Projektna naloga: Poglobljena analiza upada štirih vrst ptic v Sloveniji: poljskega škrjanca *(Alauda arvensis)*, drevesne cipe *(Anthus trivialis)*, rjave penice *(Sylvia communis)* in repnika *(Carduelis cannabina)*

Pripravil: dr. Dejan Bordjan

Ljubljana, september 2025

Kazalo

Projektna naloga: Poglobljena analiza upada štirih vrst ptic v Sloveniji: poljskega škrjanca *(Alauda arvensis)*, drevesne cipe *(Anthus trivialis)*, rjave penice *(Sylvia communis)* in repnika *(Carduelis cannabina)*.....1

Uvod:.....5

Kratek pregled potencialnih dejavnikov, ki vplivajo na upad vrstne pestrosti ptic kmetijske krajine.....7

Zaraščanje.....7

Selitev in prezimovanje 8

Intenzifikacija kmetijstva 10

Izbrane vrste 12

Poljski škrjanec *Alauda arvensis*.....12

Analiza zabeleženih populacijskih gibanj poljskega škrjanca v Evropi 13

Analiza zabeleženih populacijskih gibanj poljskega škrjanca v Sloveniji 16

Analiza stanja populacij poljskega škrjanca na selitvi in na prezimovališčih 20

Zaključki o obsegu upada populacij poljskega škrjanca na gnezdiščih.....21

Zaključki o obsegu upada populacij poljskega škrjanca na selitvi in prezimovališčih 21

Zaključki o vzrokih upada populacij poljskega škrjanca na selitvi in prezimovališčih 21

Zaključki o vzrokih upada populacij poljskega škrjanca na gnezditvi v državah Evrope 21

Zaključki o vzrokih upada populacij poljskega škrjanca na gnezditvi v Sloveniji 22

Predlog ukrepov za zagotavljanje ustreznega habitata za poljskega škrjanca v Sloveniji 22

Pojasnila, ki za vsak predlagan ukrep pojasnjujejo vzročno-posledično zvezo med razlogi za upad na gnezdiščih v Sloveniji in ukrepi za odpravo vzrokov upada 22

Drevesna cipa *Anthus trivialis* 24

Analiza zabeleženih populacijskih gibanj drevesne cipe v Evropi.....24

Analiza zabeleženih populacijskih gibanj drevesne cipe v Sloveniji.....26

Analiza stanja populacij drevesne cipe na selitvi in na prezimovališčih 30
Zaključki o obsegu upada populacij drevesne cipe na gnezdiščih.....31
Zaključki o obsegu upada populacij drevesne cipe na selitvi in prezimovališčih.....31
Zaključki o vzrokih upada populacij drevesne cipe na selitvi in prezimovališčih.....31
Zaključki o vzrokih upada populacij drevesne cipe na gnezditvi v državah Evrope..31
Zaključki o vzrokih upada populacij drevesne cipe na gnezditvi v Sloveniji 32
Predlog ukrepov za zagotavljanje ustreznega habitata drevesne cipe v Sloveniji ...32
Pojasnila, ki za vsak predlagan ukrep pojasnjujejo vzročno-posledično zvezo med razlogi za upad na gnezdiščih v Sloveniji in ukrepi za odpravo vzrokov upada 32
Rjava penica *Curruca communis* 33
Analiza zabeleženih populacijskih gibanj rjave penice v Evropi 33
Analiza zabeleženih populacijskih gibanj rjave penice v Sloveniji 34
Analiza stanja populacij rjave penice na selitvi in na prezimovališčih 38
Zaključki o obsegu upada populacij rjave penice na gnezdiščih 39
Zaključki o obsegu upada populacij rjave penice na selitvi in prezimovališčih 39
Zaključki o vzrokih upada populacij rjave penice na selitvi in prezimovališčih 39
Zaključki o vzrokih upada populacij rjave penice na gnezditvi v državah Evrope....39
Zaključki o vzrokih upada populacij rjave penice na gnezditvi v Sloveniji 40
Predlog ukrepov za zagotavljanje ustreznega habitata za rjave penice v Sloveniji..40
Pojasnila, ki za vsak predlagan ukrep pojasnjujejo vzročno-posledično zvezo med razlogi za upad na gnezdiščih v Sloveniji in ukrepi za odpravo vzrokov upada 40
Repnik *Linaria cannabina*.....41
Analiza zabeleženih populacijskih gibanj repnika v Evropi 41
Analiza zabeleženih populacijskih gibanj repnika v Sloveniji 42
Analiza stanja populacij repnika na selitvi in na prezimovališčih.....46
Zaključki o obsegu upada populacij repnika na gnezdiščih 48
Zaključki o obsegu upada populacij repnika na selitvi in prezimovališčih 48
Zaključki o vzrokih upada populacij repnika na selitvi in prezimovališčih 48

Zaključki o vzrokih upada populacij repnika na gnezditvi v državah Evrope 48
Zaključki o vzrokih upada populacij repnika na gnezditvi v Sloveniji.....48
Predlog ukrepov za zagotavljanje ustreznega habitata za repnika v Sloveniji.....49
Pojasnila, ki za vsak predlagan ukrep pojasnjujejo vzročno-posledično zvezo med razlogi za upad na gnezdiščih v Sloveniji in ukrepi za odpravo vzrokov upada 49
Viri:.....50

Uvod:

Namen monitoringov je zaznati populacijski trend vrste in prepoznati ter oceniti velikost njenega morebitnega upada. S tem pa tudi oceniti ogroženost vrste. Število ogroženih vrst narašča, a je ta trend zelo različen med posameznimi skupinami ptic. Med najbolj ogroženimi so vodne ptice, ujede in travniške vrste. Med temi izstopajo populacije vrst, ki se selijo, gnezdijo na tleh, se hranijo z nevretenčarji, vrste s kratko dobo valjenja, veliko letno rodnostjo in ptice kmetijske krajine (Tirozzi in sod., 2021).

Med naborom dejavnikom z velikim negativnim vplivom na ptice kmetijske krajine sodijo lov, podnebne spremembe ter izguba habitata, tako na gnezdiščih, kot na prezimovališčih ter vzdolž selitvene poti. Izguba habitata je lahko posledica širjenja urbanih delov (Rigal in sod., 2023), zaraščanje in občutno spreminjanje habitatov zaradi sprememb v kmetijskih praksah. In prav ti trije dejavniki so med najbolj pomembnimi razlogi za upad ptic kmetijske krajine (Reif, 2013; Veech, 2006). Vedeti kateri dejavnik oz. skupina dejavnikov je najpomembnejša je ključno za varovanje vrst.

Eden izmed pomembnih dejavnikov ogrožanja ptic je lov. Ta je bil še posebej pomemben v preteklosti, danes pa je še vedno lahko lokalno ključen za izginjanje vrst. To v naši okolici še posebej velja za države Sredozemlja (Brochet in sod., 2016), ki predstavljajo tudi pomembno prepreko na selitvi. Ovire na selitveni poti so tudi ključnega pomena za preživetje ptic. Spremembe, ki se dogajajo na selitvenih poteh se pogosto odražajo v spremembah populacij ptic (Pickett in sod., 2024). Suše lahko povečujejo površino neugodnih območij, ki jih morajo ptice preleteti, kot je npr.: južni rob Sahare. Močnejši in daljši nevihtni sistemi neposredno zmanjšujejo njihovo preživetje (Newton, 2025). Redko pa je za populacijske spremembe odgovoren samo en dejavnik. Pogosto skupaj deluje več dejavnikov, ki se lahko izključujejo ali pa potencirajo. Ključno je, da se lahko pri posamezni vrsti pojavlja več dejavnikov, npr.: lov, spremembe na selitvi, prezimovališč kot tudi na gnezdišču.

Človeštvo je z razvojem stalne poselitve in pospeševanjem urbanizacije močno spreminjalo življenjska okolja. S poselitvijo se je spreminjal tudi delež z gozdom poraščenih površin (European Environment Agency, 2018). Tako gozd kot obsežna travišča je človeštvo spreminjalo v površine za pridelavo hrane. Vsaka večja sprememba razmerij življenjskih okolij je prinesla velike spremembe tudi v vrstni sestavi ptic. Nekatere vrste so izginjale, druge so zasedale njihovo mesto. Danes na velikem delu vzhodne Evrope izginjajo travniške vrste zaradi zaraščanja (Dyulgerova in sod., 2015), ki travniške površine počasi spreminja v gozd. Posameznim vrstam kmetijske krajine zaraščanje v različnih fazah celo ustreza in se njihove populacije povečajo (Bordjan & Bordjan, 2014),

a se ob nadaljevanju sukcesije njihove populacije močno zmanjšajo in lokalno tudi izginejo (Rösch in sod., 2024).

Velike spremembe v evropski kmetijski krajini pa niso slonele samo na obsežnih površinah, ki so bile prepuščene zaraščanju. Velik del sprememb v kmetijstvu, predvsem v zahodni in osrednji Evropi je vezan na intenziviranje pridelave (Reif, 2013), s čistejšim semenom, boljšimi stroji ter z razvojem fitofarmacevtskih sredstev. Intenziviranje kmetijskih praks ima za posledico manjšanje pestrosti in biomase nevretenčarjev, ki so ključen vir hrane predvsem za mladiče mnogih vrst kmetijske krajine. S tem pa se zmanjša tudi pestrost in številčnost ptic.

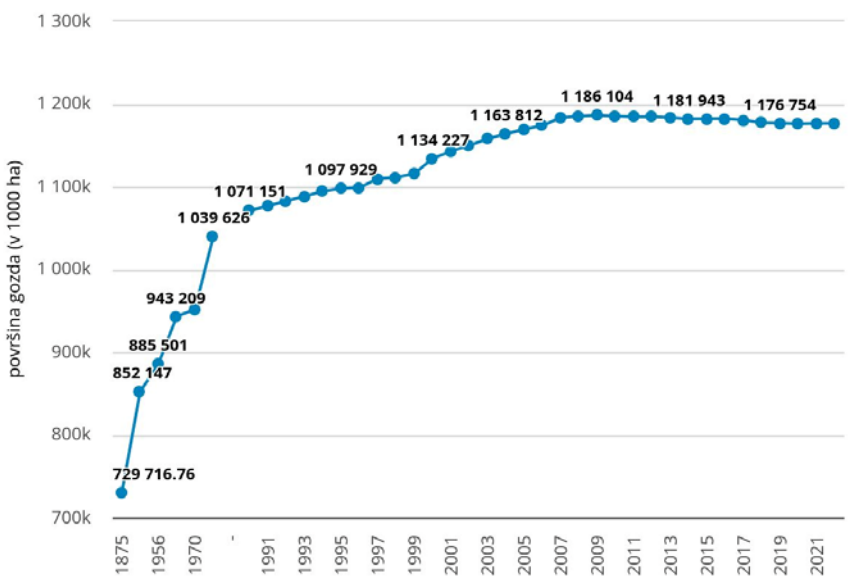
Namen te naloge je pregledati vire na temo vzrokov upadanja populacij izbranih vrst ptic (poljski škrjanec, drevesna cipa, rjava penica, repnik) in pogledati v podatke, kateri viri ogrožanja imajo večji vpliv na upad teh vrst ter podati predloge ukrepov za izboljšanja stanja njihovih populacij.

Kratek pregled potencialnih dejavnikov, ki vplivajo na upad vrstne pestrosti ptic kmetijske krajine

Zaraščanje

Spremembe v krajini pogosto vplivajo na gostoto populacij in njihovo vrstno sestavo. Zaraščaje je tako eden od dejavnikov upadanja številčnosti nekaterih vrst kmetijske krajine (Dyulgerova in sod., 2015; Rigal in sod., 2023). Pri populacijah travniških vrst, ki imajo večji delež gozda v svoji neposredni okolici, so zabeleženi večji upadi populacij (Veech, 2006). Čeprav so prve faze zaraščanja lahko za večino vrst kmetijske krajine ugodne, pa šele v kasnejših fazah, ko grmovje prehaja v gozd, zaraščanje deluje negativno na skoraj celoten ceh ptic kmetijske krajine (Bordjan & Bordjan, 2014). Zaraščanje ima lahko na populacije določenih travniških specialistov negativen vpliv že v začetnih fazah (Bordjan & Bordjan, 2014; Mischenko in sod., 2019; Zlotnikova & Zhukova, 2025). Zaraščanje pa ne vpliva samo na habitat, ki se zarašča, ampak deluje tudi na sosednje habitate. Tako lahko prisotnost lesnih rastlin v okolici vinogradov vpliva pozitivno na vrstno pestrost, po drugi strani pa vpliva negativno na prisotnost nekaterih vrst, ki zaradi tega pričnejo izginjati (Rösch in sod., 2024).

Na nivoju Evrope, je Slovenija med državami z večjim porastom površin pokritih z gozdom (Rigal in sod., 2023). Odstotek površine Slovenije pokrit z gozdom se je od konca 19. st. povečal s 36 % na 58,5 % v letu 2009. S tem se je površina območij primernih za ptice kmetijske krajine skoraj razpolovila, kar je neobhodno vplivalo na občutno zgodovinsko zmanjšanje vrst kmetijske krajine. Kolikšen je bil padec gnezditvenih populacij je nemogoče natančno oceniti. Večanje deleža gozda se je nadaljevalo tudi v času samostojne države konec 20. st. in v začetku 21. st., in se v tem obdobju povečal za okoli 7 % (Slika 1). Po letu 2009 pa je celoten delež gozda nekoliko v upadu in je v zadnjih 16 letih upadel za 9562 ha, kar predstavlja 0,5 % površine Slovenije, deloma tudi zaradi drugačne metodologije, ki se uporablja z zadnjih letih (ARSO Okolje, 2023).



Slika 1: Površina porasla z gozdom v Sloveniji po letih (ARSO Okolje, 2023).

Selitev in prezimovanje

Selitev je energetsko zelo zahteven del življenja ptic (Newton, 2008). Čeprav ni opaznih razlik v telesni kondiciji selivk po ugodnem in neugodnem vremenu (Calabretta in sod., 2024), pa se to verjetno pozna na povečani umrljivosti. Ta je lahko v času selitve tudi do dvajsetkrat krat večja kot v času, ko se ptica ne seli (Newton, 2025). Umrljivost je večja ob neugodnih vetrovnih razmerah, ki so pogostejše spomladi ter med prečkanjem večjih ovir, kot so puščave, morja ali gorstva. Znotraj posameznih vrst se umrljivost poveča pri tistih pticah, ki se selijo na daljše, v primerjavi s pticami, ki se selijo na krajše razdalje. Stopnja umrljivosti je še posebej velika pri spolno nezrelih pticah v primerjavi z odraslimi (Newton, 2025).

Vpliv selitve na ptice kmetijske krajine je zelo pomemben, saj v splošnem populacije selivk upadajo bolj kot populacije stalnic (European Environment Agency, 2025). Ob tem selivke na dolge proge upadajo bolj kot stalnice oz. selivke na kratke razdalje (Sanderson in sod., 2006; Tirozzi in sod., 2021). Je pa včasih razlika med obema kategorijama selivk majhna (Tirozzi in sod., 2021). Selivke na dolge razdalje so v Evropi doživele dolgotrajen in pogosto močan upad (Sanderson in sod., 2006), ki je rezultiral v 30% upadu populacije Afro-Palearktičnih selivk med 1980–2017 (BirdLife International, 2023). Upadajo pa tudi selivke iz Nearktike (BirdLife International, 2020). Med evropskimi selivkami močno upadajo ptice kmetijske krajine, med tem ko populacije gozdnih selivk kažejo precej boljše

populacijsko stanje (Kmecl & Gamser, 2024) in v zadnjih desetih letih celo naraščajo (European Environment Agency, 2025).

Mnoge selivke na dolge razdalje preživijo večino časa na negnezditvenem območju in so tako pod močnim vplivom sprememb, ki se dogajajo na teh obočjih (Tapia Harris, 2022). Teh je pa vedno več, zato je pričakovati vedno večji vpliv na populacije ptic. Po drugi strani pa je raba habitata bolj raznovrstna na negnezditvenem območju, saj ptice tam kažejo večjo plastičnost v rabi prostora (Tapia Harris, 2022). To je smiselno, saj je najbolj občutljivo obdobje, čas gnezdenja, ko se pice ne morejo premikati daleč od gnezda. Če habitat postane manj ugoden, se v izven gnezditvenem obdobju ptice lahko prestavijo na druga območja, pa je to v času gnezdenja težje in večinoma vključuje propad gnezd.

Selitev ptic še dodatno otežujejo podnebne spremembe, ki lahko spremenijo padavinski režim na prezimoviščih, hkrati pa so močnejše in pogostejše tudi močne vremenske motnje. Vpliv sprememb podnebja negativno vpliva na populacije selivk, pri čemer imajo spremembe večji vpliv na selivke na dolge razdalje (Rigal in sod., 2023). Večanje geografskih ovir zaradi povečane sušnosti območja v odvisnosti od sprememb podnebja ima lahko velik vpliv na selitev in s tem na ostale vidike biologije selivk, tudi na njihovo razmnoževanje (Kassara in sod., 2025). Pri evropskih selivkah na dolge razdalje se je izkazalo, da je najpomembnejši pokazatelj upada dolžina selitvene poti, medtem ko se je pri severno ameriških selivkah izkazalo neujemanje med časovnim potekom selitve ter fenologijo rastlin za bolj pomembno (Jones & Cresswell, 2010).

Selitvene poti in prezimovališča različnih populacij iste vrste se lahko razlikujejo (Kassara in sod., 2025), kar lahko prinese razlike v izpostavljenostim različnih negativnim vplivom (Humple in sod., 2020) Razlike v populacijah, med drugim v degradaciji prezimovališč, prinesejo tudi razlike v populacijskih trendih različnih populacij, ki se kažejo v zmanjšanju preživetja odraslih ptic ter zmanjšanju rekrutacije mladičev (Wilson in sod., 2018).

Intenzifikacija kmetijstva

V preteklem stoletju smo bili priča velikim spremembam v kmetijstvu. Od povečevanja povprečnih površin posameznih parcel, do povečanja uporabe fitofarmacevtskih sredstev in občutnega porasta dušika in fosforja v tleh. Spremenile so se tudi uporabljene sorte v kmetijstvu. Moderne sorte so bolj produktivne in hitreje rastejo. Zaradi sprememb v živinoreji, kjer je večina živine danes v zaprtih prostorih, se je močno zmanjšal obseg travišč, ki so jih zamenjale površine za proizvodnjo krme. Danes je glavnina kmetijskih površin namenjena krmi. Z zelenim gibanjem se je velik delež kmetijskih površin namenil za proizvodnjo biogoriv. Danes pa se obdelovalne površine vse bolj namenjajo tudi za neposredno pridobivanje energije. V primerjavi različnih dejavnikov, ki vplivajo na upad populacij ptic kmetijske krajin, kot so izguba habitata, spreminjanje podnebja, lov, širjenje gozda in urbanizacija je najmočnejšo povezavo z upadom populacij ptic kmetijske krajine imela intenzifikacija kmetijstva (Rigal in sod., 2023). To se lepo vidi na območjih kjer se prepletajo površine z različno intenziteto kmetijske pridelave, kjer je več ptic in več vrst na površinah, na katerih je zaradi naravnih razmer intenzivna pridelava onemogočena, npr.: na redno poplavljenih površinah (Tome, 2002).

Vzrok za velik vpliv intenzifikacije, je v tem, da imajo vse spremembe, ki se dogajajo v kmetijskih praksah, posledice na vrstni pestrosti in številčnosti ptic. Vsaka izmed sprememb ima vpliv, a posamezne lahko imajo večji, druge pa manjši negativni vpliv na različne vrste (Siriwardena in sod., 2000). V splošnem velja, da je pestrost ptic povezana s heterogenostjo habitatov (Benton in sod., 2003). S komasacijami se izgublja tudi heterogenost same pridelave. Ob tem izginjajo meje med manjšimi parcelami, s tem pa mejice. Slednje so pomemben habitat mnogim vrstam kmetijske krajine (npr.: Aymí & Gargallo, 2021). Tudi spremembe v samih kulturah imajo lahko na ptice negativne posledice (Schlager in sod., 2020).

Upad vrstne pestrosti in številčnosti ptic je povezan s spremembami v kmetijskih praksah. Slednje se v Evropi močno povečajo z vstopom v Evropsko unijo (Reif in sod., 2024). Dokazana je bila povezava med skupno kmetijsko politiko v Evropski uniji ter upadom vrstne pestrosti v več taksonomskih skupinah tako rastlin, nevretenčarjev kot tudi vretenčarjev (Emmerson in sod., 2016). Vpliv skupne kmetijske politike je jasno viden v razliki med populacijskimi trendi ptic kmetijske krajine med novimi in starimi članicami (Reif in sod., 2024). Učinek sprememb habitatov deluje tudi v obratno smer. Veech (2006) je v svoji analizi ugotovil, da je naraščajočim populacijam travniških vrst skupno, da imajo na svojem območju renaturirana travišča. Še posebej zanimivo je, da gre navadno za manjše površine (3 %), ki pa so se v času raziskave povečale. Zato je pomembno katere

kmetijsko okoljske ukrepe se sprejema za poskus izboljšanja populacijskih trendov, saj niso vsi enako uspešni (Beninde & Hunke, 2025).

Poleg sprememb v habitatnih značilnostih in neposrednem vplivu biocidov, pa se velik pomen daje tudi spremembi v hrani, ki je pticam na voljo. Pomen hrane v odprtih habitatih (travišča, obdelovalne površine) deloma potrjuje tudi negativna povezava med preživetjem odraslih ptic in rekrutacijo mladičev. To nakazuje na občutno manjšo nosilno kapaciteto za vrste odprtih habitatov. Med potencialno hrano pomembno vlogo igrajo nevretenčarji, ki so glavni vir hrane za mnoge ptice kmetijske krajine in njihove mladiče (npr.: Aymí & Gargallo, 2021). Žužkojede ptice so med vrstami z največjim populacijskim upadom (Raven & Wagner, 2021). Upad populacij ptic kmetijske krajine je verjeto povezan s splošnim upadom biodiverzitete na kmetijskih območjih po celotni Evropi (Rigal in sod., 2023). Upad vrstne pestrosti žuželk pa se velikokrat povezuje s kmetijstvom (Raven & Wagner, 2021). Dejansko se je upad nekaterih vrst/skupin začel že dolgo nazaj in se je po 2. svetovni vojni samo še stopnjeval. Sprva s spreminjanjem iz naravnih habitatov v kmetijske površine, kasneje z intenzifikacijo (Raven & Wagner, 2021). Povezavo z uporabo insekticidov in populacijskim upadom ptic so našli v ZDA (Li in sod., 2020) in v Evropi (Chiron in sod., 2014). V prvem primeru gre za povezavo z neonikotinoidi, v drugi pa s količino insekticida na površino obdelovalne zemlje. Slednja deluje na zmanjšanje vrstne pestrosti z izginjanjem specialistov. Vpliv neonikotinoidov so raziskovali tudi na Nizozemskem, pri čemer so ob koncentraciji 20 nanogramov na liter populacije ptic upadle za 3,5 % na leto (Hallmann in sod., 2014). Po drugi strani pa se zgodi, da na določenih območjih ob upadu vrstne pestrosti žuželk ne zabeležijo upada njihove biomase. Iz tega bi sklepali, da je hrane še dovolj. Pri analizi vrstne sestave žuželk so ugotovili, da je močno upadla pestrost in biomasa hroščev, ki so pogosto predstavljajo največjo biomaso v prehrani travniških ptic (npr.: Aymí & Gargallo, 2021), dvignila pa se je biomasa nekaterih drugih skupin žuželk, kot so stenice, ki pa so bistveno manj hranljive in zato manj ugodne kot hrana (Nocera in sod., 2012). Padec v kvaliteti plena pa vodi v upad populacije žužkojedih ptic. V spremenjeno sestavo žuželk pa ne vodi samo uporaba strupov, pač pa tudi intenzivnejša paša. Ob povečanju se zmanjša biomasa rastlinojedih žuželk in se poveča biomasa koprofagov, detritivorov in plenilcev (Chiffard in sod., 2023). Zaradi dviga trofičnih nivojev plena, se zmanjša energetska učinkovitost, kar lahko vodi v populacijski upad.

Izbrane vrste

Poljski škrjanec *Alauda arvensis*

Poljski škrjanec je gnezdilec odprtih krajin, ki izvira iz evrazijskih step. Danes ga najdemo v večjem delu Evrope, kjer gnezdi na ekstenzivnih traviščih, žitnih poljih, resavah in ostankih naravnih step (Campbell in sod., 2020). Na njegovo gnezditveno gostoto ugodno vpliva prisotnost naravnih in polnaravnih travišč z nizko stopnjo obdelave (Csikós & Szilassi, 2021). Pogostejši je na sušnih rastiščih, a se pojavlja tudi na njivskih (Denac & Kmecl, 2014) in travnatih površinah z nekoliko vlažnim značajem (Bordjan & Bordjan, 2014; Tome in sod., 2005). Največje gostote doseže na obalnih traviščih ter v kmetijski krajini z nizko intenziteto obdelave. Ta vključuje ekstenzivna pašna območja ter polja v prahi ali pred kratkim opuščena zemljišča (Campbell in sod., 2020). Na njivskih površinah je številčnejši na območjih z večjo heterogenostjo kultur (Püttmans, 2022), pomembna pa so predvsem polja zasejana z jarim žitom (Campbell in sod., 2020). Na posameznih območjih, predvsem z intenzivnejšo obdelavo v Nemčiji, pa je pogostejši tudi na površinah z ozimnim žitom (Klaus in sod., 2025). Izogiba se večjim strukturam v okolju, kot so drevesa, mejice in skalovja. Tako je pogosto odsoten z območij, ki imajo sicer primeren habitat, a so obdana z drevjem. Izogiba se območjem z visoko travnato vegetacijo (Campbell in sod., 2020), večjim strminam (Bordjan, 2020), urbanim območjem, cestam, kolovozom, gradbiščem, nasadom lesnih rastlin in območjem z intenzivno pridelavo (Csikós & Szilassi, 2021; Loretto in sod., 2019). Poljski škrjanci za gnezda na žitnih poljih pogosteje izbirajo lokacije, ki so bolj oddaljene od kolesnic v žitu, vendar se kasneje v sezoni ob višji in bolj gosti vegetaciji premaknejo bližje kolesnicam, kar pa poveča verjetnost plenjenja (Püttmans, 2022).

Poljski škrjanec se večji del leta prehranjuje s semeni in zrnjem, ki ga pobira po tleh. V gnezditveni sezoni je skoraj izključno žužkojed. Najpogosteje se prehranjuje s hrošči, lovi pa tudi dvokrilce, metulje, stenice in pajke. Lovi tako odrasle nevretenčarje kot njihove ličinke. Slednje so ključni vir hrane tudi za mladiče (Campbell in sod., 2020). Gnezditveni uspeh poljskega škrjanca je slab. Le okoli 25 % mladičev se uspešno spelje iz gnezda in le okoli 10 % preživi do samostojnosti. Z aktivnim odstranjevanjem plenilcev gnezd kot so npr.: lisice *Vulpes vulpes* ali sive vrane *Corvus corone*, se lahko ta delež dvigne na več kot 40 % (Donald et al., 2002). Povprečna umrljivost odraslih je 33,5 %, prvoletnih ptic pa 38 % (Delius, 1965).

Analiza zabeleženih populacijskih gibanj poljskega škrjanca v Evropi

Poljski škrjanec je globalno vrsta izven ogroženosti, katere populacija je v upadu (BirdLife International, 2018a). Zaradi zelo velike populacije je v Evropi kljub dolgoročnemu populacijskemu upadu za 56 % v 45 letih (PECBMS, 2025) še vedno ocenjen kot vrsta izven ogroženosti (LC; BirdLife International., 2021). Stopnja upada se je v zadnjem času nekoliko zmanjšala, a je v zadnjih desetih letih evropski indeks populacije poljskega škrjanca še vedno upadel za 17 % (PECBMS, 2025). Čeprav se populacijski trendi poljskega škrjanca med posameznimi državami razlikujejo, je bil v večini držav zabeležen močan upad. Še najbolj ugoden trend imata Švedska, kjer je bila populacija v zadnjih 20 letih stabilna, v zadnjih desetih pa je bil zaznan celo zmeren porast populacije (Wirdheim & Green, 2023), ter Poljska, kjer je bila populacija še v začetku 2000-ih stabilna oz. je celo rahlo naraščala in je šele po letu 2008 začela upadati (Chylarecki in sod., 2018). Nasproten trend pa je bil zabeležen v Švici, kjer je populacija v obdobju 1980-2024 upadla za okoli 40%, v zadnjih 10 letih pa je stabilna (Strebel in sod., 2024) s samo rahlim neznačilnim nižanjem populacije (Vogelwarte, 2025). Med tem, ko je bil v Srbiji v treh desetletjih zabeležen rahel upad populacije (Puzović in sod., 2015) in je v Španiji v obdobju 2002-2021 populacija upadla za 12,7 % (Carrascal in sod., 2023), pa je bil upad v večini drugih držav bolj drastičen. Tako je populacija v Franciji upadla za 22,6 % (Fontaine in sod., 2020), na Madžarskem za 30 %, v Italiji za 50 % (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024a), v Avstriji za 51 % (Teufelbauer & Seaman, 2025), v Bolgariji za 52,3 % (BSPB, 2024), v Veliki Britaniji za 63 % (RSPB, 2025) in na Danskem celo za 69 % (Dansk Ornitologisk Forening, 2025). Za slednjo je pomembno, da gre za občutno daljše obdobje. Gledano podobno časovno obdobje kot pri večini drugih držav, je upad populacije poljskega škrjanca na Danskem med 10 in 30 %. Močan upad je bil zabeležen tudi na Portugalskem (Alonso in sod., 2025) in v Nemčiji (Sudfeldt in sod., 2013). V večini držav se je upad v zadnjem obdobju upočasnil. Tako je npr.: avstrijska populacija med letoma 2019 in 2024 upadla za 14 % (Teufelbauer & Seaman, 2025). To pa ne velja za prej omenjeno Poljsko ter za Španijo, kjer se je upad povečal na 19,4 % (Carrascal in sod., 2023). Upad populacije poljskega škrjanca je bil zabeležen tudi na Finskem, kjer pa je njegova populacija nihala. Na začetku 20. st. je celo narastla, potem doživela močan upad v osemdesetih in začetku devetdesetih, v sredini devetdesetih nekoliko narastla in potem spet padla (Tiainen in sod., 1999).

Populacijski trendi se ne razlikujejo samo med državami pač pa se razlikujejo tudi znotraj posameznih držav. Na Poljskem populacija poljskega škrjanca upada predvsem na V države, kjer so bili zabeleženi upadi do 30 %, med tem ko je populacija na Z stabilna (Chylarecki in sod., 2018). Podobno se tudi na Madžarskem pojavljajo velike lokalne razlike znotraj države (Szép, 2022). V Franciji imajo posamezne regije občutno nižji upad

populacije v primerjavi z nacionalnim (Fontaine in sod., 2020), lokalno pa populacije celo naraščajo (Clamens & Guelin, 2024). Lokalne razlike so tudi v Italiji, kjer pa so v nam najbližjih pokrajinah zabeležili še večje populacijske upade. V pokrajini Furlanija-Julijska krajina je bil zabeležen povprečni letni upad za 5,15 % (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024b), v Beneški pokrajini pa celo 8,02 % (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024c).

Populacijski upadi poljskega škrjanca se pogosto razlikujejo tudi med različnimi habitati znotraj posameznih držav. Čeprav je v obeh glavnih habitatih, ki jih poljski škrjanec naseljuje v Španiji, populacija upadla, se je dinamika upada razlikovala (Carrascal in sod., 2023). Drastične razlike med V in Z Poljske naj bi bile posledica razlik v glavnem habitatu, ki ga vrsta zaseda v posameznih delih države (Chylarecki in sod., 2018). Razlike med različnimi biomi, ki kažejo različne trende med različnimi habitati, so tudi v Italiji. Vrsta je tam doživela zmeren upad v Predalpski in apeninski coni ter Hribski coni in močan upad na poplavnih ravnicah (predvsem Padska nižina). Po drugi strani je bila populacija stabilna alpski coni, in celo v porastu v pseudostepsko-sredozemski coni in v sredozemski hriboviti coni (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024d). Prav tako populacije poljskih škrjancev v Italiji upadajo močneje v intenzivni krajini v nižinah v primerjavi z alpskimi gnezdišči (Tirozzi in sod., 2024).

Najbolj pogosto omenjen dejavnik upada populacije je intenzifikacija kmetijstva, predvsem z gnojenjem travnikov, spremembami v gojenju žit ter močni uporabi biocidov, pa tudi s povečano intenzivnostjo kmetijskih praks, zmanjšanjem površin posejanih z jarimi žiti in povečanje površin posejanih z oljno repico in koruzo ter večanjem monokulturnih površin z nizko biodiverziteto (BSPB, 2024; Chylarecki in sod., 2018, 2018). Pomemben vpliv znotraj intenziviranja imajo tudi menjava pašnikov za površine posejane s silažno koruzo in repico ter homogenizacija pokrajine (Csikós & Szilassi, 2020). Na Finskem je nihanje populacije poljskega škrjanca verjetno povezano s površino zemljišč v prahi, obdobja z upadom populacije pa z intenziviranjem kmetijstva, manjšimi površinami prahe in uporabo herbicidov (Tiainen in sod., 1999). Če ima vrsta možnosti kompenzirati izgube ekoloških niš zaradi sprememb v krajini z zasedanjem nadomestnih habitatov, lahko lokalno populacije poljskih škrjancev tudi naraščajo (Tirozzi in sod., 2024). Pri poljskem škrjancu sta v Evropi ob intenziviranju kmetijstva pomembna dejavnika še lovni pritisk (BirdLife International, 2018b) in naravna sukcesija travišč (Bordjan & Bordjan, 2014; Zlotnikova & Zhukova, 2025). Hkrati pa je izgubila velike površine ustreznega habitata v vzhodni Evropi zaradi zaraščanja.

Najpogosteje omenjeni vzroki za upad populacij poljskega škrjanca so povečana umrljivost zaradi slabih vremenskih razmer, povečana stopnja plenjenja ter kmetijska opravila, ki vključujejo tudi košnjo (BirdLife International., 2021). Lokalno so lahko plenilci gnezd zelo velik dejavnik pri preživetju mladičev in odstranjevanje plenilcev lahko močno

izboljša gnezditveni uspeh (Donald in sod., 2002). Na gostoto in razporeditev poljskih škrjancev vpliva tudi čas žetve, skupna površina krmnih rastlin, pestrost ozimnih rastlin in fragmentiranost primernih površin (Andreatta in sod., 2025). Pa tudi heterogenost kmetijskih kultur na območju (Püttmans, 2022).

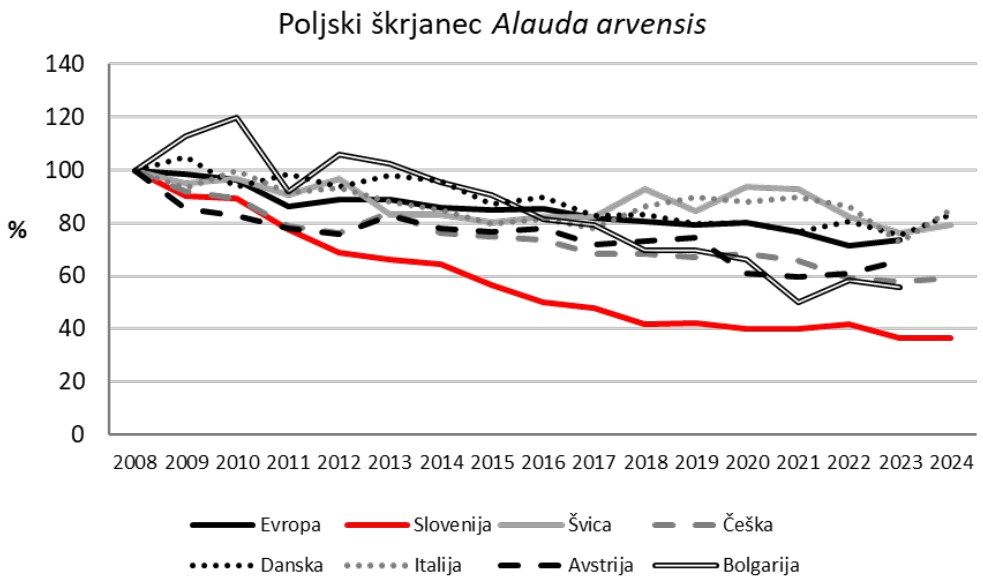
Slab gnezditveni uspeh lahko poljski škrjanec izravna z večjim število legel, ki je najvišje med obravnavanimi vrstami. Če se stopnja umrljivost poveča ali pa število legel zmanjša, ima lahko to velik negativen vpliv na populacijo. V tem primeru poljski škrjanec ne more nadomestiti izgub in populacija začne upadati. Ker so obdelovalne površine za poljskega škrjanca primerne le v začetku rasti posamezne kulture, se poljski škrjanec tekom gnezditvene sezone premika med posameznimi površinami različnih kultur (Püttmans, 2022). Na območjih, kjer so izvedene obsežne komasacije in s tem homogenizacija gojenih kultur, poljski škrjanec ne more zasedati novih površin znotraj ene gnezditvene sezone. To vodi v zmanjševanje števila legel, kar pa ob veliki umrljivosti vodi v upad gnezditvene populacije. Podobno velja za povečano gnojenje in košnjo travnikov, ki povečata gostoto travne ruše in tako onemogočita gibanje poljskemu škrjancu po tleh, kjer se hrani in gnezdi. Podoben učinek ima lahko tudi višanje zimskih temperatur, saj te pomenijo pospešeno rast ozimnega žita, ki je tako na začetku gnezditvene sezone lahko že pregosta za gnezdenje poljskega škrjanca.

Edina država, kjer na nacionalnem nivoju populacija poljskega škrjanca kaže vsaj rahlo pozitiven trend, je Švedska. Tam kot naravovarstvene ukrepe za ptice v kmetijstvu uporabljajo podobne ukrepe kot drugod po Evropi, kot so: površine v prahi, ohranjanje travnikov z visoko naravno vrednostjo, pozna košnja, ohranjanje travnih robov (European Commission, 2023). Ukrepi so učinkoviti lokalno (Hiron et al., 2013), na pokrajinskem nivoju pa pogosto ne, verjetno zaradi slabše implementacije in večjih negativnih vplivov drugih kmetijskih ukrepov (Josefsson et al., 2018). Zato verjetno na ugoden trend vrste na Švedskem pomembno vplivajo tudi podnebne spremembe, saj vrsta na Švedskem dosega severno mejo razširjenosti (Campbell in sod., 2020). Višanje spomladanskih temperatur verjetno ugodno vpliva na dostopnost predvsem žuželčjega plena.

Prav tako je pomembno poudariti, da so države, ki kažejo upočasnitev padanja ali stabilizacijo pri nižjih vrednostih populacij, vključene v SKP že dalj časa. To je lahko posledica upočasnjevanja intenziviranja kmetijtva, saj je glavnina prehoda že narejenega, ali pa večjega obsega uporabe okoljskih kmetijskih ukrepov.

Analiza zabeleženih populacijskih gibanj poljskega škrjanca v Sloveniji

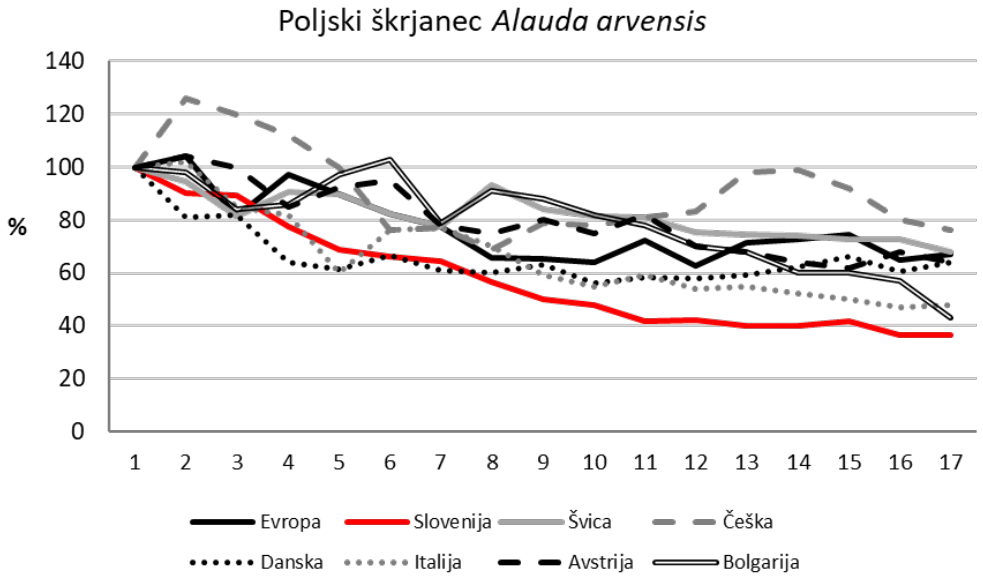
Od leta 2008 je bil v Sloveniji zabeležen velik upad populacije poljskega škrjanca za več kot 63 % (0,9364 ± 0,0047; Kmecl & Gamser, 2024). Čeprav je poljski škrjanec v Sloveniji doživel podoben upad populacije kot na nivoju Evrope (56 %), ga je v Sloveniji dosegel v precej krajšem času (vseevropski trend se v Evropi spremlja že od leta 1980). Populacije poljskih škrjancev upadajo v večini držav Evrope, a se stopnje upadov med njimi nekoliko razlikujejo. Razlika je še večja, če jih primerjamo od leta 2008, ko je Slovenija začela s spremljanjem ptic na kmetijskih površinah (Slika 2). Po letu 2008 je med prikazanimi državami najbolj upadla ravno populacija poljskih škrjancev v Sloveniji. V tem obdobju so populacije v drugih državah upadle za 15-44 %, v Sloveniji pa za 63 %. Še najbližje slovenskemu upadu so upadi v Avstriji, Bolgariji in na Češkem s 34-44 % upadom (Slika 2).



Slika 2: Primerjava slovenskega (2008–2024) trenda (rdeča črta) s trendi drugih držav Evrope in evropskim trendom populacije poljskega škrjanca Alauda arvensis*. Vsi trendi so zaradi primerljivosti standardizirani (se začnejo z indeksom 100) na začetek spremljanja ptic kmetijske krajine v Sloveniji v letu 2008.*

Nekoliko manjša razlika med trendi v različnih državah nastane, če primerjamo prvih sedemnajst let spremljanja populacijskega trenda vrste med posameznimi državami. V tem primeru je odstopanje slovenskega trenda od Evropskih občutno manjše (Slika 3). Še posebej blizu sta Italija in Bolgarija z 52 % in 57 % upadom populacije. V večini držav

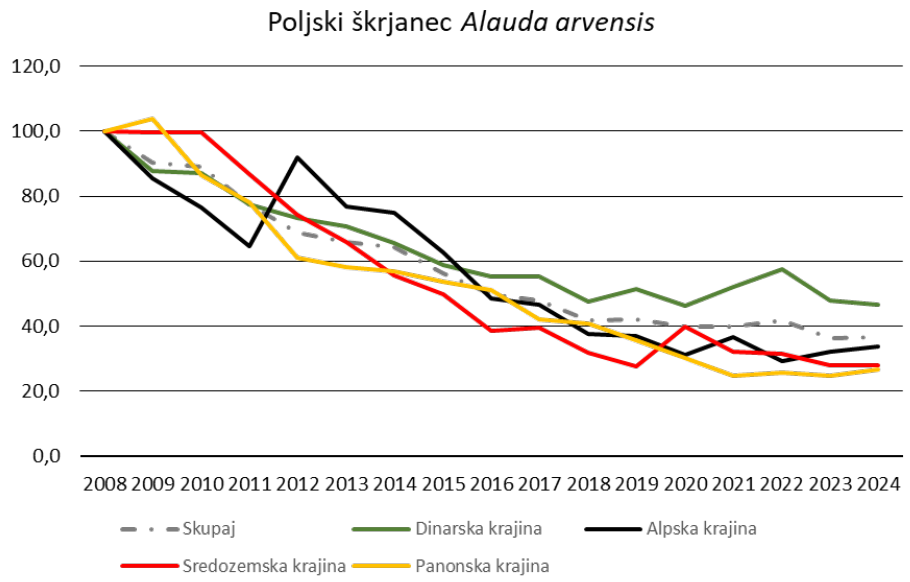
je bil v prvih sedmih letih zabeležen padec populacije za 20-40 %. Po tem letu pa je populacija v Sloveniji v primerjavi z ostalimi doživela večji padec.



Slika 3: Primerjava prvih 17 let populacijskih trendov poljskega škrjanca Alauda arvensis *v posameznih evropskih državah.*

V Sloveniji populacija poljskega škrjanca upada po različnih delih države in upad se je začel že pred letom 2008. Na Ljubljanskem barju se je npr.: v prvih 20 letih tega tisočletja populacija poljskega škrjanca ocenjeno zmanjšala za 90 % (Blažič in sod., 2022). Upadla pa je tudi na Dravskem polju med letoma 2006, ko je bilo na 367,8 ha popisanih okoli 78 parov poljskih škrjancev (Kerček, 2016), leta 2022 pa je bila populacija za celotno območje ocenjena na 30-50 gnezdečih parov (Blažič in sod., 2022). Na Radenskem polju pa je vrsta celo izginila (Gamser, 2020).

Med trendi številčnosti poljskih škrjancev v posameznih regijah se pojavljajo razlike, a je celokupni trend med regijami podoben (Slika 4). Največji upad smo pri poljskem škrjancu zabeležili v Panonski in Sredozemski krajini z 72 in 73 % upadom. Panonska krajina je tudi edina regija s statistično močnim upadom populacije (Tabela 1). Najmanjši upad populacije smo zabeležili v Dinarski krajini, ki je edina pokrajina, kjer je bil upad manjši od 60 %.

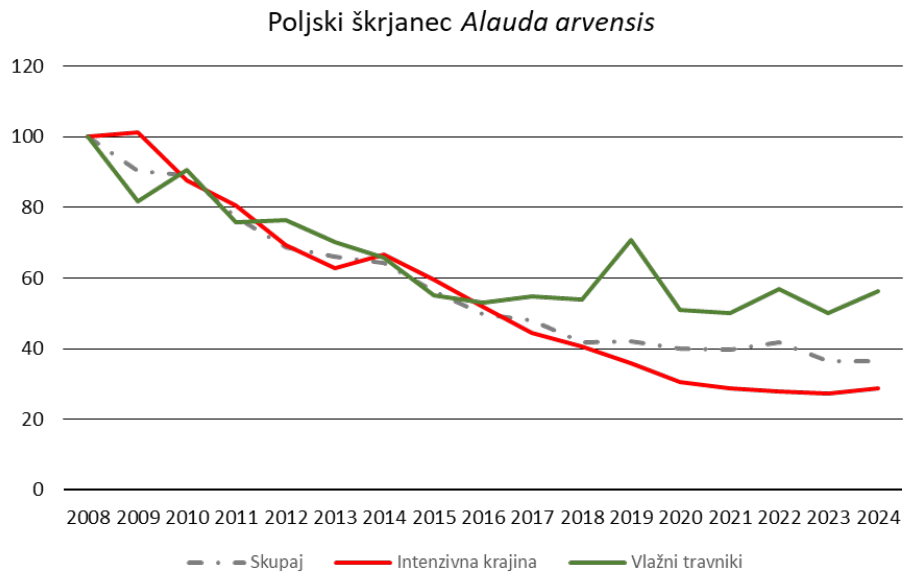


Slika 4: Primerjava trendov populacij poljskega škrjanca Alauda arvensis v kmetijski krajini različnih regij. Regije so opredeljene v (Božič, 2008).

Tabela 1: Odstotek spremembe indeksa in multiplikativni trend populacij poljskega škrjanca Alauda arvensis v obdobju 2008–2024 ločeno po posameznih regijah.

Regija	Obdobje	Sprememba	Vrednost trenda	Trend	Značilnost
Vse regije	2008-2024	-63%	0,9378499 ± 0,004575626	močan upad	p<0,05
Dinarski svet	2008-2024	-53%	0,9562365 ± 0,006353263	zmeren upad	p<0,01
Alpski svet	2008-2024	-64%	0,9241672 ± 0,01451904	zmeren upad	p<0,01
Sredozemski svet	2008-2024	-72%	0,9124585 ± 0,02480189	zmeren upad	p<0,05
Panonski svet	2008-2024	-73%	0,9092639 ± 0,007074432	močan upad	p<0,01

Nekoliko več opazne razlike je v trendih med posameznimi tipi kmetijske krajine, kjer je dovolj podatkov za izračun trenda samo za dva tipa. Razlika v trendu je opazna predvsem po letu 2014 (t test: t = –3,402, df = 14,292, p = 0,0042). Medtem ko je populacija poljskega škrjanca v intenzivni krajini upadla za 71 %, je na vlažnih travnikih upadla za 44 % (Slika 5). Za prvi tip je bil trend označen kot močan upad, za slednjega pa kot zmeren upad (Tabela 2). V intenzivni krajini je bil upad dokaj konstanten brez velikih nihanj. Na vlažnih travnikih pa je upad sprva sledil upadu v intenzivni krajini, po letu 2015 pa se je upad na tem tipu krajine ustavil.



Slika 5: Primerjava trendov populacij poljskega škrjanca Alauda arvensis med različnimi tipi kmetijske krajine. Tipi kmetijske krajine so opredeljeni v (Božič, 2008).

Tabela 2: Odstotek spremembe indeksa in multiplikativni trend populacij poljskega škrjanca Alauda arvensis v obdobju 2008–2024 ločeno po posameznih tipih kmetijske krajine.

Tip kmetijske krajine	Obdobje	Sprememba	Vrednost trenda	Trend	Značilnost
Vlažni travniki	2008-2024	-44%	0,9641916 ± 0,007271718	zmeren upad	p<0,01
Intenzivna krajina	2008-2024	-71%	0,9123857 ± 0,006913674	močan upad	p<0,01

Največje zabeležene gostote poljskih škrjancev na popisih za monitoring splošno razširjenih ptic kmetijske krajine so v dinarskem in sredozemskem svetu ter na suhih in vlažnih travnikih (Kmecl & Gamser, 2024). Upad populacije v panonskem svetu zelo dobro odseva upad v intenzivni krajini, ki je prevladujoča raba v tej regiji. Čeprav je največja regionalna gostota zabeležena v dinarskem svetu, pa je celokupni upad bližje upadu v panonskem svetu. Zato na upad verjetno vplivajo podobni dejavniki kot so omenjeni že v poglavju evropskega trenda. To je verjetno posledica upada v sredozemskem svetu, kjer sicer prevladujejo suhi travniki, habitat z največjo zabeleženo gnezditveno gostoto. Podobne regionalne razlike so ugotovili tudi v severni Italiji, kjer je populacija poljskega škrjanca prav tako najbolj upadla v nižinah v intenzivni krajini, najmanj pa v Alpskem svetu, kjer poljski škrjanci gnezdijo na naravnih in polnaravnih traviščih in to kljub podobnemu izginjanju gnezditvenih niš v nižinah in Alpah (Tirozzi in sod., 2024). Vzroki za razlike bi lahko izhajali iz deleža alternativnih habitatov, ki so bili na voljo. V nižinah ob izgubi površin posejanih s primernimi kulturami ni bilo na voljo drugih površin, kamor

bi se lahko populacija premaknila. Po drugi strani pa so v Alpah škrjanci izgubo proučevanih niš nadomestili obsežnimi naravnimi travišči. V sredozemskem svetu je upad povezan tudi z zaraščanjem, ki na poljskega škrjanca že v zgodnjih fazah vpliva negativno (Bordjan & Bordjan, 2014; Mischenko in sod., 2019; Zlotnikova & Zhukova, 2025).

Analiza stanja populacij poljskega škrjanca na selitvi in na prezimovališčih

Poljski škrjanec je delna selivka. Zahodne in južne evropske populacije ostanejo na ali v bližini gnezdišč, medtem ko se severne in vzhodne populacije v celoti preselijo v Sredozemlje (Campbell in sod., 2020). Velika večina evropskih poljskih škrjancev ostane v Evropi (Arizaga, 2025a). V Sloveniji se večina gnezdeče populacije seli na kratke razdalje. Posamezni škrjanci verjetno ostanejo tudi v bližini gnezdišč (Sovinc 1994). Analiza obročkanih ptic kaže, da se veliko škrjancev iz naše regije preseli v nižine severne Italije (Arizaga, 2025a). Več poljskih škrjancev prezimuje na traviščih na Primorskem, posamezne jate pa se pojavljajo raztreseno in neredno tudi v notranjosti Slovenije (Kerček, 2019; Sovinc, 1994). Poljski škrjanec je v nekaterih državah lovna vrsta (BirdLife International, 2018b), zato ni presenetljivo, da je kar 29,9 % vseh najdb obročkanih poljskih škrjancev poročanih ustreljenih. Vseh mrtvih med najdbami pa je kar 51,1% (Arizaga, 2025a). Ocen stanja zimskih populacij je zelo malo. Trend zimske populacije na nivoju celotne Španiji je neznan, je pa zimska populacija v Kataloniji narastla za 23 % v obdobju 2002-2008 (Sociedad Española de Ornitología, 2012), na Danskem pa je bil nasprotno zaznan upad zimske populacije (Dansk Ornitologisk Forening, 2025).

Večina poljskih škrjancev, ki gnezdijo v Sloveniji, ostane čez zimo v Evropi. Tako so spremembe v njegovem habitatu podobne med zimo in gnezdenjem. Vpliv sprememb na zimskih območjih je verjetno manjši od sprememb na gnezdiščih. V tem času se poljski škrjanec lahko premika po večjem območju, saj ni vezan na bližino gnezd. Pomembnejši dejavnik je verjetno lov, ki je prisoten tako med selitvijo kot na prezimovališčih. V Evropi zakonito ulovijo dobrih 800.000 poljski škrjancev na leto (Hirschfeld in sod., 2019). Ob tem je izjemno pomemben še nezakonit lov, kjer ocene močno variirajo (BirdLife International, 2025). Pri 24–36 milijonov osebkov veliki populaciji, ocenjeno število ulovljenih škrjancev ne predstavlja velikega deleža, a je vsekakor lahko pomemben dejavnik pri upadanju populacij vrste (Hirschfeld in sod., 2019). Čeprav lov verjetno prispeva k negativnemu populacijskemu trendu, pa verjetno ni ključni dejavnik za slovensko gnezdečo populacijo, saj se je v referenčnih državah število zakonito ustreljenih poljskih škrjancev med obdobjema 2001–2004 in 2013–2014 celo znižalo za 72 % (Hirschfeld in sod., 2019). Referenčne države predstavljajo večino območja, ki ga za prezimovanje in selitev uporabljajo poljski škrjanci, gnezdeči v Sloveniji. V posameznih

državah, kjer je vrsta lovna in je verjetno deležna naših poljskih škrjancev je kvota ulovljenih ptic upadla za 41 % v Grčiji, 58 % v Italiji ter za 97 % v Malti. Omenja pa se tudi upad v Franciji, a ni kvantificiran (FACE, 2023).

Zaključki o obsegu upada populacij poljskega škrjanca na gnezdiščih

Pri poljskem škrjancu so bili z izjemo Švedske in posameznih stabilnih obdobij v peščici držav zabeleženi upadi v večini držav Evrope v obsegu od 12 % do 69 %. V tem okvirju je tudi populacija v Sloveniji.

Zaključki o obsegu upada populacij poljskega škrjanca na selitvi in prezimovališčih

Omejene raziskave kažejo, da zimska populacija na splošno upada, lokalno pa ponekod narašča. Razlike v nihanjih med posameznimi državami lahko pripišemo tudi različnim spremembam v vremenskih pogojih med prezimovanjem.

Zaključki o vzrokih upada populacij poljskega škrjanca na selitvi in prezimovališčih

V posameznih državah populacije upadajo kot odgovor na slabše zimske razmere, pri čemer se populacije preselijo južneje. Lokalno populacije tudi naraščajo, tako da ni enoznačnega razloga za upad.

Zaključki o vzrokih upada populacij poljskega škrjanca na gnezditvi v državah Evrope

Najverjetnejši vzrok za upad populacij poljskega škrjanca so spremembe kmetijskih politik. V delih Evrope na poljskega škrjanca slabo vpliva zaraščanje zaradi opuščanja tradicionalno vzdrževanih travišč. Večinoma pa upad pripisujejo intenziviranju kmetijske pridelave, ki zgosti travno rušo in zmanjša površino golih tal ter tako onemogoči prosto gibanje škrjanca med rastlinami. Podoben učinek ima menjava kultur (npr.: menjava površin, posejanih z jarimi žiti, v površine posejane z ozimni žiti, oz. menjava površin posejanih z žiti, v površine posejane z oljno repico ali koruzo). Lokalno na gnezditveni uspeh vpliva tudi plenjenje, še posebej v kombinaciji z intenzifikacijo kmetijstva.

Zaključki o vzrokih upada populacij poljskega škrjanca na gnezditvi v Sloveniji

Na upad populacije poljskega škrjanca ima na suhih traviščih JZ Slovenije verjeto velik vpliv zaraščanje. V nižinah v intenzivneje obdelani kmetijski krajini pa ima verjeno največji vpliv pomanjkanje primernega gnezditvenega habitata zaradi intenzivnejše obdelave travišč ter menjave pridelovalnih kultur. Močan vpliv imata še izguba heterogenosti zaradi komasacij ter mile zime, ki pospešijo rast žit, zaradi česar so površine z zimskim žitom lahko že v začetku gnezditve neugoden habitat.

Predlog ukrepov za zagotavljanje ustreznega habitata za poljskega škrjanca v Sloveniji

- Odstranjevanje lesne zarasti in obnavljanje ekstenzivnih suhih traviščih na kraških območjih JZ Slovenije.
- Zagotavljanje določenega dela površin v intenzivno obdelani kmetijski krajini v prahi. Ta ne sme biti preorana ali prebranana oz. vzdrževana med 15.3. in 15.7.. Datum je pomemben, saj pojmovanje prahe po SKP zahteva njeno vzdrževanje, kar pa slabo vpliva na gnezditveni uspeh poljskega škrjanca. Praha je lahko tudi sejana s travno deteljno ali deteljno-travno mešanico, vendar ne sme biti košena v zgoraj zapisanem terminu. V primeru sejane prahe le ta ne sme biti prehodno pognojena in priporočljivo je redko sejanje.
- Vzpodbujanje ukrepa škrjančevih zaplat, ki so kot enoletna ekoshema že prisotne pri nas. Ponekod v tujini uporabljajo alternativo v obliki škrjančevih pasov.
- Zagotoviti večjo heterogenost gojenih kultur.
- Zagotoviti vsaj nekaj površin posejanih z jarimi žiti.
- Ukrepi za poljskega škrjanca bodo imeli največji uspeh, če bodo zastavljeni v bližini večji donorskih populacij.

Pojasnila, ki za vsak predlagan ukrep pojasnjujejo vzročno-posledično zvezo med razlogi za upad na gnezdiščih v Sloveniji in ukrepi za odpravo vzrokov upada

- odstranjevanje lesne zarasti in obnavljanje ekstenzivnih travišč odpravljata enega izmed glavnih razlogov za upad populacije na polnaravnih traviščih v JZ Sloveniji.
- Povečanje površine prahe je eden izmed učinkovitih ukrepov za stabiliziranje populacij poljskega škrjanca, ki se je v preteklosti že izkazal za učinkovitega. Praha je na njivskih površinah zaradi strukture vegetacije in količine hrane najbolj primeren gnezdilni habitat za vrsto. Hkrati pa nudi škrjancem, ki imajo prva legla

v žitih, možnost drugih in potencialno tretjih legel in s tem večji gnezditveni uspeh, ki je ključen za povečanje populacije. Datumska omejitev posegov na površino je nujna za uspešno gnezdenje.

- Na območju intenzivne obdelave škrjančeve zaplate omogočajo ugodna prehranjevalna (zaradi nizke in redkejše vegetacije) in kasneje tudi gnezdilna mesta za škrjance na sicer manj primernih njivah posejanimi z žiti, kjer je vegetacija zanj pregosta. Ukrep se je doslej marsikje že izkazal za uspešnega, vsaj pri ustavitvi upada populacije.
- Poljski škrjanec gnezdi večkrat v sezoni in ob tem pogosto menjuje kulture, saj slednje z rastjo postajajo vedno manj primerne. Obsežne površine s samo eno kulturo omogočijo največ eno leglo škrjanca. Heterogenost poveča možnost naslednjih legel.
- Jara žita pričnejo z rastjo v času, ko škrjanec pričenja z gnezdenjem, in so zaradi več prostora med stebli bolj primeren habitat kot ozimna žita.
- Bližina večjih donorskih populacij močno poveča uspeh ukrepov.

Drevesna cipa *Anthus trivialis*

Drevesna cipa je gnezdilka mozaične krajine s travišči in drevesi. Gnezdi po gozdnih robovih, v svetlih gozdovih, gozdnih jasah in posekah (Tyler, 2020). Naseljuje tudi zaraščajoča travišča (Kmecl & Denac 2014) in travišča posejana z drevesi in grmovjem (Tyler, 2020) ali obkrožena z mejicami (Tome in sod. 2005). Pojavlja se od morske obale do drevesne meje (Tyler, 2020). Tudi na prezimovališčih jo pogosteje najdemo na naravnih traviščih in redkeje na obdelovalnih površinah (Adams in sod., 2022). Pri nas najpogosteje izbira travišča z nizko stopnjo obdelave, kot so steljniki, ekstenzivni travniki z nizko intenziteto košnje (Vukelič, 2009) in travišča v zgodnjih fazah zaraščanja (Bordjan & Bordjan, 2014). V Sloveniji na splošno gostota drevesnih cip ni odvisna od naklona podlage ter od nadmorske višine (Bordjan, 2020), saj se pojavlja v vseh višinskih pasovih do višinskega pasu 1800–2000 m n.v. (Polak, 2019).

Drevesne cipe se prehranjujejo pretežno z nevretenčarji, med katerimi prevladujejo hrošči, ter tudi gosenice metuljev, stenice, mravlje in pajki. Med hrošči prevladujejo rilčkarji (Curculionidae). Nevretenčarje lovi na tleh med listnim opadom ter zelnatim rastjem. V manjši meri se prehranjuje tudi z jagodičjem in manjšimi semeni. Nevretenčarji so tudi glavna hrana mladičev v gnezdu, ki je spleteno v kritju na tleh. Drevesne cipe imajo do dve legli na leto z 2–8 jajci. Mladiči poletijo iz 54–72 % gnezd. (Tyler, 2020)

Analiza zabeleženih populacijskih gibanj drevesne cipe v Evropi

Globalno je drevesna cipa ocenjena kot vrsta izven ogroženosti, njena populacija pa je v upadu (BirdLife International, 2021). Tudi v kmetijski krajini Evrope je doživela dolgoročen upad, in sicer za 56% (PECBMS, 2025). Upad je bil nekoliko intenzivnejši v začetku, ko je populacija upadla za 40% v desetih letih (Slika 4). Kasneje se je v Evropi upad upočasnil in je populacija upadla še za 20 % v nadaljnjih 30 letih. V zadnjih 10 letih je populacija upadla za 5%. V naši bližini je populacija stabilna na Madžarskem (Lovászi & Nagy, 2022), v Italiji (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024a) in Srbiji (Puzović in sod., 2015). V Avstriji je podobno kot pri nas populacija vrste med letoma 1998 in 2024 upadla za 57 % (Teufelbauer & Seaman, 2025). V Španiji je populacija drevesne cipe v obdobju 2012-2021 v zmernem upadu (17,5 %), ki se je po letu 2012 upočasnil (10,8 %; Carrascal in sod., 2023). V Švici je dolgoročen trend (2002-2021) ocenjen kot zmeren upad, v obdobju 2014-2023 pa kot stabilen (Strebel in sod., 2024; Vogelwarte, 2025). Zmeren upad je bil zabeležen tudi na Poljskem, kjer pa je populacija vrste po letu 2007 nihala in je ocenjena kot stabilna (Chylarecki in sod., 2018), na Danskem (Dansk Ornitologisk

Forening, 2025) ter v Franciji (19,3 %; Fontaine in sod., 2020). Na Švedskem je populacija celo v rahlem porastu (Wirdheim & Green, 2023).

Populacijski trendi drevesne cipe so redko homogeni znotraj posamezne države. Tako so v Španiji populacije stabilne na traviščih in grmiščih, a v močnem upadu v mozaični kmetijski krajini (po letu 2009) in v odprtem gozdu (po letu 2011; Carrascal in sod., 2023). V Franciji je bil v regijah Auvergne-Rhône-Alpes bistveno višji padec populacije kot na nivoju celotne države (51,3 %; Fontaine in sod., 2020). V omenjeni regiji vrsta sicer upada po vseh nadmorskih višinah (Clamens & Guelin, 2024). V Švici populacije drevesne cipe naraščajo nad 1500 m nad morjem (60 %), pod to mejo pa močno upadajo (60 %; Strebel in sod., 2024). Na Poljskem je vrsta v kmetijski krajini skoraj odsotna, v gozdnatih habitatih pa je populacija stabilna. Stabilna je bila tudi v delih države, kjer glavnina populacije gnezdi v borovih gozdovih (Chylarecki in sod., 2018). V Italiji, kjer je vrsta sicer stabilna, je stabilna tudi na gorskih traviščih (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024a).

Vzroki za upad populacij drevesne cipe v literaturi niso najbolj jasni. BirdLife International (2018c) navaja, da so glavna prepoznana grožnja spremembe v gnezditvenem habitatu. Slednje imajo vsaj delni vpliv na populacijo, saj vrsta hitro izkoristi nove habitate, ki nastanejo priložnostno, kot so vetrolomi (Anger & Förschler, 2019; Schwarz in sod., 2018), in pa zasede določene nove kmetijske površine, kot so drevesnice (Kämpfer in sod., 2022). Na Danskem kot možen vpliv na dinamiko populacije omenjajo neugodno gospodarjenje z gozdovi (Dansk Ornitologisk Forening, 2025). V Franciji populacije upadajo po vseh nadmorskih višinah, kar pripisujejo kumulativnemu vplivu podnebnih sprememb in kmetijstva (Clamens & Guelin, 2024). Na Poljskem, kjer vrste na kmetijskih površinah praktično ni več, upade lokalnih populacijah pripisujejo spremembam habitata. Pozitivne trende pa pripisujejo odpiranju gozdov, kar vrsti ustreza (Chylarecki in sod., 2018). Lokalno pomanjkanje ustreznega habitata se kaže tudi v tem, da se ob nastanku primernega novega habitata, kot so drevesnice (Kämpfer in sod., 2022) ali pa odprti gozdovi zaradi vetroloma (Anger & Förschler, 2019; Schwarz in sod., 2018) lokalne populacije drevesnih cip celo povečajo (Tirozzi in sod., 2021). Zaradi talnega gnezdenja ima na gnezditveni uspeh drevesne cipe vpliv tudi plenjenje gnezd, kot je bilo to zabeleženo pri sorodni travniški cipi *Anthus pratense* (Halupka, 1998).

Švedska je edina država, kjer na nacionalnem nivoju populacija drevesne cipe kaže vsaj rahlo pozitiven trend. Naravovarstveni ukrepi za ptice v kmetijstvu so podobni ukrepom drugod po Evropi, kot so: površine v prahi, ohranjanje travnikov z visoko naravno vrednostjo, pozna košnja, ohranjanje travnih robov in ohranjanje ter vzpodbujanje mejic (European Commission, 2023). Učinkovitost ukrepov je odvisna od uporabljenega merila (Hiron et al., 2013), verjetno zaradi slabše implementacije in večjih negativnih vplivov drugih kmetijskih ukrepov na večjih pokrajinskih merilih (Josefsson et al., 2018). Na

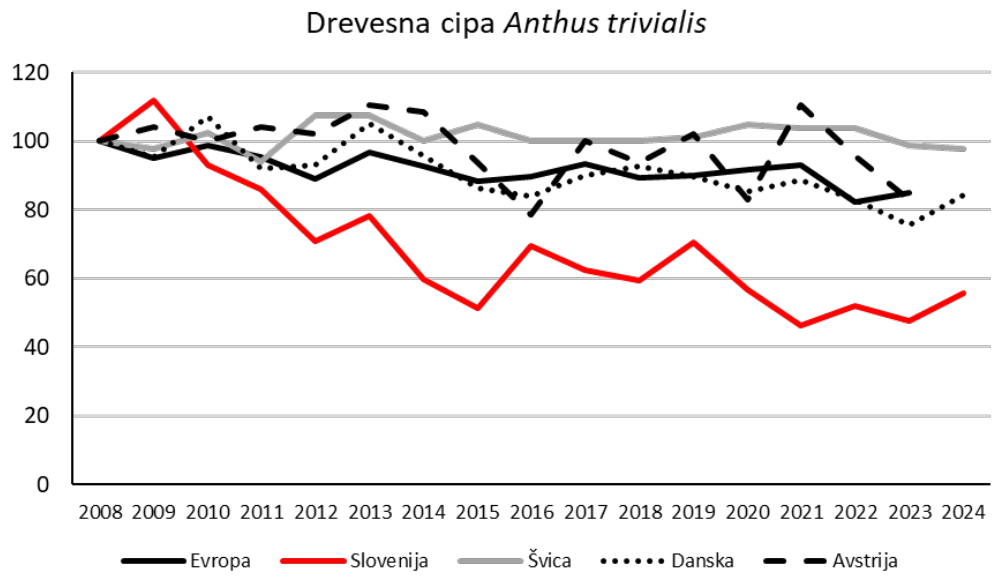
ugoden trend vrste na Švedskem bi imele lahko pomemben vpliv tudi podnebne spremembe, ki so bolj izražene bolj na severu. Višanje spomladanskih temperatur verjetno ugodno vpliva na dostopnost predvsem žuželčjega plena. Podoben razlog je verjetno tudi v Švici, kjer populacija drevesne cipe narašča nad 1500 m nad morjem (Strebel in sod., 2024).

Stabilne populacije, kot npr.: na delih Poljske ter na Madžarskem pa so verjetno posledica izbire gnezdišč v svetlih, odprtih gozdovih (Chylarecki in sod., 2018), kjer se posledice kmetijske intenzifikacije ne poznajo.

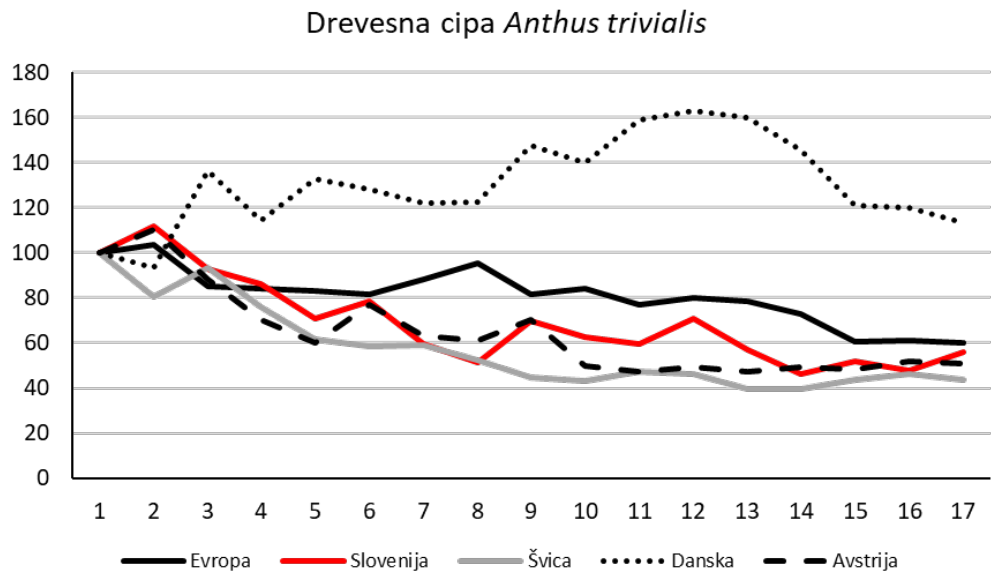
Analiza zabeleženih populacijskih gibanj drevesne cipe v Sloveniji

V Sloveniji je populacija drevesne cipe v kmetijski krajini doživela upad za okoli 45 % med letoma 2008 in 2024 (0.9563 ± 0,0067; Kmecl & Gamser, 2024). Do leta 2015 je populacija vrste pri nas upadla za dobrih 40 %. V zadnjih šestih letih pa populacija niha s počasnim upadanjem (Slika 6). V daljšem obdobju je verjetno populacija upadla še bolj, saj je na Ljubljanskem barju od leta 2005 upadla za 51 %, lokalno pa celo do 80 % (Knez, 2024). Podobno velja za Radensko polje, kjer je gnezdeča populacija upadla za polovico (Gamser, 2020). Tudi drugod po nižinah število drevesnih cip upada. V 90. letih je bila še številčna gnezdilka ob Dravi (Bračko, 1997) in zadrževalniku Medvedce (Kerček, 2009), danes pa je iz obeh območij kot gnezdilka izginila (Polak, 2019).

Drevesna cipa v Sloveniji naseljuje tudi hribovja in gorovja vse do drevesne meje, kjer vrsti ustrezajo obsežna travišča s posameznim grmovjem in drevesi. V teh območjih so bile v Sloveniji zabeležene tudi največje gostote (Polak, 2019). Trend naše gorske populacije ni znan, saj višje ležečih območij shema SIPKK ne pokriva. V tujini so trendi gorskih populacij mešani (Strebel in sod., 2024; Fontaine in sod., 2020). Velike populacije v gorah so vsaj delno posledica pretekle človekove dejavnosti, z odpiranjem gozdov in ustvarjanjem planin. Danes se ta območja zaraščajo, kar je v prvih fazah ugodno za drevesno cipo, a z napredovanjem zaraščanja vrsta počasi izgine (Bordjan and Bordjan, 2014). Zaradi tega lahko predvidevamo, da se bo naša gorska populacija ob opuščanju planin in zaraščanju travišč pod drevesno mejo dolgoročno zmanjšala.



Slika 6: Primerjava slovenskega (2008–2024) trenda (rdeča črta) s trendi drugih držav Evrope in evropskim trendom populacije drevesne cipe Anthus trivialis*. Vsi trendi so zaradi primerljivosti standardizirani (se začnejo z indeksom 100) na začetek spremljanja ptic kmetijske krajine v Sloveniji v letu 2008.*

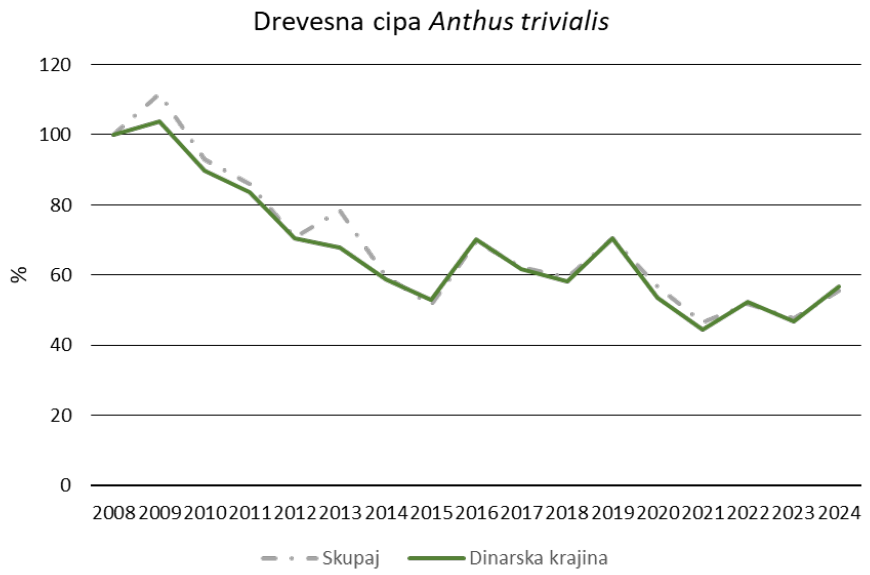


Slika 7: Primerjava prvih 17 let populacijskih trendov drevesne cipe Anthus trivialis *v posameznih evropskih državah.*

Populacija drevesne cipe v kmetijski krajini je upadla nekoliko manj (44 %) kot v celotni Evropi (58 %) v sicer bistveno krajšem obdobju. Upad je bil večji tudi v Avstriji, medtem

ko sta bila upada na Danskem in v Švici manjša. Od leta 2008 je populacija doživela največji upad populacije ravno pri nas. V tem obdobju so ostale prikazane populacije ostale stabilne ali pa upadle za do 20 % (Slika 6). Gledano prvih 17 let monitoringa posameznih držav nam pokaže, da je populacija na Danskem narastla, v Švici, Avstriji in Evropi pa upadla v podobnih okvirjih kot v Sloveniji (Slika 7).

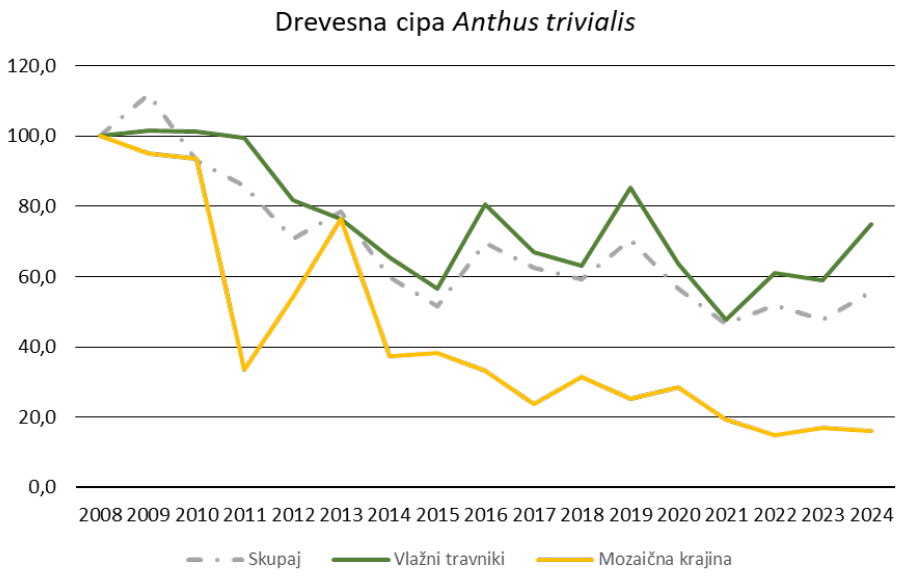
V kmetijski krajini Slovenije je največja gostota gnezdečih cip zabeležena v Dinarski regiji (Kmecl & Gamser, 2024), ki je tudi edina izmed regij, ki je imela dovolj podatkov za izračun trenda. Slednji ne odstopa bistveno od celotnega trenda vrste pri nas (Slika 5, Tabela 3). Tudi za posamezne tipe kmetijske krajine nismo imeli dovolj podatkov in smo lahko trend izračunali samo za vlažne travnike ter mozaično krajino (Slika 6). Med slednjima, ki imata različna trenda populacij (t test: t = 3,9186, df = 25,847, p = 0,0006), je bil izrazitejši populacijski upad zabeležen v mozaični krajini, kjer je populacija upadla za več kot 80% (Tabela 4). Ker so zabeležene gostote izrazito najvišje na vlažnih travnikih, je tudi razumljivo, da je trend na slednjih zelo podoben celokupnemu trendu.



Slika 8: Primerjava trendov populacij drevesne cipe Anthus trivialis *v kmetijski krajini različnih regij. Regije so opredeljene v (Božič, 2008).*

Tabela 3: Odstotek spremembe indeksa in multiplikativni trend populacij drevesne cipe Anthus trivialis *v obdobju 2008–2024 ločeno po posameznih regijah.*

Regija	Obdobje	Sprememba	Vrednost trenda	Trend	Značilnost
Vse regije	2008-2024	-44%	0,9597083 ± 0,007897348	zmeren upad	p<0,01
Dinarski svet	2008-2024	-43%	0,9583734 ± 0,008218473	zmeren upad	p<0,01



Slika 9: Primerjava trendov populacij drevesne cipe Anthus trivialis *med različnimi tipi kmetijske krajine. Tipi kmetijske krajine so opredeljeni v (Božič, 2008).*

Tabela 4: Odstotek spremembe indeksa in multiplikativni trend populacij drevesne cipe Anthus trivialis *v obdobju 2008–2024 ločeno po posameznih tipih kmetijske krajine.*

Tip kmetijske krajine	Obdobje	Sprememba	Vrednost trenda	Trend	Značilnost
Vlažni travniki	2008-2024	-25%	0,9676651 ± 0,009777148	zmeren upad	p<0,05
Mozaična krajina	2008-2024	-84%	0,8903652 ± 0,02104033	močan upad	p<0,05

Čeprav je trend slovenskega indeksa drevesne cipe v obdobju 2021–2023 podoben evropskemu, pa je slovenski tega dosegel v precej krajšem času. Dinamika evropskega trenda ne odraža slovenskega med letoma 2008 in 2015, ko je indeks drevesne cipe doživel največji padec. Ker se oba trenda razlikujeta, pri slovenskem zelo verjetno ne gre za širši evropski trend. To potrjuje tudi razlika v dinamiki trenda gnezdeče populacije na Madžarskem (Lovászi & Nagy, 2022), kjer je populacija vrste stabilna.

Na popisih za monitoring splošno razširjenih ptic kmetijske krajine so drevesne cipe praktično zabeležene samo v Dinarskem svetu, kar razloži močno povezo trenda indeksa Dinarskega sveta in slovenskega trenda. Podobno velja tudi za vlažne travnike, kjer je zabeležena najvišja gnezditvena gostota (Kmecl & Gamser, 2024). Močan upad v mozaični krajini se ne odraža na slovenskem trendu zaradi zelo majhne gnezditvene gostote v tej krajini, torej je glavnina potencialnih vzrokov vezana na spremembe na vlažnih in deloma tudi na suhih travnikih.

Dve značilnosti njenega habitata sta ključni za njeno gnezdenje. Za gnezdenje potrebuje dovolj visokih struktur na območju, ki ji služijo kot pevska mesta. Ta so marsikje v obliki mejic, pa tudi posameznih dreves in grmov. Izginjanje mejic ima tako na drevesno cipo negativen vpliv. Drevesna cipa se prehranjuje na tleh, zato potrebuje med rastlinjem dovolj prostora. Z intenzivnejšim gnojenjem ter košnjo se ta prostor na travnikih zmanjšuje. Po drugi strani pa z redno pozno košnjo izginja tudi kritje za gnezda. Zaradi vsega tega je drevesna cipa na Ljubljanskem barju najpogosteje zabeležena na steljnikih (Vukelič, 2009) ter na pogosto poplavljenih površinah (Tome, 2002). Torej na površinah z nizko intenziteto obdelave. Za razliko od poljskega škrjanca ne gnezdi na njivskih površinah in z izgubo primernih travišč njena populacija izgine. To je verjetno tudi razlog, da je vrsta iz nižin Slovenije praktično izginila (Polak, 2019), čeprav se njeno območje razširjenosti razteza od morja do drevesne meje (Bordjan, 2020; Polak, 2019; Tyler, 2020).

Analiza stanja populacij drevesne cipe na selitvi in na prezimovališčih

Drevesna cipa je selivka na dolge razdalje. Celotna evropska populacija se v septembru preseli v savanski del tropske Afrike (van der Jeugd, 2025). V Evropo se vrne v aprilu (Tyler, 2020). Na selitvi prečka območja z intenzivnim lovom; Sredozemlje, Balkanski polotok in severno Afriko (BirdLife International, 2025; Hirschfeld in sod., 2019) ter neugodna območja; Saharo in Sredozemlje (Tyler, 2020). Kljub temu je vpliv lova verjetno manjši kot pri nekaterih drugih vrstah, predvsem na račun tega, da je vrsta nočna selivka (Tyler, 2020). 10,7 % vseh najdb obročkanih drevesnih cip najdenih mrtvih in od tega je 4,6 % ustreljenih (van der Jeugd, 2025). Vrsta v Evropski uniji ni lovna, je pa pogosto žrtev nelegalnega lova, predvsem v JV Evropi (Traffic., n.d.). Koliko to doprinese k sicer že zelo visoki smrtnosti ptic med selitvijo (Newton, 2025), je težko ugotoviti. Antropogene izgube vrste na selitvi so, vendar je težko ovrednotiti za koliko se smrtnost na selitvi zaradi tega poveča.

Osebki iz iste populacije se selijo na različne dele prezimovališča z uporabo različnih selitvenih poti (Wong in sod., 2025), kar omogoča omilitev negativnih vplivov dejavnikov, ki se pojavijo na posameznih delih prezimovališč. Večji del prezimovališč drevesne cipe v Afriki je doživel večje habitatne spremembe (Zwarts in sod., 2023a), hkrati pa se veča tudi vpliv podnebnih sprememb (Lafia N'gobi in sod., 2022). Različne vrste ptic imajo različen odziv na spreminjanje savane v kmetijske površine (Zwarts in sod., 2023a). Drevesne cipe se v savani pojavljajo pogosteje kot na kmetijskih površinah (Adams in sod., 2022), kar ob zmanjšanju površin savane zaradi spreminjanja v kmetijske površine (Zwarts in sod., 2023a) verjetno pomeni slabšanje razmer na prezimovališčih. Raziskav,

ki bi poskusile opredeliti stanje populacij drevesnih cip na prezimovališčih ni. BirdLife International (2018c) sicer ugotavlja, da očitnih groženj na prezimovališčih doslej še ni bilo zabeleženih. Verjetnost ključnega pomena problemov na prezimovališčih ali med selitvijo zmanjšujeta tudi njena selitvena in prezimovalna strategija, saj prezimuje na širokem območju Afrike in osebki iz iste gnezditvene populacije lahko prezimujejo na zelo oddaljenih delih prezimovališč. Ob tem uporabljajo tudi različne selitvene poti (Wong in sod., 2025). Nasprotno pa trdi (Payevsky, 2021), ki meni da je upad populacije lahko posledica dejavnikov na selitvi oz. prezimovališčih, saj ni zabeleženih sprememb v telesni kondiciji drevesnih cip v času, ko zapustijo gnezdišča.

Zaključki o obsegu upada populacij drevesne cipe na gnezdiščih

Populacije drevesnih cip so v večini držav Evrope v upadanju. Tako evropska kot slovenska populacija sta upadli za okoli polovico.

Zaključki o obsegu upada populacij drevesne cipe na selitvi in prezimovališčih

Podatkov o obsegu upada vrste na prezimovališčih in med selitvijo ni, zato ocena o obsegu upada populacije drevesne cipe v tem delu fenološkega leta ni mogoče podati.

Zaključki o vzrokih upada populacij drevesne cipe na selitvi in prezimovališčih

Na populacijo drevesne cipe na prezimovališčih vplivajo spremembe habitata zaradi širjenja prebivalstva in kmetijstva. Dodaten problem pomenijo tudi podnebne spremembe v obliki večjih suš. Lovski pritisk na selitvi deluje kot dodaten dejavnik pri upadu populacije, vendar zaradi manjšega obsega verjetno ni ključen.

Zaključki o vzrokih upada populacij drevesne cipe na gnezditvi v državah Evrope

Vzrok za upad populacij drevesne cipe so spremembe v gnezditvenem habitatu. Na severu velik pomen pripisujejo neugodnemu upravljanju s svetlimi gozdovi, kjer vrsta gnezdi. Na jugu upade pripisujejo kumulativnemu vplivu podnebnih sprememb in kmetijstva. V slednjem je ključno izginjanje posameznih dreves in mejic, ki jih vrsta potrebuje kot pevska mesta. V kmetijski krajini v nižinah ima pomemben vpliv tudi izginjanje primernih travišč, kot so npr. steljniki ali ostala redko košena travišča.

Zaključki o vzrokih upada populacij drevesne cipe na gnezditvi v Sloveniji

Glavni razlog upada populacij drevesne cipe pri nas je izguba mejic in intenzivnejša obdelava travišč, ki niso več primerna za njeno gnezdenje.

Predlog ukrepov za zagotavljanje ustreznega habitata drevesne cipe v Sloveniji

- Vzpostavljanje mejic in posameznih drevesna območju, kjer so travišča primerna za gnezdenje. Alternativa mejicam so manjše zaraščajoče se površine, kjer se z rednim odstranjevanjem vzdržuje posamezna drevesa in grmovje.
- Vzpostavljanje primernih travišč, kot so steljniki ali podobna redko košena travišča. Pomembna je odsotnost zadnje letne košnje, zaradi katere se ohrani nekaj višje zelnate vegetacije, ki naslednje leto v obliki opada služi kot kritje za gnezda drevesnih cip.
- Lokalno, kjer so že vzpostavljene gnezdeče populacije, je možnost tudi odpiranje gozdov, oz. ustvarjanje svetlih gozdov z jasami z bogato zelnato podrastjo, kjer vrsta lahko gnezdi.

Pojasnila, ki za vsak predlagan ukrep pojasnjujejo vzročno-posledično zvezo med razlogi za upad na gnezdiščih v Sloveniji in ukrepi za odpravo vzrokov upada

- Vrsta za gnezdenje nujno potrebuje visoke strukture v obliki dreves ali grmov, ki jih uporablja kot pevska mesta. Znotraj svojega teritorija jih potrebuje več. Najbolj učinkovito se takšna območja zagotovi s prepletom mejic ali z manjšimi zaraščajočimi se površinami. Ta ukrep je učinkovit samo v kombinaciji z drugim ukrepom.
- Gnezdo si vrsta splete v vdolbinici na tleh ali v šopu trave. Prenizka vegetacija oz. odsotnost kritja pomeni večji plenilski pritisk in zato vrsta na takšnih površinah nerada gnezdi.
- Vrsta gnezdi tudi v svetlih, odprtih gozdovih s primerno talno vegetacijo. To je lahko dodaten ukrep za krepitev že obstoječih populacij.

Rjava penica *Curruca communis*

Rjava penica je gnezdilka odprte krajine, kjer najpogosteje izbira osončene lege z raztresenimi grmi. Še najvišje gostote dosega, kadar gre za nizko posamezno grmovje, ki ne presega višine 3–4 m, na ekstenzivnih traviščih. Izogiba se zaprtim svetlim gozdovom in gostemu, visokemu rastju (Aymí & Gargallo, 2021). Pri nas velja za toploljubno vrsto grmišč, ki se pojavlja pretežno v nižinah v grmiščih in na zaraščajočih površinah (Kmecl, 2019) oz. površinah z nizko intenzivnostjo obdelave, kot so steljniki in ekstenzivni travniki (Vukelič, 2009). Pogosto se pojavlja tudi v mejicah (Denac & Kmecl, 2014; Tome in sod., 2005). Na vrsto ugodno vplivajo zgodnje faze zaraščanja (Bordjan & Bordjan, 2014; Denac & Kmecl, 2014) in heterogenost struktur v linijskih habitatih (Szymański & Antczak, 2013). Gnezdo si splete v grmu ali v gosti zelnati zarast (Aymí & Gargallo, 2021) in ima lahko v ugodnem habitatu ob odsotnosti plenilcev velik gnezditveni uspeh. Sicer se povprečen gnezditveni uspeh giblje med 58,6 in 73,0 %. Legla propadejo večinoma zaradi opustitve kmetijske obdelave, prezgodnje košnje in slabega vremena. Umrljivost zunaj gnezda je vezana na mačke in človeka (Aymí & Gargallo, 2021). Rjave penice so lahko zelo zveste svojim gnezdiščem (Hansen, 2023).

Glavna hrana rjave penice so nevretenčarji. Med slednjimi največji delež zajemajo žuželke, med temi pa hrošči in stenice. V prehrani mladičev se pogosto znajdejo še gosenice in pajki. Zunaj gnezditvene sezone se v prehrani znajde tudi jagodičje (Aymí & Gargallo, 2021).

Analiza zabeleženih populacijskih gibanj rjave penice v Evropi

Rjava penica globalno ni ogrožena in njena populacija narašča (BirdLife International, 2018d). V Evropi je v preteklosti doživela večji populacijski upad zaradi dolgotrajne močne suše na prezimovališčih na območju Sahela (BirdLife International, 2018d), a se je njena populacija že konec osemdesetih in v začetku devetdesetih opomogla. V kmetijski krajini Evrope vrsta kaže pozitiven trend že od leta 2005, od leta 2012 pa je populacija stabilna (PECBMS, 2025). Podobno velja tudi za Madžarsko, kjer je bila populacija rjave penice v obdobju 1999–2018 stabilna (0,4 ± 1,1; Csörgő & Gyurácz, 2022). Populacija je bila stabilna tudi v Srbiji (Puzović in sod., 2015), v Španiji (Carrascal in sod., 2023), v Furlaniji-Julijski krajini (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024a) in na Danskem (Dansk Ornitologisk Forening, 2025). Na Švedskem (Wirdheim & Green, 2023) in v Švici je dolgoročen trend naraščajoč, je pa v Švici v zadnjem obdobju stabilen (Strebel in sod., 2024; Vogelwarte, 2025). Po drugi strani pa je avstrijska populacija v kmetijski krajini v obdobju 1998-2024 upadla za 30 % (Teufelbauer & Seaman, 2025), francoska za 12,5 % (Comolet-Tirman

in sod., 2015; Fontaine in sod., 2020), populacija v okolici Bruslja pa za 69 % (Pailhès, 2024).

Populacijski trendi rjave penice se lahko razlikujejo tudi po posameznih delih držav ali pa v različnih habitatih. Tako je populacija rjave penice močno upadla v mozaični kmetijski krajini Španije in bila stabilna v odprtem gozdu (Carrascal in sod., 2023). Na Poljskem je bil trend po posameznih delih države podoben (Chylarecki in sod., 2018). V Franciji je na nivoju regij Auvergne-Rhône-Alpes narastla manj od nacionalnega povprečja in sicer za 6,87 % (Fontaine in sod., 2020).

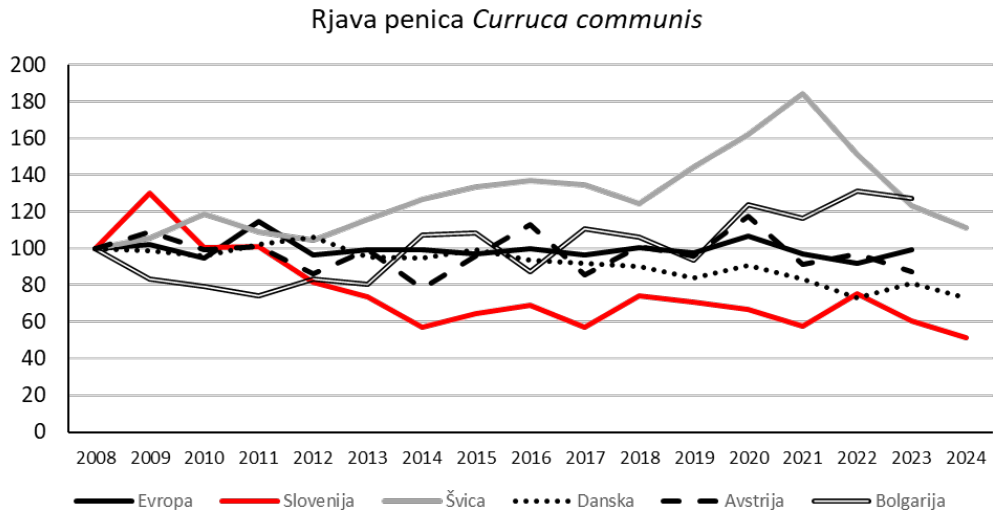
Poleg vpliva prezimovališč na nihanje populacij v Evropi na neugodne trende v posameznih državah vpliva izguba tako imenovanih obrobnih habitatov v kmetijski krajini pogosto v kombinaciji z intenzifikacijo kmetijstva (Chylarecki in sod., 2018). Največji negativen vpliv na obdelovalnih površinah ima izginjanje mejic in grmovja (BirdLife International, 2018d).

Eden izmed razlogov za stabilne ali naraščajoče populacije rjave penice v večjem delu Evrope je v obnovitvi populacije, ki je strmoglavila kot posledica velikih suš v 80-ih letih (BirdLife International, 2018d). Tako imajo lahko vse države, ki so pričele s spremljanjem velikosti populacij po omenjenem upadu potencial za stabilne ali naraščajoče trende. Ugodno na populacijo rjave penice verjetno vpliva tudi višanje povprečnih spomladanskih temperatur, ki ugodno vplivajo na aktivnost žuželk. Ugodno pa na populacije vplivajo tudi ukrepi v kmetijstvu, ki so usmerjeni v višanje njihovih populacij. Tako so se npr.: v Švici, kot ugodni ukrepi izkazali praha in vzpostavljanje pasov mladih mejic, vsaj delno poraščenih z robidami (Meichtry-Stier et al., 2018). Za ugoden vpliv ukrepov na regionalni ravni, pa je pomemben tudi delež in kvaliteta vpeljanih urepov (Meichtry-Stier et al., 2014).

Analiza zabeleženih populacijskih gibanj rjave penice v Sloveniji

V kmetijski krajini Slovenije je rjava penica doživela zmeren upad (Kmecl & Gamser, 2024), pri čemer je indeks populacije za 50 % nižji kot leta 2008 (Slika 10). Posebej izrazit padec indeksa je bil med leti 2011 in 2014, ko je upadel za dobrih 40 %. Po tem letu je indeks nihal, a še vedno nekoliko upadel. Upad smo zabeležili tudi na lokalni ravni. Tako je na Ljubljanskem barju populacija rjavih penic upadla za 15 %. Na približno polovici kvadratov upad sicer ni bil zabeležen. Je pa za kvadrate z negativnim trendom značilno zmanjšanje površine ekstenzivno upravljanih habitatnih tipov in nadomeščanje z njivami in intenzivnimi travniki, pašniki z veliko obtežbo ter nasadi borovnic (Knez, 2024). Po

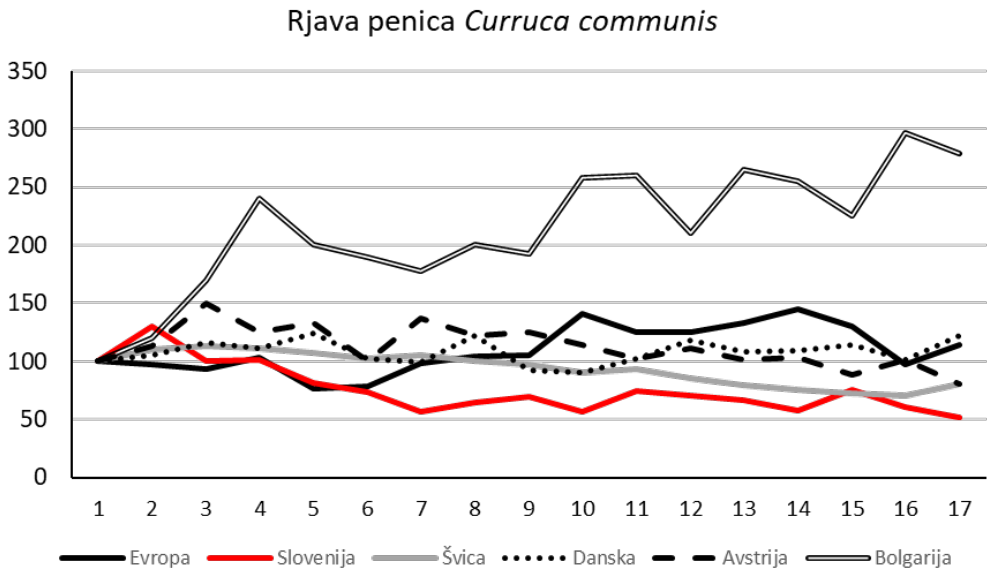
drugi strani je bila populacija na Radenskem polju v obdobju 2000-2020 bolj ali manj stabilna (Gamser, 2020).



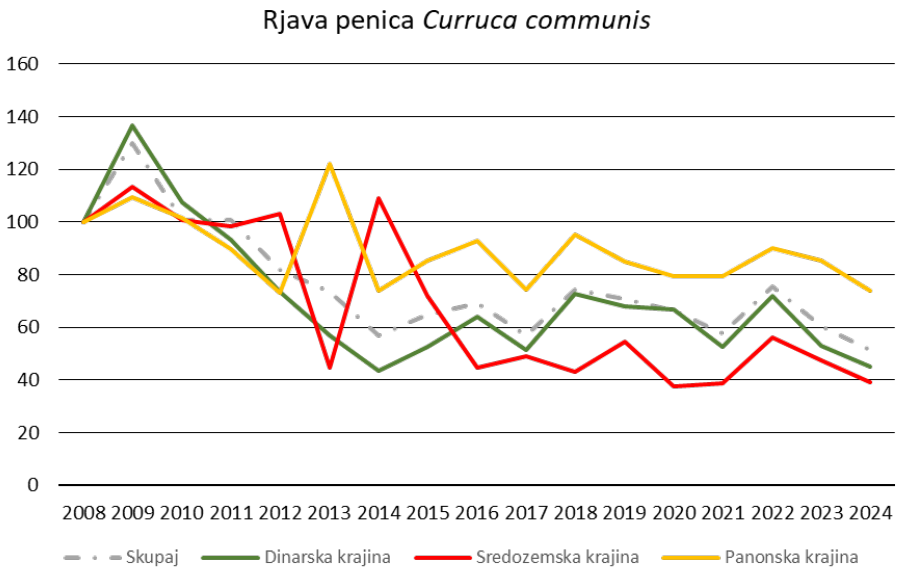
Slika 10: Primerjava slovenskega (2008–2024) trenda (rdeča črta) s trendi drugih držav Evrope in evropskim trendom populacije rjave penice Curruca communis*. Vsi trendi so zaradi primerljivosti standardizirani (se začnejo z indeksom 100) na začetek spremljanja ptic kmetijske krajine v Sloveniji v letu 2008.*

Po letu 2008 je indeks stanja populacije med izbranimi evropskimi državami najbolj upadel v Sloveniji (Slika 10). V tem obdobju je populacija upadla tudi na Danskem. V Avstriji in Evropi kot celoti je v tem obdobju trend ocenjen kot stabilen, v Švici in Bolgariji pa populacija rjave penice narašča. V prvih 17 letih monitoringa vrste je upad prav tako največji v Sloveniji, in je primerljiv samo s švicarskim (Slika 11). V ostalih državah je bila populacija vrste ali stabilna ali pa je naraščala.

Indeks je upadel v vseh regijah Slovenije z dovolj velikim številom podatkov za izračun indeksa (Slika 12). Najbolj je upadel indeks v Sredozemski (61 %), nekoliko manj v Dinarski (55%), občutno manj pa v Panonski krajini (26 %; Slika 12), kjer je trend celo ocenjen kot stabilen (Tabela 5). Podobno velja za različne tipe kmetijske krajine (Slika 13), kjer se trend indeksa intenzivne krajine značilno razlikuje od ostalih kmetijskih tipov krajine (t test: $t = 8{,}0707$, $df = 26{,}369$, $p < 0{,}0001$). Trend indeksa na vlažnih in suhih travnikih ter v mozaični krajini je ocenjen kot zmeren upad za 51–73 %. Medtem je populacija v intenzivni krajini ocenjena kot stabilna s pozitivnim trendom (34 %; Tabela 6). Največje gostote rjavih penic so bile zabeležene v Dinarski regiji in na vlažnih travnikih, zato je tudi celokupen trend podoben trendoma v teh dveh kategorijah.



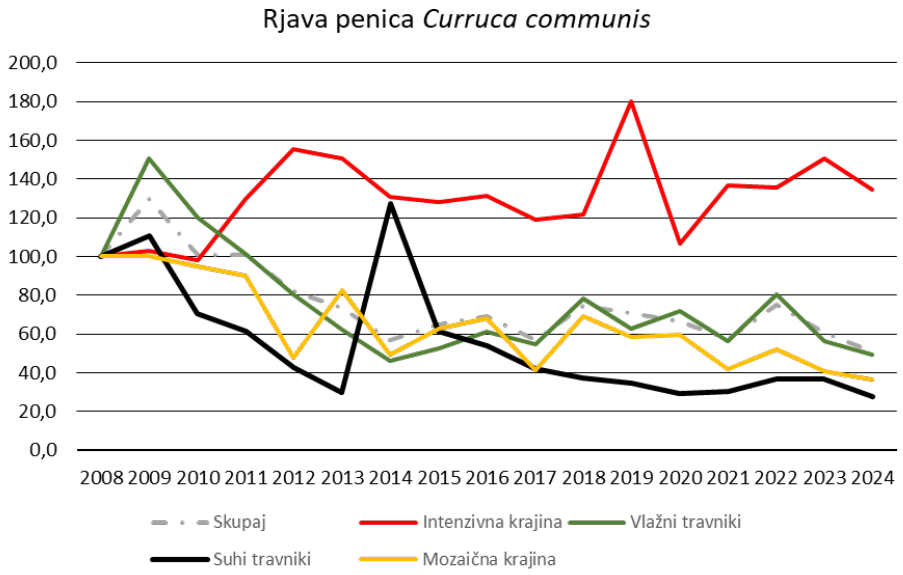
Slika 11: Primerjava prvih 17 let populacijskih trendov rjave penice Curruca communis *v posameznih evropskih državah.*



Slika 12: Primerjava trendov populacij rjave penice Curruca communis *v kmetijski krajini različnih regij. Regije so opredeljene v (Božič, 2008).*

Tabela 5: Odstotek spremembe indeksa in multiplikativni trend populacij rjave penice Curruca communis *v obdobju 2008–2024 ločeno po posameznih regijah.*

Regija	Obdobje	Sprememba	Vrednost trenda	Trend	Značilnost
Vse regije	2008-2024	-49%	0,9602086 ± 0,008844069	Zmeren upad	p<0,01
Dinarski svet	2008-2024	-56%	0,9587468 ± 0,009463327	Zmeren upad	p<0,01
Sredozemski svet	2008-2024	-61%	0,9350151 ± 0,01937086	Zmeren upad	p<0,05
Panonski svet	2008-2024	-26%	0,9858173 ± 0,0102011	Stabilen	



Slika 13: Primerjava trendov populacij rjave penice Curruca communis *med različnimi tipi kmetijske krajine. Tipi kmetijske krajine so opredeljeni v (Božič, 2008).*

Tabela 6: Odstotek spremembe indeksa in multiplikativni trend populacij rjave penice Curruca communis *v obdobju 2008–2024 ločeno po posameznih tipih kmetijske krajine.*

Tip kmetijske krajine	Obdobje		Vrednost trenda	Trend	Značilnost
Vlažni travniki	2008-2024	-51%	0,9587056 ± 0,01080431	Zmeren upad	p<0,05
Intenzivna krajina	2008-2024	34%	1,014872 ± 0,01618441	Stabilen	
Suhi travniki	2008-2024	-73%	0,9305575 ± 0,01535287	Zmeren upad	p<0,01
Mozaična krajina	2008-2024	-64%	0,9480478 ± 0,0109767	Zmeren upad	p<0,01

Močan populacijski upad, ki smo ga zabeležili med letoma 2008 in 2014 na popisih za monitoring splošno razširjenih ptic kmetijske krajine ne odraža širšega evropskega trenda

(PECBMS, 2025). Kljub podobnostim z avstrijskim trendom, upad v Sloveniji ne odraža širšega regionalnega trenda, saj je vrsta na Madžarskem (Csörgő & Gyurácz, 2022) in v Furlaniji-Julijski krajini stabilna (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024a).

Na popisih za monitoring splošno razširjenih ptic kmetijske krajine rjava penica največje gostote dosega v dinarskem svetu in na vlažnih travnikih (Kmecl & Gamser, 2024). Upada v vseh regijah in tipih kmetijske krajine, razen v intenzivni krajini. Je edina vrsta, pri kateri so bili največji upadi zabeleženi v Dinarskem in Sredozemskem svetu oz. na suhih travnikih. V tem delu Slovenije je tudi največji delež zaraščajočih površin, ki so v prvih fazah za rjavo penico ugodni, kasneje pa zaraščanje vrsti ne ustreza več (Bordjan & Bordjan, 2014). Največ površin v zaraščanju je sicer na suhih in ne vlažnih travnikih, kjer je zabeležena največja gnezditvena gostota (Kmecl & Gamser, 2024). Po drugi strani lahko naraščanje populacije v intenzivni krajini pripišemo deloma vseevropskemu trendu, deloma pa hitremu odzivu vrste na primeren habitat. Ker gre za relativno majhno populacijo, se že majhna sprememba lahko odraža v pozitivnem trendu. Negativen trend na območjih z večjimi populacijami pomeni izgubo primernega habitata. Slednje je ob zaraščanju lahko posledica odstranjevanje mejic v tradicionalno nekoliko manj intenzivno obdelani krajini.

Analiza stanja populacij rjave penice na selitvi in na prezimovališčih

Rjava penica je nočna selivka na dolge razdalje, ki se v avgustu in septembru v celoti preseli v podsaharsko Afriko (Aymí & Gargallo, 2021). Ptice iz srednje in vzhodne Evrope se selijo v osrednje in vzhodno območje Sahela (Arizaga, 2025b) in pri tem prečkajo tako Sredozemlje kot Saharo. Pri rjavi penici so zabeležili različne selitvene strategije tudi znotraj iste populacije (Briedis in sod., 2025). V Evropo se vrne v aprilu (Aymí & Gargallo, 2021). Velika večina najdb obročkanih rjavih penic je ponovno najdenih živih, le 2,5 % je najdenih mrtvih in le 2,2 % je bilo ustreljenih (Arizaga, 2025b).

Vrsta v Evropski uniji ni lovna, je pa pogosto žrtev nelegalnega lova, predvsem v JV Evropi (CABS, 2025; Traffic., n.d.). Antropogene izgube vrste na selitvi torej so, vendar je težko ovrednotiti za koliko se zaradi tega poveča že tako visoka smrtnost na selitvi (Newton, 2025). Zaradi plastičnosti pri izbiri habitata na prezimovališčih (Briedis in sod., 2025) ni zelo verjetno, da so vzrok za upad vrste pri nas spremembe v habitatu na prezimovališčih. Pri vrsti se pojavljajo dejavniki z negativnim vplivom na selitvi, saj je v posameznih državah med ustreljenimi pticami velik delež rjavih penic, a ker je nočna selivka in, ker ni podobnega upada na Madžarskem (Csörgő & Gyurácz, 2022), selitev prav tako verjeno ni najpomembnejši razlog za upad populacije pri nas. In to kljub temu da vrsta že kaže morfološke prilagoditve, ki kažejo na podaljševanje selitvene poti (Pickett in sod., 2024).

Čeprav je populacija rjave penice danes v Evropi v ugodnem stanju, je bil vzrok za njen največji upad v sedemdesetih in osemdesetih letih vezan na zelo neugodne razmere na prezimoviščih (BirdLife International, 2018d). Z razmerami na prezimoviščih se pogosto pojasnjujejo tudi medletna nihanja v sicer stabilnih populacijah (Chylarecki in sod., 2018; Dansk Ornitologisk Forening, 2025). Po drugi strani pa na vrsto na selitvi vpliva tudi lov. Rjava penica je npr.: ena izmed najštevilčnejših obročkanih vrst najdenih ustreljenih v Libanonu (Raine in sod., 2021). Zaenkrat se kaže, da posledice spreminjanja okolja, kot je daljšanje selitvene poti zaradi dezertifikacije, rjave penice uspešno kompenzirajo s telesnimi prilagoditvami (Pickett in sod., 2024). Raziskave s prezimovališč pa kažejo, da je vrsta v izbiri habitata zelo plastična (Tapia Harris, 2022), saj se v primernem habitatu pogosto prehranjujejo tudi na tleh (Zwarts in sod., 2023). Posledično je zimsko preživetje rjave penice dokaj visoko (Tapia Harris, 2022).

Zaključki o obsegu upada populacij rjave penice na gnezdiščih

Populacije rjavih penic v večjem delu Evrope naraščajo. Upadi so zaznani v le nekaj državah, vključno s Slovenijo, kjer je populacija rjave penice upadla za polovico.

Zaključki o obsegu upada populacij rjave penice na selitvi in prezimoviščih

Rjava penica prezimuje na širokem območju, kjer se je izkazala za precej prilagodljivo vrsto. Upad na prezimoviščih v zadnjem obdobju ni bil zabeležen, je pa bil velik upad populacije v 80-ih letih 20. st. odraz velikih suš na prezimoviščih. Velika medletna nihanja v posameznih državah naj bi bila neposredno povezana s preživetjem na prezimoviščih.

Zaključki o vzrokih upada populacij rjave penice na selitvi in prezimoviščih

Na prezimoviščih imajo največji vpliv obsežne suše, ki močno zmanjšajo obseg ustreznih površin kjer vrsta lahko prezimuje. Dodaten problem ustvarja izguba habitata zaradi širjenja kmetijstva.

Zaključki o vzrokih upada populacij rjave penice na gnezditvi v državah Evrope

Največji vpliv na velikost populacije na gnezdiščih ima izginjanje obrobjih habitatov. V intenzivno obdelani kmetijski krajini se to kaže predvsem kot izguba mejic in grmišč.

Dodatno lahko na gnezditveno uspešnost vpliva tudi široka uporaba insekticidov, ki ji zmanjšajo nabor in količino plena.

Zaključki o vzrokih upada populacij rjave penice na gnezditvi v Sloveniji

Najverjetneje je razlog za upad populacije rjave penice v Sloveniji kombinacija napredovale sukcesije grmišč oz. travišč (zaraščanje v gozd) ter na drugi strani izginjanje mejic in grmišč zaradi intenzifikacije kmetijstva.

Predlog ukrepov za zagotavljanje ustreznega habitata za rjave penice v Sloveniji

- Vzpostavljanje redkih nizkih mejic z bogato zelnato in redko lesno vegetacijo. Take mejice morajo vključevati posamezne grme ter pasove robid ali kopriv.
- Za varstvo rjave penice priporočamo, da se v kmetijski krajini vzdržuje ali vzpostavi mreža drevesno – grmovnih mejic v gostoti okoli 8 km / km^2 ter mreža manjših grmišč v skupni površini 1-1,5 ha / km^2 (Šilc et al., 2023). Dolžina posameznih mejic je lahko razmeroma kratka, površina posameznih grmišč pa razmeroma majhna (do okoli 10 m^2). Večja, gosta grmišča vrsti ne ustrezajo. Morajo pa biti grmišča v obliki otočkov razporejena razpršeno po celotni površini.
- Alternativno se lahko v kmetijski krajini vzpostavi serijo manjših površin (vsaj 0,1 ha), kjer se vzdržuje zgodnje faze zaraščanja.
- V JZ Sloveniji odstranjevanje zarasti poznih faz sukcesije in s tem vračanje površin na primerno stopnjo zarasti.

Pojasnila, ki za vsak predlagan ukrep pojasnjujejo vzročno-posledično zvezo med razlogi za upad na gnezdiščih v Sloveniji in ukrepi za odpravo vzrokov upada

- Vrsta gnezdi v močnih zelnatih rastlinah. Tako robida kot kopriva s svojo obrambo nudita zaščito (trni, žgalni laski) rjavi penici pri gnezdenju. Ponekod je do polovica vseh gnezd ravno v teh dveh rodovih rastlin.
- V primeru večjih grmišč se rjava penica zadržuje na njihovem robu (Blažič et al., 2020). Z večanjem obsega posameznega grmišča se tako njihovo število ne veča. To je tudi razlog za potrebo po razpršeni razporeditvi mejic in manjših grmišč po celotni površini.
- Zgodnje faze zaraščanja so za vrsto ugodne, kasnejše pa ne. Ko posamezna drevesa ali grmi presežejo višino 3-4 m, se jim vrsta prične izogibati.

Repnik *Linaria cannabina*

Repnik je vrsta travišč posejanih z grmovjem in drevesi. Pojavlja se tudi v svetlih gozdovih, posekah in na gozdnem robu. Ob prisotnosti primernega rastja, ga najdemo tudi na vrtovih, v sadovnjakih, vinogradih in na obdelovalnih površinah (Clement, 2020). Pri nas naseljuje predvsem ekstenzivno obdelano kmetijsko krajino s travniki, njivami in površinami v zgodnjih fazah zaraščanja (Denac, 2019; Denac & Kmecl, 2014). Najdemo ga tako v redkejšem kot gostejšem grmovju (Bordjan & Bordjan, 2014). Največje gostote na obdelovalnih površinah dosega na območjih z nizko stopnjo obdelave, kot so steljniki in ekstenzivni travniki (Vukelič, 2009). Izogiba se območjem z visokim deležem gozda, redkejši pa je tudi v naseljih (Tome in sod., 2005). Repnik se pojavlja vse od nižin pa tudi visoko nad gozdno mejo (Clement, 2020), kjer gnezdi tudi pri nas (Denac, 2019). Gnezdo večinoma splete v grmovju do višine 3 m in vanj zleže 4 do 6 jajc. Gnezdi dva do trikrat na leto. Iz 57 % gnezd oz. 38 % jajc se speljejo mladiči. Zvestoba gnezditvenim območje je zelo variabilna. Na nekatera območja se repniki vračajo vsako leto, na drugih pa se iz ene sezone v drugo ne vrne noben par. Največ gnezd propade zaradi človeka, vremena in plenilcev (Clement, 2020).

Repnik je pretežno semenojeda vrsta ptice, ki v toplem delu leta semensko prehrano dopolnjuje z nevretenčarji. Slednji so ključna hrana za mladiče v prvih dneh njihovega življenja. Kasneje vedno večjo vlogo igrajo manjša semena, jagodičje in popki. Hrani se predvsem na tleh, a tudi na cvetovih (Clement, 2020).

Analiza zabeleženih populacijskih gibanj repnika v Evropi

Populacija repnika na globalnem nivoju ni ocenjena kot ogrožena, čeprav je v upadu (BirdLife International, 2018e). V Evropi je populacija repnika doživela močan dolgoročni upad za 57 % (PECBMS, 2025). Kot pri ostalih obravnavanih vrstah, se trend v zadnjih desetih letih razlikuje od dolgoročnega in je pri repniku ocenjen kot stabilen. Dolgoročen upad je vrsta doživela tudi v Avstriji in sicer za 43 % (Teufelbauer & Seaman, 2025). Vrsta je v upadu še v Nemčiji (Sudfeldt in sod., 2013), na Poljskem (Chylarecki in sod., 2018), Danskem (Dansk Ornitologisk Forening, 2025) in v Španiji (Carrascal in sod., 2023). Vrsta je praktično izginila iz območij monitoringa v Bolgariji (BSPB, 2024). Se pa je populacija v zadnjem obdobju stabilizirala tako na Poljskem (Chylarecki in sod., 2018), kot v Španiji (Carrascal in sod., 2023). Populacija je stabilna tudi v Srbiji (Puzović in sod., 2015) in na Portugalskem (Alonso in sod., 2025). V Franciji je trend vrste neznan z rahlim upadanjem, lokalno pa populacije celo naraščajo (Fontaine in sod., 2020). Nasprotno pa

je populacija repnika doživela zmeren porast na Madžarskem (Halmos, 2022), Švedskem (Wirdheim & Green, 2023) in v Švici (25 %; Strebel in sod., 2024; Vogelwarte, 2025).

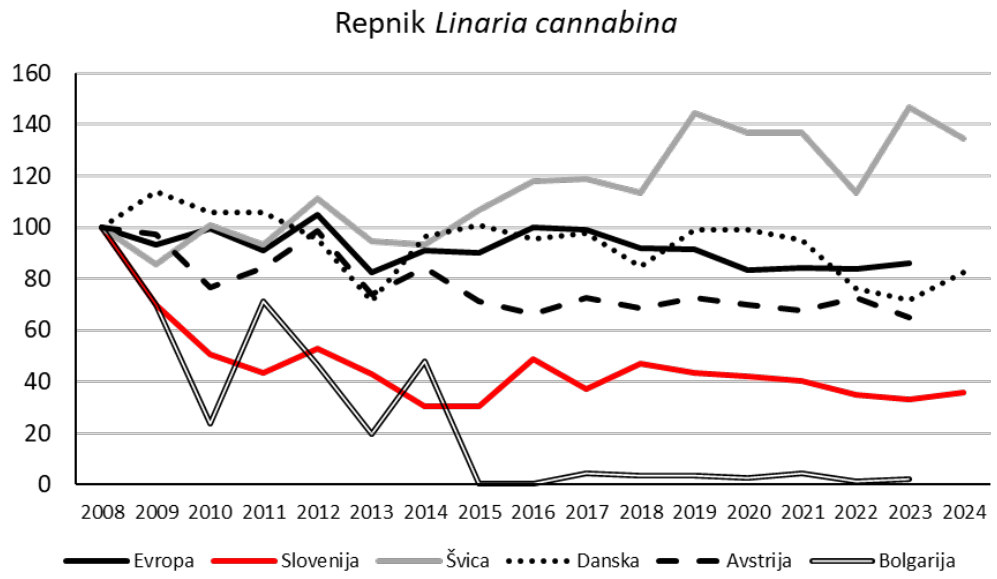
Populacijski trendi repnika se razlikujejo tudi znotraj posameznih držav. Tako populacija repnika v regijah Auvergne-Rhône-Alpes narašča (11,7 %), med tem ko je francoski trend neopredeljiv (Fontaine in sod., 2020). Na zahodu Poljske je populacij stabilna, na vzhodu pa je kljub rahlemu naraščaju v zadnjem obdobju še vedno v zmernem upadu (Chylarecki in sod., 2018). V Španiji je populacija repnika doživela zmeren upad v traviščih in grmiščih, porastla v urbanih ter nihala na obdelovalnih površinah in odprtem gozdu (Carrascal in sod., 2023). V gorskih območjih Evrope, vključno z Alpami, je populacijski trend repnika pozitiven (Lehikoinen in sod., 2019).

Glavni vzrok za upad repnika v srednji in SZ Evropi je intenzifikacija kmetijstva, predvsem zaradi odstranjevanja mejic, izboljšanja žetve žit in izginotja zapleveljenih njiv zaradi široke uporabe herbicidov (BirdLife International, 2018e). Pomembno pa nanj vpliva tudi zaraščanje (Rösch in sod., 2024), predvsem v poznih fazah. Na Poljskem upadanje pripisujejo okoljsko neugodnim spremembam v kmetijstvu. Te spremembe vključujejo preoblikovanje pokrajine razdrobljenih polj z mejicami v velike kmetijske monokulture, uporabo herbicidov in odpravo zapleveljenih njiv, kot pomembnih prehranjevališč (Chylarecki in sod., 2018). Pomen prahe omenjano tudi na Danskem, kjer se je populacija repnika povečala in kasneje zmanjšala ob hkratnem povečevanju ter kasnejšem zmanjšanju površin v prahi (Dansk Ornitologisk Forening, 2025).

Vsaj v dveh državah, kjer populacije repnikov naraščajo, na kmetijskih površinah uveljavljajo kmetijsko-okoljske ukrepe za namene vzpodbujanja populacij ptic kmetijske krajine (Hiron et al., 2013; Meichtry-Stier et al., 2018), kot so ohranjanje mejic, puščanje zimskih strnišč, zapleveljenih robov in površin v prahi. Pri čemer je na večjem pokrajinskem merilu pomemben obseg in kvaliteta vpeljanih ukrepov (Meichtry-Stier et al., 2014). Pomemben dejavnik je tudi spomladansko višanje temperatur, ki bi lahko imele ugoden vpliv na švedsko populacijo, kjer vrsta dosega severni rob razširjenosti, ter na populacijo v Švici, kjer velik del populacije živi nad gozdno mejo (Clement, 2020).

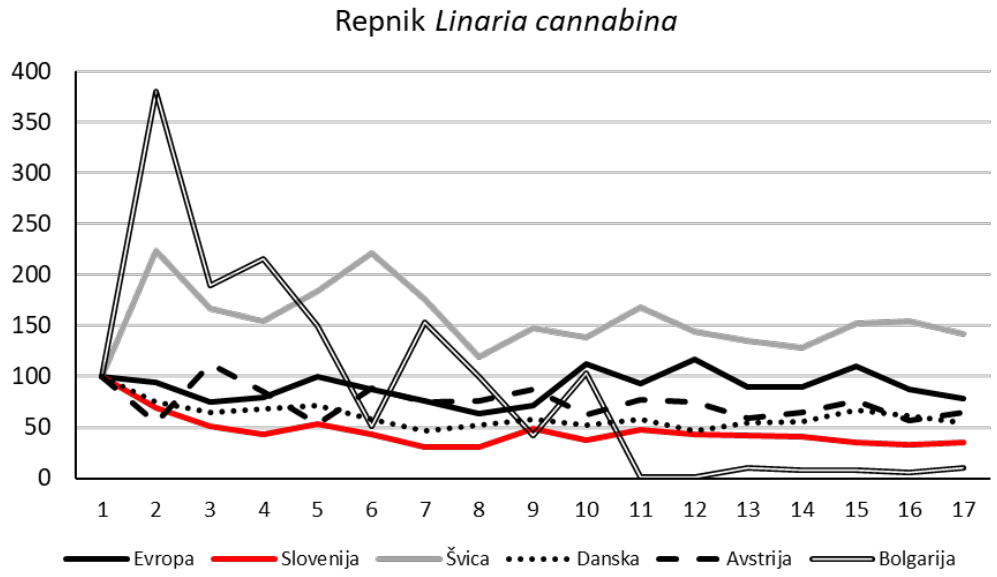
Analiza zabeleženih populacijskih gibanj repnika v Sloveniji

V slovenski kmetijski krajini smo pri populaciji repnika zabeležili zmeren upad za okoli 60 % (Kmecl & Gamser, 2024). Močan upad populacije smo zaznali predvsem med letoma 2008 in 2015, ko je indeks upadel na 30 % začetnega stanja (Slika 14). Po tem letu je indeks stanja populacije repnika ostal stabilen, a nihal na nizkem nivoju.



Slika 14: Primerjava slovenskega (2008–2024) trenda (rdeča črta) s trendi drugih držav Evrope in evropskim trendom populacije repnika Linaria cannabina*. Vsi trendi so zaradi primerljivosti standardizirani (se začnejo z indeksom 100) na začetek spremljanja ptic kmetijske krajine v Sloveniji v letu 2008.*

Populacija repnika je v Sloveniji v času monitoringa upadla nekoliko manj (58 %) kot v Evropi kot celoti (64 %; PECBMS, 2025), na Danskem (75 %; Dansk Ornitologisk Forening, 2025) in v Bolgariji (95 %; BSPB, 2024). V Avstriji (50 %; Teufelbauer & Seaman, 2025). je populacija upadla nekoliko manj kot v Sloveniji, v Švici pa je celo narastla (121 %; Strebel in sod., 2024; Vogelwarte, 2025). Po letu 2008 je populacija repnika naraščala samo v Švici, v ostalih državah pa je upadla (Slika 14). Z izjemo Bolgarije, kjer je vrsta skoraj izginila, je populacija upadla najbolj ravno v Sloveniji. Zabeležen padec v sosednji Avstriji je bil za polovico manjši. Še večja razlika pa je v primerjavi z vseevropskim trendom. V prvih 17 letih monitoringov prikazanih držav je razlika med trendom vrste v Sloveniji in ostalimi državami manjša (Slika 15), čeprav je padec še vedno nižji kot v ostalih državah z izjemo Bolgarije.

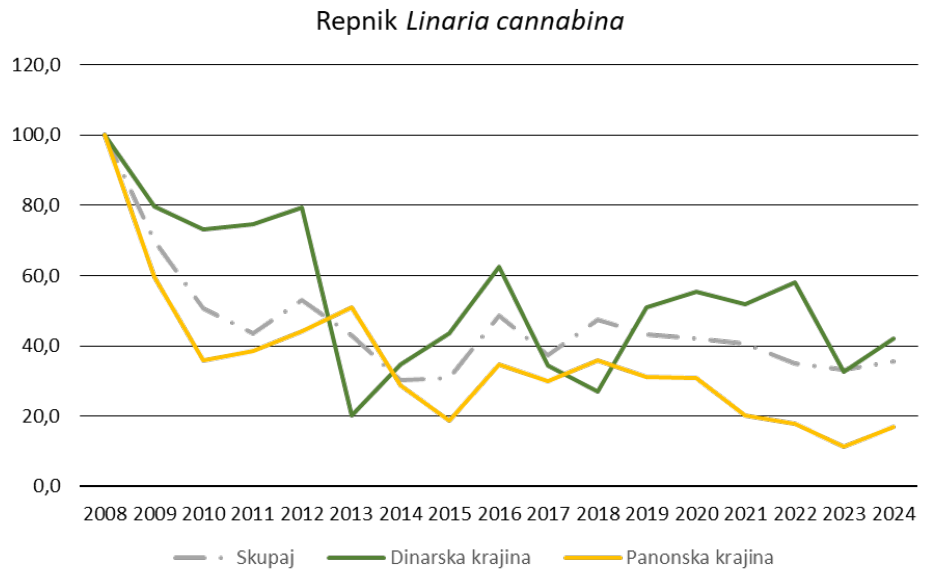


Slika 15: Primerjava prvih 17 let populacijskih trendov repnika Linaria cannabina *v posameznih evropskih državah.*

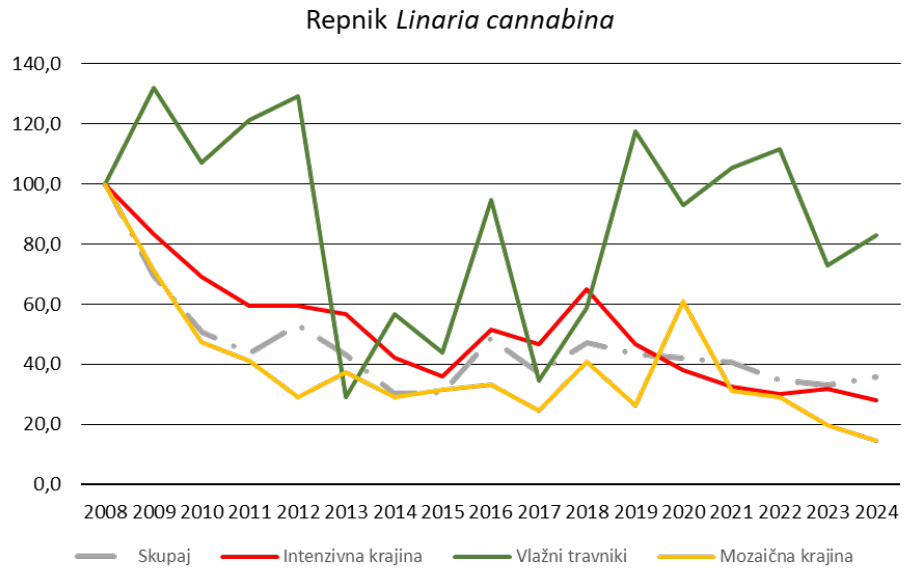
Nihanje slovenskega populacijskega trenda repnika v zadnjih desetih letih je verjetno tudi posledica različnih regionalnih trendov (Slika 16; t test: t = 2,5279, df = 31,925, p = 0,0166). Največje gostote so bile zabeležene v sredozemski krajini, a zaradi premalo podatkov iz te regije, trenda nismo mogli izračunati. Dovolj podatkov sta imeli Dinarska in Panonska regija, kjer repnik dosega podobno gnezditveno gostoto (Kmecl & Gamser, 2024), a ob različnem izračunanem trendu. V Dinarski regiji, kjer je repnik doživel dolgoročen zmeren upad (Tabela 7), se je indeks močno znižal do leta 2013, potem pa nihal. Po drugi strani pa je po drastičnem znižanju indeksa v prvih treh letih v Panonski regiji za 64 %, indeks nadaljeval z nižanjem in je upadel še za nadaljnjih 20 % (Slika 16). Dolgoročen trend v Panonski regiji je zato močan upad (Tabela 7). Izračunani trend se razlikuje tudi med različnimi tipi kmetijske krajine (Slika 17; t test (vtr-int): t = 3.8805, df = 26.283, p = 0.0006; t test (vtr-moz): t = 5,1246, df = 27,226, p < 0,0001). Tako je v mozaični in intenzivni krajini repnik doživel zmeren upad, na vlažnih travnikih pa je populacija nihala in je trend posledično označen kot negotov (Tabela 8). Tudi v mozaični in intenzivni krajini se je indeks močno znižal v začetku spremljanja, a je upadal tudi kasneje (Slika 17) in pri obeh tipih dosegel najnižjo vrednost z zadnjih letih z indeksom manj kot 15 % pri mozaični krajini ter 28 % v intenzivni krajini začetnega stanja.

Tabela 7: Odstotek spremembe indeksa in multiplikativni trend populacij repnika Linaria cannabina *v obdobju 2008–2024 ločeno po posameznih regijah.*

Regija	Obdobje	Sprememba	Vrednost trenda	Trend	Značilnost
Vse regije	2008-2024	-64%	0,9551259 ± 0,01110972	zmeren upad	p<0,05
Dinarski svet	2008-2024	-58%	0,9621772 ± 0,01110972	zmeren upad	p<0,05
Panonski svet	2008-2024	-83%	0,917077 ± 0,01680996	močan upad	p<0,05



Slika 16: Primerjava trendov populacij repnika Linaria cannabina *v kmetijski krajini različnih regij. Regije so opredeljene v (Božič, 2008).*



Slika 17: Primerjava trendov populacij repnika Linaria cannabina *med različnimi tipi kmetijske krajine. Tipi kmetijske krajine so opredeljeni v (Božič, 2008).*

Tabela 8: Odstotek spremembe indeksa in multiplikativni trend populacij poljskega škrjanca Alauda arvensis *v obdobju 2008–2024 ločeno po posameznih tipih kmetijske krajine.*

Tip kmetijske krajine	Obdobje	Sprememba	Vrednost trenda	Trend	Značilnost
Vlažni travniki	2008-2024	-17%	0,9916926 ± 0,01988476	negotov	
Intenzivna krajina	2008-2024	-72%	0,9621772 ± 0,01988476	zmeren upad	p<0,05
Mozaična krajina	2008-2024	-85%	0,9376002 ± 0,01680996	zmeren upad	p<0,05

Čeprav je slovenski indeks repnika v obdobju 2021–2023 podoben evropskemu, pa je slovenski tega dosegel v krajšem času. Dinamika evropskega trenda ne odraža slovenskega med letoma 2008 in 2015, ko je indeks repnika pri nas doživel največji padec. Ker se trenda med seboj razlikujeta, pri slovenskem zelo verjetno ne gre za širši evropski trend. To lahko potrjuje tudi razlika v dinamiki trenda gnezdeče populacije na Madžarskem (Halmos, 2022), kjer se je populacija v istem obdobju celo povečala.

Razlika v trendu med Panonskim in Dinarskim svetom je verjetno posledica razlik v trendih med vlažnimi travniki in ostalimi tipi kmetijske krajine. Žal nismo mogli izračunati trenda za Sredozemski svet in Suhe travnike, kjer je pri repniku zabeležena največja gnezditvena gostota (Kmecl & Gamser, 2024). Repniki ob nastanku primernega novega habitata, kot so drevesnice (Kämpfer in sod., 2022), hitro poselijo ustrezen habitat in lokalne populacije se lahko celo povečajo (Tirozzi in sod., 2021), kar je sicer v nasprotju z vseevropskim (PECBMS, 2025) in slovenskim trendom.

Glede na regionalne razlike oz. razlike v tipih kmetijske krajine, je verjetno več različnih dejavnikov, ki vplivajo na populacijske trende. Med tem, ko je predvsem v JZ Sloveniji ključen problem zaraščanje v pozni fazi, pa je na kmetijskih površinah večji problem neugodne kmetijske prakse, kot je odstranjevanje mejic, komasacije in pomanjkanje zapleveljenih površin.

Analiza stanja populacij repnika na selitvi in na prezimovališčih

Repnik je selivka na kratke razdalje, klatež in ponekod stalnica. Severne in vzhodne populacije se v jeseni premaknejo v srednjo in južno Evropo v smeri SV–JZ (Arizaga, 2025c). Zahodne in južne populacije repnikov se klatijo v bližini gnezditvenih območij. Populacije v srednji Evropi pa se deloma selijo deloma klatijo (Clement, 2020). V Sloveniji se alpske populacije premaknejo v nižine, primorske populacije večinoma ostanejo v bližini gnezdišč, vsaj del populacije v notranjosti prav tako ostane na širšem območju gnezdišč oz. se preseli v Sredozemlje (Sovinc, 1994). Selitvene razdalje repnikov so vezane na snežne razmere. Ob toplejših zimah z manj snega so selitvene razdalje krajše,

v bolj neugodnih razmerah pa daljše (Clement, 2020). Glavnina najdb obročkanih repnikov je najdenih živih, le 11,9 % vseh najdb je najdenih mrtvih in le 2,3 % je ustreljenih (Arizaga, 2025c). Vrsta sicer v Evropski uniji ni lovna, je pa v delih Sredozemlja žrtev nelegalnega lova (CABS, 2025). Koliko to doprinese k sicer že zelo visoki smrtnosti med selitvijo (Newton, 2025), je težko ugotoviti.

Repnik je vrsta s pestro selitveno strategijo (Arizaga, 2025c). Zaradi tega lahko hitro reagira na spreminjanje podnebja in se ob toplejših zimah seli na krajše razdalje. Krajše selitvene poti pa pomenijo večjo stopnjo preživetja. Stanje repnika na selitvi večinoma ni znano, a se vrsta sooča z manj ovirami kot selivke na dolge razdalje. Tudi lovski pritisk vrste je manjši, čeprav obstaja (CABS, 2025). Vrsta pogosto ni del monitoringov na selitvi, so pa v Franciji ugotovili porast selitvene populacije za 11 % (Onkelinx, 2019).

Vrsta je pozimi nomadska in se lahko združuje v velike jate. Zmanjšanje ustreznih površin poraslih z rastlinami s semeni tako lahko vsaj delno kompenzira s tem, da se klati na večjem območju, oziroma se premakne na druga območja. Poznavanje trendov zimskih populacij repnika je pomanjkljivo. Nekoliko so ga obravnavali v Španiji, kjer je trend zimske populacije repnika na nivoju države prav tako neznan, regionalno pa kaže različne trende. Tako je v Kataloniji njegov trend v obdobju 2002-2009 negotov, v Álavi pa je njivskih površinah upadel, v vinogradih pa ostal stabilen (Sociedad Española de Ornitología, 2012). V Španiji pripisujejo trende zimskih populacij trendom na gnezdiščih.

Zaključki o obsegu upada populacij repnika na gnezdiščih

Trendi in obseg populacijskega gibanja repnika v Evropi se razlikujejo med posameznimi državami in obsegajo tako močne in zmerne upade, kot stabilne in naraščajoče populacije. Na nivoju Evrope je populacija repnika upadla za 57 %, a je v zadnjem desetletju stabilna. V tem obdobju je slovenska populacija upadla za 60 %. Največji upadi pri nas so bili zabeleženi v panonski krajini ter v intenzivni in mozaični kmetijski krajini.

Zaključki o obsegu upada populacij repnika na selitvi in prezimovališčih

Tako kot na gnezdiščih se tudi na prezimovališčih pojavljajo različni populacijski trendi. Na večini prezimovališč populacijski trendi niso znani in je tako obseg upada nemogoče oceniti. V splošnem pa naj bi trendi na prezimovališčih sledili trendom na gnezdiščih.

Zaključki o vzrokih upada populacij repnika na selitvi in prezimovališčih

Upadi na prezimovališčih naj bi bili posledica upadov na gnezdiščih. Pomemben vpliv imajo tudi spremembe v kvaliteti habitata prezimovališč, kot posledica sprememb v kmetijskih praksah. Lov ima verjetno minimalni vpliv na selitveno in prezimujočo populacijo repnika.

Zaključki o vzrokih upada populacij repnika na gnezditvi v državah Evrope

Glavni vzrok za upad repnika v Evropi je izguba primernega gnezdilnega habitata zaradi intenzifikacije kmetijstva, predvsem zaradi odstranjevanja mejic, izboljšanja žetve žit, izginjanja zapleveljenih njiv in ustvarjanja velikih monokulturnih površin. Na posameznih območjih ima pomembno vlogo pri upadu tudi zaraščanje.

Zaključki o vzrokih upada populacij repnika na gnezditvi v Sloveniji

Razlike v populacijskih trendih med regijami in tipih kmetijske krajine kažejo na verjetno različne vzroke za upad populacij. Upad v intenzivnem tipu krajine je verjetno vezan na komasacije, zaradi katerih izginjajo zapleveljeni robovi, grmišča in mejice. Podoben vpliv ima tudi uporaba herbicidov na žitnih njivah, saj uspešno zmanjša delež plevelov na in ob njivah. Grožnjo predstavlja tudi odstranjevanje mejic, ki je verjetno tudi eden izmed razlogov za upad repnika v tipu mozaična krajina.

Predlog ukrepov za zagotavljanje ustreznega habitata za repnika v Sloveniji

- Vzpostavljanje mejic, še najbolje, če so srednje visoke. Širina in gostota ter vrstna sestava mejic niso ključni dejavniki. Ker vrsta pogosto gnezdi polkolonialno, je površina mejic oz. grmišč pomemben dejavnik za večanje lokalne populacije.
- Zagotovitev zapleveljenih površin. Lahko v obliki zelnatih mejic in robov njiv, predvsem pa kot površine v prahi.
- Kot dodaten ukrep, če je vrsta že prisotna in so drugi ukrepi za vrsto že vpeljani, so lahko tudi površine z oljno repico.
- Puščanje nepokošenih travnatih površin čez zimo. Lahko pred tem enkrat pokosi, zadnjo košnjo pa se izpusti.

Pojasnila, ki za vsak predlagan ukrep pojasnjujejo vzročno-posledično zvezo med razlogi za upad na gnezdiščih v Sloveniji in ukrepi za odpravo vzrokov upada

- Mejice so gnezdišča repnika. Brez mest, kjer si lahko varno splete gnezdo, vrsta z območja izgine.
- Repnik se prehranjuje predvsem s srednje velikimi in majhnimi semeni plevelov. Tako so ti ključen del njegovega habitata.
- Repnik se prehranjuje tudi s semeni oljne repice in z njimi hrani tudi mladiče, če le-ta zori v primernem času.
- Na traviščih z nepokošenimi pasovi se čez zimo in zgodaj spomladi lahko prehranjuje.

Viri:

Adams, T.A., Ivande, S.T., Wilson, M., 2022. Aspects of the nonbreeding ecology of the Tree Pipit *Anthus trivialis* in and around Amurum Forest Reserve, Jos Plateau, Nigeria. Ostrich 93, 187–191. https://doi.org/10.2989/00306525.2022.2113167

Alonso, H., coelho, R., Gouveia, C., Rethoré, G., Costa, J., 2025. Relatório do Censo de Aves Comuns 2004-2024. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.

Andreatta, D., Bazzi, G., Nardelli, R., Siddi, L., Cecere, J.G., Chamberlain, D., Morganti, M., Rubolini, D., Assandri, G., 2025. Remote sensing reveals scale-specific effects of forage crop mowing and landscape structure on a declining farmland bird. Journal of Applied Ecology 62, 502–515. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14865

Anger, F., Förschler, M., 2019. Zur aktuellen Bestandssituation des Baumpiepers Anthus trivialis im Grindenschwarzwald. Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg 35, 21–29.

Arizaga, J., 2025a. Eurasian skylark *Alauda arvesis*. [WWW Document]. URL https://migrationatlas.org/node/1716

Arizaga, J., 2025b. Common Whitethroat *Curruca communis* [WWW Document]. URL https://migrationatlas.org/node/1802

Arizaga, J., 2025c. Common Linnet Linaria cannabina. [WWW Document]. URL https://migrationatlas.org/node/1783

ARSO Okolje, 2023. [GZ04] Površina gozda. [WWW Document]. URL https://kazalci.arso.gov.si/sl/content/povrsina-gozda-9 (accessed 8.20.25).

Aymí, R., Gargallo, G., 2021. Greater Whitethroat (*Curruca communis*), V: Billerman, S.M., Keeney, B.K., Rodewald, P.G., Schulenberg, T.S. (Eds.), Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology. https://doi.org/10.2173/bow.grewhi1.01.1

Beninde, J., Hunke, P., 2025. The use of skylark plots by the European Skylark (Alauda arvensis) in Germany. J Ornithol 166, 603–607. https://doi.org/10.1007/s10336-024-02222-8

Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology & Evolution 18, 182–188. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9

BirdLife International, 2025. Illegal killing of birds in Europe and the Mediterranean. [WWW Document]. URL https://datazone.birdlife.org/articles/illegal-killing-of-birds-in-europe-and-the-mediterranean

BirdLife International, 2023. Palearctic-African migratory birds have suffered substantial declines.

BirdLife International., 2021. European red list of birds. Publications Office of the European Union, Luxemburg.

BirdLife International, 2021. Anthus trivialis (Europe assessment: The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22718546A166404675. https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22718546A166404675.en

BirdLife International, 2020. North American monitoring schemes are revealing declines in migratory birds. [WWW Document]. https://datazone.birdlife.org/articles/north-american-monitoring-schemes-are-revealing-declines-in-migratory-birds. URL (accessed 9.5.25).

BirdLife International, 2018a. Alauda arvensis: The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T102998555A132039889. https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T102998555A132039889.en

BirdLife International, 2018b. Species factsheet: Eurasian Skylark *Alauda arvensis*. [WWW Document]. URL https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/eurasian-skylark-alauda-arvensis on 02/09/2025

BirdLife International, 2018c. Species factsheet: Tree Pipit *Anthus trivialis*. [WWW Document]. URL https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/tree-pipit-anthus-trivialis

BirdLife International, 2018d. Species factsheet: Common Whitethroat *Curruca communis*. [WWW Document]. URL https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/common-whitethroat-curruca-communis (accessed 9.2.25).

BirdLife International, 2018e. Species factsheet: Common Linnet *Linaria cannabina*. [WWW Document]. URL https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/common-linnet-linaria-cannabina

Blažič, B., Denac, K., Pršin, T., Vaupotič, A., Bombek, D., 2022. Poročilo popisov pribe (Vanellus vanellus) in poljskega škrjanca (Alauda arvensis) v letu 2021 – projekt EIP VIVEK. (Naložbo delno financirata Evropska unija iz Evropskega kmetijskega

sklada za razvoj podeželja in Republika Slovenija iz podukrepa 16.5.). DOPPS, Ljubljana.

Blažič, B., Gamser, M., Šalamun, Ž., 2020. Pregled ornitoloških podatkov, zbranih na območju Naravnega rezervata Iški morost v obdobju 2000-2018. Projekt PoLJUBA (OP20.02644). DOPPS, Ljubljana.

Bordjan, D., 2020. Grassland bird species in mountain pastures Zaprikraj and Zapleč in the southern Julian Alps, Slovenia. Acrocephalus 41, 33–39. https://doi.org/10.2478/acro-2020-0004

Bordjan, D., Bordjan, A., 2014. Effects of overgrowing at Cerknica Polje (southern Slovenia) on breeding farmland birds/ Vpliv zaraščanja Cerkniškega polja (južna Slovenija) na gnezdilke kmetijske krajine. Acrocephalus 35. https://doi.org/10.1515/acro-2014-0009

Božič, L., 2008. Monitoring splošno razširjenih vrst ptic v letu 2008 za določitev slovenskega indeksa ptic kmetijske krajine. Končno poročilo za MOP in MKGP. DOPPS, Ljubljana.

Bračko, F., 1997. Ornitoloski atlas Drave od Maribora do Ptuja (1989-1992). Acrocephalus 18, 57–97.

Briedis, M., Wong, J.B., Adamík, P., Lislevand, T., Funts, K., Hromádka, M., Hromádka, K., Porkert, J., Hahn, S., 2025. Seasonal variation in migration routes of Common Whitethroat *Curruca communis*. J Ornithol 166, 29–38. https://doi.org/10.1007/s10336-024-02204-w

Brochet, A.-L., Van Den Bossche, W., Jbour, S., Ndang'Ang'A, P.K., Jones, V.R., Abdou, W.A.L.I., Al- Hmoud, A.R., Asswad, N.G., Atienza, J.C., Atrash, I., Barbara, N., Bensusan, K., Bino, T., Celada, C., Cherkaoui, S.I., Costa, J., Deceuninck, B., Etayeb, K.S., Feltrup-Azafzaf, C., Figelj, J., Gustin, M., Kmecl, P., Kocevski, V., Korbeti, M., KotrošAn, D., Mula Laguna, J., Lattuada, M., LeitãO, D., Lopes, P., LóPez-JiméNez, N., Lucić, V., Micol, T., Moali, A., Perlman, Y., Piludu, N., Portolou, D., Putilin, K., Quaintenne, G., Ramadan-Jaradi, G., RužIć, M., Sandor, A., Sarajli, N., Saveljić, D., Sheldon, R.D., Shialis, T., Tsiopelas, N., Vargas, F., Thompson, C., Brunner, A., Grimmett, R., Butchart, S.H.M., 2016. Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. Bird Conservation International 26, 1–28. https://doi.org/10.1017/S0959270915000416

BSPB, 2024. Farmland birds [WWW Document]. URL http://bspb.org/monitoring/en/products/2.html

CABS, 2025. Bird hunting: Which bird species are effected? [WWW Document]. URL https://www.komitee.de/en/background/what-wild-bird-species-are-effected/

Calabretta, E., Canoine, V., Cardinale, M., Maggini, I., Fusani, L., 2024. Physiological conditions of trans-Saharan migrants after crossing the Mediterranean are not associated with the weather at sea. https://doi.org/10.22541/au.172508324.45557491/v1

Campbell, R.W., Van Damme, L.M., Johnson, S.R., Donald, P., Garcia, E., 2020. Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*), V: Billerman, S.M., Keeney, B.K., Rodewald, P.G., Schulenberg, T.S. (Eds.), Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology. https://doi.org/10.2173/bow.skylar.01

Carrascal, L.M., Escandell, V., Del Moral, J.C., 2023. Evolución de las poblaciones de las aves comunes por hábitat en la España peninsular. SEO/BirdLife. https://doi.org/10.31170/0099

Chiffard, J., Bentaleb, I., Yoccoz, N.G., Fourel, F., Blanquet, E., Besnard, A., 2023. Grazing intensity drives a trophic shift in the diet of common alpine birds. Agriculture, Ecosystems & Environment 348, 108418. https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108418

Chiron, F., Chargé, R., Julliard, R., Jiguet, F., Muratet, A., 2014. Pesticide doses, landscape structure and their relative effects on farmland birds. Agriculture, Ecosystems & Environment 185, 153–160. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.013

Chylarecki, P., Chodkiewicz, Tomasz, Neubauer, G., Sikora, A., Meissner, W., Woźniak, B., Wylegała, P., Ławicki, Ł., Marchowski, D., Betleja, J., Bzoma, S., Cenian, Z., Górski, A., Korniluk, M., Moczarska, J., Ochocińska, D., Rubacha, S., Wieloch, M., Zielińska, M., Zieliński, P., Kuczyński, L., 2018. Trendy liczebności ptaków w Polsce. GIOŚ, Warszawa.

Clamens, A., Guelin, F., 2024. Évolution de des populations d'Alouette des champs (Alauda arvensis),de Pipit farlouse (Anthus pratensis), de Pipit des arbres (Anthus trivialis)en Auvergne sur une période de treize ans. Le Grand Duc 93, 1–13.

Clement, P., 2020. Eurasian Linnet (*Linaria cannabina*), V: Billerman, S.M., Keeney, B.K., Rodewald, P.G., Schulenberg, T.S. (Eds.), Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology. https://doi.org/10.2173/bow.eurlin1.01

Comolet-Tirman, J., Siblet, J.-P., Witté, I., Cadiou, B., Czajkowski, M.A., Deceuninck, B., Jiguet, F., Landry, P., Quaintenne, G.Q., Roché, J.E., Sarasa, M., Touroult, J.,

2015. Status et tendances des populations d'oiseaux necheurs de France. Alauda 83, 35–76.

Csikós, N., Szilassi, P., 2021. Modelling the Impacts of Habitat Changes on the Population Density of Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*) Based on Its Landscape Preferences. Land 10, 306. https://doi.org/10.3390/land10030306

Csikós, N., Szilassi, P., 2020. Impact of Energy Landscapes on the Abundance of Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*), an Example from North Germany. Sustainability 12, 664. https://doi.org/10.3390/su12020664

Csörgő, T., Gyurácz, J., 2022. Mezei poszáta *Curruca communis* (Linnaeus, 1758). Common Whitethroat., V: Szép, T., Csörgő, T., Halmos, G., Lovászi, P., Nagy, K., Schmidt, A. (Eds.), Magyarország Madáratlasza. 2., Javitott És Kiegészitett Kiadás. Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, pp. 581–583.

Dansk Ornitologisk Forening, 2025. Danmarks fugle [WWW Document]. URL https://dofbasen.dk/danmarksfugle/

Delius, J.D., 1965. A population study of Skylarks *Alauda arvensis*. Ibis 107, 466–492. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1965.tb07332.x

Denac, K., 2019. Repnik *Linaria cannabina*., V: Mihelic, T., Kmecl, P., Denac, Katarina, Koce, U., Vrezec, A., Denac, D. (Eds.), Atlas Ptic Slovenije. Popis Gnezdilk 2002–2017. DOPPS, Ljubljana, pp. 474–475.

Denac, K., Kmecl, P., 2014. Ptice Goričkega. DOPPS, Ljubljana.

Donald, P.F., Evans, A.D., Muirhead, L.B., Buckingham, D.L., Kirby, W.B., Schmitt, S.I.A., 2002. Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark Alauda arvensis nests on lowland farmland. Ibis 144, 652–664. https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2002.00101.x

Dyulgerova, S., Gramatikov, M., Pedashenko, H., Vassilev, K., Kati, V., Nikolov, S.C., 2015. Farmland birds and agricultural land abandonment: evidences from Bulgaria. Acta Zoologica Bulgarica 67, 223–234.

Emmerson, M., Morales, M.B., Oñate, J.J., Batáry, P., Berendse, F., Liira, J., Aavik, T., Guerrero, I., Bommarco, R., Eggers, S., Pärt, T., Tscharntke, T., Weisser, W., Clement, L., Bengtsson, J., 2016. How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services, V: Advances in Ecological Research. Elsevier, pp. 43–97. https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.005

European Commission, 2023. Factsheet on 2014-2022 Rural Development Programme for Sweden. European Commission.

European Environment Agency, 2025. Common bird index in Europe. [WWW Document]. URL https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/common-bird-index-in-europe (accessed 9.2.25).

European Environment Agency (Ed.), 2018. Forest dynamics in Europe and their ecological consequences. Publications Office, Luxembourg. https://doi.org/10.2800/905921

FACE, 2023. FACE's database on huntable birds [WWW Document]. URL https://www.face.eu/2023/04/faces-data-base-on-huntable-birds/

Fontaine, B., Moussy, C., Chiffard Carricaburu, J., Dupuis, J., Corolleur, E., Schmaltz, L., Lorrillière, R., Loïs, G., Gaudard, C., 2020. Suivi des oiseaux communs en France. Résultats 2019 des programmes participatifs de suivi des oiseaux communs. MNHN- Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, LPO BirdLife France - Service Connaissance, Ministère de la Transition écologique et solidaire.

Gamser, M., 2020. Predlog naravovarstvenih ukrepov za ohranitev ptic kmetijske krajine Radenskega polja na osnovi delnega popisa stanja gnezdilk v sezoni 2020. DOPPS - BirdLife Slovenija, Ljubljana.

Hallmann, C.A., Foppen, R.P.B., van Turnhout, C.A.M., de Kroon, H., Jongejans, E., 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. Nature 511, 341–343. https://doi.org/10.1038/nature13531

Halmos, G., 2022. Kenderike *Alauda arvensis* (Linnaeus, 1758). V: Szép, T., Csörgő, T., Halmos, G., Lovászi, P., Nagy, K., Schmidt, A. (Eds.), Magyarország Madáratlasza. 2., Javitott És Kiegészitett Kiadás. Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, pp. 696–698.

Halupka, K., 1998. Nest-site selection and nest predation in Meadow Pipits. Folia zoologica 47, 29–37.

Hansen, K., 2023. Sex, age, and site fidelity as determining factors of productivity in a confined community of Common Whitethroat. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 117, 22–36.

Hiron, M., Berg, Å., Eggers, S., Josefsson, J., Pärt, T., 2013. Bird diversity relates to agri-environment schemes at local and landscape level in intensive farmland. Agriculture, Ecosystems & Environment 176, 9–16. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.013

Hirschfeld, A., Attard, G.M., Scott, L., 2019. Bird hunting in European analysis of bag figures and the potential impact on the conservation of threatened species. British Birds 153–166.

Humple, D.L., Cormier, R.L., Richardson, T.W., Burnett, R.D., Seavy, N.E., Dybala, K.E., Gardali, T., 2020. Migration tracking reveals geographic variation in the vulnerability of a Nearctic-Neotropical migrant bird. Sci Rep 10, 5483. https://doi.org/10.1038/s41598-020-62132-6

Jones, T., Cresswell, W., 2010. The phenology mismatch hypothesis: are declines of migrant birds linked to uneven global climate change? Journal of Animal Ecology 79, 98–108. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01610.x

Josefsson, J., Pärt, T., Berg, Å., Lokhorst, A.M., Eggers, S., 2018. Landscape context and farm uptake limit effects of bird conservation in the Swedish Volunteer & Farmer Alliance. Journal of Applied Ecology 55, 2719–2730. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13184

Kämpfer, S., Löffler, F., Brüggeshemke, J., Fartmann, T., 2022. Untangling the role of a novel agroecosystem as a habitat for declining farmland birds. Annals of Applied Biology 181, 367–378. https://doi.org/10.1111/aab.12789

Kassara, C., Barboutis, C., Bounas, A., 2025. Favorable stopover sites and fuel load dynamics of spring bird migrants under a changing climate. Climatic Change 178, 3. https://doi.org/10.1007/s10584-024-03829-9

Kerček, M., 2019. Poljski škrjanec *Alauda arvensis*. V: Mihelic, T., Kmecl, P., Denac, K., Koce, U., Vrezec, A., Denac, D. (Eds.), Atlas Ptic Slovenije. Popis Gnezdilk 2002–2017. DOPPS, Ljubljana, pp. 318–319.

Kerček, M., 2016. Izbira gnezditvenega habitata poljskega *Alauda arvensis* Linnaeus, 1758 in čopastega škrjanca *Galerida cristata* (Linnaeus, 1758) na Dravskem polju. (magistrska naloga). Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko, oddelek za biologijo, Maribor.

Kerček, M., 2009. Gnezdilke kopenskega dela zadrževalnika Medvedce (SV Slovenija). Acrocephalus 30, 165–179.

Klaus, S., Liew, J.H., Müller, C., Jechow, B., 2025. Collateral damage of the energy transition? Investigating the avoidance of powerlines by the Eurasian Skylark *Alauda arvensis* in a German agricultural landscape. Bird Conservation International 35, e6. https://doi.org/10.1017/S0959270925000036

Kmecl, P., 2019. Rjava penica *Sylvia communis*. V: Mihelic, T., Kmecl, P., Denac, K., Koce, U., Vrezec, A., Denac, D. (Eds.), Atlas Ptic Slovenije. Popis Gnezdilk 2002–2017. DOPPS, Ljubljana, pp. 380–381.

Kmecl, P., Gamser, M., 2024. Monitoring splošno razširjenih vrst ptic za določitev slovenskega indeksa ptic kmetijske krajine – delno poročilo za leto 2024. DOPPS, Ljubljana.

Knez, D., 2024. Populacijski trend treh travniških vrst ptic na Ljubljanskem barju: primerjava podatkov o velikosti populacij pred petindvajsetimi leti in danes. (magistrska naloga). Univerza v Ljubljani, Ljubljana.

Lafia N'gobi, G.M., Danani, K., Soulé, M., 2022. Climate Change and Biodiversity in West Africa Sahel: A Review. Res. in Ecol. 4, 20–29. https://doi.org/10.30564/re.v4i3.4961

Lehikoinen, A., Brotons, L., Calladine, J., Campedelli, T., Escandell, V., Flousek, J., Grueneberg, C., Haas, F., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J.A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Molina, B., Pladevall, C., Calvi, G., Sattler, T., Schmid, H., Sirkiä, P.M., Teufelbauer, N., Trautmann, S., 2019. Declining population trends of European mountain birds. Global Change Biology 25, 577–588. https://doi.org/10.1111/gcb.14522

Li, Y., Miao, R., Khanna, M., 2020. Neonicotinoids and decline in bird biodiversity in the United States. Nat Sustain 3, 1027–1035. https://doi.org/10.1038/s41893-020-0582-x

Loretto, M.-C., Schöll, E.M., Hille, S., 2019. Occurrence of Eurasian Skylark *Alauda arvensis* territories in relation to urban area and heterogeneous farmland. Bird Study 66, 273–278. https://doi.org/10.1080/00063657.2019.1637816

Lovászi, P., Nagy, K., 2022. Erdei pityer *Anthus trivialis* (Linnaeus, 1758). Tree pipit. V: Szép, T., Csörgő, T., Halmos, G., Lovászi, P., Nagy, K., Schmidt, A. (Eds.), Magyarország Madáratlasza. 2., Javitott És Kiegészitett Kiadás. Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, pp. 676–677.

Meichtry-Stier, K.S., Duplain, J., Lanz, M., Lugrin, B., Birrer, S., 2018. The importance of size, location, and vegetation composition of perennial fallows for farmland birds. Ecology and Evolution 8, 9270–9281. https://doi.org/10.1002/ece3.4420

Meichtry-Stier, K.S., Jenny, M., Zellweger-Fischer, J., Birrer, S., 2014. Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (Lepus europaeus).

Agriculture, Ecosystems & Environment 189, 101–109. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.038

Mischenko, A.L., Sukhanova, O.V., Melnikov, V.N., Amosov, P.N., 2019. Meadow Birds under Waning Traditional Pasture Animal Husbandry. Biol Bull Russ Acad Sci 46, 1431–1441. https://doi.org/10.1134/S1062359019100352

Newton, I., 2025. Migration mortality in birds. Ibis 167, 106–123. https://doi.org/10.1111/ibi.13316

Newton, I., 2008. The Migration Ecology of Birds. Elsevier, London.

Onkelinx, T., 2019. Trends in winter migration of birds in Northern France. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.16917180

Pailhès, M., 2024. Monitoring des populations d'oiseaux en Région de Bruxelles-Capitale – Rapport 2023. Natagora, Rapport du Département Études.

Payevsky, V.A., 2021. Body condition of long-distance migrant birds from the Eastern Baltic before and after a population decline. Proceedings ZIN 325, 339–347. https://doi.org/10.31610/trudyzin/2021.325.3.339

PECBMS, 2025. Trends and Indicators [WWW Document]. URL https://pecbms.info/trends-and-indicators/ (accessed 9.2.25).

Pickett, H.R.W., Robinson, R.A., Nudds, R.L., 2024. Differential changes in the morphology and fuel loads of obligatory and partial migrant passerines over half a century in Britain. Mov Ecol 12, 60. https://doi.org/10.1186/s40462-024-00497-3

Polak, S., 2019. Drevesna cipa *Anthus trivialis*. V: Mihelic, T., Kmecl, P., Denac, K., Koce, U., Vrezec, A., Denac, D. (Eds.), Atlas Ptic Slovenije. Popis Gnezdilk 2002–2017. DOPPS, Ljubljana, pp. 450–451.

Püttmans, M., 2022. Seasonal habitat use and breeding perfomance of the Eurasian skylark (*Alauda arvensis*) in Central European farmland. (Doktorska dizertacija). Georg-August-Universität zu Göttingen, Göttingen.

Puzović, S., Radišić, D., Ružić, M., Rajković, D., Radaković, M., Pantović, U., Janković, M., Stojnić, N., Šćiban, M., Tucakov, M., Gergelj, J., Sekulić, G., Agošton, A., Raković, M., 2015. Ptice Srbije: Procena veličina populacija i trendova gnezdarica 2008-2013 = Birds of Serbia : Breeding population estimates and trends for the period 2008-2013. Društvo za zaštitu i proučavanje ptica Srbije i Prirodno-matematički fakultet, Departman za biologiju i ekologiju, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.

Raine, A.F., Hirschfeld, A., Attard, G.M., Scott, L., Ramadan-Jaradi, G., Serhal, A., Driskill, S., 2021. The international dimension of illegal bird hunting in Lebanon. Sandgrouse 43, 230–240.

Raven, P.H., Wagner, D.L., 2021. Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 118, e2002548117. https://doi.org/10.1073/pnas.2002548117

Reif, J., 2013. Long-Term Trends in Bird Populations: A Review of Patterns and Potential Drivers in North America and Europe. Acta Ornithologica 48, 1–16. https://doi.org/10.3161/000164513X669955

Reif, J., Gamero, A., Hološková, A., Aunins, A., Chodkiewicz, T., Hristov, I., Kurlavičius, P., Leivits, M., Szép, T., Voříšek, P., 2024. Accelerated farmland bird population declines in European countries after their recent EU accession. Science of the Total Environment 946, 174281. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174281

Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024a. Uccelli comuni delle zone agricole in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del Farmland Bird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2024.

Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024b. Friuli-Venezia Giulia – Farmland Bird Index e andamenti di popolazione delle specie 2000-2024.

Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024c. Veneto – Farmland Bird Index e andamenti di popolazione delle specie 2000-2024.

Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024d. Farmland Bird Index nazionale e andamenti di popolazione delle specie in Italia nel periodo 2000-2024.

Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., De Carli, E., Del Moral, J.C., Domşa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., Jiguet, F., Kennedy, J., Klvaňová, A., Kmecl, P., Kuczyński, L., Kurlavičius, P., Kålås, J.A., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Moshøj, C., Nellis, R., Noble, D., Eskildsen, D.P., Paquet, J.-Y., Pélissié, M., Pladevall, C., Portolou, D., Reif, J., Schmid, H., Seaman, B., Szabo, Z.D., Szép, T., Florenzano, G.T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T., Voříšek, P., Weiserbs, A., Devictor, V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 120, e2216573120. https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120

Rösch, V., Chavez, F., Krey, L., Möth, S., Petrović, B., Richart-Cervera, S., Rusch, A., Tiedemann, M., Tolle, P., Weyandt, L., Winter, S., Entling, M.H., 2024. Semi-natural habitats are key to breeding bird diversity in intensified vineyard landscapes across Europe. Basic and Applied Ecology 81, 66–74. https://doi.org/10.1016/j.baae.2024.10.010

RSPB, 2025. Skylark conservation - Advice for farmers [WWW Document]. URL https://www.rspb.org.uk/helping-nature/what-we-do/influence-government-and-business/farming/advice-for-farmers-helping-bird-species/skylark-advice-for-farmers

Sanderson, F.J., Donald, P.F., Pain, D.J., Burfield, I.J., Van Bommel, F.P.J., 2006. Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. Biological Conservation 131, 93–105. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.008

Schlager, P., Ruppert-Winkel, C., Schmieder, K., 2020. Assessing the potential impacts of bioenergy cropping on a population of the ground-breeding bird *Alauda arvensis*: a case study from southern Germany. Landscape Research 45, 1000–1017. https://doi.org/10.1080/01426397.2020.1808963

Schwarz, C., Trautner, J., Fartmann, T., 2018. Common pastures are important refuges for a declining passerine bird in a pre-alpine agricultural landscape. J Ornithol 159, 945–954. https://doi.org/10.1007/s10336-018-1561-0

Šilc, U., Čelik, T., Vreš, B., Šumrada, T., Alif, Ž., Novak, A., Beci, A., Žgajnar, J., Erjavec, E., Denac, K., Kmecl, P., Blažič, B., 2023. Trajnostni modeli kmetovanja na območjih Natura 2000. Končno poročilo v okviru CRP V4-2019. Znanstvenoraziskovalni center SAZU, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Društvo za opazovanje in proučevanje ptic Slovenije. Ljubljana.

Siriwardena, G.M., Crick, H.Q.P., Baillie, S.R., Wilson, J.D., 2000. Agricultural habitat-type and the breeding performance of granivorous farmland birds in Britain. Bird Study 47, 66–81. https://doi.org/10.1080/00063650009461161

Sociedad Española de Ornitología, 2012. Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Sovinc, A., 1994. Zimski ornitološki atlas Slovenije. Tehniška založba Slovenije, Ljubljana.

Strebel, N., Delagrange, S., Auchli, N., Birrer, S., Bühler, R., Sattler, T., Volet, B., Wechsler, S., Moosmann, M., 2024. The State of Birds in Switzerland: Report 2024. Swiss Ornithological Institute, Sempach.

Sudfeldt, C., Dröschmeister, R., Freederking, W., Gedeon, K., Gerlach, B., Grüneberg, C., Karthäuser, J., Langgemach, T., Schuster, B., Trautmann, S., Wahl, J., 2013. Vögel in Deutschland - 2013. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Bundesamt für Naturschutz; Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten., Münster.

Szép, T., 2022. Mezei pacsirta *Alauda arvensis* (Linnaeus, 1758). Eurasian skylark., V: Szép, T., Csörgő, T., Halmos, G., Lovászi, P., Nagy, K., Schmidt, A. (Eds.), Magyarország Madáratlasza. 2., Javitott És Kiegészitett Kiadás. Agrárminisztérium, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, pp. 509–511.

Szymański, P., Antczak, M., 2013. Structural heterogeneity of linear habitats positively affects Barred Warbler *Sylvia nisoria*, Common Whitethroat *Sylvia communis* and Lesser Whitethroat *Sylvia curruca* in farmland of Western Poland. Bird Study 60, 484–490. https://doi.org/10.1080/00063657.2013.840555

Tapia Harris, C., 2022. The non-breeding ecology of Common Whitethroats *Curruca communis* in central Nigeria (Doktorska dizertacija). University of st. Andrews, St. Andrews, Scotland.

Teufelbauer, N., Seaman, B., 2025. Farmland Bird Index für Österreich: Indikator 2023 bis 2029. Teilbericht Indikator 2024. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft.

Tiainen, J., Pakkala, T., Piiroinen, J., Rintala, J., Sirkiä, J., 1999. Long-term population trends of Skylarks *Alauda arvensis* in Finland. V: Donald, P.F., Vickery, J. A (Ur.). Presented at the The ecology and conservation of Skylarks Alauda arvensis. RSPB, Sandy Volume:, Southampton, UK.

Tirozzi, P., Orioli, V., Dondina, O., Bani, L., 2024. Connection between ecological niche changes and population trends in the Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*) breeding in lowland and mountain areas of Southern Europe. Ibis 166, 1311–1328. https://doi.org/10.1111/ibi.13322

Tirozzi, P., Orioli, V., Dondina, O., Kataoka, L., Bani, L., 2021. Species Traits Drive Long-Term Population Trends of Common Breeding Birds in Northern Italy. Animals 11, 3426. https://doi.org/10.3390/ani11123426

Tome, D., 2002. Effect of floods on the distribution of meadow birds on Ljubljansko barje. Acrocephalus 23, 75–79.

Tome, D., Sovinc, A., Trontelj, P., 2005. Ptice Ljubljanskega barja. Monografija DOPPS št. 3. DOPPS, Ljubljana.

Traffic., n.d. The illegal trade in wild birds for food through South-east and Central Europe. Traffic, The wildlife trade monitoring network.

Tyler, S., 2020. Tree Pipit (*Anthus trivialis*), V: Billerman, S.M., Keeney, B.K., Rodewald, P.G., Schulenberg, T.S. (Eds.), Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology. https://doi.org/10.2173/bow.trepip.01

van der Jeugd, H., 2025. Tree pipit *Anthus trivialis*. [WWW Document]. URL https://migrationatlas.org/node/1686

Veech, J.A., 2006. A Comparison of Landscapes Occupied by Increasing and Decreasing Populations of Grassland Birds. Conservation Biology 20, 1422–1432. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00487.x

Vogelwarte, 2025. Birds of Switzerland [WWW Document]. URL https://www.vogelwarte.ch/en/birds-of-switzerland/

Vukelič, E., 2009. Vpliv načinov gospodarjenja s travišči na ptice gnezdilke Ljubljanskega barja (osrednja Slovenija). Acrocephalus 30, 3–15.

Wilson, S., Saracco, J.F., Krikun, R., Flockhart, D.T.T., Godwin, C.M., Foster, K.R., 2018. Drivers of demographic decline across the annual cycle of a threatened migratory bird. Sci Rep 8, 7316. https://doi.org/10.1038/s41598-018-25633-z

Wirdheim, A., Green, M., 2023. Sveriges fåglar 2023. BirdLife Sverige – Sveriges Ornitologiska Förening, Svensk Fågeltaxering vid Lunds Universitet.

Wong, J.B., Brinke, T., Briedis, M., Hahn, S., 2025. Unexpected variation in migration routes and nonbreeding residency of Tree Pipits (*Anthus trivialis*) from a central European breeding population. J Ornithol. https://doi.org/10.1007/s10336-025-02314-z

Zlotnikova, T.V., Zhukova, E.Yu., 2025. Long-term dynamics of the bird fauna and population on fallow land with degrading shelterbelts (Abakan steppe). Ecosystem Transformation 75–97. https://doi.org/10.23859/estr-231018

Zwarts, L., Bijlsma, R.G., Kamp, J.V.D., 2023a. Effects on Birds of the Conversion of Savannah to Farmland in the Sahel: Habitats are Lost, But Not Everywhere and Not For All Species. Ardea 111. https://doi.org/10.5253/arde.2022.a24

Zwarts, L., Bijlsma, R.G., Kamp, J.V.D., 2023b. Shrub-Dwelling Birds in the Sahel Forage Less Often on the Ground in Grazed Areas. Ardea 111. https://doi.org/10.5253/arde.2022.a28