje su nalagale zakopavanje i spaljivanje uginulih životinja i smanjenje stočnog fonda uslovile su nedostatak hrane za beloglave supove u Srbiji (Marinković 1999; Marinković *et al.* 2020).

Na početku istraživanja i monitoringa populacije beloglavih supova u Srbiji, 1985. godine, zabeležena su 24 teritorijalna para. Brojnost je tokom vremenom opadala i 1992. godine populacija dostiže minimum od samo 14 teritorijalnih parova, čime se vrsta suočila sa nestankom. Iako su do tada na snazi već bile različite mere zaštite (pravna zaštita vrste, uspostavljanja zaštićenih područja, praćenja populacije, naponi u smanjenju ilegalnog trovanja i kampanje edukacije javnosti o značaju zaštite vrste) i koje su svakako smanjile pritisak na vrstu, ipak nisu imale značajan uticaj na brojnost populacije i zaustavljanje negativnog trenda (Marinković & Orlandić 1994; Marinković 1999; Pantović & Andevski 2018; Marinković *et al.* 2020).

Tokom više decenija unazad došlo je do nestajanja tradicionalnih stočarskih praksi ispaše na pašnjacima i već gore opisanih razloga došlo je do smanjene dostupnosti prirodne hrane za lešinare, posebno tokom zimskog perioda, kada je najpotrebnije (Marinković & Karadžić 1999; Marinković 1999). Program dopunske ishrane, odnosno uspostavljanje hranilišta, se pokazalo kao najznačajnija aktivna mera zaštite koja ima cilj da zaustavi pad brojnosti i dovede do oporavka populacija lešinara (Terrasse 2004; Houston 2006). Tokom 1989. godine započet je program dopunske ishrane supova, odnosno otvorena su prva dva hranilišta u kolonijama Trešnjica i Uvac (Marinković & Orlandić 1994; Marinković 1999; Marinković & Grubač 2000; Marinković *et al.* 2020). U početku je iznošena mala količina hrane, ali tokom godina se ta količina povećavala (Marinković *et al.* 2020). Nakon što je populacija beloglavog supa 1992. godine dostigla minimum, prehrana je pojačana nakon zime 1993/1994, kada su primećeni prvi znaci oporavka populacija (Marinković & Orlandić 1994; Marinković *et al.* 2020). Populacija je 2018. godine dostigla maksimalna 262 teritorijalna para. Ovi podaci ukazuju na činjenicu da je iznošenje hrane, posebno tokom zimskih meseci bilo od izuzetnog značaja (Marinković & Orlandić 1994; Marinković 1999). Pod snegom, beloglavim supovima je veoma teško da pronađu uginule životinje, pa se povećava konkurencija između imaturnih i adultnih ptica (Marinković 1999; Marinković *et al.* 2020). Sup je pretežno mediteranska vrsta, ali se gnezditi i

u oblastima umerenokontinentalne, kontinentalne i planinske klime. Kolonije beloglavih supova u zapadnoj Srbiji nalaze se na području umerenokontinentalne klime, koja su bliska zonama u kojima vlada planinska klima (područja iznad 1000 mnv). Razlika u ovim klimatima je posebno izražena u odnosu na dužinu trajanja snežnog pokrivača (Marinković & Orlandić 1994; Marinković *et al.* 2020). Zimski period se poklapa i sa početkom sezone gnežđenja (Piper *et al.* 1999; Beest *et al.* 2008) i ujedno to je najkritičniji period za lešinare, jer dostupnost hrane određuje koliki će broj ptica početi da se razmnožava (Marinković 1999). Dostupnost i dovoljna količina hrane su izuzetno značajni pre početka gnežđenja, kada je potrebna dodatna hrana gnezdecim jedinkama ne samo da bi ženki omogućila da proizvede jaja već i da akumulira telesne rezerve koje će joj biti potrebne tokom perioda inkubacije i odgajanja mladunca kao što se tokom istraživanjima to pokazalo kod pegavog supa (*Gyps rueppelli*) (Houston 1976). Dostupna hrana doprinosi i povećanom preživljavanju, posebno mladih ptica (Piper *et al.* 1999; Beest *et al.* 2008).

Hranilišta su imala izuzetno veliki uticaj na porast brojnosti populacije beloglavih supova u Srbiji. Regresiona analiza je pokazala vezu između povećanja količine hrane i broja teritorijalnih i gnezdećih parova, kao i broja mladunaca (Marinković *et al.* 2020). Važnost suplementacije naglašena je konstantnim rastom populacije tokom čitavog perioda od početka dohrane do 2018. godine, kao i snažnom pozitivnom korelacijom između količine dopunske hrane, broja teritorijalnih i gnezdećih parova, te broja poletelih mladunaca. Rezultati su u skladu sa prethodnim istraživanjima, koja su pokazala da je dostupnost hrane glavni faktor koji ograničava veličinu populacije i uspeh gnežđenja budući da je povećanje broja lešinara direktno povezano sa povećanjem količine hrane na hranilištu (Sarrazin *et al.* 1996; Piper 2005; Demerdzhiev *et al.* 2014; Moreno-Opo *et al.* 2015a). Lešinari redovno teže povratku i boravku na lokalitetima gde postoje zalihe i/ili predvidljivi izvori hrane (Monsarrat *et al.* 2013).

Poslednjih nekoliko godina u svetu se pojavila zabrinutost da bi hranilišta mogla imati neželjene efekte na ciljane populacije. Ti negativni uticaji mogu da uključuju potencijalnu ingestiju rezidua veterinarskih lekova i štetnih patogena otpornih na lekove, zatim povećan rizik od predatora, neželjene uticaje na neciljane vrste i povećanje rizika širenja zaraznih bolesti (Piper 2004; Anderson & Anthoni 2005; Robb *et al.* 2008; Thompson *et al.* 2008; Cortés-Avizanda *et al.* 2009, 2016). Javila se i zabrinutost da li hranilišta mogu uticati na demografske karakteristike i promene ponašanja vrste (Robb *et al.* 2008; Moreno-Opo *et al.* 2015a). Postoji bojazan da bi se lešinari mogli toliko naviknuti na hranilišta da bi postali nespremni da sami traže hranu (Duriez *et al.* 2012; Cortés-Avizanda *et al.* 2016). Takođe, povećan broj negnezdećih ptica u blizini hranilišta može doprineti smanjenom reproduktivnom uspehu ptica koje se gnezde u blizini istih. Do ovakvih potencijalnih posledica bi moglo doći zbog intenziviranja intraspecijske kompeticije i rasta gustine ptica unutar gnezdeće populacije. Svi ovi faktori mogu rezultirati narušavanjem procesa i pojavom intraspecijske i interspecijske kompeticije među jedinkama i smanjenjem reproduktivne uspešnosti usled pojave faktora koji zavise od gustine (Carrete *et al.* 2006a, 2006b; Ferrer *et al.* 2014, 2018; Moreno-Opo *et al.* 2015a, 2015b, 2016; Cortés-Avizanda *et al.* 2016; Marinković *et al.* 2020). Iako je upotreba hranilišta kao glavnog pristupa u oporavku populacija lešinara dovedena u pitanje zbog navedenih potencijalnih negativnih efekata koji se mogu javiti u područjima koje karakteriše masovno smanjenje brojnosti populacija, ona su se pokazala kao važna i izuzetno efikasna metoda u očuvanju lešinara (Genero *et al.* 2020). U našem slučaju, veliki porast broja parova i mladunaca jasno ukazuje na to da su se hranilišta pokazala kao značajna mera očuvanja koja je pomerila populaciju sa ivice izumiranja u jedno od najvećih uporišta beloglavih supova na Balkanskom poluostrvu. Naš zaključak je u skladu sa studijom koja ističe da upotrebu hranilišta treba snažno razmotriti u onim područjima koja karakterišu loš kvalitet staništa ili gde nema dovoljno hrane i tako promovisati oporavak populacije beloglavih supova koji u velikoj meri zavise od uginulih domaćih životinja (Genero *et al.* 2020).

Nakon što je veličina populacije beloglavog supa dosegla minimum 1992. godine, započeo je proces oporavka i stalan rast. Od dve glavne kolonije, Uvca i Trešnjice, koje su sve vreme bile aktivne, populacija se proširila, formirajući nove kolonije na najbližim pogodnim lokacijama u blizini aktivnih hranilišta. To je u skladu sa prethodnim nalazima nekoliko autora u kojima se kaže da hranilišta poboljšavaju reproduktivne performanse i doprinose naseljavanju novih teritorija (Piper

2005; González *et al.* 2006; Oro *et al.* 2008; Schoech *et al.* 2008; Moreno-Opo *et al.* 2015a, 2015b; Ferrer *et al.* 2018). U okolnim područjima kolonija Uvac i Trešnjica ima dosta pogodnih mesta za gnežđenje. Nove kolonije su osnovane u klisuri Mileševke i jezeru Radoinja (10–15 km udaljeno od hranilišta na Uvcu), kao i u Soko Gradu (20 km od kolonije i hranilišta Trešnjica) (Marinković *et al.* 2020). Naseljavanje klisure reke Mileševke je vrlo verovatno i rezultat naseljavanja ptica poreklom iz Hercegovine. Trovanja u Herecegovini su devastirala tamošnje kolonije supova i dovele ih do nestanka. Ptice koje su preživjele trovanja usled ratnih dejstava napustile su svoje kolonije i utočište pronašle u najbližim kolonijama supova (Uvac i Mileševka) (Marinković 1999; Marinković *et al.* 2006; Marinković *et al.* 2012; Dobrev *et al.* 2021). Trend širenja je nastavljen i posle 2018. sa zabeleženim novim lokalitetima gnežđenja.

Analiza reproduktivnih parametara ukazala je na činjenicu da su uspeh gnežđenja i produktivnost bili visoki i uglavnom konstantni tokom čitavog perioda proučavanja. Usled trovanja, značajan pad produktivnosti dogodio se u periodu između 1992. i 1995. godine. Prelaskom preostalih ptica sa teritorije ratom zahvaćenog područja Hercegovine dolazi do porasta populacije 1995. godine (Marinković 1999; Marinković *et al.* 2006; Marinković *et al.* 2012). Uočava se da je pad produktivnosti oštar u periodu od 1985. do 1995. godine, a to može biti posledica početne visoke produktivnosti tokom perioda na samom početku istraživanja (1985. godina), kada je bio prisutan veliki broj uspešnih gnezdećih parova. Zatim je usledio period, kada je došlo do pada broja gnezdećih parova, što je dovelo do znatnog pada produktivnosti. Od 1995. došlo je do porasta brojnosti populacije. Kada se razmotra produktivnost u periodu posle 1997. godine uočava se da se produktivnost nije značajnije menjala. Bila je stabilna i sa visokom srednjom vrednošću ($0,57 \pm 0,10$), osim jednog manjeg pada u 2012. godini. Verovatni razlog ovog pada u 2012. godini su loši vremenski uslovi i produžetak zime tokom vrhunca sezone gnežđenja. Primetan pad u uspehu gnežđenja zabeležen je 1999. godine. Vojna NATO intervencija tokom proleća – leta 1999. godine i ratna dejstva u oblasti areala aktivnosti i samoj blizini kolonija tokom sezone gnežđenja verovatno su uzrokovali ovaj pad. Već pomenuti zabeleženi pad uspeha gnežđenja tokom 2012. godine verovatno prouzrokovao ostrim vremenskim uslovima i jakom zimom (Prilog 1) tokom vrhunca sezone gnežđenja. Ujedno to može biti jedan od verovatnih razloga koji su uticali da se jedan broj parova iz kolonija Uvac i Mileševka prebace u koloniju Radoinja, gde su i mikroklimatski uslovi povoljniji (kolonija se nalazi na nižoj nadmorskoj visini). Prosečan uspeh gnežđenja zabeležen u Srbiji ($0,81 \pm 0,07$) veći je od uspeha gnežđenja u odnosu na gotovo sve studije o reproduktivnim parametrima populacija beloglavih supova u Evropi objavljenim između 1990. i 2010. godine – veći su u odnosu na uspeh gnežđenja u Centralnom masivu u Francuskoj (reintrodukovana populacija) (0,57), Hrvatskoj (0,6), Španiji (0,67), severoistočnoj Portugaliji (0,69), u francuskim Alpima (0,7), Bugarskoj (0,77), na ostrvu Krit u Grčkoj (0,74), na Kipru (0,74), u francuskim (0,76) i španskim Pirinejima (0,77) i na Sardiniji (0,77) (Arroyo *et al.* 1990; Leconte & Som 1996; Sarrazin *et al.* 1996; López-López *et al.* 2004; Aresu & Schenk 2005; Pavoković & Sušić 2006; Terrasse 2004; Beest *et al.* 2008; Del Moral 2009; Hirouchakis 2010; Demerdzhiev *et al.* 2014). Jedino istraživanje gde je zabeležena viša uspešnost gnežđenja (0,83) je u Španiji (López-López *et al.* 2004). Važno je napomenuti da je prethodni podatak dobijen analizom uspeha gnežđenja u jednoj populaciji u Španiji tokom samo jedne sezone. Tokom 34 godine, između 1985. i 2018. godine, u Srbiji je zabeleženo jedanaest sezona gde je uspeh gnežđenja bio jednak ili veći od 0,83 ($0,83-0,95$) od pomenutog u Španiji. Ovo istraživanje nije otkrilo značajan pad uspeha gnežđenja sa povećanjem broja parova, što znači da kapacitet sredine nije još dostignut, slično sugerišu i autori sličnih istraživanja jedne španske i bugarske populacije beloglavih supova (López-López *et al.* 2004; Demerdzhiev *et al.* 2014; Marinković *et al.* 2020).

Posmatrajući produktivnost po pojedinačnim kolonijama, ona je u dve glavne kolonije (Uvcu i Trešnjici) bila u blagom padu, suprotno novonastalim kolonijama u Mileševki i posebno Radoinji. Međutim, najveća produktivnost, kada se gledaju kolonije pojedinačno, zabeležena je u koloniji Trešnjica, zatim u koloniji Radoinja i Mileševka. Najniža produktivnost zabeležena je u najvećoj koloniji na Uvcu, koji je ujedno i lokacija najvećeg i najaktivnijeg hranilišta. Iako razlozi za ove razlike nisu istraženi, oni bi mogli biti posledica heterogenosti staništa, različitih mikroklimatskih

uslova među kolonijama, zauzetosti odgovarajućih mesta za gnezda, starosti i veličine kolonija, ili, kako je nekoliko autora u svojim radovima navelo, agregacije ptica koje se ne razmnožavaju na hranilištu, interakcije između odraslih koji se gnezde i ptica koje se ne gnezde i rasta gnezdeće populacije (Carrete *et al.* 2006a, 2006b; Ferrer *et al.* 2014, 2018; Moreno-Opo *et al.* 2015a, 2016; Cortés-Avizanda *et al.* 2016). Detaljni uzroci ovih razlika u produktivnosti između kolonija zahtevaju dalje istraživanje i temeljnu analizu (Marinković *et al.* 2020).

Najnovija istraživanja genetike populacije beloglavih supova u Srbiji, potvrđuju da je populacija tokom poslednje decenije XX veka doživela ozbiljno usko grlo, ali da je ipak zadržna bogata genetska raznovrsnost koja se može uočiti čak i kada se upoređi sa najvećom i istorijski najstabilnijom populacijom Evrope, populacijom sa Iberijskog poluostrva (Davidović *et al.* 2020). Gubitak genetskog diverziteta i povišeni nivoi inbridinga su očekivani u populacijama koje su prošle kroz ozbiljno usko grlo, kao što se to dogodilo populaciji beloglavog supa u Srbiji u periodu od 1950. do 1995. godine (Marinković *et al.* 2020). Pretpostavka je da su preostali supovi iz kolonija u Hercegovini prešli u Srbiju formirajući novu koloniju 1995. godine u klisuri Mileševke (Marinković *et al.* 2007; Marinković *et al.* 2012; Davidović *et al.* 2020), pomogli da se održi visok genetski diverzitet u populaciji Srbije, čime su preokrenuti negativni efekti prethodnog brzog opadanja populacije (Davidović *et al.* 2020). Bliža analiza distribucije *Cytb* haplotipova unutar specifičnih populacija, sa jednim preovlađujućim i nekoliko jedinstvenih haplotipova, je jak pokazatelj diskretne genetske segregacije između populacija i potvrđena je analizom molekularnih varijansi. Značajan procenat genetske varijanse može se pripisati varijacijama među populacijama, pokazujući jasnu diferencijaciju među njima u vidu četiri različita klastera (jugoistočna Evropa sa Kiprom, jugozapadna Evropa sa zapadnom Afrikom, Bliski istok i južna Azija) (Davidović *et al.* 2022). Ovi rezultati potvrđuju prethodnu analizu genetske diferencijacije zasnovanom na mikrosatelitskoj varijabilnosti između španske i populacije beloglavog supa iz Srbije (Davidović *et al.* 2020; Davidović *et al.* 2022). Uočene razlike između populacija Balkanskog i Iberijskog poluostrva mogu biti rezultat neadaptivnih procesa, poput uskog grla i/ili efekta osnivača, kao i rezultat natalne filopatrije (Davidović *et al.* 2020), kao i adaptacije na različite klimatske uslove (Davidović *et al.* 2020; Pirastru *et al.* 2021).

5.2 Analiza kretanja obeleženih ptica

Dugoročni program praćenja prstenovanih i krilnim markicama obeleženih beloglavih supova u Srbiji započeo je 1986. godine, a intenziviran je 2004. godine. Od 2004–2018. godine markirana je ukupno 261 ptica, prvenstveno mladunci na gnezdu u kolonijama Uvac i Radoinja.

U poređenju sa prstenovanjem kao metodom obeležavanja, postavljanje krilnih markica se pokazalo kao mnogo efikasnija metoda za praćenje kretanja (dobijanje nalaza) obeleženih ptica. Houston (1974) je izračunao da je u periodu od 20 godina bilo samo 64 nalaza za više od 2000 prstenovanih kapskih supova (3,2%).

Zahvaljujući dugoročnom programu praćenja prstenovanih i krilnim markicama obeleženih beloglavih supova, dobijen je veliki broj podataka kako u Srbiji tako i van nje. Od 261 obeleženog beloglavog supa u periodu 2004–2018. godine, viđeno je njih 206, što čini ukupno 79% od ukupnog broja obeleženih ptica u tom periodu.

U Srbiji je u periodu od 2004–2018. godine zabeleženo 1868 viđanja (nalaza). Najviše nalaza je zabeleženo tokom jula, avgusta i septembra, što je i očekivano s obzirom na to da se tad pojavljuju juvenilne ptice, a adultnim pticama je završena sezona gnežđenja. Juvenilne ptice prvi put pojavljuju u julu, ali su najbrojnije tokom avgusta i septembra. Najviše nalaza dobijeno je za imaturne (ukupno su brojniji nalazi ptica u 4. i 5. cy, ali dosta nalaza je prikupljeno za ptice u 3. cy) i adultne ptice. Najduži period beleženja pojedinačne jedinke u Srbiji, na mestu hranjenja, bio je beloglavi sup sa jednom nogom („Ćopa”). Prvi put je zabeležen 1994. godine kao mlada ptica, a zatim se beleže nalazi iz 2009, 2016. i konačno do godine uginuća 2018. godine, kada je bio, po proceni, u 26. cy.

Iz inostranstva je prikupljeno 978 nalaza i to iz 18 različitih zemalja. Većina nalaza potiče iz Grčke, Bugarske i Izraela. Ta područja su glavna odredišta na putovanju juvenilnih i imaturnih

beloglavih supova iz Srbije (Marinković 2018). Poznato je da mladi supovi tokom prvih pet godina života obično lutaju. U severnoj Španiji približno 90% mladih beloglavih supova napušta svoje native kolonije u prvoj cy godini (Griesinger 1998), dok je za Hrvatsku procena da sve mlade ptice napuštaju matične kolonije dolaskom jeseni (Sušić 2000), a slična procena je data ranije i za Srbiju (Marinković 1999). Uticaj hranilišta, odnosno dovoljno dostupne hrane prvenstveno tokom zimskog perioda, uticalo je na to da se deo juvenilnih i imaturnih jedinki zadrži u blizini native kolonije.

S obzirom na dnevnu stopu migracije i pravilnost jesenje migracije, supovi se mogu nazvati „migrantima na srednje distance” (Griesinger 1996), odnosno „migrantima na daljinu” sa naznakom da samo mlade ptice migriraju (Sušić 2000). Naši rezultati pokazuju da su najviše nalaza ponovno viđenih supova van područja nativnih kolonija upravo nalazi juvenilnih i imaturnih ptica, dok je samo jedna odrasla ptica zabeležena van Srbije. Neke dugovečne vrste, kod kojih se jedinke ne razmnožavaju sve dok ne napune nekoliko godina, sa povećanjem starosti pokazuju progresivnu promenu kretanja na sve kraće udaljenosti od gnezdećih područja (Newton 2008). Kod mnogih vrsta ptica, teritorijalnih i kolonijalnih, jedinke imaju tendenciju da se razmnožavaju u istoj oblasti u kojoj su se izlegli. Takva vernost lokaciji očigledna je i kod rezidentnih i kod migratornih delova populacije (Newton 2008). Rezultati istraživanja više autora upravo pokazuju da je filopatričnost prisutna kod supova (Camiña 2004; Bosè *et al.* 2007; Hirschauer 2016), te da se mlade ptice posle perioda lutanja obično vraćaju u koloniju gde su se izlegle (Camiña 2004; Bosè *et al.* 2012).

Izvan svojih matičnih kolonija, većina nalaza mladih i imaturnih ptica bila je ograničena na hranilišta u susednim zemljama, prvenstveno su beležene u Bugarskoj i Grčkoj. U početku je većina nalaza poticala sa hranilišta u nacionalnom parku Dadija u Grčkoj (*Dadia-Lefkimi-Soufli Forest National Park*), zatim su nalazi iz Bugarske postali redovni nakon intenziviranja konzervacionih projekata 2010. godine, otvaranja nekoliko hranilišta i kada je počeo stalni nadzor (Andevski 2013; Peshev *et al.* 2015; Dobrev *et al.* 2021). Neki od mladunaca iz Srbije prezimljavaju u Bugarskoj i Grčkoj, zajedno sa lokalnim beloglavim supovima, uglavnom u blizini hranilišta (Peshev *et al.* 2015). Naši rezultati pokazuju da nakon PFDP-a (perioda zavisnosti od roditelja nakon napuštanja gnezda), u septembru i oktobru, počinje period migracije (lutanja). Mlade ptice kod nas su prvi put ponovo uočene u zoni nativnih kolonija već tokom svoje druge ili treće kalendarske godne. Vrlo verovatno jedan broj njih ni ne napušta matične kolonije ili povremeno odlazi na kraća lutanja u susedne zemlje, prvenstveno Grčku i Bugarsku, gde postoje aktivna hranilišta. Naši rezultati se razlikuju u odnosu na rezultate iz studije rađene u Španiji, gde su juvenilne ptice viđene ponovo tek tri ili više godina kasnije (Zuberogoitia *et al.* 2013b). Budući da postoje brojni redovni nalazi naših ptica u Grčkoj i Bugarskoj, te oblasti bismo mogli smatrati delom šireg područja odrastanja beloglavih supova iz Srbije. Nalazi pojedinih obeleženih supova ukazuju da putuju iz Srbije u Bugarsku i Grčku, te nazad u Srbiju, pa opet u prethodna područja. Termin “Područja odrastanja” predložen je od strane više autora i označava područje gde mlade ptice odlaze nakon osamostaljivanja. To je područje koje može biti udaljeno od najbliže gnezdeće kolonije i preko 150 km (koliko adulti dnevno prelaze u potrazi za hranom) (Piper 1994). GPS/GPRS podaci praćenja beloglavih supova na Balkanskom poluostrvu otkrili su da lešinari posećuju regione gde postoje kolonije i hranilišta (Stoynov *et al.* 2018). Mapa rasprostranjenosti lešinara na Balkanu otkriva da se, pored Srbije, važna područja za supove se nalaze u Bugarskoj, Grčkoj i Severnoj Makedoniji (Stoynov *et al.* 2018). Kao važne oblasti navode se: Vračanski Balkan u zapadnoj Bugarskoj, Sinite Kamani i Kotel planina u istočnom delu Balkana (Stare planine), Kresna klisura i Nacionalni park Pirin u jugozapadnoj Bugarskoj, istočni Rodopi – Studen Kladenec i Madžarovo na bugarskoj strani, klisura Kompsatos i Dadija na grčkoj strani, Kajmakčalan u severnoj Grčkoj, u jugozapadnoj Grčkoj Cumerka, centralne grčke planine, planine Akarnanika i Boumistos, Kleisura i Misolongi, a u Severnoj Makedoniji Mavrovo, Vitačevo i Demir Kapija (Stoynov 2018).

Na kretanja ptica vremenski uslovi imaju snažan uticaj. Lokalni vremenski uslovi utiču, između ostalog, na početak i trajanje migracije, energetske utrošak, rute migracije, brzinu leta i strategije leta grabljivica (Rappole 2013). Nedostatak hrane se ističe kao glavni razlog zašto native područja postaju neprikladna tokom godine (Newton 1979). Moglo bi se očekivati da će migracija biti izraženija kod jedinki u populacijama kod kojih se preživljavanje povećava kada napuste svoja

nativna područja van sezone gnežđenja (Lack 1954). Sa približavanjem zime povećava se konkurencija. Odrasle ptice bi generalno trebalo da su kompetitivno uspješnije nego juvenilne i imaturne ptice, te će više mladih ptica biti prinuđeno da napuste matične oblasti i da započnu lutanje. S druge strane, poznato je da supovi mogu prezimiti u teškim uslovima, ako postoji odgovarajuća količina hrane (Slota-Bachmayr *et al.* 2005), što pokazuju i naši podaci, kao i nalaza prisutnosti, pre svega, juvenilnih i imaturnih jedinki u blizini hranilišta na Uvcu.

Rezultati ove studije pokazuju da mali broj juvenilnih beloglavih supova zimuje u Srbiji, veći broj njih prezimljuje u blizini hranilišta u Bugarskoj i Grčkoj, dok neki nastavljaju na istok i jugoistok i zimu provode u Iraku, Izraelu, Saudijskoj Arabiji i verovatno širom Bliskog istoka. Neka od njihovih zimovaništa mogla bi biti i negde u Africi, poput Južnog Sudana (Arkumarev *et al.* 2019) ili u centralnom Čadu (Sušić 2000). Država sa najbrojnijim nalazima naših supova na Bliskom istoku je Izrael. Broj podataka prikupljenih za naše ptice rezultat je dobrog programa praćenja u Izraelu. Odnedavno, više podataka dolazi iz Turske (5 različitih ptica). Nalazi iz drugih zemalja na Bliskom istoku bili su manje brojni. Iz Iraka smo prikupili podatke za dve ptice, a samo jednu iz Saudijske Arabije. Nedostatak podataka iz tih oblasti je najverovatnije posledica nerazvijenog programa praćenja lešinara u tim oblastima. S druge strane, u navedenim oblastima postavlja se pitanje kolika je pretnja po supove usled ilegalne trgovine i lova?

Čini se da naše ptice prate migracione rute u bliskoistočnim delovima evroazijsko-istočnoafričke rute, kao što to navodi Bildstein (2006). Poznati pravci migracije imaturnih beloglavih supova idu preko Burgasa u Bugarskoj, Bosfora i Iskenderuna u Turskoj, Elata u Izraelu i Sueca u Egiptu (Safriel 1968; Porter & Villis 1968; Bernis 1983; Houston 1983; Mendelssohn & Leshem 1983; Shirihai *et al.* 2000; Arkumarev *et al.* 2019). Ovom rutom se mali broj ptica kreće u ranu jesen, a daleko veći u oktobru–novembru. Upravo nalazi juvenilnih ptica (1. cy) sa Bliskog istoka se beleže najranije u oktobru. Studije jesenje migracije iznad Bosfora zaključuju da se migracija beloglavih supova koji prolaze preko Bosfora može tretirati kao redovna migracija, s najvećim brojem ptica krajem oktobra (Porter & Villis 1968). Nad Elatom je to posebno očigledno, s tim što postoji vrlo malo podataka o prolećnoj migraciji (Shirihai *et al.* 2000). Nalazi naših beloglavih supova u Saudijskoj Arabiji potvrđuju navode da su zimovaništa evroazijskih beloglavih supova negde između Sinaja, područja prema Saudijskoj Arabiji i istočnog Sudana-Somalije i Etiopije (Fisher 1963; Bernisa 1983; Shirihai *et al.* 2000). To je u skladu sa nedavnim GPS praćenjem jednog beloglavog supa iz Bugarske, koji zimu provodi u Južnom Sudanu (Arkumarev *et al.* 2019). Beloglavi supovi iz Srbije najverovatnije svake godine koriste iste rute, što otvara mogućnost da su imaturni supovi razvili neku vrstu redovne migracije (Sušić 2000).

Nalazi dve imaturne ptice, jedne u Rusiji i jedne u Ukrajini, ukazuju na zanimljivu rutu kretanja. Migracijski put koji se koristio s druge strane planine Kavkaz nije nam ranije bio poznat. Upoređujući ovaj podatak sa rezultatima praćenja kretanja beloglavih supova sa satelitskim odašiljačima od Kavkaza preko Irana i Iraka do Saudijske Arabije, mogli bismo zaključiti da su naši supovi, koji su zabeleženi u Saudijskoj Arabiji, Iraku, u Rusiji i Ukrajini, mogli koristiti sličnu rutu. Pomenuta studija navodi da većina migranata koriste istu preko rutu i tokom jesenje i tokom prolećne migracije (McGrady & Gavashelishvili 2006).

U Srbiji je zabeleženo i 423 nalaza ptica sa stranim oznakama u periodu 2004–2018. godine, ukupno 55 različitih jedinki beloglavog supa koje su markirane u inostranstvu. Najviše nalaza dobijeno je za ptice sa izraelskim oznakama, a ukupno su zabeležene 32 različite jedinke. Kada razmatramo beloglave supove sa bugarskim oznakama imamo dve kategorije ptica: ptice iz divljine, uhvaćene klopkom i markirane (prvenstveno mlade ptice) i ptice iz programa reintrodukcije vrste u Bugarsku (poreklom iz Španije i Francuske). Zabeleženo je osam različitih jedinki markiranih u Bugarskoj poreklom iz divljine i 14 jedinki iz programa reintrodukcije. Prva ptica iz programa reintrodukcije u Bugarskoj, u Srbiji je zabeležena 2010. godine. Od supova obeleženih u Hrvatskoj zabeleženo je šest jedinki, dve ptice su obeležene u Grčkoj i jedinka beloglavog supa sa mogućom jermenskom oznakom (nepotvrđeno). S obzirom da je većina ptica u inostranstvu markirana metodom hvatanja klopkom (izuzev ptica markiranih u Hrvatskoj), njihovo poreklo nije sigurno. Pretpostavka je da najveći broj ptica sa stranim oznakama, a koje su zabeležene u Srbiji, vode poreklo iz naših

kolonija, a da su uhvaćene i markirane tokom migracije (prvenstveno u Izraelu i u Bugarskoj). Kao potvrda toga može poslužiti činjenica da se nalazi tih ptica beleže u Srbiji tokom dužeg niza godina.

5.3 Analiza podataka dobijenih videomonitoringom na hranilištu Uvac

Tokom godina uvedene su nove tehnologije u monitoring populacije beloglavih supova u Srbiji. Pored obeležavanja ptica prstenovima i markicama, uveden je videomonitoring na hranilištu, a 2011. godine je započeto sa satelitskim praćenjem jedinki (Marinković 2018; Hribšek et al. 2021).

Videomonitoring se pokazao kao izuzetno značajna metoda koja omogućava praćenje beloglavih supova koji koriste hranilište, bez ikakvog uznemiravanja i uzrokovanja promena u njihovom ponašanju. Kamera nam je omogućila uvid u sezonsku dinamiku populacije ali i identifikaciju starosnih kategorija pojedinačnih ptica. Broj podataka dobijenih videonadzorom u odnosu na klasično posmatranje je neuporedivo veći, kao i sam period posmatranja. Videomonitoring je potvrdio sezonsku dinamiku pojavljivanja markiranih ptica u Srbiji, kao i dinamiku nalaza starosnih kategorija kako markiranih tako i nemarkiranih ptica. Broj markiranih juvenilnih ptica na hranilištu najveći je tokom avgusta i septembra meseca, što se podudara sa PFDP periodom. Tokom oktobra, broj juvenilnih ptica na hranilištu počinje da se smanjuje, što je u skladu sa rezultatima dobijenih nalaza markiranih ptica i u Srbiji (sveukupni nalazi) i inostranstvu. Adultne i imaturne jedinke su bile prisutne tokom celokupnog perioda rada kamere. Nalazi imaturnih jedinki su najbrojniji. Rezultati pokazuju da jedan deo juvenilnih, a prvenstveno imaturni supovi ipak ostaju u nativnim kolonijama, pogotovu u blizini hranilišta ili povremeno posećuju hranilišta u Bugarskoj i Grčkoj. Razlika broja nalaza markiranih ptica dobijenih kada nije bilo kamere i kada ona nije funkcionisala i perioda rada kamere je izuzetno velika. Ukoliko se uporede sveukupni brojevi nalaza po godinama, videće se jasno da je u godinama kad je kamera radila zabeležen znatno veći broj nalaza. Veći broj nalaza omogućava dobijanje boljih i preciznijih podataka, a samim tim bolje rezultate monitoringa i uvida u demografske parametre i stanje populacije.

Broj nalaza dobijenih videomonitoringom za supove obeležene stranim markicama i prstenovima takođe pokazuje prednost upotrebe ove metode. Od ukupno 423 nalaza stranih ptica, 198 nalaza je zabeleženo videomonitoringom. Najviše ptica je sa izraelskim oznakama. U 2010. godini kamera je zabeležila i prvu pticu iz programa reintrodukcije supova u Bugarskoj, pticu poreklom iz Španije. Takođe, kamera je 2010 godine zabeležila pojavljivanje crnog lešinara (*Aegyptius monachus*) vrste koja je nestala sa naših prostora sredinom XX veka.

Videomonitoring može poslužiti za buduće studije kao metoda za praćenje ponašanja, intraspecijske i interspecijske interakcije između supova i drugih vrsta kako ptica, tako i sisara koji posećuju i koriste hranilište.

Ono što se pokazalo kao mana videomonitoringa do sada je sklonost kvarenju. Ali i pored tih tehničkih problema, broj podataka o markiranim pticama je neuporedivo veći u odnosu na klasičan način dobijanja nalaza putem posmatranja ptica.

5.4 Analiza podataka dobijenih satelitskom telemetrijom

Praćenjem Konstantina, jedinke opremljene satelitskim odašiljačem u trajanju od skoro tri godine, prvi put je dobijen uvid u ponašanje i prostorne aspekte kretanja beloglavog supa u Srbiji. Ova ptica je ujedno i prva ptica u Srbiji opremljena takvim predajnikom. Konstantin je kao imaturna jedinka beloglavog supa obeležena satelitskim odašiljačem u oktobru 2011. godine. U trenutku postavljanja odašiljača, ptica je bila u svojoj trećoj kalendarskoj godini (3. cy). Praćenje je nastavljeno i u periodu dostizanja polne zrelosti i u trenutku kad je počeo sa razmnožavanjem (6. cy). Na osnovu prikupljenih podataka o kretanju ove jedne jedinke uspeali smo da identifikujemo njene oblasti kretanja: područje pretraživanja, areal aktivnosti, centralna i osnovna područja kretanja, kao i da analiziramo obrasce kretanja i sezonske razlike u veličini oblasti koje koristi. Rezultati koji su dobijeni mogu poslužiti kao polazna osnova za dalja ovakva istraživanja ove vrste u Srbiji (Hribšek et al. 2021).

Kretanje ovog imaturnog supa je bilo donekle u suprotnosti od očekivanog za juvenilne i imaturne ptice. Rezultati su pokazali da se ptica najviše kretala u okolini klisure Uvac i okolnih planina Zlatara, Javora, Golije, preko Jadovnika i klisure Mileševke, kao i Pešterske visoravni i područja Zlatibora. Analizom područja kretanja tokom svih godina praćenja identifikovan je osnovno područje i sa njim povezano centralno područje oko kolonije Uvac i obližnjeg hranilišta. Rezultati pokazuju da se ptica znatno oslanjala i na hranilište u koloniji Uvac. Osnovno područje obuhvata pored blizine hranilišta u koloniji Uvac (na udaljenosti manjoj od tri km) i uobičajena mesta odmaranja i okupljanja beloglavih supova. U okviru osnovnog područja se nalazilo i gnezdo gde je ova ptica rođena, koje je, prema dobijenim podacima, često posećivala. Identifikovana su i tri dodatna centralna područja, jedno u blizini kolonije Mileševke i hranilišta koje se tamo nalazi, jedno u koloniji Radoinja i jedno na Pešterskoj visoravni. Rezultati ove studije su u skladu sa ranijim nalazima da su hranilišta i najčešće korišćeni lokaliteti za odmaranje obično u blizini, u radijusu od 14–15 km od glavne kolonije (Gil *et al.* 2009; Xirouchakis & Andreou 2009; García-Ripollés *et al.* 2011; Peshev *et al.* 2018; Hribšek *et al.* 2021).

Uočene su izvesne razlike u procenama područja pretraživanja i areala aktivnosti između godina. Područje pretraživanja je bilo najveće u 2012. godini, a najmanje u 2013. godini. Ovo se delimično može objasniti prisustvom nekoliko udaljenih fiksacija u 2012. i 2014. godini, što je rezultiralo veoma velikom površinom područja pretraživanja. Ove udaljene fiksacije veoma utiču i povećavaju grešku u procenama površina ovih oblasti (Burgman & Fox 2003). Znatno pouzdanija procena značajnih područja dobijena je analizom osnovnog područja (50% KD), centralnog područja (75% KD) i areala aktivnosti (95% KD), koji daju dosledan i jasan obrazac. Međutim, za 2014. godinu je prikupljeno manje podataka, imali smo samo podatke za zimu, proleće i deo leta 2014. godine, te su dobijeni rezultati za opsege verovatno potcenjeni za tu godinu. U tom trenutku, ptica je bila u svojoj šestoj cy, dostigla je polnu zrelost i počela je da se gnezdi, što je potvrđeno vizuelnim posmatranjem na terenu. Ova činjenica bi potencijalno mogla dodatno doprineti manjim arealom aktivnosti u 2014. godini. Naime, poznato je da neke vrste poput kapskog supa (*Gyps coprotheres*) imaju manje areale aktivnosti tokom sezone gnežđenja, jer brinu o mladuncima (Mundy *et al.* 1992). Takođe, to je u skladu sa rezultatima da se odrasli beloglavi supovi zadržavaju u blizini kolonija i redovno posećuju dobro snabdevena hranilišta (Duriez *et al.* 2012; Hribšek *et al.* 2021). Poznato je i da supovi sa dostizanjem polne zrelosti progresivno smanjuju pređene razdaljine i manje se udaljavaju od kolonije (Newton 2008).

Glavno područje pretraživanja, odnosno oblast potrage za hranom ove ptice, bilo je šire područje Uvca i područje susednih planina Zlatara, Javora, Golije, Jadovnika, a vrlo često i područje Pešterske visoravni i Zlatibora, najznačajnijih stočarskih regija u zapadnoj Srbiji. Ove oblasti su centri tradicionalnog stočarstva i glavna područja ispaše stoke u zapadnoj Srbiji (Marinković & Karadžić 1999). Slično ponašanje u potrazi za hranom zabeleženo je u istraživanjima koja su pokazala da su se lešinari prvenstveno kretali u područjima sa tradicionalnim stočarskim praksama i lokalitetima ispaše stada (García-Ripollés *et al.* 2011; Genero *et al.* 2020). Najseverozapadnija fiksacija u 2012. godini bila je u području kolonije Trešnjica, lokaciji još jednog hranilišta, oko 83 km severno od kolonije Uvac. Na osnovu izveštaja o praćenju i prethodnih posmatranja ptica obeleženih krilnim markicama, poznato je da beloglavi supovi često putuju između ova dva hranilišta. Od istočnih delova Srbije markirani sup je boravio u oblasti Gledičkih planina (tokom 2012), Goča (u 2013) i Jastrepca (2014) u centralnoj Srbiji, gde je ptica verovatno pretraživala ove planine u potrazi za hranom i/ili termalima (Hribšek *et al.* 2021).

Očekivano je bilo da će postojati razlika u radijusu kretanja i veličini područja pretraživanja i areala aktivnosti između različitih godišnjih doba, kao što pokazuju druge studije (Peshev *et al.* 2018). Razdaljina koju prelaze supovi u prolećno-letnjem periodu je oko tri puta veća nego tokom jesenje-zimskog perioda. Poznato je da nepovoljni vremenski uslovi utiču na performanse leta tokom jeseni, a posebno zime. Posledica toga je smanjenje područja pretraživanja (Pennycuick 1972; Hiraldo & Donázar 1990; Mellone *et al.* 2012). Tokom ove studije prikupljeni su slični rezultati, sa većim površinama područja pretraživanja tokom proleća i leta, tokom celokupnog perioda istraživanja (Hribšek *et al.* 2021). To je posebno došlo do izražaja u zimu 2011/2012. godine, kada su površine

područja pretraživanja, areala aktivnosti, osnovnog i centralnog područja bili najmanji zbog loših vremenskih uslova tokom te zime. Prema podacima Republičkog hidrometeorološkog zavoda Srbije (Prilog 1), tokom zime 2011/2012. bilo je više dana pod snežnim pokrivačem nego tokom prethodnih godina. Manja područja pretraživanja, kao i osnovna i centralna područja su registrovana i tokom jeseni 2013. i zime 2013/2014 (Hribšek *et al.* 2021). Produženo trajanje loših vremenskih uslova i snežnog pokrivača utiče na uslove leta i povećava energetske gubitke zbog nedostatka termala koji nameću aktivni let, što za posledicu ima smanjeno područje pretraživanja i areal aktivnosti (Pennycuick 1972; Hiraldo & Donázar 1990). Studije su pokazale da supovi, posebno u nepovoljnim periodima, redovno traže predvidljive resurse hrane, verovatno zbog loših uslova leta ili niske prirodne dostupnosti hrane (Monsarrat *et al.* 2013).

U studiji iz Italije centralno područje (ekvivalentan osnovnom području ovog istraživanja) je bio značajno manji tokom proleća u odnosu na period leta, dok su u Hrvatskoj najveće osnovno područje i areali aktivnosti bili tokom jeseni, ali bez statističke značajnosti i sa malim razlika između sezona (Genero *et al.* 2020). Njihovi rezultati ipak sugerišu da su lešinari imali tendenciju da se više zadržavaju u okviru svojih nativnih područja tokom jeseni nego tokom proleća i/ili leta (Genero *et al.* 2020; Mellone *et al.* 2012). Razlog većih areala u Hrvatskoj tokom jeseni je nedostatak hranilišta sa redovnim snabdevanjem, te su supovi prinuđeni da prelaze veće razdaljine u potrazi za hranom (Genero *et al.* 2020). Naši rezultati su više u skladu sa istraživanjima iz Bugarske i Francuske, gde su zabeleženi manji opsezi za područje pretraživanja, areal aktivnosti i osnovno područje tokom jeseni i zime. Rezultat za sveukupni Minimalni konveksni poligon (MCP) je bio sličan rezultatima dobijenim u Bugarskoj, dok je veličina osnovnog područja (50% KD) i areala aktivnosti (95% KD) bila slična onim dobijenim u Bugarskoj (Peshev *et al.* 2018) i Francuskoj (Monsarrat *et al.* 2013).

Iako su podaci dobijeni za radijuse tokom gnezdeće sezone bili neznatno veći, nismo našli značajne razlike u veličini područja pretraživanja, areala aktivnosti, centralnog i osnovnog područja između sezona gnežđenja i perioda van sezone gnežđenja, iako treba imati na umu da su podaci za ovaj segment bili nepotpuni. Naime, za adultni period postoji samo jedna nekompletna sezona, dok su prikupljeni podaci o kretanju za dve kompletne sezone za imaturni period obeležene ptice (Hribšek *et al.* 2021). U studiji koja je koristila metodu radio-telemetrije iz Grčke, pokazano je da je radijus kretanja crnog lešinara (*Aegipius monachus*) veći tokom negnezdećeg perioda u odnosu na gnezdeći, ali bez statistički značajnih razlika između adultnih i imaturnih jedinki. Međutim, adultne jedinke su imale veće površine areala aktivnosti i centralnog područja nego imaturne jedinke (Vasilakis *et al.* 2008).

Dobijeni rezultati tokom trogodišnjeg praćenja ptice satelitom, pokazuju da je maksimalna pređena razdaljina beloglavog supa iz Srbije u jednom danu iznosila je 122,4 km i zabeležena je u 2012. godini, dok je 2013. godine ona iznosila 80,3 km. Ove distance su slične onima objavljenim u studiji iz Bugarske (Peshev *et al.* 2018), ali veće od onih koje su registrovane u Španiji (García-Ripollés *et al.* 2011). U prethodnim studijama utvrđeno je da je prosečna maksimalna razdaljina koju je sup prešao u jednom danu iznosila $207,97 \pm 17,44$ km (Phipps *et al.* 2013), što potvrđuje njihovu sposobnost da traže hranu na velikim udaljenostima. Kod imaturnih supova se očekuje da područje pretraživanja bude veće nego kod odraslih (Mundy *et al.* 1992). Medijane dnevnih razdaljina dobijene u studiji sugerišu da je ptica uglavnom prelazila kratke razdaljine. Najveća medijana dnevnih razdaljina koju je ovaj sup prešao bila je 17,9 km tokom leta 2013. godine. Medijane dnevnih udaljenosti u našoj studiji bile su manje, ali i dalje u rasponu, kao i kod onih registrovanih u studijama sprovedenim u Bugarskoj (Peshev *et al.* 2018) i Španiji (García-Ripollés *et al.* 2011). Tokom proleća i leta zabeležene dnevne razdaljine koje je prelazio markirani beloglavi sup su bile veće (Hribšek *et al.* 2021), što je u skladu i sa istraživanjima u Bugarskoj i Španiji (Peshev *et al.* 2018; García-Ripollés *et al.* 2011).

Ova studija je zasnovana samo na jednoj ptici, ali pored toga ona je omogućila prvi i detaljniji uvid u prostorno i sezonsko kretanje jednog beloglavog supa u Srbiji. Ovi rezultati su važni za dalje razumevanje obrazaca kretanja i prepoznavanje područja koja supovi pretražuju i koriste. Ekologija godišnjeg i sezonskog kretanja vrsta tokom faze pre dostizanja polne zrelosti i razmnožavanja i znanje o njihovim migratornim putevima su fundamentalni za razumevanje i planiranje akcija očuvanja ove

vrste na širem području njenog rasprostranjenja (Gavashelishvili *et al.* 2012). Iako ograničena, naša studija daje vredne informacije i može se koristiti kao osnova za predlaganje novih mera očuvanja i upravljanja vrstom, kao što su predlozi za nove lokalitete za hranilišta ili za rešavanje različitih faktora ugrožavanja opstanka (neosigurani dalekovodi, trovanja, izgradnja vetroparkova u obližnjim oblastima, niski preleti raznih letelica iznad kolonija itd.) (Hribšek *et al.* 2021).

Dalja istraživanja koja su u toku, zasnovana na praćenju nekoliko ptica sa GPS satelitskim odašiljačima pružiće dodatne informacije o ponašanju i područjima kretanja, obrascima kretanja koja su od značaja za dalje upravljanje populacijom, kao i za preduzimanje određenih konzervacionih mera. Ovi podaci bi mogli pružiti uvid i u različite pretnje sa kojima se lešinari suočavaju tokom pretraživanja područja u potrazi za hranom i tokom migracija, pogotovu u predelima sa značajnom prisustvom i aktivnošću ljudi i različitom infrastrukturom, kao i mogućnost identifikovanja aktivnosti koje mogu dugoročno negativno uticati na populaciju. Konačno, bolji uvid u korišćenje područja za pretraživanje, areale aktivnosti, centralnih i osnovnih područja pružaju mogućnost za bolje buduće planiranje programa reintrodukcije u oblastima Srbije koje su beloglavci supovi nekada naseljavali (Hribšek *et al.* 2021).

5.5 Analiza rezultata utvrđivanja pola beloglavih supova dobijenih molekularnom metodom

Identifikacija pola je od velike važnosti za studije ponašanja ptica, ekologije, evolucione i populacione biologije, kao i za zaštitu ugroženih vrsta ptica (Çakmak *et al.* 2016). U ekološkim ili demografskim studijama, poznavanje pola jedinki u prirodnim populacijama je od izuzetnog značaja, jer disperzija ili stopa mortaliteta mogu biti polno specifični (Sambrook 1989; Donald 2007). Obrasci pretraživanja područja u potrazi za hranom, predacijski pritisak, obrasci kretanja i evolucionarni pritisci takođe se mogu razlikovati među polovima (Sambrook 1989; Donald 2007). Takođe, kod razmnožavanja u zarobljeništvu ili programima zaštite, poznavanje pola jedinki je od velike važnosti. Kod monomorfni vrsta gde nema vidljivih i lako uočljivih morfoloških razlika među polovima, održavanja jednakog odnosa polova je važno, stoga je izuzetno značajno praćenje i poznavanje odnosa polova unutar populacije prvenstveno kod malih i ugroženih populacija ili kod programa reintrodukcije (Legendre 2004). Kod malih populacija monogamnih vrsta, neravnomeran odnos polova može dovesti do demografskih promena usled kojih se može povećati verovatnoća izumiranja. Stoga su poznavanje odnosa polova, uzroka mortaliteta i obrazaca kretanja su od izuzetnog značaja prilikom planiranja osnivačkih grupa u programima reintrodukcije (Bosé *et al.* 2007).

Na osnovu dobijenih rezultata u ovoj studiji, može se uočiti nešto veći udeo ženskih mladunaca, ali odstupanje od očekivanog odnosa polova 1:1 nije veliko. Veća razlika u odnosu broja ženki prema broju mužjaka je vrlo verovatno i posledica broja uzoraka kod kojih pol usled tehničkih poteškoća nije bio identifikovan. Razlozi zbog kojih kod pojedinih uzoraka nije identifikovan pol mogu biti od načina čuvanja uzoraka do laboratorijske obrade. Kod monogamnih vrsta kod kojih oba roditelja vode brigu o potomstvu, očekuje se da odnos polova bude približan odnosu 1:1 (Trivers & Willard 1973). Stoga je ujednačen odnos polova jedan od faktora koji doprinosi maksimalnoj stopi rasta populacije.

Dobijeni rezultati ukazuju na to da je populacija beloglavog supa u Srbiji zdrava i vitalna, iako je u nedavnoj prošlosti prošla kroz usko grlo (Davidović *et al.* 2020). U prilog tome govore i visoki reproduktivni trendovi, kao i rast brojnosti teritorijalnih i gnezdećih parova tokom istraživanog perioda.

6 ZAKLJUČCI

Tokom ovih istraživanja došli smo do sledećih zaključaka:

- Dostupnost visokokvalitetnih naučnih informacija, zajedno sa razvojem novih tehnologija i analitičkih metoda, omogućava nam da postignemo visoke rezultate u cilju identifikovanja zahteva ispitivane vrste.
- Podaci o promenama demografskih parametara se mogu dobiti jedino kroz dugoročni monitoring vrste i studije koje mogu pružiti precizne informacije upravljačima i donosiocima odluka o optimizaciji i primeni konzervacionih mera.
- Populacioni trendovi i maksimumi u broju teritorijalnih, gnezdećih parova, kao i broja mladunaca pokazuju da su primenjene mere zaštite dale rezultate.
- Hranilišta su se pokazala kao najznačajnija aktivna konzervaciona mera koja je imala izuzetno važnu ulogu u očuvanju populacije beloglavih supova u Srbiji.
- Rezultati monitoringa populacije i reproduktivnih parametara ukazuju na to da su hranilišta doprinela zaustavljanju pada brojnosti populacije i njenom oporavku. U 2018. godini zabeleženo je 262 teritorijalna i 156 gnezdećih parova, kao i 144 poletelih mladunaca.
- Visoka vrednost reproduktivnih parametara ukazuje na činjenicu da populacija još nije dostigla kapacitet sredine, što potvrđuje dalji kontinualni rast broja parova i mladunaca.
- Rezultati monitoringa potvrđuju da populacija beloglavih supova u Srbiji danas predstavlja najveće uporište ove vrste na Balkanskom poluostrvu.
- Osim formiranja mreže novih hranilišta, povećanje broja grla stoke u slobodnom uzgoju i povratak tradicionalnom načinu uzgajanja, kao i odlaganja uginule stoke na otvorenom umanjilo bi intraspecijsku konkurenciju na postojećim hranilištima i omogućilo dalji neometani rast populacije beloglavog supa u Srbiji.
- Videomonitoring hranilišta omogućava dobijanje velikog broja kvalitetnih podataka, a samim tim uvid u sezonsku dinamiku pojavljivanja supova, pre svega markiranih ptica. Ova metoda može poslužiti i za praćenje učestalosti pojavljivanja drugih vrsta ptica i sisara, kao i praćenje intraspecijskih i interspecijskih interakcija.
- S obzirom na činjenicu da je najveći broj nalaza obeleženih juvenilnih i imaturnih supova dobijen sa hranilišta iz Grčke i Bugarske, ove oblasti možemo stoga smatrati širim područjem odrastanja naših supova.
- Formiranje „Bezbednih područja za lešinare” (eng. *Vultures safe areas*) (programi koji su već u toku) koja povezuju aktivna hranilišta ili područja ekstenzivnog stočarstva doprineli bi daljem porastu populacija beloglavog supa na Balkanu i većem preživljavanju juvenilnih ptica.
- Nalazi beloglavih supova širom Bliskog istoka (izuzev Izraela) ukazuju na nedovoljno razvijenu mrežu posmatrača, te nepoznavanje kretanja ptica u toj oblasti, kao i ugrožavajuće faktore koji su tamo prisutni.
- Studija vezana za satelitsko praćenje beloglavog supa, iako zasnovana samo na jednoj ptici, pruža prvi detaljniji uvid u prostorna i sezonska kretanja beloglavih supova u Srbiji.
- Rezultati dobijeni u ovoj studiji su važni za dalje razumevanje obrazaca kretanja i prepoznavanje područja koja se najčešće koriste prilikom potrage za hranom. Ekologija i dinamika godišnjeg i sezonskog kretanja vrsta tokom faze pre dostizanja polne zrelosti i znanje o njihovim migratornim putevima su fundamentalni za razumevanje i planiranje konzervacionih koraka.
- Nova hranilišta u područjima na osnovu rezultata satelitskog praćenja smanjila bi pritisak sa postojećih i omogućila bi samostalno dalje širenje populacije.

- Istraživanja koja su u toku, zasnovana na praćenju nekoliko ptica sa GPS satelitskim odašiljačima pružiće dodatne informacije o ponašanju i kretanju ove vrste, a ovi podaci bi mogli pružiti uvid u različite pretnje sa kojima se lešinari suočavaju tokom potrage za hranom i tokom migracija. Takođe, mogu da pruže osnovu za identifikaciju aktivnosti koje mogu dugoročno negativno uticati na populaciju, pogotovu u predelima sa znatnom ljudskom aktivnošću i različitom infrastrukturom.
- Dobijeni rezultati odnosa polova mladunaca markiranih u kolonijama Uvac i Radoinja, koji su približno 1:1, odgovaraju karakterističnom odnosu polova za vrstu. To je još jedan pokazatelj da je populacija beloglavog supa u Srbiji zdrava i vitalna, iako je u nedavnoj prošlosti populacija prošla kroz usko grlo. Nova istraživanja genetike populacije beloglavih supova u Srbiji i na Balkanu, upotpunjavaju uvid u demograsku strukturu, stanje i perspektivu populacije. Takođe, ova istraživanja ističu značajnu genetsku diferenciranost populacije beloglavog supa iz Srbije i sa Balkana u odnosu na populaciju beloglavih supova sa Iberijskog poluostrva. Tu činjenicu treba ozbiljno uzeti u obzir prilikom planiranja programa reintrodukcije ove vrste na Balkanu.
 - Na kraju treba napomenuti da obrada velikog broja podataka skupljenih tokom dugog vremenskog perioda od 1985. do 2018. godine daje dobru osnovu za planiranje programa reintrodukcije u oblastima koje su beloglavi supovi nekada naseljavali i sa tom prakosom se treba nastaviti. Takođe, ova studija daje vredne informacije i može se koristiti kao osnova za predlaganje novih strategija očuvanja i upravljanja vrstom, kao što su novi lokaliteti za hranilišta ili za rešavanje različitih pretnji vrsti (neosigurani dalekovodi, trovanja, izgradnja vetroparkova u obližnjim oblastima, niskih preleta raznih letelica iznad kolonija itd.).

7 LITERATURA

- Akçakaya HR, Burgman MA, Ginzburg LR. 1999. Applied Population Ecology. Second edition. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates; p 285.
- Almond REA, Grooten M, Petersen T, editors. 2020. Living Planet Report 2020. Bending the curve of biodiversity loss. Gland, Switzerland: WWF.
- Anderson MD, Anthony A. 2005. The advantages and disadvantages of vulture restaurants versus simply leaving livestock (and game) carcasses in the veldt. *Vulture News*. 53:42–45.
- Andevski J, editor. 2013. Vulture conservation in the Balkan Peninsula and adjacent regions. 10 years of vulture research and conservation. Action plan for the recovery and conservation of vultures on the Balkan Peninsula and adjacent regions. Skopje, North Macedonia: Vulture Conservation Foundation & Frankfurt Zoological Society.
- Arctander P, Johansen C, Coutellec-Vreto MA. 1999. Phylogeography of three closely related African bovids (Tribe Alcelaphini). *Mol. Biol. Evol.* 16:1724–1739.
- Aresu M, Schenk H. 2005. Status e conservazione del Grifone (*Gyps fulvus*) in Sardegna [Status and conservation of the Griffon vulture (*Gyps fulvus*) in Sardinia]. In: Avesani C, editor. Il Grifone in Italia [The Griffon vulture in Italy]. Verona, Italy: Parco Natura Viva. p. 30–39. Italian.
- Arkumarev V, Dobrev D, Stamenov A. 2019. First record of Eurasian Griffon Vulture *Gyps fulvus* from the Balkans migrating to South Sudan revealed by GPS tracking. *Scopus*. 39(2):27–35.
- Arnett EB. 2005. Relations between Bats and Wind Turbines in Pennsylvania and West Virginia: An Assessment of Bat Fatality Search Protocols, Patterns of Fatality, and Behavioral Interactions with Wind Turbines. Bat Conservation International. Austin, Texas.
- Arroyo B, Ferreiro E, Garza V. 1990. II Censo Nacional de Buitre Leonado (*Gyps fulvus*): población, distribución, demografía y conservación [II National Census of Griffon vulture (*Gyps fulvus*): population, distribution, demography and conservation]. Madrid: ICONA. Spanish.
- Arshad M, Gonzalez J, El-Sayed AA, Osborne T & Wink M. 2009. Phylogeny and phylogeography of critically endangered *Gyps* species based on nuclear and mitochondrial markers. *J. Ornithol.* 150(2):419–430. doi:10.1007/s10336-008-0359-x
- Badia-Boher JA, Sanz-Aguilar A, De la Riva M, Gangoso L, Van Overveld T, Garcíá-Alfonso M, Donázar JA. 2019. Evaluating European LIFE conservation projects: Improvements in survival of an endangered vulture. *J Appl Ecol.* doi:10.1111/1365-2664.13350.
- Bahat O, Hatzoffe O, Kaplan A, Woodley B. 2001. Foraging range and movements of Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) in Israel, as determined by satellite tracking. In: Proceeding of the 4th Eurasian Congress on raptors; 2001 Sep 25–29; Donana Biological Station. Seville, Spain: Raptor Research Foundation; p.11–2.

Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B, Ouental TB, Marshall C, McGuire JL, Lindsey EL, Maguire KC, Merset B & Ferrer A. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*. 471:51–57.

Barton PS, Cunningham SA, Lindenmayer DB, Manning AD. 2013. The role of carrion in maintaining biodiversity and ecological processes in terrestrial ecosystems. *Oecologia*. 171:761–772.

Beasley JC, Olson ZH, DeVault TL. 2015. Ecological role of vertebrate scavengers. In: Benbow ME, Tomberlin J, Tarone A, editors. *Carrion ecology, evolution, and their application*. Boca Raton, Florida: CRC Press; p. 107–128.

Becker N, Inbar M, Bahat O, Choresh Y, Ben-Noon G, Yaffe O. 2005. Estimating the economic value of viewing griffon vultures *Gyps fulvus*: A travel cost model study at Gamla Nature Reserve, Israel. *Oryx*. 39:429–34.

Beest F, Bremer L, Boer W, Heitkönig I, Monteiro A. 2008. Population dynamics and spatial distribution of Griffon vultures (*Gyps fulvus*) in Portugal. *Bird Conserv Int*. 18:102–117. doi:10.1017/S0959270908000129

Belij S. 2006. Geomorfološko-hidrološki spomenik prirode "Slapovi Sopotnice" – novi objekt geo-nasleđa Srbije. *Zaštita prirode*. 56(2):5–19.

Bernis F. 1983. Migration of the Common Griffon Vulture in the western Palearctic. In: Wilbur SR, Jackson JA, editors. *Vulture Biology and Management*. Berkeley: University of California Press; p. 185–196.

Beyer HL. 2012. Geospatial Modelling Environment. Version 0.7.3.0. [software]. Available from: <http://www.spatial ecology.com/gme>.

Bibi F. A multi-calibrated mitochondrial phylogeny of extant Bovidae (Artiodactyla, Ruminantia) and the importance of the fossil record to systematics. 2013. *BMC Evol Biol*. 13:166. doi: 10.1186/1471-2148-13-166.

Bijleveld AI, Egas M, van Gils JA, Piersma T. 2010. Beyond the information centre hypothesis: communal roosting for information on food, predators, travel companions and mates? *Oikos*. 119(2): 277–285.

Bildstein KL, Bechard MJ, Farmer C, Newcomb L. 2009. Narrow sea crossings present major obstacles to migrating Griffon Vultures *Gyps fulvus*. *Ibis*. 151(2):382–91.

Bildstein KL. 2006. *Migrating Raptors of the World. Their Ecology and Conservation*. Ithaca and London: Cornell University Press; p. 336.

BirdLife International. 2021. *Gyps fulvus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22695219A157719127. Available from: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22695219A157719127.en>.

BirdLife International. 2017. *Gyps fulvus* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22695219A118593677. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22695219A118593677.en>. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/22695219/118593677>.

- Blanco G, Junza A, Barrón D. 2017. Food safety in scavenger conservation: Diet-associated exposure to livestock pharmaceuticals and opportunist mycoses in threatened Cinereous and Egyptian vultures. *Ecotoxicol Environ Saf.* 135:292–301.
- Blanco G, Martínez F. 1996. Sex difference in breeding age of Griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Auk.* 113:247–248.
- Bosè M, Duriez O, Sarrazin F. 2012. Intra-specific competition in foraging Griffon Vultures *Gyps fulvus*: 1. Dynamics of group feeding. *Bird Study.* 59:182–192.
- Bosé M, Le Gouar P, Arthur C, Lambourdière J, Choisy JP, Henriquet S, Lecuyer P, Richard M, Tessier C & Sarrazin F. 2007. Does sex matter in reintroduction of griffon vultures *Gyps fulvus*? *Oryx.* 41(4):503-508. doi:10.1017/S0030605307000312.
- Bosè M, Sarrazin F. 2007. Competitive behaviour and feeding rate in a reintroduced population of Griffon Vultures *Gyps fulvus*. *Ibis.* 49:490–501.
- Botha AJ, Andevski J, Bowden CGR, Gudka M, Safford RJ, Tavares J & Williams NP. 2017. Multi-species action plan to conserve African-Eurasian vultures. CMS Raptors MOU Technical Publication No. 5. CMS Technical Series No. 35. Abu Dhabi: Coordinating Unit of the CMS Raptors MOU. 162 p.
- Bourdakis S, Alivizatos H, Azmanis P, Hallmann B, Panayotopoulou M, Papakonstantinou C, Probonas N, Rousopoulos Y, Skartsi D, Stara K, Tsiakiris R, Brommer J, Pietiainen H, Kolunen H. 1998. The effect of age at first breeding on Ural owl lifetime reproductive success and fitness under cyclic food conditions. *J Anim Ecol.* 67:359–369.
- Boxall ABA. 2010. Veterinary medicines and the environment. In: Elliott J, Lees P, editors. *Comparative and Veterinary Pharmacology*. Berlin: Springer-Verlag.
- Brakes P, Dall SRX, Aplin LM, Bearhop S, Carroll EL, Ciucci P, Fishlock V, Ford JKB, Garland EC, Keith SA, McGregor PK, Mesnick SL, Noad MJ, di Sciara GN, Robbins MM, Simmonds MP, Spina F, Thornton A, Wade PR, Whiting MJ, Williams J, Rendell L, Whitehead H, Whiten A, Rutz C. 2019. Animal cultures matter for conservation. *Science.* 363(6431):1032–1034. doi: 10.1126/science.aaw3557
- Brausch JM, Connors KA, Brooks BW, Rand GM. 2012. Human pharmaceuticals in the aquatic environment: a review of recent toxicological studies and considerations for toxicity testing. In: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. US: Springer; 218:1–99.
- Brown TA. 2002. *Genomes*. 2nd ed. Oxford: BIOS Scientific Publishers www.ncbi.nlm.nih.gov/books/bv.fcgi?call=bv.View.ShowTOC&rid=genomes.TOC&dept=2
- Buckley NJ. 1996. Food finding and the influence of information, local enhancement, and communal roosting on foraging success of North American vultures. *The Auk.* 113:473–488.
- Buckley NJ. 1997. Experimental tests of the information-center hypothesis with Black Vultures (*Coragyps atratus*) and Turkey Vultures (*Cathartes aura*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 41:267–279.

- Buechley ER, Şekercioğlu ÇH. 2016. The avian scavenger crisis: Looming extinctions, trophic cascades, and loss of critical ecosystem functions. *Biological Conservation*. 198: 220–228.
- Burgman MA, Fox JC. 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. *Anim Conserv*. 6:19–28. <https://doi.org/10.1017/s1367943003003044>
- Cadahia L, Urios V, Negro JJ. 2007. Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* juvenile dispersal: hourly and daily movements tracked by GPS. *Bird Study*. 54:271–4. <https://doi.org/10.1080/00063650709461484>
- Çakmak E, Pekşen ÇA, Bilgin CC. 2016. Comparison of three different primer sets for sexing birds. *J. Vet. Diagn*. 29(1):59–63. doi:10.1177/1040638716675197
- Camiña A. 1994. Seasonal variations in food availability and consumption of carcasses by Griffon vultures (*Gyps fulvus*) in Northern Spain. VI Congress Biología y Conservació dels Rapinyaires Mediterranis. Palmade Mallorca. Septiembre 1994.
- Camiña A. 2004. Griffon Vulture *Gyps fulvus* monitoring in Spain: current research and conservation projects. In: Chancellor RD, Meyburg B-U, editors. *Raptors worldwide*. World Working Group on Birds of Prey. Budapest: Berlin and MME-BirdLife Hungary; p. 45–66.
- Campbell MO. 2015. *Vultures: their evolution, ecology and conservation*. Boca Raton, Florida: CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Carbone C, Coulson T, Christie S, Conforti K, Seidensticker J, Franklin N, Tilson R, Ginsberg JR, Kinnaird M, Laidlaw R, Lynam A, O'Brien T, Wan Shahrudin WN, Griffiths M, Holden J, Martyr D, Kawanishi K, Sunquist M, Macdonald DW, Nath L, McDougal C, Smith DJL. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Anim. Conserv*. 4:75–79.
- Carneiro MA, Oliveira PA, Brandão R, Francisco ON, Velarde R, Lavín S, Colaço B. 2016. Lead Poisoning Due to Lead-Pellet Ingestion in Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) From the Iberian Peninsula. *Journal of Avian Medicine and Surgery*, 30(3):274–279. doi:10.1647/2014-051
- Carrete M, Donázar JA, Margalida A, Bertran J. 2006b. Linking ecology behaviour and conservation: does habitat saturation change the mating system of bearded vultures? *Biol Lett*. 2:624–627. doi:10.1098/rsbl.2006.0498
- Carrete M, Donázar JA, Margalida A. 2006a. Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecol Appl*. 16:1674–1682. doi:10.1890/1051-0761(2006)016[1674:DPDIPB]2.0.CO;2
- Carrete M, Lambertucci SA, Speziale K, Ceballos O, Travaini A, Delibes M, Donázar JA. 2010. Winners and losers in human-made habitats: interspecific competition outcomes in two Neotropical vultures. *Anim. Conserv*. 13(4):390–398. doi:10.1111/j.1469-1795.2010.00352.x
- Caughley G. 1994. Directions in conservation biology. *J. Anim. Ecol*. 63:215–244.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, Garcia A, Pringle RM, Palmer TM. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv*. 1(5): e1400253–e1400253. doi:10.1126/sciadv.1400253

- Ceballos G, Ehrlich PR, Dirzo R. 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 201704949. doi:10.1073/pnas.1704949114
- Centeno-Cuadros A, Abbasi I, Nathan R. 2016. Sex determination in the wild: a field application of loop-mediated isothermal amplification successfully determines sex across three raptor species. *Mol Ecol Resour*. 17(2):153–160. doi:10.1111/1755-0998.12540
- Cerit H & Avanus K. 2007. Sex identification in avian species using DNA typing methods. *Worlds Poult Sci J*. 63(01):91–100. doi:10.1017/s0043933907001316
- Chesser RT, Burns KJ, Cicero C, Dunn JL, Kratter AW, Lovette IJ, Rasmussen PC, Remsen, J.V Jr, Rising JD, Stotz DF, Winker K. 2016. Fifty-seventh supplement to the American Ornithologists' Union check-list of north American birds. *Auk*. 133(3):544–560.
- Christen V, Hickmann S, Rechenberg B, Fent K. 2010. Highly active human pharmaceuticals in aquatic systems: a concept for their identification based on their mode of action. *Aquat. Toxicol*. 96:167–181.
- Chung O, Jin S, Cho YS, Lim J, Kim H, Jho S, Kim H-M, Jun JH, Lee HJ, Chon A, Ko J, Edwards J, Weber JA, Han K, O'Brien SJ, Manica A, Bhak J, Paek WK. The first whole genome and transcriptome of the cinereous vulture reveals adaptation in the gastric and immune defense systems and possible convergent evolution between the Old and New World vultures. 2015. *Genome Biology*. 16:215.
- Copernicus Land Monitoring Service, High Resolution Layer: Grassland (GRA) [Internet]. 2015. Available from <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolutionlayers/grassland/status-maps/2015>.
- Corcoran J, Winter MJ, Tyler CR. 2010. Pharmaceuticals in the aquatic environment: a critical review of the evidence for health effects in fish. *Crit. Rev. Toxicol*. 40:287–304.
- Cortés-Avizanda A, Blanco G, DeVault TL, Markandya A, Virani MZ, Brandt J, Donázar JA. 2016. Supplementary feeding and endangered avian scavengers: benefits, caveats and controversies. *Front Ecol Environ*. 4:191–199.
- Cortés-Avizanda A, Carrete M, Serrano D, Donázar JA. 2009. Carcasses increase the probability of predation of ground-nesting birds, a caveat regarding the conservation value of vulture restaurants. *Anim Conserv*. 12:85–88.
- Cortés-Avizanda A, Jovani R, Carrete M, Donázar JA. 2012. Resource unpredictability promotes species diversity and coexistence in an avian scavenger guild: A field experiment. *Ecology*. 93:2570–2579.
- Cortés-Avizanda A, Jovani R, Donázar JA, Grimm V. 2014. Bird sky networks: How do avian scavengers use social information to find carrion? *Ecology* 95(7):1799–1808.
- Cracraft J, Barker FK, Braun M, Harshman J, Dyke GJ, Feinstein J, Stanley S, Cibois A, Schikler P, Beresford P, García-Moreno J, Sorenson MD, Yuri T, Mindell DP. 2004. Phylogenetic relationships among modern birds (Neornithes): toward an avian tree of life. In: Cracraft J, Donoghue MJ, editors. *Assembling the Tree of Life*. New York: Oxford University Press; p. 468–489

Cramp S, Simmons KEL, editors. 1980. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic. Vol. 2. Hawks to Bustards. Oxford: Oxford University Press; p. 696.

Cvijić J. 1991. Geomorfologija I. Knjiga 6. Beograd: SANU.

Ćirić AM, Obradinović Z, Novković D, Popević A, Karajičić B, Jović BJ, Serdar R. 1978. Osnovna geološka karta SFRJ 1:100 000 – Prijepolje K34-16. Beograd: Savezni geološki zavod.

Daughton CG, Ternes TA. 1999. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? Environ. Health Perspect. 107(6):907–938.

Davidović S, Jelić M, Marinković S, Mihajlović M, Tanasić V, Hribšek I, Sušić G, Dragičević M, Stamenković-Radak M. 2020. Genetic diversity of the Griffon vulture population in Serbia and its importance for conservation efforts in the Balkans. Sci. Rep. 10(1). doi:10.1038/s41598-020-77342-1

Davidović S, Marinković S, Kukobat M, Mihajlović M, Tanasić V, Hribšek I, Tanasković M, Stamenković-Radak M. 2022. Genetic Diversity Analysis of Mitochondrial Cytb Gene, Phylogeny and Phylogeography of Protected Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) from Serbia. Life. 12(2):164. <https://doi.org/10.3390/life12020164>

De la Lastra JM, de la Fuente J. 2007. Molecular cloning and characterisation of the griffon vulture (*Gyps fulvus*) toll-like receptor 1. Dev Comp Immunol. 31:511–9.

De Lucas M, Ferrer M, Bechard MJ, Muñoz AR. 2012. Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: distribution of fatalities and active mitigation measures. Biol Conserv. 147(1):184–189. doi:10.1016/j.biocon.2011.12.029

De Lucas M, Janss GFE, Whitfield DP, Ferrer M. 2008. Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. J Appl Ecol. 45(6):1695–1703. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01549.x

De Vita R, Cavallo D, Eleuteri P, Dell’Omo G. 1994. Evaluation of interspecific DNA content variations and sex identification in Falconiformes and Strigiformes by flow cytometric analysis. Cytometry. 16(4):346–350. doi:10.1002/cyto.990160409

Deinet S, Ieronymidou C, McRae L, Bureld IJ, Foppen RP, Collen B, Böhm M. 2013. Wildlife comeback in Europe: The recovery of selected mammal and bird species. Final report to Rewilding Europe by ZSL, BirdLife International and the European Bird Census Council. London: Zoological Society of London.

Del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, editors. 1994. Handbook of birds of the world. Vol. 2. New World vultures to guineafowl. Barcelona, Spain: Lynx Edicions.

Del Moral JC, editor. 2009. El buitro leonado en España. Población reproductora en 2008 y método de censo [The Griffon vulture in Spain. Breeding population in 2008 and census method]. Madrid: SEO/BirdLife. Spanish.

Del Moral JC, Marti R, editors. 2001. El buitro leonado en la Península Ibérica [The Griffon vulture in the Iberian Peninsula]. Madrid: BirdLife International.

- Del Moral JC, Molina B, editors. 2018. El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo [The Griffon vulture in Spain, breeding population in 2018 and census method]. Madrid: SEO/BirdLife; p. 188. <https://doi.org/10.31170/0066>
- Demerdzhiev D, Hristov H, Dobrev D, Angelov I, Kurtev M. 2014. Long-term population status, breeding parameters and limiting factors of the Griffon vulture (*Gyps fulvus* Hablizl, 1783) population in the Eastern Rhodopes, Bulgaria. *Acta Zool Bulg.* 66(3):373–384.
- Dermody BJ, Tanner CJ, Jackson AL. 2011. The evolutionary pathway to obligate scavenging in Gyps vultures. *PLoS One.* 6:e24635
- DeVault TL, Beasley JC, Olson ZH, Moleón M, Carrete M, Margalida A and Sánchez-Zapata JA. 2016. Ecosystem services provided by avian scavengers. In Şekercioglu ÇH, Wenny DG, and Whelan CJ, editors. *Why Birds Matter? Avian Ecological Function and Ecosystem Services*. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.
- DeVault TL, Rhodes OE Jr, Shivik JA. 2003. Scavenging by vertebrates: behavioral, ecological, and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos.* 102:225–234.
- Deygout C, Gault A, Duriez O, Sarrazin F, Bessa-Gomes C. 2010. Impact of food predictability on social facilitation by foraging scavengers. *Behavioral Ecology.* 21:1131–139.
- Dirzo R & Raven PH. 2003. Global State of Biodiversity and Loss. *Annual Review of Environment and Resources.* 28(1):137–167. doi:10.1146/annurev.energy.28.050302.105532
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB & Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science.* 345:401–406.
- Dobrev D, Tsiakiris R, Skartsi T, Dobrev V, Arkumarev V, Stara K, Stamenov A, Probonas N, Kominos T, Galanaki A, Kret E, Hallmann B, Grubač B, Susić G, Marinković S, Hribšek I, Skorić S, Jerrentrup H, Lucić V, Kapelj S, Stoyanov G, Zakkak S, Hristov H, Stoychev S, Sidiropoulos L, Bino T & Demerdzhiev D. 2021. Long-term size and range changes of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* population in the Balkans: a review. *Bird Conservation International.* 1–16. doi:10.1017/s0959270921000198.
- Donald PF. 2007. Adult sex ratios in wild bird populations. *Ibis.* 149(4):671–692.
- Donázar JA, Cortés-Avizanda A, Fargallo JA, Margalida A, Moleón M, Morales-Reyes Z, Moreno-Opo R, Pérez-García JM, Sánchez-Zapata JA, Zuberogoitia I, Serrano D. 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola.* 63(1):181–234.
- Donázar JA, Fernández C. 1990. Population trends of the Griffon vulture *Gyps fulvus* in northern Spain between 1969 and 1989 in relation to conservation measures. *Biol Conserv.* 53:83–91.
- Donázar JA. 1993. Los buitres ibéricos: biología y conservación [Iberian vultures: biology and conservation]. Madrid: J.M. Reyero; p. 256.
- Drews C. 1993. The Concept and Definition of Dominance in Animal Behaviour. *Behaviour* 125(3-4):283–313.

- Dubiec A, Zagalska-Neubauer M. 2006. Molecular techniques for sex identification in birds. *Biol. Lett.* 43(1):3–12.
- Ducić D, Radovanović M. 2005. *Klima Srbije*. Beograd: Zavod za udžbenike i nastavna sredstva.
- Duong T, Wand M, Chacon J, Gramacki A. 2020. Kernel Smoothing, R Studio Package ‘ks’ [Internet]. Version 1.11.7. Available from: <https://www.mvstat.net/mvksa/>.
- Duriez O, Herman S, Sarrazin F. 2012. Intra-specific competition in foraging Griffon vultures *Gyps fulvus*: 2. The influence of supplementary feeding management. *Bird Study*. 59 (2):193–206.
- Dvorak DL, Halverson JL, Gulick P, Rauen KA, Abbott UK, Kelly BJ, Shultz FT. 1992. cDNA cloning of a Z- and W-linked gene in gallinaceous birds. *J Hered.* 83:22–25.
- Đorđević VD. 2018. Prostorna distribucija i ekologija orhideja (Orchidaceae) zapadne Srbije. [Disertacija]. Beograd, Srbija: Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu
- Ellegren H. 1996. First gene on the avian W chromosome (CHD) provides a tag for universal sexing of non-ratite birds. *Proc. Royal Soc. London: B* 263: 1635–1641.
- Erlich HA, Gelfand D, Sninsky J. 1991. Recent Advances in the Polymerase Chain Reaction. *Science*. 252:1643–1651.
- ESRI: ArcGIS [Internet]. Release 10.2.2. 2014. sfreRedlands, CA: Environmental Systems Research Institute. Available from: <https://www.esri.com/en-us/home>.
- Farine DR, Montiglio PO, Spiegel O. 2015. From individuals to groups and back: The evolutionary implications of group phenotypic composition. *Trends Ecol Evol*. 30:609–621.
- Fergusson-Lees J, Christie DA. 2001. *Raptors of the world: A field guide*. London: Helm; p.1082.
- Fernández AJ. 1975. Consideracione sobre el regimen alimenticio de *Gyps fulvus*. *Ardeola*. 21:209–217.
- Ferraro PJ, Pattanayak SK. 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS Biology*. 4:e105. doi: 10.1371/ journal. pbio. 0040105.
- Ferrer M, de Lucas M, Janss GFE, Casado E, Muñoz AR, Bechard MJ, Calabuig CP. 2011. Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *J. Appl. Ecol.* doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02054.x
- Ferrer M, Morandini V, Baguena G, Newton I. 2018. Reintroducing endangered raptors: a case study of supplementary feeding and removal of nestlings from wild populations. *J Appl Ecol*. 55:1360–1367.
- Ferrer M, Newton I, Muriel R, Báguena G, Bustamante J, Martini M, Morandini V. 2014. Using manipulation of density-dependent fecundity to recover an endangered species: the bearded vulture *Gypaetus barbatus* as an example. *J Appl Ecol*. 51:1255–1263.

- Fieberg J. 2007. Kernel density estimators of home range: smoothing and the autocorrelation red herring. *Ecology*. 88(4):1059–66.
- Ford-Lloyd G. 1996. Measuring genetic variation using molecular markers. University of Birmingham. Rome: Kevin Painting. IPGRI.
- Forsman D. 1999. The Raptors of Europe and the Middle East. London: Christopher Helm; p 589.
- Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA. 2004. A primer of conservation genetics. New York: Cambridge University Press.
- Frederiksen M, Lebreton J-D, Pradel R, Choquet R, Gimenez O. 2014. Identifying links between vital rates and environment: a toolbox for the applied ecologist. *J. Appl. Ecol.* 51(1):71–81.
- Freedman R, Mundy PJ. 1983. The use of „restaurants“ for the survival of vultures in South Africa. In: Wilbur SR, Jakson JA, editors. *Vulutr Biology and Management*. Berkeley: University of California Press; p 345–355.
- Freeland JR, Kirk H, Petersen S. 2011. *Molecular ecology*. 2nd ed. Chichester, West Sussex UK: Wiley-Blackwell.
- Fridolfsson AK, Cheng H, Copeland NG, Jenkins NA, Liu HC, Raudsepp T, Woodage T, Chowdhary B, Halverson J, Ellegren H. 1998. Evolution of the avian sex chromosomes from an ancestral pair of autosomes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. 95(14):8147–52.
- Fridolfsson AK, Ellegren H. 1999. A simple and universal method for molecular sexing of non-ratite birds. *J. Avian Biol.* 20:116–121.
- García-Ripollés C, López-López P, Urios V. 2011. Ranging behaviour of nonbreeding Eurasian griffon vultures *Gyps fulvus*: a GPS telemetry study. *Acta Ornithol.* 46:127–134.
- García-Ripollés C. 2011. Biology and conservation of two scavenger species breeding in the East of the Iberian Peninsula. [Dissertation]. Alicante, Spain: University of Alicante.
- Gavashelishvili A, Mcgrady M, Ghasabian M, Bildstein KL. 2012. Movements and habitat use by immature Cinereous Vultures (*Aegypius monachus*) from the Caucasus. *Bird Study*. 59(4):449–62.
- Genero F, Franchini M, Fanin Y, Filacorda S. 2020. Spatial ecology of non-breeding Eurasian Griffon vultures *Gyps fulvus* in relation to natural and artificial food availability. *Bird Study*. 67:53–70.
- Ghorpade PB, Gupta PK, Prakash V, Cuthbert RJ, Kulkarni M, Prakash N, Das A, Sharma AK, Saini M. 2012. Molecular sexing of threatened *Gyps* vultures: an important strategy for conservation breeding and ecological studies. *SpringerPlus* 1:62. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-1-62>
- Gil JA, Lagares JL, Alcántara M. 2009. Radio-telemetry of the Eurasian Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in the Eastern Iberico System (Aragón-Spain). *Teruel*. 92(1):137–64.

- González LM, Margalida A, Sánchez R, Oria J. 2006. Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success on Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Biol. Conserv.* 129:477–486.
- Gotelli NJ. 2001. *A primer of ecology*. Sunderland, Massachusetts, USA: Sinauer Associates.
- Gothwal R, Shashidhar T. 2015. Antibiotic pollution in the Environment: a review. *Clean – Soil Air Water.* 43:479–489.
- Green RE, Donazar JA, Sánchez-Zapata JA, Margalida A. 2016. Potential threat to Eurasian griffon vultures in Spain from veterinary use of the drug diclofenac. *J Appl Ecol.* 53(4):993–1003.
- Green RE, Taggart MA, Das D, Pain DJ, Kumar CS, Cunningham AA, Cuthbert R. 2004. Collapse of Asian vulture populations: Risk of mortality from residues of the veterinary drug diclofenac in carcasses of treated cattle. *J Appl Ecol.* 43:949–56.
- Griesinger J. 1996. Autumn migration of griffon vultures (*Gyps f. fulvus*) in Spain. In: Muntaner J, Mayol J, editors. *Biología conservación de las rapaces Mediterráneas, 1994*. Monograph. Madrid: Sociedad Española de Ornitología/BirdLife International; p. 401–410.
- Griesinger J. 1998. Juvenile dispersion and migration among Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) in Spain. In: Chancellor RD, Meyburg B-U, Ferrero JJ, editors. *Proceedings of an International Conference on Holarctic Birds of Prey and Owls. 1995 Apr 17–22*. Badajoz, Extremadura, Spain. Merida & Berlin: Adenex & WWGBP; p. 612–21.
- Griffiths CS, Barrowclough GF, Groth JG, Mertz LA. 2007. Phylogeny, diversity, and classification of the Accipitridae based on DNA sequences of the RAG-1 exon. *J Avian Biol.* 38(5): 587–602.
- Griffiths R, Daan S, Dijkstra C. 1996. Sex identification in birds using two CHD genes. *Proc. Royal Soc. London B.* 263: 1251–1256.
- Griffiths R, Double M, Orr K, Dawson R. 1998. A DNA test to sex most birds. *Mol Ecol.* 7:1071–5.
- Griffiths R, Holland PWH. 1990. A novel avian W chromosome DNA repeat sequence in the lesser black-backed gull (*Larus fuscus*). *Chromosoma.* 99:243–250.
- Griffiths R, Orr K. 1999. The use of amplified fragment length polymorphism (AFLP) in the isolation of sex-specific markers. *Mol Ecol.* 8:671–674.
- Grubač B. 2005. Artificial feeding places and conservation of vultures and other scavenging birds in Serbia. *Vulture News.* 52:10–24.
- Grubač B. 2014. *Beloglavi sup Gyps fulvus*. Beograd: Zavod za zaštitu prirode; p. 256.
- Hamilton WD. 1967. Extraordinary sex ratios. *Science.* 156:477–488.
- Handrinos GI. 1985. The status of vultures in Greece. In: Newton I, Chancellor RD, editors. *Conservation studies on raptors*. Cambridge, UK: International Council for Bird Preservation; p. 103–115.

- Harel R, Spiegel O, Getz WM, Nathan R. 2017. Social foraging and individual consistency in following behaviour: testing the information centre hypothesis in free-ranging vultures. *Proceedings of the Royal Society B*. p. 284. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.2654>
- Hassanin A, Douzery EJP. 1999. The tribal radiation of the family Bovidae (Artiodactyla) and the evolution of the mitochondrial cytochrome b gene. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 13:227–243.
- Hernández M, Margalida A. 2008. Pesticide abuse in Europe: Effects on the Cinereous vulture (*Aegypius monachus*) population in Spain. *Ecotoxicology*. 17:264–72.
- Hertel F. 1994. Diversity in body size and feeding morphology within past and present vulture assemblages. *Ecology*. 75:1074–1084.
- Hiraldo F, Donazar JA. 1990. Foraging time in the Cinereous Vulture *Aegypius monachus*; seasonal and local variations and influence of weather. *Bird Study*. 37:128–32.
- Hirschauer MT, Wolter K, Naser W. 2016. Natal philopatry in young Cape Vultures *Gyps coprotheres*. *Ostrich*. 88(1):79–82.
- Horn JW, Arnett EB, Kunz TH. 2008. Behavioral responses of bats to operating wind turbines. *J. Wildlife Manage*. 72:123–132.
- Houston CS. 2006. Saskatchewan Turkey Vulture Nests, 1896–2002. *Blue Jay*. 64:209–211.
- Houston D, Cooper J. 1975. The digestive tract of the whitchack griffon vulture and its role in disease transmission among wild ungulates. *J. Wildl. Dis*. 11:306–313.
- Houston DC. 1974. Food searching in griffon vultures. *East Afr. Wildl. J*. 12:63–77.
- Houston DC. 1976. Breeding of the white-backed and Rüppell's Griffon Vultures, *Gyps africanus* and *Gyps rueppellii*. *Ibis*. 118:14–40.
- Houston DC. 1979. The adaptation of scavengers. In: Sinclair ARE & Griffiths N, editors. *Serengeti, Dynamics of an Ecosystem*. Chicago: University of Chicago Press; p. 263–286.
- Houston DC. 1983. The adaptive radiation of the griffon vulture. In: Wilbur SR, Jackson JA, editors. *Vulture Biology and Management*. Berkeley: University of California Press; p. 135–152
- Houston DC. 1986. Scavenging efficiency of key vultures in tropical forest. *The Condor*. 88:318–323.
- Hribšek I, Plečaš M, Skorić S, Marinković S. 2021. First description of movement and ranging behavior of the Griffon vulture (*Gyps fulvus*) from Serbia using GPS satellite tracking. *Arch Biol Sci*. 73(2):185–9. <https://doi.org/10.2298/ABS201210013H>
- Iezekiel S, Bakaloudis D, Vlachos C. 2004. The status and conservation of Griffon Vulture *Gyps fulvus* in Cyprus. In: Chancellor RD, Meyburg B-U, editors. *Raptors Worldwide*. Budapest: WWGBP/MME; p. 67-74.
- Ito H, Sudo-Yamaji A, Abe M, Murase T, Tsubota T. 2003. Sex identification by alternative polymerase chain reaction methods in Falconiformes. *Zool. Sci*. 20(3):339–344.

- Jackson AL, Ruxton GD, Houston DC. 2008. The effect of social facilitation on foraging success in vultures: a modelling study. *Biol Lett.* 4:311–313.
- Jacobs BF, Kingston JD, Jacobs LL. 1999. The origin of grass-dominated ecosystems. *Annals of the Missouri Botanical Garden.* 86:590–643.
- Jarvis ED, Mirarab S, Aberer AJ, Li B, Houde P et al 2014. Whole genome analyses resolve the early branches in the tree of life of modern birds. *Science.* 346:1320–1331.
- Johnson JA, Brown JW, Fuchs J, Mindell DP. 2016. Multi-locus phylogenetic inference among new world vultures (Aves: Cathartidae). *Mol Phylogenet Evol.* 105:193–199.
- Johnson JA, Lerner HR, Rasmussen PC, Mindell DP. 2006. Systematics within *Gyps* vultures: a clade at risk. *BMC Evol Biol.* 6:1–12.
- Jovanović S, Lakušić D, urednici. 2006. Ugrožene biljke Srbije. Priručnik o zaštiti retkih i ugroženih biljaka Srbije u ex-situ uslovima Botaničke bašte „Jevremovac“. Beograd: Institut za Botaniku i Botanička Bašta „Jevremovac“, Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu.
- Kahn NW, John JS, Quinn TW. 1998. Chromosome-specific intron size differences in the avian CHD gene provide an efficient method for sex identification in birds. *Auk.* 115:1074–1078.
- Kane A, Jackson AL, Ogada DL, Monadjem A, McNally L. 2014. Vultures acquire information on carcass location from scavenging eagles. *Proceedings of the Royal Society B.* 281:1793.
- Katzner T, Gavashelishvili A, Sklyarenko S, McGrady M, Shergalin J, Bildstein K. 2004. Population and conservation status of griffon vultures in the former Soviet Union. In: Chancellor RD, Meyburg BU, editors. *Raptors Worldwide. WWGBP/MME*; p. 235–240.
- Kelly TR, Rideout BA, Grantham J, Brandt J, Burnett LJ, Sorenson KJ, Johnson CK. 2015. Two decades of cumulative impacts to survivorship of endangered California condors in California. *Biol. Conserv.* 191: 391–399.
- Kenny E, Birkhead TR, Green JP. 2017. Allopreening in birds is associated with parental cooperation over offspring care and stable pair bonds across years. *Behav. Ecol.* 28:1142–1148.
- Kenward RE. 2001. *A manual for wildlife radio tagging.* London: Academic Press; p. 324.
- Kilshaw K, Macdonald DW. 2011. The use of camera trapping as a method to survey for the Scottish wildcat. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 479.*
- Kingdon J. 1997. *The Kingdon field guide to African mammals.* London: Academic Press.
- Kojić M, Popović R, Karadžić B. 1998. Sintaksonomski pregled vegetacije Srbije. Institut za biološka istraživanja ‘Siniša Stanković’, Beograd.
- Kovačević M. 1985. Fizičko-geografske osobine Azbukovice. *Azbukovica, zemlja, ljudi i život.* Ljubovija. p. 232–242.
- Kruuk H. 1972. *The spotted hyena.* Chicago: University of Chicago Press.

- Kubat I, Reljić D, Veljković D, Strajin V, Begić F, Dimitrov P, Mojsilović S, Baklaić D, Đoković I, Vukanović M, Nastić V. 1975. Osnovna geološka karta SFRJ 1:100 000 – Ljubovija – L34-135. Beograd: Savezni geološki zavod.
- Kummerer K. 2010. Pharmaceuticals in the environment. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 35:57–75.
- Lack D. 1954. The natural regulation of animal numbers. Oxford: Clarendon Press; p 343.
- Lacy RC. 2000. Considering threats to the viability of small populations using individual-based models. *Ecol. Bull.* 48:39–51.
- Langston RHW, Pullan JD. 2003. Windfarms and Birds: An Analysis of the Effects of Windfarms on Birds, and Guidance on Environmental Assessment Criteria and Site Selection Issues. RSPB/Birdlife International Report. Strasbourg, France.
- Lazarević R. 2008. Katastri speleoloških objekata. *Glasnik srpskog geografskog društva LXXXVIII.* (1):21–28.
- Lazarus RS, Rattner BA, Brooks BW, Du B, McGowan PC, Blazer VS, Ottinger MA. 2015. Exposure and food web transfer of pharmaceuticals in ospreys (*Pandion haliaetus*): predictive model and empirical data. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 11:118–129.
- Lebreton JD, Burnham KP, Clobert J & Anderson DR. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies. *Ecol. Monogr.* 62:67–118. doi: 10.2307/2937171
- Leconte M, Som J. 1996. La reproduction du Vautour Fauve *Gyps fulvus* dans les Pyrénées Occidentales: historique d'une restauration d'effectifs et paramètres reproducteurs [Reproduction of the Griffon vulture *Gyps fulvus* in the Western Pyrenees: history of restoration of numbers and reproductive parameters]. *Alauda.* 64:135–148.
- Legendre S. 2004. Age structure, mating system and population viability. In: Ferrière, R., Dieckmann U, Couvet D, editors. *Evolutionary Conservation Biology*. Cambridge University Press; p. 41–58.
- Lemus JA, Blanco G, Grande J, Arroyo B, Garcí'a-Montijano M, et al. 2008. Antibiotics Threaten Wildlife: Circulating Quinolone Residues and Disease in Avian Scavengers. *PLoS ONE.* 3(1): e1444. doi:10.1371/journal.pone.0001444
- Lieury N, Gallardo M, Ponchon C, Besnard A & Millon A. 2015. Relative contribution of local demography and immigration in the recovery of a geographically-isolated population of the endangered Egyptian vulture. *Biol. Conserv.* 191:349–356. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.008>
- Longmire JL, Ambrose RE, Brown NC, Cade TJ, Maechtle TL, Seegar WS, Ward FP, White CM. 1991. Use of sex-linked minisatellite fragments to investigate genetic differentiation and migration of North American populations of the peregrine falcon (*Falco peregrinus*). In: Burke T, Dolf G, Jeffreys AJ, Wolff R, editors. *DNA Fingerprinting: Approaches and Applications*. Basel: Birkhauser Verlag; p 217–229.
- López-López P, Garcia-Ripolles C, Verdejo J. 2004. Population status and reproductive performance of Eurasian griffons (*Gyps fulvus*) in Eastern Spain. *J Raptor Res.* 38:350–356.

- Luiselli L. 2006. Resource partitioning and interspecific competition in snakes: the search for general geographical and guild patterns. *Oikos*. 114:193–211.
- Madders M, Whitfield DP. 2006. Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. *Ibis*. 148:43–56.
- Marčetić M, Andrejević D. 1960. Ornitofauna Kosova i Metohije. Priština: Muzej Kosova i Metohije; p. 116.
- Margalida A & Ogada D. 2018. Old World Vultures in a Changing Environment In: Sarasola JH, Grande JM, Negro JJ, editors. *Birds of Prey: Biology and conservation in the XXI century*. Cham, Switzerland: Springer; p. 457–471. doi:10.1007/978-3-319-73745-4_19
- Margalida A, Colomer MA. 2012. Modelling the effects of sanitary policies on European vulture conservation. *Sci. Rep.* 2:753.
- Marinković S, Grubač B. 2000. Beloglavi sup (*Gyps fulvus*). In: Puzović S, editor. *Atlas ptica grabljivica Srbije, mape rasprostranjenosti i procene populacija 1977–1996*. Beograd: Zavod za zaštitu prirode Srbije; p. 63–68.
- Marinković S, Hribšek I, Tatalović N, Skorić S. 2020. A long-term population study of the Eurasian Griffon (*Gyps fulvus*) in Serbia before and following the establishment of a supplementary feeding program. *Ethol Ecol Evol.* 33(2):137-55. <https://doi.org/10.1080/03949370.2020.1844302>
- Marinković S, Karadžić B. 1999. The role of nomadic farming in the distribution of the Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in the Balkan Peninsula. 7th International Congress of the Zoogeography and Ecology of Greece and Adjacent Regions; 1996 Apr 1–5. Athens, Greece: Hellenic Zoological Soc; p. 141–52.
- Marinković S, Karadžić B. 2008. Sup. Fond za zaštitu ptica grabljivica, knj. I, Beograd: Institut za biološka istraživanja „Siniša Stanković“, Publikum; p. 76.
- Marinković S, Orlandić Lj, Skorić S, Karadžić B. 2012. Nest-site preference of Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in Herzegovina. *Arch. Biol. Sci.* 64:385–392.
- Marinković S, Orlandić L, Karadzic B. 2006. The census of Vultures (Aegypiinae) in Herzegovina before the Balkan civil conflict. In Houston DC, Piper SE, editors. *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. Thessaloniki, Greece: Natural History Museum of Crete & WWF Greece; p. 165
- Marinković S, Orlandić Lj, Mićković B, Karadžić B. Census of vultures in Herzegovina. *Vulture News*. 2007 Aug 20;56:14-28.
- Marinković S, Orlandić L. 1994. Status of the Griffon vulture *Gyps fulvus* in Serbia. In: Meyburg B-U, Chancellor RD, editors. *Raptor conservation today*. Berlin: The Pica Press; p. 163–172.
- Marinković S, Sušić G, Grubač B, Soti J, Simonov N. 1985. The Griffon vulture in Yugoslavia. In: Newton I, Chancellor RD, editors. *Conservation studies on raptors*. Cambridge: ICBP; p. 131–135.
- Marinković S. 1983. Prikaz stanja beloglavog supa (*Gyps fulvus* Hablizl, 1783) u Srbiji. II simpozijum o fauni SR Srbije. *Zbornik*. Beograd; p.159–162.

- Marinković S. 1999. Ekološke osnove zaštite i održavanja beloglavog supa *Gyps fulvus* (Hablizl, 1783) na Balkanskom poluostrvu. [Disertacija]. Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu; p. 234.
- Marinković S. 2018. Beloglavi sup-*Gyps fulvus*, Griffon Vulture. In: Stanković D, Paunović M, Raković M, editors. Atlas migratornih ptica i slepih miševa Srbije. Beograd: Ministarstvo zaštite životne sredine Republike Srbije, Ministarstvo kulture i informisanja Republike Srbije, Prirodnjački muzej u Beogradu; p. 123–6.
- Markandya A, Taylor T, Longo A, Murty MN, Murty S, Dhavala K. 2008. Counting the cost of vulture decline: An appraisal of the human health and other benefits of vultures in India. *Ecol. Econ.* 67:194–204.
- Marković M. 1970. Geografske oblasti Socijalističke Federativne Republike Jugoslavije. Beograd: Zavod za udžbenike i nastavna sredstva Srbije.
- Martens A, Kelemen M, Hodor C. 2005. Vultures in Romania. Report on the assessment of public attitudes toward vultures and the potential reintroduction of Griffon vultures (*Gyps fulvus*). Carpathian Wildlife Foundation and Milvus Group. Available from: <https://www.yumpu.com/en/document/read/11620964/vulture-in-romania-milvus-group>.
- Mateo R, Molina R, Grifols J, Guitart R. 1997. Lead poisoning in a free ranging griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Vet Rec.* 140(2):47–48.
- Mateo-Tomás P. 2009. Management and conservation of vultures in the Cantabrian Mountains. [Dissertation]. León, Spain: Area of Zoology Department of Biodiversity and Environmental Management University of León.
- Matthee CA, Davis SK 2001. Molecular insights into the evolution of the family Bovidae: a nuclear DNA perspective. *Mol. Biol. Evol.* 18:1220–1230.
- Matvejev SD, Vasić VF. 1973. *Catalogus faunae Jugoslaviae*. Academia Scientiarum et Artium Slovenica Ljubljana IV/3
- Matvejev SD. 1950. Rasprostranjenje i život ptica u Srbiji. SANU, posebno izdanje, knjiga br. 3. Beograd. p. 362.
- McClure CJW & Rolek BW. 2020. Relative Conservation Status of Bird Orders With Special Attention to Raptors. *Front. Ecol. Evol.* 8. doi:10.3389/fevo.2020.5939
- McClure CJW, Westrip JRS, Johnson JA, Schulwitz SE, Virani MZ, Davies R, Symes A, Russell HW. 2018. State of the world's raptors: Distributions, threats, and conservation recommendations. *Biol. Conserv.* 227:390–402.
- McGrady MJ, Gavashelishvili A. 2006. Tracking Vultures from the Caucasus into Iran. *Podoces* 1:21–6.
- Mellone U, Klaassen RHG, García-Ripollés C, Limiñana R, López-López P, Pavón D, Strandberg R, Urios V, Vardakis M, Alerstam T. 2012. Interspecific comparison of the performance of soaring migrants in relation to morphology, meteorological conditions and migration strategies. *PLoS One.* 7(7):e39833. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039833>

- Mendelssohn H, Leshem Y. 1983. The status and conservation of vultures in Israel. In: Wilbur SR, Jackson JA, editors. *Vulture Biology and Management*. Berkeley: University of California Press; p. 86–98.
- Meretsky V, Snyder N, Beissinger S, Clendenen D & Wiley J. 2000. Demography of the California Condor: implications for reestablishment. *Conserv. Biol.* 14:957–967.
- Meyburg B-U & Fuller MR. 2007. Spatial Tracking. Satellite Telemetry. In Bird D, Bildstein K, editors. *Raptor Research and Management Techniques*. Blaine, Canada: Hancock House; p. 242–248.
- Meyburg B-U & Meyburg C. 2008. Satellite tracking of raptors – How PTTs changed our lives. *Tracker News*. 9:2–5.
- Meyburg B-U & Meyburg C. 2009. Wanderung mit Rucksack: Satellitentelemetrie bei Vögeln [Travels with a Backpack: Satellite tracking of birds]. *Der Falke*. 56:256–63.
- Meyburg B-U, Meyburg C, Matthes J, Matthes H. 2006. GPS satellite tracking of Lesser Spotted Eagles (*Aquila pomarina*): home range and territorial behaviour. *Vogelwelt* 127:127–144.
- Meyburg B-U, Paillat P, Meyburg C. 2003. Migration routes of steppe eagles between Asia and Africa: a study by means of satellite telemetry. *Condor*. 105(2):219–27. [https://doi.org/10.1650/0010-5422\(2003\)105\[0219:mroseb\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1650/0010-5422(2003)105[0219:mroseb]2.0.co;2)
- Meyburg B-U. 2007. Quinze années de suivi de rapaces par satellite. *Alauda*. 75:265–286.
- Millar CD, Lambert DM, Anderson S, Halverson JL. 1996. Molecular sexing of the communally breeding pukeko: an important ecological tool. *Mol Ecol*. 5:289–293.
- Millar CD, Lambert DM, Bellamy AR, Stapleton PM, Young EC. 1992. Sex-specific restriction fragments and sex ratios revealed by DNA fingerprinting in the brown skua. *J Hered.* 83:350–355.
- Mindell DP, Fuchs J, Johnson JA. 2018. In: Sarasola JH, Grande JM, Negro JJ, editors. *Birds of Prey: Phylogeny, Taxonomy, and Geographic Diversity of Diurnal Raptors: Falconiformes, Accipitriformes, and Cathartiformes*. Cham, Switzerland: Springer; p. 3–32. doi:10.1007/978-3-319-73745-4_1
- Mirković M, Pajović M, Buzaljko R, Kalezić M, Živaljević M. 1977. Osnovna geološka karta SFRJ 1:100 000 – Pljevlja K34-15. Beograd: Savezni geološki zavod.
- Mojsilović S, Baklajić D, Đoković I. 1978. Osnovna geološka karta SFRJ 1:100 000 – Sjenica K34-29. Beograd: Savezni geološki zavod.
- Mojsilović S, Baklajić D, Živaljević M, Vujisić P. 1983. Osnovna geološka karta SFRJ 1:100 000 – Rožaje K34-41. Beograd: Savezni geološki zavod.
- Mojsilović S, Filipović I, Avramović V, Pejović D, Tomić R, Baklajić D, Đoković I, Navala M. 1975a. Socijalistička Federativna Republika Jugoslavija. Osnovna geološka karta 1:100 000. Tumač za list Valjevo K34-136. Beograd: Savezni geološki zavod.

- Mojsilović S, Filipović I, Rodin V, Navala M, Baklačić D, Đoković I, Jovanović Č, Živanović D, Eremija M, Cvetković B. 1975b. Osnovna geološka karta SFRJ 1:100 000 – Zvornik – L34-123. Beograd: Savezni geološki zavod.
- Moleón M, Sánchez-Zapata JA, Selva N, Donázar JA, Owen-Smith N. 2014. Inter-specific interactions linking predation and scavenging in terrestrial vertebrate assemblages. *Biol Rev Camb Philos Soc.* 89(4):1042–54. doi: 10.1111/brv.12097.
- Monsarrat S, Benhamou S, Sarrazin F, Bessa-Gomes C, Bouten W, Duriez O. 2013. How predictability of feeding patches affects home range and foraging habitat selection in avian social scavengers? *PLoS One.* 8(1):e53077. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053077>
- Morales-Reyes Z, Pérez-García JM, Moleón M, Botella F, Carrete M, Lazcano C, Moreno-Opo R, Margalida A, Donázar JA, Sánchez-Zapata JA. 2015. Supplanting ecosystem services provided by scavengers raises greenhouse gas emissions. *Sci. Rep.* 5:7811.
- Moreno-Opo R, Trujillano A, Arredondo Á, González LM, Margalida A. 2015a. Manipulating size, amount and appearance of food inputs to optimize supplementary feeding programs for European vultures. *Biol Conserv.* 181:27–35. doi:10.1016/j.biocon.2014.10.022
- Moreno-Opo R, Trujillano A, Margalida A. 2015b. Optimization of supplementary feeding programs for European vultures depends on environmental and management factors. *Ecosphere.* 6(7):1–15. doi:10.1890/ES15-00009.1
- Moreno-Opo R, Trujillano A, Margalida A. 2016. Behavioral coexistence and feeding efficiency drive niche partitioning in European avian scavengers. *Behav Ecol.* 27:1041–1052. doi:10.1093/beheco/arw010
- Moreno-Opo R, Trujillano A, Margalida A. 2020. Larger size and older age confer competitive advantage: dominance hierarchy within European vulture guild. *Sci. Rep.* 10(1). doi:10.1038/s41598-020-59387-4.
- Morris WF, Doak DF. 2002. *Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis.* Sunderland, Mass: Sinauer Associates; p 480.
- Mundy PJ, Butchart D, Ledger JA, Piper SE. 1992. *The Vultures of Africa.* London: Academic Press; 460 p.
- Nakamura D, Tiersch TR, Douglass M, Chandler RW. 1990. Rapid identification of sex in birds by flow cytometry. *Cytogenet Cell Genet.* 53:201–205.
- Nenov D, Zlatanova D, Stoyanov E, Peshev H & Grozdanov A. 2018. Feeding Site Usage by Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) in Bulgaria Revealed by Camera Traps. *Nat. Conserv. Res.* 3(2):2–12. DOI:10.24189/ncr.2018.020
- Newton I. 1979. *Population ecology of raptors.* Vermillion: Buteo Books.
- Newton I. 2008. *The migration ecology of birds.* London: Academic Press.
- Newton I. 1998. *Population limitation in birds.* London: Academic Press.
- Newton I. 2004. Population limitation in migrants. *Ibis.* 146(2):197–226.

- Oaks JL, Gilbert M, Virani MZ, Watson RT, Meteyer CU, Rideout, BA, Shivaprasad HL, Ahmed S, Chaudhry MJ, Arshad M, Mahmood S, Ali A, Khan AA. 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*. 427:630–33.
- Ogada D, Botha A, Shaw P. 2015b. Ivory poachers and poison: drivers of Africa's declining vulture populations. *Oryx*. 50(04): 593–596. doi:10.1017/s0030605315001209
- Ogada D, Shaw P, Beyers RL, Buij R, Murn C, Thiollay JM, Sinclair ARE. 2015a. Another Continental Vulture Crisis: Africa's Vultures Collapsing toward Extinction. *Conserv. Lett.* 9(2):89–97.
- Ogada DL, Keesing F & Virani MZ. 2011. Dropping dead: causes and consequences of vulture population declines worldwide. *Annals of the New York Academy of Sciences*; 1249(1):57–71. doi:10.1111/j.1749-6632.2011.06293.x
- Ogada DL, Keesing F. 2010. Decline of raptors over a threeyear period in Laikipia, central Kenya. *J. Raptor Res.* 44:43–49.
- Ogada DL, Torchin ME, Kinnaird MF, Ezenwa VO. 2012. Effects of Vulture Declines on Facultative Scavengers and Potential Implications for Mammalian Disease Transmission. *Conserv. Biol.* 26(3):453–460. doi:10.1111/j.1523 1739.2012.01827.x
- Ohno S. 1967. Sex chromosomes and sex-linked genes. Berlin: Springer Verlag.
- Olea PP, García J, Falagán J. 1999. Expansión del buitre leonado *Gyps fulvus*: tamaño de la población y de parámetros reproductores en un área de reciente colonización. [Expansion of the Griffon vulture *Gyps fulvus*: population size and reproductive parameters in a recently colonized area]. *Ardeola* 46:81–88.
- Olea PP, Mateo-Tomás P. 2009. The role of traditional farming practices in ecosystem conservation: the case of transhumance and vultures. *Biol Conserv.* 142:1844–1853. doi:10.1016/j.biocon.2009.03.024
- Ong AHK & Vellayan S. 2008. An evaluation of CHD-Specific primer sets for sex typing of birds from feathers. *Zoo Biol.* 27(1):62–69. doi:10.1002/zoo.20163
- Orloff S, Flannery A. 1992. Wind Turbine Effects on Avian Activity, Habitat Use, and Mortality in Altamont Pass and Solano County Wind Resource Areas, 1989–1989. Final Report P700-92-001. Prepared for Planning Departments of Alameda, Contra Costa and Solano Counties and the California Energy Commission, Sacramento, California, USA. Tiburon, California, USA: BioSystems Analysis.
- Oro D, Margalida A, Carrete M, Heredia R, Donázar JA. 2008. Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability in an endangered vulture. *PLoS ONE*. 3(12):e4084. doi:10.1371/journal.pone.0004084
- Orta J, Kirwan GM, Boesman P, Garcia EFJ. 2015. Griffon Vulture (*Gyps fulvus*). In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, Juana E, editors. *Handbook of the Birds of the World Alive*. Barcelona: Lynx Edicions.
- Orta J. 1994. Eurasian griffon. In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, editors. *Handbook of birds of the world, Vol. 2. New World vultures to Guinea fowl*. Barcelona: Lynx Edicions; p. 127–128.

- Osborn RG, Higgins KF, Usgaard ER, Dieter CD, Neiger RD. 2000. Bird mortality associated with wind turbines at the buffalo ridge wind resource area, Minnesota. *Am. Midland Nat.* 143:41–52.
- Ostfeld RS, Keesing F. 2000. Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Trends Ecol Evol.* 15:232–237.
- Pain DJ, Bowden CGR, Cunningham AA, Cuthbert R, Das D, Gilbert M, Jakati RD, Jhala Y, Khan AA, Naidoo V, Oaks JL, Parry-Jones J, Prakash V, Rahmani A, Ranade SP, Baral HS, Senacha KR, Saravanan S, Shah N, Swan G, Swarup D, Taggart MA, Watson RT, Virani MZ, Wolter K, Green RE. 2008. The race to prevent the extinction of South Asian vultures. *Bird Conservation International.* 18(S1). doi:10.1017/s0959270908000324
- Pain DJ, Cunningham AA, Donald PF, Duckworth JW, Houston DC, Katzner T, Parry-Jones, J, Poole C, Prakash V, Round P & Timmins R. 2003. Causes and effects of temporospatial declines of Gyps vultures in Asia. *Conserv. Biol.* 17:661–671.
- Pantović U, Andevski J. 2018. Review of the problem of poison use and vulture poisoning in the Balkan Peninsula. Netherlands: Vulture Conservation Foundation; 72 p.
- Pavoković G, Sušić G. 2006. Population viability analysis of (Eurasian) Griffon vulture *Gyps fulvus* in Croatia. In Houston DC & Piper SE, editors. Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations. Thessaloniki, Greece: Natural History Museum of Crete & WWF-Hellas; 75-86.
- Pennycuik CJ. 1972. The soaring flight of vultures. *Sci Amer.* 229:102–9.
- Peshev H, Stoyanov E, Grozdanov A, Vangelova N. 2015. Reintroduction of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* in Kresna Gorge, Southwestern Bulgaria 2000–2015. Conservation science series, Book 3. Blagoevgrad: Fund for Wild Flora and Fauna; 112 p.
- Peshev H, Stoyanov E, Parvanov D, Grozdanov A. 2018. Seasonal and spatial dynamics of the population of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* (Hablizl, 1783) (Aves: Accipitridae) in Southwestern Bulgaria. *Acta Zool. Bulg.* 12:67–75.
- Phipps WL, Willis SG, Wolter K, Naidoo V. 2013. Foraging Ranges of Immature African White-Backed Vultures (*Gyps africanus*) and Their Use of Protected Areas in Southern Africa. *PLoS One.* 8(1):e52813. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0052813>
- Pimm SL, Jenkins CN. 2010. Extinctions and the practice of preventing them. In: Sodhi NS, Ehrlich PR, editors. Conservation Biology for all. New York: Oxford University Press; p. 181–198.
- Piper SE, Boshoff AF, Scott HA. 1999. Modelling survival rates in the Cape Griffon *Gyps coprotheres*, with emphasis on the effects of supplementary feeding. *Bird Study.* 46(1):230–38. <https://doi.org/10.1080/00063659909477249>
- Piper SE. 1994. Mathematical demography of the Cape Vulture. [Dissertation]. Cape Town, South Africa: University of Cape Town.
- Piper SE. 2004. Vulture restaurants – conflict in the midst of plenty. In: Chancellor RD, Meyburg B-U, editors. Raptors worldwide. Vol. 1. Budapest: WWGBP/MM; p. 341–349.

- Piper SE. 2005. Supplementary feeding programmes: how necessary are they for the maintenance of numerous and healthy vulture populations. In: Houston DC, Piper SE, editors. Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations. Thessaloniki, Greece: Natural History Museum of Crete and WWF Hellas; p. 41–50.
- Pirastru M, Mereu P, Manca L, Bebbere D, Naitana S, Leoni GG. 2021. Anthropogenic Drivers Leading to Population Decline and Genetic Preservation of the Eurasian Griffon Vulture (*Gyps fulvus*). *Life*. 11(10):1038. <https://doi.org/10.3390/life11101038>
- Polunin O. 1987. Flowers of Greece and the Balkans. Oxford-New York-Tokyo: Oxford University Press; p. 592.
- Porter R, Willis I. 1968. The autumn migration of soaring birds at the Bosphorus. *Ibis*. 110(4):520–536.
- Prakash V, Bishwakarma MC, Chaudhary A, Cuthbert R, Dave R, Kulkarni M, Kumar S, Paundel K, Renade S, Shringarpure R, Green R. 2012. The population decline of Gyps vultures in India and Nepal has slowed since veterinary use of diclofenac was banned. *PLoS ONE*. 7:e49118. doi:10.1371/journal.pone.0049118
- Pruett CL, Patten MA, Wolfe DH. 2009. Avoidance behavior by prairie grouse: implications for development of wind energy. *Conserv. Biol.* 23:1253–1259.
- Prus SE, Schmutz SM. 1987. Comparative efficiency and accuracy of surgical and cytogenetic sexing in psittacines. *Avian Dis.* 31(2):420–4.
- Pullin AS. 2002. Conservation Biology. New York: Cambridge University Press; p. 358.
- R Development Core Team: R. 2014. A language and environment for statistical computing [Internet]. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Available from: <http://www.Rproject.org>.
- Rabenold PP, Piper WH, Decker MD, Minchella DJ. 1991. Polymorphic minisatellite amplified on avian W chromosome. *Genome* 34:489–493.
- Rabenold PP. 1987. Recruitment to food in Black Vultures: Evidence for following from communal roosts. *Anim. Behav.* 35:1775–1785.
- Rakićević T. 1980. Klimatsko rejoniranje SR Srbije. Beograd: Zbornik radova PMF. 27.
- Rakonjac Lj. 2002. Šumska vegetacija i njena staništa na Pešterskoj visoravni kao osnova za uspešno pošumljavanje. [Disertacija]. Beograd: Šumarski fakultet, Univerzitet u Beogradu; 1–351.
- Rappole JH. 2013. The Avian Migrant. *The Biology of Bird Migration*. New York: Columbia University Press; p.435.
- Réale D, Reader SM, Sol D, McDougall PT & Dingemanse NJ. 2007. Integrating animal temperament within ecology and evolution. *Biol. Rev.* 82:291–318.
- Reiser O. 1939. Materialien zu einer Ornithologie Balcanica – I Bosnien und Herzegowina nebst Teilen von Serbien und Dalmatien. Selbstverlag des Museums, Wien.

- Robb GN, McDonald RA, Chamberlain DE, Bearhop S. 2008. Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Front Ecol Evol.* 6:476–484. doi:10.1890/060152
- Romac S, Vuković S, Stojković O, Čuljković B. 1999. PCR u kliničkoj dijagnostici. Beograd: Biološki fakultet.
- Rose DC, Sutherland WJ, Amano T, González-Varo JP, Robertson RJ, Simmons BI, Mukherjee N. 2018. The major barriers to evidence-informed conservation policy and possible solutions. *Conserv. Lett.* <https://doi.org/10.1111/conl.12564>
- Rosenberg KV, Dokter AM, Blancher PJ, Sauer JR, Smith AC & Smith PA. 2019. Decline of the north American avifauna. *Science* 366:120–124. doi: 10.1126/science.aaw1313
- Russel PJ. 2002. *iGenetics*, editor. CA: Benjamin Cummings; p 805.
- Ruxton GD, Houston DC. 2004. Obligate vertebrate scavengers must be large soaring fliers. *J Theor Biol.* 228(3):431-36. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2004.02.005>
- Safriel U. 1968. Bird migration at Elat, Israel. *Ibis* 110 (3):283–320.
- Salvador A. 2022. Eurasian Griffon (*Gyps fulvus*), version 2.0. In: Billerman SM, Bridwell MA, editors. *Birds of the World*. Ithaca, NY, USA: Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.eurgri1.02>
- Sambrook J, Fritsch ER, Maniatis T. 1989. *Molecular Cloning: A Laboratory Manual*. 2nd ed. Vol. 1. Cold Spring Harbor, New York: Cold Spring Harbor Laboratory Press.
- Sanz-Aguilar A, Martínez-Abraín A, Tavecchia G, Mínguez E & Oro D. 2009. Evidence-based culling of a facultative predator: Efficacy and efficiency components. *Biol. Conserv.* 142:424–431. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.004>
- Saran A, Purohit R. 2013. Vulture: Distribution, Feeding, Habitation, Breeding and Population Dynamics. *Glob. J. Sci. Front. Res.* 13(3):1.
- Sarrazin F, Bagnolini C, Pinna JL, Danchin E. 1996. Breeding biology during establishment of a reintroduced Griffon vulture *Gyps fulvus* population. *Ibis* 138:315–325. doi:10.1111/j.1474-919X.1996.tb04344.x
- Schoech SJ, Bridge ES, Boughton RK, Reynolds SJ, Atwell JW, Bowman R. 2008. Food supplementation: a tool to increase reproductive output? A case study in the threatened Florida Scub-Jay. *Biol Conserv.* 141:162–173. doi:10.1016/j.biocon.2007.09.009
- Schüz E, König C. 1983. Old world vultures and man. In: Wilbur SR, Jackson JA, editors. *Vulture Biology and Management*. Berkeley: University of California Press; p. 461–469.
- Şekercioğlu CH, Daily GC, Ehrlich PR. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*; 101(52):18042–18047.
- Şekercioğlu CH. 2006. Ecological significance of bird populations. In: Del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, editors. *Handbook of the Birds of the World*. 11:15-51.
- Selva N, Fortuna MA. 2007. The nested structure of a scavenger community. *Proc R Soc Lond B.* 274:1101–1108.

- Seutin G, White BN & Boag PT. 1991. Preservation of avian blood and tissue samples for DNA analyses. *Can. J. Zool.* 69(1):82–90. doi:10.1139/z91-013.
- Shirihai H, Yosef R, Alon D, Kirwan GM, Spaar R. 2000. Raptor migration in Israel and the Middle East. A summary of 30 years of field research. Eilat: Tech.Publ. Int. Birding & Res. Centre in Eilat; 192 p.
- Shivik JA. 2006. Are vultures birds, and do snakes have venom, because of macro- and microscavenger conflict? *Bioscience* 56:819–823.
- Shobrak M. 2014. Satellite tracking of the Lappet-faced Vulture *Torgos tracheliotos* in Saudi Arabia. *Jordan J Nat Hist.* 1:131–41.
- Sibley SG, Ahlquist JE. 1991. *Phylogeny and Classification of the Birds: A Study in Molecular Evolution.* Yale, New Haven: Yale University Press.
- Sih A, Hanser SF, McHugh KA. 2009. Social network theory: New insights and issues for behavioral ecologists. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 63:975–998.
- Simberloff D, Dayan T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annu Rev Ecol Syst.* 22:115–143.
- Skalski JR, Kristin Ryding KE, Millspaugh JJ. 2005. *Wildlife demography: Analysis of Sex, Age, and Count Data.* 1st Edition. Elsevier Academic Press.
- Skartsi T, Vasilakis D, Elorriaga J. 2010. Population trends and conservation of vultures in the Dadia–Lefkimi–Soufli Forest National Park. In: Catsadorakis G, Källander H, editors. *The Dadia-Lefkimi-Soufli Forest National Park, Greece: biodiversity, management and conservation.* Athens: WWF Greece; p. 183–193.
- Slotta-Bachmayr L, Bögel R, Camiña CA, editors. 2005. *The Eurasian Griffon Vulture (Gyps fulvus fulvus) in Europe and the Mediterranean: status report and action plan.* Salzburg, Austria: East European /Mediterranean Vulture Working Group; p 100.
- Snow DW, Perrins CM. 1998. *The Birds of the Western Palaearctic, concise edition. Vol. 1. Non-passerines.* Oxford: Oxford University Press.
- Sodhi NS, Ehrlich PR, editors. 2010. *Conservation biology for all.* Oxford, New York: Oxford University Press; p. 344.
- Solari AJ. 1994. *Sex chromosomes and sex determination in vertebrates.* 1st ed. London: CRC Press; p. 336.
- Spiegel O, Leu ST, Bull CM, Sih A. 2017. What’s your move? Movement as a link between personality and spatial dynamics in animal populations. *Ecol. Lett.* 20:3–18.
- Steenhof K & Newton I. 2007. Assessing nesting success and productivity. In: Bird DM, Bildstein KL, editors. *Raptor research and management techniques.* Surrey, Canada: Hancock House; p. 181–192.
- Stevanović V, Jovanović S, Lakušić D. 1995. Diverzitet vegetacije Jugoslavije. In: Stevanović V, Vasić V, editors. *Biodiverzitet Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja.* – Beograd: Biološki fakultet, Ekolibri; p. 219-241.

Stevanović V, Stevanović B. 1995. Osnovni klimatski, geološki i pedološki činiocibiodiverziteta kopnenih ekosistema Jugoslavije. u: Stevanović V, Vasić V, urednici. Biodiverzitet Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. Beograd: Biološki fakultet i Ecolibri; p.75-95.

Stevanović V, urednik. 1999. Crvena knjiga flore Srbije 1. Iščezli i krajnje ugroženi taksoni. Beograd: Ministarstvo za životnu sredinu Republike Srbije, Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, Zavod za zaštitu prirode Republike Srbije.

Stoynov E, Peshev H, Grozdanov A. 2018. Early warning system for wildlife poisoning, using intensive GPS tracked vultures as detectives [Internet]. Blagoevgrad, Bulgaria: Fund for Wild Flora and Fauna; 10 p. Available from: <https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.13140%2FRG.2.2.28251.41760>.

Strikwerda TE, Fuller MR, Seegar WS, Howey PW, Black HD. 1986. Bird born satellite transmitter and location program. Johns Hopkins APL Tech. Digest.7:203–208.

Sulandart S, Zein MSA. 2012. Application of Two Molecular Sexing Methods for Indonesian Bird Species: Implication for Captive Breeding Programs in Indonesia. HAYATI J. Biosci. 19(4):183–190. doi:10.4308/hjb.19.4.183

Sušić G, Grbac I. 2002. Želite li stvarnost ili mit? (priča o bjeloglavom supu). Zagreb: Hrvatski prirodoslovni muzej; p. 119.

Sušić G. 1994. Wing-marking of Eurasian Griffons *Gyps fulvus* in Croatia – Evaluation and Initial Results. In: Meyburg B-U, Chancellor RD, editros: Raptor Conservation Today. WWGBP/The Pica Press; p. 373–380.

Sušić G. 2000. Regular long-distance migration of Eurasian Griffon *Gyps fulvus*. In: Chancellor RD, Meyburg BU, editors. Raptors at Risk. World Working Group on Birds of Prey and Owls. Hancock House; p. 225–30.

Sušić G. 2013a. Bjeloglavi sup, *Gyps fulvus*, Eurasian Griffon. U: Kralj J, Barišić S, Tutiš V, Čiković D, urednici. Atlas selidbe ptica Hrvatske. Croatian Bird Migration Atlas. Zagreb: HAZU; p. 70–72.

Sušić G. 2013b. Bjeloglavi sup. Griffon Vulture, *Gyps fulvus* Hablizl, 1783. U: Tutiš, V., Kralj J, Radović D, Čiković D, Barišić S, urednici. Crvena knjiga ptica Hrvatske. Zagreb: Ministarstvo zaštite okoliša i prirode, Državni zavod za zaštitu prirode; p 145-147.

Sušić G. 2021. The long-term trend, reproductive performance and colony shifting of the Eurasian Griffon *Gyps fulvus* in Croatia. Larus. 56:38.

Sutherland WJ, Pullin AS, Dolman PM, Knight TM. 2004. The need for evidence-based conservation. Trends Ecol. Evol. 19:305–308.

Tarsi K, Tuff T. 2012. Introduction to Population Demographics. Nature Education Knowledge. 3(11):3.

Terrasse M. 2004. Long term reintroduction projects of Griffon *Gyps fulvus* and Black vultures *Aegypius monachus* in France. In: Houston DC, Piper SE, editors. Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations. Thessaloniki (Greece): Natural History Museum of Crete and WWF-Hellas; p. 98–107.

- Terrasse M. 2006. Evolution des déplacements du Vautour fauve *Gyps fulvus* en France et en Europe. *Hornitos*. 13:273–99.
- Tewes E, Terrasse M, Sánchez Artés JJ, Fremuth W, Frey H. 2004. Action plan for the recovery and conservation of vultures on the Balkan Peninsula: activities and projects during 2002 and 2003. In: Chancellor RD, Meyburg B-U, editors. *Raptors worldwide*. World Working Group on Birds of Prey/MME-BirdLife Hungary, Berlin and Budapest; p. 147-175.
- Thompson AK, Samuel MD, Van Deelen TR. 2008. Alternative feeding strategies and potential disease transmission in Wisconsin White-Tailed deer. *Eur J Wildl Res*. 72:416–421.
- Traverso J.M. 2001: Nidificaciones sobre árbol del buitre Leonado en España. *Quercus* 180:23–25.
- Trivers RL, Willard DE. 1973. Natural selection of parental ability to vary the sex ratio of offspring. *Science* 179(4068):90–2. doi: 10.1126/science.179.4068.90. PMID: 4682135.
- Tsiakiris R, Pergantis F, editors. 2019. Book of abstracts of the International Workshop on “The Future of Vultures in Balkans: Tackling threats and building network opportunities”, Messolonghi, Greece.
- Tucker GM, Heath FA, editors. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Cambridge: BirdLife International. (Conservation Series No.3).
- Van Overveld T, Blanco G, Moleón M, Margalida A, Sánchez-Zapata JA, de la Riva M & Donazar JA. 2020. Integrating vulture social behavior into conservation practice. *The Condor* 122:1–20.
- Vasić V, Obratil S. 1990. Zbirka ptica iz Srbije u Zemaljskom muzeju Bosne i Hercegovine u Sarajevu. *GZM NS*. 29:109–179.
- Vasilakis DP, Poirazidis KS, Elorriaga JN. 2008. Range use of a Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) population in the Dadia-Lefkimi-Soufli National Park and the adjacent areas. In: *Proceeding of the 10th International Congress on the Zoogeography and Ecology of Greece and Adjacent Regions; 2006 Jun 26–30*. Patra, Greece. Greece: *J Nat Hist*. 42(5–8):355-73. <https://doi.org/10.1080/00222930701835308>
- Vickery WL, Giraldeau LA, Templeton JJ, Kramer DL and Chapman CA. 1991. Producers, scroungers, and group foraging. *Am. Nat.* 137:847–863.
- Vos P, Hogers R, Bleaker M, Reijans M, Van De Lee T, Hornes M, Fritjers A, Pot J, Peleman J, Kuiper M, Zabeau M. 1995. AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic Acids Res*. 23:4407–4414.
- Vrba ES. 1985. African Bovidae: evolutionary events since the Miocene. *S. Afr. J. Sci*. 81: 263–266.
- Ward J, McCafferty DJ, Houston DC, Ruxton GD. 2008. Why do vultures have bald heads? The role of postural adjustment and bare skin areas in thermoregulation. *J. Therm. Biol*. 33(3): 168–173.
- Welsh J, Mc Clelland M. 1990. Fingerprinting genomes using PCR with arbitrary primers. *Nucleic Acids Res*. 18:7213–7218

- Whelan CJ, Wenny DG, Marquis RJ. 2008. Ecosystem services provided by birds. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134:25–60.
- Williams JKG, Rubelik AR, Livak KJ, Rafalski JA, Tingley SV. 1990. DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucleic Acids Res.* 18:6531–6535.
- Wilson B. 2015. An introduction to camera trapping of wing-tagged vultures in southern Africa. *Vulture News.* 69(1):3–22.
- Wink M, Sauer-Gürth H. 2004. Phylogenetic relationships in diurnal raptors based on nucleotide sequences of mitochondrial and nuclear marker genes. In: Chancellor R, Meyburg B-U, editors. *Raptors worldwide. World working group on birds of prey and owls.* Berlin; p. 483–498
- Wink M. 1995. Phylogeny of Old and New World Vultures (Aves: Accipitridae and Cathartidae) inferred from nucleotide sequences of the mitochondrial cytochrome b gene. *Z. Naturforsch.* 50:868–882.
- Wolter K, Whittington-Jones C. 2011. Vulture Restaurant Monitoring Protocol. Available from: <http://www.vulpro.com/wp-content/uploads/2016/08/Wolter-Vulture-Restaurant-Monitoring-Protocol-VulPro-2011.pdf>
- Worton BJ. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecol.* 70(1):164–8
- Xirouchakis S. 2010. Breeding biology and reproductive performance of Griffon vultures *Gyps fulvus* on the island of Crete (Greece). *Bird Study.* 57:213–235.
- Xirouchakis S.M, Mylonas M. 2007. Breeding behaviour and parental care in the Griffon vulture *Gyps fulvus* on the island of Crete (Greece). *Ethol Ecol Evol* 19:1–26.
- Xirouchakis SM, Andreou G. 2009. Foraging behavior and flight characteristics of Eurasian griffons *Gyps fulvus* in the island of Crete, Greece. *Wildlife Biol.* 15(1):37–52. <https://doi.org/10.2981/07-090>
- Zuberogoitia I, De La Puente J, Elorriaga J, Alonso R, Palomares LE & Martínez JE. 2013a. The Flight Feather Molt of Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) and Associated Biological Consequences. *J. Raptor Res.* 47(3): 292–303. doi:10.3356/jrr-12-09.1.
- Zuberogoitia I, González-Oreja JA, Martínez JE, Zabala J, Gómez I & López-López P. 2013b. Foraging movements of Eurasian griffon vultures (*Gyps fulvus*): implications for supplementary feeding management. *Eur. J. Wildl. Res.* 59(3):421–429. doi:10.1007/s10344-012-0687-2
- Zuberogoitia I, Martínez JE, González-Oreja JA, Pérez de Ana JM & Zabala J. 2018. Factors affecting population regulation of a colonial vulture. *Ibis.* doi:10.1111/ibi.
- Živaljević M, Mirković M, Ćirić A. 1983. Osnovna geološka karta SFRJ 1:100 000 – Bijelo Polje K34-28. Beograd: Savezni geološki zavod.
- Živković M. 2007. Osnovni principi PCR metode i njena primjena u kliničkoj praksi. 41(2). Supplement 2. M.C. ISSN 0350.1221.UDK.61

Internet izvori:

<https://www.zzps.rs/wp>

https://www.mun.ca/biology/scarr/Bird_sexing.html

<https://www.zlatar.org.rs/priroda/jezera/radojnjsko-jezero>

<https://www.zzps.rs/wp/specijalni-rezervat-priode-pestersko-polje-primer-dobre-prakse-saradnje-zavoda-i-upravljacka-ju-turisticka-organizacija-sjenice/?script=lat>

http://vww.hidmet.gov.rs/ciril/meteorologija/klimatologija_godisnjaci.php

8 Prilog 1.

Klimatski podaci za period 2011–2014. godine (Republički hidrometeorološki zavod Srbije, Godišnjaci klimatskih podataka; Meteorološka stanica Sjenica (43°16'N, 20°00'E); 1038 mnv)

http://vww.hidmet.gov.rs/ciril/meteorologija/klimatologija_godisnjaci.php.

| Godina | Mesec | Temperature | | Padavine | | Dani sa kišom | Sneg (cm) | Snežni pokrivač (u danima) |
|--------|-----------|--------------|--------------|----------|----------|---------------|-----------|----------------------------|
| | | Srednja (°C) | Min/max (°C) | Sum (mm) | Max (mm) | | | |
| 2011 | Oktobar | 6.0 | 0.7/13.1 | 59.0 | 18.9 | 9 | 0 | 0 |
| | Novembar | 1.1 | -5.6/10.9 | 4.6 | 3.9 | 5 | 0 | 0 |
| | Decembar | -1.5 | -6.5/3.9 | 60.7 | 21.2 | 5 | 11 | 26 |
| 2012 | Januar | -5.1 | -9.1/-0.4 | 77.2 | 11.3 | 4 | 43 | 31 |
| | Februar | -7.1 | -11.5/-2.6 | 90.0 | 27.9 | 3 | 83 | 29 |
| | Mart | 2.0 | -3.9/9.1 | 11.5 | 4.5 | 2 | 44 | 27 |
| | April | 7.5 | 1.2/14.1 | 60.8 | 13.6 | 18 | 3 | 3 |
| | Maj | 10.7 | 4.6/17.1 | 82.1 | 14.7 | 20 | 0 | 0 |
| | Jun | 18.1 | 9.1/25.8 | 11.5 | 4.8 | 5 | 0 | 0 |
| | Jul | 20.4 | 11.3/28.7 | 44.7 | 21.3 | 11 | 0 | 0 |
| | Avgust | 19.0 | 9.3/28.2 | 1.4 | 0.6 | 3 | 0 | 0 |
| | Septembar | 14.9 | 7.3/23.8 | 33.9 | 10.5 | 8 | 0 | 0 |
| | Octobar | 10.1 | 3.2/19.4 | 100.3 | 33.5 | 10 | 1 | 1 |
| | Novembar | 5.7 | 1.4/12.0 | 44.0 | 26.3 | 8 | 0 | 0 |
| | Decembar | -3.7 | -7.7/0.9 | 95.4 | 14.3 | 6 | 19 | 29 |
| 2013 | Januar | -1.4 | -4.5/2.3 | 77.5 | 34.0 | 3 | 17 | 31 |
| | Februar | -0.9 | -3.2/2.7 | 94.8 | 21.6 | 6 | 14 | 28 |
| | Mart | 1.9 | -1.9/6.7 | 82.7 | 43.6 | 11 | 8 | 14 |
| | April | 8.5 | 4.3/14.1 | 34.3 | 10.6 | 9 | 7 | 3 |
| | Maj | 11.8 | 7.7/17.1 | 148.1 | 29.5 | 15 | 0 | 0 |
| | Jun | 14.3 | 10.3/18.9 | 100.7 | 18.2 | 16 | 0 | 0 |
| | Jul | 16.4 | 12.0/21.9 | 76.6 | 25.3 | 10 | 0 | 0 |
| | Avgust | 18.0 | 13.2/23.7 | 62.1 | 19.5 | 5 | 0 | 0 |
| | Septembar | 11.9 | 7.9/17.5 | 47.1 | 14.4 | 12 | 0 | 0 |
| | Octobar | 10.6 | 6.4/16.4 | 75.0 | 37.2 | 8 | 0 | 0 |
| | Novembar | 4.5 | 1.8/8.8 | 63.4 | 15.2 | 13 | 20 | 7 |
| | Decembar | -0.1 | -3.3/4.4 | 19.5 | 7.2 | 2 | 15 | 29 |
| 2014 | Januar | 1.9 | -2.9/6.5 | 42.3 | 15.2 | 9 | 6 | 9 |
| | Februar | 3.9 | -0.6/9.7 | 6.2 | 4.3 | 8 | 3 | 3 |
| | Mart | 4.4 | -1.3/10.7 | 61.2 | 12.2 | 12 | 2 | 6 |
| | April | 6.9 | 2.8/12.5 | 127.4 | 15.0 | 19 | 8 | 4 |
| | Maj | 10.4 | 4.6/16.6 | 143.6 | 33.9 | 18 | 0 | 0 |
| | Jun | 14.4 | 8.1/20.7 | 104.7 | 15.8 | 19 | 0 | 0 |
| | Jul | 16.4 | 10.4/23.0 | 65.5 | 12.5 | 15 | 0 | 0 |

9 BIOGRAFIJA AUTORA

Irena F. Hribšek rođena je 28.04.1981. godine u Beogradu, gde je završila osnovnu školu i V beogradsku gimnaziju. Osnovne akademske studije na Biološkom fakultetu Univerziteta u Beogradu upisala je 2000. godine, smer Biologija, gde je i diplomirala. Uradila je diplomski rad pod nazivom: „Video monitoring populacije beloglavog supa *Gyps fulvus* u rezervatu Uvac”, pod mentorstvom dr Aleksandra Četkovića i dr Saše Marinkovića, koji je odbranjen sa ocenom 10.

Doktorske studije na Biološkom fakultetu Univerziteta u Beogradu, modul Ekologija životinja i biogeografija u okviru studijskog programa Ekologija, upisala je 2012. godine. Rezultate svog dosadašnjeg istraživačkog rada objavila je u okviru šest publikacija i jednog revijalnog rada u međunarodnim časopisima. Koautor je i četiri kongresnih saopštenja prezentovanih na naučnim skupovima u zemlji i inostranstvu. Učestvovala je u više međunarodnih radionica i konferencija o zaštiti lešinara. Kao aktivni član Fondacije za zaštitu ptica grabljivica, od 2009. godine u saradnji sa Institutom za biološka istraživanja „Siniša Stanković”, Univerzitet u Beogradu – Institut od nacionalnog značaja za Republiku Srbiju, učestvuje na programu proučavanja i monitoringa populacije beloglavog supa u Srbiji. Učestvovala je na projektima Fondacije za zaštitu ptica grabljivica, sufinansirane od strane Ministarstva za zaštitu životne sredine Republike Srbije: „Upravljanje populacijom beloglavog supa (*Gyps fulvus*) u Specijalnim rezervatima prirode: „Klisura reke Trešnjice” i „Uvac” primenom programa markiranja i monitoringa korišćenjem satelitske tehnologije i videonadzora” i „Upravljanje populacijom beloglavog supa (*Gyps fulvus*) korišćenjem satelitske tehnologije”.

Zaposlena je u Prirodnjačkom muzeju u Beogradu.

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Име и презиме аутора Ирена Ф. Хрибшек
Број индекса Б3034/2012

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

„Еколошка студија белоглавог супа (*Gyps fulvus*) у Србији: популациона динамика и утицај активних мера заштите”

- резултат сопственог истраживачког рада,
- да предложена дисертација у целини ни у деловима није била предложена за добијање било које дипломе према студијским програмима других високошколских установа,
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио интелектуалну својину других лица.

У Београду, _____

Потпис аутора

Прилог 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора Ирена Ф. Хрибшек

Број индекса Б3034/2012

Студијски програм Екологија

Наслов рада „Еколошка студија белоглавог супа (*Gyps fulvus*) у Србији: популациона динамика и утицај активних мера заштите”

Ментори:

Др Душко Ћировић, ванредни професор Биолошког факултета Универзитета у Београду

Др Стефан Скорић, виши научни саветник, Институт за мултидисциплинарна истраживања, Универзитет у Београду

Потписани/а Ирена Ф. Хрибшек

Изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла ради похрањивања у **Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Београду**.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског назива доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада.

Ови лични подаци могу се објавити на мрежним страницама дигиталне библиотеке, у електронском каталогу и у публикацијама Универзитета у Београду.

У Београду, _____

Потпис аутора

Прилог 3.

Изјава о коришћењу

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

„Еколошка студија белоглавог супа (*Gyps fulvus*) у Србији: популациона динамика и утицај активних мера заштите”

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство (CC BY)

2. Ауторство – некомерцијално (CC BY-NC)

3. Ауторство – некомерцијално – без прерада (CC BY-NC-ND)

4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима (CC BY-NC-SA)

5. Ауторство – без прерада (CC BY-ND)

6. Ауторство – делити под истим условима (CC BY-SA)

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци, кратак опис лиценци дат је на полеђини листа).

У Београду, _____

Потпис аутора

1. Ауторство –Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.
2. Ауторство – некомерцијално. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.
3. Ауторство – некомерцијално – без прераде. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.
4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.
5. Ауторство – без прераде. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.
6. Ауторство –делити под истим условима. Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.