

Univerza v Ljubljani
Biotehniška fakulteta



LIFE
Lynx



Vključevanje povezljivosti in primernosti prostora za risa v prostorsko načrtovanje

Pripravljeno v okviru projekta LIFE Lynx
Ljubljana, april 2023

CIP - Kataložni zapis o publikaciji
Narodna in univerzitetna knjižnica, Ljubljana

599.742.734:591.522
711.2/.4

VKLJUČEVANJE povezljivosti in primernosti prostora za risa v prostorsko načrtovanje /
[avtorji Hubert Potočnik ... [et al.] ; avtorji fotografij Hubert Potočnik ... [et al.] ; urednik
Hubert Potočnik]. - 1. izd. - Ljubljana : Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo, 2023

ISBN 978-961-6822-93-0
COBISS.SI-ID 149151491

Vsebina

1	Uvod	4
2	Opredelitev fragmentacije habitata	8
	Izguba življenjskega prostora - habitata prostoživečih živali	10
	Učinki ovir	10
3	Raba prostora, izumiranje in ponovno naseljevanje risa	13
	Značilnosti rabe prostora	13
	Domači okoliš - teritorij	13
	Disperzija	14
	Življenjski prostor - habitat	15
	Izumiranje populacij risa v Evropi in ponovno naseljevanje	17
4	Stanje populacije risa po doselitvah, razširjenost in povezanost prostora	18
	Stanje Dinarske-jugovzhodno-alpske populacije risa v Sloveniji, obmejnem območju v Italiji in na Hrvaškem.	18
	Dinarsko območje v Sloveniji	21
	Julijske Alpe v Sloveniji (vključno z Italijo)	22
	Gorski Kotar	22
	Lika in Severna Dalmacija	23
	Genetska pestrost in pretok populacije	24
	Razporeditev primerne življenjskega prostora in njegove povezanosti za populacijo risa v severnih Dinaridih in Jugovzhodnih Alpah	26
5	Načrtovanje	34
	Prostorski obseg presoj	34
	Uporaba prostorskih modelov ustreznosti prostora za risa in potencialne prehodnosti prostora pri presojah sprejemljivosti posegov in restavraciji preteklih negativnih posegov v prostor.	35
	Proces načrtovanja	38
6	Prehodi za prostoživeče živali	40
	Številčnost in razporejanje premostitvenih objektov za prostoživeče živali	42
	Prehodi in druge strukture, ki omogočajo povezljivost	42
	Obstoječa infrastruktura	42
	Nadhodi in mostovi	43
	Večnamenski nadvozi	45
	Podhodi	45
	Viadukti in mostovi čez reke	46
	Tuneli	47
	Uporaba vegetacije	48
7	Preprečevanje in zmanjševanje smrtnosti prostoživečih vrst živali	49
	Ograje	49
	Dinamični prometni znaki s senzorji	51
	Medovarni smetnjaki	52
	Umetne odvrčalne naprave	52
	Izhodna vrata in izskočne klančine	53
	Urejanje vegetacije vzdolž infrastrukturnih objektov	53
8	Ekološka kompenzacija - nadomeščanje	54
9	Monitoring ukrepov in učinkov	55
10	Primeri uspešnih praks	60
	Nacionalni park Banf, Kanada	60
	Rezultati izvedenih omilitvenih ukrepov za zmanjšanje smrtnosti medveda in za povečanje prepustnosti avtoceste za prostoživeče živali Reka - Zagreb	60
	Uporaba dinamične prometne signalizacije na glavni cesti Ljubljana - Kočevje	63
	Namestitve akustičnih odvrčalnih naprav na izbranih železniških odsekih v Sloveniji	64
11	Viri	65

V preteklih stoletjih se je pokrajina v Evropi najbolj temeljito spremenila zaradi širjenja obsežnih urbanih in kmetijskih površin, kar je vodilo v razmah infrastrukturnih omrežij. Proti koncu 20. stoletja se je širitev glavnih železniških in cestnih omrežij upočasnila, vendar pa se ni ustavila. Hkrati se je vse gostejše omrežje manjših cest (npr. za potrebe gozdarstva), poti in stez razširilo v še zadnja neokrnjena območja v Evropi.

Habitat za katero koli vrsto je razdeljen na „habitatne krpe“, območja z ugodnimi pogoji za vrste, ki so ločena z „matriksom“, območjem, skozi katerega se lahko posamezni osebki premikajo, vendar se v njih ne bodo za stalno naselili, ter na „ovire - bariere“, skozi katere osebki težko prehajajo ali pa skoznje celo ne morejo priti. Fragmentacijo lahko povzročijo naravne ovire kot so reke, visoke gorske verige ali morja, zaradi česar so vrste razdeljene na populacije in subpopulacije. Z razvojem človeštva se pokrajina spreminja, krči se naravni življenjski prostor, pojavljajo se nove ovire, zato je fragmentacija trenutno prepoznana kot eden glavnih dejavnikov, ki ogroža živalske vrste in jih močno ovira pri tem, da bi si opomogle.

Velike zveri so karizmatične vrste, katere populacije so si v večini evropskih držav v zadnjih desetletjih opomogle, kar je posledica različnih trajnostnih upravljavskih strategij, učinkovitejše zakonodaje in intenzivnejših naravovarstvenih prizadevanj družbe (Chapron in sod. 2014). Vendar pa je viabilnost populacij, ki so si opomogle, ter stanje populacij v največji meri odvisna od ustreznega sprejemanja upravljavskih odločitev ter strategij za njihovo ohranjanje. Zato je pomembno, da v okviru sedanjega okrevanja populacij izboljšamo poznavanje njihovih potreb, vključno s poznavanjem prostorskih zahtev vrste.

Ponovna poselitev vzhodnih Alp z naravnim prehajanjem risov iz Dinarske populacije v Sloveniji in na Hrvaškem je ena od prednostnih rešitev za ohranjanje risa v tem delu Evrope. Povezanost med habitatnimi krpami je temeljnega pomena za dolgoročno preživetje katere koli populacije



Ena od največjih sprememb, ki jih je v preteklih stoletjih naredil človek v Evropi je bilo krčenje naravnega okolja ter širjenje urbanih in kmetijskih površin. Levo: najintenzivnejša je izguba prostora v dolinah in nižinah. Desno: Širjenje prometnih infrastrukturnih omrežij je v največji meri vplivalo na fragmentacijo in povezljivost prostora za številne živalske populacije. (Potočnik H.)

prostoživečih živali, saj neposredno vpliva ne samo na njeno dinamiko in možnosti dolgotrajnega preživetja, pač pa tudi na možnost za njeno širjenje. Zaradi tega je izboljšana povezanost prostora med Dinaridi in Alpami, ki bo zagotovila ustrezno število osebkov, ki prehajajo v Alpski prostor in tako tudi genski pretok, ključnega pomena za vzpostavitev viabilne populacije risa v Alpah. To pa je glede na potrebe in želje ljudi zelo težko doseči. Povečana urbanizacija na območjih, kjer živi ris ter razvoj velikih prometnih infrastruktur, kot so avtoceste, sta v zadnjih letih v Sloveniji in v sosednjih državah še povečala ta izziv. Najcenejši in najbolj učinkovit način za ohranjanje povezanosti prostora je preprečevanje razvoja v majhnih, kritičnih območjih, ki povezujejo velike habitatne krpe. To se lahko učinkovito doseže z zagotavljanjem ustreznih informacij za izvedbo presoje vplivov na okolje (PVO), ki bi vključevala povezljivost habitata za rise v prostorsko načrtovanje in tako ohranila najbolj ključna območja.

To postaja vse pomembnejše, saj so ta območja neredko cenovno ugodna v primerjavi z že razvitimi območji, ter so zato med vlagatelji najbolj zaželene lokacije za širitev industrijskih in urbanih območij. Medtem ko so zakonodaja in postopki v zvezi s prostorskim načrtovanjem razmeroma dobro razviti, pa še vedno obstaja vrzel v strokovnem poznavanju in vključevanju povezljivosti prostora za velike zveri v načrtovanje. S tem priročnikom bomo to vrzel poskusili zapolniti in strokovnjake ter podjetja, ki se ukvarjajo s prostorskim načrtovanjem ter presojami vplivov na okolje seznaniti s problematiko povezanosti prostora za velike zveri.

Gradnja prometne infrastrukture pomembno vpliva na prostoživeče živali. Te so lahko žrtve v prometnih nesrečah, samo omrežje pa povzroča izgubo in degradacijo življenjskega okolja, povzroča onesnaževanje, spreminjanje mikroklima in hidroloških razmer, ter povečuje človeško dejavnost v sosednjih območjih. Vse to povzroča veliko izgubo in motnje v naravnih okoljih. Poleg tega pa ceste, železnica in vodne prometne poti predstavljajo za mnoge živali ovire za gibanje, ovire, ki lahko osamijo populacije in vodijo do njihovega lokalnega izumrtja. Fragmentacija habitata, ločevanje naravnih okolij in ekosistemov v manjše, bolj izolirane prostorske krpe, je na svetovni ravni prepoznana kot ena največjih groženj ohranjanju biotske raznovrstnosti.



Prometno omrežje predstavlja enega najpomembnejših dejavnikov ogrožanja viabilnosti populacij risa v Evropi. (Vranič M.)



V nižinah ali na dnu dolin, kot na primer med Cerknico in Planino, pogosto vzporedno potekajo železniške proge, avtoceste in druge ceste, ki skupaj tvorijo močne ovire za gibanje živali. (Črtalič J.)

Fragmentacija habitatov je večinoma posledica različnih oblik spremenjene rabe zemljišč. Gradnja in uporaba prometne infrastrukture sta eni od glavnih dejavnikov te spremembe in hkrati ustvarjata pregrade med deli habitatov. Vedno večje število poginulih živali na cestah in železniških progah je dobro dokumentiran kazalnik te težave. Na drugi strani pa imajo ovire, ki povzročajo fragmentacijo prostora, dolgoročen vpliv, ki se ga težko zazna.

Za ekološki trajnostni razvoj in še posebej prometno infrastrukturo, je za zmanjšanje teh škodljivih vplivov na prostoživeče živali potreben celovit pristop, ki vključuje tako družbene kot ekološke dejavnike, ki so prisotni v celotnem prostoru. Tako je eden od izzivov za biologe - ekologe, načrtovalce infrastrukture in inženirje, da bi razvili ustrezna orodja za ocenjevanje, preprečevanje in zmanjšanje vplivov infrastrukture.

Statistični podatki kažejo, da sta se število in dolžina avtocest v Evropi v zadnjih tridesetih letih povečala več kot trikrat (EuroNatur, 2010). Z rastočim razvojem prometa in cest narašča tudi pritisk na prostoživeče živali. Nove ceste še naprej delijo prostor na vse manjše dele. To povzroča ovire in vpliva na vrste, ki živijo na takšnih območjih. Zmanjšana možnost gibanja in s tem iskanja hrane, partnerjev in novega življenjskega okolja lahko vodi do izolacije, izgube genetske raznovrstnosti in dolgoročno do izumrtja v širšem območju. Manjše habitatne krpe ne zmorejo podpirati enakega števila osebkov in vrst kot velika, nefragmentirana območja življenjskega prostora. Ovira je lahko glede na intenzivnost prometa in prisotnost ograj fizična, tako da onemogoča prečkanje ali vedenjska, zaradi česar se živali aktivno izogibajo območij v bližini cest. Z delitvijo habitata na manjše dele, se povečuje tudi območje njegovega roba. Medtem ko so robovi lahko pomembni habitati za splošne vrste, lahko tudi pomagajo pri širitvi invazivnih vrst ali pa delujejo kot ovira za druge in redko imajo enako vrednost kot naravni koridorji, ker so pogoji na daljših razdaljah zelo redko ves čas enaki.

Smrtnost zaradi prometnih nesreč je sicer eden od manj pomembnih dejavnikov smrtnosti pri risih. V majhnih, demografsko in genetsko osiromašenih populacijah pa lahko predstavlja dodaten dejavnik, ki prispeva k ogrožanju populacij, saj lahko vpliva na povezanost, zmanjša migracije in genetski tok ter omeji prostorsko širjenje vrst.



Ograjene avtoceste so med najmočnejšimi dejavniki fragmentacije prostora. Avtocesta A1 Zagreb – Split seka habitat risa in ostalih velikih zveri v Dinaridih. (Huber Đ.)

Razvoj cest vpliva tudi na samo okolje, saj pomeni poseg v pokrajino in jo spreminja. Pogosto so prizadeta celo območja, ki so daleč stran od cestišča, bodisi zaradi onesnaženja (sol, razlitje kemijskih snovi), hrupa ali vibracij. Povečana osvetlitev vpliva na rast rastlin, moti razmnoževanje živali in njihovo vedenje pri iskanju hrane. Pogosto gradnji ceste sledi gradnja obcestnih objektov, novih naselij ali industrijskih con, čemur sledi gradnja lokalnih dovoznih poti. Tako postane prostor še bolj razdrobljen in človek še bolj poseže v habitat prostoživečih živali.

Negativnim učinkom se lahko izognemo ali pa jih omilimo z gradnjo bolj prepustne cestne infrastrukture, ki vključuje gradnjo prehodov za prostoživeče živali, preko katerih bi lahko prečkale ovire do ustreznega habitata na drugi strani. Poleg tega, da takšni prehodi pomagajo ohranjati populacije prostoživečih vrst, nudijo tudi družbeno ekonomske koristi. Z boljšimi rešitvami za prečkanje cest za prostoživeče živali se poveča tudi varnost udeležencev v prometu. Če zmanjšamo pojavljanje

prostoživečih živali na cestah, se zmanjša tudi število trkov, morebitnih človeških žrtev oziroma telesnih poškodb ter premoženjske škode (Christolm in sod. 2010).

Medtem ko se fragmentacijo prostora vedno bolj upošteva pri sodobnem načrtovanju nove infrastrukture, pa obstajajo številni obstoječi cestni in železniški odseki, na katerih bi bilo nujno potrebno izvesti omilitvene ukrepe. Vpliv obstoječe infrastrukture se lahko spremeni z gradnjo nove infrastrukture in še bolj poglobi potrebo po omilitvenih ukrepih. Ob načrtovanju ukrepov za zmanjšanje fragmentacije naravnega okolja bi se zato morali osredotočiti na vpliv celotnega infrastrukturnega omrežja.

Zelo težko je najti ravnotežje med iskanjem splošnih rešitev za širše območje ali regijo na eni strani ter rešitev za lokalni prostor ali posamezno živalsko vrsto na drugi. Ob tem je pomembno poudariti, da sto odstotno pravih rešitev za načrtovanje posegov v prostoru ni. Zmanjševanja fragmentacije prostora se lahko lotimo na dva načina - z vključevanjem omilitvenih ukrepov v obstoječe ali načrtovane posege v prostor ali pa z izogibanjem fragmentaciji - preventivo. Preventiva je celo učinkovitejša in nič ne stane. Veliki razvojni/gradbeni projekti praviloma zahtevajo izvedbo presoje vplivov na okolje (PVO), v okviru katere se lahko velik del nadaljnje fragmentacije prostora tarčnih vrst prepreči, če se prepoznajo ključna območja pomembna za povezanost habitatov in če imajo izvajalci presoje ustrezne smernice, ki urejajo to problematiko. Zato morajo takšne presoje temeljiti na dobrem razumevanju pomena povezanosti prostora za posamezno vrsto, kot je na primer ris, kar je tudi cilj te monografije. Ker je del preučevanja pomena dejavnikov, ki vplivajo na fragmentacijo habitatov prostoživečih vrst in njihovih populacij potekal hkrati in v sinergiji s projektom LIFE DINALP BEAR (LIFE13 NAT/SI/000550), smo zaradi celovitosti pregleda v določenih poglavjih izpostavili tudi dejavnike in ukrepe, ki so v prvi vrsti pomembni za medveda. Nasveti, ki smo jih zbrali na tem mestu, temeljijo na znanju širokega nabora strokovnjakov iz več sosednjih držav. Nujno pa je prilagoditi ukrepe lokalnim razmeram kot tudi posebnim potrebam in možnostim, ki obstajajo na posameznih lokacijah. Priročnik oziroma smernice same po sebi zato niso nadomestilo za nasvete lokalnih strokovnjakov (biologov, gozdarjev, načrtovalcev, inženirjev), pač pa jih je treba uporabiti skupaj z njimi.



Smrtnost na cestah je razmeroma redok dejavnik smrti pri risu med v Sloveniji in na Hrvaškem, a lahko v majhnih, fragmentiranih populacijah predstavlja pomemben dejavnik pri širjenju, povezanosti in genetskem pretoku znotraj populacije in med njimi. (Bartol M.)



Smrtnost na cestah je drugi najpomembnejši dejavnik (za odstrelom) smrti pri medvedu v Sloveniji in na Hrvaškem, pri čemer je ogrožena tudi varnost udeležencev v prometu. (Masterl M.)

2 Opredelitev fragmentacije habitata

Prometno omrežje, urbana območja kot tudi kmetijska krajina delijo naravne habitate vrst na manjše, izolirane krpe, ter med njimi ustvarjajo ovire. To ima lahko na živalske vrste dva primarna učinka; prvič, velikost habitatnih krp se lahko zmanjša do te mere, da ne morejo več podpirati viabilnih populacij zavarovanih ali ogroženih vrst; ter drugič, fragmentacija lahko vodi do tega, da so preostale habitatne krpe tako izolirane druga od druge, da imajo osebk malo možnosti, da bi uspešno prehajali med njimi. Zaradi tega se lahko za vrste bistveno povečajo tveganja za lokalna ali pa celo širša izumiranja. Vse to je razlog, da sta fragmentacija prostora s prometnimi omrežji in posledičen sekundarni razvoj urbanih površin postala ena od najresnejših groženj biotski raznovrstnosti. Kljub temu, da je človek začel fragmentirati naravno okolje že mnogo stoletij prej, sta izredno hitro povečanje gostote prometnih omrežij v 20. stoletju in njihova povečana dostopnost, močno pospešila ta vpliv.

Prometno obremenjene ceste (še posebej avtoceste) imajo velik vpliv na naravno okolje, ki jih obdaja. Eden od najpomembnejših vplivov je dejstvo, da za številne organizme predstavljajo nepremostljive ovire. Drugi vplivi vključujejo izgubo habitata med gradnjo cest, smrtnost živali zaradi prometnih nesreč, onesnaževanje okolja in številne druge motnje (hrup, svetlobno onesnaževanje itd.) Prav tako je velik neposreden vpliv cest, kot je povečan urbani pritisk na območjih, ki prej niso bila

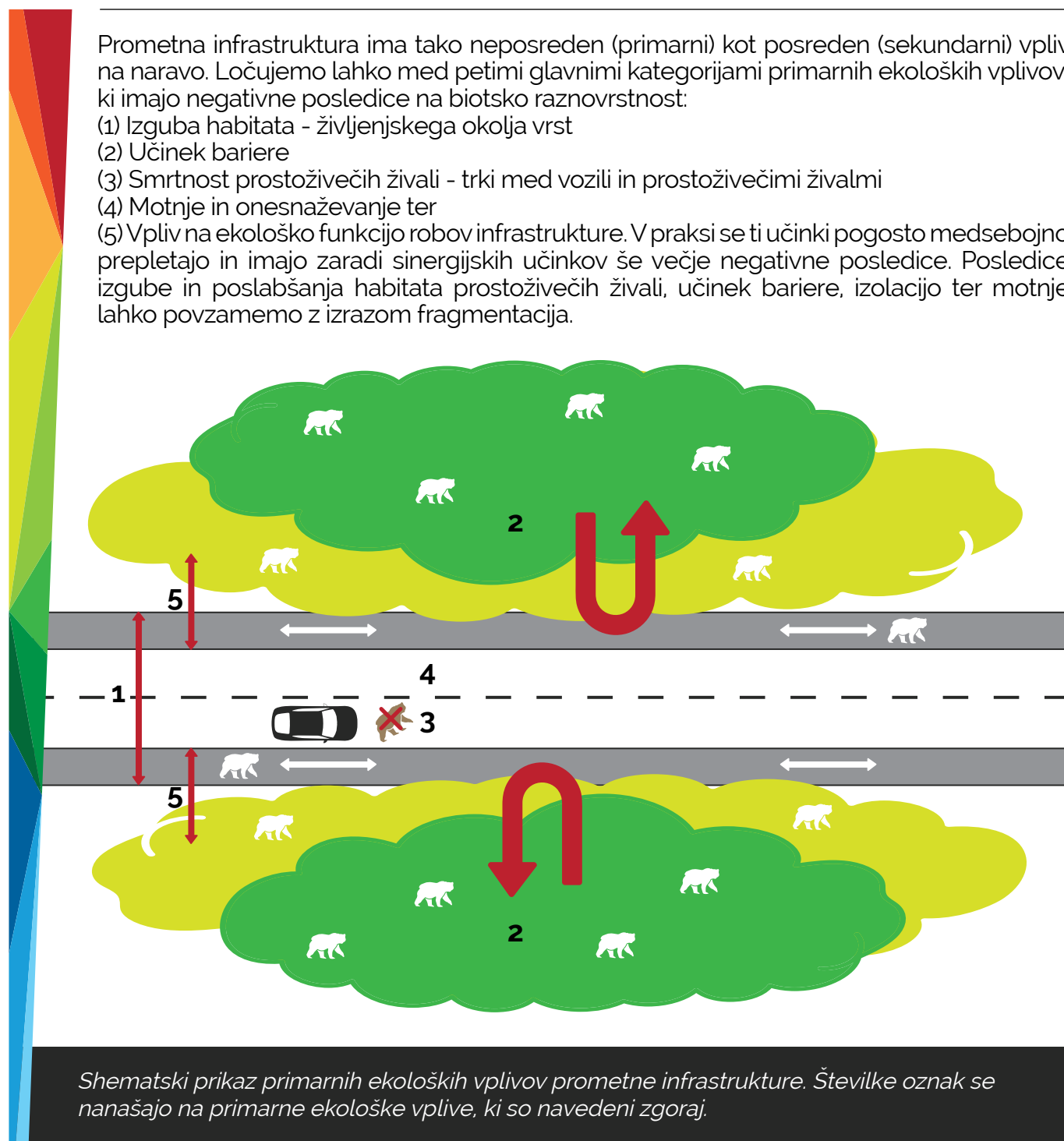


Fragmentacija prostora lahko poveča konflikte med človekom in prostoživečimi živalmi. Karta intenzivnosti konfliktov med človekom in medvedom v Sloveniji. Rdečkasta barva nakazuje na območja z večjo intenziteto konfliktov, zelena na območja z nižjo (Jerina in sod. 2015a).

dostopna, sekundarne zgradbe ob cestah itd. Ovire, ki jih predstavljajo (ograjene) ceste, so dolge linije, ki jih živali ne morejo prečkati. Glavne ceste tako povzročajo fragmentacijo habitatov tako kot tudi fragmentacijo populacij tam živečih vrst. Vse gostejše avtocestno omrežje nato preoblikuje izvirno prehodno pokrajino v sistem izoliranih "otokov". Zaradi fragmentacije so zato populacije izpostavljene tako imenovanemu "učinku otoka". Manjše izolirane populacije se pogosto težje prilagajajo naravnemu nihanju v številčnosti, ki ga povzročajo podnebne spremembe, naravne katastrofe, epidemije oziroma drugi negativni dejavniki; nezadostna genetska raznovrstnost pa lahko dolgoročno postane očitna. Ob določeni stopnji gostote avtocestnega omrežja lahko to postane problem za preživetje nekaterih vrst, še posebej v primerih, ko se vrste pojavljajo v nizkih populacijskih gostotah. Logično bodo tako najbolj ogrožene nekatere vrste velikih sesalcev, zlasti velikih zveri. Obstoj avtocest ima manjši vpliv na manjše sesalce, še posebej, ker so populacije, ki živijo na območjih, ki je pod vplivom avtocestnega omrežja, številčne in je vpliv avtocest nanje manj očiten. Prav tako manjši sesalci pogosto najdejo dovolj priložnosti za prečkanje avtocest na primer preko prepustov, ki jih velike živali ne morejo uporabljati. Avtoceste zato predstavljajo veliko in izredno pomembno težavo zlasti za populacije velikih sesalcev oziroma ogroženih velikih zveri.

Prometna infrastruktura ima tako neposreden (primarni) kot posreden (sekundarni) vpliv na naravo. Ločujemo lahko med petimi glavnimi kategorijami primarnih ekoloških vplivov, ki imajo negativne posledice na biotsko raznovrstnost:

- (1) Izguba habitata - življenjskega okolja vrst
- (2) Učinek bariere
- (3) Smrtnost prostoživečih živali - trki med vozili in prostoživečimi živalmi
- (4) Motnje in onesnaževanje ter
- (5) Vpliv na ekološko funkcijo robov infrastrukture. V praksi se ti učinki pogosto medsebojno prepletajo in imajo zaradi sinergijskih učinkov še večje negativne posledice. Posledice izgube in poslabšanja habitata prostoživečih živali, učinek bariere, izolacijo ter motnje lahko povzamemo z izrazom fragmentacija.



Izguba življenjskega prostora - habitata prostoživečih živali

Neposreden vpliv cestne infrastrukture, urbanizacije in spreminjanja naravnega okolja pomeni fizično spremembo na površini tal na območju posegov, saj se naravni habitat nadomesti ali spremeni z izgrajeno prometno infrastrukturo ali nastalim urbanim/industrijskim/kmetijskim območjem. Vpliv te "neto" izgube naravnega habitata se še poveča zaradi motenj in izolacije, ki jo poseg ustvari, kar vodi do neizogibnega spreminjanja razširjenosti vrst v okolju. Pri določanju območij in tras načrtovanih posegov vedno prihaja tudi do konfliktov z drugimi interesi in namenskimi rabami prostora, kot so na primer naravovarstvo, okoljevarstvo, rekreacija, kmetijstvo ali urbanizem.

Učinki ovir

Barierni učinek, še posebej učinek (ograjenih) cest in železnic, je verjetno največji negativni ekološki vpliv, ki ga ima prometna infrastruktura. Sposobnost širjenja (disperzije) posameznih organizmov je eden od ključnih dejavnikov, ki vpliva na preživetje vrst. Sposobnost premikanja po življenjskem prostoru zaradi iskanja hrane, zatočišč ali razmnoževanja je zaradi ovir motena. Vpliv teh dejavnikov na posamezne osebkke posledično vpliva tudi na populacijsko dinamiko in pogosto ogroža preživetje vrste. Edini način, da se izognemo bariernemu učinku je, da naredimo infrastrukturo bolj prepustno za prostoživeče živali z ustreznimi prehodi za živali, s prilagajanjem inženirskih del ali z upravljanjem prometnih tokov. Težave, ki jih povzroča učinek ovir, lahko zmanjša skrbno izbrana trasa poti skozi prostor.



Edini način, da se prepreči oziroma zmanjša učinek bariere prometnega omrežja je, da ga z (za živalske vrste) ustreznimi prehodi naredimo čim bolj prepustnega. (Huber Đ.)

Infrastrukturne ovire imajo lahko različen značaj.

- (1) Fizična ovira: Za večino velikih sesalcev postane prometna infrastruktura popolna ovira le, če je obdana z ograjo ali če je intenzivnost prometa izredno visoka.
- (2) Vedenjska ovira: Za številne velike vrste prostoživečih živali je znano, da se izogibajo območij ob cestah in železnicah glede na stopnjo antropogenih motenj (gostota prometa, sekundarni/urbani razvoj). Nekatere druge živali, kot so mali sesalci in nekatere gozdne ptice, v obnašanju izkazujejo vzorce izogibanja, ki so posebej povezani s prečkanjem velikih odprtih območij.
- (3) Motnje zaradi hrupa so večinoma odvisne od vrste prometa, intenzivnosti prometa, lastnosti cestne površine, topografije, vrste tračnic in strukture ter vrste okoliške vegetacije. Na moč in širjenje vibracij vplivajo geološke značilnosti in sestava tal. Nekatere vrste se izogibajo območjem, ki so onesnažena (obremenjena) s hrupom.
- (4) Umetna svetloba lahko vpliva na rast rastlin, moti razmnoževanje ptic in njihovo vedenje pri iskanju hrane, ali pa vpliva na obnašanje nočnih selitev dvoživk. Luči lahko prav tako privabljajo žuželke (živosrebrne svetilke) in posledično povečujejo lokalno število netopirjev ob cestah, kar vodi v njihovo povečano smrtnost. Tudi samo gibanje cestnega in železniškega prometa naj bi motilo nekatere občutljive vrste prostoživečih živali, kar so na primer potrdili pri prostoživečih severnih jelenih (Direktoratet... 2002).

Vzporedne trase ene ali več oblik prometne infrastrukture v istem koridorju (v neposredni bližini) so lahko dobre za nekatere vrste, ker ustvarjajo samo eno oviro. Zato umestitev dveh ali več vzporednih poti čim bližje skupaj v primeru večmodalnih prometnih koridorjev (ceste in železnice) pogosto predstavlja prednost. Slabost večmodalnih prometnih koridorjev pa je, da lahko izrazito okrepijo barierni učinek za določene vrste.

Pomen robov ali prostorskih pasov ob infrastrukturnih objektih/območjih je tema, ki sproža številne dileme. Po eni strani lahko predstavljajo pomemben življenjski prostor za nekatere vrste prostoživečih živali, hkrati pa lahko usmerjajo živali na mesta, kjer se njihova smrtnost poveča ali pa prispevajo k širjenju tujerodnih rastlinskih vrst. Pasovi lahko služijo tudi kot vezni element v ekološki mreži in delujejo kot koridorji za premikanje, še posebej v kmetijski krajini. Njihova funkcija je odvisna od njihove geografske lege, tipa vegetacije, okoliškega prostora, načina upravljanja in vrste (prometne) infrastrukture. S premišljenim upravljanjem lahko infrastrukturni pasovi dopolnjujejo in obogatijo pokrajino, zlasti tam, kjer je velik del naravne vegetacije osiromašen. Nenazadnje pa pasovi pogosto ne morejo v celoti nadomestiti naravnega habitata rastlinskih vrst zaradi motenj in onesnaževanja. Zaradi tega se sestava vrst in združb, ki živijo ob cestah, pogosto nagiba k večjemu deležu tujerodnih in ruderalnih rastlinskih vrst. Zagotovo so pasovi ob prometnicah pomemben element za nekatere vrste velikih zveri le v smislu morebitnega zadrževanja ali privabljanja nanje, pa tudi vidljivosti za voznike, kar vpliva v prvi vrsti na tveganja za trke z vozili.

Najboljši praktični pristop k načrtovanju nove ali obnavljanju obstoječe prometne infrastrukture temelji na naslednjih načelih za soočenje z grožnjami fragmentacije habitata.

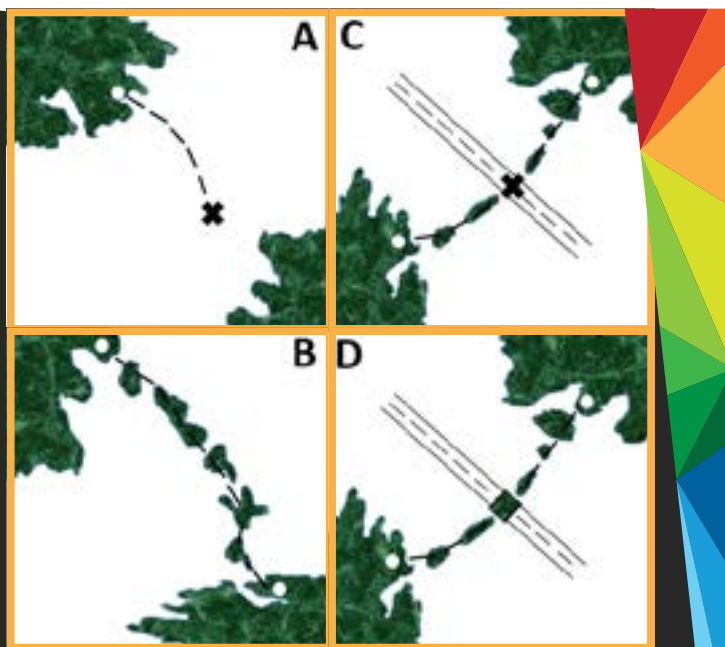


Osnovna filozofija pri izogibanju negativnim vplivom fragmentacije prostora je, da je preprečevati bolje kot zdraviti. Kadar pa se temu ni mogoče ali ni praktično izogniti, morajo biti omilitveni ukrepi neposredno vključeni v temeljni del načrta. Slednje zahteva celovito poznavanje prostora, ki je na razpolago tarčnim vrstam (npr. risom) ter vzrokov za njegovo fragmentacijo. Le tako lahko prepoznamo za vrste pomembna območja, ključna za njihovo povezanost ter hkrati opredeli omilitvene ukrepe z najnižjimi stroški. Kadar omilitveni ukrepi niso zadostni ali pa so posledice še vedno obsežne, je treba razmisliti o nadomestnih ukrepih. Čeprav je največ pozornosti pri načrtovanju usmerjene na nove prometnice, bi morali ta načela uporabiti tudi pri že obstoječih prometnicah, kjer bi bilo treba preveriti potrebo po dopolnitvi in implementaciji omilitvenih ukrepov ter drugih sodobnih inženirskih rešitev.

Širjenje prometne infrastrukture ima tudi posreden oziroma sekundaren vpliv na prostor, saj vpliva tudi na spreminjanje rabe tal, širjenje in nastajanje naselij ter industrijskih območij. Nove rabe prostora, zlasti industrijske cone in stanovanjska naselja se pogosto pojavijo po izgradnji novih hitrih cest in avtocest, zanje pa se nato gradijo še lokalne dovozne poti in druge površine namenjene aktivnostim ljudi. Ti sekundarni učinki praviloma niso bili načrtovani v sklopu prometnega infrastrukturnega načrtovanja, zato jih je treba upoštevati in načrtovati tako v strateških dokumentih, kot so celovite presoje vplivov na okolje (CPVO), kot tudi v posameznih presojah vplivov na okolje (PVO). Ena od glavnih sekundarnih groženj, povezanih z razvojem infrastrukture, je večja stopnja motenj v okolju zaradi povečanih aktivnosti ljudi in lažjega dostopa do obravnavanih območij. Mreže manjših gozdnih cest nudijo rekreativcem, nabiralcem gozdnih sadežev in gob, lovcem in turistom lažji dostop do naravnega okolja, v katerem prej ni bilo motenj ali pa jih je bilo bistveno manj. Nekatere prostorske rešitve zato namenoma ne vključujejo parkirnih površin in počivališč, s čimer poskušajo zmanjšati ali preprečiti motnje v občutljivih okoljih. Dejstvo pa je, da ko se začne infrastruktura razvijati, je zelo težko omejiti dostop do okoliških površin, tudi če imajo z okoljevarstvenega vidika zelo veliko vrednost. Pričakovano povečano aktivnost in dostopnost območja za ljudi je torej treba opredeliti in pripraviti ustrezne rešitve že v fazi načrtovanja in jih izvesti v skladu z načrtovanim razvojem infrastrukture.

Učinek naravnih koridorjev in cestnih omrežij na gibanje živali habitatnimi krpami:

- A. V odprti (kulturni in urbani) krajini (matriks) brez ekoloških koridorjev vrste pogosto niso uspešne pri migraciji med habitatnimi krpami.*
- B. Majhni fragmenti primerne prostora lahko služijo kot povezovalni otoki (ang. »stepping stones«), ki povezujejo oddaljene habitatne krpe.*
- C. Ekološki koridorji v kombinaciji s prometnicami lahko pritegnejo živali, a jih usmerijo na ceste in železnice, kjer lahko postanejo žrtve prometa ob poskusih njihovega prečkanja.*
- D. Omilitveni ukrepi, kot so prehodi za živali, lahko pomagajo ponovno povezati ekološke koridorje.*



Raba prostora, izumiranje in ponovno naseljevanje risa

Značilnosti rabe prostora

Gibanje risov v prostoru je povezano s potrebami po iskanju hrane, parjenju in vzreji mladičev. Kljub razmeroma majhni telesni velikosti pa ta vrsta uporablja velike domače okoliše, zato je tudi njihovo gibanje v prostoru zelo intenzivno (Schmidt in sod. 1997). Jędrzejewski in sod. (2002) so opravili raziskavo o vzorcih gibanja evrazijskih risov v pragozdnom območju Białowieża na Poljskem. Skupno so telemetrično spremljali 18 risov (6 odraslih samcev, 5 odraslih samic, 2 subadultna samca 1 subadultna samica in 4 mladiči). Odrasli samci so se v povprečju premikali na največje razdalje, medtem ko so se samice, ki niso bile reproduktivne, premikale na najkrajših razdaljah. Samice z mladiči so se premikale na bistveno daljših razdaljah kot samice brez mladičev. Najdaljše neprekinjeno gibanje risjega samca je merilo 31 km, pri čemer je obhodil približno 18% njegovega domačega okoliša (Jędrzejewski in sod. 2002).

Vpliv snega na gibanje evrazijskih risov ni jasen, čeprav obstajajo študije, ki nakazujejo, da bi snežne razmere lahko vplivale na njihovo gibanje ter na nadaljnji uspeh in razporeditev njihovega plenjenja, zlasti pri odraslih samicah z mladiči (Pullianen in sod. 1995, Pulliainen in Hyypiä 1975, Haglund 1966). Takšen vpliv snega je bil jasneje opažen pri kanadskem risu (*Lynx canadensis*) (Murray in Boutin 1991, Stenseth in sod. 2004).

Domači okoliš - teritorij

Domači okoliš je eden najosnovnejših parametrov, ki opisujejo značilnosti rabe prostora določene vrste. Poznavanje prostorskih potreb in rabe prostora določene vrste je ključno za upravljanje in varovanje le-te. Je eden od najpomembnejših parametrov za ocenjevanje abundance posamezne populacije. Domači okoliš osebkov močno variira tako znotraj vrste kot tudi med vrstami, zato je težko vnaprej oceniti velikost domačega okoliša osebkov posamezne vrste. Medtem ko nekatere medvrstne (interspecifične) variacije velikosti domačega okoliša lahko interpretiramo z razliko v telesni masi in načinom prehranjevanja (Guarino, 2002), je v številnih primerih vzrok bolj kompleksen in lahko velikost domačega okoliša variira za 10 do 1000-kratnik (Gompper in Gittleman, 1991). Nasprotno so razlike v velikosti domačih okolišev znotraj vrste precej manjše; za evrazijskega risa so poznane velikosti okolišev zbrane v preglednici 1.

Schmidt in sod. (1997) so pridobili podatke o velikosti domačih okolišev risov iz različnih demografskih kategorij (Białowieża, Poljska). Poskušali so prikazati učinke različnih parametrov, kot so starost, spol, sezona in socialnost na velikost in spreminjanje domačih okolišev. Izkazalo se je, da je spol risa najpomembnejša spremenljivka, ki vpliva na velikost domačih okolišev, temu je sledil čas spremljanja osebkov in število zbranih lokalizacij, ki so jih uporabili za izračun. V celotnem območju njihove razširjenosti v Evropi se velikosti domačih okolišev risov razlikujejo za faktor 10 (Linnell in sod. 2001; Jędrzejewski in sod. 2002). V začetnih poskusih primerjanja velikosti domačih okolišev med populacijami so raziskovalci na splošno uporabili zemljepisno širino kot preprost indikator gradienta okoljske produktivnosti (Buskirk in McDonald 1989, Gompper in Gittleman 1991). Kasneje so Herfindal in sod. (2004) pokazali, da ta spremenljivka ni ustrezna, saj ne upošteva vpliva nadmorske višine in regionalnih klimatskih pogojev. Njihove raziskave so pokazale jasno povezavo med velikostjo domačega območja risa in produktivnostjo proučevanega območja. Čeprav ni neodvisnih podatkov, ki bi produktivnost okolja neposredno povezovali z gostoto plena, utemeljeno domnevajo, da takšna povezava obstaja.

		Št. osebkov		100 % MCP domač okoliš velikost [km ²]		95 % Kernel domač okoliš velikost [km ²]		Vir podatkov
Območje		M	Ž	M	Ž	M	Ž	
1	Sarek, Švedska	8	21	709	407	431	251	Linnell in sod., 2001
2	Northwestern Alps, Švica	11	12	159	106	/	/	Breitenmoser-Wursten in sod., 2001
3	Hedmark, Norveška	7	10	1456	832	886	535	Herfindal in sod., 2005
4	Bialowieza, Poljska	5	3	248	133	235	152	Schmidt in sod., 1997
5	Swiss Jura, Švica	3	5	264	168	/	/	Breitenmoser in sod., 1993
6	French Jura, Francija	3	5	258	150	/	/	Stahl in sod., 2002
7	Nord-Trøndelag, Norveška	3	2	1515	561	1719	235	Linnell in sod., 2001,
8	Akershus, Norveška	2	2	812	350	/	/	Herfindal in sod., 2004
9	Bergslagen, Švedska	4	1	632	307	305	97	Linnell in sod., 2001
10	Vosges mountains, Francija	3	1	235	516	/	/	Schmidt in sod., 1997
11	Kočevsko, Slovenija	3	7	222	178	306	217	Potočnik in sod., 2020
Povprečje:				590	337			

Preglednica: Velikosti domačih okolišev odraslih osebkov evrazijskega risa iz različnih predelov Evrope. Domači okoliši so izračunani z dvema metodama: 100 % minimalni konveksni poligon (Minimum convex polygon; MCP) in za nekatere osebkke še s 95 % Kernelovo metodo.

Samci so imeli v decembru in januarju za 94 % večji domači okoliš kot v oktobru in novembru, predvidoma zaradi predparitvene sezone. V februarju in marcu, ko poteka parjenje, so bili okoliši večji za 36 % glede na oktober in november. Pri reproduktivnih samicah je največja razlika v velikosti domačega okoliša nastala v maju in juniju, ko se je v povprečju zmanjšal za 81 % v primerjavi z novembrom in decembrom. Največji povprečni domači okoliš so reproduktivne samice imele pred začetkom paritve, januarja in februarja (39 % povečanje) (Schmidt in sod., 1997). Evrazijski ris je ena od sicer običajno solitarnih vrst iz družine mačk (Felidae). Za takšen tip socialne organizacije je značilen teritorialni sistem razporejanja osebkov istega spola, z namenom ohranjanja minimalnega lastnega prostora in posledično zadostne količine hrane oziroma drugih naravnih virov, pa tudi ohranjanja stopnje reprodukcije (Brown, 1964, Stahl in sod., 1988). Socialni status je ključen dejavnik, ki vpliva na prekrivanje domačih okolišev. Povprečno prekrivanje domačih okolišev med odraslimi samci (N = 11) v Beloveškem gozdu je bilo 30 %. Prekrivanje domačih okolišev samcev je naraslo tudi do 75 %, in sicer med odraslimi in subadultnimi samci. Pri odraslih samicah so se domači okoliši v povprečju prekrivali 6 %. V večini primerov so se izven paritvene sezone risi znotraj spola med seboj izogibali. Odrasli samci so bili v vseh primerih oddaljeni vsaj 1 km med seboj.

Disperzija

Disperzija je vsako gibanje posameznega osebk, pri katerem zapusti domače območje, včasih pa ob tem vzpostavi novo domače območje (Levins 1970). Je ključni parameter v

populacijski dinamiki, zlasti pri ogroženih subpopulacijah znotraj metapopulacije (Levins 1970, Hanski 1999).

Risi so v primerjavi z medvedom in volkom razmeroma slabi dispergerji (Breitenmoser 1998). Študija v kateri so primerjali disperzijske vzorce risov iz populacij v Nordijskih, Baltskih in Dinarskih gozdnih območjih ter iz srednje Evrope, je pokazala, da je bila povprečna disperzijska razdalja risov 39 kilometrov, 68% risov, ki so dispergirali pa se je naselilo na območju znotraj 50 kilometrov (Molinari-Jobin in sod. 2010). Mladi risi tako pogosto vzpostavljajo domače okoliše na mestih, ki mejijo na območja drugih risov (Zimmermann in sod. 2005), kar pomembno vpliva na verjetnost vzpostavljanja populacij na novih območjih. Medtem ko se ob večanju populacija risov sicer lahko prostorsko širi, je verjetnost, da bodo posamezni risi dispergirali daleč stran in vzpostavili povsem nove, ločene populacije zelo majhna (Zimmermann in sod. 2007).

Življenjski prostor - habitat

Evrazijski ris se navadno pojavlja na reliefno razgibanih gozdnih območjih z vsaj 50 % gozdnatostjo (Breitenmoser, 1998). Najbolj mu ustrezajo neprekinjeni gozdovi, občasno pa tolerira tudi manjše travniške oziroma delno obdelovane kmetijske površine. Le redka so opažanja prisotnosti risa v bližini oziroma na intenzivno obdelovanih kmetijskih površinah, pa še to samo v neposredni bližini večjih gozdnih kompleksov (Schadt in sod., 2002).

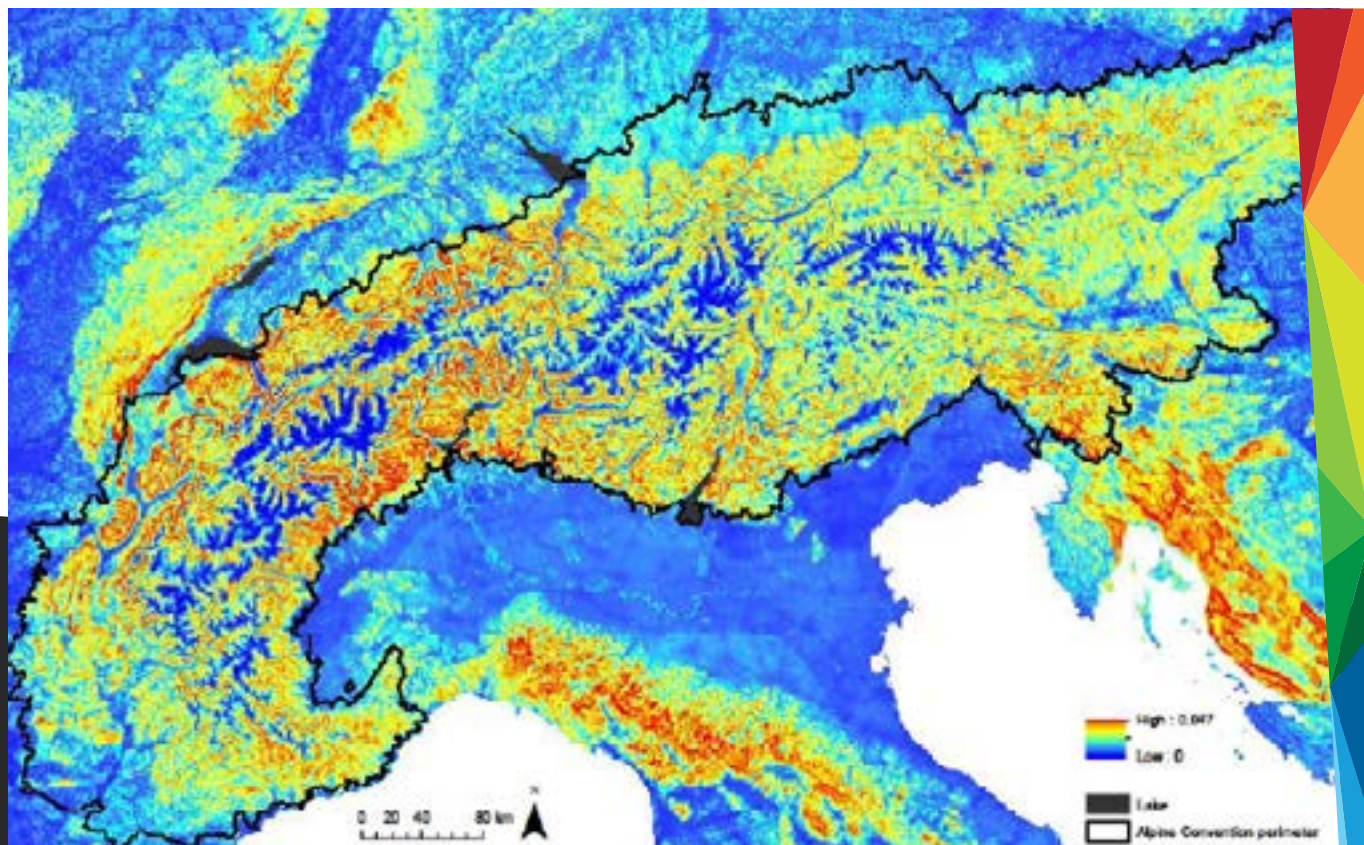
Modeliranje primernosti prostora za posamezne vrste je postalo običajno orodje za varstveno upravljanje, za analizo in napovedovanje primernega habitata za številne vrste, vključno s sesalci, drugimi vretenčarji in nevretenčarji ter rastlinskimi vrstami in združbami. Enega prvih modelov primernosti habitata za risa sta razvila Zimmermann in Breitenmoser (2002) z uporabo verjetnostnega modela za območje Jurskega pogorja v Švici. Kasneje sta ga dopolnila in razširila na celotno območje Jurskih Alp (Zimmermann in Breitenmoser 2007).

Schadt in sod. (2002) so izdelali habitatni model primernosti prostora za risa in vanj vključili podatke prisotnosti in odsotnosti teritorijev risa. Opredelili so okoljske pogoje, jih povezali s potrebami vrste in izrisali potencialen prostor, kjer je habitat za vrsto najbolj ustrezen. Klasifikacijo ustreznega habitata so generirali tudi s pomočjo lokalnih telemetričnih podatkov, pridobljenih z Jurskega pogorja, kjer je prostor podoben temu v srednji in jugovzhodni Evropi ter ga opredelili za območje Nemčije. Podobno je Zimmermann (2004) izdelal habitatni model in s pomočjo ENFA (*Ecological Niche Factor Analysis*) metode pripravil oceno potencialne primernosti prostora za risa v Alpah.

Rezultati habitatnih modelov so pokazali, da ris v večini izbira gozdna okolja, pa tudi (so) naravna okolja, kot so habitatni tipi nad zgornjo gozdno mejo, in se aktivno izogiba urbanim ter kmetijskim površinam s povečano človekovo aktivnostjo (Becker in sod. 2013, Schadt in sod. 2002, Potočnik in sod. 2020).

Parametre modela potencialne primernosti prostora za risa, ki so ga izdelali Schadt in sod. (2002), so slovenski raziskovalci uporabili in prilagodili s podatki o prisotnosti risa v Dinaridih ter izdelali karto primernosti prostora za širše območje severnih Dinaridov in jugovzhodnih Alp v Italiji, ki predstavlja celotno območje ponovnega naseljevanja in širjenja risov od leta 1973 (Skrbinšek 2004, Potočnik in sod. 2020). Rezultati so pokazali, da je na celotnem proučevanem območju 16.300 km² zelo primernega habitata in 20.900 km² primernega habitata za risa, od tega je v Dinarskem gorstvu 11.400 km² in v južno-vzhodnih Alpah 9.500 km² primernega habitata (Potočnik in sod. 2020).

Podobno je Becker (2013) naredila model ustreznosti habitata za območje celotnih Alp s pomočjo metode Maxent, ki vsebuje algoritme za določanje ustreznosti habitata le na podlagi prisotnosti proučevane vrste v prostoru. Uporabila je telemetrične podatke 102 risov iz sedmih raziskovalnih območij v Alpah. Rezultati so pokazali, da je v Alpah približno 103.600 km² potencialno primernega prostora za risa. Ustrezen prostor je sestavljen iz t. i. habitatnih krp, tj. območij, velikih od 400 do 17.000 km², ki bi lahko ločevali potencialne subpopulacije evrazijskega risa (Becker 2013).



Model primernosti habitata za risa na območju Alp in okoliških regij izdelan po metodi Maxent (Becker 2013). Rdeča barva = zelo primeren habitat, Modra barva = neprimeren habitat.

Oba modela kažeta na zelo podobne vzorce primernosti habitata z vročimi točkami v Dinaridih in alpskem prostoru. Potočnik in sod. (2020) so primerjali tudi rezultate njihovega modela za območje slovenskih Alp in modela, ki ga je izdelala Becker (2013). Velikosti primerne habitata v tem modelu ustrezajo 94%, 90% in 89% velikosti habitatnih krp modela, ki ga je izdelal Becker. To kaže na podobne rezultate obeh modelov, vendar nekoliko manjša velikost krp primerne habitata v "dinarskem" modelu nakazuje na njegovo nekoliko bolj konzervativno opredeljevanje prostora primerne za risa.

Karta primernosti prostora, izdelana s pomočjo modela logistične regresije (po Schadt in sod. 2002), validiranega s podatki GPS in VHF telemetrično spremljanih risov iz Dinaridov v Sloveniji ter s C1 in C2 podatki monitoringa risa v Sloveniji (po metodologiji SCALP) (Potočnik in sod. 2020).



Izumiranje populacij risa v Evropi in ponovno naseljevanje

Evrazijski ris (*Lynx lynx*), nekoč razširjen po vsej Evropi, je v 18. in 19. stoletju izginil iz srednje in južne Evrope ter mnogih drugih delov celine kot posledica neposrednega preganjanja, izgube življenjskega prostora ob izsekavanju gozdov, širjenja obdelovalne zemlje in izrazitega zmanjšanja številčnosti prostoživečih parkljarjev (Breitenmoser 1998, Schadt in sod. 2002, Zimmermann 2003, Potočnik in sod. 2009).

Od konca 19. stoletja pa se v Evropi odvijajo majhne, a pomembne in vztrajne spremembe, ki so pozitivno vplivale na združbe prostoživečih živali v našem okolju (Chapron in sod., 2014). Predvsem zaraščanje visokogorskih in obgozdskih kmetijskih obdelovalnih površin zaradi opuščanja kmetijstva je pozitivno vplivalo na stanje velikih zveri v Evropi. Hkrati se je proti koncu 20. stoletja občutno spremenil varstveni status velikih zveri, ki jih danes splošna javnost sprejema bolje kot v 19. in 20. stoletju. K izboljšanju stanja je konkretno botrovala tudi sprememba zakonodaje predvsem na podlagi boljšega poznavanja ekologije posameznih vrst ter čedalje večje baze empiričnih podatkov, ki so osnova pri sprejemanju upravljalških odločitev. Tako se je v drugi polovici 20. stoletja porajala želja po vrnitvi in ponovni vzpostavitvi izginulih (izumrlih) populacij evrazijskega risa v srednji Evropi.

Izboljšanje ekoloških razmer v začetku 20. stoletja je bilo ugodno za vrnitev velikih zveri, zato so v 70. letih prejšnjega stoletja izpeljali nekaj ponovnih naselitev na območju Alp, eno pa so leta 1973 izvedli tudi v Dinaridih v Sloveniji. Do danes so se od naselitev ohranile risje populacije v Jurskem pogorju v Švici, severozahodnih švicarskih Alpah, Dinaridih in v francoskih Alpah na območju Vogezov in Chartreuse (Breitenmoser 1998).

Velikosti teh populacij so se skozi leta spreminjale, vendar se po vzpostavitvi populacij njihova razširjenost z naravno kolonizacijo ni bistveno povečevala. Po teh naselitvah so rise leta 2001 preselili še v severovzhodno Švico (Ryser in sod. 2004) in v Apneniške Alpe v Avstriji (2011-2013). Zdi se, da je sedanja razširjenost risov v srednji in jugovzhodni Evropi večinoma posledica vzpostavitve populacij omejenih na območja uspešnih ponovnih naselitev oziroma translokacij risov v preteklih desetletjih. Zato je prednostna naloga njihovega ohranjanja povezati obstoječe populacije risov v Alpah s populacijami v Juri in Dinaridih (Molinari-Jobin in sod. 2003), potencialno pa tudi s populacijami v Vogezih, ob Češko-Nemški meji in na Balkanu ter dolgoročno, morda celo s Karpatsko populacijo (Evropska komisija 2013).

Na prelomu 20. stoletja so na stičišču Alp in Dinaridov, po dvestoletnem vrtincu izumiranja, izginili še zadnji risi. Po bolj ali manj zanesljivih navedbah so bili na območju današnje Slovenije, Hrvaške ter Bosne in Hercegovine zadnji osebk ubiti ali pa so jih našli mrtve v prvem in drugem desetletju dvajsetega stoletja. Izumiranje je časovno jasno potekalo v smeri proti jugu Balkanskega polotoka, kjer se je na območju med Makedonijo, Albanijo in Kosovom ohranila majhna, izolirana populacija risov, ki jo danes imenujemo Balkanska. Na območju jugovzhodnega obrobja Alp in Dinaridov je prostor ostal "prazen" 70 let, dokler niso spomladi 1973 slovenski gozdarji in lovci v kočevske gozdove ponovno izpustili tri pare risov iz Slovaškega Rudogorja. Ponovna naselitev je bila izjemno uspešna, dejanje pa lahko razumemo kot eno izmed pionirskih naravovarstvenih akcij v Sloveniji. Po skoraj petdesetih letih obstoja "Dinarske" populacije, ki se je razvijala v izolaciji od sosednjih populacij risov v Karpatih, švicarskih Alpah ali na jugu Balkana, je risom ponovno grozilo izumrtje. Tokrat v prvi vrsti zaradi parjenja v sorodstvu in posledično izjemno visoke stopnje sokrvja. Bil je skrajni čas za ukrepanje.

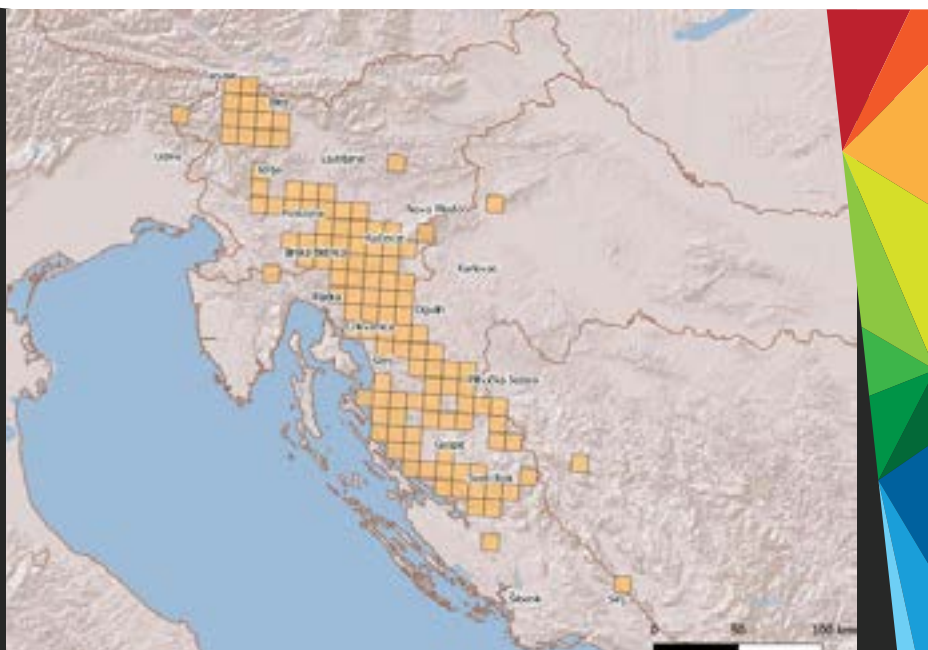
Stanje populacije risa po doselitvah, razširjenost in povezanost prostora

Stanje Dinarske-jugovzhodno-alpske populacije risa v Sloveniji, obmejnem območju v Italiji in na Hrvaškem

Hrvaška in Slovenija sta med redkimi državami Evropske unije, kjer živijo vse tri vrste evropskih velikih zveri, vključno z risom. Uvrščene so na Priloge 2 in 4 Direktive o habitatih 92/43/EGS, ter na Rdeči seznam IUCN, njihovo varstvo pa opredeljuje tudi Bernska konvencija. Evropska komisija je potrdila seznam ključnih ukrepov za velike zveri, da bi dolgoročno zavarovala dobrobit njihovih populacij. Velike zveri živijo v razmeroma nizkih populacijskih gostotah, zasedajo obsežne teritorije in so torej še posebej podvržene fragmentaciji njihovega življenjskega okolja. Fragmentirane populacije so nagnjene k zmanjševanju številčnosti, ki jim sledi upad genetske pestrosti in posledično povečana tveganja za izumrtje. Populacija risa v JV Alpah in severnih Dinaridih v Sloveniji in na Hrvaškem, je del Dinarske-jugovzhodno-alpske populacije, ki živi na območju, ki se razteza od SV Italije (ob meji s Slovenijo, preko Slovenije in Hrvaške do Bosne in Hercegovine (von Arx 2018). Območje potencialne prisotnosti risa v Sloveniji in na Hrvaškem se razteza čez razmeroma veliko območje in vključuje dvajset Natura 2000 območij, ki predstavljajo osrednje območje primerne življenjskega prostora za risa.

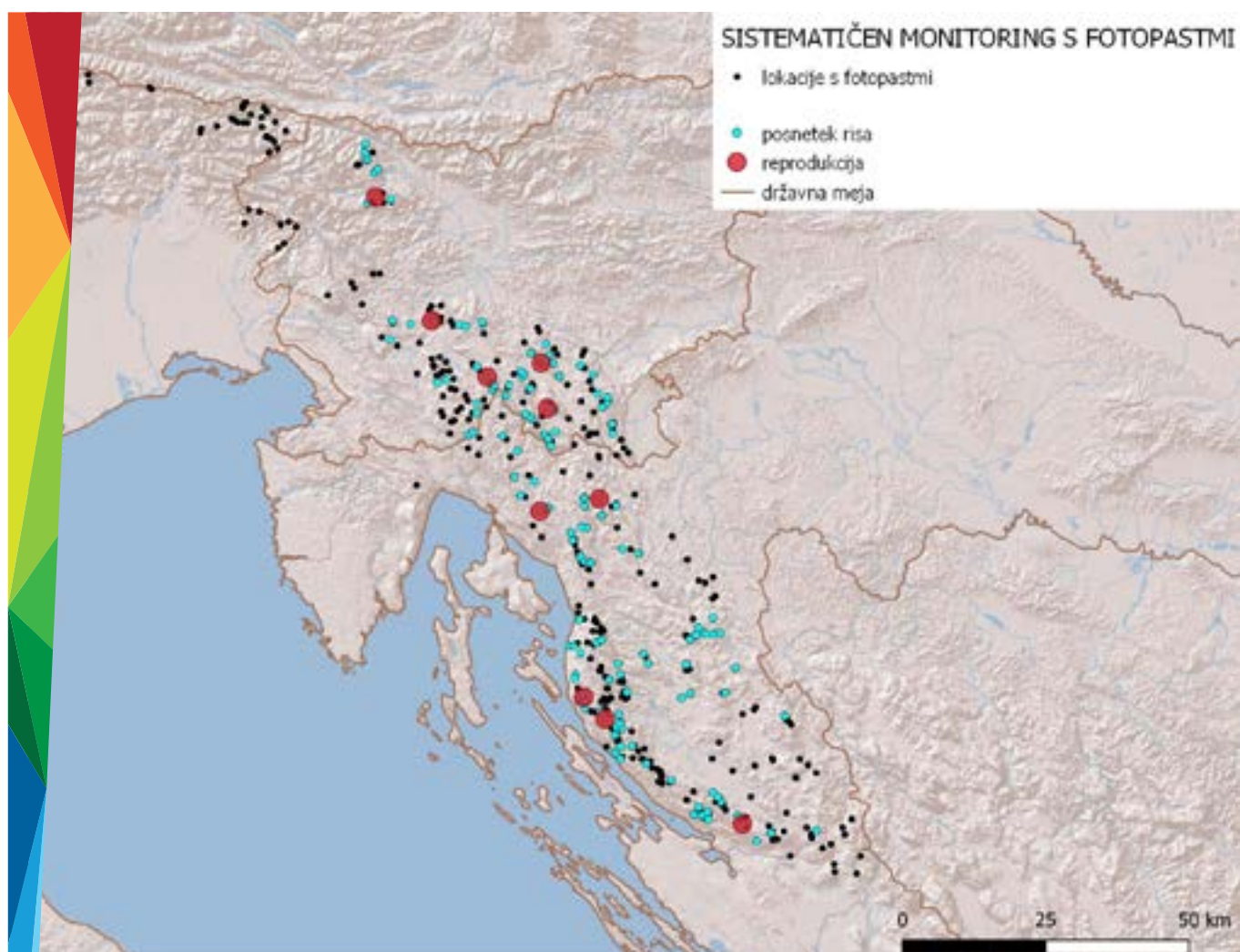
S pričetkom doseljevanja risov iz romunskih in slovaških Karpatov v ogroženo dinarsko populacijo v okviru projekta LIFE Lynx so pričeli z intenzivnim spremljanjem njegove uspešnosti oziroma razvoja populacije. Pri tem so uporabili več metod spremljanja, ki se med seboj dopolnjujejo, in sicer spremljanje s pomočjo fotopasti (foto-monitoring), neinvazivno genetsko vzorčenje, GPS telemetrija ter beleženje smrtnosti in razmnoževanja. Te podatke so pridružili že uveljavljenemu načinu naključnega zbiranja podatkov o znakih njihove prisotnosti, ki jih razvrščajo v t.i. SCALP kategorije glede na njihovo zanesljivost C1 do C3 (Molinari-Jobin in sod. 2003), in ki nam dajejo dodaten vpogled v razširjenost risje populacije, hkrati pa omogočajo učinkovitejši monitoring s pomočjo preostalih metod spremljanja.

Potrjena razširjenost risa v dinarskem-JV alpskem območju na podlagi razpoložljivih podatkov iz Italije, Slovenije in Hrvaške v sezoni 2021-2022. Kvadrati so obarvani na podlagi potrjenih podatkov o znakih prisotnosti risa v standardni evropski mreži 10 × 10 km. Štirje tipi podatkov so bili obravnavani kot potrjeni znaki prisotnosti: naključno zbrani podatki, kategorizirani kot C1 ali C2, GPS lokacije telemetrično spremljanih osebkov ter podatki s fotopasti ter genetski podatki (Fležar in sod., 2023).



Tako vzpostavljen monitoring populacije risa zagotavlja osnovne demografske parametre kot so razširjenost in gostota populacije, minimalno število zaznanih odraslih osebkov in reprodukcijskih dogodkov (zaznanih samic z mladiči) ter ključne mere s katerimi ocenjujejo njihovo genetsko stanje kot so stopnja sokrvja, spreminjanje genetske pestrosti in efektivne velikosti populacije. Ob tem pa po izpustih natančno spremljajo vse doseljene osebkke, uspešnost njihovega parjenja, oziroma vključevanja v genetsko osiromašeno dinarsko populacijo. V nadaljevanju predstavljamo rezultate monitoringa oziroma stanja risje populacije na območju Slovenije, Hrvaške in Italije za obdobje 2019 – 2022, oziroma sezono 2021-2022 (Fležar in sod. 2023).

S pomočjo foto-monitoringa so v sezoni 2021/2022 skupno identificirali najmanj 95 različnih odraslih risov. Da so se izognili potencialnemu podvajanju evidentiranih osebkov v Sloveniji in na Hrvaškem, so primerjali vse posnetke vseh odraslih risov od leta 2018 v 15 kilometrskem pasu od meje med državama.



Podatki o prisotnosti risa v sezoni 2021-2022, zbrani s pomočjo sistematičnega monitoringa s fotopastmi. Poleg pridobivanja zanesljivih podatkov kategorije C1 po SCALP kriterijih, omogoča metoda tudi pridobivanje minimalnega števila reprodukcijskih dogodkov na teh območjih.(Fležar in sod.2023)"

Prisotnost risa na obmejnem območju s Slovenijo v Italiji je bila zabeležena s podatkom kvalitete C2, kar pomeni, da prisotnost ni bila potrjena z zanesljivim dokazom in zahteva nadaljnje spremljanje na tem območju. Podobno kot v sezoni 2020/21 (Fležar in sod. 2022) so v Sloveniji zaznali prisotnost najmanj 29 odraslih risov, na Hrvaškem pa 66. Gre za preliminarno oceno minimalnega števila odraslih osebkov, ki jo bodo kasneje metodološko znanstveno ovrednotili skupaj z drugimi metodami.

Minimalno število zaznanih odraslih risov se med leti ni bistveno spreminjala, vendar pa je ta parameter nezanesljiv za spremljanje dejanskega stanja, ker ne upošteva navora, ki se v vlaga v monitoring. V ta namen je bila ob pričetku doselitve risov z znanstveno uveljavljenimi pristopi ocenjena absolutna gostota risje populacije (0.51 (0.30-0.88) risa/100km²; Fležar in sod. 2023), spremembe le-te pa bodo ponovno preverjene ob koncu preselitev. Na učinkovitost monitoringa s pomočjo fotopasti kaže dejstvo, da so kamere zaznale vse telemetrično spremljane osebkke v Sloveniji (10) in na Hrvaškem (5), tako doseljene, kot tudi preostale dinarske rise. Medtem ko so nihanja števila zabeleženih risjih mladičev med leti večja, ostaja število samic, ki vodijo mladiče podobno. Podobna ostaja tudi prostorska razširjenost območij v Sloveniji in na Hrvaškem, kjer prihaja do reprodukcije. Kot zanimivost je bila prisotnost risa na obmejnem območju s Slovenijo v Italiji zabeležena s podatkom kvalitete C2, kar pomeni, da prisotnost ni bila potrjena z zanesljivim dokazom in zahteva nadaljnje spremljanje na tem območju.



Razširjenost risa v Dinarsko-JV Alpskem prostoru primerjalno v sezonah 2019-2020 (levo), 2020-2021 (sredina) in 2021-2022 (desno). Celice popisne mreže so obarvane na podlagi potrjenih podatkov o znakih prisotnosti risa v standardni evropski mreži 10 × 10 km. Kot potrjeni znaki prisotnosti so bili obravnavani štirje tipi podatkov: oportunistično zbrani podatki kategorizirani kot C1 ali C2, GPS lokacije telemetrično spremljanih osebkov ter podatki s foto-pasti ter genetski podatki. (za več podrobnosti glej Krofel in sod. 2021 in Fležar in sod. 2022).

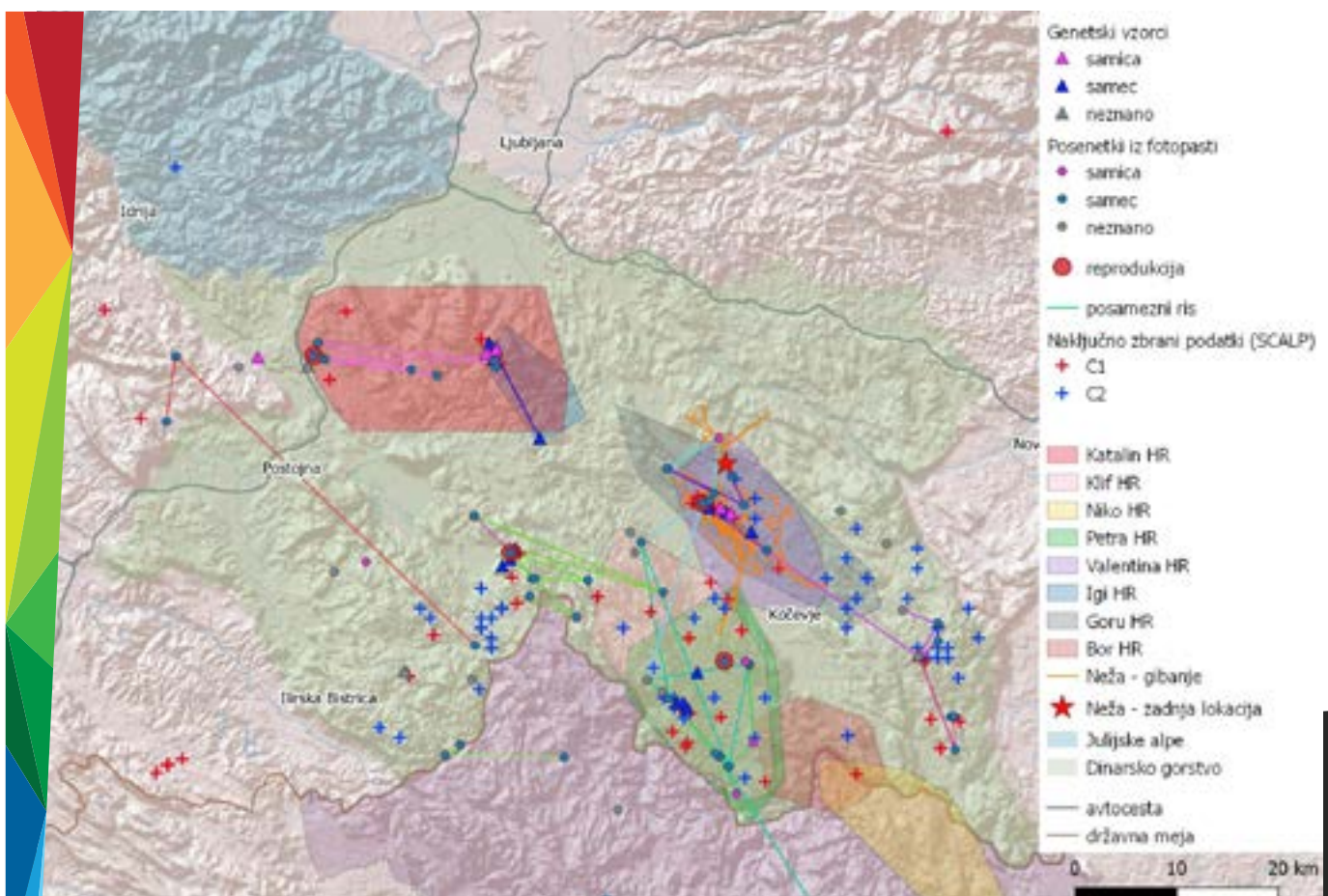
Razdelitev Dinarsko-JV Alpskega prostora na posamezna območja, za katera predstavljamo povzetke stanja populacije v nadaljevanju. Območje JV Alpe – Italija je vključeno v območje »Julijskih Alp« zaradi le enega zapisa prisotnosti risa na tem območju.



Dinarsko območje v Sloveniji

V slovenskem delu Dinaridov, vzhodno od avtoceste Ljubljana-Koper (tj. Notranjska in Kočevska) risi poseljujejo večji del za risa primerne prostora, vključno z več območji kjer si teritorije delijo samci in samice. V sezoni 2021–2022 je bilo na območju zaznanih najmanj 24 različnih odraslih risov, vključno z dvema doseljenima samcema, ki imata tu vzpostavljene teritorije. Zaznane so bili štiri uspešne reprodukcije, vključno z obema doseljenima risoma, ki sta se uspešno parila z dinarskimi samicami. V primerjavi z letom 2020–21 se število zaznanih risov ter razmnoževalnih dogodkov ni bistveno spremenilo, izredno veliko pa je bilo število mladičev na posamezno samico, saj so le te vodile po vsaj 3 mladiče v vsakem leglu. Povečalo se je tudi območje razširjenosti risa z novimi osebkami na območjih vzhodno, jugozahodno in severno od razširjenosti iz leta 2020–21 (Fležar in sod. 2022). Po razpoložljivih podatkih kaže, da nezasedena območja ostajajo predvsem na obrobju okoli osrednjega območja spremljanja populacije, a ker na teh območjih ni sistematičnega monitoringa, prisotnosti risa ni mogoče izključiti.

Zahodno od avtoceste Ljubljana–Koper je bila v sezonah 2020/2021 in 2021/2022 zaznana prisotnost risov na Hrušici, Nanosu in v Trnovskem gozdu, še vedno pa prisotnosti samic ali reprodukcije na tem območju niso zaznali. Zanimivo je, da je bil ris, ki je bil zaznan na fotopasteh na tem območju, marca 2022 posnet na kamero tudi na območju Snežnika, kamor se je morda odpravil na paritveni izlet. To kaže na nekaj prepustnosti avtoceste Ljubljana–Trst za samce na tem območju. Poleg tega se je na enem od avtocestnih nadvozov med Vrhniko in Logatcem posnel risji mladič, vendar njegovega prehoda niso mogli potrditi z gotovostjo.

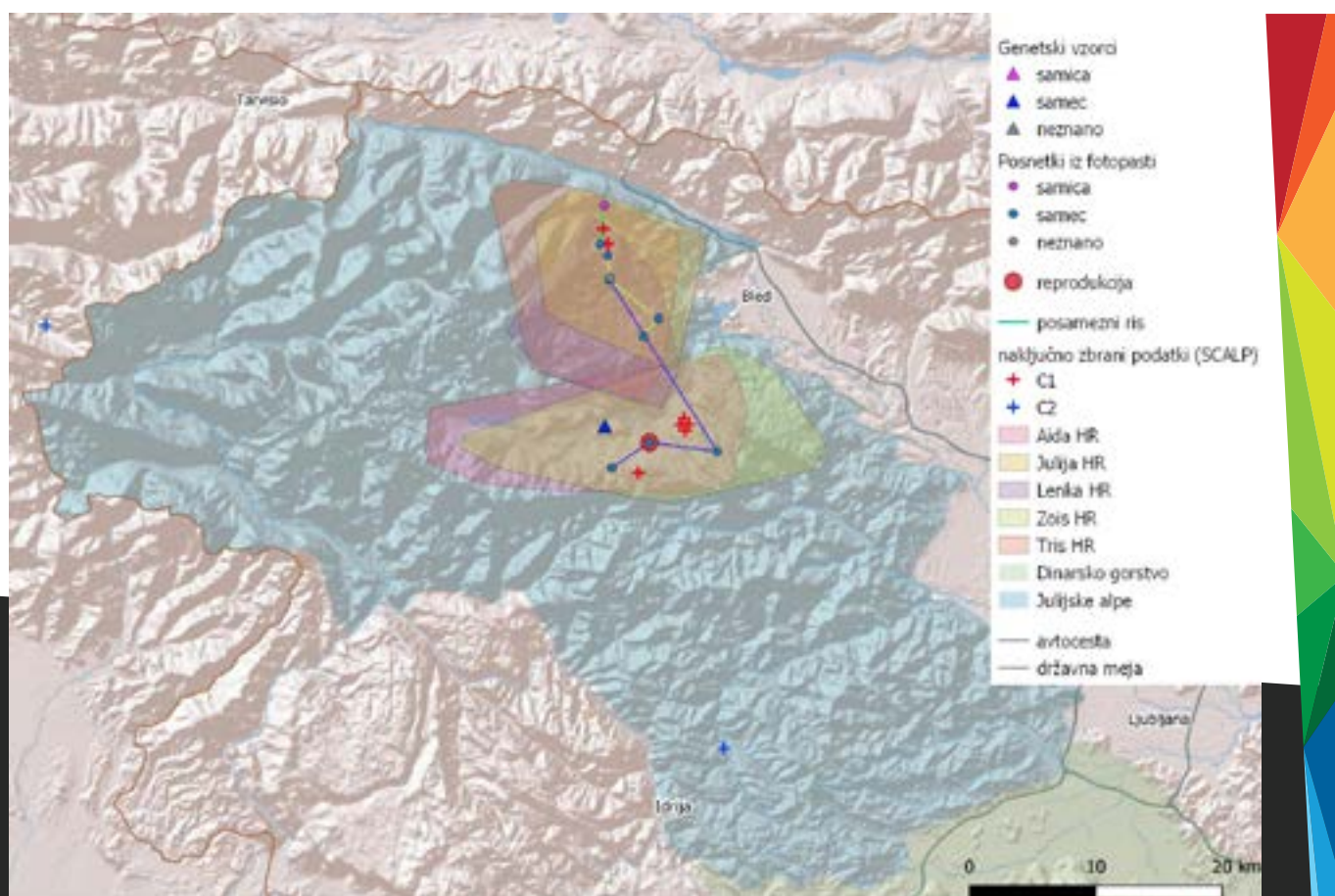


Pregled vseh potrjenih podatkov o prisotnosti risa, zbranih v sezoni 2021–2022 na Kočevskem in Notranjskem (v slovenskem delu Dinaridov). Prikazani so podatki iz sistematičnega foto-monitoringa in neinvazivnega genetskega monitoringa (s podatki o spolu zaznanih risov), domači okoliši (HR; 100 % MCP) doseljenih telemetrično spremljanih risov, ter potrjeni oportunistično zbrani podatki (kategorija C1 in C2). Ravne črte povezujejo genetske vzorce in podatke s fotopasti, za katere je potrjeno, da pripadajo istemu osebk, pri čemer vsaka barva črte predstavlja drug osebek.

Julijske Alpe v Sloveniji (vključno z Italijo)

Prisotnost risa na območju Julijskih alp izhaja iz doselitve risov, ko so aprila 2021 v naravo izpustili en par risov na Jelovici ter enega samca in dve samici na Pokljuki. Kmalu za tem so potrdili prvo reprodukcijo, saj je bila samica z Jelovice fotografirana s 3 mladiči. Dva od njih so genetsko povzorčili, pred disperzijo pa so jih v njihovem rodnom teritoriju posnele tudi fotopasti v okviru foto-monitoringa. V letu 2022 sta samici z Jelovice in Pokljuke skotili vsaka po 3 mladiče, pri tretji pa reprodukcije niso potrdili. Pomembno je, da je bil na italijanski strani Julijskih Alp zbran zanesljiv naključno najden podatek o prisotnosti risa (ostanki plena risa), ki kaže na možno širitev risov znotraj alpskega prostora iz Slovenije v Italijo. V letu 2023 so na območju Trbiža doselili še štiri rise.

Uspešna doselitev risa v Julijske alpe je ključno za oblikovanje povezovalne populacije (ang. stepping stone) za širjenje risa naprej v okoliški alpski prostor. Prvi korak k temu je bilo zagotovo dejstvo, da so vsi izpuščeni risi tam vzpostavili svoje teritorije, pri eni samici pa je bila zaznana uspešna reprodukcija.

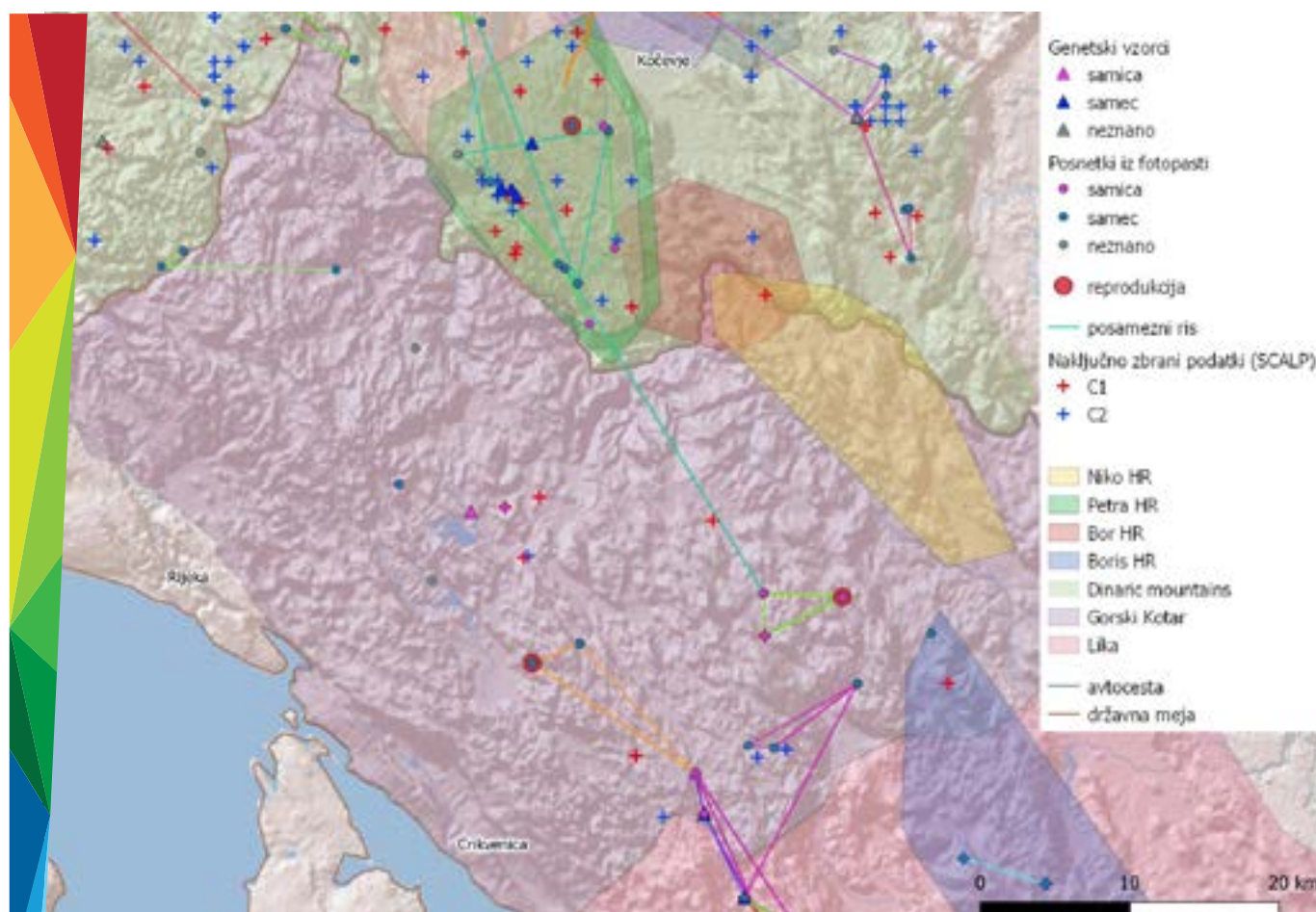


Pregled vseh potrjenih podatkov o prisotnosti evrazijskega risa, zbranih v sezoni 2021-2022 na širšem območju Julijskih Alp. Podatki o doseljenih risih in njihovih potomcih do bili pridobljeni iz različnih tipov podatkov.

Gorski Kotar

V Gorskem Kotarju so risi prisotni na večjem delu za risa primerne prostora. V zadnjih treh letih sicer upada število oportunistično zbranih podatkov o znakih njihove prisotnosti, a je to deloma posledica dejstva, da več posameznikov, ki so prej redno posredovali podatke, ni več aktivnih na tem območju. Drugi razlog je v vse pogostejši odsotnosti oziroma kratkotrajni snežni odeji v zimskem času, tako da je podatke iz sledenja risov vse težje pridobiti. S pomočjo fotopasti so v sezonah med 2019 in 2022 zabeležili podobno število risov. V zadnjih treh sezonah so skupno identificirali 25 (2019 – 2020), 29 (2020 – 2021) ter

25 (2021 – 2022) odraslih risov. Od 25 odraslih risov zaznanih v zadnji sezoni 2021-2022 jih je 8 znanih iz sezone 2019-2020, medtem ko jih je 16 znanih iz sezone 2020-2021. V zadnji sezoni sta bili potrjeni dve reprodukciji.

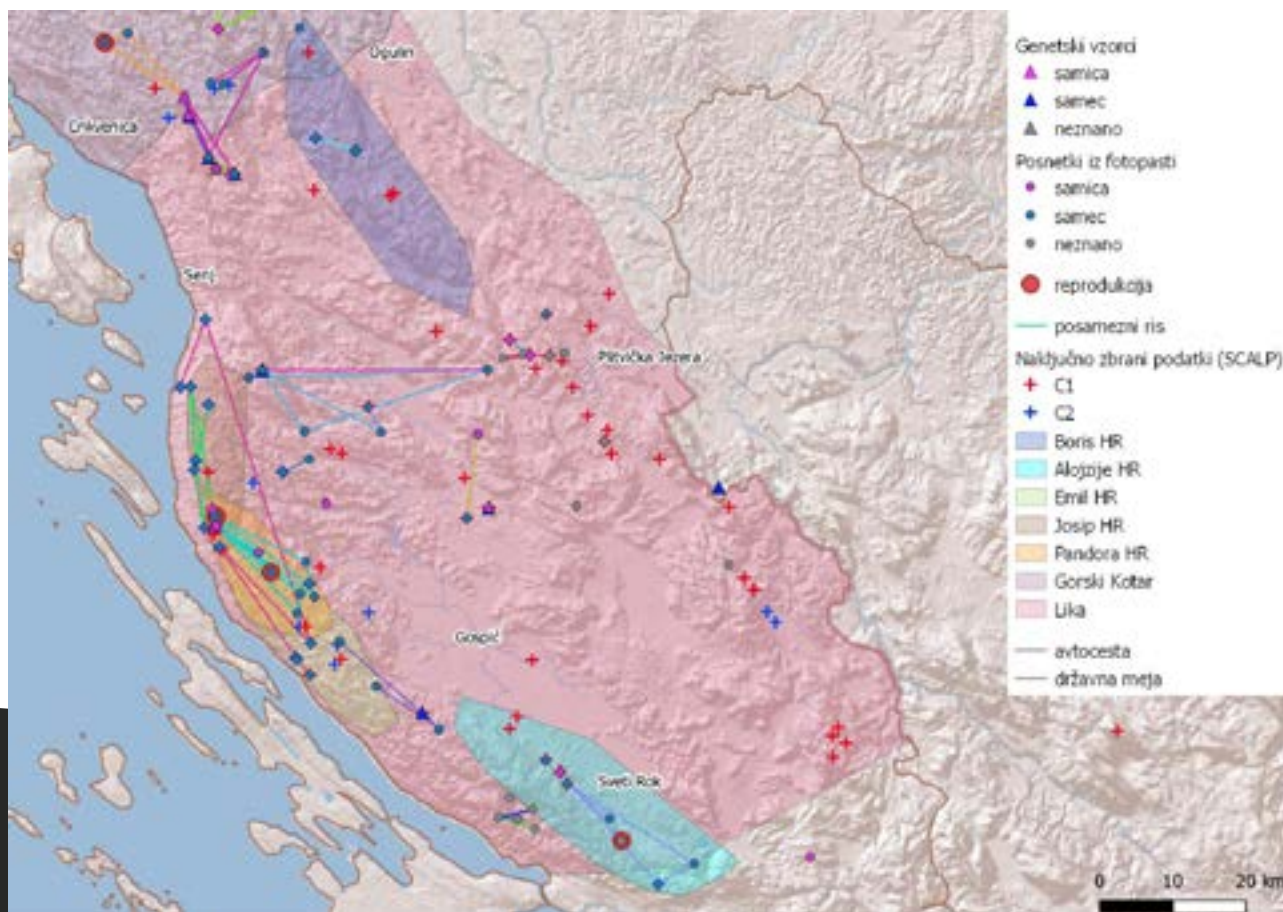


Pregled vseh potrjenih podatkov o prisotnosti evrazijskega risa, zbranih v sezoni 2021-2022 v Gorskem Kotarju na Hrvaškem. Prikazani so podatki iz sistematičnega foto-monitoringa in neinvazivnega genetskega monitoringa (s podatki o spolu zaznanih risov), gibanja doseljenih telemetrično spremljanih risov, ter potrjeni oportunistično zbrani podatki (kategorija C1 in C2). Ravne črte povezujejo genetske vzorce in podatke s fotopasti, za katere je potrjeno, da pripadajo istemu osebk, pri čemer vsaka barva črte predstavlja drug osebek.

Lika in Severna Dalmacija

Podatki monitoringa iz obdobja 2019 - 2022 kažejo, da so risi v Liki razširjeni na celotnem, za risa primernem območju. Kot je razvidno iz slike, so edine celice popisne mreže 10 x 10 km brez podatkov, ki bi potrdili prisotnost risa, območja neprimerne habitata za risa (odprte ravnine in kraška polja v osrednji Liki). Skupno število foto-identificiranih odraslih osebkov (54) v sezoni 2021-2022 je primerljivo s sezono 2019-2020 (58). Med 54 osebki, identificiranimi s fotopastmi na širšem območju Like in severne Dalmacije (vključno z risi v Karloški in Zadarski županiji), jih je bilo 32 identificiranih z obeh strani telesa. Med identificiranimi risi jih 17 spremljajo že od sezone 2019-2020, 14 osebkov pa od sezone 2020-2021.

Razmnoževanje je bilo zaznано na petih lokacijah v osmih različnih dogodkih. Potrdili so pet legel in 11 mladičev, kar je manj kot leto prej, ko so v sezoni 2020-2021 zaznali 10 legel in 14 mladičev.

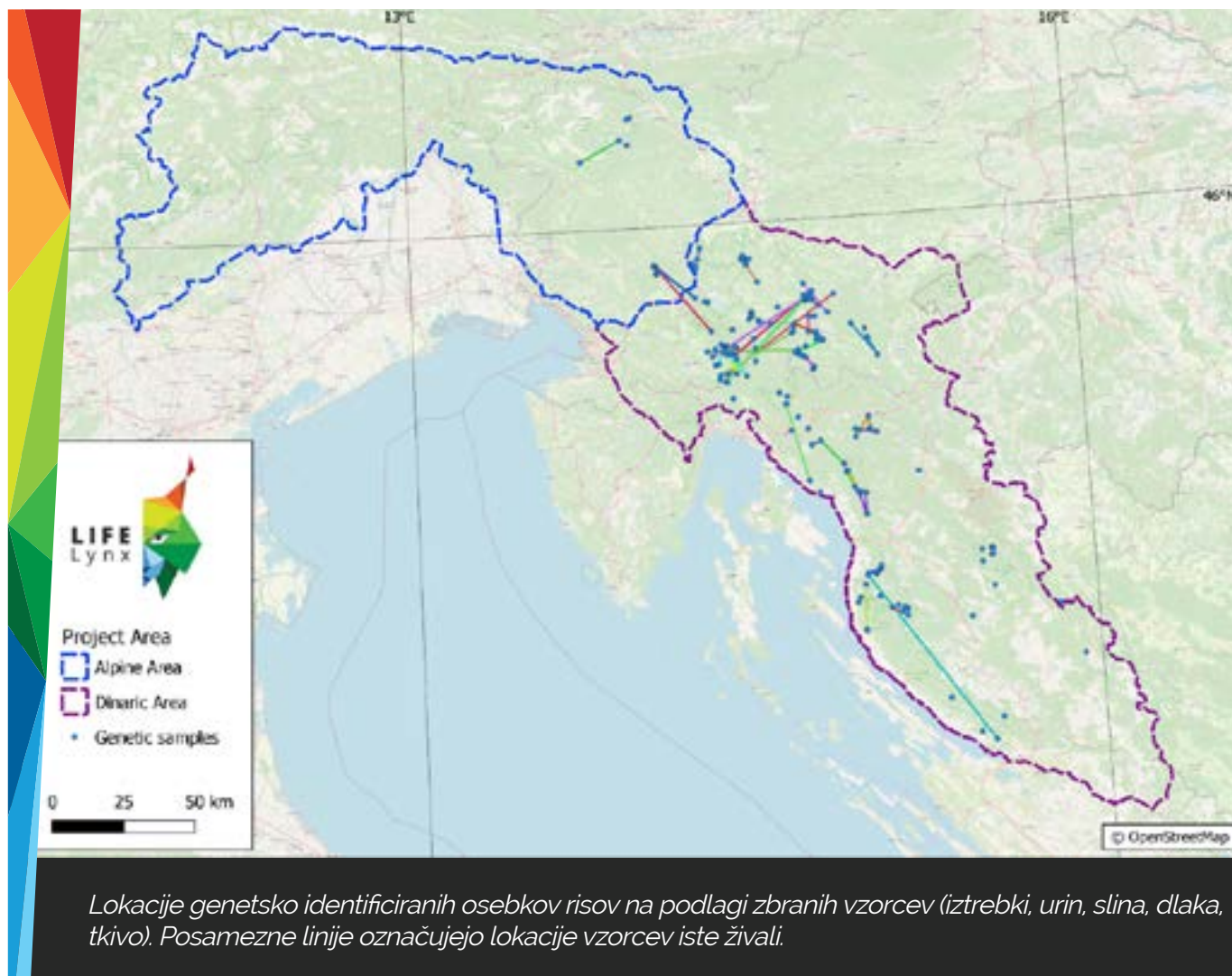


Pregled vseh potrjenih podatkov o prisotnosti evrazijskega risa, zbranih v sezoni 2021-2022 v Liki na Hrvaškem. Prikazani so podatki iz sistematičnega foto-monitoringa in neinvazivnega genetskega monitoringa (s podatki o spolu zaznanih risov), domači okoliši (HR; 100 % MCP) doseljenih telemetrično spremljanih risov, ter potrjeni oportunistično zbrani podatki (kategorija C1 in C2). Od enega od izpuščenih risov niso prejeli nobenih telemetričnih podatkov, zato je navedeno samo njegovo mesto izpusta.

Genetska pestrost in pretok populacije

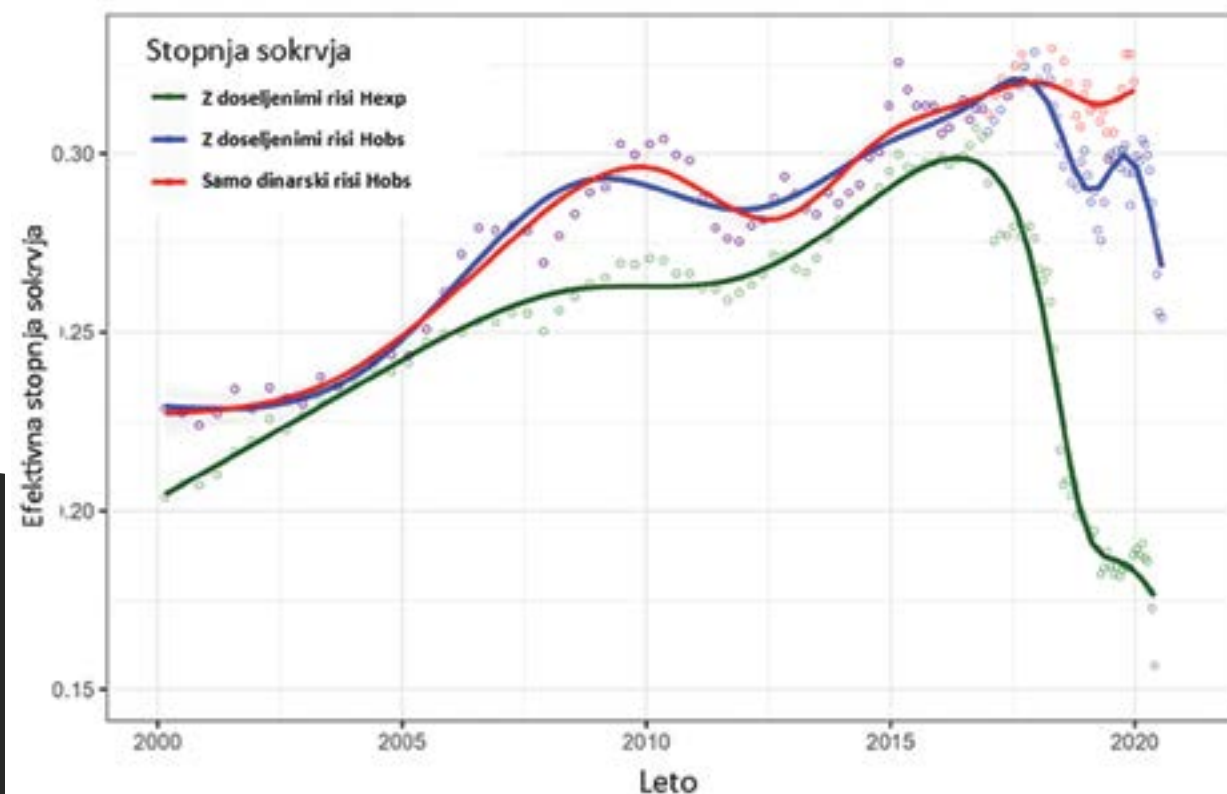
Gibanje živali lahko spremljamo tudi preko zbiranja neinvazivnih genetskih vzorcev. Pomembno je, da za vsak vzorec poznamo natančno lokacijo in datum, kar nam omogoči, da žival, ki smo jo z genetskimi metodami identificirali iz ostankov njenega dednega materiala, natančno postavimo v prostor in čas. V primeru, da je zbranih več vzorcev iste živali, lahko preko teh podatkov sledimo njenemu gibanju.

Za ohranitev vitalne populacije, je pomembno, da ne ostane prostorsko izolirana, saj se s tem povečuje možnost parjenja v sorodstvu in se povišuje stopnja sokrvja. Visoko sokrvje vodi do bolj pogostega izražanja genetskih okvar, zmanjšuje se sposobnost preživetja in uspešnega razmnoževanja. Posledično je živali vedno manj, vedno bolj so si sorodne in populaciji grozi izumrtje. Da bi tako populacijo rešili pred izumrtjem, mora priti do vnosa novih genov, povečati se mora genetski pretok z nesorodnimi osebki. Če je populacija zamejena z naravnimi barierami oz. so druge populacije predaleč stran, lahko rešujemo obstoj populacije z doselitvijo novih nesorodnih osebkov. Tako se bo povečala genetska pestrost in zmanjšala stopnja parjenja v sorodstvu. Z boljšo sposobnostjo preživetja potomcev in s tem naraščanjem njihove številčnosti, se bo povečala tudi možnost za povezovanje s sosednjimi populacijami. Zaradi pretoka genov med populacijami, se bo še dodatno zmanjšala stopnja parjenja v sorodstvu. Prav to želimo doseči s preselitvijo risov iz dveh delov Karpatov v dinarsko populacijo. Za vsakega preseljenega risa naredimo genetsko analizo, s katero preverimo kako sorodna je že preseljenim risom. S tem se izognemo možnosti, da bi tudi med njimi prihajalo do parjenja v sorodstvu.



Populacijsko genetska študija (Skrbinšek in sod. 2019) je pokazala, kako se je genetska pestrost ponovno naseljene dinarske populacije risa poslabšala od naselitve leta 1973. V primerjavi z izvirno populacijo v slovaških Karpatih se je populacija približala visoki stopnji parjenja v sorodstvu. V genetsko analizo narejeno po koncu sezone monitoringa 2021/2022 (Fležar in sod. 2023) smo vključili rise iz dinarskega območja (brez živali, ki so bile preseljene iz Romunije in Slovaške v tem projektu in njihovih potomcev) kar omogoča nadaljnje spremljanje stopnje parjenja v sorodstvu.

Po drugi strani pa genotipi preseljenih živali in njihovih potomcev omogočajo vpogled v pričakovan genetski razvoj populacije (povečanje pestrosti, zmanjšanje stopnje sokrvja), če se bodo preseljene živali uspešno razmnoževale in vključevale svoje gene v populacijo. Z novimi razpoložljivimi podatki lahko potrdimo, da bi brez priselitev stopnja parjenja v sorodstvu v dinarski populaciji risa ostala visoka (rdeča črta na sliki spodaj). Že sedanje stanje s preseljenimi živalmi in njihovimi potomci, vključenimi v analizo, kaže dramatično izboljšanje (modra črta na spodnji sliki). Pri uporabi opazovane heterozigotnosti za izračune je opazen očiten upad stopnje parjenja v sorodstvu, čeprav preseljene živali in njihovi potomci ne tvorijo velikega deleža populacije. Če pa bi preseljene živali in njihovi potomci tvorili 15 % celotne populacije (simulirano z odstotkom preseljenih živali in njihovih potomcev, vključenih v potovalno okno uporabljeno v analizi) vzorca (zelena črta v letih 2019-2020 na spodnji sliki), bi se stopnja parjenja v sorodstvu, ocenjena na podlagi pričakovane heterozigotnosti zmanjšala na 0,18 in se približala 0,15, ko bi preseljene živali in njihovi potomci tvorili približno 40 % populacije. Čeprav je to še vedno visoka vrednost, je že v območju, ki smo ga opazili v osemdesetih letih prejšnjega stoletja, ko se je populacija risa še vedno zdela vitalna.



Stopnja parjenja v sorodstvu-sokrvja (Fe) dinarske populacije risa glede na izvorno populacijo v slovaških Karpatih, izračunano z uporabo pričakovane heterozigotnosti in heterozigotnosti pri slovaških risih (ocenjeno iz slovaških vzorcev) in potujočega okna s 60 vzorci. Rdeča – Stopnja parjenja v sorodstvu - Fe izračunana brez doseljenih risov in z uporabo opažene heterozigotnosti, ki opredeljuje stanje v primeru brez doselitev; modra - izračunano z doseljenimi risi z uporabo opažene heterozigotnosti, ki kaže na trenutno stanje, zelena – stopnja parjenja v sorodstvu - Fe izračunana z vključno z doseljenimi risi z uporabo pričakovane heterozigotnosti, ki kaže, z (rdeče) in brez (modro) vrednosti vključujoč doseljene osebkke in njihove potomce, izračunano z uporabo 60 – vzorčnega potujočega okna. Učinek je pretiran, ker so doseljene živali in njihovi potomci preveč zastopani v končnih vzorcih potujočega okna (42 % v zadnjem potovalnem oknu s 60 vzorci), vendar to kaže na možnost hitrega zmanjšanja parjenja v sorodstvu, če bi se doseljene živali še naprej uspešno razmnoževale in bi njihovi potomci tvorili približno 40 % populacije.

Vzorci risov, ki so bili leta 2021 ponovno naseljeni v JV Alpe in vzorce njihovih potomcev, smo izključili iz te analize, saj še ne vemo, kakšen bo genski pretok z risi v dinarskem območju. Da bo naselitev dolgoročno uspešna in populacija risa v tem prostoru ohranjena, je pomembno da zagotovimo tudi prostorske pogoje, ki bodo omogočali stik med populacijama in vzpostavitev genskega pretoka med njimi. To je tudi razlog da se je rise (zlasti samice, ki se slabše odseljujejo v okoliški prostor) naselilo v alpski območje v Sloveniji, kjer so se začeli uspešno razmnoževati. Potomci prvih legel pa so v letu 2022 že odšli v disperzijo. Pomembno je, da se razselijo dovolj narazen in tudi uspešno pariyo. V smeri proti jugu se bodo povezovali z dinarskim delom populacije, v smeri proti severu pa lahko pridejo v stik s populacijami (osebki) risov v Italiji, Avstriji in Svici. Tudi za te populacije je ta stik in vzpostavitev genskega pretoka zelo pomembna, saj je za dolgoročno ohranitev risa v srednji Evropi pomembno, da so te populacije med seboj povezane v tako imenovano metapopulacijo. Dovolj primerne in povezanega prostora preko katerega se risi lahko uspešno gibljejo in v katerem lahko zasedejo nove teritorije je zato za ohranitev risa bistvenega pomena.

Razporeditev primerne življenjskega prostora in njegove povezanosti za populacijo risa v severnih Dinaridih in Jugovzhodnih Alpah

Evrazijski ris (*Lynx lynx*) je največja izmed štirih, danes živečih vrst risov in tehta med 14 in 35 kg, v dolžino meri med 70 in 130 cm, v višino do 65 cm. Za razliko od preostalih treh vrst so njegov

glavni plen parkljarji, medtem ko so zajci z izjemo najbolj severnih delov areala relativno nepomembni. Vrsta je razširjena po večjem delu Severne in Srednje Azije, v nekaterih delih Bližnjega vzhoda in Evrope. Največje evropske populacije so v Skandinaviji, Baltskem območju in Karpatih, medtem ko so populacije v srednji in jugovzhodni Evropi, z izjemo balkanske populacije, ponovno naseljene, za vse pa velja, da so majhne in izolirane.

Po dosedanjih najdbah, se je evrazijski ris v Evropi prvič pojavil v času riško-würmske medledene dobe ob koncu pleistocena. Kolonizacija je najverjetneje potekala iz Azije preko takrat velikih gozdnih masivov (Oriani 2000). V začetku holocena, ko so bile razmere za risa zelo ugodne je evrazijski ris hitro širil svoj areal. Do začetka srednjega veka je poseljeval praktično celotno območje Evrope z izjemo Iberskega polotoka katerega je poseljeval iberski ris (*Lynx pardinus*). V srednjem veku in nato z viškom po industrijski revoluciji se je zgodil skokovit porast urbanizacije evropskega prostora in izginjanje velikih gozdnih območij, kar je povzročilo hiter upad tako risa kot tudi njegovega najpomembnejšega plena – evropske srne. Ob hkratnem sistemskem vzpodbujanju in nagrajevanju ubijanja velikih zveri je ris do druge polovice 19. stoletja praktično izginil iz večjega dela Evrope (Kos in sod. 2005). Leta 1973 je bilo iz Slovaških Karpatov v Trnovec v Kočevskem Rogu ponovno naseljenih 6 risov (tri samice in trije samci). Vsi doseljeni risi so bili odlovljeni na istem območju in predvidoma delno sorodni med seboj. V naslednjih letih se je populacija hitro širila in po nekaj letih poselila zlasti Kočevsko in Notranjsko v Sloveniji ter Gorski Kotar na Hrvaškem. Širjenje je bilo zlasti hitro v smeri proti jugovzhodu, proti Hrvaški in Bosni in Hercegovini, saj se v tej smeri raztezajo za risa lahko prehodni, obsežni sklenjeni gozdovi. Širjenje proti severozahodu, v jugovzhodne Alpe v Sloveniji, Avstriji in Italiji, pa je bilo precej manj intenzivno in počasnejše. Gozdne koridorje, ki so na območju med Vrhniko in Divačo potekali iz dinarskega v alpsko območje je namreč "presekala" ograjena avtocesta Ljubljana – Razdrto (kasneje do Kopra), ki je ves čas predstavljala veliko oviro pri njihovem širjenju iz dinarskega območja proti Alpam. V vsem obdobju od ponovne naselitve so zaznali le nekaj osebkov severno, oziroma zahodno od te avtoceste, v Julijcih ter na mejnem območju v Italiji, a so bili vsi evidentirani osebki samci, razmnoževanja ali samic z mladiči pa niso nikoli zaznali.

Ponovna povezanost vzhodnih Alp z naravnim prehajanjem risov iz Dinarske populacije v Sloveniji in na Hrvaškem je ena od prednostnih rešitev za dolgoročno ohranjanje risov v tem delu Evrope. Povezanost med habitatnimi krpami je temeljnega pomena za dolgoročno preživetje katere koli populacije prostoživečih živali, saj neposredno vpliva ne samo na njeno dinamiko in možnosti dolgotrajnega preživetja, pač pa tudi na možnost za njeno širjenje.

Zaradi tega je izboljšana povezanost prostora med Dinaridi in Alpami, ki bo zagotovila ustrezno število osebkov, ki prehajajo v Alpski prostor in tako tudi genski pretok, ključnega pomena za vzpostavitev viabilne metapopulacije risov v Alpah in Dinaridih. To pa je glede na potrebe in želje ljudi zelo težko doseči. Povečana urbanizacija na območjih, kjer živi ris ter razvoj velikih prometnih infrastruktur, kot so avtoceste, sta v zadnjih letih v Sloveniji in v sosednjih državah še povečala ta izziv.

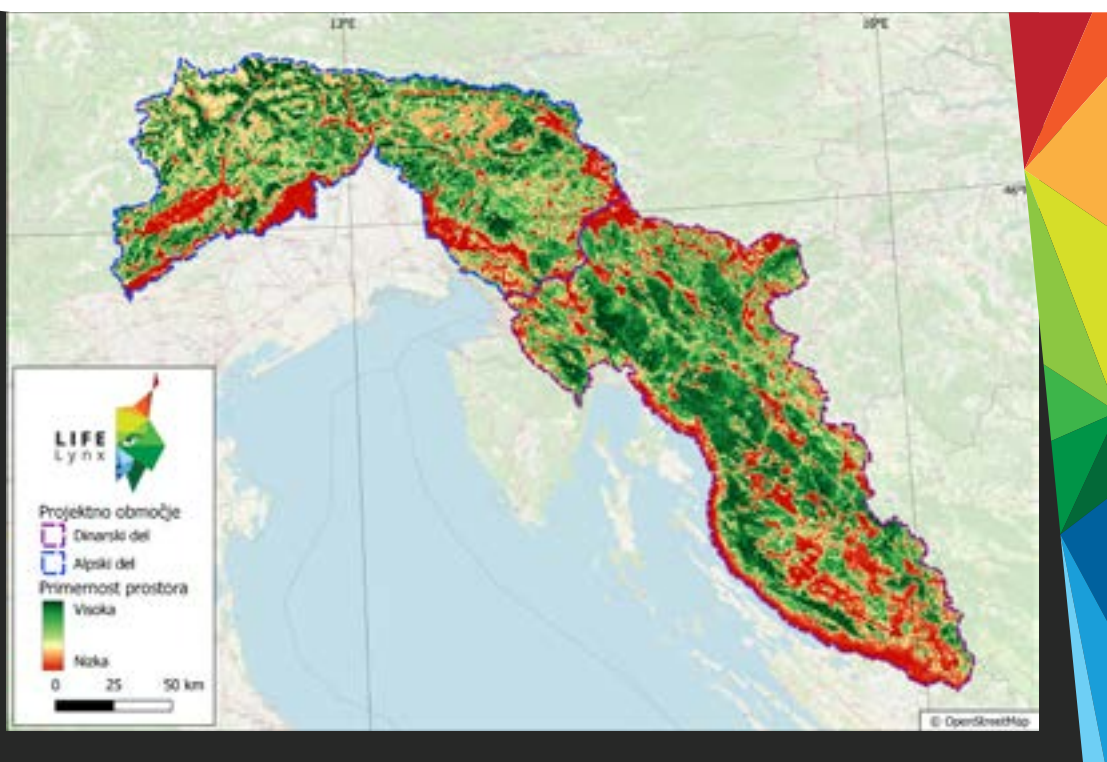
Z namenom ohranitve Dinarske - JV Alpske populacije risa smo v sklopu projekta LIFE Lynx "*Reševanje risa v Dinaridih in jugovzhodnih Alpah pred izumrtjem*" leta 2017 pričeli z doseljevanjem risov iz slovaškega in romunskega dela Karpatov. Prednostno je bilo namreč treba preprečiti nadaljnjo izgubo genetske pestrosti oziroma povečanje sokrvja, ki bi zagotovo vodili v hitro izumrtje populacije v prihodnjem desetletju. Ob doselitvah risov na ključna območja v Dinaridih v Sloveniji in na Hrvaškem ter v Alpah v Sloveniji pa je skupaj z drugimi naravovarstvenimi ukrepi ključno vzpostaviti povezavo med sedaj ločenima subpopulacijama iz Dinaridov in jugovzhodnih Alp. Zato je bilo treba narediti podrobno analizo primernosti in povezljivosti prostora, ki bo omogočila oblikovanje strategije obnovitve populacije.

Sodobni računski pristopi, ki obsegajo metode strojnega učenja so v ekoloških raziskavah pogosto uporabljeni. V okviru analize primernosti prostora smo tako izdelali model primernosti prostora za evrazijskega risa na območju JV Alp in severnih Dinaridov, ki predstavlja most oz. "stepping stone" med omenjenima deloma populacij. Pri tem smo uporabili metodo največje entropije (Maxent), ki se je v dosedanjih študijah izkazala za izredno robustno in omogoča izdelavo tovrstnih modelov z uporabo podatkov o pojavljanju vrste ter okoljskih podatkov. V našem primeru smo uporabili podatke telemetričnega spremljanja 31 risov ter lokacije zbranih neinvazivnih genetskih

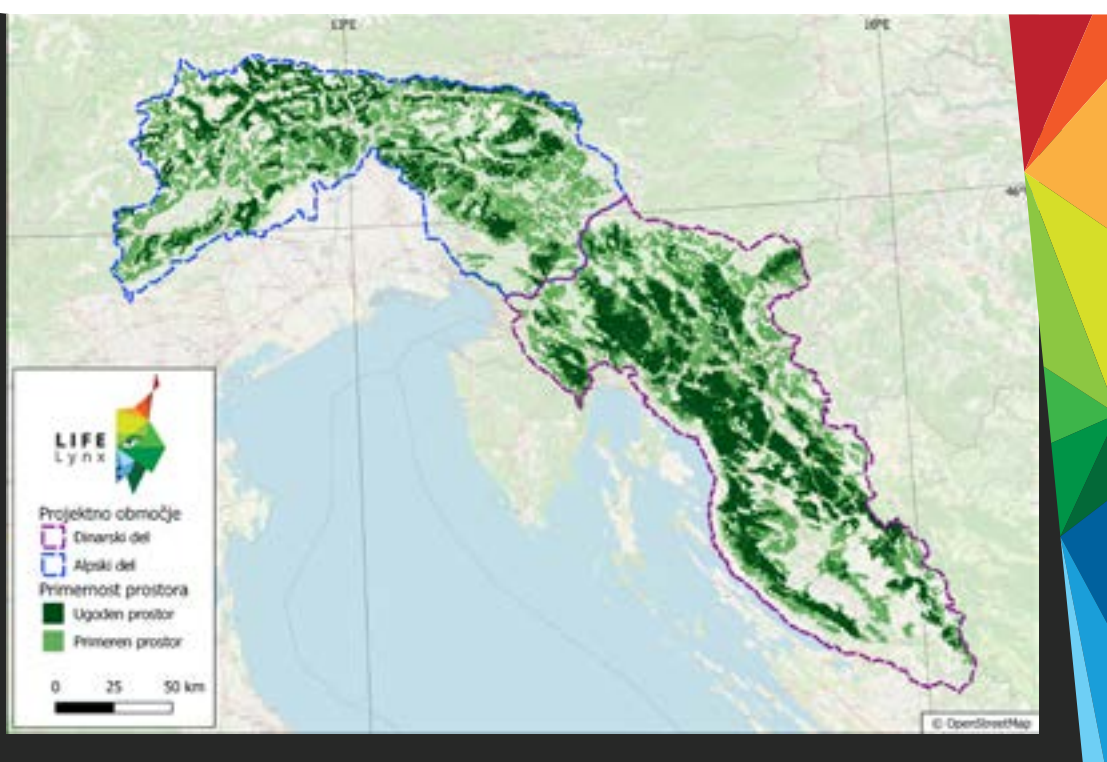
vzorcev risa, okoljski sloji pa so obsegali podatke o gozdnatosti, vplivu človeka, naklonu terena ter nadmorski višini. S tem smo želeli zajeti vse ključne dejavnike, ki vplivajo na prisotnost oz. odsotnost risa. Vsekakor bi bilo dobro, če bi vključili tudi podatke o biotskih interakcijah (npr. volk in ris sta v posredni kompeticiji za plen, medved je pomemben kleptoparazit), a ti podatki za celotno območje raziskave na žalost niso na voljo. Iz zvezne napovedi modela (slika 1) je razvidno, da je večji del Dinarskega območja primeren za risa, medtem ko so krpe ugodnega prostora v Alpskem območju razmeroma majhne in ločene z globokimi alpskimi dolinami.

V obeh primerih pa gre za (večje) strnjene gozdne komplekse. Razlika med območjema je še bolj očitno razvidna na sliki, ki prikazuje habitatne krpe primerne (svetlo zeleni odtenki) in ugodnega (temno zeleni odtenki) prostora.

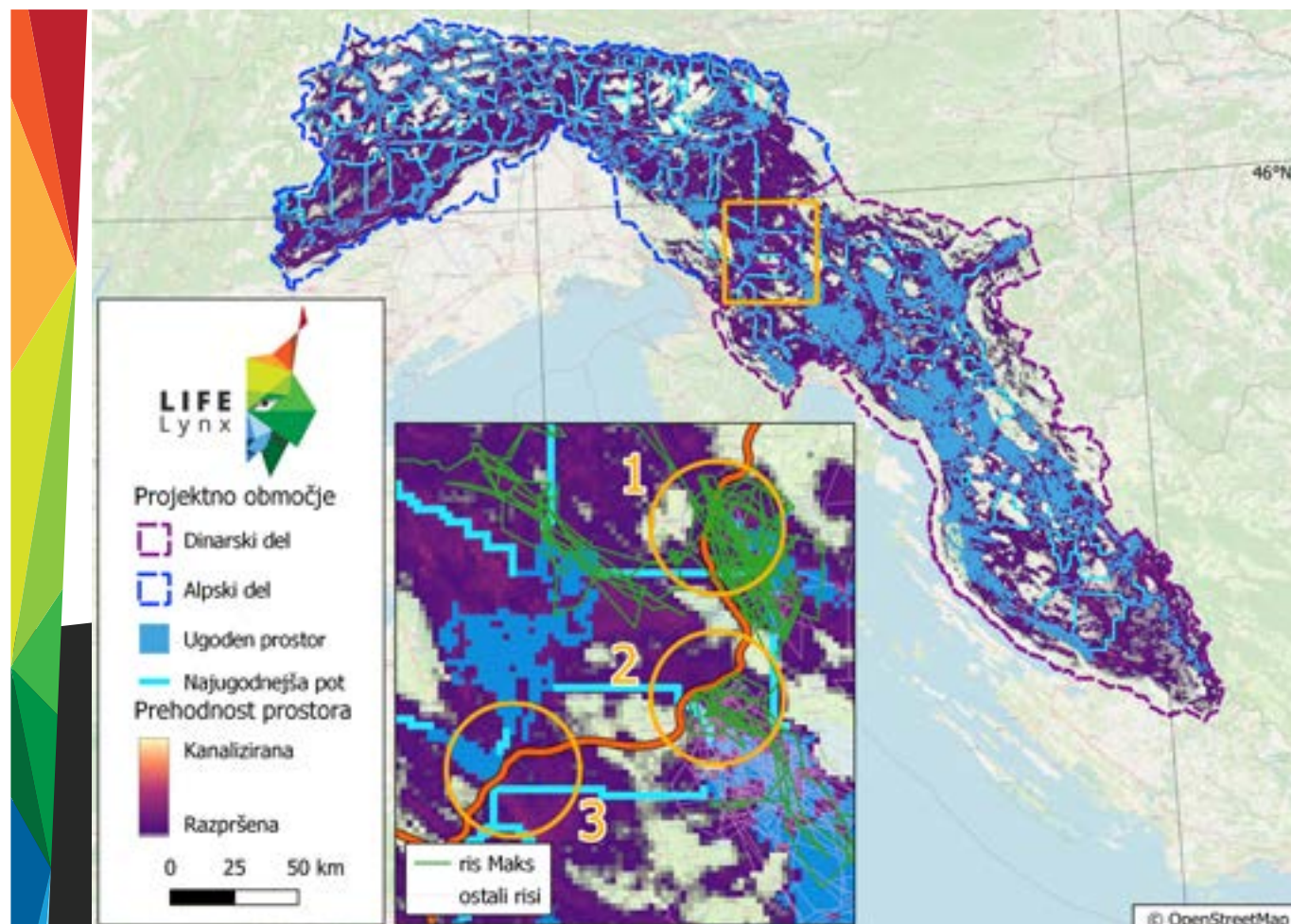
Zvezna napoved primernosti prostora za evrazijskega risa. Zeleni odtenki predstavljajo ugoden prostor, rdeči odtenki predstavljajo za risa neugoden prostor.



Krpe primerne (svetlo zeleni odtenki) in ugodnega (temno zeleni odtenki) prostora. Opaziti je velike površine ugodnega prostora v Dinarskem delu, medtem ko je krp ugodnega prostora v Alpah bistveno manj. Prikazane so tudi avtoceste in železniške proge - linearne prepreke, ki lahko predstavljajo veliko oviro za gibanje risa.



Model primernosti prostora torej napoveduje primernost prostora za vzpostavitev teritorijev rezidentnih risov. Na prehodnost prostora pa poleg primernosti vplivajo tudi drugi dejavniki, saj se bodo osebk v disperziji verjetno gibal tudi v manj ugodnem habitatu. Rezultate (Slika 3) analize prehodnosti prostora (angl. Landscape permeability) bi tako lahko interpretirali kot nekakšno "prometno" omrežje za mlade rise v iskanju teritorija. Ponekod je prehodnost razpršena (vijolični odtenki), kar v praksi pomeni, da se žival lahko neovirano premika skozi prostor. V nekaterih območjih pa je prehodnost izrazito kanalizirana (rožnati in rumeni odtenki), kar pomeni, da ima ris le malo možnosti za alternativno pot. Primeri, ko taka "ozka grla" presekajo linearne ovire (npr. avtocesta, železnica), so še posebej problematični, saj so take ovire lahko praktično neprehodne za risa.



Slika prikazuje potencialno prehodnost prostora, prekrito z ugodnimi habitatnimi krpami. Jasno je razvidno, da so zaplate ugodnega prostora predvsem v Dinaridih dobro povezane, medtem ko so razdalje med krpami ugodnega prostora v alpskem delu nekoliko večje. Poleg tega je jasno, da avtocesta Ljubljana-Koper prečka tri potencialne koridorje, prvi je odsek Vrhnika-Unec, drugi Unec-Postojna, kjer je načrtovan zeleni most in tretji Postojna-Divača. Na vstavljeni karti so označeni ti trije koridorji, obenem pa so prikazane sledi z GPS ovratnico opremljenih risov. Posebej je prikazana sled risa Maksa (svetlo modra črta), ki je sprva neuspešno iskal prehod na odseku med Uncem in Postojno, nato pa je avtocesto večkrat prečkal na odseku med Vrhniko in Logatcem.

Nazoren primer takšne ovire je ograjena avtocesta Ljubljana-Koper, ki je bila zgrajena (odsek od Vrhnike do Postojne) leta 1972, v časih, ko se o prehodnosti prostora za živali še ni razmišljalo. Avtocesta tako prečka gozdnate grebene severnih Dinaridov in z le nekaj cestnimi podvozi in nadvozi ustvari pregrado, ki osrednji habitat velikih zveri v Sloveniji razreže na dva dela. To potrjujejo telemetrični podatki risov (in drugih velikih zveri), ki kažejo na to da prehodnost avtoceste na nekaterih odsekih močno omejena, na odseku Unec – Postojna na primer (uspešnega) prečkanja še nismo zabeležili. Zato so državni načrti za izgradnjo zelenega mostu na tem odseku zagotovo upravičeni.

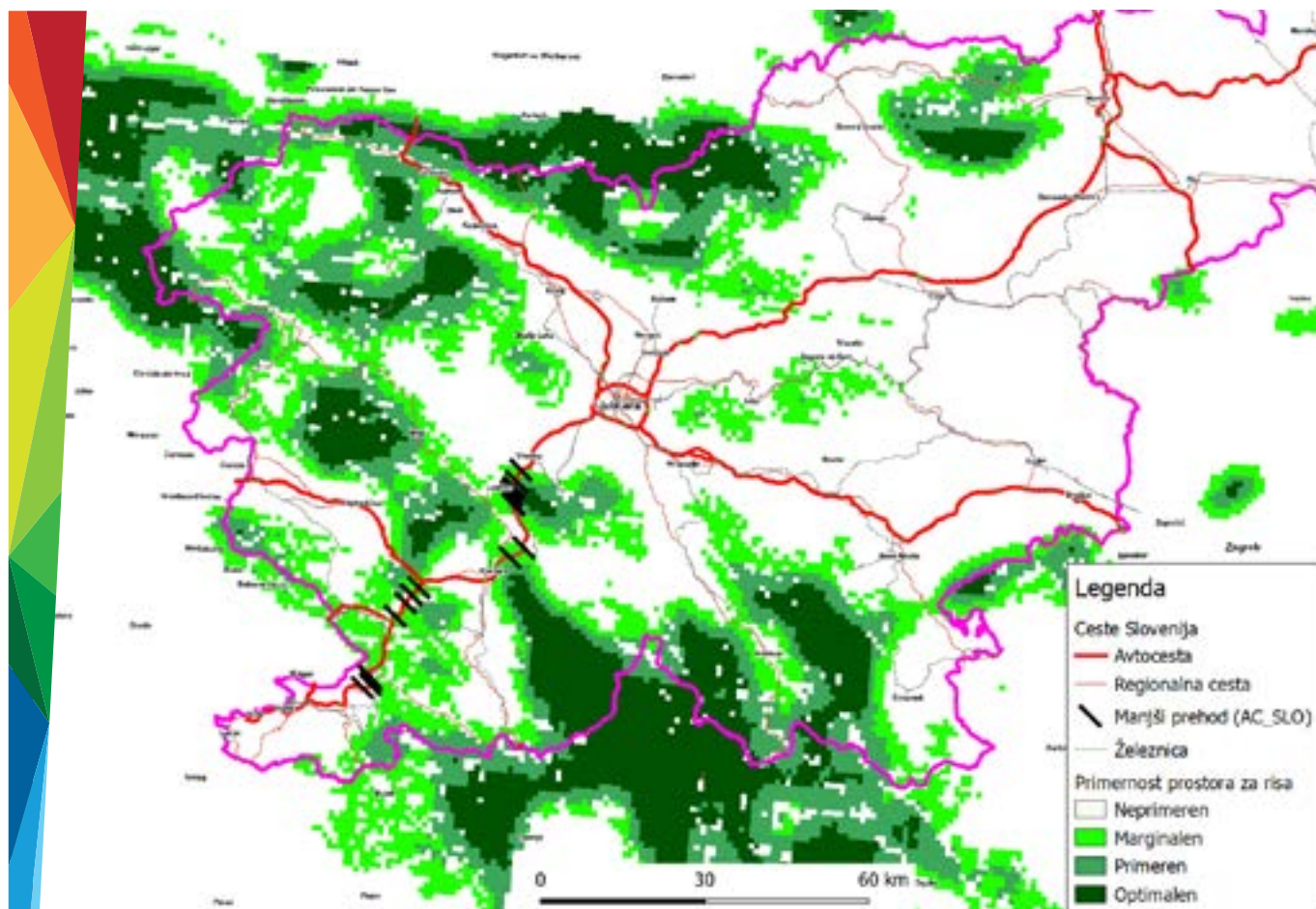


Foto-evidentiranje risjega mladiča na nadvozu med Vrhniko in Logatcem (prečkanje AC ni bilo potrjeno)(levo). Eno izmed več evidentiranih prečkanj doseljenega telemetrično spremljanega risa Maksa na podvozu (sicer prečkal tudi na nadvozu) avtoceste med Vrhniko in Logatcem (desno) (Fležar U.)

Pretekle raziskave so sicer pokazale, da posamezni risi zgoraj omenjeni avtocestni odsek lahko prečkajo tudi čez obstoječe premostitvene objekte (Adamič in sod., 1999; Adamič in sod., 2000), vendar pa na osnovi teh nekaj opažanj ni mogoče sklepati kakšna je skupna prepustnost avtocest za to živalsko vrsto. Za prehajanje risa sta zelo pomembna dela med Vrhniko in Uncem (severna habitatna krpa) ter Uncem in Postojno (osrednja habitatna krpa), ki predstavljata potencialno povezavo med dinaridi in alpskim prostorom. Lastnosti teh dveh odsekov avtoceste so povzete v tabeli 4. Druga povezava primerne prostora je tudi pod Nanosom, med Razdrtim in razcepom AC proti Sežani oziroma mejnemu prehodu Fernetiči (južna habitatna krpa), vendar je tam večji prometni križ, ki dela prostor manj prehodan. Le 1,48 % celotnega odseka avtoceste je prehodnega za velike sesalce. Od tega je večji del pod viaduktom Ravbarkomanda, pod katerim pa vzporedno z avtocesto potekata še železnica in magistralna cesta, ob njem pa so (ograjeni) pašniki in je kot tak ob trenutni rabi prostora slabo prehodan in verjetno nefunkcionalen. Vseh preostalih prehodov (mostovi, podhodi) je le za 118 metrov (0,25 % celotne dolžine trase avtocestnega odseka). Sklepamo lahko, da je ta celoten odsek za risa zelo slabo prehodan, zato je avtocestna trasa sicer delno prepustna, vendar zelo pomembna ovira za prehajanje.

Za ohranitev risa je pomembno tako ohranjanje zadostne količine primerne habitata kot tudi preprečevanje fragmentacije (drobljenja) tega prostora. Bistveno je omejevanje posegov v večje gozdne komplekse (habitatne krpe). Obenem je ključno ohranjanje oziroma vzpostavljanje povezljivosti med temi habitatnimi krpami. V Sloveniji so, na primer, pri gozdnogospodarskem načrtovanju takšni koridorji vključeni v sistem vrednotenja funkcij gozdnega prostora (biotopska funkcija 1. stopnje) in usmeritev, ki prepovedujejo krčenje gozdov na teh območjih (gozdnogospodarski načrti (GGN) za obdobje 2021-2030 za območja, kjer se nahaja AC Ljubljana - Koper). Pomembno je zlasti ohranjanje trenutnih prehodov pa tudi vzpostavljanje novih prehodov tam, kjer so bili ti v preteklosti zaradi umeščanja objektov in infrastrukture prekinjeni. S tem bo zagotovljena povezljivost populacije risov v Sloveniji in tudi širše. Za zagotovitev širjenja risa v Alpe, doseganje optimalnega varstvenega statusa na ozemlju Slovenije in dolgoročni razvoj alpsko-dinarske metapopulacije bi bilo treba povečati prepustnost avtoceste Ljubljana–Koper, zlasti na odseku Vrhnika–Postojna. Izboljšanje prehodnosti te avtoceste ni ključno samo za risa, ampak tudi za številne druge ogrožene živalske vrste, in bi moralo biti tudi zaradi velikega nacionalnega in mednarodnega pomena ena izmed nacionalnih naravovarstvenih prioritet.

Pomembno je povečanje funkcionalnosti obstoječih premostitvenih objektov« za izboljšanje prepustnosti na štirih obstoječih objektih, ki se nahajajo v t.i. migracijskih koridorjih (severni, osrednji in južni, ki se kot takšen prostor izkazujejo tudi v dosedanjih

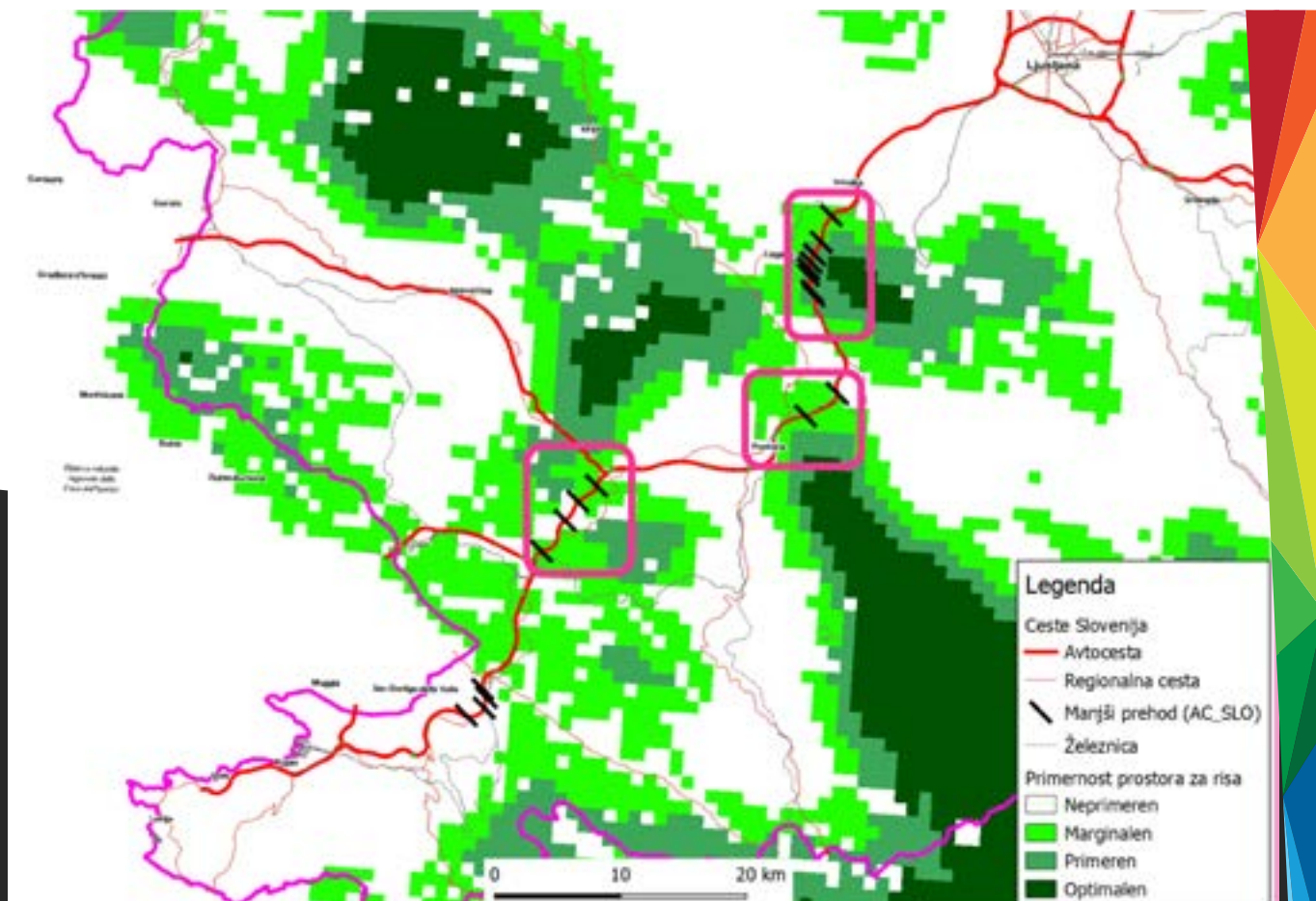


*Model primerne prostora za risa v Sloveniji, cestna infrastruktura in večje reke
(po Potočnik in sod., 2020)*

analizah ustreznosti (povezljivosti) prostora za nekatere velike zveri in druge sesalce (npr.: Skrbinšek 2004, Potočnik 2006, Kos in sod. 2005, Potočnik in sod. 2014, Rodrigues-Recio in sod. 2018, Potočnik in sod. 2020). Še zlasti pomembni so v tem pogledu podvoz Mali viadukt in nadvoz Suhi vrh ter viadukt Ravbarkomanda v osrednjem migracijskem koridorju. Viadukt Ravbarkomanda se je v preteklosti izpostavljala kot alternativa gradnji ekodukta, ki pa zaradi nekaterih omejitev, ki jih ima ter zaradi spreminjanja rabe prostora v okolici ter večanja intenzivnosti prometa lahko, ustrezno adaptiran, predstavlja le dodaten, komplementaren premostitveni objekt za nekatere vrste velikih sesalcev nikakor pa ne more nadomeščati kvalitetnega zelenega mosta.

Gradnja novega ekodukta je ukrep, ki je med vsemi ukrepi strateško najpomembnejši za povečanje povezljivosti prostora za risa, velike zveri in druge velike sesalce med Dinaridi in alpskim prostorom na tem območju. Ukrep je hkrati skladen z izsledki preteklih raziskav. Podpiramo umestitev ekodukta v t. i. osrednji migracijski koridor, ki povezuje Snežniško-Javorniški masiv s Hrušico in Nanosom, saj predstavlja enega od najpomembnejših ekoloških koridorjev med Dinaridi in Alpami za velike zveri in druge velike sesalce. Dosedanji telemetrični podatki spremljanih risov (Interreg Dinaris, LIFE Lynx) in izdelan habitatni model pa nakazujejo, da je obravnavan odsek ključen za povezljivost prostora za risa.

V letu 2019 so bile izdelane strokovne podlage za zagotovitev ustreznih migracijskih koridorjev na velike zveri in druge velike sesalce na AC odseku Vrhnika – Postojna, v katerih je bilo predlaganih več ukrepov vključno z rekonstrukcijo nekaterih obstoječih premostitvenih objektov kot je viadukt Ravbarkomanda ter izgradnjo ekodukta med Uncem in Postojno (AL Sajegh Petkovšek in Pokorny, 2019) v letu 2021 pa je bil izdelan tudi »Državni prostorski načrt za ekodukt med Uncem in Postojno (<https://dokumenti-pis.mop.gov.si/>).



Avtocesta Ljubljana–Koper in hitra cesta Razdrto–Nova Gorica in fragmentacija risovega habitata. Ta odsek predstavlja najpomembnejšo povezavo med dinarsko in alpsko populacijo risa pa tudi številnih drugih prostoživečih živalskih vrst (po Skrbinšek 2004, Potočnik in sod. 2020). Označene severna, osrednja in južna habitatna krpa primerne prostora oziroma potencialni migracijski koridorji za risa prek katerih poteka AC odsek.

Kako pomembni so zeleni mostovi pričajo podatki z bližnjega avtocestnega odseka Zagreb – Reka dolžine 68,5 km, ki teče skozi osrednje Gorskega kotarja, ki je del širšega kompleksa primerne habitatne prostora za risa. Zaradi relativno zahtevnega reliefa je na tem avtocestnem kraku 43 viaduktov in predorov in eden, z namenom omogočanja prehajanja živalim, posebej zasnovan 100 m širok zeleni most, kar predstavlja kar 25% dolžine avtoceste. Skupaj je bilo s pomočjo senzorjev gibanja in fotomonitoringa v 793 dneh zabeleženih 12.519 prehodov velikih sesalcev. Rezultati raziskave so pokazali, da v takem primeru izgradnje avtoceste, ko je na 25% dolžine avtoceste prehod velikim sesalcem omogočen, povezljivost habitata zadostno ohranjena. Zanimivo je, da je preko 100 m dolgega zelenega mostu prešlo 13,3 % več živali kot pod vsemi ozkimi (5-15 m) podhodi na tem avtocestnem odseku (Kusak in sod. 2009).

Evrazijski ris je nedvomno ena od bolj zahtevnih vrst, ko pride do vprašanja glede izbire habitata v pokrajini s prevladujočim vplivom človeka. Poleg gostote plena je ključen dejavnik pri določanju ustreznosti habitata tudi možnost kritja, ki ga le ta ponuja. Največkrat se to kaže v obsegu gozdnih in drugih sonaravnih površin, kot so grmišča, zaraščajoče površine ali višja vegetacija. Kljub temu, ga lahko najdemo vse od odprtih območij v Srednji Aziji pa do tundre v severnejših geografskih širinah (Breitenmoser in sod. 2000, Potočnik in sod. 2020). Risi se navadno izogibajo urbanim strukturam oziroma območjem s povečano človekovo aktivnostjo in izbirajo okolja s povezanimi gozdnimi kompleksi. (Ripari in sod. 2022). Potočnik in sod. (2020) so posodobili model, ki ga je pripravil Skrbinšek (2004) za določanje primernosti habitata za evrazijskega risa na območju Dinaridov in JV Alp. Po oceni modela je na območju Dinarskega gorstva 11.400 km² primerne prostora za risa, na območju jugovzhodnih Alp pa 9.500 km². Problem predstavlja predvsem velika fragmentacija primernih habitatnih krp in relativno slaba

povezljivost med njimi. Po naših ocenah so te številke nekoliko bolj konzervativne, saj v Alpah skupna površina krp z ugodnim habitatom znaša 706 km² in krp s primernim habitatom pa 3915 km², medtem ko je v Dinaridih ugodnega habitata 4.119 km², primerne pa 8.306 km². Zaradi visoke stopnje urbanizacije in krčenja primerne habitatne so številne populacije in subpopulacije risa po Evropi in v svetu močno fragmentirane in izolirane. V primerih številčno majhnih populacij, visoka stopnja izoliranosti predstavlja velik problem in brez pritoka zunanjega genetskega materiala s časom pride do težav zaradi parjenja v sorodstvu in posledično izginotja populacije (Lima in Zollner 1996; Collingham in Huntley 2000; Thomas, Baguette in Lewis 2000). Veliko vlogo pri ohranjanju stabilnosti populacij igra izmenjava genetskega materiala med posameznimi subpopulacijami. Ključno vlogo pri širitvi genov odigrajo mladi risi, ki po približno enem letu zapustijo rodni teritorij in poskušajo poiskati nezaseden teritorij ter partnerja. Iz rezultatov raziskave o značilnostih disperzije risov na Jurskem pogorju v Švici je razvidno, da risi tudi v času disperzije, ko bi pričakovali da bodo zaradi notranje želje po odselitvi, izbirali tudi manj primerne habitate, še vedno občutno raje izbirajo območja z večjo pokritostjo z gozdom (Zimmermann 2004). Kar 85,5% vseh lokacij dispergerjev je bilo zajetih znotraj gozdnih površin, kljub temu, da je bilo območju študije od naključno razpršenih točk kar 51,8 % pozicioniranih na negozdnih površinah.

Sodeč po dosedanjem poznavanju in izkušnjah bi morali v prihodnje vidike ohranjanja primernega življenjskega okolja risa vključevati tudi vpliv podnebnih sprememb. Gorska okolja veljajo za posebej ogrožena, pri čemer se globina in trajanje snežne odeje v zadnjih desetletjih močno zmanjšujeta (Beniston in sod. 2003), spreminja se naravna vegetacija (Gehrig-Fasel in sod. 2007) povečuje pa se tudi tveganje za spreminjanje in širjenje novih/tujerodnih plenilcev/kompetitorjev, kot je na primer evrazijski šakal (*Canis aureus*) (Potočnik in sod. 2019). Vsi omenjeni dejavniki bi lahko pomembno vplivali tako na razpoložljivost prehranskih virov za rise, kot tudi na količino razpoložljivega ustreznega prostora zanje. Ne glede na to pa prizadevanja za ohranjanje območij in koridorjev med habitatnimi krpami, zmanjševanje vpliva (zlasti) linijskih ovir (avtoceste) in, po potrebi, »imitacija« disperzije s premestitvami oziroma translokacijami osebkov ostajajo pomemben del varstvenih ukrepov za vzpostavljanje viabilne pan-evropske metapopulacije risa v Evropi.



Edina rešitev, kako se izogniti fragmentaciji - razdrobljenosti ranljivih habitatov bi lahko bila, da se ne izvede načrtovana gradnja infrastrukture, s čimer bi se zagotovo izognili negativnim ekološkim učinkom. Učinek fragmentacije bi lahko zmanjšal: s prilagajanjem trase infrastrukture tako, da bi se ranljivim habitatom izognili oziroma jih ne bi presekali; z zmanjšanjem površine zemljišča, uporabljenega za cestni koridor oziroma z zmanjšanjem posega v okoliški prostor. Vendar pa se na takšen način ne moremo v celoti izogniti razdrobljenosti. Izogibanje fragmentaciji bi moralo biti prvotno načelo, upoštevano v fazah načrtovanja, načrtovanja, gradnje in vzdrževanja infrastrukture, tako kot tudi pri obnovi in odstranjevanju obstoječih cest in železniških prog.

Načrtovanje nove infrastrukture ali obnavljanje obstoječe bi moralo potekati tako, da bi se fragmentacija življenjskega okolja vrst zmanjšala do največje možne mere. Z izvajanjem celovitih presoj vplivov na okolje (CPVO), načrtov ali programov ter presoj vplivov na okolje (PVO) projektov se zagotovi, da je okoljski vidik upoštevan že v zgodnji fazi. CPVO in PVO morata biti izvedeni v skladu z direktivami EU in njihovimi nacionalnimi izvedbenimi ukrepi. Splošni cilj CPVO in PVO je prepoznavanje možnih okoljskih vplivov načrtov ali projektov preden se sprejme odločitev o izvedbi. Drug cilj je, da se zagotovi javno posvetovanje o projektu. Preden se načrt ali projekt potrdi in pred začetkom gradnje, sta CPVO in PVO predstavljena javnosti. V tej fazi lahko zadevni organi, deležniki, nevladne organizacije in splošna javnost izrazijo svoje mnenje o načrtih in vplivu projekta preden se sprejme dokončna odločitev o izvedbi. Ker se pri gradnji ceste ali železniške proge ni mogoče izogniti določeni stopnji fragmentacije, je treba razmisliti o omilitvenih ukrepih, da se zagotovi prepustnost infrastrukture v presekanih, razdeljenih koridorjih in prednostnih habitatih. Kadar infrastruktura posega v še posebej ranljiva območja, ali kadar so ukrepi za zmanjšanje tveganja neustrezni ali jih ni mogoče izvesti, je morda treba uvesti izravnalne ukrepe.

Ohranjanje habitata in preprečevanje fragmentacije se dosega s pravilnim umeščanjem novih infrastrukturnih objektov v prostor. Risove prostorske potrebe in druge ekološke zahteve je treba upoštevati pri prostorskem načrtovanju in presojah sprejemljivosti vplivov izvedbe posegov na naravo, ključne strokovne institucije pa morajo biti s strokovnimi mnenji vključene tudi v vse faze presoje načrtov in posegov v naravo.

Težave, povezane s fragmentacijo že obstoječe infrastrukture so na nek način drugačne. V večini primerov se pri načrtovanju in gradnji obstoječe infrastrukture niso izvajali ukrepi za zmanjševanje tveganja. V takšnih primerih fragmentacija, ki jo je povzročila obstoječa infrastruktura, morda že vpliva na območje, ali pa so se pojavili še drugi vzroki zanjo, ki v času izvedbe študije niso bili prisotni. V kolikor so na začetku izvedene študije postale zastarele, je morda treba izvesti novo presojo.

Celovita presoja vplivov na okolje in presoja vplivov na okolje

V skladu z Direktivo 2001/42/ES Evropskega parlamenta in Sveta z dne 27. junija 2001 naj bi vsi novi regijski načrti in programi v državah EU in v drugih evropskih državah vključevali PVO. Rok za začetek izvajanja nacionalne zakonodaje je bil 21. julij 2004. CPVO zagotavlja, da so pri razvoju obsežnih politik načrtovanja upoštevani okoljski vidiki. CPVO mora vključevati splošen opis samih načrtov ali programa, njegove glavne cilje in razmerje do drugih zadevnih načrtov

ali programov. Postopek CPVO vključuje okoljske vidike v postopek sprejemanja odločitev pred izvedbo PVO na ravni projekta.

V skladu z Direktivo Sveta EU (97/11/ES z dne 3. marca 1997) mora biti v okviru vseh večjih projektov, vključno z infrastrukturnimi projekti, izvedena PVO. PVO se nanaša na posamezen projekt. Postopek zagotavlja izvedbo podrobne presoje škodljivih in koristnih okoljskih vplivov ter vrste drugih možnih rešitev, odvisno od podrobnih ugotovitev iz postopka CPVO, ki se med državami razlikujejo. Postopek določanja obsega presoje je podlaga za razmišljanje o drugih možnih rešitvah. Tem presojam sledijo priporočila za izvedbo ukrepov, s katerimi bi se v največji možni meri zmanjšali ali pa izravnali negativni vplivi na okolje. Ocenijo se tudi vsi okoljski dejavniki, ki bi obstajali, če se projekt ali pa načrt ne bi izvedla. To se pogosto imenuje scenarij brez ukrepanja. Razmere, kot bi obstajale, če se projekt ne izvede, je predvsem treba opisati zato, da se lahko izvajajo primerjave. PVO se uporablja kot temeljni dokument skozi celotno fazo načrtovanja in projektiranja ter tudi kot splošno orodje za primerjavo in komunikacijo.

Prostorski obseg presoje

Jasno načrtano preučevano območje in analize so temeljnega pomena za smiselno preučitev težav v zvezi s fragmentacijo. Praviloma mora biti območje preučevanja precej širše od območja, v katerem naj bi se izvedel projekt, in se določi v skladu z obstoječim reliefom-prostorom, njegovimi deli in značilnostmi, ki so razlog za fragmentacijo. Pri določitvi obsega presoje je treba upoštevati različna prostorska merila:

- **Nacionalna raven:** pomen širšega območja, ki obdaja predlagano gradnjo, se presoja ob upoštevanju prisotnosti in migracij posamezne vrste na ravni celotne države. S tega vidika so temeljnega pomena območja, ki povezujejo izolirane populacije; te lokacije so lahko ključne za nadaljnji obstoj populacije, tudi kadar določena vrsta na tem območju ni stalno prisotna. Za njimi imajo prednost lokacije, na katerih bi ovira razdelila populacijo na območju, kjer ima populacija svoje osrednje ali pa reproduktivno območje: opazovanje dolgih selitvenih poti, lokalna ozka grla in povezanost izoliranih populacij se izvede tudi, kadar ciljne vrste na območju ne živijo stalno. Ustrezno merilo bi bilo 1: 250000.
- **Regionalna raven:** osredotočenost na vpliv infrastrukture, drugih ovir v območju, topografsko povezljivost, gozdna območja itd. Pomemben cilj je, da se opiše številčnost, obseg in lokacija izvedbe omilitvenih ukrepov. Ustrezno merilo bi bilo 1: 50000.
- **Lokalna raven:** podrobne preučitve območja vključno s populacijami, habitati in njihovimi lokacijami. Uporabne informacije vključujejo opažanja lokalnih strokovnjakov, lovcev, gozdarjev itd. Pomemben cilj je, da bi opisali točno število, lokacijo in razsežnost omilitvenih ukrepov. Ustrezno merilo bi bilo 1:5 -10000.

Karte morajo vsebovati konfliktne oziroma vroče točke z migracijskimi potmi tarčnih vrst, možne negativne vplive na ranljiva območja in fragmentacijo pomembnih habitatov.

Uporaba prostorskih modelov ustreznosti prostora za risa in potencialne prehodnosti prostora pri presojah sprejemljivosti posegov in restavraciji preteklih negativnih posegov v prostor.

Za objektivnejše odločanje pri presojah smo za celotno območje Jugovzhodnih Alp in Dinarskega gorstva (torej Slovenijo, Hrvaško, južni obmejni del Avstrije in SV del Italije) pripravili (Potočnik in sod. 2020 in Kuralt in sod. 2023): (i.) prostorsko eksplisitni model primernosti prostora za risa in sicer v dveh oblikah in z dvema modelnima pristopoma: 1.a) **zvezni habitatni model**, ki prikazuje primernost prostora za risa v intervalu od 0 (najslabše) do 100 (najboljše), in 1.b) **diskretni habitatni model**, ki ločuje optimalen, primeren in manj primeren prostor od neprimernih površin (matriksa) za življenje risa. Pri presojah sta lahko uporabna oba tipa, saj prvi (zvezni) podaja podrobnejšo informacijo in nakazuje, kjer so najverjetnejši prehodi med večjimi habitatnimi bloki in kako primerne so posamezne habitatne krpe (višja vrednost po celotni krpi pomeni, da je ta krpa primernejša, diskretni model pa je preglednejši), (iii.) **model potencialne prehodnosti prostora**, ki notranje povezuje dele habitatov znotraj iste habitatne krpe in med krpami. Modeli potencialne prehodnosti, ki povezujejo krpe in dele krp, označujejo prostor z vidika razpršenosti oziroma usmerjenosti (kanaliziranosti) gibanja. Pri interpretaciji

modelov jih moramo razumeti kritično, saj je v merilu, ki smo ga zajeli nemogoče določiti točne koridorje. V splošnem smo skušali biti konservativni in so lahko ponekod koridorji označeni tudi, če dejansko ne bi delovali, predvsem pa je lega koridorjev lahko zelo okvirna. Kadar sta meji dveh habitatnih krp namreč vzporedni (med krpami je dokaj enakomerno širok pas ne-habitata ali matriksa), je ti krpi mogoče povezati s številnimi potencialnimi koridorji in je nemogoče predvideti, kje točno dejanski koridor poteka. V takih primerih je nujna podrobnejša presoja v katero se vključi strokovnjaka za ekologijo živali in presoje.

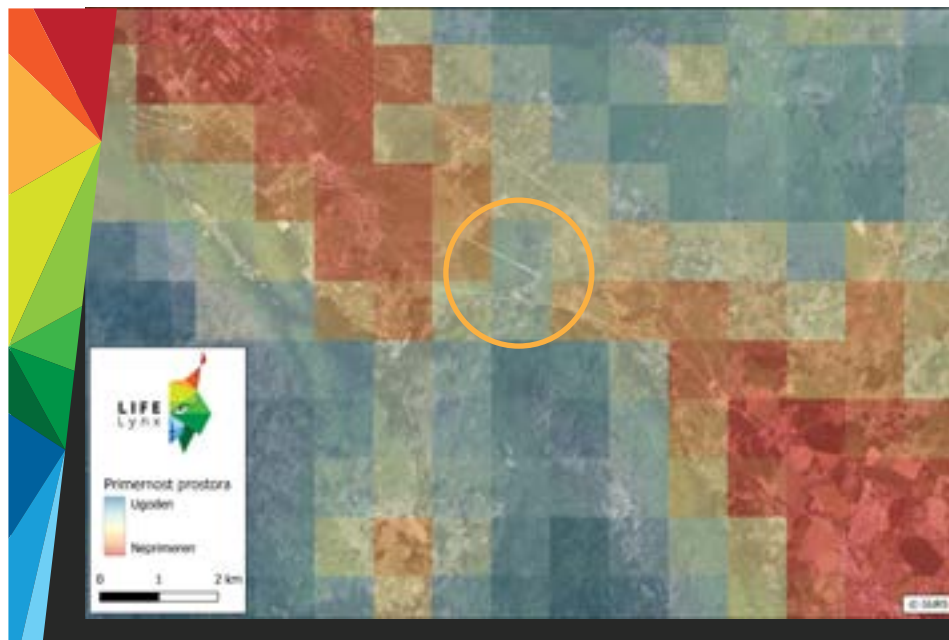
Uporabnost vseh naštetih modelov prikazujemo na primeru presoje umestitve objekta na prehod »Jasnica«, ki povezuje vzhodne in zahodne komplekse habitata risa na Kočevskem, JZ Slovenija.

Letalski posnetek prehoda »Jasnica«, ki povezuje vzhodne in zahodne komplekse habitata risa in medveda na Kočevskem. Namišljen poseg je lociran točno na prehodu (vijolični krog).

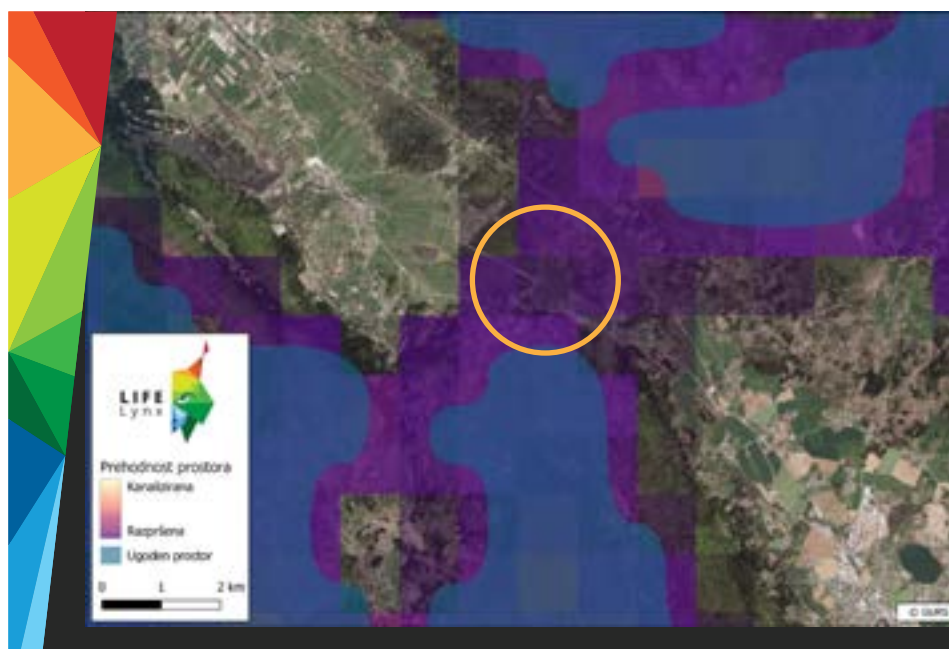


Habitatna primernost prostora na območju ocenjevanega posega: diskretni model. S prosojnim modrim in svetlo-modrim poligonom so prikazana območja, ki so primerna za risa, območja zunaj so ocenjena kot manj primerna in neprimerna (oranžna, neobarvana).

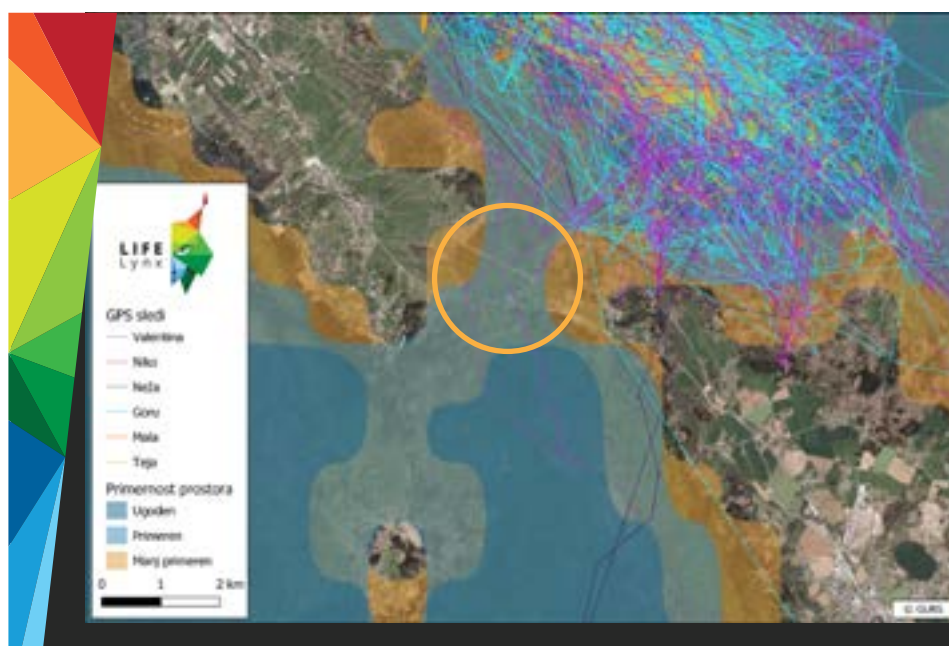




Habitatna primernost prostora na območju ocenjevanega posega: zvezni model. Ustreznost prostora je prikazana z gradientom od najmanjše (0, na sliki rdeče) do največje (100, na sliki modro). Model se od prikazanega na prejšnji karti razlikuje po tem, da je podrobnejši in daje več informacij, je pa zato manj pregleden.



Model pomena habitatnih krp za povezljivost na ravni populacije in med populacijami (modri poligoni) in modeli prehodnosti prostora znotraj populacije (vijolične celice). Ker je z vidika globalne povezljivosti pomemben celoten habitatni blok vzhodno in zahodno od Jasnice, ta v tem primeru tvori eno samo krpo (del istega poligona z visoko vrednostjo, zato je barva enaka), notranje pa je ta blok povezan na območju Jasnice (vijolične celice).



Evidentirani prehodi in poti gibanja risov, ki smo jih v prikazanem območju spremljali z GPS telemetrijo. Na sliki so poti gibanja spremljanih risov prikazane z linijami različnih barv. Že na tej sliki je razvidni, da je lega koridorjev (siva, oranžna) glede na dejansko prehajanje le okvirna. Prehod je v konkretnem primeru širši, kot ga nakazuje model.

Vsi modeli prikazujejo katere površine so po svojih naravnih danosti primerne in bi lahko v njih ris živel, ni pa nujno, da v njih živi že sedaj (oz. kateri koridorji bodo v prihodnje pomembni). Ris se v Sloveniji, na Hrvaškem in v Italiji prostorsko širi in se bo verjetno širil tudi v prihodnje, zato je v presojah in posegih v prostor smiselno varovati tudi habitate in koridorje, ki trenutno niso poseljeni oz. delujejo kot koridorji, saj bodo lahko poseljeni oz. delovali kot koridorji v bližnji prihodnosti. Kot smo že prej izpostavili so lege modelov koridorjev okvirne. Svetujemo, da se v primerih, ko so habitatne krpe nekje dokaj blizu in bi vmes lahko prehajali risi, in/ali so modelni koridorji nakazani (modri, vijolični poligoni) izvede podrobnejšo presojo v katero se vključi strokovnjaka za ekologijo zveri in izdela podrobnejšo presojo.

Proces načrtovanja

V skladu z literaturo je najbolje najprej določiti ključne povezave med habitatni z uporabo orodij GIS, ali območja, ki so pomembna za povezljivost prostoživečih živali, na podlagi katerih se nato načrtujejo projekti, v okviru katerih se izberejo najboljše lokacije prehodov. V ta namen se lahko uporabijo različni viri: letalske fotografije, vegetacijske karte, topografske karte, habitatni in drugi prostorski modeli, podatki o premikih prostoživečih živali, podatki o povozih živali in podatki o cestnem omrežju (zeleni mostovi, viadukti in drugi premostitveni objekti). Priročnik COST European handbook (luell in sod. 2003) svetuje, da je pri izbiranju vrste prehoda za prostoživeče živali treba upoštevati pokrajino, habitate in ciljne vrste, ter oceniti pomen habitatov in vrst na lokalni, regionalni, nacionalni in mednarodni ravni. Poudarja tudi pomembnost povezljivosti z mostovi za okolico. Ker je življenjska doba takšnih struktur okoli 70 do 80 let, je pri izbiri lokacije in načrta treba upoštevati spremembe v zvezi z dinamiko obravnavanih življenjskih okolij, podnebjem in prostoživečimi živalmi (Clevenger in Huiser 2011). Da bi ugotovili, ali bo struktura za prehajanje stroškovno učinkovita, je treba ceno strukture pretehtati glede na več spremenljivk, vključno s pogostostjo trkov na določeni lokaciji, ceno strukture in pripadajoče ograje, pričakovano življenjsko dobo objektov, stroški vzdrževanja prehodov v primerjavi s stroški, ki bi nastali, če objektov ne bi bilo, ter glede na ocenjeno učinkovitost objektov/ukrepov pri preprečevanju trkov (Chrisholm in sod. 2010). Mostovi in nadhodi bi zaradi njihove visoke cene morali biti vedno zgrajeni za več kot le eno ciljno vrsto živali. Pri procesu načrtovanja morajo zato čim tesneje sodelovati inženirji in biologi oziroma strokovnjaki za ciljne živalske skupine.

Med procesom načrtovanja se hkrati obravnavajo številni parametri načrtovanja in predlagana rešitev je pogosto rezultat več funkcionalnih, ekonomskih in okoljskih dejavnikov. Možno je, da je zelo težko opredeliti stroške, ki so povezani s težavami zaradi fragmentacije. Pogosto se koristi omilitvenih struktur in ukrepov sčasoma povečajo, ko dobi nova infrastruktura še sekundarni vpliv na urbanizacijo ali spremembo rabe zemljišč, kar naknadno poveča pritisk na fragmentacijo prostora. Izračun koristi mora torej upoštevati





tako dolgoročno učinkovitost izogibanja fragmentaciji kot tudi učinkovitost omilitvenih ukrepov.

Ključnega pomena so ukrepi za izogibanje, omilitve in nadomeščanje učinkov fragmentacije. Močno se priporoča razumne, obstojne rešitve in inženirske strukture z dolgo življenjsko dobo. Prostoživeče živali so lahko zelo občutljive na začasne motnje, ki jih povzročajo obnovitvena dela in pogosto vzdrževanje omilitvenih objektov oziroma ukrepov.

Veliki sesalci za prehajanje praviloma uporabljajo samo podhode, nadhode in zelene mostove (ekodukte). Strukture za prečkanje morajo biti velike, omogočati morajo jasen razgled na drugo stran, in biti morajo kolikor je mogoče položne, ker bi jih strmi nakloni naredili manj odporne. Tla na obeh straneh prehoda morajo biti suha, uporabiti pa je treba naravni substrat (prst, vegetacija). Vegetacija na strukturi za prečkanje mora biti podobna tisti na robovih obeh strani, vendar pa je treba strukturo in gostoto vegetacije načrtovati glede na ciljno vrsto.

Presoji vplivov na obstoječih infrastrukturnih objektih morajo slediti priporočila o tem, katere lokacije in odseki naj se izboljšajo, da se bo zmanjšal barierni učinek. Priporočila po navadi vključujejo spremembe v obstoječih premostitvenih objektih, izdelavo novih ali dodatnih struktur, spremembe v zasaditvi in pri vzdrževanju.

Ustvarjanje prehodov čez obstoječe ovire je precej dražje od gradnje prehodov med gradnjo novih cest in železniških prog. Velik del obstoječe infrastrukture, mostov, prepustov in drugih konstrukcij se lahko prilagodi tako, da se izvedejo omilitveni ukrepi. Z manjšimi prilagoditvami lahko obstoječi prehodi za ljudi postanejo primerni za prilagoditev v prehode primerne tudi za prostoživeče vrste.

Nadgradnja prometne infrastrukture po navadi poveča barierni učinek. Če obstoječa infrastruktura še ni bila zgrajena ob upoštevanju omilitvenih ukrepov, so nova gradbena dela izvrstna priložnost, da se vključijo tudi takšni ukrepi, saj je gradnja prehodov čez obstoječe ovire na splošno mnogo dražja kot pa gradnja prehodov ob gradnji novih cest in železniških prog.

V takšnih primerih prvotno izvedene okoljske presoje lahko postanejo zastarele in pogosto je treba izvesti novo presojo: fragmentacija, ki jo je povzročila obstoječa infrastruktura bi lahko imela vpliv na območje in na druge vzroke fragmentiranosti, ki v času izvedene presoje niso bili predvideni. Zato je treba učinke ponovno oceniti in izpeljati dodatne analize o možnih vplivih na obravnavano območje. Občutljivost habitatov ob upoštevanju njihove fragmentiranosti, mobilnost živali, velikosti njihovih teritorijev oziroma domačih okolišev ter stopnja njihove občutljivosti na motnje so vsi tisti dejavniki, ki jih je treba pri načrtovanju in presojah skrbno pretehtati.

6 Prehodi za prostoživeče živali

V večini populacij sesalcev je v običajnih pogojih vedno del populacije, katere osebkim nimajo stalnih teritorijev, pač pa migrirajo na velike razdalje. To so pogosto mlade živali, ki so bile izrinjene iz njihovih rodni/starševskih območij; v drugih primerih pa gre za starejše oziroma odrasle osebkim, ki migrirajo, ker iščejo hrano, spolne partnerje ali zaradi razmnoževanja. Motivacija za migriranje in značilnosti migracij številnih vrst še vedno niso povsem razjasnjena, vendar pa so te migracije zagotovo ključnega pomena za preživetje in viabilnost populacij. Migracije osebkim iz velikih donorskih populacij omogočajo živalskim vrstam, da poselijo tudi manj ugodna območja na katerih bi izolirane populacije izumrle v razmeroma kratkem obdobju. Migracije omogočajo kompenziranje nihanja številčnosti populacij, ki jih povzročajo občasna poslabšanja razmer v prostoru, epidemije, vremenski ekstremi in naravne katastrofe. Na drugi strani pa migracije omogočajo širjenje arealov vrst na tistih območjih, kjer se vzpostavijo ustrezne življenjske razmere zanje. Imigracije in emigracije znotraj obstoječega območja razširjenosti omogočajo potrebno gensko izmenjavo, s katero se zagotavlja ohranjanje genetske raznolikosti.

Ustrezne oblike premostitvenih objektov ublažijo negativne barierne učinke cest in drugih infrastrukturnih objektov, saj omogočijo lažje gibanje živali preko glavnih prometnih poti. Kadar potreba po ublažitvi učinkov fragmentacije vodi v izgradnjo zelenih mostov - ekoduktov in drugih prehodov za prostoživeče živali, so lahko investicije precej velike. Če so takšne rešitve potrebne tudi na obstoječih cestah, izvedba projekta morda ne bo preprosta in investitorji

Primer koridorja pri industrijski coni Podskrajnik, ki povezuje sosednji habitatni krpi primernega prostora za risa, volka in medveda. Neustrezno širjenje urbanih površin oziroma industrijske cone bi lahko takšno povezavo popolnoma prekinilo. (Atlas okolja 2018)



imajo pogosto težave z zagotavljanjem potrebnih virov. To kaže kako pomembno je, da se že na začetku poskušamo izogniti fragmentaciji in pustiti obstoječe habitate vrst neokrnjene v čim večji meri. Infrastrukturni odločevalci in njihove strokovne službe morajo ohranjati tesne stike z lokalnimi skupnostmi in načrtovalci projektov ter skupaj zagotavljati, da se učinkovitost prehodov za prostoživeče živali ne bo zmanjšala zaradi drugih strukturnih načrtov ali drugačne rabe zemljišč.

Na svetu se za iste strukture uporabljajo različni izrazi. V ZDA so prehodi razdeljeni v štiri tipe: pokrajinski mostovi, prehodi za prostoživeče živali, večnamenski prehodi in pokriti vkopi. Razlikujejo se po velikosti, vsi pa so načrtovani izključno za prostoživeče živali, razen večnamenskih prehodov, ki so namenjeni ljudem in prostoživečim živalim. Večina prehodov za prostoživeče živali, ki so zgrajeni v Evropi so široki 25-80 m, medtem ko so mostovi daljši od 100 m in v skladu s priporočili široki najmanj 70 m.

Izbira tipa prehoda je odvisna od ciljnih vrst, dolžine prehoda in topografskih značilnosti. Prehodi za velike sesalce se morajo nahajati v bližini migracijskih poti, ki jih običajno uporabljajo, oziroma so jih uporabljali pred izgradnjo. Trase se lahko določijo na podlagi terenskega dela (kartografitiranje sledi), statističnih podatkov o povozih ali drugih podatkov strokovnih in raziskovalnih institucij. V idealnih razmerah bi morali imeti vsi prehodi za prostoživeče živali čim bolj omejen dostop za ljudi, saj tako zagotavljamo, da jih prostoživeče živali uporabljajo v največji možni meri. Najbolje je, če so takšni objekti narejeni posebej in izključno za živali, vendar je v okolju s prevladujočim človekovim vplivom seveda neizogibno, da nekatere od njih uporabljajo tudi ljudje za namene prometnih povezav in rekreacije. Pogosto se lahko obstoječe prehode prilagodi potrebam živali in tako služijo kot prehodi za živali.



V idealnih razmerah bi morali imeti vsi prehodi za prostoživeče živali čim bolj omejen dostop za ljudi, saj tako zagotavljamo, da jih prostoživeče živali uporabljajo v največji možni meri. (Foto: Kusak J.)

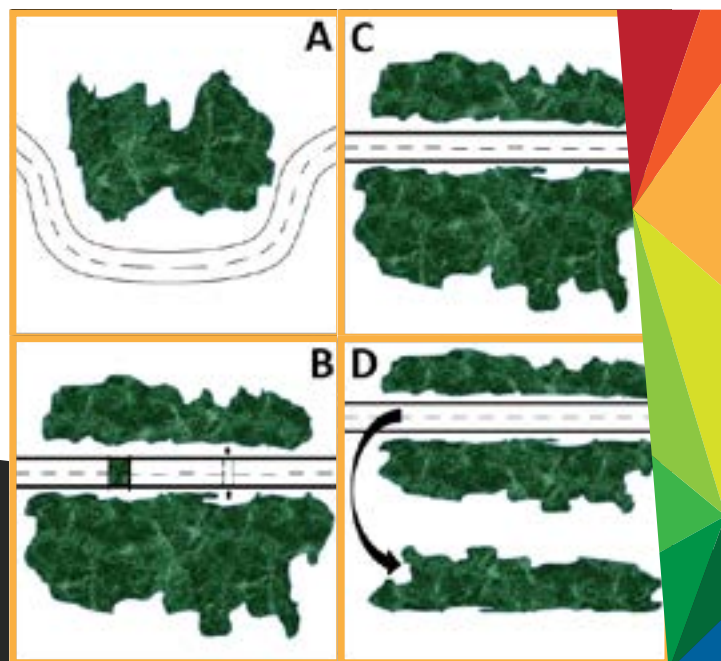
Številčnost in razporejanje premostitvenih objektov za prostoživeče živali

Praviloma en sam objekt za prečkanje avtoceste ni dovolj za povečanje prepustnosti saj so potrebe različnih vrst lahko različne, pa tudi znotraj posameznih vrst je prehodnost prometnice ob takšnem točkovnem prehodu še vedno zelo omejena, zato je vzdolž prometnic treba načrtovati več objektov. Pri določanju števila in lokacije prehodov je treba upoštevati različne elemente: vrsto živali, velikost in povezljivost habitata, velikost ciljnih populacij in druge antropogene strukture vzdolž avtoceste.

Odločitev o pogostosti prehodov za živali, ki so potrebni za ohranjanje povezljivosti habitatov je zelo pomembna pri načrtovanju omilitvenih ukrepov. Odločitev o številu in vrsti potrebnih ukrepov je odvisna od ciljnih vrst in razširjenosti habitatnih tipov na območju. V nekaterih primerih bi bilo treba zgraditi enega ali več širokih prehodov, medtem ko se drugje težave lahko odpravijo z večjim številom manj obsežnih ukrepov. Dodatni argument za izgradnjo več prehodov je, da se porazdeli tveganje, da prehod ne bo uporabljen kot je bilo predvideno. Za določitev potrebnega števila prehodov se lahko kot usmeritev uporabi prostorsko vedenje ciljnih vrst. »Prispevno« oziroma vplivno območje prehodov za živali je omejeno tudi za mobilne vrste. Na kakšni oddaljenosti bodo lahko posamezne vrste sposobne doseči oziroma uporabljati prehode je v prvi vrsti odvisno od velikosti njihovih domačih okolišev ter značilnih socialnih interakcij med osebki, ki določajo oziroma omejujejo njihovo mobilnost.

Ko se določa pogostost prehodov je treba upoštevati vse možnosti, ki živalim omogočajo prečkanje prometnic, vključno z že obstoječimi. Na splošno mora biti pogostost prehodov višja v naravnih območjih, t.j. gozdovih, mokriščih in v kmetijskih območjih, kot pa v gosto poseljenih območjih ali območjih intenzivne kmetijske krajine.

Razdalja med dvema prehodoma praviloma ne sme biti daljša od povprečnega dnevnega premika, ki ga opravijo določene vrste. Pri proučevanih medvedih na Hrvaškem je ta znašal 1,4 km (Huber in Roth 1993, cit. po EuroNatur 2010), medtem ko je pri volkovih v Dalmaciji razdalja znašala 2,2 km (Kusak in sod. 2009). Druga možna rešitev, ki je ključna za velike zveri zahteva postavitve najmanj dveh objektov znotraj velikosti domačega okoliša posameznega osebka.



Shematski prikaz učinkov in uporabe različnih načinov preprečevanja oziroma zmanjševanja učinkov fragmentacije življenjskega prostora vrst. A – izogibanje, B – fragmentacija habitata, C – omilitev fragmentacije habitata, D – nadomeščanje izgube habitata.

Prehodi in druge strukture, ki omogočajo povezljivost

Med najučinkovitejšimi omilitvenimi ukrepi pri načrtovanju prometnic je izbor najmanj škodljive trase v kombinaciji z naravovarstveno konzervativno zasnovo. Temeljna načela pri tem so izogibanje škodljivim učinkom ali, v kolikor to ni mogoče, blaženje negativnih vplivov. Kadar učinkov ni mogoče v celoti omiliti je treba uporabiti izravnalne/nadomestne ukrepe.

Obstoječa infrastruktura

Pri gradnji nove infrastrukture in v večini primerov pri obnavljanju obstoječe infrastrukture je treba upoštevati posledice fragmentacije habitata, na primer z izvedbo PVO. V primeru obstoječe infrastrukture pa ne obstajajo nobeni neposredni zakonodajni predpisi, ki bi določali odpravo težav zaradi na primer bariernega učinka, ki jo ta lahko predstavlja.

V skladu z Direktivo o habitatih (1992) so države vendarle dolžne „vzpostaviti nadzor nad nenamernim ulovom in ubijanjem vrst, navedenih v Prilogi 4“. To vključuje tudi smrtnost v prometu, zato se Direktiva nanaša tudi na obstoječe prometnice. V skladu s prilogo je v primeru vrst, pri katerih ima nenamerno ubijanje negativen vpliv, treba izvajati varstvene ukrepe. Pri tem je pomembno, da se določijo črne točke ali odseki, na katerih obstoječa cesta posega v naravne strukture (reke, rečne doline, gozdove itd.), ki so del disperzijskih - migracijskih poti ali pa so lokalno pomembni habitati. Poleg tega je pomembno, da se določi kje in kako izboljšati obstoječe ukrepe in kdaj je treba uvesti nove s katerimi bi izravnali negativne posledice prometnice.

Nadhodi in mostovi

Učinkovitost nadvodov za prostoživeče živali sovpada z njihovo širino. Na splošno je večina nadvodov v Evropi širokih med 25 do 80 m ter imajo plast prsti globoko od 0,5 do 2 m, kar omogoča rast vegetacije. Za zmanjšanje ravni hrupa in osvetljenosti s ceste se uporabljajo tudi žične ograje ali zemeljski nasipi. Namestijo se tudi ograje, ki usmerjajo živali k vhodu (EuroNatur 2010).

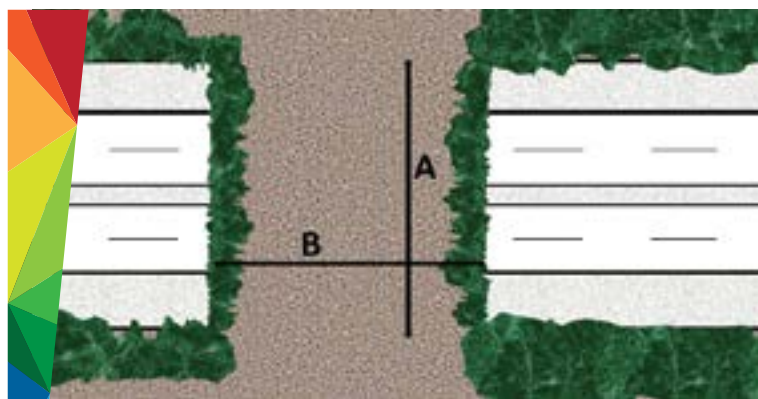
Nadhodi za prostoživeče živali in zeleni mostovi ali ekodukti so mostovi zgrajeni za točno določen namen in ponavadi potekajo preko železniških prog ali cest z več voznimi pasovi, oziroma na prometnicah z visoko gostoto in hitrostjo prometa. To je sicer drag, a učinkovit način za zmanjšanje (vsaj lokalno) učinka fragmentacije, ki jo povzroča cestna infrastruktura.

Širina, oblika in vegetacija na prehodih so v veliki meri odvisne od ciljnih vrst. Pri velikih sesalcih sta širina in lokacija nadhoda pomembnejši od oblike, substrata ali vegetacije. Ker so nadhodi dragi je zaželeno, da so strukture zasnovane tako, da so namenjene več kot zgolj eni ali dvema ciljnim vrstama. Veliki sesalci, zlasti velike zveri, potrebujejo široke nadhode. Priporočena standardna širina znaša najmanj 80 m (med ograjami) (Bank in sod. 2002, cit. po Chrisholm in sod. 2010). Širina mora naraščati v skladu z dolžino nadhoda. Minimalni količnik med širino in dolžino mora biti višji od 0,8. Pri ožjih nadhodih pogosto uporabijo posebne ograje in nasipe s katerimi zmanjšajo motnje zaradi hrupa in svetlobnih žarkov s prometnice.

Večina smernic za gradnjo zelenih mostov predlaga gradnjo zelenih mostov v širini več kot 80 m. Zeleni mostovi namenjeni velikim zverem pa naj bi bili široki med 100 in 200 m, saj le tako tak premostitveni objekt v celoti izkoristi svojo ekološko funkcijo. Optimalna širina je sicer odvisna od strukture okoliškega prostora in naravovarstvenega pomena za ohranjanja njegove povezljivosti. Na najpomembnejših območjih mora biti zeleni most širok nekaj sto metrov, da lahko ustrezno ohranja povezljivost naravnega okolja.



Ustrezno umeščeni zeleni mostovi so med najučinkovitejšimi premostitvenimi objekti za zmanjševanje fragmentacije prostora velikih sesalcev, zlasti velikih zveri. (Huber Đ.)



Opredelitev mer za premostitvene objekte: A – dolžina premostitvenega objekta (npr. zelenega mosta) in B- širina premostitvenega objekta.



Zeleni most Osmakovac (Hrvaška) pred ustrezno ozelenitvijo, zasaditvijo vegetacije 2005 in po njej (2016) (Foto: Kusak J.)

Pri načrtovanju nadvodov, se je treba izogibati usločnim oblikam prehodov. Zdi se, da se prostoživeče živali obotavljajo uporabljati usločene objekte, ker nimajo dobrega vpogleda na drugo stran (Schrag 2003, cit. po Chrisholm in sod. 2010). Tudi naklon je treba dvigovati postopoma, v idealnih razmerah naklon ne bi smel presegati razmerja 5:1, tako da lahko živali vidijo čez, na nasprotno stran (Huijser in sod. 2008, cit. po Chrisholm in sod. 2010). Če lahko žival zaznava ustrezen prostor na nasprotni strani prometnice, je večja verjetnost, da bo objekt uporabila.

Vegetacija na zelenih mostovih služi za usmerjanje živali čez most in mora odražati podobne značilnosti kot jih ima prostor na obeh straneh objekta. Večje vrste sesalcev pogosto usmerja grmičevje in drevje, ki jim nudi zavetje ter jih ščiti pred svetlobnimi žarki in hrupom, ki prihaja s ceste. Za zasaditve je treba uporabljati zgolj domorodne rastline, po možnosti lokalno najpogostejše. Korenine in drevesa lahko otežijo vzdrževanje objektov, tako da je pri izbiri ustreznih dreves treba upoštevati tudi vzdrževanje in prometno varnost. Debelina prsti je lahko različna in je odvisna od vrste vegetacije. Priporočena debelina prsti je 0,3 m za travnato rušo/zeliščni sloj, 0,6 m za grmičevje ter 1,5 m za drevesa. Za usmerjanje živali k ustreznemu prehodu se lahko uporabijo še drugi dodatni objekti, bodisi zaslони (trdni zidovi) nasipi ali ograje. Ograje so nujno potrebne na zunanjem robu nadvoza in morajo biti tesno povezane z ograjo, ki poteka ob prometnici.



Primer neustrezne izvedbe zelenega mostu (Vranovića ograda, Hrvaška) preko katerega je speljana tudi lokalna cesta do bližnje vasi.

Pri načrtovanju je treba upoštevati, da se objekte gradi za obdobje 50 do 100 let ali več. Zasnova in zavarovanje koridorja, ki omogoča dostop do nadvozov, mora tako biti takšna, da bo lahko v uporabi toliko časa in mora biti del širšega prostorskega načrta na lokalni in regionalni ravni. Vzpostaviti je treba tudi ustrezen načrt vzdrževanja. Posegi v prostor (na področju stanovanjskih objektov, lokalnih cest, industrijskih območij), ki bi zmanjšali funkcionalnost nadvoda ne smejo biti dovoljeni. Lov na nadvodih in v njihovi bližnji okolici ne sme biti dovoljen. V kolikor je predvideno, da bo nadvod namenjen tudi vozilom ali pešcem, je to treba skrbno načrtovati. Za pešce je primernejša ožja pot, zato da je njihovo gibanje čim bolj strnjeno in usmerjeno.

Prav tako je odgovornost za vzdrževanje potrebno določiti že v fazi načrtovanja. Tisti, ki so odgovorni za vzdrževanje, morajo dobiti ustrezna navodila v

kolikor niso sodelovali v procesu načrtovanja in morajo tesno sodelovati z odgovornimi za vzdrževanje cest. Redni pregledi objektov, tesnilnih in drenažnih sistemov so izredno pomembni in morajo biti del običajnega vzdrževalnega procesa. Vegetacijo je treba ohranjati v skladu s prvotnimi cilji nadvoza.

Večnamenski nadvozi

Idealno bi bilo, če bil za vse prehode, načrtovane za prostoživeče živali, omejen dostop za ljudi, s čimer bi zagotovili, da jih prostoživeče živali uporabljajo v največji možni meri. Vendar pa je v urbanem okolju, kjer so naravne površine omejene, nujno, da te objekte uporabljajo tudi ljudje v rekreacijske namene in transport. V skladu s predlogi, kakšen naj bo koridor ali prehod, da ga bodo lahko uporabljali tako ljudje kot prostoživeče živali, je treba: (1) omejiti dostop do prehoda domačim živalim in živini; (2) umestiti pot za ljudi na eni strani koridorja in ne na sredini; (3) uporabiti vegetacijo, skale in drug material, s katerim se ustvari vizualna meja med delom, namenjenim ljudem, ter delom, namenjenim prostoživečim živalim ter poskrbeti za kritje, ki ga lahko živali uporabljajo pri prečkanju; (4) upoštevati, da so skupni prehodi priporočeni zgolj, kadar je prehod dovolj širok in ne predolg.



Primer večnamenskih nadvozov pri Velikem Gabru (avtocesta Ljubljana – Zagreb), ki vključuje lokalne ceste in poti, po njihovi izgradnji pa so v njihovi neposredni bližini zgradili tudi nove stanovanjske objekte, ki še dodatno zmanjšujejo učinkovitost takšnih prehodov za velike sesalce. (Atlas okolja)

Podhodi

Podhodi za prostoživeče živali vključujejo vse vrste prehodov, ki so zgrajeni kot povezava pod ravnjo, na kateri poteka promet. Se posebej ustrezno rešitev predstavljajo v hribovitih predelih, ali pa tam, kjer je infrastrukturni objekt zgrajen na nasipu. Podhodi za velike živali so prednostno zgrajeni za sesalce (divje prašiče, rastlinojede parkljarje, velike zveri), vendar pa jih prav tako brez težav uporabljajo manjši sesalci. Da bi zagotovili njihovo uporabo, jih je treba umestiti ob trasah, ki jih običajno uporabljajo ciljne vrste, kjer lokalna topografija in vegetacija usmerja premike proti prehodu. Podhod ima določeno višino, širino in dolžino. Dolžina je ponavadi enaka širini cestišča ali železniške proge in je torej fiksna. V zvezi z opisom dimenzij podvoza se ponavadi izračuna indeks relativne odprtosti s formulo $\text{širina} \times \text{višina} / \text{dolžina}$. Dolžina podhodov je fiksna, širino in višino pa se lahko prilagaja v skladu s potrebami živali. Priporočena minimalna širina in višina znašata 15 m ter 3-4 m. Indeks relativne odprtosti mora biti nad 1,5, kadar je podvoz načrtovan za velike sesalce (EuroNatur 2010). Izkušnje kažejo, da se sesalci lahko naučijo uporabljati podvoze, ki se nahajajo znotraj njihovih teritorijev. Neizkušene živali, še posebej mlade živali, ki so v disperziji, ali živali, ki uporabljajo podvoze zgolj občasno ob sezonskih migracijah, so lahko na dimenzije prehodov bolj občutljive. Vegetacija pod podhodi pogosto ne uspeva zaradi pomanjkanja svetlobe in vode, vendar pa je treba zanjo



Prehodnost podhodov za velike sesalce je poleg lokacije odvisna tudi od širine, višine in dolžine objekta, oziroma t.i. indeksa odprtosti. Levo podvoz pod katerim poteka tudi potok, cesta je umeščena ob robu podhoda/podvoza. (Potočnik H.) Desno: Podvoz z nizim indeksom odprtosti je neprimeren za prehajanje nekaterih vrst velikih sesalcev. (Črtalič J.)



Pomemben del vzdrževanja ustreznosti premostitvenih objektov je tudi zagotavljanje njihove prehodnosti. Odlaganje materiala, shranjevanje kmetijskih strojev, silažnih bal in podobnega lahko pomembno zmanjšuje prehodnost objektov za živali. (Potočnik H.)

ves čas skrbeti. Tla v notranjosti morajo biti pokrita s prstjo (t.j. naravna tla). Grmičevje, posajeno pri vходу, lahko služi za usmerjanje proti prehodu in skozi njega. V ta namen se lahko uporabijo tudi ograje. Drugi elementi, ki jih imajo rade veliki sesalci, vključujejo neoviran pogled skozi podhod, položen prehod preko premostitvenega objekta ter suha naravna tla (prst ali vegetacija) na obeh straneh prehoda (Chrisholm in sod. 2010).

Tako kot velja za nadhode so tudi podhodi in drugi premostitveni objekti nelovne površine na katerih se ne sme izvajati lova. Vzdrževanje mora biti določeno v fazi načrtovanja, odgovorni za vzdrževanje (če ga ne izvajajo vzdrževalci prometnic), pa morajo tesno sodelovati z odgovornimi za vzdrževanje prometnic. Redno je treba izvajati preglede objektov, vse ovire, odložene ali nakopičene v prehodu, morajo biti odstranjene v najkrajšem možnem času. Drenažni sistem mora zagotavljati suho notranjost podhoda tudi po močnem deževju.

Viadukti in mostovi čez reke

Infrastrukturni objekti lahko potekajo skozi doline po nasipih ali viaduktih. Viadukti prinašajo veliko okoljskih prednosti v kolikor so postavljeni na pravih mestih.

Viadukti so najprimernejši v ozkih dolinah, ki jih obdajajo strma območja, ker ohranjajo povezljivost in omogočajo gibanje vrst ter minimalno posegajo v prostor pod njim. Tako se pod njimi pogosto v veliki meri ohranijo naravni vodotoki in obstoječa narava. Nasipi so pogostejše uporabljeni v širokih, plitvih dolinah, kjer se lahko ohrani določena povezljivost le z uporabo ustrezno lociranih velikih prepustov in podhodov. V primerjavi z viadukti so bistveno manj prepustni za prehajanje živali.

Z vidika ekološke ustreznosti so nizki viadukti boljša rešitev kot nasipi, saj nudijo boljšo povezljivost prostora in so primerni za širši nabor vrst kot manjši podhodi. Poleg tega imajo manjši vpliv na mikroklimatske razmere v okolici v primerjavi z nasipi. Še posebej so primerni, kadar prometnica prečka vodotoke ali občutljive habitatne tipe kot so mokrišča ali kraška polja.



Nizki viadukti, kot na primer pri Uncu (Črtalič J.) (SLO) in Baštica (Huber Đ.) (HR) so veliko bolj propustni za prehajanje živali kot nasipi.

Da bi bil prehod primeren za prostoživeče živali, mora biti površina območja pod viaduktom ohranjena ali načrtovana tako, da je čim bolj naravna. Plast prsti je vedno boljša kot pesek, kamniti tlak ali asfalt. Za ustrezno rast vegetacije bi morali biti viadukti visoki vsaj 5 m (10 m v gozdnatem okolju), za zagotovitev dodatne svetlobe, pa sta lahko cestišči nadvoza ločeni in potekata na dveh vzporednih objektih. Če viadukt poteka čez reko, mora biti tako širok, da je pod viaduktom na vsaki strani vsaj 10 m prostora za rast obrežne vegetacije, vodotok pa mora biti ohranjen v čim bolj naravnem stanju. V kolikor pod viaduktom teče cesta, na kateri poteka promet tudi ponoči, se priporoča uporabo nasipov ali drugih struktur za zmanjšanje vpliva osvetlitve zaradi prometa. Območje pod viaduktom se ne sme uporabljati kot skladišče za opremo, kmetijsko mehanizacijo, oziroma ne sme biti ograjeno. Dostopnost za vozila lahko zmanjšamo z namestitvijo ustreznih ovir, ki preprečijo oziroma zmanjšajo intenzivnost prehajanja.

Tuneli

Tuneli so najboljša zasnova rešitev za prehajanje živali preko prometne infrastrukture ter za zaščito naravnega okolja in njegove povezanosti, ki ima visoko naravovarstveno vrednost. Stroški izgradnje so sicer lahko visoki, vendar pa so koristi za naravno okolje neprecenljive. Razpon koristi je odvisen od metode izgradnje tunela. Izvrtani predori omogočajo, da območja z visokim naravovarstvenim pomenom ostanejo nedotaknjena ter povzročajo najmanj okoljske škode. Galerije in pokriti vkopi so lahko primernejši za območja manjšega ohranitvenega pomena, kjer pa je zaželeno, da se ohrani povezljivost med habitatmi ciljnih vrst.



Predori (v primerjavi z ostalimi premostitvenimi objekti) so daleč najboljša rešitev za popolno izogibanje posegom v območja z visoko naravovarstveno vrednostjo. (Huber Đ.)



Območje nad tunelom je popolnoma ohranjeno, kar je še posebej pomembno, če ima pomembno ekološko vlogo povezovanja habitatnih krp. (tunel Plasina, Hrvaška)

Uporaba vegetacije

V fazi zasnove je pomembno poznati vrsto vegetacije in sestavo vrst, ki so v skladu z umeščeno novo prometno infrastrukturo. Najpomembneje je upoštevati vključenost v pokrajino, prispevek k ohranjanju narave in interese uporabnikov. Kjer je možno, morajo načrti zasaditve vključevati domorodne vrste, ki naravno rastejo na tipu prsti, ki je prisotna ob prometnici. Za uspešno rast naj ne bi potrebovale namakanja. Kadar je to primerno, se mora kot nadomestna rešitev za zasaditve uporabiti naravna regeneracija vegetacije. Če se vegetaciji omogoči, da se regenerira na naraven način, bo okoliški prostor v največji meri ustrezal lokalnim habitatnim tipom v okolici.

Preprečevanje in zmanjševanje smrtnosti prostoživečih vrst živali

Eno od glavnih tveganj za varnost v prometu, ki lahko vodi v prometne nesreče, je vstopanje prostoživečih živali na ceste. Zato sije trebavesčas prizadevati za ločevanje prometa in prostoživečih živali, saj lahko le tako zmanjšamo verjetnost prometnih nesreč z resnimi posledicami ali celo z izgubo človeških življenj.

Ukrepi opisani v nadaljevanju so namenjeni preprečevanju dostopa prostoživečim živalim do cest in drugih prometnic ali pa jih od njih odvrčajo. Ukrepi sami delujejo kot ovire in tako še dodatno povečajo barierni učinek prometnic. Da bi to preprečili, jih je treba vedno uporabiti skupaj s prehodi, ki usmerijo živali proti in skozi objekte, preko katerih lahko varno prehajajo.

Ograje

Ograje in zidovi imajo lahko velik barierni učinek, kot tudi velik učinek na videz ceste v prostoru. Njihova uporaba mora biti omejena na posebno infrastrukturo, na kateri so resnično potrebne. Ograje se v večini primerov postavlja zato, da se živalim prepreči dostop do cest s čimer se zmanjša število nesreč zaradi trkov z vozili, še posebej med velikimi sesalci. Po dostopnih podatkih risi zelo redko vstopajo v območja ograjenih avtocest. Čeprav fizično ograje zanje ne predstavljajo pomembnejše bariere, pa motnje bližine avtoceste očitno pomembno vplivajo na njihovo vedenje in jih odvrčajo od plezanja preko njih. Takšnega učinka pa ni pri medvedih, ki pogosto plezajo tudi preko ograj in so zato pogosto žrtve trkov z vozili tudi na ograjenih avtocestah. Na cestah ali železniških progah, kjer poteka promet pri velikih hitrostih, je tveganje za nesreče visoko, tako so hitre ceste in avtoceste v večini evropskih držav (tudi v Sloveniji in na



Z dopolnjevanjem in nadgradnjo omilitvenih ukrepov lahko izboljšamo prepustnost ali zmanjšamo smrtnost živali tudi na sodobnejših avtocestah. (Reljić S.)



Preprečevanje dostopa do avtocest in odvrčanje zadrževanja velikih zveri na kritičnih odsekih prometnic lahko pomembno vpliva na zmanjševanje njihove smrtnosti pri prehajanju in posledično povečuje demografsko samozadostnost določenih delov populacije. (Huber Đ. levo, Bartol M. desno)

Hrvaškem) po celotni dolžini obdane z ograjo, medtem ko so na cestah z nizko gostoto prometa ograje nameščene le na najbolj tveganih odsekih. V takšnih primerih so nevarne točke na zaključkih ograj, na ograjenih cestah (hitre ceste, avtoceste) pa so lahko kritične lokacije odprti izvozi in uvozi. Nanje živali na teh mestih vstopijo na območje prometnice, nato pa pogosto ostanejo ujete na cestišču. Da bi to preprečili, se morajo ograje vedno zaključiti ob objektih kot so mostovi ali prehodi, kjer je možno varno prečkanje ali pa, kadar je ograjen samo posamezen cestni odsek, morajo ograje segati 500 m ali več izven nevarnega območja. Če je mogoče, je treba ograje postaviti blizu ceste, da se zmanjša območje, ki je prostoživečim živalim nedostopno. Ne glede na namen, pa ograje še vedno povečujejo barierni učinek, zaradi česar, je potrebno ob uporabi ograj načrtovati tudi lokacije, kjer bodo prostoživeče živali lahko varno prečkale prometnico. Skupaj s prehodi za prostoživeče živali se ograje uporabljajo kot usmerjevalne linije do mest za prehajanje. Kjer obstaja nevarnost, da žival ostane ujeta na cestišču, morajo biti na voljo izhodi, ki omogočajo živali, da pobegne z nevarnega območja.



Vse avtoceste v Sloveniji in na Hrvaškem so zaradi zagotavljanja prometne varnosti ograjene z vsaj 160 cm visoko ograjo. Na nekaterih kritičnih odsekih jo zaradi zadrževanja medvedov dopolnjuje še električna ograja. (Potočnik H.)

Običajne ograje za prostoživeče živali so iz kovinske mreže, ki je pritrjena na stebre. Višina in velikost mreže je odvisna od ciljnih vrst, ki jim je namenjena. Višina ograje mora biti takšna, da je živali ne morejo preskočiti, na dnu pa mora biti pritrjena tako, da se živali ne morejo splaziti pod njo. Na območjih, pokritih s snegom, mora biti tudi pozimi zagotovljena minimalna višina, zgornja žica na mreži pa naj bo dovolj močna, da prenese težo snega. Kovinska mreža mora biti pričvrščena na zunanji strani drogov in je obrnjena stran od ceste. Tako se prepreči padec mreže ob naletu divjadi in drugih prostoživečih živali. Primerni so kovinski ali leseni stebri, v kolikor so dovolj trdni, da zdržijo pritisk živali. Smernice priporočajo (Technical prescriptions..., 2016), da so



Vzdrževanje cestne ograje je pomembno tako za zmanjševanje smrtnosti živali na prometnicah kot tudi za zagotavljanje varnosti udeležencev v prometu, kar je še posebej pomembno pri tako velikih živalih kakršen je medved. (Huber Đ.)

pokončni stebri premera od 10-12 cm (če so leseni), ter 5-6,5 cm (če so jekleni). Vsi stebri morajo biti trdno vkopani v tla (70 cm ali več). Medvedi so spretni plezalci, zaradi česar zanje klasične ograje ne predstavljajo učinkovite ovire, kljub temu pa jih pogosto zadržijo in usmerjajo na lažje prehodna mesta. Temu navkljub pa medvedi na nekaterih mestih pogosteje preplezajo ograje, takšne lokacije pa prepoznavamo po večjem številu prometnih nesreč, do katerih je prišlo po trkih medvedov z vozili. V takšnih primerih so se za zelo učinkovite izkazale dodatne električne ograje. Ker pa so te ograje dražje in jih je treba redno vzdrževati, so praviloma uporabljene le na kritičnih odsekih ali zgolj občasno, da se živali navadijo na spremenjene razmere v prostoru po izgradnji nove infrastrukture.

Običajne ograje, ki so namenjene velikim sesalcem, za medvede morda ne bodo primerne. Na odsekih, kjer se lahko pojavijo medvedi, je lahko alternativna rešitev tudi nameščanje posebnih ograd za medvede. Kot najbolj učinkovita se je izkazala mreža v dimenziji 8x10 cm, z debelino žic 2,7 mm, višine treh metrov ter ima 80 cm previsa pod kotom 45 stopinj, ki je usmerjen stran od ceste. Spodnji del ograje mora biti okrepljen z 1,5 m široko vodoravno stranico iz mreže, ki je pritrjena na zunanji strani ograje in prepreči medvedom, da bi kopali pod njo. Stebri (s priporočenim premerom 60 mm in debeline 4 mm) morajo biti prav tako okrepljeni (Technical prescriptions..., 2016). Pregled ograje mora biti del rednega pregleda ceste vsaj enkrat na leto, v prvem letu po postavitvi pa pogosteje. Luknje in druge poškodbe je treba takoj popraviti, posebna pozornost mora biti namenjena sledem, ki nakazujejo morebitno plezanje preko ograje.

Dinamični prometni znaki s senzorji

Običajni opozorilni prometni znaki za živali na cestah so dokazano neučinkoviti, saj je bil njihov vpliv na stopnjo smrtnosti minimalen ali pa nanj sploh ni imel vpliva (Clevenger & Huijser 2011). Raziskava je pokazala, da vozniki ne upočasnijo vožnje, ko zapeljejo mimo takšnih prometnih znakov, pogosto pa jih sploh ne opazijo. Dinamični signalni sistemi so razmeroma nov način opozarjanja voznikov naj upočasnijo vožnjo ter povečajo pozornost in tako zmanjšajo možnost trka s prostoživečimi živalmi. Pravimo jim dinamični, ker jih sprožijo živali, ki vstopijo v nevarno območje ob cesti in stopijo v območje zaznavanja senzorja. Za povečanje njihove učinkovitosti se opozorilni znaki uporabljajo skupaj z različnimi senzorji, nameščenimi ob robu, kot so toplotni senzorji, senzorji za vibracije tal ali laserski infrardeči senzorji. Senzorji so nameščeni tik ob cestah ter lahko zaznavajo do 250 m oddaljene živali. Signali se vklopijo le, kadar so prostoživeče živali v bližini ceste.

Ta pristop seveda zahteva, da ljudi seznanimo s takšno prometno signalizacijo. Če vedo, da pomenijo možnost neposredne nevarnosti, bodo temu prilagodili tudi svojo vožnjo oziroma vedenje v prometu. Posebno pozornost pri dinamični signalizaciji je treba posvetiti rednim pregledom oziroma preverjanju pravilnega delovanja tehnične opreme. Opozorilni znaki za prostoživeče živali morajo biti nameščeni samo na mestih, kjer obstaja visoko tveganje za trke, ker bolj kot so pogosti, manj pozornosti jim ljudje posvečajo. Učinkovitost signalizacije je še večja, če so označeni z utripajočimi lučmi ali z utripajočim znakom za omejitev hitrosti, ki se vklopi samo takrat, ko so živali aktivne.



Dinamični prometni znaki, ki s pomočjo senzorjev zaznavajo živali ob cestiščih, aktivno opozarjajo voznike, so veliko bolj učinkoviti pri zmanjševanju hitrosti vozil in povečevanju pozornosti voznikov v primerjavi s klasičnimi prometnimi znaki.



Organski odpadki iz smetnjakov na avtocestnih počivališčih na Hrvaškem privabljajo medvede in povečujejo tveganja za trke z vozili. Zato so na kritičnih točkah namestili metnjake, ki medvedom onemogočajo dostop do hrane – t.i. "medo-varne smetnjake". (Huber Đ.), (Reljić S.)

Medovarni smetnjaki

Ta ukrep sicer ni primeren za rise, zaradi celovitosti pregleda ukrepov pomembnih za ostale vrste velikih zveri ga podajamo v nadaljevanju. V iskanju hrane, medvedi pogosto obiščejo antropogene oziroma človeško pogojene vire hrane. V kolikor so ti viri v bližini regionalnih cest ali avtocest, se poveča tveganje za trk medveda z vozili. Do sedaj se je izkazalo, da morebitno medvedje obiskovanje počivališč ob avtocestah v Sloveniji ni predstavljalo večje težave, občasne težave so zaznali samo na nekaterih odsekih glavnih cest na Notranjskem. Na Hrvaških avtocestah pa je vstopanje na območje ograjenih avtocest ob počivališčih, kjer medvedi iščejo ostanke hrane vzrok za kar eno tretjino vseh nesreč v katerih so bili udeleženi medvedi (Jerina in sod., 2012).

Umetne odvrčalne naprave

Akustične (zvočne) odvrčalne naprave uporabljajo tehnologijo, ki odvrča živali od ciljnega območja. Tehnologija za prometno infrastrukturo se uporablja za odvrčanje sesalcev od nevarnih območij ob cesti, kar zmanjšuje število trkov vozil in prostoživečih živali. Največkrat jih uporabljajo za preprečevanje trkov vozil z velikimi sesalci oziroma parkljarji, kjer so se izkazali za različno učinkovite, odvisno od vrste, letnega časa in regionalnih posebnosti (Jelenko in sod. 2013). V Sloveniji so v preteklosti izpeljali oceno učinkovitosti zvočnih in drugih odvrčal, ki so pozitivno vplivala na zmanjšanje števila trkov vozil z velikimi sesalci, a se je njihov vpliv z izpostavljenostjo odvrčalom zaradi habituacije/privajanja živali na dražljaje z leti zmanjševal (Pokorny in sod. 2008).



Zvočna odvrčala, ki odvrčajo živali z območja cest lahko namestimo neposredno na obcestne količke. (Zaluberšek M.)

Uporaba odsevnikov za opozarjanje prostoživečih živali je zelo razširjena. Narejeni so iz različnih vrst odsevnih/kovinskih trakov, ki so nameščeni okoli dreves, na obcestnih količkih ali drugih objektih. Snop luči od približujočih se vozil se odbije proti robu cestišča, kar naj bi živali opozorilo in jih odvrnilo od vstopa na cestišče. Ti pripomočki so priljubljeni, ker so poceni in preprosti za nameščanje. Vendar pa je podrobna analiza študij, izvedenih v preteklih desetletjih po vsem svetu,

pokazala, da dokazov o dolgotrajni učinkovitosti odsevnikov za opozarjanje prostoživečih živali ni bilo zelo veliko (Luell in sod. 2003). V zadnjih letih potekajo številne študije s katerimi proizvajalci izboljšujejo učinkovitost odsevnikov, poskusno pa najobetavnejše izvedbe nameščajo tudi na slovenskih prometnicah. Slabost odsevnikov je, da jih je treba pogosto vzdrževati.

Za preprečevanje nesreč se uporabljajo tudi olfaktorna (vonjalna) odvrčala, ki so večinoma namenjena rastlinojedim parkljarjem. Naravne ali umetne snovi, ki so ponavadi mešanica človeških in volčjih vonjav ter vonjav drugih plenilcev, se primešajo v peno. Ta je nosilna snov, ki se jo nato nanese na drevesa, količke ali druga mesta v bližini prometnic. Nekatere izkušnje kažejo, da se je število nesreč s parkljarji pri uporabi vonjalnih odvrčal začasno zmanjšalo, vendar pa ta rešitev ni ustrezna za nekatere druge vrste, npr. medvede kot plenilce in bi bilo treba to področje v prihodnje podrobneje raziskati.

Izhodna vrata in izskočne klančine

Avtoceste, ceste ali hitre železniške proge, kjer obstaja veliko tveganje za trk s prostoživečimi živalmi, so ponavadi ograjene. Kljub temu pa se živali, še posebej medvedi, ki znajo plezati čez ograje, večkrat znajdejo znotraj ograjenih površin. V takšnih primerih je pomembno, da se živali omogoči, da čim prej zapusti zaprto območje, da se zmanjša tveganje trka z vozili. Umestitev enosmernih izhodnih vrat in izskočnih klančin (ramp) lahko v takšnih primerih zelo zmanjša število prometnih nesreč v katerih so udeležene živali ter poveča prometno varnost. Klančine morajo biti enake višine kot žičnata ograja, da se omogoči izhod vsakega medveda ali druge prostoživeče živali, ki bi vstopila v ograjeno območje avtoceste ali hitre ceste.



Ukrepi s katerimi omogočimo/olajšamo pobeg živali iz ograjenih površin prometnic, kot so enosmerna izhodna vrata in izskočne rampe, zmanjšujemo verjetnost za trk z vozili. (Huber Đ.)

Urejanje vegetacije vzdolž infrastrukturnih objektov

Načrtovanje in urejanje vegetacije ob cestah in železniških progah poteka na različne načine, pri čemer je lahko eden od ciljev urejanja tudi zmanjševanja števila trkov. Vegetacija se včasih uporablja tudi zato, da živali zvabi stran od cestne površine, da vpliva na njihovo vedenje, ali pa da naredi živali bolj opazne za voznike.

Čiščenje in odstranjevanje grmovja in drevja v obcestnem pasu, širokem 3-10 m, ustvarja površine ob cestah manj privlačne za nekatere velike sesalce, kot na primer za jelenjad. Hkrati se izboljša vidljivost prostora ob cesti za voznike, kar je koristno tudi za zmanjševanje nevarnosti trkov s prostoživečimi živalmi. Namen tega ukrepa je torej predvsem zmanjšanje števila trkov med velikimi sesalci in avtomobili. Ta ukrep je primeren za ceste, na katerih prometna obremenitev ni velika, in za železniške proge. Živa meja oziroma mejice ali pas drevja ob ograji lahko usmerja živali proti prehodom za živali.

8 Ekološka kompenzacija - nadomeščanje

Kljub dobremu načrtovanju in uporabi omilitvenih ukrepov za preprečevanje ali zmanjševanje škodljivih vplivov na naravno okolje, se je nemogoče v celoti izogniti negativnim vplivom infrastrukturnega poseganja v prostor. Ta ugotovitev je v številnih evropskih državah vodila do načela ekološke kompenzacije ali nadomeščanja. Pojem ekološka kompenzacija vključuje načelo, da je treba naravne habitate in njihove značilne oblike, kot so mokrišča ali vodna telesa, ustvariti drugje, kadar nanje vpliva načrtovani ali odobreni projekt. Ko se uporabi kompenzacija je treba z ukrepi uravnovesiti "ekološko škodo", da se preprečijo neto izgube, kar prinaša koristi tako habitatom ciljnih vrst kot tudi vrstam samim. Ekološka kompenzacija se lahko opredeli kot ustvarjanje, obnavljanje ali izboljševanje posameznih habitatnih tipov kot protiukrep ekološki škodi, ki jo je ali jo bo povzročil infrastrukturni poseg v prostor. Cilj ekološke kompenzacije je povečanje pomena ohranjanja narave pri načrtovanju projektov ter sprejemanju odločitev in preprečevanje neto izgub po tem, ko je poseg v prostor že odobren. Ti cilji pomenijo, da je ekološka kompenzacija ukrep v skrajni sili - v poštev pride zgolj, kadar škode ni mogoče preprečiti z načrtovanjem in omilitvenimi ukrepi. Ekološke kompenzacije se ne sme obravnavati kot rešitev, ki omogoča načrtovalcem odobritev njihovih projektov, oziroma kot dovoljenje, da na takšen način "zagotovijo" izpolnjevanje okoljskih ciljev. Ker obstaja malo pravnih instrumentov, kot so na primer instrumenti razlastitve, ki bi omogočali načrtovalcem v prostoru pridobitev ustreznih zemljišč, se kompenzacijski ukrepi pogosto uporabljajo na prostovoljni podlagi in temeljijo na dogovoru med prostorskimi načrtovalci, investitorji projektov, naravovarstvenimi službami, lastniki zemljišč ali drugimi deležniki.

Kompenzacijski ukrepi se zelo razlikujejo od načela varovanja oziroma ohranjanja naravnega okolja (politika ohranjanja narave). Kljub temu morajo biti v skladu z lokalnimi in nacionalnimi cilji, ki se nanašajo na ohranjanje narave. V nasprotju z ukrepi za varovanje narave ter omilitvenimi ukrepi, ekološka kompenzacija po navadi poteka izven območja upravljanja prometnic. Ker so pobudniki projektov odgovorni za izvajanje kompenzacijskih ukrepov, si morajo družbe za ceste oziroma avtoceste močno prizadevati za pridobivanje zemljišč v bližini infrastrukturnih objektov za doseganje ciljev kompenzacije. Z ustreznim umeščanjem območij za kompenzacijo, ki so na primer prostorsko povezana s habitatom ali habitatnimi krpami ciljnih vrst, se lahko vzpostavi ustrezna ekološke funkcija oziroma nadomesti izguba prostora ali povezave.

Pri nadomestnih ukrepih lahko preoblikovanje prostora vključuje tudi prilagajanje kmetijskih dejavnosti z upoštevanjem ohranjanja narave (npr. travniške ptice ali metulji mokrišč). Z vidika prostora in ekoloških učinkov, pa ustvarjeni nadomestni habitati ne morejo v celoti nadomestiti škode, nastale na prizadetih območjih zaradi zgrajene infrastrukture. Ekološko kompenzacijo kot ukrep se lahko uporabi v celotnem razponu vplivov, tako v primeru poslabšanja (degradacije) habitatov ciljnih vrst (habitat je še prisoten, pač je okrnjen) kot tudi ob izgubi funkcij kot so tokovi hranil in energije. V primeru risa težko govorimo o ukrepih, ki bi jih lahko uporabili kot kompenzatorne/izravnalne, saj so njegove prostorske potrebe tako velike, da jih ne moremo kompenzirati z nadomestnimi ukrepi. Zagotovo pa bi lahko z nekaterimi ukrepi, ki ustvarjajo habitatne otoke (goščave, zaraščajoči travniki, gozdne krpe) ali pa linijske strukture (mejice) izboljšali povezljivost prostora na mestih kjer prometnice dodatno zmanjšujejo povezanost prostora med dvema habitatnima krpama.

9 Monitoring ukrepov in učinkov

Po končani gradnji cest, železniških prog, vodotokov, urbanih in industrijskih okolij, je spremljanje učinkov, ki jih ima zgrajena infrastruktura na naravo ključnega pomena, saj ta mehanizem načrtovalcem omogoča, da preverijo učinkovitost ukrepov, ki so bili uporabljeni za zmanjševanje vpliva infrastrukture na fragmentacijo habitata. Z dobro oblikovanim načrtom monitoringa lahko preverimo, če omilitveni ukrepi izpolnjujejo zastavljene cilje, ter ocenimo ali ukrepi omogočajo dolgoročno omilitev negativnih učinkov na ciljne vrste, populacije in njihov življenjski prostor.

Skratka, z monitoringom bomo lahko ocenili, ali so bili v času gradnje in po izgradnji infrastrukture izvedeni ustrezni in zadostni omilitveni ukrepi, ki zagotavljajo najmanjši možni vpliv na fragmentacijo živalskih populacij in njihovega življenjskega okolja. Pri tem je informiranje o rezultatih monitoringa prav tako pomembno za pridobivanje znanja o razvoju in gradnji učinkovitejših in posledično tudi cenejših ukrepov. Na splošno mora monitoring vključevati redno merjenje in zbiranje podatkov izbranih spremenljivk. Pri tem lahko merimo učinkovitost premostitvenih objektov in drugih omilitvenih ukrepov, ki izboljšujejo povezljivost ali spremljamo učinkovitost ukrepov neposredno s spremljanjem tarčnih vrst in njihovega življenjskega prostora (t.i. ekološki monitoring). Prva oblika monitoringa se osredotoča na pregled in spremljanje učinkovitosti ukrepov z merjenjem lokalnih spremenljivk, kot so številčnost in vrstna zastopanost živali, ki uporabljajo posamezen prehod ali število povoženih živali na določenem odseku infrastrukturnega objekta. Monitoring je lahko ciljno osredotočen na posamezen ukrep, vendar je v splošnem priporočljivo izvajanje monitoringa vrste ukrepov, ki so medsebojno povezani ali skupaj vplivajo na doseganje istega cilja. Takšna oblika monitoringa bi morala biti vključena v redni načrt upravljanja in vzdrževanja infrastrukture.

Druga oblika monitoringa, ki jo ponekod imenujejo tudi ekološki monitoring, pa se osredotoča na učinke ukrepov na posamezne vrste in njen/e habitat/e. Osredotoča se na ekološke učinke omilitvenih in kompenzacijskih ukrepov. Poskuša prepoznati spremembe v genetski raznovrstnosti, genetski strukturi, genetskemu pretoku, razširjenosti vrst in dinamiki populacije. Po izgradnji nove prometne infrastrukture se zabeležijo določene lastnosti habitatov, prostorski vzorci in naravni procesi ter izvede primerjava z izhodiščnimi razmerami.

Ekološki monitoring večinoma zahteva dolgotrajne in obsežne pristope, pri katerih se upošteva celoten obseg ukrepov, ki so bil izvedeni ter morebitni sinergijski učinki, ki se pojavijo, ko se v že obstoječe omrežje doda nova prometna infrastruktura. Zaradi tega je treba to obliko monitoringa v posebnih primerih uporabljati dolgoročno, na primer, ko je zgrajen prehod za prostoživeče živali ali pa zeleni most za povezavo habitatov ogroženih vrst ali drugih ekološko pomembnih območij.

Nekateri parametri ekološkega monitoringa so lahko (1) stopnja smrtnosti, ki jo povzročijo trki na cestah in železnicah ter njihov vpliv na dinamiko populacije (viabilnost) ciljnih vrst. (2) Ocenjevanje bariernih učinkov celotnega infrastrukturnega omrežja ob upoštevanju ne zgolj deleža živali, ki poskušajo prečkati objekt in so postale žrtev prometa, pač tudi deleža živali, ki poskušajo prečkati objekt, pa jih od tega odvrnejo moteči elementi, kot so prometni/mestni hrup ali luči. Ekološko spremljanje daje zelo dragocene informacije za načrtovanje novih infrastruktur, na podlagi katerih se omili njihov vpliv ter prispeva k boljšemu razumevanju težav. Takšen monitoring je zahteven in ga praviloma izvajajo strokovnjaki za posamezne skupine prostoživečih živali/vrst, kajti metode ter časovne in prostorske dimenzije spremljanja se močno razlikujejo glede na vrsto in okolje.



Kljub vse uspešnejšemu uveljavljanju drugih metod monitoringa, še vedno predstavlja sledenje oziroma beleženje sledi v snegu pomemben način za vrednotenje prepustnosti prostora (prometnic) za sesalce. (Reljić S., Krofel M.)

Za spremljanje omilitvenih ukrepov se pogosto uporablja večje število metod. Najpogostejše metode za beleženje smrtnosti in preverjanje uporabe prehodov za živali so: (1) beleženje povozenih živali na cestah in železniški progah, (2) beleženje deleža živali, ki uspešno prečkajo prometni infrastrukturni objekt (npr. sledi v snegu) in (3) spremljanje uporabe prehodov za živali z beleženjem živalskih sledi v pesku oziroma z uporabo foto/video pasti.

Za spremljanje pogostosti prehajanja živali preko novih objektov ter rabo glede na vrstno zastopanost, lahko uporabljamo različne metode: genetsko vzorčenje (dlaka/iztrebki), podatki o povozih ali trkih z vozili, opazovanje sledi v snegu, na peščenih blazinah ali ploščah, s foto/video pastmi, s spremljanjem živali s pomočjo GPS ali VHF telemetrije ali s pomočjo senzorskih sistemov zaznavanja prehajanja (IR, laserski žarki). Za izvedbo primerjave učinkovitosti premostitvenih objektov je treba spremljanje izvesti pred in po izgradnji objektov. Najboljši rezultate monitoringa pogosto dosežemo z uporabo kombinacije različnih metod.



Za čim boljši vpogled v prehajanje sesalcev preko prometnic oziroma njihovih premostitvenih objektov se pogosto uporablja več različnih metod spremljanja. Levo: Tudi beleženje iztrebkov posameznih vrst lahko predstavlja vir podatkov za analize. (Reljić S.) Desno: Senzorji zaznavanja gibanja merijo pogostost prehajanja živali ali pa njihovo prisotnost posredujejo aktivni prometni signalizaciji. (Petkovšek S.)

Za spremljanje prehajanja sesalcev s pomočjo odtisov v pesku je peščeno blazino treba namestiti po celotni širini premostitvenega objekta, kar v primeru zelenih mostov pomeni tudi 100 ali 200 metriški pas. Priporočljiva je uporaba finega peska, ki olajša prepoznavanje (tudi manjših) vrst. Spremljanje sledi se mora izvajati redno, prav tako pa je treba z rahljanjem vzdrževati peščeno blazino, še posebej v primeru slabega vremena, ki vsakokrat zabriše nastale sledi. Čeprav lahko s to metodo zabeležimo veliko število prehajanj, pa z njo ne moremo ugotoviti, koliko osebkov je prehod dejansko uporabljalo, zato moramo v ta namen uporabiti še druge metode (npr.: foto pasti, genetske metode).

Gužvica in sod. (2014) je pri spremljanju učinkovitosti zelenih mostov za velike sesalce na Hrvaškem preizkusil tri različne metode: spremljanje sledi s peščenimi blazinami, spremljanje s pomočjo aktivnih IR senzorjev ter monitoring s pomočjo uporabe foto-pasti. Rezultati so pokazali, da so foto-pasti zelo zanesljive, vendar pa niso vedno primerne za spremljanje vrst, ki se premikajo hitro. Učinkovite so se izkazale tudi peščene blazine, še posebej, če se zanje uporabi večji delež fino mletega materiala oziroma peska.

Običajni infrardeči detektorji, tako imenovani števcji prometa, se lahko uporabijo tudi za ugotavljanje števila živali, ki so prehajale preko premostitvenega objekta. Žival s premikanjem aktivira senzor/števec in tako se zabeleži skupno število živali, ki so v določenem obdobju uporabile objekt za prečkanje. Detektorji se namestijo na zidove prehodov ali prepustov, lahko se jih nastavi tako, da posnamejo le gibanje večjih ali manjših živali. Praviloma detektorji zabeležijo tudi datum in čas gibanja. Slabost te metode je, da z njo ne pridobimo informacije o vrstni sestavi živali, ki so prečkale objekt, zato ima pridobljena informacija omejeno vrednost in je uporabna predvsem v kombinaciji z drugimi metodami monitoringa.



Levo: Sledi medveda in volka v peščenih blazinah za spremljanje učinkovitosti premostitvenih objektov. (Huber Đ.) Desno: Sodobne foto-pasti zaznavajo prehajanje živali v dnevnih in nočnih razmerah s pomočjo 940 nm IR svetlobe (reflektorjev), ki je za sesalce nevidna. (Potočnik H.)



Peščene blazine na zelenih mostovih običajno kombinirajo s senzorji prehajanja živali, ki omogočajo vrednotenje pogostosti prehajanja posameznih živalskih vrst, katerih sledove evidentirajo v pesku. (Huber D.)

Preučevanje posnetkov varnostnih kamer ali kamer za nadzor prometa. Nekateri nadvozi, tuneli ali rečne struge so opremljene s CCTV kamerami za nadzor prometa in varnosti. Na posnetke se večkrat ujamejo živali, ki prečkajo cesto, ali pa se nahajajo v bližini prometnega infrastrukturnega objekta. Te informacije se lahko uporabi pri ugotavljanju neustreznih prečkanih živali, pomanjkljivosti ograj ali za pridobivanje drugih informacij v zvezi z vedenjem živali v stiku s prometno infrastrukturo.

Z opremljanjem živali s satelitskimi/VHF sprejemniki/oddajniki/ovratnicami lahko pridobimo veliko več informacij o obnašanju živali ob prometni infrastrukturi, kot na podlagi druge vrste podatkov. Pridobljeni podatki nudijo informacije o gibanju živali, o njihovih domačih okoliših in lokaciji mest na katerih prečkajo infrastrukturne objekte. Ta metodologija se je v preteklosti večinoma uporabljala v primeru ogroženih ali karizmatičnih vrst živali, kot so risi, volkovi in medvedi. Metoda je časovno zahtevna saj moramo živali najprej ujeti in nato spremljati njihovo gibanje. Z razvojem postaja ta metodologija vse bolj uporabna, stroškovno učinkovita in primerna kot metoda takšnega monitoringa tudi za druge vrste.



Nadzorne kamere so ujele prečkanje medveda preko ograjene avtoceste Zagreb - Reka v bližini tunela Sleme.(ARZ)



Odlov in spremljanje gibanja živali s pomočjo GPS telemetrije omogoča izjemno natančen vpogled v njihovo vedenje vključno z ugotavljanjem vpliva prometnic, naselij in drugih človekovih aktivnosti na rabo prostora. (Potočnik H.)

Zaradi hitrega razvoja tehnik telemetrije prostoživečih živali na podlagi GPS telemetrije in molekularne genetike v zadnjih nekaj desetletjih, je na voljo vrsta novih orodij, ki so v številnih pogledih močno spremenila način, kako preučujemo, spremljamo in upravljamo populacije ogroženih vrst. Še posebej pomembna metodologija za načrtovanje, spremljanje in ocenjevanje vplivov novih posegov v prostor, vključno s prometno infrastrukturo, na risa, je prostorsko modeliranje primernosti habitatov v GIS programskem okolju ter posebno področje "pokrajinske genetike" (ang.: »landscape genetics«). To je nova disciplina, ki preučuje genetske povezave med osebki, sub-populacijami in populacijami v prostoru in poskuša razumeti, kako nanje vplivajo njegove značilnosti. Ti podatki se lahko ob hkratni uporabi modelov za ugotavljanje primernosti habitatov, npr. za rise, uporabijo za ocenjevanje povezljivosti med habitatnimi krpami, učinki linearnih ovir (npr. cest, avtocest, velikih rek) ter za oblikovanje modelov povezljivosti prostora z vidika risa.

Ker študije razkrivajo, da nekatere vrste potrebujejo kar nekaj časa, da se prilagodijo in se naučijo prečkati premostitvene objekte ali pa, da se navadijo na nove, je eno ali dvoletno obdobje spremljanja pogosto prekratko, da bi prineslo zanesljivejše rezultate. Zato so primernejše študije, ki trajajo štiri, pet ali celo več let.



Razvoj sodobnih genetskih orodij, ki omogoča prepoznavanje posameznih vrst in osebkov na osnovi izolirane DNA, iz njihovega urina, iztrebkov, dlake ali slin, nam omogoča vse boljši vpogled v prehajanje živali oziroma "pretok genov" med posameznimi habitatnimi krpami oziroma populacijskimi jedri. (Potočnik H.)

Nacionalni park Banf, Kanada

Eden od prvih sistematičnih pristopov k zmanjševanju negativnih učinkov prometne infrastrukture v svetu je bil izpeljan na območju nacionalnega parka Banf v Kanadi. Park je bil ustanovljen leta 1885 in se razteza na 6.641 km². Avtocesta Trans-Canada je štiripasovnica, ki deli park na dva dela. Zaradi prizadevanj vodstva nacionalnega parka, da bi zmanjšali smrtnost prostoživečih živali in povečali povezljivost populacije, je avtocesta že od leta 1982 eno izmed testnih območij za gradnjo in testiranje premostitvenih objektov za blaženje učinkov cest na prostoživeče živali. Vse od takrat potekajo raziskave s katerimi spremljajo in preučujejo prostoživeče živali v parku in njihov odziv na objekte kot so: telemetrične študije in druge terenske raziskave, spremljanje prehajanja na peščenih blazinah, spremljanje prehajanja s kamerami ter genetske raziskave. Rezultat tega je ena od največjih in najstarejših tovrstnih podatkovnih zbirk na svetu. Trenutno je tam umeščenih 45 premostitvenih objektov za prostoživeče živali (6 zelenih mostov in 39 podhodov) ter 166 km avtocestne ograje.

Rezultati izvedenih omilitvenih ukrepov za zmanjšanje smrtnosti medveda in za povečanje prepustnosti avtoceste za prostoživeče živali Reka – Zagreb

Na Hrvaškem se je načrtovanje premostitvenih objektov za prostoživeče živali začelo pred več kot desetimi leti v okviru projekta za zavarovanje medveda. Zaradi načrtovane gradnje avtoceste Zagreb - Reka so raziskovalci izrazili zaskrbljenost zaradi pričakovane fragmentacije habitata, ki bi jo cesta povzročila, zlasti za populacije velikih zverí. Od takrat je bilo izvedenih kar nekaj študij ter projektov umeščanja premostitvenih objektov. Oblikovanih je bilo tudi več smernic za načrtovanje in preučevanje ustreznosti različnih premostitvenih objektov za živali. Tako so danes na 25,2 % avtoceste Zagreb-Reka, na 17,9 % avtoceste v županiji Lika in na 8,3 % dalmatinske avtoceste zgrajeni objekti, ki omogočajo prehajanje živali (tuneli, viadukti, mostovi in zeleni mostovi). Raziskave so pokazale, da imajo veliki sesalci v Gorskem Kotarju raje širše nadhode (100 m ali več) kot ozke podhode (10-50 m) (Kusak in sod. 2009).



Sodobne hrvaške avtoceste imajo zaradi razgibanega reliefa in posledično velikega števila tunelov ter viaduktov, pa tudi sodobnega naravovarstvenega pristopa pri načrtovanju omilitvenih ukrepov razmeroma dobro prepustnost za velike sesalce. (Huber Đ.)

Odnos med medvedi in cestami je dvoplasten: če se na eni strani medvedje na splošno izogibajo cest, ki jih pogosto uporabljajo ljudje, jih ti objekti občasno lahko privlačijo zaradi prisotnosti poginulih živali na njih ali odvrženih smeti (organskih ostankov) (Huber in sod. 1998; Roeveer in sod. 2010). Ceste lahko tako za medvede predstavljajo ekološke pasti. Trki medvedov in vozil so drug najpomembnejši vzrok za smrtnost medvedov v Sloveniji in na Hrvaškem, ter hkrati predstavljajo grožnjo tudi za varnost ljudi (Huber in sod. 1998; Kaczensky in sod. 2003; Kusak in sod. 2009). Zato je izvedba učinkovitih omilitvenih ukrepov, ki bodo medvede odvrčali od cest, avtocest in železniških prog, ob hkratnem ohranjanju prepustnosti pokrajine, pomembna za večjo varnost cest kot tudi za upravljanje populacije medvedov (Kusak in sod. 2009; van der Grift in sod. 2013).



Spremljanje učinkovitosti izskočne rampe, ki omogoča pobeg živali, ki zaidejo v ograjeno območje na avtocesti Zagreb – Reka. (Huber Đ.)

Avtocesta od Zagreba do Reke se razteza na 68,5 km in teče skozi osrednje območje prostoživečih živali v Gorskem Kotarju na Hrvaškem. Na njej je 43 viaduktov in tunelov in en, tarčno za velike zveri zgrajen, (100 m širok) zeleni most (Dedin). Na eni četrtini celotne avtoceste se nahajajo objekti, ki omogočajo prehajanje živali. Monitoring učinkovitosti zgrajenih prehodov so izvedli s pomočjo štetja živalskih sledi pod enim viaduktom, v dveh tunelih in na enem zelenem mostu, na delu avtoceste, ki poteka skozi osrednje območje velikih zveri v Gorskem Kotarju. Podatke o prehajanju živali so zbirali na več načinov: z beleženjem sledi v snegu, blatu ali pesku, evidentiranjem iztrebkov ter značilnih znakov na drevesih ali tleh. Na zelenem mostu Dedin so skupaj zabeležili 12.519 prehodov živali v 793 dneh, ko so izvajali monitoring z infrardečimi senzorji, kar pomeni 15,8 prehodov na dan. V dveh

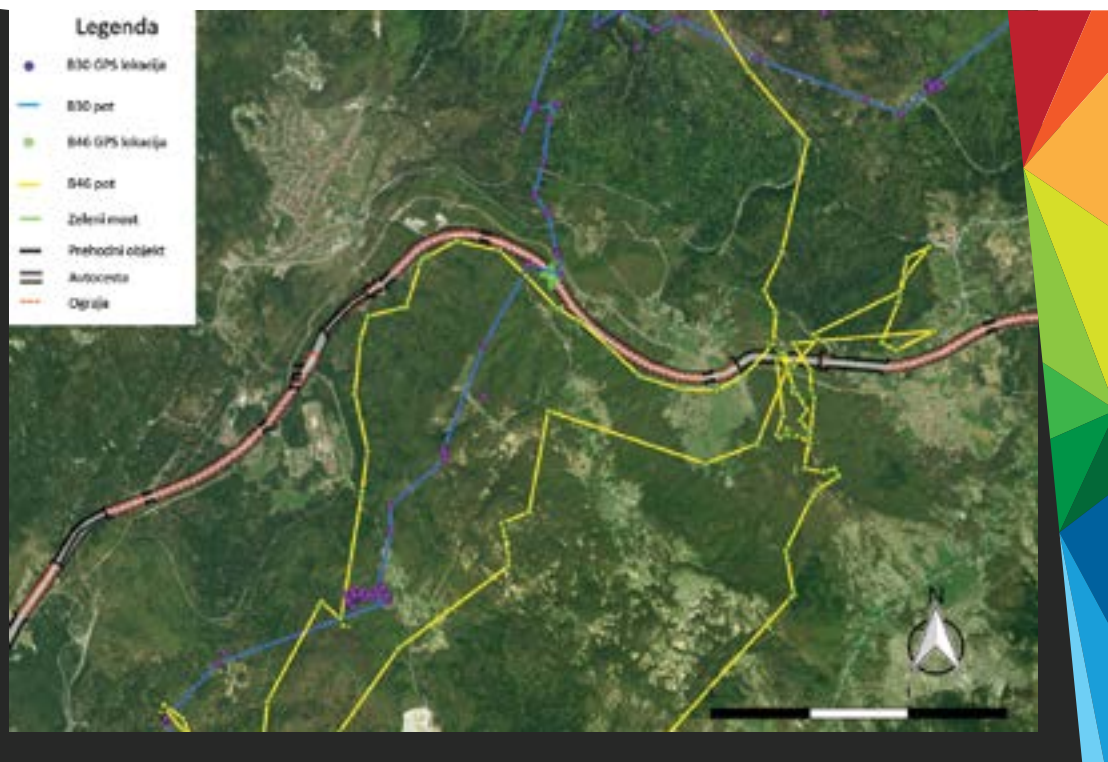


*Levo: Z vgraditvijo enosmernih izstopnih vrat za pobeg živali iz ograjenih površin na avtocesti Zagreb – Reka so dodatno poskrbeli za povečanje prometne varnosti
Desno: Nameščanje električnih ograj preprečuje prehajanje medvedov preko zaščitne ograje/mreže in jih "usmerja na varne prehode. (Huber Đ.)*



Pogled iz zelenega mostu Dedin proti severnemu robu prehoda. Vidna je površina, na kateri je posekan gozd, kar običajno zmanjšuje učinkovitost prehajanja živali. (Huber Đ.)

Gibanji medvedov B30 in B46, kot sta ga razkrili njihovi telemetrični ovratnici kažeta na pomen in učinkovitost premostitvenih objektov ter drugih ukrepov (ograja, električna ograja) pri prehajanju medvedov preko avtoceste Zagreb – Reka.



tunelih so zabeležili 11,2 in 37,0 prehodov na dan, medtem ko so pod enim viaduktov zabeležili 4,3 prehode na dan. Od tega je bilo 83,2 % živali parkljarjev in 14,6 % velikih zveri. Velike zveri, ris, volk in medved, ki so jih spremljali s pomočjo telemetričnih ovratnic, so za prečkanje najraje izbirali območja nad tuneli ter viadukte, izrazito pa so se izogibali manjšim podvozom ali mostovom. Zeleni most Dedin je bil uporabljan v skladu z njegovo razpoložljivostjo, torej se ga velike zveri niso ne izogibale, niti ga niso selektivno izbirale za prečkanje. Na podlagi tega ocenjujejo, da ta zeleni most, ki je bil zgrajen kot omilitveni ukrep, negativnih učinkov, ki jih povzroča preučevana avtocesta, sprejemljivo služi svojemu namenu. Telemetrično spremljane velike zveri, tako teritorialne živali kot tiste v disperziji, so v času spremljanja avtocesto prečkale 41-krat pri čemer so uporabljale prostor na obeh straneh avtoceste kot domače okolije.

V okviru projekta LIFE DINALP BEAR so ob obeh straneh odseka avtoceste Reka - Zagreb, ki je problematičen z vidika smrtnosti medvedov, namestili dodatne električne ograje. Skupaj je bilo nameščene več kot 35 km (več kot 70 km ob upoštevanju obeh strani ceste) električne žičnate ograje poleg že obstoječe varnostne žičnate ograje.



Dinamični prometni znaki na relaciji Ljubljana – Kočevje opozarjajo voznike na prisotnost živali ob cesti. (Pavšek Z.)

V nadaljevanju predstavljamo primer telemetrično spremljanega mlajšega medveda, (B46-Slaven2), ki se je izogibal električni ograji, nameščeni ob avtocesti Reka-Zagreb, ki je nato hodil 3,9 km ob avtocesti ne da bi jo prečkal, nato prešel na drugo stran avtoceste nad tunelom „Vršek“. Čeprav ni znano, ali je bil tisti dan v električni ograji električni tok, je zelo verjetno, da je ograja učinkovala kot fizična ovira za medveda in očitno preusmerila žival proti varnemu območju za prečkanje. Medved za prehod ni uporabil 100 m širokega zelenega mostu „Dedin“, pač pa je raje izbral gozdnato območje nad 811 m dolгим tunelom. Kljub temu pa so predhodna študije spremljanja pokazale, da zeleni most Dedin za prečkanje uporabljajo veliki in srednje veliki sesalci, v povprečju 15-krat



na dan, vključno z 1,5 preходом medveda na dan (Kusak in sod. 2009). Nekateri drugi telemetrično spremljani medvedi, (kot npr. B30-Marko), ki so zeleni most Dedin že poznali, so jasno pokazali, da so se do njega odpravili z namenom, da ga bodo prečkali. Objekt so večkrat prečkali v obeh smereh. Medved B29 je za prečkanje najpogosteje uporabljal tunela Sleme in Sopač, vendar pa je uporabil tudi zeleni most Dedin.

Uporaba dinamične prometne signalizacije na glavni cesti Ljubljana – Kočevje

Med letoma 2015 in 2017 so bili nameščeni trije sistemi dinamičnih prometnih znakov na treh problematičnih odsekih ob glavni cesti Ljubljana – Kočevje; med Zgornjimi Ložinami in Dolenjo vasjo (Jasnica), med Ortnekom in Žlebičem ter južno od vasi Turjak. Osnovni namen postavitve je bil opozoriti voznike in upočasniti promet, da bi preprečili potencialne trke s prostoživečimi živalmi, vključno z medvedi. Dinamični znaki so bili opremljeni s senzorji, ki lahko zaznajo velike živali, ki se približujejo cesti. V primeru približevanja medveda (ali parkljarjev) znak zasveti in sporoči vozniku, da se cesti približuje žival. Ker senzorji niso prilagojeni samo za medvede, skrbijo tudi za večjo varnost na cesti, ker preprečujejo tudi trke z drugimi velikimi sesalci, še posebej parkljarji.



Lokacije na relaciji Ljubljana Kočevje (Nove Ložine) na katerih so bili povoženi medvedi razkrivajo "črno točko" na kateri so nato postavili dinamične prometne znake s katerimi so upočasnili promet in povečali pozornost voznikov.

Po namestitvi sistemov so v treh zaporednih letih spremljali kako aktivacija dinamičnih znakov vpliva na hitrost vozil na opremljenih odsekih. Na drog dinamičnega znaka so namestili tudi števec prometa. Primerjava povprečnih hitrosti, kadar so bili dinamični znaki aktivirani, s hitrostmi, ko so bili dinamični znaki neaktivni, je pokazala, da je bila na obeh spremljanih lokacijah (Jasnica in Ortnek) hitrost vozil ob vožnji mimo aktiviranih dinamičnih znakov občutno nižja v primerjavi s povprečno hitrostjo vozil, ki so peljala mimo znaka, ki ni svetil. Na izbranih odsekih se je povprečna hitrost v posameznih obdobjih merjenj zmanjšala od 5,5 km do 18 km na uro, kar kaže na pozitiven učinek dinamičnih znakov na vedenje voznikov.

Namestitev akustičnih odvrtačalnih naprav na izbranih železniških odsekih v Sloveniji

Akustične odvrtačalne naprave (elektronske naprave, ki oddajajo ultra in infrazvok in so opremljene s senzorji za aktivacijo zvoka s strani približujočega se vozila) so bile nameščene neposredno na cestne stebričke ob "črnih točkah" trkov velikih zveri z vozili ob glavni cesti Ljubljana – Kočevje. Skupaj je bilo z 240 akustičnimi odvrtačalnimi napravami zavarovanih 7,5 km cest.

Akustične odvrtačalne naprave so bile nameščene tudi na električne stebre na železniškem odseku Rakek – Postojna in Postojna – Prestranek, na delih, kjer je bilo na podlagi terenskega pregleda ugotovljeno, da obstaja verjetnost prečkanja prostoživečih živali (predvsem rjavega medveda).

V obdobju petih let (od 2011 do 2015), ko še ni bilo izvedenih omenjenih omilitvenih ukrepov, je bilo na obravnavanih odsekih glavne ceste Ljubljana – Kočevje v prometnih nesrečah povoženih 9 medvedov, kar v povprečju znaša 1,8 poginulih medvedov na leto. Po namestitvi akustični odvrtačalnih naprav leta 2016 in dinamičnih prometnih znakov ob najbolj problematičnih odsekih ceste, se je smrtnost medvedov zmanjšala na 1 in 0 na leto. To pomeni, da se je povprečna smrtnost medvedov na teh odsekih zmanjšala na 0,7 primerov na leto, oziroma za več kot 50 %.

V enakem obdobju od 2011 do 2015 je bilo pred namestitvijo akustičnih odvrtačalnih naprav zabeleženih 15 smrtnih primerov (v povprečju 3 na leto) medveda na obravnavanih železniških odsekih med Ljubljano in Pivko. Rezultat protiukrepov je bil v naslednjih letih očitno ugoden, saj se je smrtnost medvedov na železniških progah v letih 2016 do 2018 zmanjšala za 50 %. Prejje smrtnost medvedov na železniški progi znašala od 0 do 8 medvedov na leto, po izvedbi ukrepov a se je zmanjšala na 0 do 2 živali na leto (povprečno 1,3).

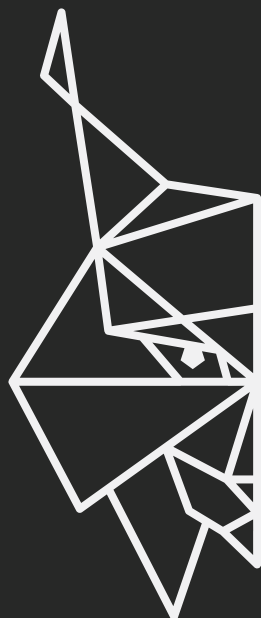


Postavljanje zvočnih odvrtačal na kritičnih odsekih železnice na relaciji Rakek – Postojna in Postojna – Prestranek. (Zaluberšek M.)

1. Adams JR & Waits LP (2007) An efficient method for screening faecal DNA genotypes and detecting new individuals and hybrids in the red wolf (*Canis rufus*) experimental population area. *Conservation Genetics* 8:123–131.
2. Becker, T., 2013. Modelling Eurasian lynx distribution and estimation of patch and population size in the Alps. Master thesis, University of London, London, United Kingdom. 1–69.
3. Beier, P., 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *The Journal of Wildlife Management*, 228–237.
4. Beniston, M., Keller, F., Koffi, B., Goyette S., 2003. Estimates of snow accumulation and volume in the Swiss Alps under changing climate conditions. *Theoretical and applied climatology*, 76, 125–140.
5. Boyce, M. S., Vernier, P. R., Nielsen, S. E., and Schmiegelow, F. K., 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological modelling*, 157(2–3), 281–300.
6. Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, Ch., Okarma, H., Kaphegyi, T., Kaphegyi-Wallmann, U., Müller, U. M., 2000. Action Plan for the conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe. Strasbourg, Council of Europe. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats 22. 1–83.
7. Breitenmoser, U., 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biological conservation*, 83(3), 279–289.
8. Breitenmoser-Würsten, C., and Obexer-Ruff, G., 2003. Population and conservation genetics of two re-introduced lynx (*Lynx lynx*) populations in Switzerland—a molecular evaluation 30 years after translocation. In: *Proceedings of the 2nd Conference on the Status and Conservation of the Alpine Lynx Population (SCALP)*, 7–9.
9. Breitenmoser-Würsten, C., Zimmermann, F., Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Capt, S., Vandel, J. M., Breitenmoser, U., 2007. Spatial and social stability of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population: an assessment of 10 years of observation in the Jura Mountains. *Wildlife Biology*, 13(4), 365–380.
10. Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M. B., Hirzel, A. H., 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27(4), 437–448.
11. Bufka, L., Cerverny, J., Koubek, P., Horn, P., 2000. Radiotelemetry research of the lynx (*Lynx lynx*) in Sumava: preliminary results. In *Proceedings Predatori v Myslivosti 2000*, 143–153.
12. Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., Jerina, K., Kos, I., Křofel, M., Majčič Skrbinšek, A., Potočnik, H., Skrbinšek, T., ... Anders, O., 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346(6216), 1517–1519.
13. Chisholm M., Bates A., Friend D., Cooper D., 2010. Wildlife passage engineering design guidelines.
14. Clark, A. L., Sæther, B. E., Røskaft, E., 1997. Sex biases in avian dispersal: a reappraisal. *Oikos*, 429–438.
15. Clevenger AP, Huijser MP, 2011. *Wildlife crossings structure handbook. Design and evaluation in North America*
16. Clobert, J., Wolff, J. O., 2001. Introduction, pp. xvii–xxi. In: Clobert, E., Danchin, A. A., Dhondt, J. D., Nichols (eds.), *Dispersal*. New York, NY: Oxford University Press, pp. 452.
17. Černe R., Bartol M., Ferjančič Lakota T., Groff C., Huber D., Jerina K., Knauer F., Majčič Skrbinšek A., Reljić S., Skrbinšek T., 2017. Guidelines for Common Management of Brown Bear in the Alpine and Northern Dinaric Region. Guidelines prepared within A6 action of the LIFE DINALP BEAR project (LIFE13 NAT/SI/000550)
18. Čop, J., and Frković, A., 1998. The re-introduction of the lynx in Slovenia and its present status in Slovenia and Croatia. *Hystrix*, 10(1), 65–76.
19. Direktoratet for Naturforvaltning (2002). Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner. DN Handbok 22-2002.
20. Elith, J., Leathwick, J. R., 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 40, 677–697.
21. EuroNatur, 2010. TEWN Manual. Recommendations for the reduction of habitat fragmentation caused by transport infrastructure development. EuroNatur Foundation. Radolfzell.
22. Ferreras, P., Delibes, M., Palomares, F., Fedriani, J. M., Calzada, J., Revilla, E., 2004. Dispersal in the Iberian lynx: factors affecting the start, duration, distance and dispersal success. *Behav Ecol*, 15, 31–40.
23. Fležar U., Hočevar L., Sindičić M., Gomerčič T., Konec M et al. (2022) Surveillance of the reinforcement process of the Dinaric - SE Alpine lynx population in the lynx-monitoring year 2020–2021. Ljubljana.
24. Fležar U., Hočevar L., Sindičić M., Gomerčič T., Konec M et al. (2023) Surveillance of the reinforcement process of the Dinaric - SE Alpine lynx population in the lynx-monitoring year 2021–2022. Ljubljana.
25. Fležar U., Piculin A., Bartol M., Černe R., Stergar M., Křofel M (2019) Eurasian lynx (*Lynx lynx*) monitoring with camera traps in Slovenia in 2018–2019. Ljubljana.
26. Fuller, A. K., and Harrison, D. J., 2010. Movement paths reveal scale-dependent habitat decisions by Canada lynx. *Journal of Mammalogy*, 91(5), 1269–1279.
27. Gehrig-Fasel, J., Guisan, A., Zimmermann, N. E., 2007. Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change or land abandonment? *Journal of Vegetation Science*, 18, 571–582.
28. Green Bridges: A literature review (NECR181). Natural England, July 2015, 56p
29. Guisan, A., and Zimmermann, N. E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2–3), 147–186.
30. Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, J., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., Ferrier, S., Kearney, M. R., Possingham, H. P., Buckley, Y. M., 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424–1435.
31. Gužvica G., Bošnjak I., Bielen A., Babić D., Radanović-Gužvica B., Šver L. (2014) Comparative Analysis of Three Different Methods for Monitoring the Use of Green Bridges by Wildlife. *PLoS ONE* 9(8): e106194.
32. Haglund, B., 1966. Winter habits of the lynx (*Lynx lynx* L.) and wolverine (*Gulo gulo* L.) as revealed by tracking in the snow. *Viltrevy*, 4, 81–229.
33. Haller, H. and Breitenmoser, U., 1986. Zur Raumorganisation der in den Schweizer Alpen wiederangesiedelten Population des Luchses *Lynx lynx*. *Zeitschrift fuer Säugetierkunde*, 51(5), 289–311.
34. Hanski, I., 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press.
35. Herfindal, I., Linnell, J. D., Odden, J., Nilsen, E. B., Andersen, R., 2005. Prey density, environmental productivity and home range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology*, 265(1), 63–71.
36. Heurich M., Hilger A., Küchenhoff H., Andrén H., Bufka L., Křofel M., Mattisson J., Odden J., Persson J., Rauset GR, Schmidt K, Linnell JDC (2014) Activity patterns of Eurasian lynx are modulated by light regime and individual traits over a wide latitudinal range. *PLoS ONE* 9: e114143.
37. Hirzel, A. H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C., Guisan, A., 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological modelling*, 199(2), 142–152.
38. Hočevar L., Fležar U., Křofel M (2020) Overview of good practices in Eurasian lynx monitoring and conservation. INTERREG CE 3Lynx report. University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Ljubljana.
39. Huber D., Kusak J., Frković A., 1998. Traffic kills of brown bears in Gorski Kotar, Croatia. *Ursus* 10:167–171
40. Huber D., Jakšić Z., Frković A. in sod. 2008. Brown Bear Management Plan for the Republic of Croatia. Ministry of Regional Development, Forestry and Water Management, Directorate for Hunting Ministry of Culture, Directorate for the Protection of Nature: 92 str.
41. Iuell, B., Bekker, G. J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavác, V., Keller, V. B., Rosell, C., Sangwine, T., Tørsløv, N., Wandall, B. le Maire, (Eds.) 2003. *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure*. (COST 341)
42. Jędrzejewski, W., Nowak, S., Schmidt, K., Jędrzejewska, B., 2002. The wolf and the lynx in Poland—results of a census conducted in 2001. *Kosmos*, 51(4), 491–499.
43. Jędrzejewski, W., Schmidt, K., Miłkowski, L., Jędrzejewska, B., Okarma, H., 1993. Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieża Forest) and the Palaearctic viewpoints. *Acta theriologica*, 38(4), 385–403.
44. Jelenko Turinek I., Petkovšek S.S., Pavšek Z., 2018. Monitoring of the effectiveness of mitigation measures in Slovenia. LIFE DINALP BEAR (LIFE13 NAT/SI/000550): Population level management and conservation of brown bears in northern Dinaric Mountains and the Alps.
45. Jelenko, I., Poličnik, H., Pokorny, B., 2013. Monitoring in analiza učinkovitosti izvedenih ukrepov za preprečevanje trkov vozil z divjadjo [Monitoring and analysis of the effectiveness of counter measures implemented for preventing game-vehicle collisions] (In Slovene). Report for Slovene Directorate for Roads, Contract no. 2415-11-001267/0. ERICO Velenje, 246 str.
46. Jerina K., 2002. The strategy and dynamics of brown bear expansion in Slovenia in post World War II period. Biotechnical Faculty, Department of Forestry, Ljubljana, Research Report 2/2002:1–31 (in Slovene).
47. Jerina K., Křofel M., Mohorović M., Stergar M., Jonozović M., Anthony S., 2015a. Analysis of occurrence of human-bear conflicts in slovenia and neighbouring countries. Report Action A4. LIFE DINALP BEAR, LIFE13 NAT/SI/000550, 44str.
48. Johnson WE, Onorato D, et al (2010) Genetic restoration of the Florida panther. *Science*, 329, 1641–1645.
49. Kaczensky P., Knauer F., Krze B., Jonozović M., Adamić M., Grossow H., 2003. The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia.
50. Kaczensky, P., Chapron, G., Arx von M., Huber, H., Andrén, H., Linnell, J., 2003. Status, management and distribution of large carnivores - bear, lynx, wolf & wolverine in Europe. Report, European Commission, pp. 72.
51. KORA (2017) SCALP Monitoring Report 2017. 1.
52. KramerSchadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Breitenmoser, U., 2004. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology*, 41(4), 711–723.
53. Křofel M., Fležar U., Hočevar L., Sindičić M., Gomerčič T., Konec M et al. (2021) Surveillance of the reinforcement process of the Dinaric - SE Alpine lynx population in the lynx-monitoring year 2019–2020. Ljubljana.
54. Křofel M., Jerina K., Kljun F., Kos I., Potočnik H., Ražen N., Zor P., Žagar A (2014) Comparing patterns of human harvest and predation by Eurasian lynx *Lynx lynx* on European roe deer *Capreolus capreolus* in a temperate forest. *European Journal of Wildlife Research* 60: 11–21.
55. Křofel M., Skrbinšek T., Kos I (2013) Use of GPS location clusters analysis to study predation, feeding, and maternal behavior of the Eurasian lynx. *Ecological Research* 28: 103.
56. Křofel M., Jonozović M., Jerina K., 2012. Demography and mortality patterns of removed brown bears in a heavily exploited population. *Ursus* 23(1):91–103 (2012)
57. Křofel, M., Jerina, K., 2012. Pregled konfliktov med medvedmi in ljudmi: vzroki in možne rešitve. *Gozdarski vestnik*, 70/2012, št. 5–6.
58. Kusak, J., Huber, D., Gomerčič, T. in sod. The permeability of highway in Gorski kotar (Croatia) for large mammals. *Eur J Wildl Res* (2009) 55: 7. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0208-5>

59. Kvam, T., 1991. Reproduction in the European lynx, *Lynx lynx*. Zeitschrift für Säugetierkunde, 56, 146-158.
60. Linnell, J. D. C., Andersen, R., Kvam, T., Andren, H., Liberg, O., Odden, J., Moa, P. F., 2001. Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia.
61. Macdonald, D.W., and Johnson, D. D. P., 2001. Dispersal in theory and practice: consequences for conservation biology. Dispersal (eds Clobert, J., Danchin, E., Dhondt, A.A., Nichols, J.D.), Oxford University Press, New York, 358-372.
62. Magg, N., Müller, J., Heibl, C., Hackländer, K., Wölfl, S., Wölfl, M., Heurich, M., 2016. Habitat availability is not limiting the distribution of the Bohemian-Bavarian lynx *Lynx lynx* population. *Oryx*, 50(4), 742-752.
63. Mattisson J., Linnell J.D.C., Anders O., et al (2022) Timing and synchrony of birth in Eurasian lynx across Europe. *Ecol Evol* 12:e9147. <https://doi.org/10.1002/ece3.9147>
64. Menotti-Raymond M, David VA, et al (1999) A genetic linkage map of microsatellites in the domestic cat (*Felis catus*). *Genomics*, 57, 9-23.
65. Menotti-Raymond M, David Victor A, Wachter Leslie L, Butler John M, O'Brien Stephen J (2005) An STR Forensic Typing System for Genetic Individualization of Domestic Cat (*Felis catus*) Samples. *Journal of Forensic Science*, Sept. 2005, Vol. 50, No. 5, 1061-1070.
66. Ministry of Agriculture, Food and the Environment. 2016. Technical prescriptions for wildlife crossing and fence design (second edition, revised and expanded). Documents for the mitigation of habitat fragmentation caused by transport infrastructure, number 1. Ministry of Agriculture, Food and the Environment. Madrid. 124 str.
67. Molinari-Jobin A, Drouet-Hoguet N, et al (2020) SCALP Monitoring Report 2017 (1. May 2017 – 30. April 2018). KORA and Progetto Lince Italia.
68. Molinari-Jobin A, et al 2012. Monitoring in the presence of species misidentification: the case of the Eurasian lynx in the Alps. *Animal Conservation* 15:266-273.
69. Molinari-Jobin A., Breitenmoser U., Breitenmoser-Würsten Ch., Černe R., Drouet-Hoguet N., Fuxjäger C., ... & Zimmermann F. 2021. SCALP: Monitoring the Eurasian lynx in the Alps and beyond. *Cat News Special Issue* 14, 50-52.
70. Molinari-Jobin, A., Marboutin, E., Wölfl, S., Wölfl, M., Molinari, P., Fasel, M., Huber, T., 2010. Recovery of the Alpine lynx *Lynx lynx* metapopulation. *Oryx*, 44(2), 267-275.
71. Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Breitenmoser-Würsten, C.H., Woelke, M., Staniša, C., Fasel, M., Stahl, P., Vandel, J.M., Rotelli, L., Kaczensky, P., Huber, T., Adamič, M., Koren, I., Breitenmoser, U., 2001. Pan-Alpine Conservation Strategy for the lynx. SCALP, Council of Europe, 1-19.
72. Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Breitenmoser-Würsten, Ch., Wölfl, M., Staniša, C., Fasel, M., Stahl, P., Vandel, J. M., Rotelli, L., Kaczensky, P., Huber, T., Adamič, M., Koren, M., Breitenmoser, U., 2003. The pan-alpine conservation strategy for the lynx. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention) Nature and environment, No. 130 Council of Europe Publishing, 1-24.
73. Murray, D. L., Boutin, S., 1991. The influence of snow on lynx and coyote movements: does morphology affect behavior?. *Oecologia*, 88(4), 463-469.
74. Okarma, H., Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Kowalczyk, R., Jedrzejewska, B., 1997. Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica*, 42(2), 203-224.
75. Oliveira T, CarricondoSanchez D, Mattisson J, et al (2023) Predicting kill sites of an apex predator from GPS data in different multiprey systems. *Ecol Appl* e2778. <https://doi.org/10.1002/eap.2778>
76. Palmero S, Belotti E, Bufka L, Gahbauer M, Heibl C, Premier J, Weingarth-Dachs K, Heurich M (2021) Demography of a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population within a strictly protected area in Central Europe. *Scientific Reports* 11: 1-12.
77. Petkovšek S.S., Pokorny B., Pavšek Z., Jerina K., Krofek M., Ličina T., 2015. Action plan for the implementation of mitigation measures for reducing road mortality of brown bear in Slovenia. LIFE DINALP BEAR: Life 13 NAT / SI/000550: Population level management and conservation of brown bears in northern Dinaric Mountains and the Alps.
78. Pilgrim KL, Mckelvey KS, Riddle AE, Schwartz MK (2005) Felid sex identification based on noninvasive genetic samples. *Molecular Ecology Notes*, 5, 60-61.
79. Pokorny, B., Marolt, J., Poličnik, H., 2008. Ocena učinkovitosti in vplivov velikih odračalnih naprav kot sredstva za zmanjšanje števila trkov vozil z večino divjadjo (Assessment of the effectiveness and impacts of acoustic deterrents as a countermeasure for reducing the number of big game vehicle collisions) [In Slovene]. Final report for Slovene Hunters Association, Contract no. LZS-04/1298. ERI/Co Velenje, 107 str.
80. Polanc P, Sindić M, Jelenčić M, Gomerčić T, Kos I, Huber D (2012) Genotyping success of historical Eurasian lynx (*Lynx lynx* L.) samples. *Molecular Ecology Resources* 12:293-298.
81. Potočnik H., Črtalič J., Kos I., & Skrbinek T. 2020. Characteristics of spatial use and importance of landscape features for recovering populations of Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Acta Biologica Slovenica*, 63(2): 65-88.
82. Potočnik, H., Al Sayegh-Petkovšek, S., De Angelis, D., Huber, D., Jerina, K., Kusak, J., Mavec, M., Pokorny, B., Reljić, S., Rodríguez R., M., Skrbinek, T., Vivoda, B., 2019a. Handbook for integrating the bear habitat suitability and connectivity to spatial planning: prepared within the framework of the Life Dinalp Bear project. Potočnik, Hubert (ed.). Ljubljana: University of Ljubljana, 1-66.
83. Potočnik, H., Pokorny, B., Flajšman, K., Kos, I., 2019b. Evrazijski šakal. Zlatorogova knjižnica 42. Ljubljana: Lovska zveza Slovenije, 1-248.
84. Potočnik, H., Skrbinek, T., Kos, I., 2009. The reintroduced Dinaric lynx population dynamics in PVA simulation: the 30 years retrospective and the future viability. *Acta biologica Slovenica*, 52(1), 3-18.
85. Pulliainen E., and Hyypä V., 1975. Winter food and feeding habits of lynx (*Lynx lynx*) in south-eastern Finland. *Suomen Riista* 26, 60-63.
86. R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
87. Ripari L, et al 2022. Human disturbance is the most limiting factor driving habitat selection of a large carnivore throughout Continental Europe. *Biological Conservation*, 266: 109446.
88. Roever, C., M.S. Boyce, and G.B. Stenhouse. 2010. Grizzly bear movements relative to roads: application of step selection functions. *Ecography* 33:1113-1122.
89. Rovero F, Zimmermann F (2016) Camera trapping for wildlife research. Pelagic Publishing, UK, Exter.
90. Royle JA, Chandler RB, Sollmann R, Gardner B (2014) Spatial Capture-Recapture. Elsevier, Inc. 577 p.
91. Samelius, G., Andrén, H., Liberg, O., Linnell, J. D. C., Odden, J., Ahlqvist, P., Sköld, K., 2012. Spatial and temporal variation in natal dispersal by Eurasian lynx in Scandinavia. *Journal of Zoology*, 286(2), 120-130.
92. Sandell, M., 1989. The mating tactics and spacing behaviour of solitary carnivores. In *Carnivore behavior, ecology and evolution*, Gittleman, J. L. (Ed.). New York: Cornell University Press, 164-182.
93. Schadt, S. A., 2002. Scenarios assessing the viability of a lynx population in Germany. Szenarien für eine lebensfähige Luchspopulation in Deutschland (Doctoral dissertation, PhD thesis, TU München).
94. Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Knauer, F., Kaczensky, P., Breitenmoser, U., 2002. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology*, 39(2), 189-203.
95. Schmidt, K., 1998. Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theriol* 43, 391-408.
96. Schmidt, K., 1999. Variation in daily activity of the freeliving Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Zoology*, 249(4), 417-425.
97. Schmidt, K., Jedrzejewski, W., Okarma, H., 1997. Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta theriologica*, 42(3), 289-312.
98. Signer, J., 2010. Distribution and Connectivity of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in the Alps. ECONNECT, Austrian Environmental Agency, Vienna, 1-14.
99. Simončič A. 1992. The legal protection of the brown bear in Slovene territory—past and present, and some suggestion for the future. Str. 43–76 in Rjavi medved v deželah Alpe-Adria: zbornik posvetovanja, Ljubljana, 29. in 30. junija 1992 (M. Adamič, ed.). Gozdarski inštitut Slovenije, Ljubljana, Slovenija.
100. Skrbinek T (2017) Collecting lynx noninvasive genetic samples. Instruction manual for field personnel and volunteers. Ljubljana.
101. Skrbinek T., Jelenčić M., Potočnik H., Trontelj P., Kos I., 2008. Analiza medvedov odvzetih iz narave in genetsko-molekularne raziskave populacije medveda v Sloveniji. Zaključno poročilo, 1.del: Varstvena genetika in ocena številčnosti medveda 2007. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, 79 str.
102. Skrbinek, T., 2004. Model primernega prostora za risa v Sloveniji. Lynx in Slovenia, background documents for conservation and management. University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Ljubljana, Slovenia, 122-147.
103. Sljepčević V, Fležar U, et al (2019) Baseline demographic status of SE Alpine and Dinaric lynx population. Technical report for A3 action of LIFE Lynx project: 22 p.
104. Staniša, C., Huber, T., 1997. Kolikšen je življenjski prostor največje evropske mačke? LZS, Ljubljana, Lovce, 80, 59-61.
105. Stenseth, N. C., Shabbar, A., Chan, K. S., Boutin, S., Ruess, E. K., Ehrich, D., Jakobsen, K. S., 2004. Snow conditions may create an invisible barrier for lynx. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(29), 10632-10634.
106. Stergar M, Sljepčević V (2017) Lynx camera trapping guidelines. Technical report for A3 action of LIFE Lynx project: 9p.
107. Swenson J.E., Gerstl, N., Dahle, B., Zedrosser A. 2000. Action plan for the conservation of the brown bear (*Ursus arctos*) in Europe. Council of Europe, Strassburg, France.
108. Swenson J.E., Sandegren F., Söderberg A., 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology* 67:819-826.
109. Taberlet P, Griffin S, Goossens B, Questiau S, Manceau V, Escaravage N, Waits LP, Bouvet J (1996) Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. *Nucleic Acids Research* 24:3189-3194.
110. van der Grift, E.A., van der Ree, R., Fahrig, L., in sod. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodivers Conserv* (2013) 22: 425. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0421-01>
111. Waser, P. M., Strobeck, C., Paetkau, D., 2001. Estimating interpopulation dispersal rates. *Conservation biology series*-Cambridge, 484-497.
112. White, S., Briers, R. A., Bouyer, Y., Odden, J., Linnell, J. D. C., 2015. Eurasian lynx natal den site and maternal homerange selection in multiuse landscapes of Norway. *Journal of Zoology*, 297(2), 87-98.
113. Wiens, J.A., 2001. The landscape context of dispersal. Dispersal (eds Clobert, J., Danchin, E., Dhondt, A. A., Nichols, J. D.), Oxford University Press, New York, 96-109.
114. Williamson J, Huebinger RM, et al (2002) Development and cross-species amplification of 18 microsatellite markers in the Sumatran tiger (*Panthera tigris sumatrae*). *Molecular Ecology Notes*, 2, 110-112.
115. Wilson, S. M., Černe, et al (2019) Population level reinforcement plan. Technical report for A4 action of LIFE Lynx project. Slovenia Forest Service, Ljubljana.
116. Worton, B. J., 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in homerange studies. *Ecology*, 70(1), 164-168.
117. Zimmermann F, Breitenmoser-Würsten C, Molinari-Jobin A, Breitenmoser U (2013) Optimizing the size of the area surveyed for monitoring a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population in the Swiss Alps by means of photographic capture-recapture. *Integrative Zoology* 8: 232-243.
118. Zimmermann, F., 2004. Conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in a fragmented landscape-habitat models, dispersal and potential distribution (Doctoral dissertation, Université de Lausanne, Faculté de biologie et médecine).
119. Zimmermann, F., Breitenmoser, U., 2007. Potential distribution and population size of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Jura Mountains and possible corridors to adjacent ranges. *Wildlife Biology*, 13(4), 406-416.
120. Zimmermann, F., Breitenmoser-Würsten, C., Breitenmoser, U. 2007. Importance of dispersal for the expansion of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population in a fragmented landscape. *Oryx*, 41(3), 358-368.
121. Zimmermann, F., Breitenmoser-Würsten, C., Breitenmoser, U., 2005. Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Journal of Zoology*, 267(4), 381-395.
122. Kuralt Ž, Potočnik H, Črtalič J, Konec M. 2023. Habitat suitability and connectivity models for lynx between and within the Southeastern Alps and Dinaric Mountains area. Final report. LIFE Lynx Project. Ljubljana. 1-23.





Naslov: Vključevanje povezlivosti in primernosti prostora
za risa v prostorsko načrtovanje

Avtorji: Hubert Potočnik, Samar Al Sayegh Petkovšek, Jaka Črtalič,
Urša Fležar, Đuro Huber, Ida Jelenko Turinek, Miha Krofel, Marjeta Konec,
Žan Kuralt, Josip Kusak, Anja Molinari-Jobin, Paolo Molinari, Boštjan Pokorny,
Slaven Reljić, Tomaž Skrbinšek, Vedran Slijepčević

Urednik: Hubert Potočnik

Lektorica: Andreja Rotar

Avtorji fotografij: Hubert Potočnik, Matej Vranič, Jaka Črtalič, Đuro Huber,
Marko Masterl, Slaven Reljić, Bojan Vivoda, Meta Zaluberšek, Miha Krofel,
Samar Al Sayegh Petkovšek, Zoran Pavšek, Josip Kusak, Matej Bartol, Žan Kuralt
Slika na naslovnici: Miran Krapež

© Univerza v Ljubljani, 2023

Založila in izdala: Biotehniška fakulteta Univerze v Ljubljani, Oddelek za biologijo

Oblikovanje in prelom: Agena d.o.o.

Tisk: CICERO, Begunje d.o.o.

Naklada: 300

1. izdaja

Ljubljana, april 2023

Publikacija je nastala v okviru projekta LIFE Lynx - s finančno podporo finančnega
mehanizma Evropske unije LIFE.

Publikacija je v digitalni obliki prosto dostopna na: <http://www.lifelynx.eu>

O PROJEKTU

Akronim: LIFE Lynx

Ime projekta: Reševanje risa v Dinaridih in jugovzhodnih Alpah pred izumrtjem

Šifra projekta: LIFE16 NAT/SI/000634

Spremljate nas lahko tudi na Facebooku (www.facebook.com/LIFELynx.eu)

E-pošta: life.lynx.eu@gmail.com



LIFE16 NAT/SI/000634

Partnerji



Slovenia Forest Service



Univerza v Ljubljani



Sofinancerji



REPUBLIKA SLOVENIJA
MINISTRSTVO ZA OKOLJE IN PROSTOR



GOVERNMENT OF THE REPUBLIC OF CROATIA
Office for Cooperation with NGOs

EURONATUR



REPUBLIKA SLOVENIJA
MINISTRSTVO ZA KMETIŠTVO, GOZDARSTVO
IN RIBARSTVO