

Univerza v Ljubljani
Biotehniška fakulteta



LIFE
Lynx



Considerazione e integrazione della connettività e dell'idoneità spaziale per la lince nei processi di pianificazione territoriale

Preparato nell'ambito del progetto LIFE Lynx

Lubiana, aprile 2023

Indice

1	INTRODUZIONE	4
2	DEFINIZIONE DI FRAMMENTAZIONE DEGLI HABITAT	8
	Perdita di habitat della fauna selvatica	10
	Effetti delle barriere	10
3	USO DEL TERRITORIO, ESTINZIONE E REINTRODUZIONE DELLA LINCE	13
	Caratteristiche dell'uso del territorio	13
	Home range	13
	Dispersione	13
	Habitat	14
	Estinzione e reintroduzione della lince in Europa	16
4	STATO DELLA POPOLAZIONE DI LINCE, DISTRIBUZIONE E CONNETTIVITÀ SPAZIALE	18
	Stato della popolazione di lince nei Monti Dinarici e nelle Alpi Sudorientali	18
	Alpi Giulie in Italia e Slovenia	20
	Area dinarica in Slovenia	20
	Gorski Kotar in Croazia	21
	Lika e Dalmazia settentrionale	22
	Diversità genetica e flusso di popolazione	23
	Distribuzione dell'habitat idoneo e della sua connettività per la lince nei Monti Dinarici settentrionali e nelle Alpi sudorientali	26
5	PIANIFICAZIONE	34
	Valutazione dell'impatto ambientale	35
	Ambito spaziale nelle valutazioni	35
	Utilizzo di modelli spaziali di idoneità dello spazio per la lince e di potenziale permeabilità dello spazio nelle valutazioni di accettabilità degli interventi e di ripristino di precedenti interventi spaziali negativi	35
	Processo di pianificazione	37
6	ATTRAVERSAMENTI DELLA FAUNA SELVATICA	40
	Numero e distribuzione delle strutture di attraversamento per la fauna selvatica	42
	Passaggi e altre strutture che consentono la connettività	42
	Infrastrutture esistenti	42
	Cavalcavia e ponti	43
	Cavalcavia multifunzionali	45
	Sottopassi	45
	Viadotti e ponti sui fiumi	47
	Gallerie	48
	Uso della vegetazione	48
7	PREVENIRE E RIDURRE LA MORTALITÀ DELLA FAUNA SELVATICA	49
	Recinzioni	49
	Segnali stradali dinamici con sensori	51
	Cestini per l'immondizia	52
	Deterrenti artificiali	52
	Cancelli e rampe di uscita	53
	Gestione della vegetazione lungo le infrastrutture	53
8	COMPENSAZIONE O SOSTITUZIONE ECOLOGICA	54
9	MONITORAGGIO DELLE AZIONI E DEGLI IMPATTI	55
10	ESEMPI DI PRATICHE DI SUCCESSO	60
	Parco nazionale di Banff, Canada	60
	Risultati delle misure di mitigazione attuate per ridurre la mortalità degli orsi e aumentare la permeabilità alla fauna selvatica dell'autostrada Rijeka-Zagabria	60
	Uso dei segnali stradali dinamici sulla strada principale Lubiana - Kočevje	63
	Installazione di deterrenti acustici su tratti ferroviari selezionati in Slovenia	64
11	BIBLIOGRAFIA	65

Introduzione

Negli ultimi secoli il cambiamento più profondo nei paesaggi europei è stato l'espansione di vaste aree urbane e agricole, con conseguente crescita delle reti infrastrutturali. Verso la fine del XX secolo, poi, l'espansione delle grandi reti ferroviarie e stradali è rallentata, ma non si è fermata. Allo stesso tempo, nelle ultime aree incontaminate rimaste in Europa, si è diffusa una rete crescente di strade minori (ad esempio per la silvicoltura) e sentieri.

L'habitat di qualsiasi specie è diviso in "patch di habitat", rappresentate da territori con condizioni favorevoli per la specie. Queste aree sono separate da "matrici", ovvero zone attraverso le quali gli individui possono muoversi, ma che non colonizzeranno in modo permanente, e da "barriere", naturali come fiumi, alte catene montuose o mari, o artificiali. Le barriere sono territori difficili da attraversare per gli individui, o addirittura impossibili da superare, quindi frammentano il paesaggio e dividono le specie in popolazioni e sottopopolazioni. L'evoluzione dell'umanità, il cambiamento dei paesaggi, la riduzione degli habitat naturali e la comparsa di nuove barriere hanno reso la frammentazione degli habitat uno dei principali fattori che ad oggi minacciano le specie e ne ostacolano gravemente la capacità di recupero.

I grandi carnivori sono specie carismatiche, le cui popolazioni, negli ultimi decenni, si sono riprese nella maggior parte dei Paesi europei grazie a diverse strategie di gestione sostenibile, a una legislazione più efficace e all'intensificazione degli sforzi di conservazione da parte della società (Chapron et al. 2014). La vitalità e lo stato di queste popolazioni dipende in larga misura da decisioni gestionali e strategie di conservazione adeguate. È quindi importante migliorare la conoscenza delle esigenze delle varie specie, compresi i loro requisiti spaziali all'interno dello specifico contesto in cui è in corso il recupero.

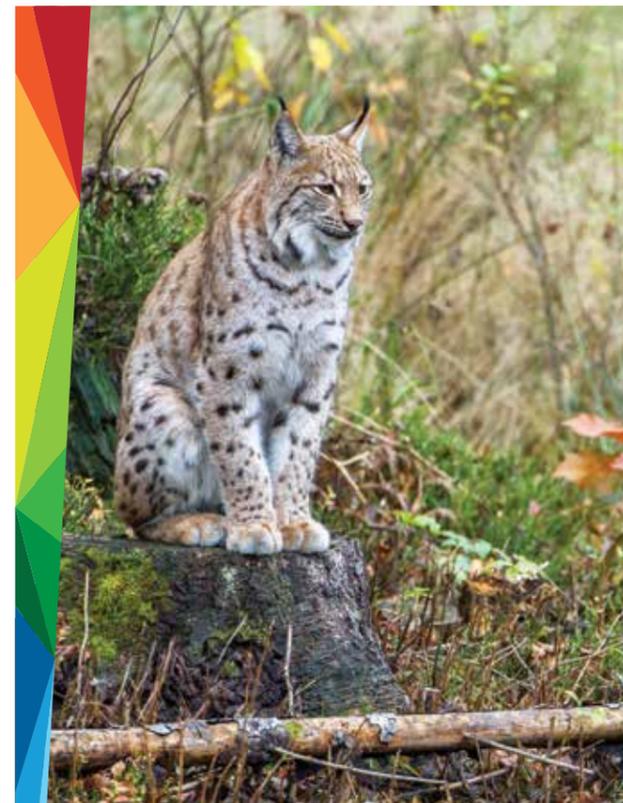


Uno dei maggiori cambiamenti apportati dall'uomo in Europa negli ultimi secoli è stato la riduzione dell'ambiente naturale e l'espansione delle aree urbane e agricole. A sinistra: la perdita di spazio più intensa nelle valli e nelle pianure. A destra: l'espansione delle reti di infrastrutture di trasporto ha avuto il maggiore impatto sulla frammentazione e sulla connettività dello spazio per molte popolazioni animali (Potočnik H.).

Una delle soluzioni prioritarie per la conservazione della lince nelle Alpi orientali è il ripopolamento attraverso l'espansione della popolazione dinarica verso le Alpi. Pertanto, per l'insediamento di una popolazione di lince nelle Alpi orientali che sia vitale è necessaria una migliore connettività spaziale tra le Dinaridi e le Alpi, che garantisca un numero adeguato di individui che si spostano nell'area alpina, e quindi un scambio genetico.

Ma l'aumento dell'urbanizzazione e lo sviluppo di grandi infrastrutture di trasporto come le autostrade hanno complicato ulteriormente questa sfida. Il modo più economico ed efficace per mantenere la connettività spaziale è quello di impedire lo sviluppo in aree critiche che collegano gli habitat idonei, i cosiddetti "corridoi". Per farlo efficacemente sarà necessario fornire informazioni adeguate per effettuare una Valutazione d'impatto ambientale (VIA) che integri la connettività degli habitat nella pianificazione territoriale, conservando così le aree più critiche. Se si considera che spesso queste aree sono particolarmente convenienti rispetto ad aree già sviluppate, e dunque ben si prestano all'espansione industriale e urbana ad opera degli investitori, è facile percepire l'urgenza della problematica. Mentre la legislazione e le procedure relative alla pianificazione territoriale sono relativamente ben sviluppate, c'è ancora una forte carenza di integrazione della conservazione dei grandi carnivori nella pianificazione e nelle competenze degli esperti addetti. Questo manuale cercherà di colmare questa lacuna e di informare sul tema della connettività per i grandi carnivori i professionisti e le aziende coinvolte nella pianificazione territoriale e nelle valutazioni di impatto ambientale.

La frammentazione degli habitat, ovvero la separazione degli ambienti naturali e degli ecosistemi in porzioni spaziali più piccole e isolate, è riconosciuta a livello globale come una delle maggiori minacce per la conservazione della biodiversità. Si tratta in gran parte del risultato di varie forme di cambiamento d'uso del suolo e la costruzione e l'uso delle infrastrutture di trasporto sono i principali fattori di questo cambiamento: la rete causa la perdita e il degrado degli habitat, provoca l'inquinamento, modifica il microclima e le condizioni idrologiche e aumenta l'attività umana nelle aree adiacenti. Tutto ciò provoca



La rete dei trasporti è uno dei fattori più importanti che minacciano la vitalità delle popolazioni di lince in Europa (Vranic M.).



Nelle pianure o nei fondovalle, come tra Cerknica e Planina, in Slovenia, spesso corrono parallelamente linee ferroviarie, autostrade e altre strade, che insieme formano barriere agli spostamenti degli animali (Črtalič J.).

disturbi significativi agli ambienti naturali. Ma soprattutto strade e ferrovie rappresentano delle barriere allo spostamento di molti animali e hanno un impatto significativo sulla fauna selvatica, poiché possono isolare le popolazioni e portare alla loro estinzione locale. Il numero crescente di animali morti su strade e linee ferroviarie è un indicatore ben documentato di questo problema. l'impatto a lungo termine, dovuto alla frammentazione dello spazio causata dalle barriere, è difficile da individuare.

Per uno sviluppo ecologicamente sostenibile, in particolare delle infrastrutture di trasporto, e la riduzione di questi impatti negativi sulla fauna selvatica, è necessario un approccio olistico che integri i fattori sociali ed ecologici presenti nell'intero spazio considerato. Pertanto, una delle sfide per biologi, ecologi, pianificatori di infrastrutture e ingegneri è quella di sviluppare strumenti adeguati per valutare, prevenire e ridurre gli impatti delle infrastrutture.

Le statistiche mostrano che il numero e la lunghezza delle autostrade in Europa sono più che triplicati negli ultimi 30 anni (EuroNatur, 2010). E con l'aumento del traffico e delle strade cresce anche la pressione sulla fauna selvatica, poiché le nuove strade continuano a dividere lo spazio in aree sempre più piccole. A seconda dell'intensità del traffico e della presenza di recinzioni, la barriera può essere fisica, quando impedisce il passaggio, o comportamentale, se induce gli animali a evitare attivamente le aree vicine alle strade. Man mano che l'habitat viene suddiviso in parti più piccole, aumenta l'area dei suoi margini, e se da un lato i margini possono essere habitat importanti per le specie generaliste, dall'altro possono favorire la diffusione di specie invasive o fungere da barriera per altre. Raramente i margini hanno lo stesso valore dei corridoi naturali, perché raramente le condizioni sono sempre le stesse su lunghe distanze.

La mortalità dovuta agli incidenti stradali non è tra le principali cause di riduzione del numero di linci, ma in popolazioni già piccole, demograficamente e geneticamente impoverite, questa rappresenta un'ulteriore minaccia, in quanto può influire sulla connettività, ridurre la migrazione e il flusso genico e limitare l'espansione della specie.



Le autostrade recintate sono tra i principali fattori di frammentazione spaziale. L'autostrada A1 Zagabria-Spalato attraversa l'habitat della linca e di altri grandi carnivori nelle Dinaridi (Huber D.).

Lo sviluppo stradale ha un impatto anche sull'ambiente stesso, poiché interferisce e altera il paesaggio. Anche le aree lontane dalla strada sono spesso interessate da inquinamento (sale, fuoriuscite di sostanze chimiche), rumore o vibrazioni. L'aumento dell'illuminazione, inoltre, influisce sulla crescita delle piante e quindi sulla riproduzione degli animali e sul loro comportamento di foraggiamento. La costruzione di strade è spesso seguita dalla costruzione di bordi stradali, nuovi insediamenti o zone industriali, seguiti dalla costruzione di strade di accesso locali. Ciò rende lo spazio ancora più frammentato e l'invasione umana negli habitat della fauna selvatica ancora maggiore.

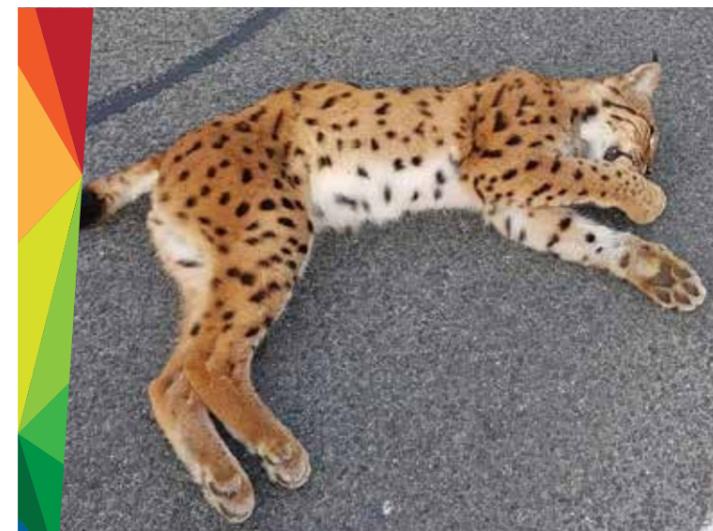
Gli impatti negativi possono essere evitati o mitigati costruendo infrastrutture stradali più permeabili, compresa la costruzione di attraversamenti per la fauna selvatica per superare le barriere e raggiungere l'habitat adatto dall'altra parte. Oltre a contribuire al mantenimento delle popolazioni di fauna selvatica, questi attraversamenti offrono anche benefici socio-economici, poiché aumentano anche la sicurezza degli utenti della strada. Dunque, riducendo la presenza di animali selvatici sulle strade si

riduce anche il numero di collisioni, di potenziali vittime o feriti e di danni alla proprietà (Christolm et al. 2010).

Sebbene la frammentazione spaziale sia sempre più presa in considerazione nella moderna pianificazione delle nuove infrastrutture, vi sono molti tratti stradali e ferroviari già esistenti in cui sarebbe urgente adottare misure di mitigazione. Per questo motivo, quando si pianificano nuove misure per ridurre la frammentazione dell'ambiente naturale è fondamentale considerare l'intera rete infrastrutturale.

Non è affatto facile trovare un equilibrio tra la ricerca di soluzioni generali per un'area o una regione più ampia da un lato, e soluzioni per un'area locale o una specie particolare dall'altro. È importante sottolineare che non esistono soluzioni corrette al 100% per la pianificazione territoriale.

Esistono due modi per ridurre la frammentazione spaziale: incorporando misure di mitigazione negli interventi territoriali esistenti o pianificati, oppure evitando la frammentazione con la prevenzione, che è ancora più efficace e a costo zero. I grandi progetti di sviluppo e costruzione richiedono solitamente una Valutazione d'Impatto Ambientale (VIA), che permette di evitare gran parte dell'ulteriore frammentazione degli habitat delle specie bersaglio identificando le aree chiave per la connettività e fornendo ai valutatori linee guida appropriate per affrontare questi problemi. Tali valutazioni dovrebbero quindi basarsi su una solida comprensione dell'importanza della connettività spaziale per una data specie, come la linca, che è l'obiettivo di questa monografia. Poiché parte dello studio sull'importanza dei fattori che influenzano la frammentazione degli habitat per le specie selvatiche e le loro popolazioni è stato condotto contemporaneamente e in sinergia con il progetto LIFE DinalpBear (LIFE13 NAT/SI/000550), ai fini della completezza della rassegna, in alcuni capitoli abbiamo evidenziato anche i fattori e le misure di primaria importanza per gli orsi. I consigli qui raccolti si basano sulle conoscenze di un'ampia gamma di esperti provenienti da diversi Paesi. Tuttavia, è essenziale adattare le misure alle condizioni locali, nonché alle esigenze e alle opportunità specifiche esistenti nelle singole località. Il manuale o le linee guida non sostituiscono quindi la consulenza di esperti locali (biologi, forestali, pianificatori, ingegneri), ma dovrebbero essere integrati nella strategia.



La mortalità stradale è un fattore relativamente raro nella mortalità delle linci in Italia, Slovenia e Croazia, ma in popolazioni piccole e frammentate può essere un fattore importante per la dispersione, la connettività e il flusso genico all'interno e tra le popolazioni (Archivio Facoltà di Veterinaria, Università di Zagabria).



La mortalità stradale è il secondo fattore più importante (dopo l'abbattimento) nella mortalità degli orsi in Slovenia e Croazia, e anche la sicurezza degli utenti della strada è a rischio (Masterl M.).

Definizione di frammentazione degli habitat

La rete dei trasporti, le aree urbane e i paesaggi agricoli dividono gli habitat naturali delle specie in aree più piccole e isolate, creando barriere tra di esse. I principali effetti sulle specie sono due: in primo luogo, le dimensioni delle patch di habitat possono ridursi al punto da non poter più sostenere popolazioni vitali di specie protette o minacciate; in secondo luogo, la frammentazione può portare le patch di habitat rimanenti a essere così isolate l'una dall'altra che gli individui hanno poche possibilità di spostarsi con successo tra di esse. Il risultato è un aumento significativo del rischio di estinzione locale, o addirittura delle specie. Per questo motivo la frammentazione dello spazio causata dalle reti di trasporto e il conseguente sviluppo secondario delle aree urbane sono diventati una delle minacce più gravi alla biodiversità. E nonostante l'uomo abbia iniziato a frammentare l'ambiente naturale molti secoli prima, il rapido aumento in densità delle reti e la loro maggiore accessibilità nel XX secolo hanno intensificato notevolmente gli effetti sugli habitat.

Le reti stradali comportano la perdita di habitat durante la costruzione e l'aumento dell'inquinamento ambientale, acustico e luminoso, e rappresentano barriere insormontabili per molti organismi che, nel tentativo di attraversamento, possono causare incidenti stradali con esito fatale per l'uomo e per la fauna. Inoltre l'incremento delle strade implica un aumento della pressione urbana in aree precedentemente inaccessibili all'uomo e ulteriori



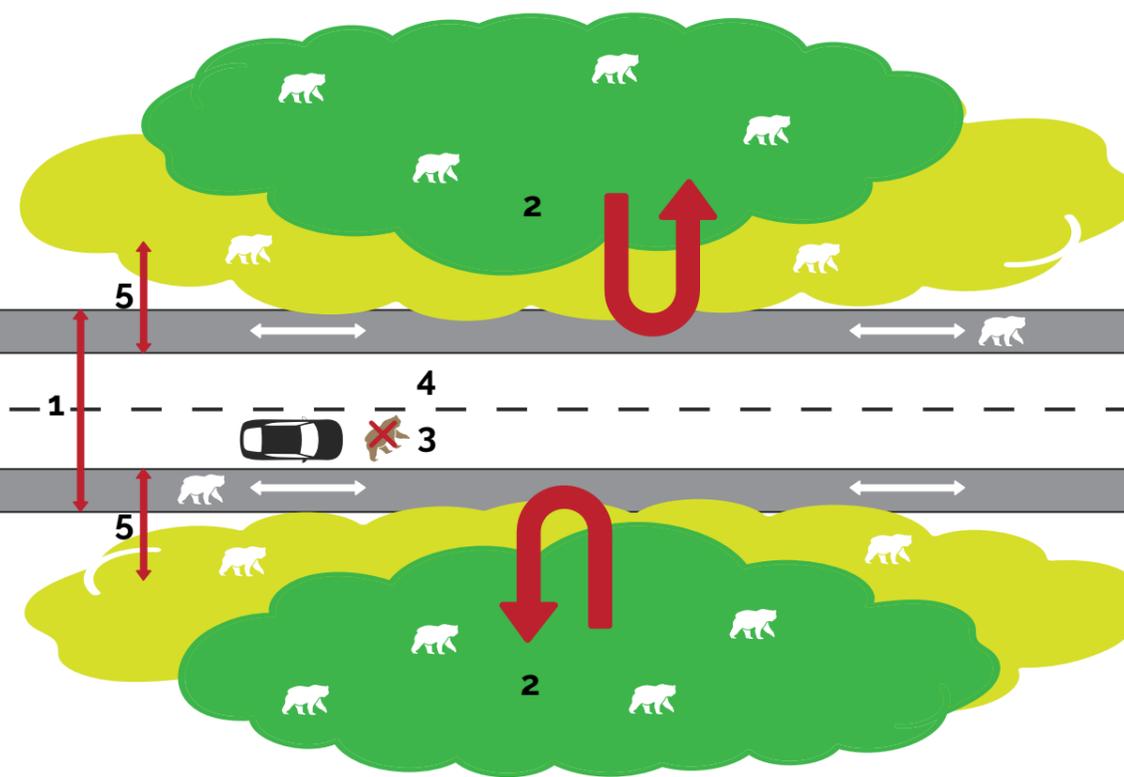
costruzioni secondarie lungo la rete. La crescente densità delle autostrade frammenta quindi gli habitat, trasformando il paesaggio di transizione originario in un sistema di "isole" e sottoponendo le popolazioni di specie che abitano il territorio al cosiddetto "effetto isola". Gli effetti della frammentazione degli habitat gravano in particolar modo sulla sopravvivenza delle popolazioni più piccole e isolate, che spesso hanno maggiori difficoltà di adattamento, oltre che alle fluttuazioni dovute ai cambiamenti climatici, ai disastri naturali e alle epidemie, anche ai disturbi di natura antropica. Così che, a lungo andare, la diversità genetica al loro interno può essere insufficiente per la sopravvivenza.

Se i mammiferi più piccoli sono meno influenzati dall'esistenza delle autostrade, soprattutto perché le loro popolazioni sono spesso più numerose e dunque l'impatto su di esse è meno evidente, ma anche perché trovano ampie opportunità di attraversare le autostrade, ad esempio attraverso canalizzazioni, i grandi mammiferi non possono sfruttare queste vie e presentano nella maggior parte dei casi popolazioni a bassa densità. Ecco perché le autostrade rappresentano un problema in particolar modo per le popolazioni di grandi mammiferi e soprattutto di grandi carnivori.

Le infrastrutture di trasporto possono avere un impatto ecologico diretto (primario) e indiretto (secondario) sulla natura. Esistono cinque categorie principali di impatti primari che hanno conseguenze negative sulla biodiversità:

- (1) perdita di habitat per le specie,
- (2) effetto barriera,
- (3) mortalità della fauna selvatica – collisioni tra veicoli e fauna selvatica,
- (4) disturbo e inquinamento e
- (5) impatto sulla funzione ecologica dei bordi delle infrastrutture.

Questi effetti spesso agiscono in sinergia e hanno quindi conseguenze negative ancora maggiori. Con il termine "frammentazione" si intende infatti il complesso delle conseguenze dovute alla perdita e al degrado dell'habitat della fauna selvatica, all'effetto barriera, all'isolamento e al disturbo.



Rappresentazione schematica degli impatti ecologici primari delle infrastrutture di trasporto. I numeri si riferiscono agli impatti ecologici primari sopra elencati.

Perdita di habitat della fauna selvatica

L'impatto diretto delle infrastrutture stradali, dell'urbanizzazione e dell'alterazione dell'ambiente naturale produce un cambiamento fisico della superficie del terreno nell'area di intervento, poiché l'habitat naturale viene sostituito o alterato dalle infrastrutture di trasporto costruite o dall'area urbana, industriale o agricola risultante. Questa perdita "netta" di habitat naturale è aggravata dal disturbo e dall'isolamento creati dallo sviluppo, che portano a inevitabili cambiamenti nella distribuzione delle specie nell'ambiente. Nel determinare i siti e i percorsi degli interventi pianificati, vi sono sempre conflitti di interessi tra le parti: da un lato la conservazione della natura e la protezione dell'ambiente, dall'altro l'agricoltura e la pianificazione urbana.

Effetti delle barriere

L'effetto barriera, in particolare l'effetto di strade e ferrovie (recintate), è probabilmente il maggiore impatto ecologico negativo delle infrastrutture di trasporto sulle specie, in quanto influenza anche le dinamiche di popolazione. Infatti, la capacità di dispersione dei singoli organismi, alla ricerca di cibo, rifugio o per riprodursi, è uno dei fattori chiave per la sopravvivenza delle specie. L'unico modo per evitare l'effetto barriera è quello di rendere le infrastrutture più praticabili dalla fauna selvatica, prevedendo adeguati attraversamenti, adattando le opere di ingegneria o gestendo i flussi di traffico. I problemi causati dall'effetto barriera possono essere ridotti scegliendo con cura il percorso della rete stradale attraverso lo spazio.



L'unico modo per prevenire o ridurre l'effetto barriera di una rete di trasporto è quello di renderla il più praticabile possibile (per le specie) utilizzando attraversamenti adeguati (Huber D.).

Le barriere infrastrutturali possono essere di diversa natura.

- (1) Barriera fisica: per la maggior parte dei grandi mammiferi, le infrastrutture di trasporto diventano una barriera completa solo se sono circondate da una recinzione o se la densità del traffico è estremamente elevata.
- (2) Barriera comportamentale: è noto che molte specie di fauna selvatica di grandi dimensioni evitano le aree lungo le strade e le ferrovie a seconda del livello di disturbo antropico (densità del traffico, sviluppo secondario/urbano); altri animali, come i piccoli mammiferi e alcuni uccelli, mostrano modelli di "evitamento" particolarmente associati all'attraversamento di grandi aree aperte.
- (3) Disturbo acustico: dipende principalmente dal tipo e dall'intensità del traffico, dalle caratteristiche del manto stradale, dalla topografia, dal tipo di binari e strutture e dal tipo di vegetazione circostante; la forza e la propagazione delle vibrazioni, inoltre, sono influenzate dalle caratteristiche geologiche e dalla composizione del suolo.
- (4) Inquinamento luminoso: la luce artificiale può influire sulla crescita delle piante, interferire con la riproduzione e il comportamento di foraggiamento degli uccelli o influenzare il comportamento migratorio notturno degli anfibi; le luci possono anche attirare gli insetti (lampade a vapore di mercurio) e di conseguenza aumentare il numero locale di pipistrelli lungo le strade, con conseguente aumento della loro mortalità. Si ritiene che anche il traffico stradale e ferroviario disturbi alcune specie selvatiche sensibili, come è stato confermato ad esempio nel caso delle renne selvatiche (Direktoratet, 2002).

Percorsi paralleli di una o più forme di infrastrutture di trasporto nello stesso corridoio (in stretta vicinanza) possono essere positivi per alcune specie perché creano un'unica barriera. Pertanto, nel caso di corridoi di trasporto multimodali (strade e ferrovie), collocare due o più percorsi paralleli il più vicino possibile è spesso un vantaggio. Lo svantaggio di questo tipo di corridoi di trasporto, però, è che possono rafforzare notevolmente l'effetto barriera per alcune specie.

Un tema ampiamente dibattuto riguarda l'importanza dei margini o delle zone spaziali adiacenti alle strutture e alle aree infrastrutturali. Da un lato, i margini possono fornire un habitat importante per alcune specie di fauna selvatica e possono fungere da collegamento in una rete ecologica o da corridoi di spostamento; ma allo stesso tempo queste aree adiacenti alle infrastrutture possono indirizzare gli animali verso luoghi in cui la loro mortalità è maggiore o contribuire alla diffusione di specie vegetali non autoctone. La loro funzione è strettamente connessa alla posizione geografica, al tipo di vegetazione, all'area circostante, al tipo di infrastrutture di trasporto e al modo in cui esse vengono gestite. Se gestiti con attenzione, infatti, questi margini possono integrare e arricchire il paesaggio, soprattutto laddove la vegetazione naturale è particolarmente scarsa, seppur non possano sostituire completamente l'habitat naturale delle specie vegetali a causa del disturbo e dell'inquinamento. È proprio a causa di questi fattori che spesso la composizione delle specie e delle comunità che vivono lungo le strade tende ad essere per la gran parte alloctona e ruderale. Bisogna considerare però che la vegetazione lungo le vie di comunicazione rappresenta un elemento importante per alcune specie di grandi carnivori non solo in termini di potenziale attrazione per loro, ma anche di visibilità per i conducenti, e quindi di rischio di collisione con i veicoli.

Le buone pratiche sulla progettazione di nuove infrastrutture di trasporto o sul ripristino di quelle esistenti si devono necessariamente basare sui seguenti principi per affrontare le minacce alla frammentazione degli habitat:



Il principio alla base di una pianificazione volta ad evitare gli impatti negativi della frammentazione spaziale è che prevenire è meglio che curare. Tuttavia, laddove non sia possibile o pratico evitare la costruzione delle infrastrutture di trasporto, le misure di mitigazione dovrebbero essere direttamente integrate nella parte centrale del piano, il quale richiede una conoscenza completa dello spazio disponibile per le specie target (ad

esempio la lince) e delle cause della frammentazione. Questo è l'unico modo per identificare le aree importanti per le specie e la loro connettività e, allo stesso tempo, per individuare le misure di mitigazione al costo più basso. Quando invece le misure di mitigazione non sono sufficienti o gli impatti delle infrastrutture sono ancora estesi, è necessario prendere in considerazione misure alternative.

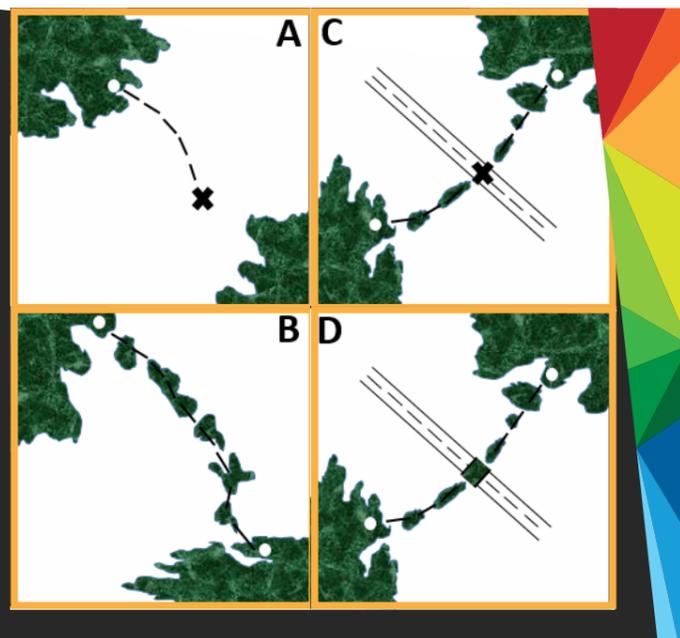
Sebbene la maggior parte dell'attenzione della pianificazione si concentri sulle nuove arterie, in realtà questi principi dovrebbero essere applicati anche alle reti già esistenti, dove si dovrebbe esaminare la necessità di integrare o implementare misure di mitigazione e altre soluzioni ingegneristiche moderne.

Ma oltre agli effetti diretti, l'espansione delle infrastrutture di trasporto ha anche un impatto indiretto o secondario sull'ambiente spaziale, in quanto influisce anche sul cambiamento di destinazione d'uso dei terreni e sulla creazione ed espansione di insediamenti e aree industriali. I nuovi usi del suolo, in particolare le zone industriali e i complessi residenziali, spesso emergono dopo la costruzione di nuove superstrade e autostrade e sono seguiti dalla costruzione di vie di accesso locale e di altre aree per le attività umane. Generalmente questi effetti secondari non vengono previsti nella pianificazione delle infrastrutture di trasporto, ma dovrebbero essere considerati e pianificati sia nei documenti strategici, come le Valutazioni degli Impatti Cumulativi (CEA), sia nelle singole Valutazioni d'Impatto Ambientale (VIA).

Infatti, una delle principali minacce secondarie associate allo sviluppo delle infrastrutture è proprio l'aumento del livello di disturbo dell'ambiente dovuto all'incremento delle attività umane e alla maggiore facilità di accesso alle aree considerate. Le reti di piccole strade forestali offrono a escursionisti, raccoglitori di bacche e funghi selvatici, cacciatori e turisti un accesso più facile a un ambiente naturale che in precedenza era indisturbato o molto meno disturbato. Per questo motivo, alcune soluzioni spaziali non includono deliberatamente aree di sosta e parcheggio, proprio nel tentativo di ridurre o evitare il disturbo agli ambienti sensibili. Il fatto è, tuttavia, che una volta che l'infrastruttura inizia a essere sviluppata è molto difficile limitare l'accesso alle aree circostanti, anche se sono di grande valore dal punto di vista ambientale. L'aumento dell'attività e dell'accessibilità dell'area per le persone deve quindi essere previsto in fase di pianificazione e le soluzioni appropriate devono essere preparate e attuate in linea con lo sviluppo dell'infrastruttura prevista.

L'effetto dei corridoi naturali e delle reti stradali sul movimento degli animali attraverso le patch di habitat:

- A. Nei paesaggi aperti (matrice) privi di corridoi ecologici, le specie spesso non riescono a migrare tra i vari habitat.
- B. Piccoli frammenti di spazio idoneo possono fungere da corridoio, collegando habitat distanti.
- C. I corridoi ecologici in combinazione con le arterie stradali possono attirare gli animali, ma li indirizzano verso strade e ferrovie dove possono diventare vittime del traffico.
- D. Le misure di mitigazione, come gli attraversamenti per animali, possono aiutare a ricollegare i corridoi ecologici.



3 Uso del territorio, estinzione e reintroduzione della lince

Caratteristiche dell'uso del territorio

Gli spostamenti della lince nello spazio sono legati alle sue esigenze di foraggiamento, riproduzione e allevamento dei piccoli. Nonostante le dimensioni relativamente ridotte, questa specie utilizza ampi home range e i suoi spostamenti nello spazio sono quindi molto ampi (Schmidt et al. 1997). Jędrzejewski et al. (2002) hanno condotto uno studio sui modelli di spostamento della lince eurasiatica nell'area della foresta primordiale di Białowieża, in Polonia, monitorando telemetricamente un totale di 18 linci (6 maschi adulti, 5 femmine adulte, 2 maschi subadulti, 1 femmina subadulta e 4 cuccioli). È emerso che i maschi adulti si spostano su distanze maggiori, infatti il movimento continuo più lungo di un maschio di lince è stato di 31 km ed è avvenuto sempre intorno al 18% del suo home range (Jędrzejewski et al. 2002).

Home range

Conoscere le esigenze spaziali e l'uso del territorio di una specie è fondamentale per la sua gestione e protezione. L'area di distribuzione, infatti, è uno dei parametri fondamentali per descrivere le caratteristiche di utilizzo del territorio di una specie e quindi per valutare l'abbondanza di una popolazione.

La lince eurasiatica è una delle specie solitarie della famiglia dei felidi. Questo tipo di organizzazione sociale si caratterizza per una territorialità intrasessuale con limitate sovrapposizioni alla periferia e tra i sessi. Nella maggior parte dei casi, infatti, le linci dello stesso sesso al di fuori della stagione riproduttiva tendono ad evitarsi a vicenda. Le dimensioni dell'home range conosciute sono riassunte nella Tabella 1 e dipendono soprattutto dalla disponibilità delle specie preda. Effettivamente Herfindal et al. (2004) hanno trovato una chiara relazione tra le dimensioni dell'home range della lince e la produttività dell'area di studio, e sebbene non esistano dati indipendenti che collegano direttamente la produttività dell'ambiente alla densità delle prede, è ragionevole supporre che questi fattori siano strettamente correlati.

Dispersione

La dispersione è il movimento di un individuo che lascia il suo home range materno alla ricerca di un proprio territorio (Levins, 1970). È un parametro chiave nelle dinamiche di popolazione, specialmente per le sottopopolazioni minacciate all'interno di una metapopolazione (Levins, 1970; Hanski, 1999).

Le linci sono relativamente poco dispersive rispetto agli orsi e ai lupi (Breitenmoser 1998). Uno studio che ha confrontato i modelli di dispersione delle popolazioni delle aree forestali nordiche, baltiche e dinariche e dell'Europa centrale ha rilevato che la distanza media di dispersione delle linci era di 39 chilometri e che il 68% di quelle che si sono disperse si è stabilito entro 50 chilometri (Molinari-Jobin et al. 2010). Pertanto, le giovani linci spesso stabiliscono i loro home range in luoghi adiacenti ad altri (Zimmermann et al. 2005), il che ha importanti implicazioni per la probabilità di stabilire popolazioni in nuove aree. Infatti, sebbene le popolazioni di linci possano espandersi spazialmente con la loro crescita, la probabilità che singoli individui si disperdano lontano e costituiscano popolazioni completamente nuove e distanti è molto bassa (Zimmermann et al. 2007).

Area	Numero individui		100 % MCP dimensione del territorio di provenienza [km ²]		95 % Kernel dimensione dell'home range [km ²]		Fonte dei dati
	M	F	M	F	M	F	
1 Sarek, Svezia	8	21	709	407	431	251	Linnell et al., 2001
2 Alpi nordoccidentali, Svizzera	11	12	159	106	/	/	Breitenmoser-Würsten et al., 2001
3 Hedmark, Norvegia	7	10	1456	832	886	535	Herfindal et al., 2005
4 Bialowieza, Polonia	5	3	248	133	235	152	Schmidt et al., 1997
5 Giura svizzero, Svizzera	3	5	264	168	/	/	Breitenmoser et al., 1993
6 Giura francese, Francia	3	5	258	150	/	/	Stahl et al., 2002
7 Nord-Trøndelag, Norvegia	3	2	1515	561	1719	235	Linnell et al., 2001,
8 Akershus, Norvegia	2	2	812	350	/	/	Herfindal et al., 2004
9 Bergslagen, Svezia	4	1	632	307	305	97	Linnell et al., 2001
10 Monti Vosgi, Francia	3	1	235	516	/	/	Schmidt et al., 1997
11 Kočevsko, Slovenia	3	7	222	178	306	217	Potočnik et al., 2020
Media:			590	337			

Tabella 1: Dimensioni degli home range della lince eurasiatica adulta in diverse aree d'Europa. Gli home range sono calcolati con due metodi: il poligono minimo convesso (MCP) al 100% e, per alcuni individui, il metodo Kernel al 95%.

Habitat

La lince eurasiatica preferisce le foreste continue, ma occasionalmente tollera piccole aree di pascolo o terreni agricoli parzialmente coltivati. Solo in rari casi viene osservata in prossimità o all'interno di aree agricole intensamente coltivate, e solo se queste si trovano adiacenti a complessi forestali più grandi (Schadt et al., 2002).

Recentemente, la modellazione dell'idoneità dell'habitat è diventata uno strumento comune per la conservazione di specifiche specie, al fine di analizzare e prevedere l'habitat idoneo per un'ampia gamma di mammiferi, altri vertebrati e invertebrati, nonché specie e comunità vegetali. Uno dei primi modelli di idoneità dell'habitat per la lince è stato sviluppato da Zimmermann e Breitenmoser (2002) utilizzando un modello probabilistico per l'area delle montagne del Giura in Svizzera. Questo modello è stato in seguito esteso all'intera area del Giura (Zimmermann e Breitenmoser 2007).

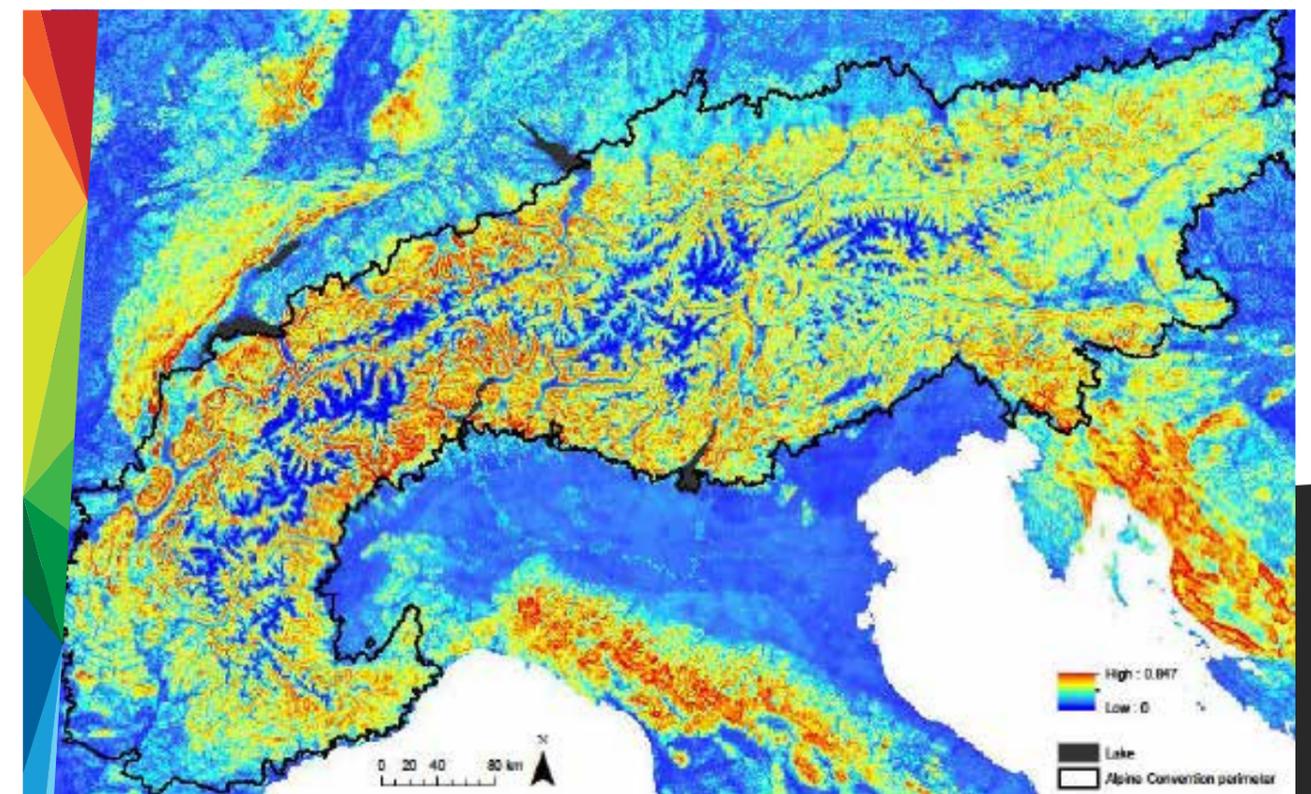
Un modello di idoneità dell'habitat della lince che include anche i dati sulla presenza e l'assenza di territori di questa specie è stato, invece, elaborato da Schadt et al. (2002), i quali hanno identificato le condizioni ambientali ottimali correlandole con le esigenze della specie e hanno tracciato l'area potenziale in cui l'habitat è più adatto alla lince. È stata inoltre generata una classificazione dell'habitat idoneo utilizzando i dati telemetrici locali ottenuti

sulle montagne del Giura, dove l'habitat è simile a quello dell'Europa centrale e sudorientale. Analogamente, Zimmermann (2004) ha sviluppato un modello di habitat e ha utilizzato il metodo ENFA (Ecological Niche Factor Analysis) per stimare la potenziale idoneità dell'area per la lince nelle Alpi.

I risultati di questi modelli hanno mostrato che effettivamente la lince predilige soprattutto ambienti boschivi, ma anche habitat al di sopra del limite della foresta, ed evita attivamente le aree urbane e agricole con maggiore attività umana (Schadt et al., 2002, Becker et al., 2013; Potočnik et al., 2020).

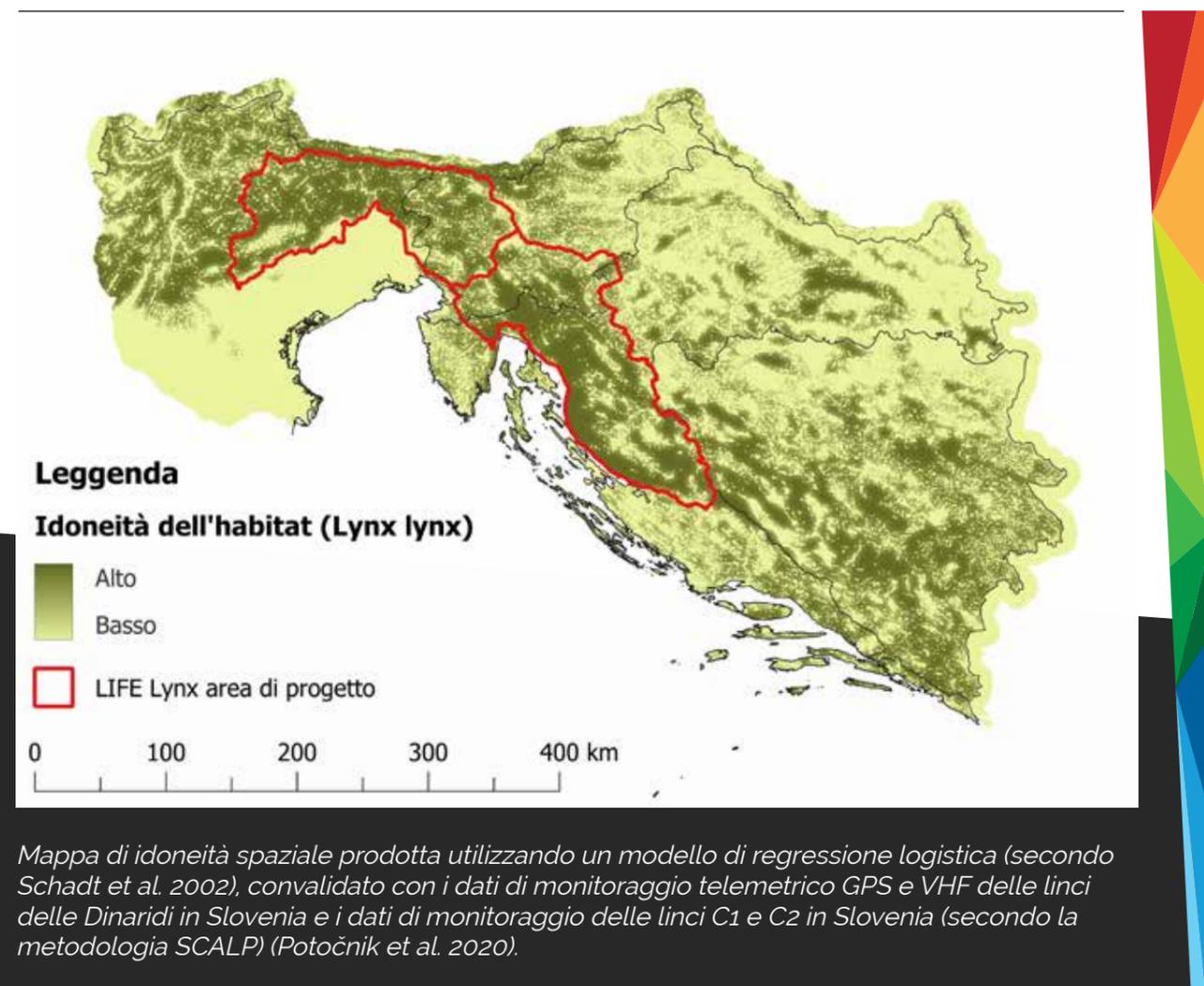
I parametri del modello di idoneità dell'habitat potenziale della lince sviluppato da Schadt et al. (2002) sono stati utilizzati e adattati da ricercatori sloveni con dati sulla presenza della lince nelle Dinaridi per produrre una mappa di idoneità dell'habitat per l'area più ampia delle Dinaridi settentrionali e delle Alpi sudorientali in Italia, che rappresenta l'intera area di reintroduzione e dispersione della lince dal 1973 (Skrbinšek 2004, Potočnik et al. 2020). I risultati hanno mostrato che l'intera area di studio contiene 16.300 km² di habitat altamente idoneo alla lince e 20.900 km² di habitat idoneo, di cui 11.400 km² nelle Dinaridi e 9.500 km² nelle Alpi sudorientali.

Analogamente, Becker (2013), usando i dati telemetrici di 102 linci da sette aree di studio nelle Alpi, ha prodotto un modello di idoneità dell'habitat per l'intero arco alpino utilizzando il metodo Maxent, che utilizza degli algoritmi basati esclusivamente sulla presenza nello spazio della specie oggetto di studio, per determinare così l'idoneità dell'habitat. I risultati di questo modello hanno mostrato che nell'intero arco alpino circa 103.600 km² rappresentano un habitat potenzialmente idoneo alla lince. All'interno di questo spazio idoneo vi sono tuttavia i cosiddetti habitat patch, ossia aree di dimensioni comprese tra 400 e 17.000 km² in cui potrebbero potenzialmente separarsi sottopopolazioni di lince eurasiatica (Becker, 2013).



Modello di idoneità dell'habitat della lince nelle Alpi e nelle regioni circostanti basato sul metodo Maxent (Becker 2013). Rosso = habitat molto idoneo, blu = habitat non idoneo.

Entrambi i modelli citati mostrano schemi molto simili di idoneità dell'habitat, con hotspot nei Monti Dinarici e nella regione alpina. Potočnik et al. (2020) hanno anche confrontato i risultati del loro modello per le Alpi slovene con il modello prodotto da Becker (2013). Le dimensioni delle patch di habitat in questo modello corrispondono al 94%, 90% e 89% delle patch di habitat del modello di Becker. Ciò suggerisce risultati simili per i due modelli, ma la dimensione leggermente inferiore delle aree idonee nel modello "Dinarico" suggerisce che esso è un po' più conservativo nella definizione di habitat idoneo per la lince.



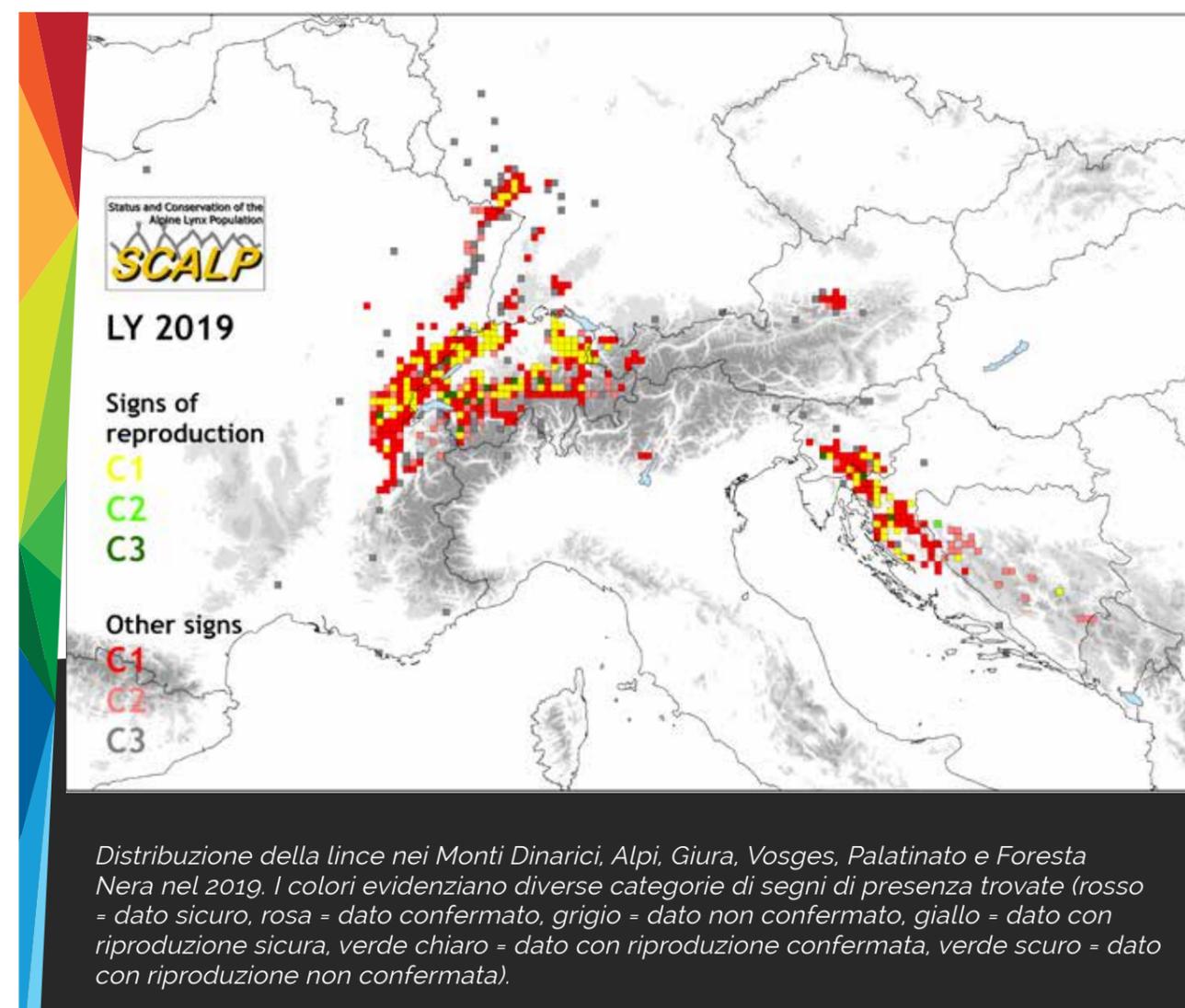
Estinzione e reintroduzione della lince in Europa

La lince eurasiatica, un tempo diffusa in tutta Europa, è scomparsa dall'Europa centrale e meridionale e da molte altre parti del continente nel XVIII e XIX secolo a causa delle persecuzioni dirette, della perdita di habitat dovuta alla deforestazione, dell'espansione dei terreni coltivabili e di un netto calo dell'abbondanza di ungulati selvatici (Breitenmoser 1998, Schadt et al. 2002, Zimmermann 2003, Potočnik et al. 2009).

Dalla fine del XIX secolo, tuttavia, in Europa si sono verificati piccoli ma significativi e persistenti cambiamenti, che hanno avuto un impatto positivo sulle popolazioni di animali selvatici presenti nel nostro ambiente (Chapron et al. 2014). In particolare, il miglioramento ecologico dovuto alla crescita eccessiva nei terreni agricoli montani e boschivi per l'abbandono dell'agricoltura ha avuto un impatto positivo sullo status dei grandi carnivori in Europa. Allo stesso tempo, verso la fine del XX secolo, si è verificato un cambiamento significativo nello status di conservazione di queste specie, che oggi sono anche meglio accettate dal grande pubblico rispetto ai secoli precedenti. Al miglioramento dello status

hanno contribuito concretamente anche i cambiamenti legislativi, soprattutto grazie ad una migliore conoscenza dell'ecologia delle singole specie e ad una crescente base di dati empirici per le decisioni gestionali. Così, nella seconda metà del XX secolo, è nato il desiderio di riportare e ristabilire le popolazioni di lince eurasiatica estinte in Europa centrale e le migliori condizioni ecologiche hanno permesso di effettuare, negli anni '70, diverse reintroduzioni in Europa centrale.

Nel corso degli anni, queste popolazioni sono variate in dimensione, ma una volta essersi stabilite in un territorio la loro distribuzione non è aumentata in modo significativo attraverso un'espansione naturale. Dopo le reintroduzioni degli anni '70, le linci sono state traslocate anche nella Svizzera nord-orientale nel 2001 (Ryser et al. 2004) e nelle Alpi Calcaree in Austria tra il 2011 e il 2013. Attualmente la distribuzione della lince nell'Europa centrale e sud-orientale sembra essere in gran parte il risultato del successo dei piani di reintroduzione degli ultimi decenni, poiché l'insediamento delle popolazioni è limitato alle aree interessate dalle traslocazioni. Pertanto, la priorità nella conservazione è quella di collegare le popolazioni di lince esistenti nelle Alpi con le popolazioni del Giura e delle Dinaridi (Molinari-Jobin et al. 2003), e potenzialmente anche con le popolazioni della bohemia-bavaria, lungo il confine ceco-tedesco e nei Balcani e, in futuro, forse anche con la popolazione dei Carpazi (Commissione europea 2013).

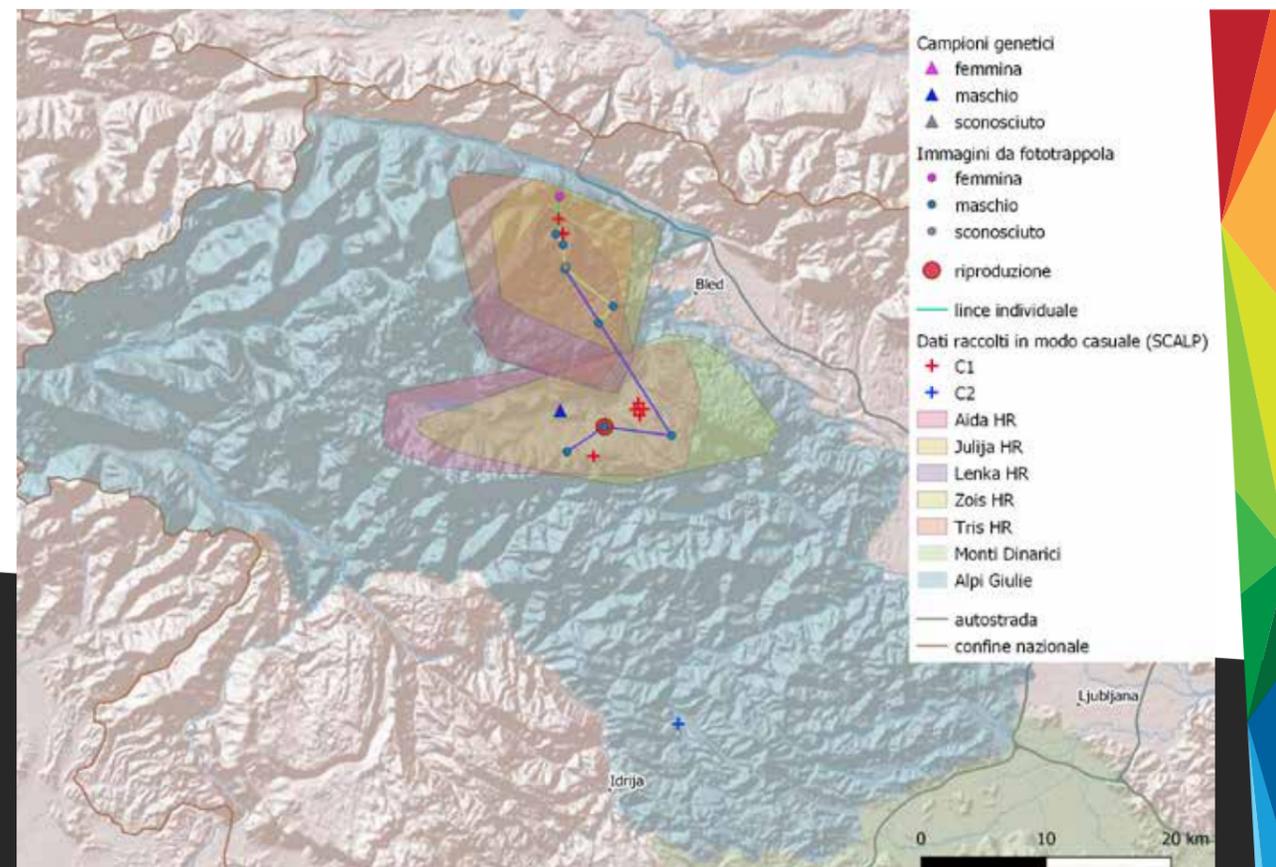


Alpi Giulie in Italia e Slovenia

La presenza della lince nelle Alpi Giulie è dovuta al rilascio, nell'aprile 2021, di una coppia a Jelovica e di un maschio e due femmine a Pokljuka. Poco dopo la reintroduzione è stata confermata la prima riproduzione della femmina di Jelovica, che è stata fotografata con tre cuccioli, due dei quali sono stati rilevati geneticamente e prima della dispersione sono stati fotografati nel loro territorio natale tramite fototrappole. Nel 2022, tutte e tre le femmine hanno poi avuto una cucciolata.

È importante notare che sul versante italiano delle Alpi Giulie è stata raccolta un'affidabile registrazione accidentale della presenza della lince (segni di predazione), che indica una possibile dispersione dalla Slovenia all'Italia. Successivamente, nel 2023, altre cinque linci sono state rilasciate nell'area di Tarvisio in Italia.

Il successo della reintroduzione della lince nelle Alpi Giulie è fondamentale per la creazione di una popolazione e per migliorare ulteriormente la diffusione nello spazio alpino circostante.



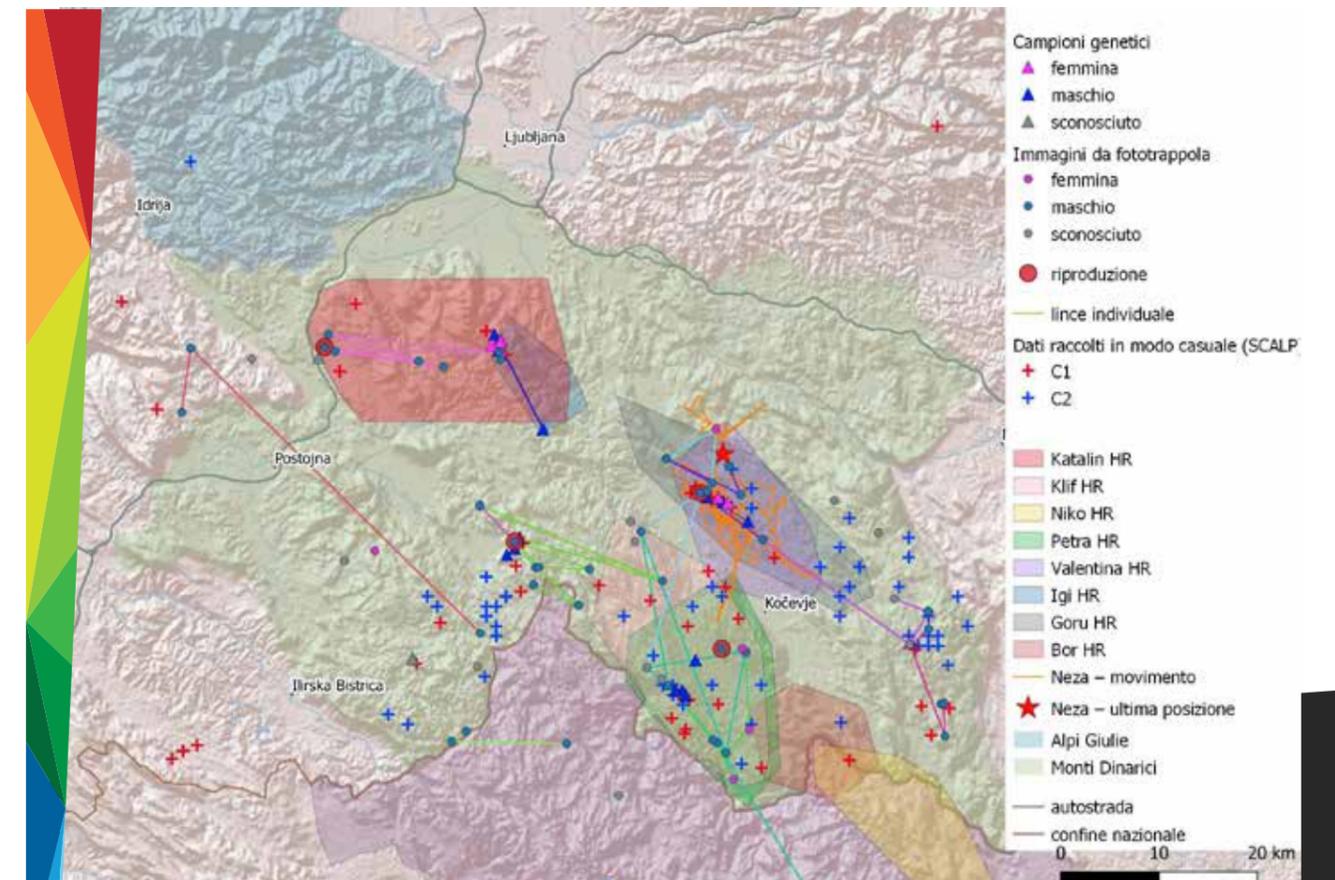
Panoramica di tutti i dati confermati sulla presenza della lince eurasiatica raccolti durante la stagione 2021-2022 nelle Alpi Giulie. I dati sulle linci reintrodotte e sulla loro prole sono stati ottenuti da diversi tipi di monitoraggi (Fležar et al. 2023).

Area dinarica in Slovenia

Nell'area slovena delle Alpi Dinariche, a est dell'autostrada Lubiana-Trieste (cioè Notranjska e Kočevska), le linci abitano la maggior parte dell'habitat a loro adatto, comprese diverse aree in cui maschi e femmine condividono i territori. Nella stagione 2021-2022 sono state rilevate almeno 24 diverse linci adulte nell'area. Sono state registrate quattro riproduzioni riuscite, tra cui due linci adulte che si sono riprodotte con successo con femmine dinariche. Rispetto al 2020-2021, il numero di linci rilevate e il numero di eventi riproduttivi non sono

cambiati in modo significativo, ma il numero di cuccioli per femmina è stato estremamente elevato, con almeno 3 cuccioli in ogni cucciolata. Anche l'areale della lince è aumentato, con nuovi individui nelle aree più a est, sud-ovest e nord rispetto al 2020-2021 (Fležar et al. 2022). I dati disponibili suggeriscono che le aree non occupate sono principalmente nella periferia intorno alla zona centrale di monitoraggio della popolazione, ma non si può escludere una presenza anche in questi territori, poiché non monitorati in modo sistematico.

A ovest dell'autostrada Lubiana-Trieste, nelle stagioni 2020-2021 e 2021-2022, si è registrata la presenza di linci nelle foreste di Hrusica, Nanos e Trnov, ma non sono ancora state rilevate femmine o riproduzioni in quest'area. È interessante notare che una lince rilevata con le fototrappole in questo territorio è stata poi anche registrata con la telecamera nel marzo 2022 nella zona di Snežnik, dove potrebbe essersi spostata per riprodursi. Questo dato suggerisce che questo tratto dell'autostrada Ljubljana-Trst rappresenta un limite valicabile per la lince. Inoltre, è stato filmato un cucciolo su uno dei cavalcavia dell'autostrada tra Vrhnika e Logatec, ma il suo passaggio non è stato confermato con certezza.



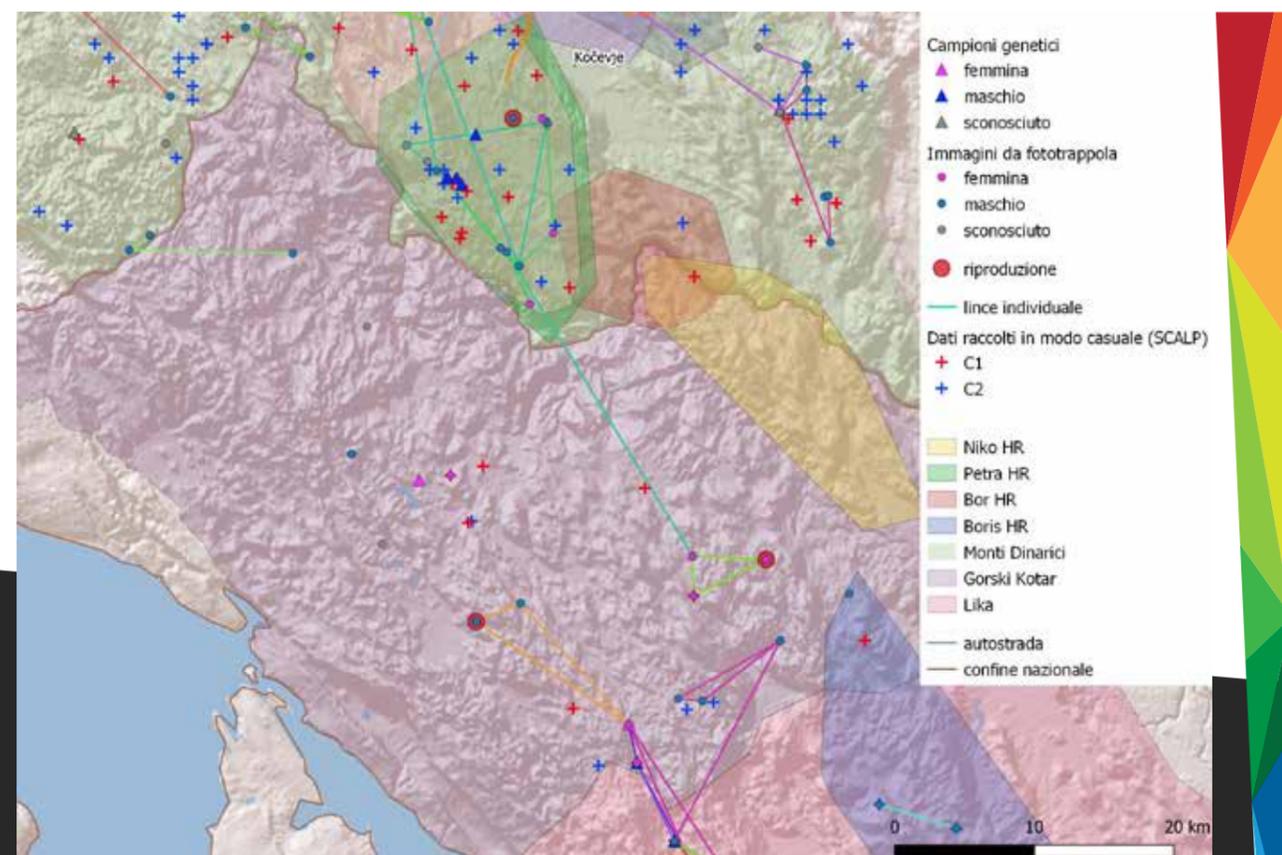
Panoramica di tutti i dati di presenza confermata della lince, raccolti durante la stagione 2021-2022 a Kočevje e Notranjska (nella parte slovena delle Monti Dinarici). Vengono presentati i dati del foto-trappolaggio sistematico e del monitoraggio genetico non invasivo (con il sesso della lince rilevata), gli home range (HR; 100% MCP) delle linci monitorate telemetricamente e i dati confermati raccolti occasionalmente (categorie C1 e C2). Le linee rette collegano i campioni genetici e i dati delle fototrappole confermati poiché appartenenti allo stesso individuo; ogni colore rappresenta un individuo diverso. (Fležar et al. 2023)

Gorski Kotar in Croazia

Nel Gorski Kotar le linci sono presenti nella maggior parte dell'habitat idoneo. Sebbene il numero di dati raccolti occasionalmente sui segni della loro presenza sia diminuito negli ultimi tre anni, ciò è in parte dovuto al fatto che diversi individui che in precedenza

fornivano regolarmente dati non sono più stati rilevati nell'area. La seconda ragione è la crescente assenza o la breve durata del manto nevoso in inverno, che rende sempre più difficile ottenere dati sulla presenza di linci.

Nelle ultime tre stagioni è stato registrato, tramite fototrappolaggio, un numero simile di linci adulte: 25 nel 2019-2020, 29 nel 2020-2021 e 25 nel 2021-2022. Delle 25 linci adulte individuate nell'ultima stagione 2021-2022, 8 sono note dalla stagione 2019-2020, mentre 16 sono note dalla stagione 2020-2021. Nell'ultima stagione, invece, sono state confermate due riproduzioni.



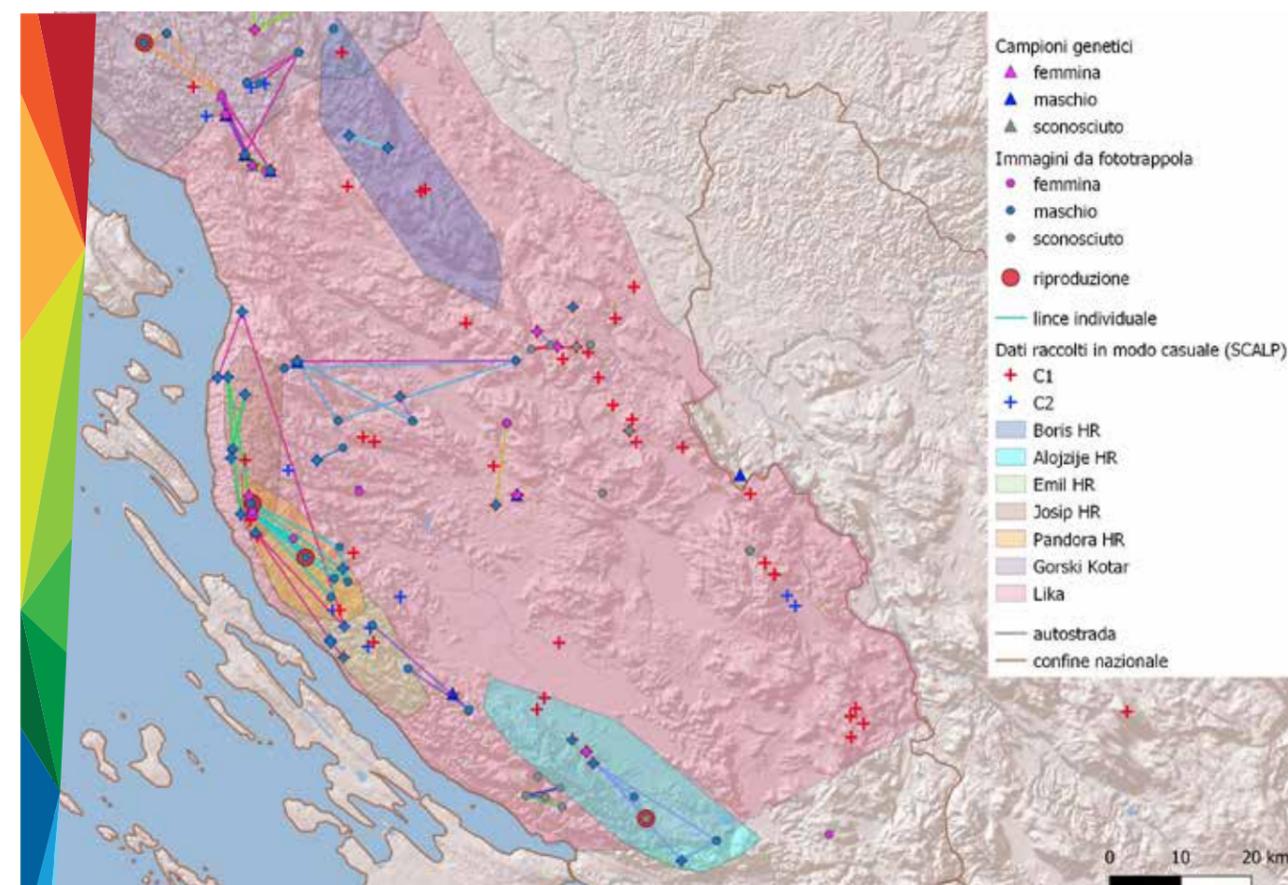
Una rassegna di tutti i dati di presenza confermata della lince eurasiatica raccolti durante la stagione 2021-2022 nei monti Gorski Kotar, in Croazia. Vengono presentati i dati del monitoraggio fotografico sistematico e del monitoraggio genetico non invasivo (con rilevamento del sesso), gli spostamenti delle linci monitorate telemetricamente e i dati confermati raccolti occasionalmente (categorie C1 e C2). Le linee rette collegano i campioni genetici e i dati delle fototrappole confermati come appartenenti allo stesso individuo; ogni colore della linea rappresenta un individuo diverso. (Fležar et al. 2023)

Lika e Dalmazia settentrionale

I dati di monitoraggio del periodo 2019-2022 mostrano che nella Lika la lince è distribuita in tutto l'habitat a lei adatto. Come si evince dalla figura, le uniche celle della griglia di censimento 10x10 km in cui non vi è presenza sono patch di habitat inadatte alla lince (pianure aperte e campi carsici nella Lika centrale).

Il numero totale di adulti fotoidentificati (54) nella stagione 2021-2022 è paragonabile a quello della stagione 2019-2020 (58). Dei 54 individui identificati nell'area più ampia della Lika e della Dalmazia settentrionale (comprese le linci nella contea di Karlovac e Zara), 32 sono stati identificati da entrambi i lati del corpo. Di tutte le linci identificate, 17 sono state monitorate a partire dalla stagione 2019-2020 e 14 individui dalla stagione 2020-

2021. La riproduzione è stata registrata in cinque località e in otto eventi diversi tra il 2021 e il 2022. Sono state confermate cinque cucciolate e 11 cuccioli, un dato in calo rispetto alle 10 cucciolate e ai 14 cuccioli rilevati nella stagione 2020-2021.



Una panoramica di tutti i dati confermati sulla lince eurasiatica raccolti durante la stagione 2021-2022 a Lika, in Croazia. Sono presentati i dati del fototrappolaggio sistematico e del monitoraggio genetico non invasivo (con rilevamento del sesso), gli home range (HR; 100% MCP) delle linci monitorate telemetricamente e i dati raccolti occasionalmente (categorie C1 e C2). Da una delle linci rilasciate non sono stati ricevuti dati telemetrici, quindi viene indicato solo il suo sito di rilascio (Fležar et al. 2023).

Diversità genetica e flusso di popolazione

I movimenti degli animali possono essere monitorati anche attraverso la raccolta di campioni genetici non invasivi. È importante conoscere il luogo e la data esatta di ogni campione, che ci permette di collocare con precisione l'animale identificato nello spazio e nel tempo. Se sono stati raccolti più campioni dello stesso animale, possiamo utilizzare queste informazioni per seguirne gli spostamenti.

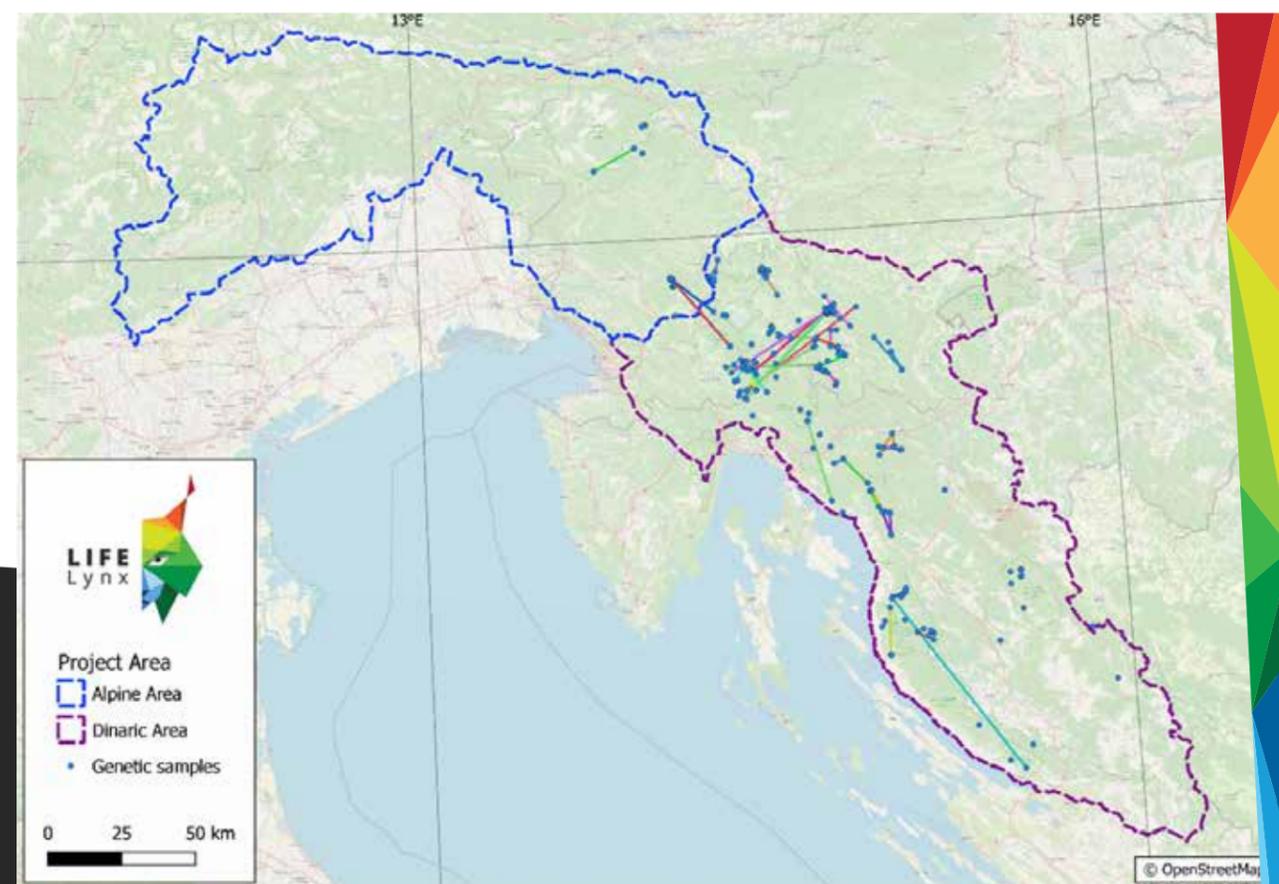
Come accennato in precedenza, per mantenere una popolazione vitale è importante che essa non rimanga isolata spazialmente, poiché ciò aumenta la possibilità di inbreeding e il tasso di consanguineità, che implica l'espressione di difetti genetici e la riduzione della sopravvivenza e del successo riproduttivo. Di conseguenza, gli animali sono sempre meno, sono sempre più strettamente imparentati e la popolazione è minacciata dall'estinzione. Per salvare una popolazione consanguinea dall'estinzione, soprattutto se limitata da barriere naturali, è necessario introdurre nuovi geni e aumentare il flusso genico con individui non imparentati. Per farlo si introducono nuovi individui non imparentati, che andranno ad aumentare la diversità genetica e ridurre così il tasso di consanguineità. Con il miglioramento della vitalità della prole e l'aumento della sua abbondanza, aumenterà

anche il potenziale di integrazione con le popolazioni vicine e il conseguente flusso genico tra le popolazioni ridurrà ulteriormente il tasso di consanguineità. Questo è l'obiettivo che ci proponiamo di raggiungere trasferendo le linci da due aree dei Carpazi alla popolazione dinarica e monitorandole geneticamente per evitare l'inbreeding.

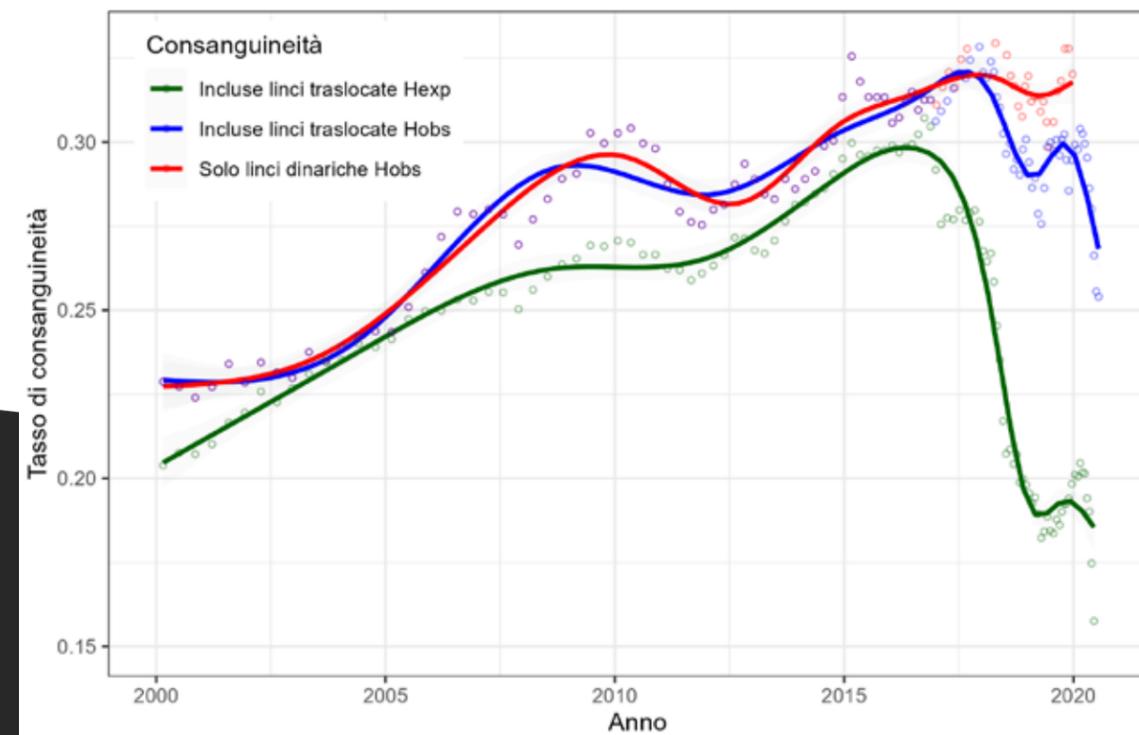
Uno studio genetico di popolazione (Skrbinšek et al. 2019) ha mostrato come la diversità genetica della popolazione di lince dinarica reintrodotta sia peggiorata dalla sua introduzione nel 1973. Rispetto a quella originaria dei Carpazi slovacchi, la popolazione dinarica ha raggiunto un elevato tasso di consanguineità.

I genotipi degli animali traslocati e della loro progenie forniscono indicazioni sull'evoluzione genetica attesa della popolazione (aumento della diversità, diminuzione del tasso di consanguineità) e sulla riproduzione di successo degli animali traslocati, che integrano così i loro geni.

Con i nuovi dati disponibili, possiamo confermare che senza l'immigrazione il tasso di consanguineità nella popolazione di lince dinarica sarebbe rimasto elevato (linea rossa nella figura sottostante). Già la situazione attuale, con gli animali traslocati e la loro progenie inclusi nell'analisi, mostra un netto miglioramento (linea blu nella figura sottostante). Infatti, quando nei calcoli si integra l'eterozigosi osservata, si nota una chiara diminuzione del tasso di consanguineità, anche se gli animali traslocati e la loro progenie non costituiscono una percentuale elevata della popolazione. Tuttavia, se gli animali traslocati e la loro progenie costituissero il 15% della popolazione totale (linea verde nel 2019-2020 nella figura sottostante), il tasso di consanguineità stimato in base all'eterozigosi attesa scenderebbe a 0,18, e si avvicinerebbe a 0,15 se gli animali



Ubicazione degli esemplari di lince identificati geneticamente in base ai campioni raccolti (feci, urina, saliva, peli, tessuti). Le singole linee indicano l'ubicazione dei campioni dello stesso animale.



Tasso di inbreeding (F_e) della popolazione di lince dinarica rispetto alla popolazione di origine nei Carpazi slovacchi, calcolato utilizzando l'eterozigosi prevista e l'eterozigosi nella lince slovacca (stimata dai campioni slovacchi) e una "moving window" di 60 campioni. Rosso: tasso di consanguineità- F_e calcolato senza lince introdotta e utilizzando l'eterozigosi osservata che definisce la situazione nel caso non vi siano introduzioni. Verde: tasso di consanguineità- F_e calcolato includendo le lince introdotte e utilizzando l'eterozigosi attesa che indica i valori con (blu) e senza (rosso) inclusione degli individui introdotti e la loro progenie, calcolati utilizzando una "moving window" di 60 campioni. L'effetto è molto evidente perché gli animali introdotti e la loro prole sono sovrarappresentati nei campioni finali, ma questo suggerisce la possibilità di una rapida riduzione dell'inbreeding se gli animali introdotti continuano a riprodursi con successo e la loro prole costituisce circa il 40% della popolazione.

traslocati e la loro progenie costituissero circa il 40% della popolazione. Sebbene il tasso di consanguineità sia ancora elevato, è già all'interno dell'intervallo osservato negli anni '80, quando la popolazione di linci sembrava ancora vitale.

Per garantire il successo a lungo termine della reintroduzione e il mantenimento della popolazione di lince in quest'area, è importante assicurare le condizioni spaziali che consentano il contatto tra le due popolazioni e l'instaurarsi del flusso genico tra di esse. Questo è anche il motivo per cui le lince (soprattutto le femmine, che migrano meno) si sono stabilite nell'area alpina della Slovenia, dove hanno iniziato a riprodursi con successo. I piccoli delle prime cucciolate sono già partiti per la dispersione nel 2022 ed è importante che si disperdano a distanza sufficiente, per poi riprodursi e generare progenie. A sud si assoceranno alla parte dinarica della popolazione e a nord potrebbero entrare in contatto con individui in Italia, Austria e Svizzera. Anche per queste popolazioni il contatto con nuovi individui e l'instaurazione di un flusso genico sono molto importanti, poiché la connessione fra esse permette di costituire la cosiddetta metapopolazione, che è fondamentale per la conservazione a lungo termine della lince in Europa centrale. In conclusione, dunque, ai fini conservazionistici è essenziale disporre di un sufficiente spazio idoneo e connesso in cui la lince possa muoversi con successo e in cui possa occupare nuovi territori stabilendosi.

Distribuzione dell'habitat idoneo e della sua connettività per la lince nei Monti Dinarici settentrionali e nelle Alpi sudorientali

La lince eurasiatica è la più grande delle quattro specie di lince oggi viventi: pesa tra i 15 e i 30 kg, misura tra i 80 e i 120 cm di lunghezza e fino a 65 cm di altezza. A differenza delle altre tre specie, le sue prede principali sono gli ungulati, mentre le lepri sono relativamente poco rilevanti nella sua dieta, tranne che nelle zone più settentrionali e meridionali del suo areale. La specie è diffusa in gran parte dell'Asia settentrionale e centrale, in parte del Medio Oriente e in Europa; le popolazioni europee più numerose si trovano in Scandinavia, nel Baltico e nei Carpazi, mentre le popolazioni dell'Europa centrale e sudorientale, ad eccezione di quella balcanica, sono tutte considerate piccole e isolate e sono interessate da azioni di reintroduzione.

Secondo le informazioni finora disponibili, la lince eurasiatica è comparsa per la prima volta in Europa durante l'interglaciale Riss-Würm, alla fine del Pleistocene. La colonizzazione avvenne probabilmente dall'Asia attraverso i grandi massicci forestali di allora (Oriani, 2000) e all'inizio dell'Olocene, quando le condizioni erano molto favorevoli, la lince eurasiatica espanse rapidamente il suo areale. All'inizio del Medioevo abitava praticamente tutta l'area europea, con l'eccezione della Penisola Iberica, abitata dalla lince iberica (*Lynx pardinus*). Ma con l'avvento della Rivoluzione Industriale si è assistito a un forte incremento dell'urbanizzazione nell'area europea e alla scomparsa di vaste aree forestali, che hanno portato a un rapido declino sia della lince sia della sua preda principale, il capriolo. Con l'incoraggiamento e la ricompensa per l'uccisione di grandi carnivori, pratiche diffuse nella seconda metà del XIX secolo, la lince era scomparsa dalla maggior parte dell'Europa (Kos et al. 2005), finché, nel 1973, sei linci (tre femmine e tre maschi) sono state traslocate dai Carpazi slovacchi nell'area di Trnovec, in Slovenia. Ma tutte queste individui reintrodotti erano stati catturati nella stessa area e presumibilmente erano in parte imparentati tra loro. Negli anni successivi, la popolazione si è espansa rapidamente e dopo pochi anni ha popolato soprattutto le aree di Kočevje e Notranjska in Slovenia e il Gorski Kotar in Croazia. La diffusione è stata particolarmente rapida in direzione sud-est, verso la Croazia e la Bosnia-Erzegovina, grazie alla presenza in queste aree di foreste facilmente accessibili alla lince.

Al contrario, la diffusione verso nord-ovest, nelle Alpi sud-orientali in Slovenia, Austria e Italia, è stata più lenta e molto meno intensa. I corridoi forestali che correvano dalla regione dinarica a quella alpina nell'area tra Vrhnika e Divača, in Slovenia, sono stati tagliati dall'autostrada Lubiana-Razdrto (poi Trieste), che ha rappresentato un ostacolo importante alla loro diffusione dalla regione dinarica alle Alpi. In tutto il periodo successivo alla reintroduzione, solo pochi esemplari sono stati registrati a nord o a ovest di questa autostrada, sulle Alpi Giulie e nella zona di confine con l'Italia, e tutti quelli registrati erano maschi, dunque non sono mai state segnalate riproduzioni.

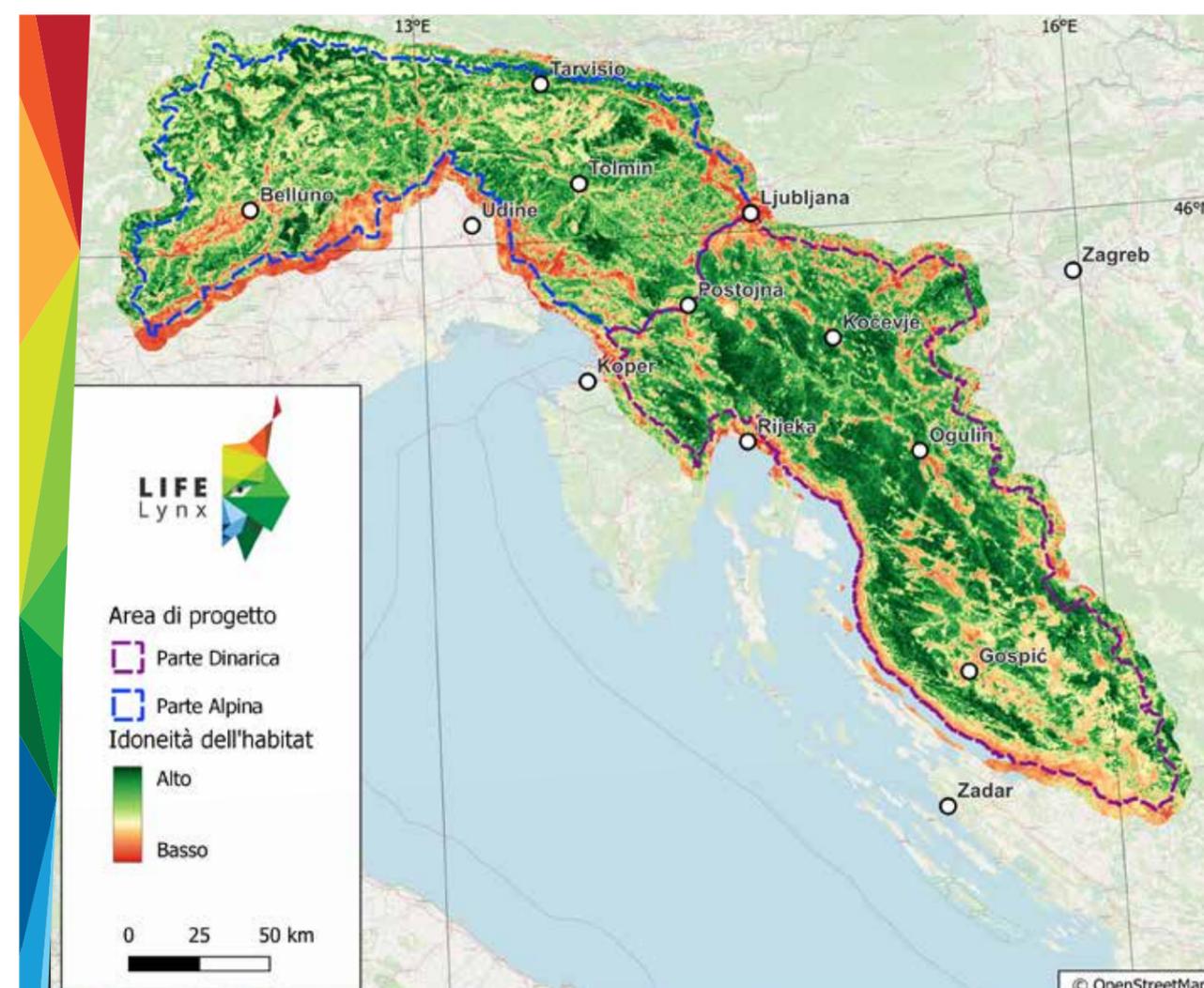
Di conseguenza, una delle soluzioni prioritarie per la conservazione a lungo termine della lince, in questa area europea, consiste nella connessione del territorio alle Alpi orientali tramite il passaggio naturale degli individui da Slovenia e Croazia. La migliore connettività spaziale tra le Dinaridi e le Alpi, che garantisca un numero adeguato di individui che si spostano nello spazio alpino e quindi il flusso genico, è fondamentale per la creazione di una metapopolazione vitale di lince nelle Alpi e nelle Alpi Dinariche. Ma considerate le esigenze e le aspettative delle persone, non si tratta di un obiettivo facile da raggiungere. L'aumento, negli ultimi anni, dell'urbanizzazione nelle aree in cui vivono le linci e lo sviluppo di grandi infrastrutture di trasporto come le autostrade hanno reso molto più difficile questa sfida.

Proprio al fine di conservare la popolazione di lince delle Alpi Dinariche-Sudorientali, nel 2017 è iniziato il progetto LIFE Lynx "Saving the lynx in the Dinarides and the Southeastern Alps from extinction", con l'introduzione di linci provenienti dall'area slovacca e rumena dei Carpazi. La priorità era prevenire un'ulteriore perdita di diversità genetica, che avrebbe sicuramente portato a una rapida estinzione della popolazione nel prossimo decennio. Con l'introduzione della lince in aree chiave dei Monti Dinarici in Slovenia e Croazia e delle Alpi in Slovenia, è fondamentale stabilire un collegamento tra le sottopopolazioni

attualmente separate. Per progettare una strategia di recupero della popolazione, quindi, è stato necessario effettuare un'analisi dettagliata dell'idoneità e della connettività dell'area.

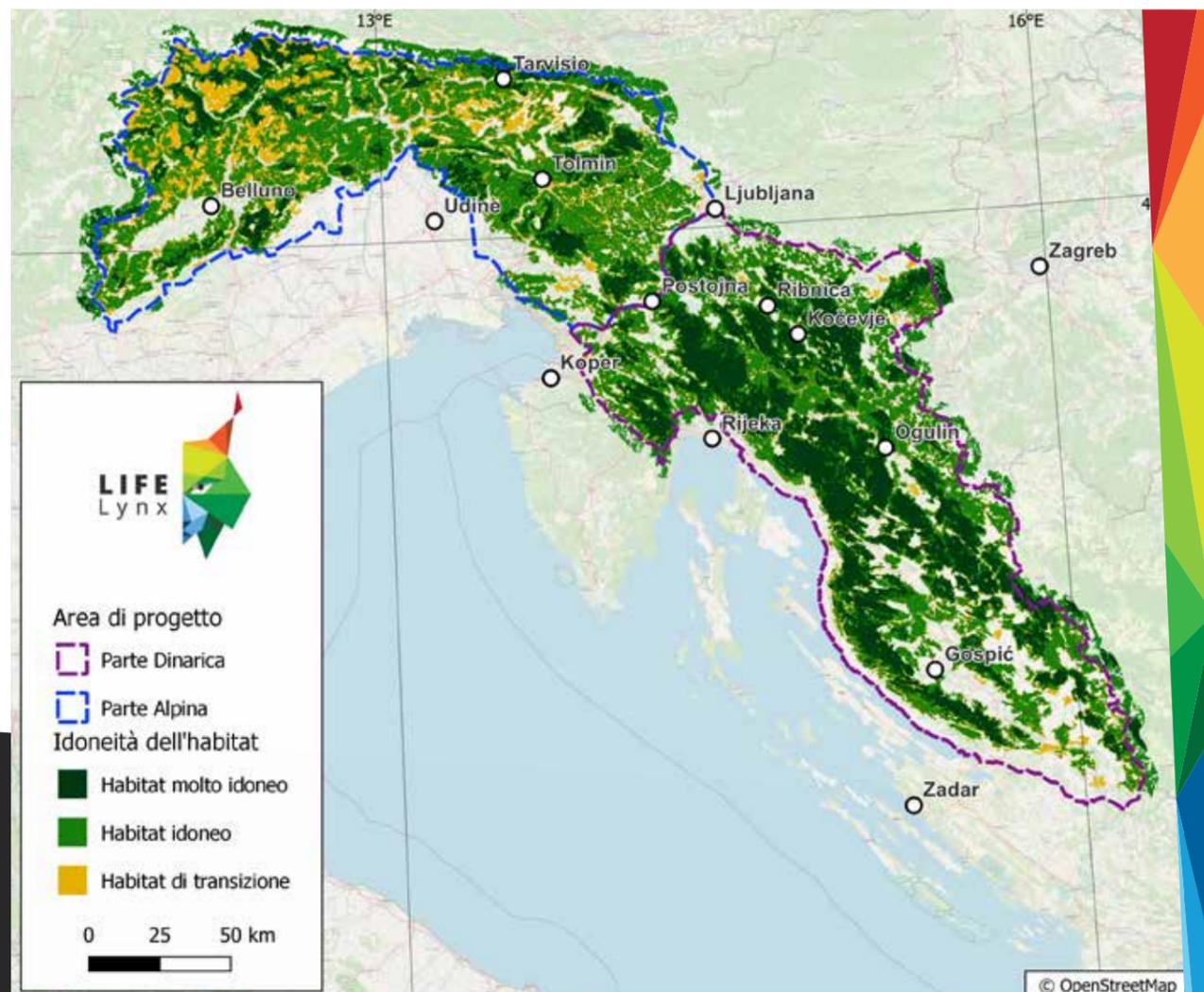
Nella ricerca ecologica sono ampiamente utilizzati i moderni approcci computazionali, che prevedono metodi di apprendimento automatico. Nell'ambito dell'analisi di idoneità spaziale, abbiamo quindi sviluppato un modello per la lince eurasiatica nelle Alpi Sudorientali e nelle Alpi Dinariche settentrionali, che rappresenta un ponte tra queste due popolazioni. Abbiamo utilizzato il metodo dell'entropia massima (Maxent), che si è dimostrato molto valido in studi precedenti e che consente di costruire modelli di questo tipo utilizzando dati di presenza della specie e dati ambientali. Sono stati sfruttati i dati del monitoraggio telemetrico di 31 linci e i dati dai campioni genetici non invasivi raccolti, mentre gli strati ambientali includevano dati sulla copertura forestale, sull'impatto umano, sulla pendenza del terreno e sull'altitudine. Queste indagini ambientali sono fondamentali per cogliere tutti i fattori chiave che influenzano la presenza/assenza della lince. Sarebbe stato certamente utile includere i dati sulle interazioni biotiche (ad esempio, il lupo e la lince sono in competizione indiretta per le prede, gli orsi sono importanti cleptoparassiti), ma purtroppo non erano disponibili per l'intera area di studio.

Il modello mostra che la maggior parte dell'area dinarica è adatta alla lince, mentre le zone di habitat favorevole nell'area alpina sono relativamente piccole e separate da valli alpine urbanizzate.



Previsione dell'idoneità dell'habitat della lince eurasiatica. Le tonalità verdi rappresentano spazi favorevoli, quelle rosse spazi sfavorevoli per la lince (Kuralt et al. 2023) (disponibile all'indirizzo: <https://www.lifelynx.eu/c-7-povezanost-in-primernost-habitata/?lang=sl>).

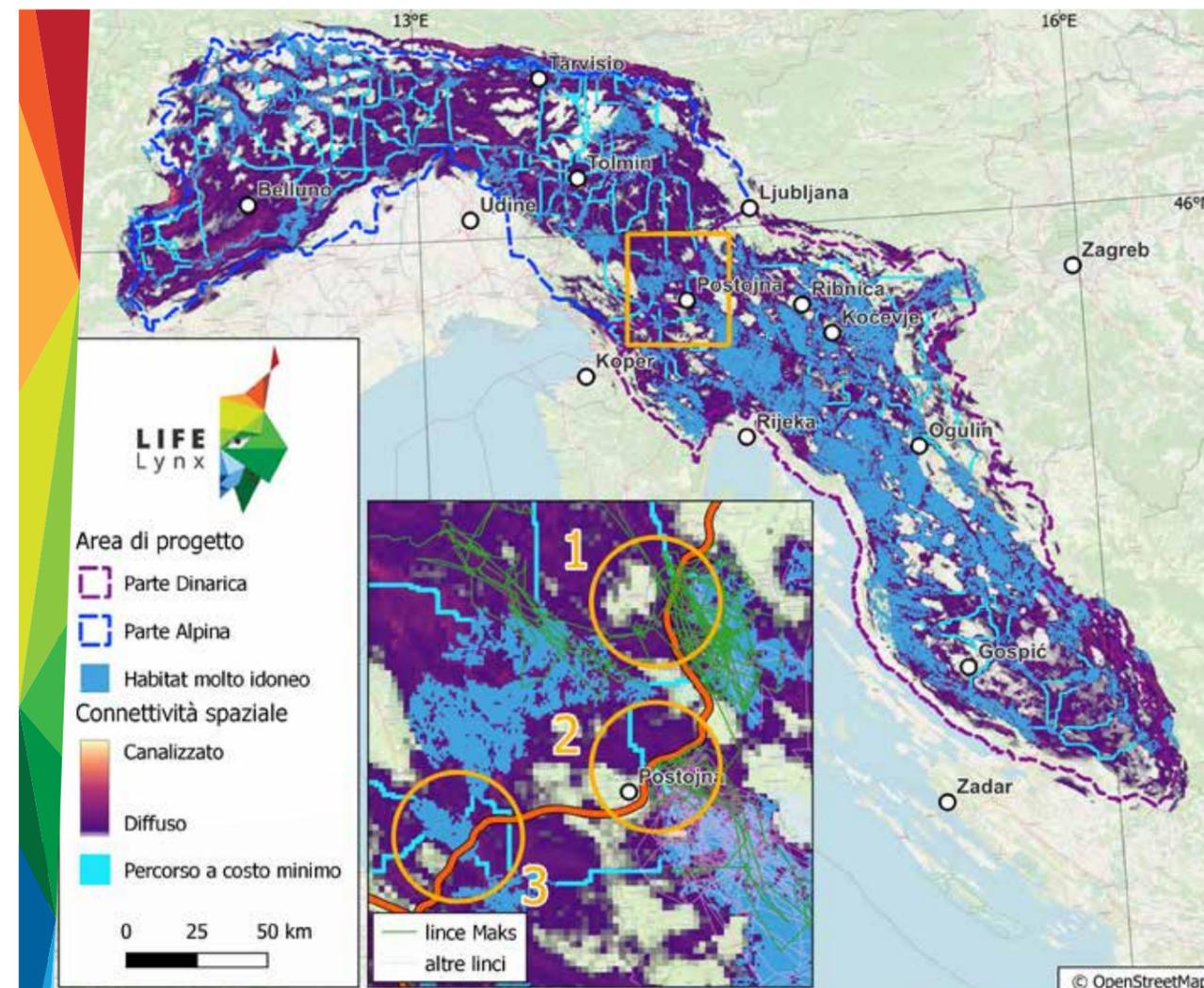
In entrambi i casi, tuttavia, si tratta di agglomerati (aree più grandi) di foreste. La differenza tra le due aree è ancora più evidente nella seguente immagine, che mostra le patch di habitat delle aree idonee (tonalità verde chiaro) e favorevoli (tonalità verde scuro).



Patch di habitat idoneo (tonalità verde chiaro) e favorevole (tonalità verde scuro). Ci sono ampie aree di spazio favorevole nella regione dinarica, mentre le aree favorevoli nelle Alpi sono molto più piccole (Kuralt et al. 2023).

Il modello di idoneità spaziale prevede quindi l'idoneità dello spazio per l'insediamento della lince stanziale. Tuttavia, anche altri fattori oltre all'idoneità influenzano la connessione degli spazi, poiché è probabile che gli individui in dispersione si spostino anche in habitat meno favorevoli. I risultati (figura seguente) dell'analisi della permeabilità del paesaggio potrebbero quindi essere interpretati come una sorta di rete di "trasporto" per i giovani di lince alla ricerca di un territorio. In alcuni punti la permeabilità è diffusa (tonalità viola), il che significa che l'animale può muoversi senza ostacoli attraverso lo spazio. In altre aree, invece, il passaggio è altamente canalizzato (tonalità rosa e gialle), dunque la lince ha poche possibilità di trovare un percorso alternativo. I casi in cui tali canalizzazioni sono attraversate da barriere lineari (ad esempio autostrada, ferrovia) sono particolarmente problematici, in quanto tali barriere possono essere totalmente invalicabili per la lince.

Un esempio illustrativo di barriere è l'autostrada slovena Lubiana-Trieste, costruita (nel tratto da Vrhnika a Postumia) nel 1972, in un'epoca in cui la percorribilità degli spazi per gli animali non era ancora considerata. L'autostrada attraversa quindi le creste boschive delle



La figura mostra la potenziale permeabilità dell'area con zone di habitat favorevole. È evidente che le patch di habitat favorevole sono ben collegate, soprattutto nelle Alpi Dinariche, mentre nella regione alpina le distanze tra tali aree sono leggermente maggiori. Inoltre, è evidente che l'autostrada slovena Lubiana-Trieste attraversa tre potenziali corridoi: il primo è il tratto Vrhnika-Unec, il secondo Unec-Postojna, dove è previsto un ponte verde, e il terzo Postojna-Divača. L'ingrandimento della cartina indica questi tre corridoi e mostra le tracce delle lince rilevate con il GPS. In particolare è riportata la traccia della lince Maks (linea verde), che inizialmente ha cercato senza successo un punto di attraversamento nel tratto tra Unec e Postumia, per poi attraversare più volte l'autostrada nel tratto tra Vrhnika e Logatec (Kuralt et al. 2023).

Alpi Dinariche settentrionali e, con pochi sottopassi e sovrappassi stradali, crea una barriera che taglia in due l'habitat centrale dei grandi carnivori in Slovenia. A confermarlo ci sono i dati telemetrici della lince (e di altri grandi carnivori), che mostrano che l'attraversamento dell'autostrada è fortemente limitato ad alcuni brevi tratti; ad esempio non è stato ancora registrato alcun attraversamento (riuscito) nel tratto Unec - Postumia. Pertanto, i piani statali per la costruzione di un ponte verde su questo tratto sono certamente giustificati.

Sebbene studi precedenti abbiano dimostrato che singole lince possono attraversare il suddetto tratto autostradale su ponti esistenti (Adamič et al., 1999; Adamič et al., 2000), non è possibile concludere con queste poche osservazioni quale sia la permeabilità complessiva per questa specie. I tratti tra Vrhnika e Unec (patch di habitat settentrionale) e Unec e Postumia (patch di habitat centrale), che rappresentano un potenziale collegamento tra le Alpi Dinariche e l'area alpina, sono di grande importanza per il passaggio della lince. Un altro collegamento idoneo si trova anche sotto Nanos, tra Razdrti e il bivio dell'autostrada



Registrazione fotografica di un cucciolo di lince sul cavalcavia tra Vrhnika e Logatec, in Slovenia, (a sinistra). Uno dei numerosi attraversamenti registrati della lince Max, monitorata telemetricamente, nel sottopassaggio dell'autostrada tra Vrhnika e Logatec (a destra). (Fležar U.)

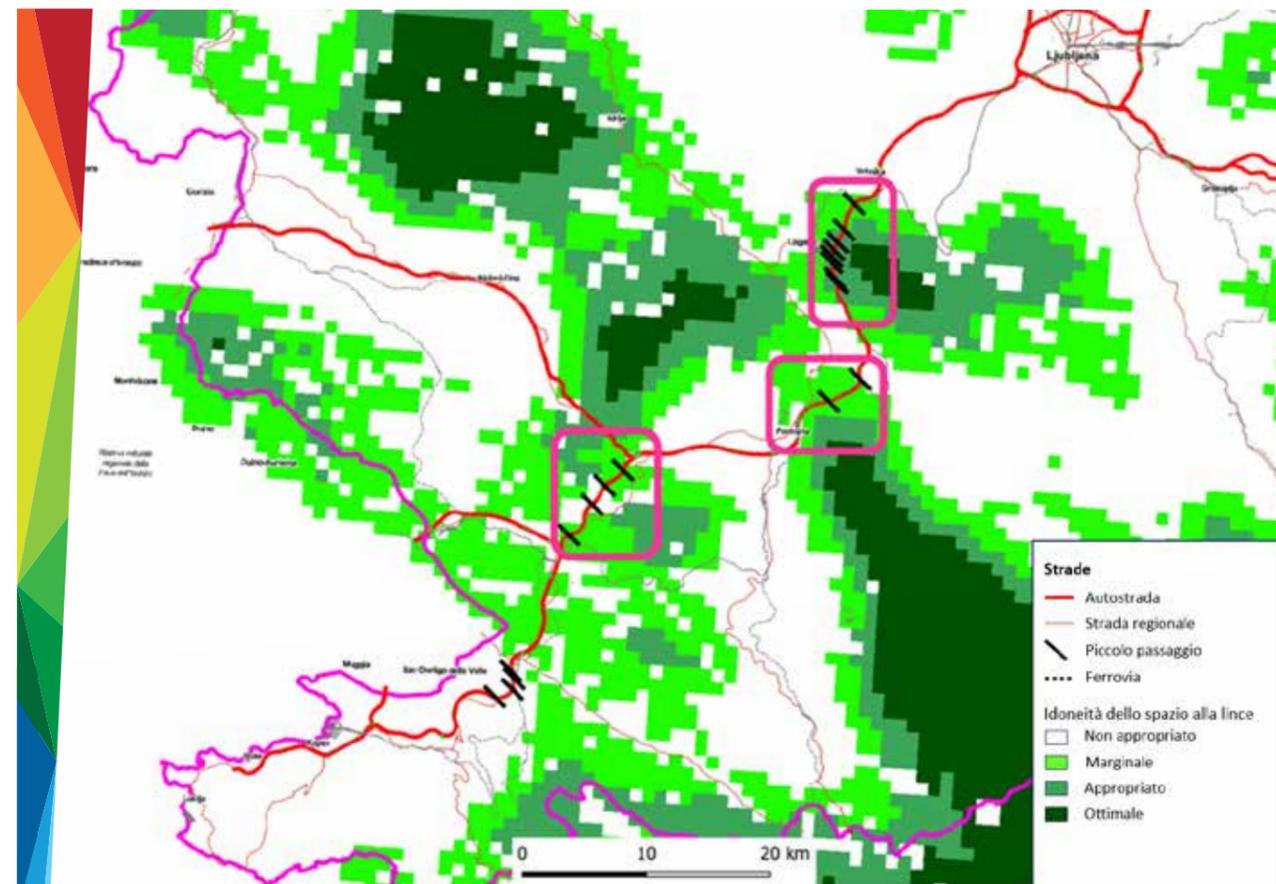
verso Sežana o il valico di frontiera di Fernetiči (patch di habitat meridionale), ma c'è un importante incrocio di traffico che rende l'area meno percorribile.

Dunque, solo l'1,48% dell'intero tratto autostradale è percorribile dai grandi mammiferi. Di questo, la maggior parte si trova sotto il viadotto di Ravbarkomanda, dove la ferrovia e la strada principale corrono parallelamente all'autostrada, fiancheggiando pascoli recintati; di conseguenza, il tratto resta comunque difficilmente percorribile e probabilmente non funzionale nell'attuale uso del suolo. Tutti i restanti attraversamenti (ponti, sottopassaggi) sono lunghi solo 118 m (lo 0,25% della lunghezza totale del tratto autostradale). Si può concludere perciò che l'intero tratto è scarsamente percorribile per la lince e quindi l'intera autostrada, sebbene parzialmente permeabile, costituisce comunque una barriera molto importante al passaggio dei grandi carnivori.

Ai fini della conservazione della lince è importante sia mantenere una quantità sufficiente di habitat idoneo sia prevenire la sua frammentazione. È essenziale limitare l'invasione in complessi forestali più ampi (patch di habitat), così come mantenere o stabilire la connettività tra questi patch di habitat. In Slovenia, ad esempio, la pianificazione della gestione forestale include i corridoi nel sistema di valutazione delle funzioni dell'area forestale (funzione di habitat di livello 1) e nelle linee guida che vietano la deforestazione in queste aree (Piani di gestione forestale FMP per il periodo 2021-2030 per le aree in cui si trova l'autostrada Lubiana - Trieste).

Se da un lato è necessario mantenere i passaggi esistenti, dall'altro è di primaria importanza anche crearne di nuovi laddove l'area in passato sia stata resa impermeabile con la costruzione di strutture e infrastrutture. Solo questo permetterà la connettività della popolazione di lince in Slovenia e oltre. Per garantire la diffusione della lince nelle Alpi, raggiungere uno stato di conservazione ottimale in Slovenia e per assicurare lo sviluppo a lungo termine della metapopolazione alpino-dinarica, è indispensabile aumentare la capacità di attraversamento dell'autostrada Lubiana-Trieste, soprattutto nel tratto Vrhnika-Postojna. Questi obiettivi non sarebbero vantaggiosi solo per la lince, ma anche per molte altre specie minacciate, e dovrebbero essere una priorità nazionale di conservazione, non da ultimo per la loro rilevanza anche a livello internazionale.

Altri tratti fondamentali per la connettività delle specie sono il sottopassaggio Mali viadukt e il sovrappasso Suhi vrh, così come il viadotto Ravbarkomanda nel corridoio migratorio centrale. Quest'ultimo è stato proposto in passato come alternativa alla costruzione di un ponte ecologico, ma a causa di alcune sue limitazioni, del cambiamento dell'uso del suolo nell'area circostante e della crescente intensità del traffico, può rappresentare, se opportunamente



L'autostrada Lubiana-Trieste e la superstrada Razdrto-Nova Gorica e la frammentazione dell'habitat della lince. Questo tratto rappresenta il più importante collegamento tra le popolazioni dinariche e alpine di lince, così come di molte altre specie selvatiche (secondo Skrbinšek 2004, Potočnik et al. 2020). Le aree settentrionali, centrali e meridionali di habitat idoneo e i potenziali corridoi migratori per la lince attraverso cui passa il tratto di autostrada sono contrassegnati (dopo Potočnik et al., 2020).

adattato, solo una struttura di collegamento aggiuntiva e complementare per alcune specie di grandi mammiferi, e non può in alcun modo sostituire un ponte verde di qualità.

La costruzione di un nuovo ponte ecologico resta la misura migliore dal punto di vista strategico per aumentare la connettività dell'area per la lince, e più in generale per i grandi carnivori e altri grandi mammiferi, tra i Monti Dinarici e l'area alpina, come emerso da precedenti ricerche. Sosteniamo l'ubicazione dell'ecodotto nel cosiddetto corridoio migratorio centrale, che in Slovenia collega il massiccio di Snežnik-Javornik con Hrušica e Nanos, in quanto uno dei più importanti corridoi ecologici nell'area. La nostra opinione è supportata dai dati telemetrici degli spostamenti della lince ottenuti finora (Interreg Dinaris, LIFE Lynx) e dal modello di habitat sviluppato, che suggeriscono che il tratto è cruciale per la connettività dell'area.

Nel 2019 sono state redatte, da vari esperti, delle relazioni per garantire corridoi di migrazione adeguati per i grandi carnivori e altri grandi mammiferi sulla sezione Vrhnika - Postojna, in cui si proponevano diverse misure, tra cui la ricostruzione di alcune strutture di collegamento esistenti, come il viadotto Ravbarkomanda, e la costruzione di un ponte ecologico, in Slovenia, tra Uncem e Postumia (Sajegh Petkovšek e Pokorny, 2019). Nel 2021, poi, è stato redatto il "Piano territoriale nazionale per un ponte ecologico tra Uncem e Postumia" (<https://dokumenti-pis.mop.gov.si>).

Il ruolo cruciale dei ponti verdi è evidenziato dai dati relativi al vicino tratto autostradale Zagabria-Rijeka, lungo 68,5 km, che attraversa il cuore del Gorski kotar, in Croazia, parte di un più ampio complesso di habitat adatti alla lince. A causa del terreno relativamente



difficile, su questo tratto autostradale ci sono 43 viadotti e gallerie e un ponte verde di 100 metri di larghezza appositamente progettato per consentire l'attraversamento degli animali, che rappresentano nel complesso il 25% della lunghezza dell'autostrada. In totale, sono stati registrati 12.519 attraversamenti di grandi mammiferi nell'arco di 793 giorni, utilizzando sensori di movimento e fototrappolaggio. I risultati dell'indagine hanno dimostrato che, nel caso di costruzione di un'autostrada, quando il 25% della lunghezza dell'autostrada è aperto al passaggio dei grandi mammiferi, la connettività dell'habitat è sufficientemente mantenuta. È interessante notare che il 13,3% in più di animali ha attraversato il ponte verde lungo 100 m rispetto a tutti i sottopassaggi stretti (5-15 m) di questa sezione dell'autostrada (Kusak et al. 2009).

La lince eurasiatica è senza dubbio una delle specie più difficili per quanto riguarda la selezione dell'habitat in un paesaggio dominato dall'uomo. Oltre alla densità delle prede, anche la copertura forestale è un fattore chiave nel determinare l'idoneità dell'habitat. Questo si riflette più spesso nell'estensione dei boschi e di altre aree vegetate, come la macchia o la vegetazione più alta. Tuttavia, la lince può essere presente dalle aree aperte dell'Asia centrale alla tundra delle latitudini più settentrionali (Breitenmoser et al. 2000, Potočnik et al. 2020), ma solitamente evita le strutture urbane o le aree con maggiore attività umana e preferisce ambienti con complessi forestali associati. Potočnik et al. (2020) hanno aggiornato un modello sviluppato da Skrbinšek (2004) per determinare l'idoneità dell'habitat della lince eurasiatica nelle Alpi Dinariche e nelle Alpi meridionali, e hanno trovato un totale di 11.400 km² di habitat idoneo per la lince eurasiatica nelle Monti Dinarici e 9.500 km² nelle Alpi orientali. Il problema resta principalmente l'elevata frammentazione di queste aree idonee e la relativamente scarsa connettività tra di esse. Stimiamo che queste cifre siano un po' più conservative, poiché nelle Alpi l'area totale degli habitat favorevoli è di 706 km² e quella delle aree con habitat idoneo è di 3.915 km², mentre nei Monti Dinarici ci sono 4.119 km² di habitat favorevole e 8.306 km² di habitat idoneo.

Un ruolo chiave nella dispersione genetica è svolto dai giovani di lince, che lasciano il loro territorio natale dopo circa un anno alla ricerca di un territorio non occupato e di un partner. I risultati di uno studio sulle caratteristiche di dispersione delle linci nelle montagne del Giura, in Svizzera, mostrano che anche al momento della dispersione, quando ci si aspetterebbe che le linci scelgano habitat meno adatti a causa di un desiderio intrinseco di allontanamento, esse mostrano ancora una marcata preferenza per le aree a maggiore copertura forestale (Zimmermann 2004). Ben l'85,5% di tutti i punti di dispersione si trovava all'interno di aree boschive, nonostante il 51,8% dei punti di dispersione casuale nell'area di studio fosse posizionato in aree non boschive.

Sulla base delle attuali conoscenze ed esperienze, l'impatto del cambiamento climatico dovrebbe essere incluso negli aspetti futuri del mantenimento di un habitat idoneo per la lince. Gli ambienti montani sono considerati particolarmente minacciati, con la profondità e la durata della copertura nevosa in forte calo negli ultimi decenni (Beniston et al. 2003); la vegetazione naturale sta cambiando (Gehrig-Fasel et al. 2007) e il rischio di diffusione di nuovi predatori/competitori autoctoni come lo sciacallo eurasiatico (*Canis aureus*) è in aumento (Potočnik et al. 2019). Tutti questi fattori potrebbero avere un impatto significativo sia sulla disponibilità di risorse alimentari sia sulla quantità di spazio idoneo disponibile. Ciononostante, gli sforzi per mantenere aree e corridoi tra le patch di habitat, per ridurre l'impatto in particolare di barriere lineari (autostrade) e, ove necessario, per "mimare" la dispersione attraverso traslocazioni di individui, rimangono una parte importante delle misure di conservazione per stabilire una metapopolazione paneuropea vitale di lince.

L'unica soluzione per evitare la frammentazione degli habitat vulnerabili potrebbe essere quella di non realizzare la costruzione delle infrastrutture, così da evitare sicuramente gli impatti ecologici negativi. Tuttavia, il suo effetto potrebbe essere ridotto modificando il percorso dell'infrastruttura in modo da evitare o non frammentare gli habitat vulnerabili, riducendo l'area di terreno utilizzata per il corridoio stradale o ancora riducendo l'urbanizzazione dell'area circostante. Sebbene la frammentazione non possa essere completamente evitata in questo modo, prevenirla dovrebbe essere il principio primario nelle fasi di pianificazione, progettazione, costruzione e manutenzione delle infrastrutture.

Secondo la Direttiva del Consiglio dell'Unione Europea (97/11/CE del 3 marzo 1997), gli Stati membri adottano le disposizioni necessarie affinché, prima del rilascio dell'autorizzazione, sia prevista una valutazione dell'impatto dei progetti, in particolare in riferimento alla loro natura, dimensioni e loro ubicazione, che potrebbero incidere negativamente sull'ambiente. Infatti, la progettazione di nuove infrastrutture o il ripristino di quelle esistenti dovrebbe essere effettuata in modo da ridurre il più possibile la frammentazione degli habitat delle specie. E le Valutazioni d'Impatto Ambientale (VIA) dei progetti devono essere condotte per garantire che l'aspetto ambientale sia preso in considerazione già in una fase iniziale.

Per «valutazione ambientale» s'intende l'elaborazione di un rapporto di impatto ambientale, lo svolgimento di consultazioni, la valutazione del rapporto ambientale e dei risultati delle consultazioni nell'iter decisionale, nonché la messa a disposizione delle informazioni raccolte, in conformità con le direttive dell'UE e le relative misure nazionali di attuazione. L'obiettivo generale è quello di identificare i potenziali impatti ambientali di piani o progetti prima che venga presa la decisione di attuarli e cercare di minimizzarne gli effetti negativi. Un altro obiettivo è garantire la consultazione pubblica sul progetto; infatti prima dell'approvazione di un piano e prima dell'inizio della costruzione, la VIA viene presentata al pubblico. In questa fase, le autorità competenti, le parti interessate, le ONG e il pubblico in generale possono esprimere le loro opinioni sui piani e sull'impatto del progetto prima che venga presa una decisione finale sull'attuazione.

Poiché la costruzione di una strada o di una linea ferroviaria non può evitare un certo grado di frammentazione, è necessario prendere in considerazione misure di mitigazione per garantire che le infrastrutture siano attraversabili, tramite l'accesso ai corridoi intersecati, per raggiungere i territori frammentati e gli habitat prioritari. Quando le infrastrutture invadono aree particolarmente vulnerabili, o quando le misure di mitigazione del rischio sono inadeguate o non possono essere attuate, potrebbe essere necessario adottare misure di compensazione.

I problemi associati alla frammentazione delle infrastrutture esistenti sono diversi. Nella maggior parte dei casi, le misure di mitigazione del rischio non sono state implementate nella progettazione e nella costruzione e in questi casi la frammentazione potrebbe già interessare l'area, oppure potrebbero esserci nuove cause che non erano presenti al momento dello studio. Se gli studi inizialmente condotti sono ormai superati, può essere necessaria una nuova valutazione.

Le esigenze spaziali della linca e altri requisiti ecologici devono essere assolutamente presi in considerazione nella pianificazione territoriale e nella valutazione dell'accettabilità degli impatti sulla natura, e le principali istituzioni specializzate devono essere coinvolte in tutte le fasi della valutazione dei piani e degli sviluppi attraverso i loro pareri di esperti.

Valutazione dell'impatto ambientale

Ai sensi della Direttiva 2001/42/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 27 giugno 2001, tutti i nuovi piani e programmi regionali nell'UE e in altri Paesi europei devono includere una VIA. Allo scopo di contribuire ad una maggiore trasparenza dell'iter decisionale, nonché per garantire la completezza e l'affidabilità delle informazioni su cui poggia la valutazione, occorre stabilire che le autorità responsabili per l'ambiente ed il pubblico siano consultate durante la valutazione dei piani e dei programmi e che vengano fissate scadenze adeguate per consentire un lasso di tempo sufficiente per le consultazioni, compresa la formulazione di pareri. Nel caso in cui l'attuazione di un piano o di un programma elaborato in uno Stato membro possa avere effetti significativi sull'ambiente di altri Stati membri, si dovrebbe prevedere che gli Stati membri interessati procedano a consultazioni e che le autorità interessate ed il pubblico siano informate e possano esprimere il loro parere.

Il processo garantisce una valutazione dettagliata degli impatti ambientali negativi e positivi e una serie di altre possibili soluzioni da prendere in considerazione. Queste valutazioni sono seguite da raccomandazioni per l'attuazione di misure volte a minimizzare o compensare gli impatti ambientali negativi. Vengono valutati anche i valori dei vari fattori ambientali nel caso in cui il progetto o il piano non venisse attuato, situazione spesso definita "scenario di non azione", che deve essere descritta in modo dettagliato per permettere dei confronti. La VIA, infatti, viene utilizzata come documento fondamentale durante tutta la fase di pianificazione e progettazione e anche come strumento generale di confronto e comunicazione.

Ambito spaziale nelle valutazioni

Per un esame significativo dei problemi di frammentazione è fondamentale delineare chiaramente l'area di studio e le analisi da fare. Come regola generale, l'area di studio dovrebbe essere molto più ampia dell'area in cui verrà realizzato il progetto e dovrebbe essere definita in base alle sue componenti e alle caratteristiche che danno origine alla frammentazione. Per determinare l'ambito della valutazione è necessario tenere conto di diversi criteri spaziali:

- **Livello nazionale:** la rilevanza dell'area più ampia che circonda lo sviluppo proposto viene valutata tenendo conto della presenza e della migrazione di ciascuna specie a livello nazionale. A questo proposito, le aree che collegano le popolazioni isolate sono di fondamentale importanza: questi luoghi possono essere cruciali per l'esistenza di una popolazione, anche quando una specie non è presente in modo permanente nell'area, e sono quindi da preferire rispetto ai siti in cui la barriera potrebbe dividere un'area abitata da una popolazione che rappresenta un nucleo o che possiede un areale riproduttivo. L'osservazione delle lunghe rotte migratorie, dei colli di bottiglia locali e della connettività delle popolazioni isolate può essere effettuata anche quando la specie target non è stabilmente presente nell'area. La scala appropriata sarebbe 1:250 000.
- **Livello regionale:** si concentra sull'impatto delle infrastrutture, sulle altre barriere presenti nell'area, sulla connettività topografica, sulle aree forestali, ecc. Un obiettivo importante è quello di descrivere l'abbondanza, l'estensione e l'ubicazione delle misure di mitigazione. La scala appropriata sarebbe 1:50000.
- **Livello locale:** è necessario un esame dettagliato dell'area, comprese le popolazioni, gli habitat e la loro ubicazione. Tra le informazioni utili vi sono le osservazioni di esperti locali, cacciatori, forestali, ecc. Un obiettivo importante è quello di descrivere il numero esatto, l'ubicazione e l'estensione delle misure di mitigazione. Una scala appropriata sarebbe 1:5000-10000.

Le mappe dovrebbero includere i conflitti o gli hotspot con le rotte migratorie delle specie target, i potenziali impatti negativi sulle aree vulnerabili e la frammentazione di habitat importanti.

Utilizzo di modelli spaziali di idoneità e di potenziale permeabilità dello spazio per la linca nelle valutazioni di accettabilità degli interventi e di ripristino di precedenti interventi spaziali negativi

Per rendere le valutazioni più oggettive, abbiamo sviluppato dei modelli per l'intera area delle Alpi sudorientali e delle Alpi Dinariche, cioè Slovenia, Croazia, la parte meridionale del confine austriaco e la parte NE dell'Italia (Potočnik et al. 2020 e Kuralt et al. 2023):

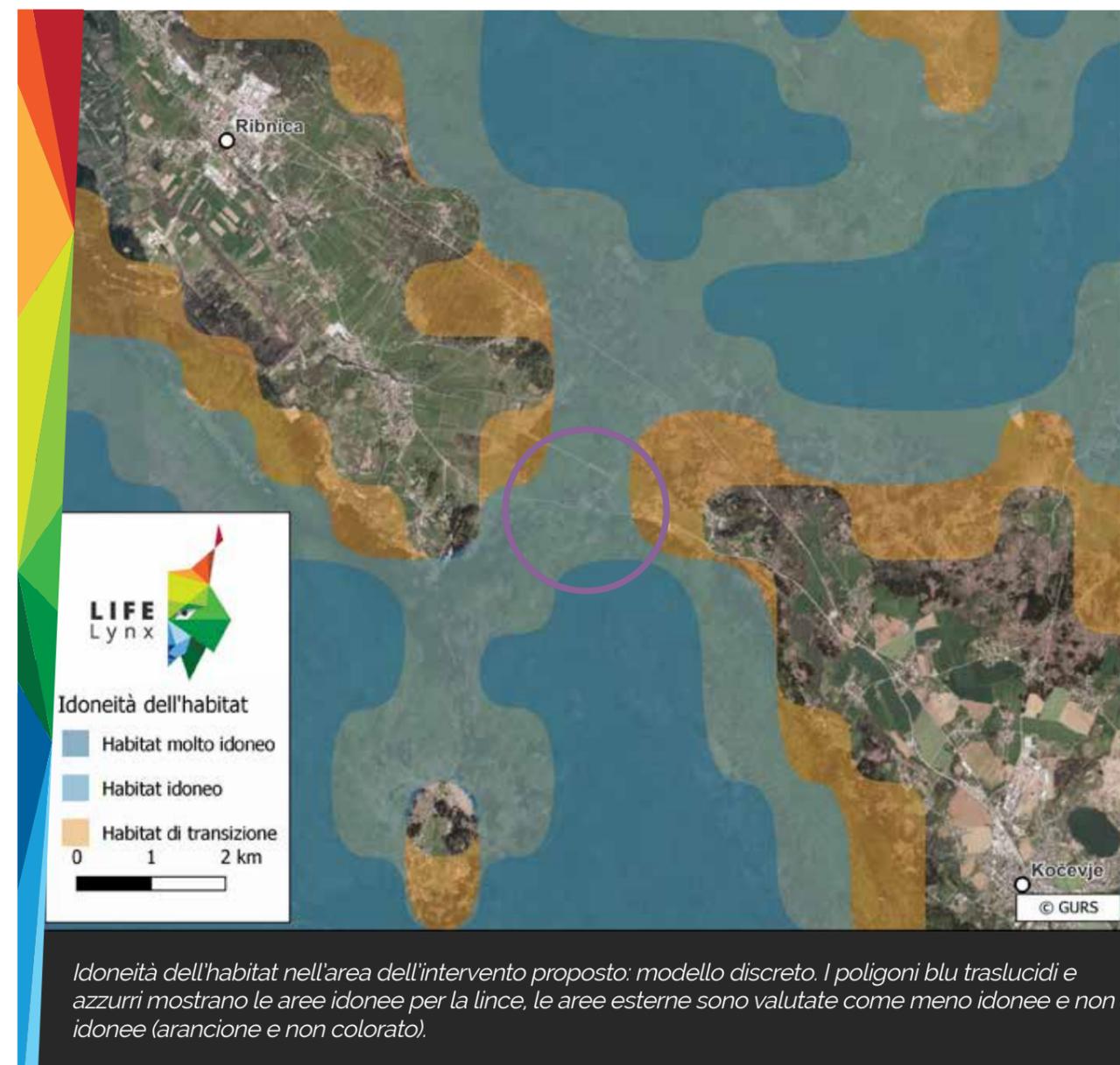
- I. un modello spazialmente esplicito dell'idoneità dell'habitat della lince in due forme e con due approcci di modellazione:
 - a) un modello di habitat continuo che mostra l'idoneità dell'habitat della lince su un intervallo da 0 (peggiore) a 100 (migliore), e
 - b) un modello di habitat discreto che separa l'habitat ottimale, idoneo e meno idoneo dalle aree non idonee (matrice) per la lince.
 Entrambi i tipi possono essere utili per le valutazioni, in quanto il primo (continuo) fornisce informazioni più dettagliate e indica le patch di habitat più grandi in cui le transizioni sono più probabili. Un valore più alto nell'intera patch significa che questa patch è più idonea;
- II. un modello di potenziale permeabilità spaziale che collega le patch di habitat all'interno della stessa patch e tra patch diverse. Questi modelli caratterizzano lo spazio in termini di dispersione o direzionalità del movimento e devono essere interpretati con cautela, poiché è impossibile determinare i corridoi esatti alla scala del modello.

In generale, abbiamo cercato di essere conservativi: in alcuni punti i corridoi possono essere segnati anche se in realtà non funzionano e in particolare la posizione dei corridoi può essere molto indicativa. Infatti, quando i confini di due patch di habitat sono paralleli (con una striscia uniformemente ampia di non habitat o matrice tra le patch), queste possono essere collegate a una serie di potenziali corridoi ed è impossibile prevedere esattamente dove corre il corridoio effettivo. In questi casi, è necessaria una valutazione più dettagliata che coinvolga un esperto di ecologia animale con conoscenze locali.

L'applicabilità di questi modelli è illustrata nell'esempio della valutazione dell'ubicazione di una struttura presso l'attraversamento "Jasnica", che collega i complessi orientali e occidentali dell'habitat della lince nella regione di Kočevje della Slovenia occidentale.



Vista aerea dell'attraversamento "Jasnica" che collega i complessi orientali e occidentali dell'habitat della lince e dell'orso nella regione di Kočevje. L'intervento immaginario si trova esattamente all'incrocio (cerchio viola).

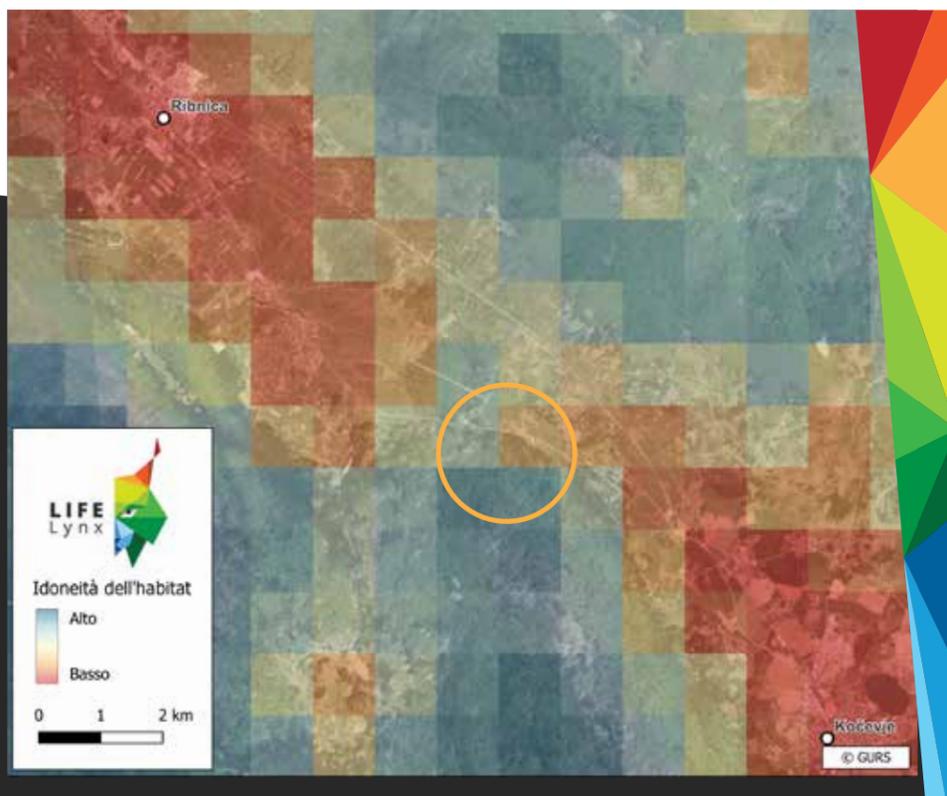


Tutti i modelli mostrano quali aree sono naturalmente adatte a ospitare la lince, ma non necessariamente dove essa vive ora (o quali corridoi saranno importanti in futuro). La lince si sta espandendo spazialmente in Slovenia, Croazia e Italia e probabilmente continuerà a farlo in futuro; è quindi ragionevole proteggere gli habitat e i corridoi che non sono attualmente abitati dalla lince o che non fungono da corridoi effettuando le valutazioni per gli interventi territoriali, poiché potrebbero essere utilizzati nel prossimo futuro. Come sottolineato in precedenza, le posizioni dei modelli di corridoio sono indicative. Si consiglia di effettuare una valutazione più dettagliata, coinvolgendo un esperto locale di ecologia dei carnivori, nei casi in cui le patch di habitat siano piuttosto vicine e la lince possa spostarsi tra di esse.

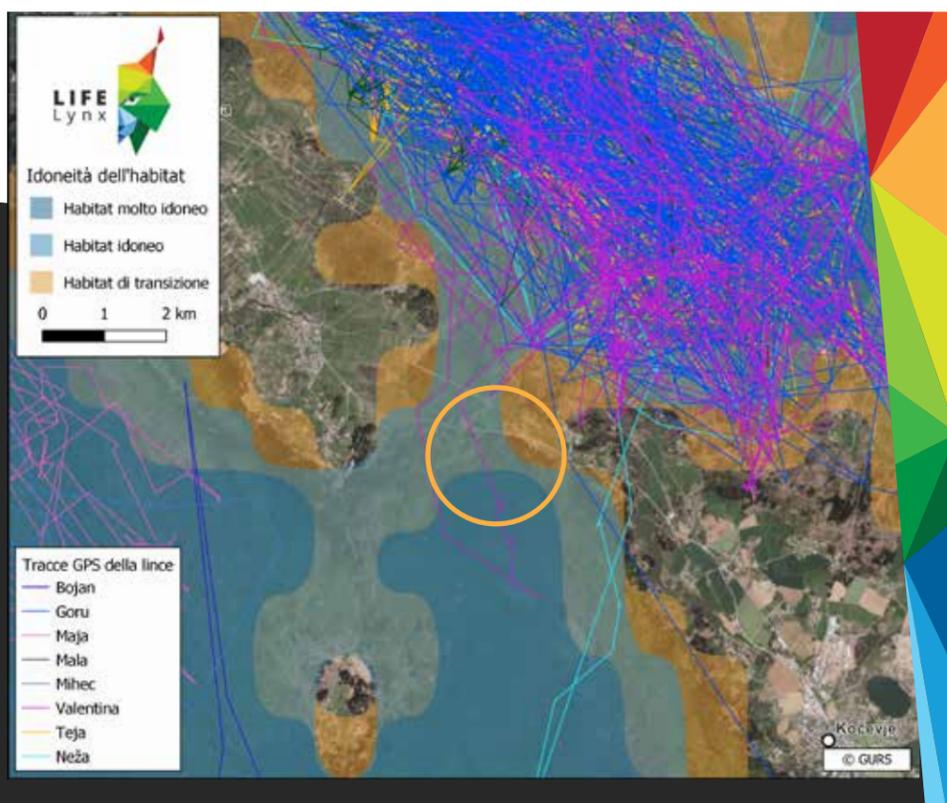
Processo di pianificazione

Secondo la letteratura, l'approccio migliore prevede innanzitutto l'identificazione dei collegamenti tra gli habitat chiave, utilizzando strumenti GIS, o delle aree di importanza per la connettività della fauna selvatica, che vengono poi utilizzate come base per selezionare le migliori posizioni di attraversamento nella pianificazione dei progetti. A questo scopo si possono utilizzare diverse fonti: fotografie aeree, mappe della vegetazione, mappe topografiche, modelli di habitat e altri modelli spaziali, dati sul movimento della fauna selvatica, dati sul movimento degli animali e dati sulla rete stradale (ponti verdi, viadotti e tunnel). Il manuale europeo COST (Iuell et al. 2003) consiglia di prendere in considerazione,

Idoneità dell'habitat nell'area dell'intervento: modello continuo. L'idoneità è rappresentata da un gradiente che va dal minimo (0, in rosso) al massimo (100, in blu). Il modello si differenzia da quello mostrato nella mappa precedente in quanto è più dettagliato e fornisce maggiori informazioni.



Transiti registrati e percorsi di spostamento della lince monitorata con la telemetria GPS, indicati da linee di colore diverso. Si può già notare in questa figura che la posizione dei corridoi (grigio e arancione) è solo indicativa rispetto al passaggio effettivo. In questo caso particolare, il passaggio è più ampio di quanto indicato dal modello.



nella scelta del tipo di attraversamento faunistico, il paesaggio, gli habitat e le specie target, e di valutare l'importanza degli habitat e delle specie a livello locale, regionale, nazionale e internazionale. Poiché la durata di queste strutture è di circa 70-80 anni, nella scelta del sito e del progetto si deve tenere conto anche dei cambiamenti nelle dinamiche degli habitat, del clima e della fauna selvatica interessata (Clevenger e Huiser 2011). Il manuale sottolinea inoltre l'importanza, per l'area circostante, della connettività.

Per determinare se una struttura di attraversamento sarà efficace in relazione ai costi, il prezzo deve essere valutato in base a diverse variabili, tra cui la frequenza delle collisioni in un determinato luogo, il prezzo della struttura e delle recinzioni associate, la durata prevista delle strutture, il costo della manutenzione degli attraversamenti rispetto ai costi che si sosterebbero in assenza delle strutture e l'efficacia stimata delle strutture/ misure per prevenire le collisioni (Chrisholm et al. 2011). I ponti e i cavalcavia dovrebbero sempre essere costruiti per più di una specie bersaglio proprio a causa del loro costo elevato e la progettazione dovrebbe quindi prevedere la più stretta collaborazione possibile tra ingegneri e biologi o esperti dei gruppi di animali target.

Durante la progettazione, molti parametri vengono considerati contemporaneamente e la soluzione proposta è spesso il risultato di diversi fattori funzionali, economici e ambientali. Può essere molto difficile identificare i costi associati agli effetti della frammentazione, ma bisogna considerare che spesso i benefici delle strutture e delle misure di mitigazione si amplificano nel tempo, poiché sulla nuova infrastruttura influiscono gli impatti secondari dell'urbanizzazione o del cambiamento di destinazione d'uso del territorio, che mano a mano aumentano la pressione sulla frammentazione spaziale. Il calcolo dei benefici deve quindi tenere conto sia dell'efficacia a lungo termine che si ottiene prevenendo la frammentazione, sia dell'efficacia delle misure di mitigazione. Queste misure sono fondamentali e sono fortemente raccomandate soluzioni durevoli e strutture ingegnerizzate di lunga durata, perché la fauna selvatica può essere molto sensibile al disturbo temporaneo causato dai lavori di ripristino, oltre che alla frequente manutenzione delle strutture o delle misure di mitigazione.

I grandi mammiferi in genere utilizzano solo sottopassi, cavalcavia e ponti verdi per gli attraversamenti. Queste strutture dovrebbero essere ampie, consentire una chiara visione dell'altro lato ed essere il più possibile pianeggianti, in quanto pendenze elevate le renderebbero meno aperte. Il terreno su entrambi i lati dell'attraversamento dovrebbe essere asciutto e dovrebbe essere utilizzato un substrato naturale. La vegetazione sulla struttura dovrebbe essere simile a quella presente sui bordi di entrambi i lati, ma composizione e densità della vegetazione sono aspetti che dovrebbero essere pianificati in base alle specie target.

Le valutazioni dell'impatto sulle infrastrutture esistenti dovrebbero essere seguite da raccomandazioni su quali luoghi e sezioni dovrebbero essere migliorati per ridurre l'effetto barriera. Si tratta generalmente di modifiche alle strutture di collegamento esistenti, all'impianto e alla manutenzione, o della costruzione di strutture nuove o aggiuntive. Bisogna tenere presente che la creazione di attraversamenti sopra le barriere esistenti è molto più costosa della realizzazione di attraversamenti durante la costruzione di nuove strade e ferrovie, ma gran parte delle infrastrutture, dei ponti, dei canali di scolo e delle altre strutture esistenti possono essere adattati implementando misure di mitigazione. Con piccoli adattamenti, ad esempio, gli attraversamenti umani esistenti possono essere convertiti in attraversamenti per la fauna selvatica. Tuttavia, l'ammodernamento delle infrastrutture di trasporto di solito aumenta l'effetto barriera. Se le infrastrutture esistenti non sono ancora state costruite tenendo conto delle misure di mitigazione, i nuovi lavori di costruzione rappresentano un'ottima opportunità per includere tali misure, poiché in genere è molto più costoso costruire attraversamenti sopra le barriere esistenti che costruire attraversamenti quando si stanno costruendo nuove strade e ferrovie.

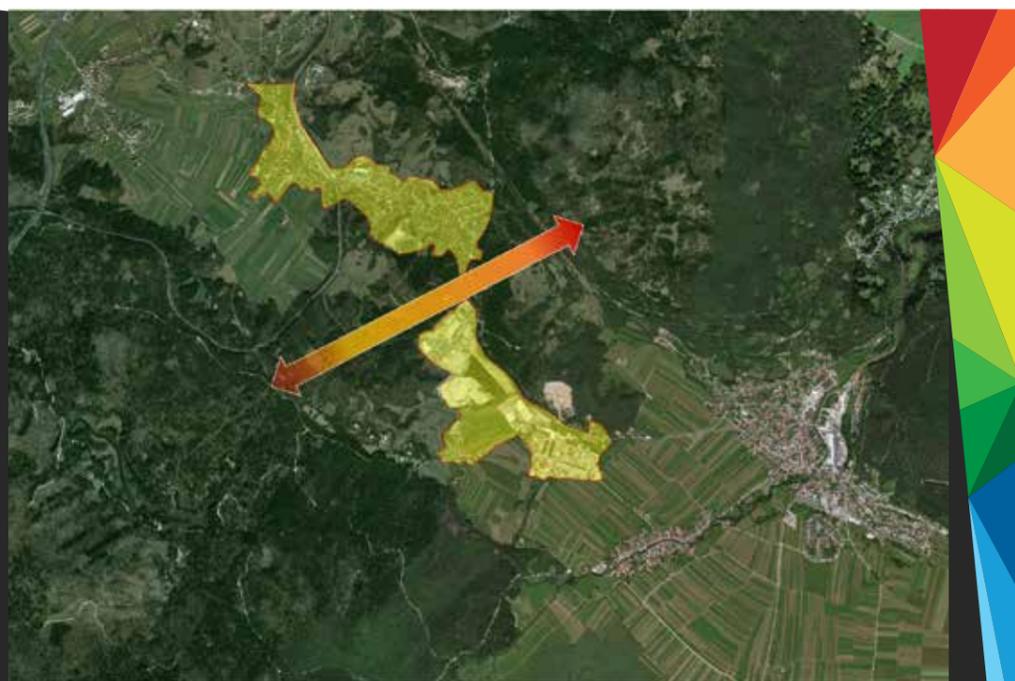
In questi casi, le valutazioni ambientali originariamente effettuate possono diventare obsolete e spesso è necessario effettuare una nuova valutazione: la frammentazione causata dalle infrastrutture esistenti potrebbe avere un impatto sull'area, e su altre cause stesse della frammentazione, non previste al momento della valutazione. Pertanto, i possibili impatti devono essere rivalutati e devono essere effettuate ulteriori analisi. La sensibilità degli habitat, la loro frammentazione, la mobilità degli animali, le dimensioni dei loro territori o home range e il grado di sensibilità al disturbo sono tutti fattori che devono essere attentamente considerati nel processo di pianificazione e valutazione.

6 Attraversamenti della fauna selvatica

Nella maggior parte delle popolazioni di mammiferi, in condizioni normali, c'è sempre una parte della popolazione i cui individui non hanno territori fissi ma migrano su lunghe distanze. Spesso si tratta di animali giovani che sono stati allontanati dalle aree di origine; in altri casi si tratta di individui anziani o adulti che migrano alla ricerca di cibo o partner sessuali. Le motivazioni e le caratteristiche della migrazione in molte specie non sono ancora del tutto note, ma queste migrazioni sono certamente cruciali per la sopravvivenza e la vitalità delle popolazioni. La migrazione di individui provenienti da grandi popolazioni donatrici permette alle specie di colonizzare aree meno favorevoli, dove altrimenti le popolazioni isolate si estinguerebbero in un periodo di tempo relativamente breve. Consente, dunque, alle specie di compensare le fluttuazioni nelle dimensioni delle popolazioni causate da deterioramenti periodici dello spazio, epidemie, eventi meteorologici estremi e disastri naturali. D'altro canto, la migrazione consente anche di espandere il proprio areale nelle aree in cui vi sono condizioni di habitat idonee. I due processi a doppio senso, di immigrazione ed emigrazione all'interno dell'areale esistente, sono fondamentali per lo scambio genetico utile a garantire il mantenimento della diversità genetica.

L'investimento per un'adeguata progettazione di strutture di collegamento può essere notevole. Se tali soluzioni sono necessarie anche su strade esistenti, l'attuazione del progetto può non essere semplice e gli investitori hanno spesso difficoltà a garantire le risorse necessarie. Questo dimostra

Esempio di corridoio vicino alla zona industriale di Podskrajnik, che collega due aree adiacenti adatte alla lince, al lupo e all'orso. L'espansione inappropriata delle aree urbane o della zona industriale potrebbe interrompere completamente questo collegamento (Atlante dell'ambiente 2018).



quanto sia importante cercare di evitare la frammentazione fin dall'inizio e lasciare il più possibile intatti gli habitat delle specie esistenti. I responsabili delle decisioni in materia di infrastrutture e i loro servizi professionali devono mantenere uno stretto contatto con le comunità locali e i pianificatori dei progetti, collaborando per garantire che l'efficacia degli attraversamenti della fauna selvatica non venga compromessa da altri progetti strutturali o da diversi usi del territorio.

Nel mondo si usano termini diversi per le stesse strutture. Negli Stati Uniti, gli attraversamenti si dividono in quattro tipi: ponti paesaggistici, attraversamenti per la fauna selvatica, attraversamenti multiuso e trincee coperte. Le dimensioni variano, ma tutti sono progettati esclusivamente per la fauna selvatica, ad eccezione degli attraversamenti multiuso, che sono progettati sia per l'uomo che per la fauna. In Europa, la maggior parte degli attraversamenti per la fauna selvatica ha una larghezza di 25-80 m, mentre i ponti sono più lunghi di 100 m e si raccomanda che abbiano una larghezza di almeno 70 m.

La scelta del tipo di passaggio dipende dalle specie target, dalla lunghezza del passaggio e dalle caratteristiche topografiche del territorio. I passaggi per i grandi mammiferi dovrebbero essere situati in prossimità delle rotte migratorie comunemente utilizzate o utilizzate prima della costruzione. Le rotte possono essere determinate sulla base del lavoro sul campo (mappatura dei sentieri), delle statistiche sugli spostamenti o di altri dati provenienti da istituti professionali e di ricerca. Idealmente, tutti gli attraversamenti per la fauna selvatica dovrebbero avere il minor accesso possibile da parte dell'uomo per garantire l'utilizzo da parte della fauna e dovrebbero essere progettati specificamente ed esclusivamente per gli animali. Tuttavia, in un ambiente che è prevalentemente dominato dall'uomo è inevitabile che alcuni attraversamenti siano condivisi, per cui spesso è più conveniente adattare le infrastrutture esistenti per soddisfare anche le esigenze della fauna.



Idealmente, tutti gli attraversamenti per la fauna selvatica dovrebbero avere il minor accesso possibile all'uomo, per garantire che la fauna li utilizzi il più possibile. (Foto: Kusak J.)

Numero e distribuzione delle strutture di attraversamento per la fauna selvatica

Come regola generale, una singola struttura di attraversamento non è sufficiente per aumentare la permeabilità di un'autostrada, poiché le esigenze delle diverse specie possono variare. Dovrebbero quindi essere pianificate diverse strutture lungo le arterie stradali e nel determinarne il numero e la posizione devono essere presi in considerazione diversi elementi: la specie animale, le dimensioni e la connettività dell'habitat, le dimensioni delle popolazioni target e le altre strutture antropiche lungo l'infrastruttura.

Decidere la frequenza dei punti di attraversamento degli animali necessari per mantenere la connettività dell'habitat è molto importante quando si pianificano le misure di mitigazione. Il numero e il tipo di misure necessarie dipendono dalle specie target e dalla distribuzione dei tipi di habitat nell'area. In alcuni casi è necessario costruire uno o più attraversamenti ampi, mentre in altri i problemi possono essere superati con un numero maggiore di strutture su scala ridotta. Un ulteriore argomento a favore della costruzione di più attraversamenti è quello di distribuire il rischio che l'attraversamento non venga utilizzato come previsto. In generale, la frequenza degli attraversamenti dovrebbe essere più elevata nelle aree naturali, ovvero foreste, zone umide e aree agricole, rispetto alle aree densamente popolate o alle aree con paesaggi agricoli intensivi.

Il comportamento spaziale delle specie target può essere utilizzato come guida per determinare il numero di attraversamenti necessari; infatti la distanza a cui ogni specie sarà in grado di raggiungere o utilizzare gli attraversamenti dipende principalmente dalle dimensioni dei loro areali e dalle caratteristiche interazioni sociali tra gli individui che determinano o limitano la loro mobilità. Di norma, la distanza tra due passaggi non dovrebbe essere superiore allo spostamento medio giornaliero della specie interessata. Ad esempio, per gli orsi studiati in Croazia questa distanza era di 1,4 km (Huber e Roth 1993, citati in EuroNatur 2010), mentre per i lupi in Dalmazia era di 2,2 km (Kusak et al. 2009). Un'altra possibile soluzione, fondamentale per i grandi carnivori, prevede la creazione di almeno due strutture all'interno della dimensione dell'home range di ciascun individuo.

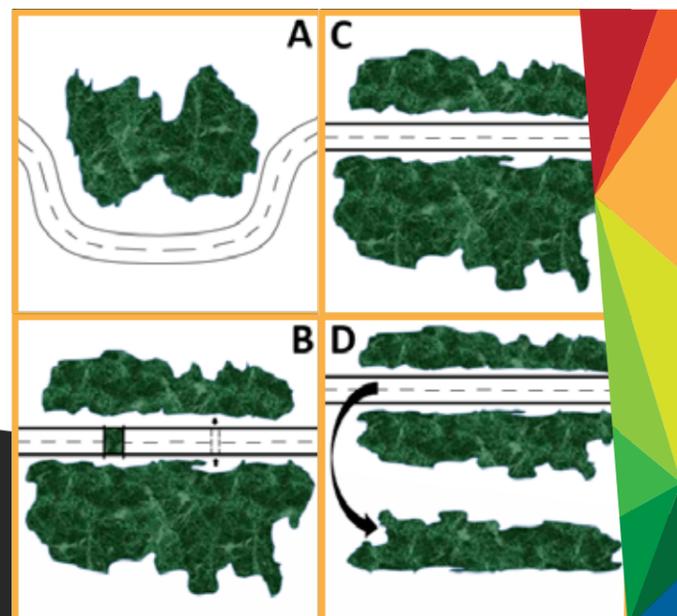


Illustrazione schematica degli effetti e delle applicazioni dei diversi modi di prevenire o ridurre gli effetti della frammentazione degli habitat sulle specie. A - evitamento, B - frammentazione dell'habitat, C - mitigazione della frammentazione dell'habitat, D - sostituzione della perdita dell'habitat.

Passaggi e altre strutture che consentono la connettività

Una delle misure di mitigazione più efficaci nella progettazione delle vie di comunicazione è la scelta del percorso meno dannoso in combinazione con una progettazione conservativa della natura. Il principio di base prevede di evitare gli effetti negativi, ma laddove ciò non sia possibile, si consiglia di mitigarli, altrimenti sarà necessario applicare delle misure compensative.

Infrastrutture esistenti

Nel caso delle infrastrutture esistenti, non vi sono disposizioni legislative dirette per affrontare i problemi causati, ad esempio, dall'effetto barriera che possono procurare. Tuttavia, secondo la Direttiva Habitat (1992), i paesi sono obbligati a "stabilire dei controlli sulla cattura e l'uccisione non intenzionale delle specie elencate nell'Allegato 4", il che include anche la mortalità da traffico, per cui la Direttiva si applica anche alle vie di comunicazione esistenti. Secondo l'allegato, quando le specie sono

danneggiate in modo non intenzionale, devono essere attuate misure di mitigazione. In questo contesto, è importante identificare punti strategici e tratti in cui la strada esistente invade strutture naturali (fiumi, valli fluviali, foreste, ecc.) che fanno parte delle rotte di dispersione-migrazione o sono habitat localmente importanti. Inoltre, è necessario identificare dove e come migliorare le misure esistenti e quando introdurre di nuove per compensare gli impatti negativi della strada.

Cavalcavia e ponti

I cavalcavia per la fauna selvatica e i ponti verdi sono ponti costruiti per uno scopo specifico, di solito sopra linee ferroviarie, strade a più corsie o su percorsi ad alto volume e alta velocità. Si tratta di un modo costoso ma efficace per ridurre, almeno a livello locale, l'effetto di frammentazione causato dalle infrastrutture stradali.

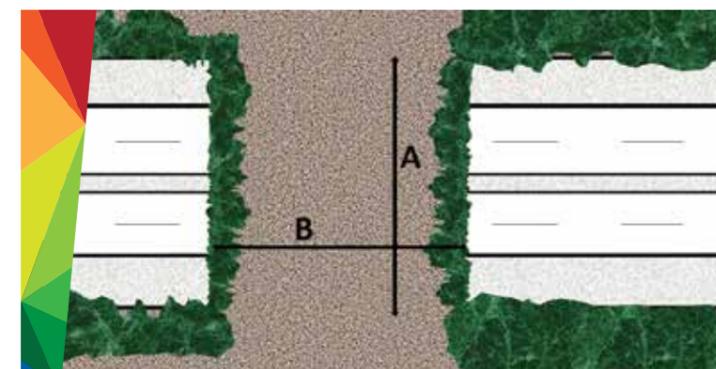
L'efficacia dei cavalcavia per la fauna selvatica è strettamente connessa alla loro larghezza, che a sua volta, insieme alla forma e alla vegetazione, dipende in larga misura dalle specie bersaglio; per i grandi mammiferi, tuttavia, larghezza e posizione sono parametri più importanti della forma, del substrato o della vegetazione. In generale, la maggior parte dei cavalcavia in Europa ha una larghezza compresa tra 25 e 80 m e uno strato di terreno tra 0,5 e 2 m di profondità, per consentire la crescita della vegetazione. Spesso si utilizzano anche recinzioni in filo metallico o terrapieni per ridurre i livelli di rumore e di luce della strada e vengono installate barriere per indirizzare gli animali verso l'ingresso (EuroNatur 2010).

Poiché i cavalcavia sono costosi, è auspicabile che le strutture siano progettate per essere sfruttate da più di una o due specie target. I grandi mammiferi, soprattutto i grandi carnivori, hanno bisogno di cavalcavia ampi: la maggior parte delle linee guida suggerisce di costruire ponti verdi di larghezza superiore a 80 m (tra le recinzioni) (Bank et al. 2002, citato in Chrisholm et al. 2010), dimensione che dovrebbe aumentare in linea con la lunghezza del cavalcavia. Per i cavalcavia più stretti, spesso si utilizzano parapetti e terrapieni speciali per ridurre il rumore e l'interferenza dei raggi luminosi dalla strada principale.

Tuttavia, i ponti verdi progettati per i grandi animali dovrebbero avere una larghezza compresa tra i 100 e i 200 m, poiché solo in questo modo un ponte può sfruttare appieno la sua funzione ecologica. La larghezza ottimale dipende dalla struttura dell'area circostante e dall'importanza per la conservazione della natura di mantenere la sua connettività. Nelle aree più strategicamente importanti, il ponte verde dovrebbe essere largo diverse centinaia di metri per mantenere adeguatamente la connettività dell'ambiente naturale.



I ponti verdi adeguatamente posizionati sono tra le strutture di collegamento più efficaci per ridurre la frammentazione dell'habitat dei grandi mammiferi, in particolare dei grandi carnivori (Huber D.).



Definizione delle dimensioni delle strutture di collegamento: A - lunghezza della struttura di collegamento (ad es. ponte verde) e B - larghezza della struttura di collegamento.



Ponte verde di Osmakovac (Croazia) prima e dopo l'inverdimento, impianto di vegetazione 2005 (2016) (Foto: Kusak J.)

Gli animali selvatici sembrano esitare a utilizzare le strutture di recinzione perché non hanno una buona visuale sull'altro lato (Schrag 2003, citato in Chrisholm et al. 2010), per cui la pendenza dovrebbe essere aumentata in modo graduale e idealmente non dovrebbe superare un rapporto di 5:1, in modo che gli animali possano vedere il lato opposto (Huijser et al. 2008, citato in Chrisholm et al. 2010). Se un animale riesce a percepire uno spazio adatto sul lato opposto della strada è più probabile che utilizzi la struttura.

Nella progettazione dei cavalcavia si dovrebbero evitare forme di attraversamento prive di vegetazione. La vegetazione serve a guidare gli animali attraverso il ponte e dovrebbe riflettere caratteristiche simili allo spazio su entrambi i lati della struttura. Le specie di mammiferi più grandi sono spesso guidate da arbusti e alberi, che forniscono un riparo e li proteggono dai raggi luminosi e dal rumore proveniente dalla strada. Inoltre, per la piantumazione si dovrebbero utilizzare solo piante autoctone, preferibilmente le più comuni a livello locale, ma nella scelta delle specie adatte si deve tenere conto anche della manutenzione delle strutture, dal momento che radici e alberi potrebbero complicarne l'esecuzione. Lo spessore del suolo può variare a seconda del tipo di vegetazione, ma si consiglia uno spessore di 0,3 m per il manto erboso, 0,6 m per gli arbusti e 1,5 m per gli alberi. Per guidare gli animali verso il passaggio appropriato si possono utilizzare anche altre strutture aggiuntive, come schermi (muri solidi), terrapieni o recinzioni. La recinzione, comunque, è assolutamente necessaria

sul bordo esterno del cavalcavia e dovrebbe essere strettamente collegata alla recinzione che corre lungo la strada.

La progettazione di un ponte verde dovrebbe tenere conto del fatto che le strutture hanno una durata di circa 50-100 anni o più, quindi deve essere parte di un piano territoriale più ampio a livello locale e regionale. Non devono essere consentiti alla fauna sconfinamenti (nell'area delle abitazioni, delle strade locali, delle aree industriali), poiché ridurrebbero la funzionalità del cavalcavia, e per lo stesso motivo non deve essere consentita la caccia né sul ponte né nelle sue immediate vicinanze. Se si prevede che il cavalcavia verrà utilizzato anche da veicoli o pedoni, occorre pianificarlo attentamente, preferendo un percorso più ristretto per i pedoni, in modo da mantenere i loro movimenti il più possibile concentrati e diretti.



Esempio di progettazione inadeguata di un ponte verde (Vranovića ograda, Croazia), sul quale passa anche una strada locale che conduce a un paese vicino.

Infine, in fase di progettazione dovrebbe inoltre essere predisposto un adeguato piano di manutenzione. I responsabili della manutenzione dovrebbero ricevere istruzioni adeguate se non sono stati coinvolti nel processo di pianificazione e dovrebbero collaborare strettamente con i responsabili della manutenzione stradale. Le ispezioni regolari di strutture, impermeabilizzazioni e sistemi di drenaggio sono estremamente importanti e dovrebbero far parte del normale processo di manutenzione, integrando anche la vegetazione, che deve essere mantenuta in conformità con gli obiettivi originari del cavalcavia.

Cavalcavia multifunzionali

Idealmemente, tutti i cavalcavia progettati per la fauna selvatica dovrebbero avere un accesso limitato per gli esseri umani, così da garantire il maggiore utilizzo possibile da parte della fauna selvatica. Tuttavia, in un ambiente urbano dove le aree naturali sono limitate, è essenziale che queste strutture siano utilizzate anche dalle persone per scopi ricreativi e di trasporto. Nella progettazione di un corridoio o un passaggio che possa essere utilizzato sia dalle persone che dalla fauna selvatica, è necessario (1) limitare l'accesso al corridoio agli animali domestici e al bestiame; (2) collocare il percorso umano su un lato del corridoio piuttosto che al centro; (3) utilizzare vegetazione, rocce e altri materiali per creare un confine visivo tra l'area ad uso umano e quella della fauna selvatica e fornire una copertura agli animali per l'attraversamento; (4) considerare che i passaggi condivisi sono raccomandati solo se il corridoio è sufficientemente ampio e non troppo lungo.



Un esempio di cavalcavia multifunzionale a Veliki Gabr (autostrada Lubiana-Zagabria), che comprende strade e sentieri locali; dopo la sua costruzione, sono stati costruiti nuovi insediamenti abitativi in prossimità dei cavalcavia, riducendo ulteriormente l'efficacia di tali attraversamenti per i grandi mammiferi (Atlante dell'ambiente).

Sottopassi

I sottopassi faunistici comprendono qualsiasi tipo di passaggio costruito come collegamento al di sotto del livello in cui transita il traffico. Sono particolarmente adatti nelle zone collinari o dove l'infrastruttura è costruita su un terrapieno. I sottopassi di grandi dimensioni sono costruiti per mammiferi come cinghiali, ungulati erbivori e grandi carnivori, ma sono facilmente utilizzabili anche da mammiferi più piccoli. Per garantirne l'uso, dovrebbero essere situati lungo percorsi comunemente utilizzati dalle specie target, dove la topografia locale e la vegetazione indirizzano i movimenti verso il passaggio.

Il sottopassaggio deve avere un'altezza, una larghezza e una lunghezza ben definite. La lunghezza è solitamente pari alla larghezza della carreggiata stradale o ferroviaria ed è quindi fissa, mentre la larghezza e l'altezza possono essere regolate in base alle esigenze



Oltre alla posizione, la percorribilità dei sottopassi per i grandi mammiferi dipende anche dalla larghezza, dall'altezza e dalla lunghezza della struttura, o dal cosiddetto indice di apertura. In alto: un sottopasso con un basso indice di apertura è inadatto al passaggio di alcune specie di grandi mammiferi. (Črtalič J.). In basso: un sottopasso con un ruscello, la strada si trova al margine del sottopasso. (Potočnik H.)

degli animali, ma le misure minime consigliate sono rispettivamente 15 m e 3-4 m. In relazione alla descrizione delle dimensioni del sottopasso, l'indice di apertura relativa viene solitamente calcolato con la formula larghezza x altezza/lunghezza, dove la lunghezza dei sottopassi è fissa. Quando il sottopassaggio è progettato per i grandi mammiferi, l'indice dovrebbe essere superiore a 1,5 (EuroNatur 2010).

L'esperienza dimostra che i mammiferi possono imparare a utilizzare i sottopassaggi situati all'interno dei loro territori, ma gli animali inesperti, soprattutto se giovani in fase di dispersione o se utilizzano i sottopassi solo occasionalmente durante le migrazioni stagionali, possono essere più sensibili alle dimensioni degli attraversamenti. La vegetazione in queste strutture spesso non prospera a causa della mancanza di luce e acqua, ma dovrebbe essere mantenuta in ogni momento e il pavimento all'interno dovrebbe essere ricoperto di terra. Anche in questo caso, gli arbusti piantati all'ingresso possono servire a guidare l'animale verso e attraverso il passaggio, ma a questo scopo si possono utilizzare anche delle recinzioni. Una visuale senza ostacoli, un attraversamento posato sulla struttura del ponte e un terreno naturale asciutto (terreno o vegetazione) su entrambi i lati del sottopassaggio sono tutte caratteristiche che favoriscono il passaggio dei grandi mammiferi (Chrisholm et al. 2010).

Come nel caso dei cavalcavia, anche i sottopassi e le altre strutture di collegamento sono aree in cui è vietata la caccia. Anche qui la manutenzione dovrebbe essere stabilita in fase di progettazione e i responsabili della manutenzione, se non sono incaricati della manutenzione autostradale, dovrebbero comunque collaborarci strettamente. Le strutture devono essere ispezionate regolarmente e qualsiasi ostacolo depositato o accumulato nel passaggio deve essere rimosso il prima possibile. Il sistema di drenaggio, inoltre, deve garantire un terreno asciutto all'interno del sottopassaggio anche dopo forti piogge.



Una parte importante del mantenimento dell'adeguatezza delle strutture dei ponti è la garanzia della loro percorribilità. Lo stoccaggio di materiali, macchine agricole, balle di insilato e simili può ridurre notevolmente la percorribilità delle strutture da parte degli animali (Potočnik H.).



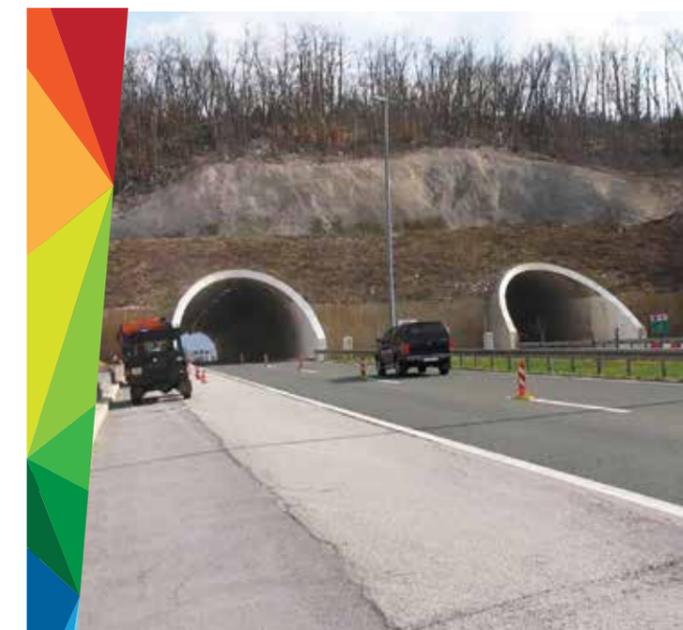
I viadotti bassi, come quelli di Unec, Slovenia (Črtalič J.), e Baštica, Croazia (Huber Đ.), sono molto più facilmente attraversabili dagli animali rispetto ai ponti.

Viadotti e ponti sui fiumi

Le strutture infrastrutturali possono attraversare le valli su argini o viadotti e questi ultimi, se collocati nei posti giusti, apportano molti benefici ambientali.

I viadotti sono più adatti alle valli strette circondate da aree scoscese, perché mantengono la connettività e permettono alle specie di spostarsi, con un'invasione minima dello spazio sottostante, il quale spesso preserva in larga misura i corsi d'acqua naturali e la natura esistente al di sotto. I ponti sono più comunemente utilizzati nelle valli larghe e poco profonde, dove una certa connettività può essere mantenuta solo attraverso l'uso di grandi canalizzazioni e sottopassaggi opportunamente posizionati. Rispetto ai viadotti, sono molto meno permeabili al passaggio degli animali. In termini di idoneità ecologica, dunque, i viadotti bassi sono una soluzione migliore, poiché offrono una migliore connettività spaziale, sono adatti a una gamma più ampia di specie e hanno un impatto minore sulle condizioni microclimatiche dell'area circostante. Inoltre, sono particolarmente adatti quando un'arteria attraversa corsi d'acqua o tipi di habitat sensibili come zone umide o campi carsici.

Per rendere il passaggio adatto alla fauna selvatica, la superficie sotto il viadotto dovrebbe essere preservata o progettata per rimanere il più naturale possibile. È sempre preferibile utilizzare uno strato di terra invece della pavimentazione in pietra, dell'asfalto o della sabbia. L'altezza minima è di 5 m, utile a consentire un'adeguata crescita della vegetazione (10 m in ambiente boschivo)



Le gallerie (rispetto ad altre strutture di collegamento) sono di gran lunga la soluzione migliore per evitare del tutto lo sconfinamento in aree di elevato valore di conservazione della natura (Huber Đ.).

Prevenire e ridurre la mortalità della fauna selvatica



L'autostrada Venezia-Vienna verso il confine di stato. La X indica il luogo in cui la lince Sofia ha attraversato l'autostrada approfittando di un viadotto.



L'area al di sopra del tunnel è completamente conservata, il che è particolarmente importante perché svolge un ruolo ecologico di collegamento tra habitat (tunnel di Plasina, Croazia).

e, per fornire ulteriore luce, le carreggiate del cavalcavia possono essere separate e correre su due strutture parallele. Se il viadotto attraversa un fiume, deve essere sufficientemente largo da consentire la crescita di almeno 10 m di vegetazione ripariale su ciascun lato e il corso d'acqua deve essere mantenuto in uno stato il più naturale possibile. Se invece sotto il viadotto passa una strada soggetta a traffico anche di notte, si raccomanda l'uso di argini o altre strutture per ridurre l'impatto dell'illuminazione delle auto. L'area al di sotto del viadotto, infine, non deve mai essere utilizzata come deposito di attrezzature, macchinari agricoli o essere recintata, e l'accessibilità veicolare può essere ridotta installando barriere appropriate.

In Italia l'autostrada Venezia-Vienna è stata analizzata per la sua permeabilità tra Gemona del Friuli ed il confine di stato, considerando che anche la strada statale e la ferrovia percorrono la stessa valle. In un tratto di 75 km sono state identificati 21 corridoi di buona qualità con una lunghezza dei passaggi di 4,2 km. L'autostrada che in quest'area spesso presenta gallerie e viadotti è meno problematica della strada statale, che è spesso protetta da misure anti-caduta di massi (Molinari e Molinari-Jobin 2001).

Gallerie

Le gallerie sono la migliore soluzione progettuale per il passaggio degli animali attraverso le infrastrutture di trasporto e per la protezione dell'ambiente naturale e della sua connettività. Sebbene i costi di costruzione possano essere elevati, i benefici per l'ambiente naturale sono inestimabili e dipendono dal metodo di

scavo delle gallerie; ad esempio i tunnel trivellati consentono di mantenere indisturbate le aree ad alto valore di conservazione della natura e causano il minor danno ambientale.

Uso della vegetazione

In fase di progettazione è importante conoscere il tipo di vegetazione e la composizione delle specie compatibili con la nuova infrastruttura di trasporto da collocare. Si deve tenere conto soprattutto dell'integrazione nel paesaggio, del contributo alla conservazione della natura e degli interessi degli utenti. Ove possibile, i piani di impianto dovrebbero includere specie autoctone che crescono naturalmente sul tipo di suolo presente lungo l'arteria, che non richiedono l'irrigazione per crescere con successo. Se opportuno, si può utilizzare come soluzione alternativa la rigenerazione naturale della vegetazione; infatti, se si lascia che la vegetazione si rigeneri naturalmente, lo spazio circostante sarà il più adeguato possibile ai tipi di habitat locali nelle vicinanze.

Uno dei principali rischi per la sicurezza stradale è l'ingresso della fauna selvatica nelle strade e l'unica soluzione per ridurre la probabilità di incidenti stradali con gravi conseguenze, o addirittura la perdita di vite umane, è tenere sempre separati il traffico e la fauna selvatica.

Le misure descritte di seguito hanno lo scopo di impedire o scoraggiare l'accesso della fauna selvatica alle strade e alle altre arterie. Tuttavia bisogna considerare che le misure per la riduzione degli incidenti stradali agiscono come barriere e quindi di conseguenza aumentano ulteriormente l'effetto barriera delle vie di comunicazione. Pertanto, per evitare che ciò accada, devono sempre essere utilizzate in combinazione con attraversamenti che indirizzano gli animali verso e attraverso strutture che permettono il passaggio in totale sicurezza.

Recinzioni

Le recinzioni e i muri possono avere un elevato effetto barriera, oltre che un forte impatto sull'aspetto della strada nel paesaggio, e il loro uso dovrebbe essere limitato alle infrastrutture specifiche in cui sono realmente necessari. Nella maggior parte dei casi, le recinzioni vengono erette per impedire agli animali di accedere alle strade, riducendo così il numero di incidenti causati da collisioni con i veicoli, soprattutto tra i grandi mammiferi, e insieme agli attraversamenti per la fauna selvatica vengono utilizzate come linee guida per i punti di attraversamento.

Anche se fisicamente le recinzioni non rappresentano una barriera significativa per i grandi carnivori, il disturbo della vicinanza dell'autostrada sembra avere un impatto significativo sul loro comportamento e li scoraggia dallo scavalcarle. Mentre la lince entra molto raramente nelle aree recintate delle autostrade, gli orsi spesso scavalcano le recinzioni e restano comunque vittime di collisioni con i veicoli, anche sulle autostrade recintate.



Impedire l'accesso alle autostrade e scoraggiare la permanenza dei grandi carnivori su tratti critici delle strade può avere un impatto significativo sulla riduzione della loro mortalità durante l'attraversamento. (Huber D. a sinistra, Bartol M. a destra)

Sulle strade o ferrovie ad alta velocità il rischio di incidenti è elevato, per cui le superstrade e le autostrade nella maggior parte dei Paesi europei sono recintate per tutta la loro lunghezza, mentre sulle strade a basso traffico le recinzioni sono installate solo nei tratti più rischiosi. In questi casi, i punti di pericolo si trovano alle estremità delle recinzioni, in corrispondenza di uscite e ingressi aperti: qui gli animali hanno accesso all'area stradale e spesso rimangono intrappolati sulla carreggiata. Per evitare che ciò accada, le recinzioni dovrebbero prevedere delle uscite che consentano all'animale di fuggire dall'area di pericolo e dovrebbero terminare in corrispondenza di strutture come ponti o incroci in cui sia possibile attraversare in sicurezza; qualora, invece, venga recintato solo un tratto di strada, le recinzioni dovrebbero estendersi per almeno 500 m oltre la zona di pericolo. A prescindere dallo scopo, le recinzioni aumentano comunque l'effetto barriera e, pertanto, quando le si utilizzano, è necessario pianificare i punti in cui la fauna selvatica può attraversare la strada in sicurezza. Quando possibile, inoltre, dovrebbero essere posizionate il più vicino possibile alla strada così da ridurre l'area inaccessibile alla fauna selvatica.



Tutte le autostrade in Slovenia e Croazia sono recintate con una recinzione alta almeno 160 cm per garantire la sicurezza del traffico. In alcuni tratti critici questa è integrata da un recinto elettrico per tenere lontano anche gli orsi. (Potočnik H.)

Le recinzioni convenzionali per la fauna sono costituite da reti metalliche fissate a dei pali e rivolte verso la strada. Le dimensioni della rete dipendono dalla specie bersaglio, ma l'altezza deve essere sufficiente a non permettere agli animali di saltarla, considerando anche il livello che la neve potrebbe raggiungere in inverno. Il filo superiore della rete deve essere abbastanza robusto da sopportare il peso della neve, mentre la parte inferiore deve essere fissata nel terreno in modo da impedire il passaggio al di sotto. Per evitare che la rete cada se colpita dalla selvaggina e da altri animali selvatici, è fondamentale il fissaggio all'esterno dei pali. È possibile utilizzare pali di metallo o di legno, purché siano sufficientemente robusti da resistere alla pressione degli animali. Le linee guida slovene raccomandano che i pali verticali abbiano un diametro di 10-12 cm (se in



La manutenzione della recinzione stradale è importante sia per ridurre la mortalità degli animali sulle strade sia per garantire la sicurezza degli utenti della strada, soprattutto quando nell'area è presente fauna di grossa taglia come l'orso. (Huber ©.)

legno) e di 5-6,5 cm (se in acciaio) e tutti devono essere saldamente conficcati nel terreno per una profondità di almeno 70 cm.

Gli orsi sono abili arrampicatori, il che rende le recinzioni convenzionali delle barriere inefficaci per questa specie, ma spesso sufficienti a trattenerli e guidarli verso aree più facilmente attraversabili. Ciononostante, potrebbero esserci dei punti in cui gli orsi sono più propensi a scavalcare la recinzione, riconoscibili proprio dall'aumento del numero di incidenti stradali. In questi casi, si sono dimostrate molto efficaci le recinzioni elettriche aggiuntive, le quali, essendo più costose e richiedendo regolare manutenzione, vengono generalmente utilizzate solo nei tratti critici o solo occasionalmente per consentire agli animali di abituarsi alle mutate condizioni dell'area dopo la costruzione di nuove infrastrutture.

Una soluzione alternativa, se l'area è abitata da orsi, può essere l'installazione di apposite recinzioni risultate efficaci anche per questa specie. La rete in questo caso misura 8x10 cm, con un filo dello spessore di 2,7 mm, un'altezza di 3 m e piega antiscavalco di 80 cm con angolo di 45 gradi e direzione opposta alla strada. La parte inferiore del recinto dovrebbe essere rinforzata con una rete orizzontale larga 1,5 m e fissata all'esterno del recinto, per impedire agli orsi di scavare al di sotto. Anche le colonne (con diametro consigliato 60 mm e spessore 4 mm) devono essere rinforzate. La manutenzione dovrebbe avvenire insieme alla manutenzione regolare della strada, almeno una volta all'anno e più spesso nel primo anno dopo l'installazione. Buche e altri danni devono essere riparati immediatamente, prestando particolare attenzione alle tracce che indicano un possibile scavalco della recinzione.

Segnali stradali dinamici con sensori

I segnali convenzionali di pericolo che preannunciano i tratti di strada con probabile attraversamento di animali selvatici si sono dimostrati inefficaci, con un impatto minimo o nullo sui tassi di mortalità (Clevenger & Huijser 2011). Le ricerche hanno dimostrato che i conducenti non rallentano quando passano davanti a questi segnali e spesso non li notano nemmeno. Sono più recenti i segnali stradali dinamici, che si attivano quando gli animali entrano nel raggio di rilevamento del sensore in un tratto di strada pericoloso. Per aumentarne l'efficacia, spesso i segnali di avvertimento vengono utilizzati insieme a diversi sensori installati a bordo strada, quali sensori termici, sensori di vibrazioni del terreno o sensori laser a infrarossi, che possono rilevare gli animali fino a 250 m di distanza, attivando i segnali solo quando l'animale è vicino alla strada.

Affinché il segnale abbia effetto è necessario, ovviamente, che le persone siano a conoscenza di questa tipologia di segnali stradali: se il conducente riconosce il potenziale pericolo imminente, modificherà di conseguenza la sua guida. Questa tipologia di segnaletica, inoltre, richiede periodici ispezioni e controlli del corretto funzionamento delle apparecchiature tecniche.

I segnali di pericolo per l'attraversamento della fauna selvatica dovrebbero essere installati solo nei luoghi in cui il rischio di collisione è elevato, perché più sono frequenti, meno le persone vi prestano attenzione, e per aumentarne l'efficacia è utile usare luci lampeggianti o indicazioni lampeggianti del limite di velocità, che si attivano solo quando gli animali sono attivi.



I segnali stradali dinamici, che utilizzano sensori per rilevare gli animali lungo la strada, avvisano attivamente i conducenti e sono molto più efficaci nel ridurre la velocità dei veicoli e aumentare l'attenzione dei conducenti rispetto ai segnali stradali convenzionali.



In Croazia, i rifiuti organici dei cestini dell'immondizia nelle aree di sosta autostradali attirano gli orsi e aumentano il rischio di collisioni con i veicoli. Per questo motivo, nei punti critici sono stati installati dei cestini per i rifiuti che impediscono agli orsi di accedere al cibo - i cosiddetti "cestini honey-guard" (Huber Đ.), (Reljić S.).

Cestini per l'immondizia

Sebbene questa misura non sia adatta alla lince, per completezza della panoramica delle misure rilevanti per le specie di grandi carnivori, la riportiamo di seguito.

Quando sono alla ricerca di cibo, gli orsi visitano spesso fonti alimentari di origine antropica o causate dall'uomo, e quando queste sono vicine a strade regionali o autostrade si può verificare un aumento del rischio di collisione tra gli orsi e i veicoli. Finora, le visite degli orsi alle aree di sosta lungo le autostrade in Slovenia non si sono rivelate gravemente problematiche, ma è stata rilevata qualche difficoltà solo occasionalmente su alcuni tratti delle strade principali nella regione della Notranjska, in Slovenia. In Croazia, tuttavia, l'ingresso degli orsi alla ricerca di scarti di cibo nell'area recintata dell'autostrada, presso le aree di sosta, è la causa di ben un terzo degli incidenti che coinvolgono questa specie (Jerina et al., 2012).



I deterrenti acustici per tenere gli animali lontani dalle strade possono essere collocati direttamente sui dissuasori stradali (Zaluberšek M.).

Deterrenti artificiali

I deterrenti acustici (sonori) dissuadono i mammiferi dall'avvicinarsi alle aree pericolose lungo il ciglio della strada, riducendo così il numero di collisioni tra veicoli e fauna selvatica. In Slovenia, una valutazione condotta in passato sull'efficacia dei deterrenti acustici e di altro tipo ha mostrato un effettivo impatto positivo sulla riduzione del numero di collisioni di veicoli con grandi mammiferi, ma l'effetto di questi deterrenti è diminuito nel corso degli anni a causa dell'assuefazione degli animali a questo tipo di disturbo (Pokorný et al. 2008).

Per allontanare la fauna selvatica, è molto diffuso anche l'uso di catarifrangenti, costituiti da diversi tipi di strisce riflettenti metalliche che vengono posizionate intorno agli alberi, sui dissuasori stradali o su altri oggetti. Il fascio di luce dei veicoli in avvicinamento viene riflesso verso il bordo della strada, con l'obiettivo di avvisare e dissuadere gli animali dall'attraversare la strada. L'ampia diffusione di questo deterrente è dovuta soprattutto ai suoi costi irrisori e alla facilità di installazione, seppur prevedano una

manutenzione frequente. Tuttavia, un'analisi dettagliata degli studi condotti negli ultimi decenni in tutto il mondo ha dimostrato che l'efficacia a lungo termine dei catarifrangenti è scarsa (Luell et al. 2003). Negli ultimi anni, i produttori hanno condotto una serie di studi per migliorarne l'efficacia e i progetti più promettenti sono stati testati sulle strade slovene in via sperimentale.

Infine esistono anche deterrenti olfattivi, destinati soprattutto agli ungulati erbivori. Si tratta di sostanze naturali o artificiali, di solito una miscela di odori umani, di lupo e di altri predatori, mescolati a una schiuma che funge da sostanza portante e viene poi applicata su alberi, pali o altri punti in prossimità delle strade. Alcune esperienze dimostrano che l'uso di deterrenti odorosi ha temporaneamente ridotto il numero di incidenti con gli ungulati, ma questa soluzione non è efficace nei confronti di altre specie, come ad esempio gli orsi, per cui sono necessari nuovi studi in futuro per ampliarne l'efficacia.

Cancelli e rampe di uscita

Come detto, autostrade, strade e linee ferroviarie che presentano un elevato rischio di collisione con la fauna selvatica sono solitamente recintate. Tuttavia, gli animali, in particolare gli orsi, possono riuscire a scavalcare le recinzioni, trovandosi così bloccati sulla rete stradale. In questi casi è importante permettere all'animale di lasciare l'area recintata il prima possibile per ridurre il rischio di collisione con i veicoli, e l'installazione di cancelli di uscita a senso unico e di rampe può ridurre notevolmente il numero di incidenti che coinvolgono la fauna. Nel caso delle rampe è importante che queste abbiano la stessa altezza della recinzione metallica per consentire l'uscita di qualsiasi animale selvatico che entri nell'area recintata dell'autostrada o della superstrada.



Le misure che facilitano la fuga degli animali dalle aree chiuse delle vie di comunicazione, come i cancelli di uscita a senso unico e le rampe di uscita, riducono la probabilità di collisioni con i veicoli (Huber Đ.).

Gestione della vegetazione lungo le infrastrutture

La progettazione e la gestione della vegetazione lungo le strade e le linee ferroviarie viene effettuata in vari modi, anche con l'obiettivo di ridurre il numero di collisioni. La vegetazione viene infatti utilizzata anche per allontanare gli animali dalla superficie stradale, per influenzarne il comportamento o per renderli più visibili agli automobilisti.

Il disboscamento e la rimozione di arbusti e alberi in una fascia di 3-10 m di larghezza rendono le aree stradali meno attraenti per alcuni grandi mammiferi, come i cervi, e allo stesso tempo si migliora la visibilità del ciglio della strada per gli automobilisti. Questa misura mira quindi principalmente a ridurre il numero di collisioni tra grandi mammiferi e automobili ed è adatta alle strade con bassi volumi di traffico e alle linee ferroviarie. Per indirizzare poi gli animali verso gli attraversamenti è possibile usare un corridoio di siepi o alberi accanto alla recinzione.

8 Compensazione o sostituzione ecologica

Nonostante una buona pianificazione e l'uso di misure di mitigazione per prevenire o ridurre gli impatti negativi delle infrastrutture sull'ambiente naturale, è impossibile evitarli del tutto. Questa constatazione ha portato in molti Paesi europei allo sviluppo del principio della compensazione o sostituzione ecologica.

Il concetto di compensazione ecologica include l'idea secondo cui gli habitat naturali e le loro forme caratteristiche, come le zone umide o i corpi idrici, quando interessati dalla costruzione di una infrastruttura, dovrebbero essere ricreati altrove. La compensazione ecologica può essere definita infatti come la creazione, il ripristino o il miglioramento di particolari tipi di habitat come contromisura al danno ecologico causato o che sarà causato da un intervento infrastrutturale. Quando si applica la compensazione, le misure devono bilanciare il danno ecologico per evitare perdite nette, a beneficio tanto degli habitat delle specie bersaglio quanto delle specie stesse. Questa misura può essere applicata infatti all'intera gamma di impatti, sia nel caso di degrado degli habitat delle specie target (quando l'habitat è ancora presente, ma è degradato), sia nel caso di perdita di funzioni come i flussi di nutrienti e di energia. Infatti la corretta ubicazione delle aree di compensazione, ad esempio collegate spazialmente all'habitat o alle patch di habitat delle specie target, può ripristinare una funzione ecologica o compensare la perdita di spazio o di connettività. La trasformazione dello spazio per poter applicare delle misure compensative può includere anche l'adattamento delle attività agricole in funzione della conservazione della natura (ad esempio, uccelli delle praterie o farfalle delle zone umide).

Lo scopo è innanzitutto prevenire perdite nette dopo l'approvazione dello sviluppo dell'infrastruttura, ma anche incentivare la conservazione della natura nella pianificazione e nel processo decisionale di tali progetti. Tuttavia, la compensazione ecologica è una misura di ultima istanza, che viene utilizzata solo quando il danno non può essere evitato attraverso la pianificazione e le misure di mitigazione, ed è spesso applicata su base volontaria, grazie a un accordo tra pianificatori territoriali, sviluppatori di progetti, servizi di conservazione della natura, proprietari terrieri o altre parti interessate, poiché esistono pochi strumenti legali, come gli strumenti di esproprio, che consentono ai pianificatori territoriali di acquisire terreni idonei.

Seppur molto diverse dal principio di protezione o conservazione dell'ambiente naturale, le misure di compensazione dovrebbero essere in linea con gli obiettivi locali e nazionali relativi alla conservazione della natura. A differenza delle misure di protezione della natura e di mitigazione, la compensazione ecologica avviene tipicamente al di fuori dell'area di gestione dei percorsi di trasporto, ma dal momento che i promotori dei progetti sono responsabili dell'attuazione delle misure di compensazione, le società stradali o autostradali devono impegnarsi a fondo per acquisire terreni in prossimità delle infrastrutture e per raggiungere gli obiettivi di compensazione.

Seppur indubbiamente molto utili, in termini di spazio e di effetti ecologici gli habitat compensativi creati non possono compensare completamente i danni causati alle aree colpite dall'infrastruttura costruita. Nel caso della lince, ad esempio, è difficile parlare di misure che potrebbero essere compensative, in quanto le sue esigenze spaziali sono così ampie da non poter essere compensate con misure alternative. Ma alcune misure che creano isole di habitat (boschetti, prati invasi, macchie forestali) o strutture lineari (confini) potrebbero certamente essere utilizzate per migliorare la connettività spaziale tra due patch di habitat in luoghi in cui le strade la riducono.

9 Monitoraggio delle azioni e degli impatti

Una volta completata la costruzione di strade, ferrovie, ambienti urbani e industriali, il monitoraggio degli effetti dell'infrastruttura sulla natura è fondamentale, poiché consente ai pianificatori di verificare l'efficacia delle misure applicate per ridurre quanto più possibile l'impatto sulla frammentazione degli habitat e su specie e popolazioni nel lungo periodo. Inoltre, i risultati del monitoraggio sono importanti anche per generare conoscenze per lo sviluppo e la costruzione di misure più efficaci e, di conseguenza, meno costose. Poiché gli studi rivelano che alcune specie hanno bisogno di tempo per adattarsi e imparare ad attraversare i ponti o ad abituarsi a nuovi ponti, un periodo di monitoraggio di uno o due anni è spesso troppo breve per fornire risultati affidabili. Pertanto, sono più appropriati studi della durata di quattro, cinque o anche più anni

In generale, il monitoraggio dovrebbe prevedere la misurazione e la raccolta regolare di dati su variabili selezionate. Ciò può comportare la valutazione dell'efficacia delle misure di mitigazione che migliorano la connettività, oppure il monitoraggio dell'efficacia delle misure direttamente attraverso il monitoraggio delle specie bersaglio e del loro habitat (il cosiddetto monitoraggio ecologico).

La prima forma di monitoraggio si basa su variabili locali, come l'abbondanza delle specie di animali che utilizzano un particolare attraversamento o il numero di animali uccisi su un particolare tratto di una infrastruttura. Il monitoraggio può essere mirato a una singola misura, ma in genere è consigliabile monitorare una serie di misure interconnesse o che hanno un impatto combinato sullo stesso obiettivo. Questa forma di monitoraggio dovrebbe essere inclusa nel piano di gestione e manutenzione regolare dell'infrastruttura.

Il monitoraggio ecologico, invece, si concentra sugli effetti ecologici delle misure di mitigazione e compensazione sulle singole specie e sui loro habitat e cerca di identificare i cambiamenti nella diversità e nella struttura genetica, nel flusso genico, nella distribuzione delle specie e nella dinamica delle loro popolazioni. Dopo la costruzione di nuove infrastrutture di trasporto, alcune caratteristiche dell'habitat, i modelli spaziali e i processi naturali devono essere registrati e confrontati con le condizioni di base. Il monitoraggio ecologico richiede generalmente approcci a lungo termine e su larga scala, che tengano conto dell'intera gamma di misure attuate e dei potenziali effetti sinergici che si verificano quando una nuova infrastruttura di trasporto si aggiunge a una rete esistente. Per questo motivo, questa forma di monitoraggio dovrebbe essere utilizzata in casi specifici e a lungo termine, ad esempio quando si costruisce un attraversamento faunistico o un ponte verde per collegare habitat di specie minacciate o altre aree ecologicamente importanti. Alcuni dei parametri del monitoraggio ecologico potrebbero essere (1) il livello di mortalità causato dalle collisioni su strade e ferrovie e il loro impatto sulle dinamiche di popolazione (vitalità) delle specie target, e (2) la valutazione degli effetti barriera dell'intera rete infrastrutturale, tenendo conto non solo della percentuale di animali che tentano di attraversare la struttura e che sono vittime del traffico, ma anche della percentuale di animali che tentano di attraversare e che sono scoraggiati da elementi di disturbo come il rumore urbano o le luci.



Nonostante il crescente successo di altri metodi di monitoraggio, il tracciamento o la registrazione delle tracce sulla neve è ancora un modo valido per valutare la permeabilità dello spazio per i mammiferi (Reljić S., Krofel M.).

Il monitoraggio ecologico fornisce informazioni molto preziose per la progettazione di nuove infrastrutture al fine di mitigarne l'impatto e contribuire a una migliore comprensione dei problemi. È complesso e di solito viene effettuato da specialisti per specifici gruppi o specie di fauna selvatica, poiché i metodi e le dimensioni temporali e spaziali del monitoraggio variano notevolmente a seconda della specie e dell'ambiente presi in analisi. Per monitorare le misure di mitigazione viene spesso utilizzato un gran numero di metodi, mentre i metodi più comuni per registrare la mortalità e verificare l'uso degli attraversamenti degli animali sono (1) la registrazione degli animali trovati morti su strade e ferrovie, (2) la registrazione della percentuale di animali che attraversano con successo le infrastrutture di trasporto (ad

esempio, tracce nella neve) e (3) il monitoraggio dell'uso degli attraversamenti di animali tramite tracce nella sabbia o foto e videotrappole.

Per monitorare la frequenza di passaggio degli animali attraverso le nuove strutture si possono utilizzare diversi metodi: campionamento genetico (peli/feci), dati su omissioni di soccorso o collisioni con veicoli, osservazione delle tracce sulla neve, su tappeti di sabbia o lastre, uso di foto e videotrappole, telemetria VHF o GPS o con l'aiuto di sistemi di rilevamento del passaggio basati su sensori (IR, raggi laser). Al fine di confrontare l'efficacia delle strutture di collegamento, il monitoraggio dovrebbe essere effettuato prima e dopo la costruzione delle strutture e i migliori risultati di monitoraggio si ottengono spesso utilizzando una combinazione di metodi diversi.



Per ottenere un quadro ottimale degli spostamenti dei mammiferi attraverso le arterie stradali o i loro ponti, vengono spesso utilizzati diversi metodi di monitoraggio. A sinistra: anche la registrazione degli escrementi delle singole specie può fornire una fonte di dati per l'analisi. (Reljić S.) A destra: i sensori di movimento misurano la frequenza del passaggio degli animali o segnalano la loro presenza ai segnali stradali attivi. (Petkovšek S.)

Per monitorare il passaggio dei mammiferi utilizzando le impronte nella sabbia, è necessario installare un cuscino di sabbia su tutta la larghezza della struttura del ponte, che nel caso dei ponti verdi significa anche una striscia di 100 o 200 metri. Il cuscino di sabbia non deve essere compatto e si raccomanda l'uso di sabbia fine per facilitare l'identificazione anche di specie di piccole dimensioni. Il monitoraggio delle tracce deve essere effettuato regolarmente, soprattutto in caso di maltempo, che potrebbe cancellare le impronte. Sebbene con questo metodo si possano registrare un gran numero di passaggi, è difficile determinare quanti individui abbiano effettivamente utilizzato il passaggio; per questo scopo è necessario utilizzare altri metodi (ad esempio fototrappole e metodi genetici).

Gužvica et al. (2014) hanno testato tre diversi metodi per monitorare l'efficacia dei ponti verdi per i grandi mammiferi in Croazia: tracciamento con tappeti di sabbia, monitoraggio con sensori IR attivi e monitoraggio con fototrappole. I risultati hanno dimostrato che le fototrappole sono molto affidabili, ma non sono adatte al monitoraggio di specie in rapido movimento. Anche i tappeti di sabbia si sono dimostrati efficaci, soprattutto quando si utilizza una percentuale maggiore di materiale finemente macinato o di sabbia.

Invece, i rilevatori a infrarossi convenzionali, i cosiddetti contatori di traffico, possono essere utilizzati anche per determinare il numero di animali che hanno attraversato la struttura di un ponte. Il movimento dell'animale attiva il sensore e viene registrato il numero totale di animali che hanno utilizzato la struttura di attraversamento in un determinato periodo. I rilevatori devono essere montati sulle pareti degli attraversamenti o dei canali di scolo



Insieme alle trappole di sabbia e ai sensori per rilevare gli animali che attraversano le strade e i ponti, il monitoraggio con le fototrappole è un metodo efficace per determinare il passaggio specifico della specie.



A destra: tracce di orso e lupo in trappole di sabbia per monitorare l'efficacia delle strutture di collegamento (Huber Đ.) A sinistra: le moderne fototrappole rilevano il passaggio degli animali in condizioni diurne e notturne utilizzando una luce IR da 940 nm (riflettori), invisibile ai mammiferi (Potočnik H.).



I tappeti di sabbia sui ponti verdi sono di solito combinati con sensori di passaggio degli animali, che consentono di valutare la frequenza di passaggio delle singole specie e di registrare le loro tracce nella sabbia (Huber D.).

e possono essere configurati per registrare solo i movimenti degli animali più grandi o più piccoli. Di norma, registrano anche la data e l'ora del movimento, ma lo svantaggio di questo metodo è che non fornisce dettagli sulle specie di animali che hanno attraversato la struttura, quindi le informazioni ottenute hanno un valore limitato e sono utili soprattutto in combinazione con altri metodi di monitoraggio.

Alcuni cavalcavia, gallerie o alvei fluviali sono dotati di telecamere a circuito chiuso per il monitoraggio del traffico e della sicurezza. I filmati spesso riprendono anche gli animali che attraversano la strada o che si trovano nelle vicinanze di un'infrastruttura di trasporto. Queste informazioni possono essere utilizzate per identificare attraversamenti inappropriati di animali, carenze nelle recinzioni o per ottenere altre informazioni sul comportamento degli animali a contatto con le infrastrutture di trasporto.

Equipaggiando gli animali con ricevitori, trasmettitori, collari satellitari o VHF si possono ottenere molte più dettagli sul comportamento degli animali in prossimità delle infrastrutture



Le telecamere di sorveglianza hanno ripreso un orso che ha attraversato la recinzione dell'autostrada Zagabria-Rijeka vicino al tunnel di Sleme (ARZ).



La cattura e il monitoraggio degli spostamenti degli animali tramite la telemetria GPS forniscono una visione estremamente accurata del loro comportamento, compreso l'impatto delle strade, degli insediamenti e di altre attività umane sull'uso del territorio (Potočnik H.).

di trasporto rispetto ad altri tipi di dati. I dati ottenuti forniscono informazioni sul movimento degli animali, sulle loro aree di residenza e sui punti in cui attraversano le infrastrutture. In passato, questa metodologia è già stata applicata principalmente con specie minacciate come linci, lupi e orsi. Il metodo richiede molto tempo, poiché gli animali devono essere prima catturati e poi monitorati nei loro spostamenti, ma sta diventando sempre più utile, conveniente e adatta per il monitoraggio anche di altre specie.

Il rapido sviluppo delle tecniche di telemetria GPS e genetica molecolare negli ultimi decenni ha dato vita a una serie di nuovi strumenti che hanno rivoluzionato, per molti versi, il modo in cui studiamo, monitoriamo e gestiamo le popolazioni di specie a rischio. Una metodologia particolarmente rilevante per pianificare, monitorare e valutare l'impatto sulla linca di nuovi interventi territoriali, comprese le infrastrutture di trasporto, è la modellazione spaziale dell'idoneità dell'habitat nel software GIS e il campo specifico della "genetica del paesaggio", una nuova disciplina che studia le relazioni genetiche tra gli individui, le sottopopolazioni e le popolazioni nello spazio, e che cerca di capire come questi sono influenzati dalle caratteristiche di tale territorio. I dati risultanti possono essere utilizzati per valutare la connettività tra gli habitat e gli effetti delle barriere lineari (ad esempio strade, autostrade, grandi fiumi) e per sviluppare modelli di connettività spaziale per la linca, utilizzando al contempo modelli per determinare l'idoneità degli habitat per la specie oggetto.



Lo sviluppo di moderni strumenti genetici che consentono l'identificazione di specie e individui sulla base di DNA isolato, proveniente da urine, feci, peli o saliva, ci permette di conoscere sempre meglio le transizioni degli animali o il "flusso genico" tra habitat o nuclei di popolazione. (Potočnik H.)

10 Esempi di pratiche di successo

Parco nazionale di Banff, Canada

Uno dei primi approcci sistematici alla riduzione degli impatti negativi delle infrastrutture di trasporto nel mondo è stato realizzato nel Parco nazionale di Banff, in Canada. Il parco è stato istituito nel 1885, copre un'area di 6.641 km² ed è diviso in due dalla Trans-Canada Highway, un'autostrada a quattro corsie. Grazie agli sforzi della direzione del parco nazionale per ridurre la mortalità della fauna selvatica e aumentare la connettività della popolazione, dal 1982 l'autostrada è stata uno dei siti di prova per la costruzione e il collaudo di strutture di collegamento per mitigare gli effetti delle strade sulla fauna. Da allora, sono state condotte ricerche per monitorare e studiare la fauna selvatica nel parco e la sua risposta alle strutture, come studi di telemetria, studi genetici e monitoraggio dell'attraversamento su cuscini di sabbia e con telecamere. Il risultato è uno dei più grandi e antichi database di questo tipo al mondo. Ad oggi nel parco ci sono 45 attraversamenti di fauna selvatica (6 ponti verdi e 39 sottopassi) e 166 km di recinzione autostradale.

Risultati delle misure di mitigazione attuate per ridurre la mortalità degli orsi e aumentare la permeabilità alla fauna selvatica dell'autostrada Rijeka-Zagabria

In Croazia, la progettazione di ponti per la fauna selvatica è iniziata più di dieci anni fa nell'ambito del progetto di protezione degli orsi. Infatti, se generalmente gli orsi evitano le strade frequentemente utilizzate dall'uomo, occasionalmente può accadere che ne siano attratti per la presenza di animali morti o di rifiuti abbandonati (detriti organici) (Huber et al. 1998; Roever et al. 2010). Le strade possono quindi rappresentare delle trappole ecologiche per gli orsi, infatti le collisioni tra orsi e veicoli sono la seconda causa di mortalità della specie in Slovenia e Croazia e rappresentano anche una minaccia per la sicurezza umana (Huber et al. 1998; Kaczensky et al. 2003; Kusak et al. 2009). Pertanto, l'attuazione di misure di mitigazione efficaci per dissuadere gli orsi da strade, autostrade e ferrovie, mantenendo la permeabilità del paesaggio, è importante per migliorare la sicurezza stradale e la gestione della popolazione di orsi (Kusak et al. 2009; van der Grift et al. 2013).



Le moderne autostrade croate hanno una permeabilità relativamente buona per i grandi mammiferi grazie alla topografia variegata e, di conseguenza, al gran numero di gallerie e viadotti, nonché al moderno approccio alla conservazione della natura nella progettazione delle misure di mitigazione (Huber D.).

Con la previsione della costruzione dell'autostrada Zagabria-Rijeka, i ricercatori hanno espresso preoccupazione per la frammentazione dell'habitat che la strada avrebbe causato, soprattutto per le popolazioni di grandi carnivori. Da allora sono stati condotti diversi studi, sono state redatte diverse linee guida per la progettazione ed è stata studiata l'idoneità delle varie strutture di collegamento per gli animali. L'autostrada da Zagabria a Rijeka si estende per 68,5 km e attraversa l'area faunistica centrale del Gorski Kotar in Croazia. Ad oggi, un quarto (25,2%) dell'autostrada è dotato di strutture che consentono il passaggio degli animali: il 17,9% dell'autostrada nella contea di Lika e l'8,3% dell'autostrada dalmata presentano strutture che consentono il passaggio degli animali, per un totale di 43 viadotti e tunnel e un ponte verde costruito appositamente



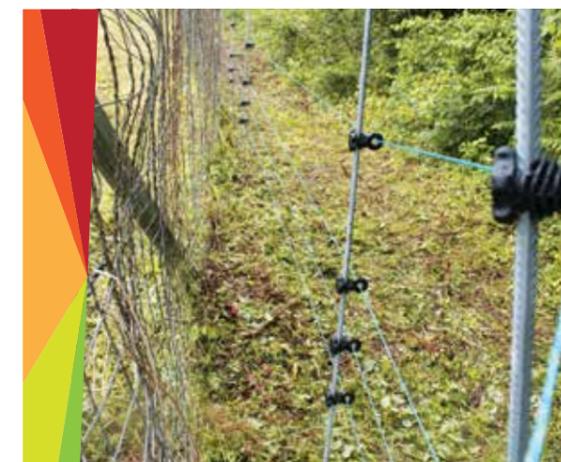
Monitoraggio dell'efficacia della rampa di uscita, che consente la fuga degli animali che si allontanano nell'area recintata sull'autostrada Zagabria- Rijeka (Huber D.).

per i grandi carnivori (Dedin), della larghezza di 100 m, secondo quanto emerso da alcuni studi, che hanno dimostrato che i grandi mammiferi preferiscono cavalcavia più ampi (100 m o più) a sottopassaggi stretti (10-50 m) (Kusak et al. 2009).

Il monitoraggio dell'efficacia degli attraversamenti costruiti è stato effettuato sotto un viadotto, in due tunnel e su un ponte verde, su un tratto dell'autostrada che attraversa l'area centrale dei grandi carnivori del Gorski Kotar. Sono stati raccolti dati da tracce sulla neve, sul fango o sulla sabbia, da escrementi e da segni caratteristici su alberi o su terreno. Inoltre, durante 793 giorni di monitoraggio dei sensori a infrarossi sono stati registrati 12.519 passaggi di animali sul ponte verde di Dedin, pari a 15,8 passaggi al giorno; in due gallerie sono stati registrati 11,2 e 37,0 passaggi al giorno, mentre

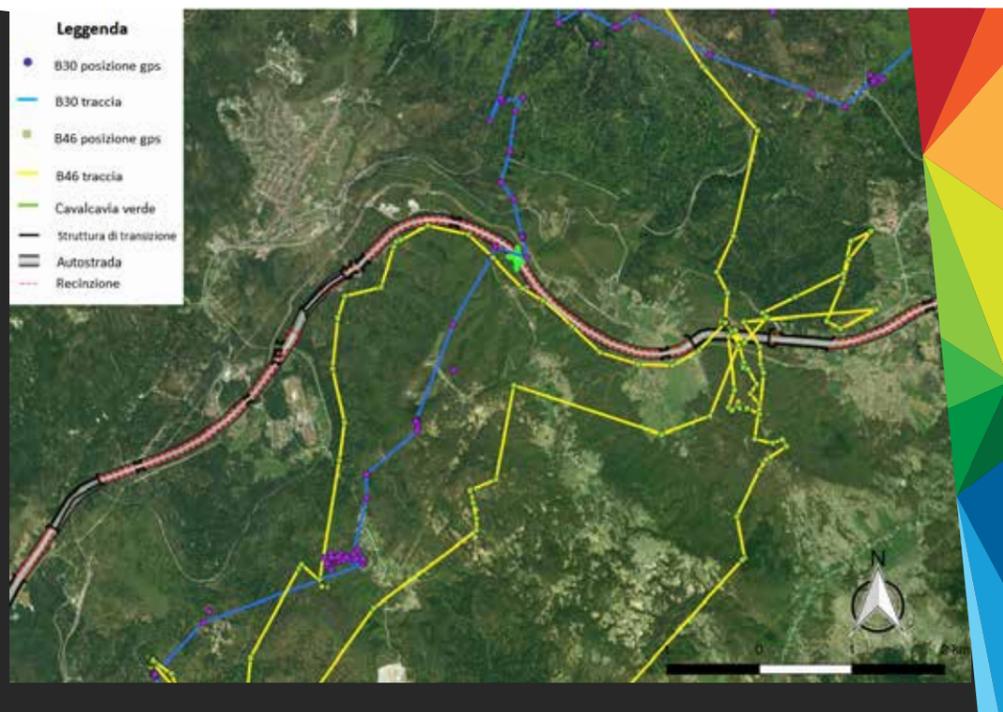


Vista dal ponte verde di Dedin verso il margine settentrionale dell'attraversamento. È visibile l'area in cui è stata disboscata la foresta, che di solito riduce l'efficienza del passaggio degli animali (Huber D.).



In alto: l'installazione di recinzioni elettriche impedisce agli orsi di oltrepassare la rete di protezione e li "indirizza verso attraversamenti sicuri". (Huber D.). In basso: l'installazione di cancelli di uscita a senso unico per consentire agli animali di fuggire dalle aree recintate sull'autostrada Zagabria-Rijeka ha ulteriormente migliorato la sicurezza stradale.

I movimenti degli orsi B30 e B46 rivelati dai loro collari telemetrici indicano l'importanza e l'efficacia delle strutture di collegamento e di altre misure (recinzioni, recinti elettrici) nell'attraversamento dell'autostrada Zagabria-Rijeka.



sotto un viadotto sono stati registrati 4,3 passaggi al giorno. Di questi, l'83,2% erano ungulati e il 14,6% grandi carnivori. I grandi carnivori, quali lince, lupo e orso, monitorati con collari telemetrici, preferivano attraversare gallerie e viadotti, ma evitavano nettamente i sottopassaggi o i ponti più piccoli; sia gli individui territoriali sia quelli in dispersione hanno attraversato l'autostrada 41 volte durante il periodo di monitoraggio, utilizzando come home range tutta l'area su entrambi i lati.

Il ponte verde di Dedin è stato utilizzato perché disponibile, cioè non è stato evitato ma neanche scelto selettivamente per l'attraversamento. Di conseguenza, si è ritenuto che questo ponte verde, costruito come misura di mitigazione degli effetti negativi causati dall'autostrada in esame, fosse accettabilmente utile al suo scopo.

Nell'ambito del progetto LIFE DINALP BEAR, sono state installate ulteriori recinzioni elettriche su entrambi i lati del tratto autostradale Rijeka - Zagabria, problematico in termini di mortalità degli orsi. In totale, sono stati installati oltre 35 km (più di 70 km considerando entrambi i lati della strada) di recinzioni elettriche, in aggiunta alle recinzioni di sicurezza già esistenti.



La segnaletica stradale dinamica sul percorso Lubiana - Kočevje avverte i conducenti della presenza di animali sul ciglio della strada. (Pavšek Z.)

Qui presentiamo il caso di un giovane orso telemetrato (B46-Slaven2) che ha evitato la recinzione elettrica installata lungo l'autostrada Rijeka-Zagabria percorrendo 3,9 km lungo di essa senza attraversarla e poi lo ha fatto usando il tunnel "Vršek". Sebbene non sia noto se quel giorno la recinzione elettrica fosse alimentata, è molto probabile che abbia comunque agito da barriera fisica e abbia deviato l'animale verso un'area di attraversamento sicura. L'orso non ha utilizzato il ponte verde "Dedin" per l'attraversamento, ma ha scelto un'area boscosa sopra il tunnel lungo 811 m. Tuttavia, precedenti studi di monitoraggio, sopra citati, hanno dimostrato che il ponte verde Dedin è utilizzato per l'attraversamento da mammiferi di grandi e medie dimensioni,

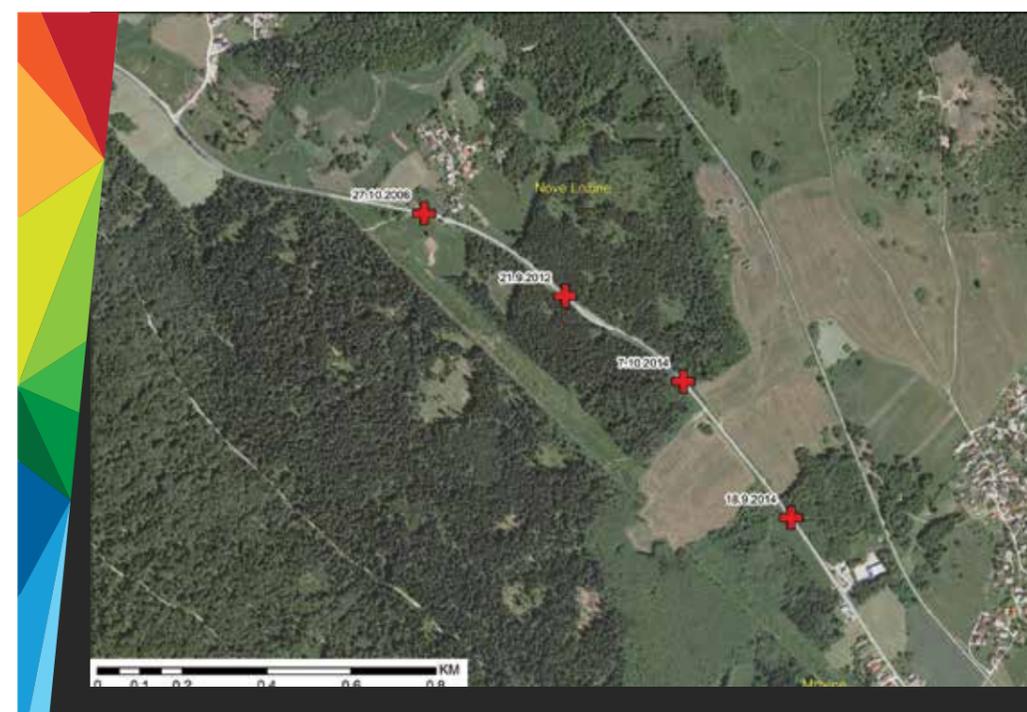


Il funzionamento dei segnali stradali dinamici e il comportamento degli animali lungo le strade sono stati monitorati anche tramite video-monitoraggio.

in media 15 volte al giorno, di cui 1,5 attraversamenti di orsi al giorno (Kusak et al. 2009). Alcuni orsi monitorati telemetricamente (come B30-Marko), che avevano già familiarità con il ponte verde Dedin, hanno mostrato chiaramente di esservi andati proprio con l'intenzione di attraversarlo, in entrambe le direzioni. L'orso B29, invece, ha utilizzato più spesso le gallerie di Sleme e Sopač, oltre al ponte verde di Dedin.

Uso dei segnali stradali dinamici sulla strada principale Lubiana - Kočevje

Tra il 2015 e il 2017 sono stati installati tre sistemi di segnaletica dinamica su tre tratti problematici della strada principale Lubiana - Kočevje: tra Zgornji Ložinami e Dolenje Vasja (Jasnica), tra Ortnek e Žlebič e a sud di Turjak. Lo scopo principale dell'installazione era quello di avvisare gli automobilisti e rallentare il traffico per evitare potenziali collisioni con la fauna selvatica, compresi gli orsi. I cartelli dinamici sono stati dotati di sensori in grado di rilevare gli animali di grandi dimensioni che si avvicinano alla strada. Se un orso (o ungulato) si avvicina, il cartello si illumina e segnala al conducente che un animale si sta avvicinando alla strada, rendendola più sicura ed evitando collisioni con qualsiasi grande mammifero.



Le X sulla mappa indicano i punti in cui sono stati installati dei segnali stradali dinamici per rallentare il traffico e aumentare l'attenzione dei conducenti nel tratto più critico della strada Lubiana-Kočevje.

Dopo l'installazione dei sistemi, è stato monitorato l'effetto dell'attivazione dei segnali dinamici sulla velocità dei veicoli, nei tratti interessati, per tre anni consecutivi. Sul palo del segnale dinamico è stato installato anche un contatore di traffico. Il confronto tra le velocità medie quando i segnali dinamici erano attivati e le velocità quando i segnali dinamici erano inattivi ha mostrato che in entrambe le località monitorate (Jasnica e Ortnek) la velocità dei veicoli di passaggio mentre i segnali dinamici erano attivi era significativamente inferiore rispetto alla velocità media dei veicoli che passavano davanti a un segnale non illuminato. Sui tratti selezionati, la velocità media è diminuita da 5,5 km a 18 km all'ora durante i singoli periodi di misurazione, indicando un effetto positivo della segnaletica dinamica sul comportamento dei conducenti.

Installazione di deterrenti acustici su tratti ferroviari selezionati in Slovenia

Sono stati installati dei dispositivi di dissuasione acustica (dispositivi elettronici che emettono ultrasuoni e infrasuoni e dotati di sensori per l'attivazione del suono quando i veicoli sono in avvicinamento) direttamente sui dissuasori stradali nei punti critici in termini di collisioni tra grandi carnivori e veicoli lungo la strada principale Lubiana – Kočevje, per un totale di 240 dissuasori acustici su 7,5 km di strade.

Sono stati installati deterrenti acustici anche sui tralicci dell'elettricità sulle tratte ferroviarie Rakek – Postojna e Postojna – Prestranek, nelle aree in cui l'ispezione sul campo indicava la possibilità di attraversamento da parte di animali selvatici (soprattutto orsi bruni).

Nel periodo di cinque anni (dal 2011 al 2015) in cui le misure di mitigazione di cui sopra non erano ancora state implementate, 9 orsi sono morti in incidenti stradali sui tratti della strada principale Lubiana - Kočevje presi in considerazione, il che equivale a una media di 1,8 orsi uccisi ogni anno. In seguito all'installazione di dispositivi acustici di dissuasione nel 2016 e di segnaletica stradale dinamica lungo i tratti più problematici della strada, la mortalità degli orsi si è ridotta a 1 e 0 all'anno. Ciò significa che il tasso medio di mortalità degli orsi in queste tratte si è ridotto a 0,7 casi all'anno, ovvero di oltre il 50%.

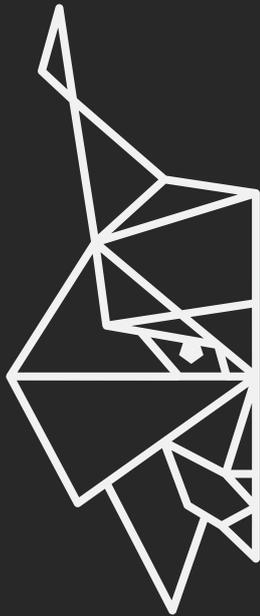
Sempre prima dell'installazione dei deterrenti acustici, sulle tratte ferroviarie tra Lubiana e Pivka sono stati registrati 15 decessi di orsi (in media 3 all'anno). Il risultato delle contromisure negli anni successivi è stato chiaramente favorevole, con una riduzione del 50% della mortalità degli orsi sulle linee ferroviarie tra il 2016 e il 2018. Dunque, in precedenza, il tasso di mortalità degli orsi sulla linea ferroviaria variava da 0 a 8 orsi all'anno, ma dopo l'attuazione delle misure è sceso a 0-2 animali all'anno (1,3 in media).



Installazione di dissuasori acustici sui tratti critici della ferrovia tra Rakek - Postojna e Postojna - Prestranek (Zaluberšek M.).

- 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.
- 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.
- Beier, P., 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *The Journal of Wildlife Management*, 228-237.
- 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.
- 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.
- 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.
- Breitenmoser, U., 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biological conservation*, 83(3), 279-289.
- 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.
- Breitenmoser-Würsten, C., Zimmermann, F., Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Capt, S., Vandell, 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.
- Brotans, 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.
- Buřka, L., Cerveny, 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.
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J. D. C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., Jerina, K., Kos, I., Křofel, M., Majčič, S., Skrbinišek, A., Potočnik, H., Skrbinišek, T., ... Anders, O., 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346(6216), 1517-1519.
- Chisholm M., Bates A., Vriend D., Cooper D., 2010. *Wildlife passage engineering design guidelines*.
- Clark, A. L., Sæther, B. E., Røskoft, E., 1997. Sex biases in avian dispersal: a reappraisal. *Oikos*, 429-438.
- Clevenger AP, Huijser MP, 2011. *Wildlife crossings structure handbook. Design and evaluation in North America*
- 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.
- Černe R., Bartol M., Ferjančič Lakota T., Groff C., Huber D., Jerina K., Knauer F., Majčič, S., Skrbinišek A., Reljić S., Skrbinišek 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)
- 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.
- Direktoratet for Naturforvaltning (2002). Slipp fisken fram! Fiskens vandringsmulighet gjennom kulverter og stikkrenner. *DN Handbok* 22-2002.
- 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.
- EuroNatur, 2010. TEWN Manual. Recommendations for the reduction of habitat fragmentation caused by transport infrastructure development. EuroNatur Foundation. Radolfzell.
- 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.
- Fležar U., Hočevar L., Sindičič 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.
- Fležar U., Hočevar L., Sindičič 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.
- 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.
- 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.
- Gehrig-Fassel, 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.
- Green Bridges: A literature review (NECR181), *Natural England*, July 2015, 56p
- Guisan, A., and Zimmermann, N. E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2-3), 147-186.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotans, 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Hanski, I., 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press.
- Herfindal, I., Linnell, J. D., Odden, J., Nilssen, 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.
- Heurich M, Hilger A, Küchenhoff H, Andrén H, Buřka 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.
- 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.
- Hočevar L., Fležar U., Křofel M (2020) Overview of good practices in Eurasian lynx monitoring and conservation. INTERREG CE 3/Lynx report. University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Ljubljana.
- Huber D., Kusak J., Frković A., 1998. Traffic kills of brown bears in Gorski Kotar, Croatia. *Ursus* 10:167-171.
- 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.
- luel, B., Bekker, G.J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlaváč, 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)
- 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.
- 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.
- 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.
- Jelenko, I., Poličnik, H., Pokorný, 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.
- 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).
- Jerina K., Křofel M., Mohorovič M., Stergar M., Jonozovič 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.
- Johnson WE, Onorato D, et al (2010) Genetic restoration of the Florida panther. *Science*, 329, 1641-1645.
- Kaczensky P., Knauer F., Krize B., Jonozovič M., Adamič M., Grossow H., 2003. The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia.
- 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.
- KORA (2017) SCALP Monitoring Report 2017. 1.
- 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.
- Křofel M., Fležar U., Hočevar L., Sindičič 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.
- Křofel M., Jerina K., Kijun 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.
- Křofel M., Skrbinišek 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.
- Křofel M., Jonozovič M., Jerina K., 2012. Demography and mortality patterns of removed brown bears in a heavily exploited population. *Ursus* 23(1):91-103 (2012)
- Křofel M., Jerina, K., 2012. Pregled konfliktov med medvedmi in ljudmi: vzroki in možne rešitve. *Gozdarski vestnik*, 70/2012, št. 5-6.
- Kuralt Z, 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.

59. Kusak, J., Huber, D., Gomerčić, 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>
60. Kvam, T., 1991. Reproduction in the European lynx. *Lynx lynx. Zeitschrift für Säugetierkunde*, 56, 146-158.
61. 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.
62. 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.
63. 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.
64. Mattisson J, Linnell JDC, 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>
65. Menotti-Raymond M, David VA, et al (1999) A genetic linkage map of microsatellites in the domestic cat (*Felis catus*). *Genomics*, 57, 9-23.
66. 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.
67. 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.
68. Molinari P, Molinari-Jobin A. 2001. Identifying passages in the Southeastern Italian Alps for brown bear and other wildlife. *Ursus* 12:131-134.
69. Molinari-Jobin A, Drouet-Hoguet N, et al (2020) SCALP Monitoring Report 2017 (1. May 2017 – 30. April 2018). KORA and Progetto Lince Italia.
70. 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.
71. 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.
72. 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.
73. Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Breitenmoser-Würsten, C.H., Woelzel, M., Staniša, C., Fasel, M., Stahl, P., Vandel, J.M., Rotelli, L., Kaczensky, P., Huber, T., Adamić, M., Koren, I., Breitenmoser, U., 2001. Pan-Alpine Conservation Strategy for the lynx. SCALP, Council of Europe, 1-19.
74. 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., Adamić, 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.
75. Murray, D. L., Boutin, S., 1991. The influence of snow on lynx and coyote movements: does morphology affect behavior?. *Oecologia*, 88(4), 463-469.
76. Okarma, H., Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Kowalczyk, R., Jedrzejewska, B., 1997. Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primal Forest, Poland. *Acta Theriologica*, 42(2), 203-224.
77. 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>
78. Palmero S, Belotti E, Bufka L, Gahbauer M, Heibl C, Premier J, Weingarh-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.
79. Petkovšek S.S., Pokorný B., Pavšek Z., Jerina K., Krofel 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.
80. Pilgrim KL, Mckelvey KS, Riddle AE, Schwartz MK (2005) Felid sex identification based on noninvasive genetic samples. *Molecular Ecology Notes*, 5, 60-61.
81. Pokorný, B., Marolt, J., Poličnik, H., 2008. Ocena učinkovitosti in vplivov zvočnih odvrtačalnih naprav kot sredstva za zmanjšanje števila trkov vozil z veliko 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. ERICo Velenje, 107 str.
82. Polanc P, Sindičić 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.
83. Potočnik H., Črtalič J., Kos I., & Skrbinec 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.
84. Potočnik, H., Al Sayegh-Petkovšek, S., De Angelis, D., Huber, D., Jerina, K., Kusak, J., Mavec, M., Pokorný, B., Reljić, S., Rodríguez, R. M., Skrbinec, 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.
85. Potočnik, H., Pokorný, B., Flajšman, K., Kos, I., 2019b. Evrazjski šakal. Zlatorogova knjižnica 42. Ljubljana: Lovska zveza Slovenije, 1-248.
86. Potočnik, H., Skrbinec, 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.
87. Pulliainen E., and Hyypä V., 1975. Winter food and feeding habits of lynx (*Lynx lynx*) in south-eastern Finland. *Suomen Riista* 26, 60-63.
88. 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/>
89. 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.
90. Roeber, C., M.S. Boyce, and G.B. Stenhouse. 2010. Grizzly bear movements relative to roads: application of step selection functions. *Ecography* 33:1113-1122.
91. Rovero F, Zimmermann F (2016) Camera trapping for wildlife research. Pelagic Publishing, UK, Exter.
92. Royle JA, Chandler RB, Sollmann R, Gardner B (2014) Spatial Capture-Recapture. Elsevier, Inc. 577 p.
93. Samelius, G., Andrén, H., Liberg, O., Linnell, J. D. C., Odden, J., Ahlqvist, P., Sködl, K., 2012. Spatial and temporal variation in natal dispersal by Eurasian lynx in Scandinavia. *Journal of Zoology*, 286(2), 120-130.
94. 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.
95. 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).
96. 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.
97. Schmidt, K., 1998. Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theriol* 43, 391-408.
98. Schmidt, K., 1999. Variation in daily activity of the freelifving Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Zoology*, 249(4), 417-425.
99. 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.
100. Signer, J., 2010. Distribution and Connectivity of Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in the Alps. ECONNECT, Austrian Environmental Agency, Vienna, 1-14.
101. Simonič 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 deželi Alpe-Adria: zbornik posvetovanja, Ljubljana, 29. in 30. junija 1992 (M. Adamić, ed.). Gozdarski Inštitut Slovenije, Ljubljana, Slovenija.
102. Skrbinec T (2017) Collecting lynx noninvasive genetic samples. Instruction manual for field personnel and volunteers. Ljubljana.
103. Skrbinec 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.
104. Skrbinec, 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.
105. Sliječević 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.
106. Staniša, C., Huber, T., 1997. Kolikšen je življenjski prostor največje evropske mačke? LZS, Ljubljana. Lovca, 80, 59-61.
107. Stenseth, N. C., Shabbar, A., Chan, K. S., Boutin, S., Rueness, 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.
108. Stergar M, Sliječević V (2017) Lynx camera trapping guidelines. Technical report for A3 action of LIFE Lynx project: 9p.
109. 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.
110. 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.
111. 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.
112. 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>
113. Waser, P. M., Strobeck, C., Paetkau, D., 2001. Estimating interpopulation dispersal rates. *Conservation biology series-Cambridge*, 484-497.
114. 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.
115. 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.
116. 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.
117. Wilson, S. M., R. Černe, et al. (2019) Population level reinforcement plan. Technical report for A4 action of LIFE Lynx project. Slovenia Forest Service, Ljubljana.
118. Worton, B. J., 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in homerange studies. *Ecology*, 70(1), 164-168.
119. Zimmermann F, Breitenmoser-Uürsten 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.
120. 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).
121. 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.
122. 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.
123. Zimmermann, F., Breitenmoser-Würsten, C., Breitenmoser, U., 2005. Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Journal of Zoology*, 267(4), 381-395.



Titolo: Considerazione e integrazione della connettività e della idoneità spaziale per la lince nei processi di pianificazione territoriale

Autori: 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

Editore: Hubert Potočnik

Traduzione: Federica Stranieri

Fotografie di: 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

Immagine di copertina: Miran Krapež

© Università di Lubiana, 2023

Publicato dalla Facoltà di Biotecnologie,
Dipartimento di Biologia dell'Università di Lubiana.

Design e rilegatura: Agena d.o.o.

Stampa:

Copie: 300

Prima edizione

Lubiana, aprile 2023

Questa pubblicazione è stata realizzata nell'ambito del progetto LIFE Lynx - con il supporto finanziario del LIFE Lynx.

La pubblicazione è disponibile gratuitamente in formato digitale all'indirizzo:
<http://www.lifelynx.eu>

SUL PROGETTO

Acronimo: LIFE Lynx

Nome del progetto: Prevenire l'estinzione della lince nei Monti Dinarici e nelle Alpi Sud-Orientali con misure di rinforzo e conservazione

Codice del progetto: LIFE16 NAT/SI/000634

È possibile seguirci anche su Facebook (www.facebook.com/LIFELynx.eu)

E-mail: life.lynx.eu@gmail.com



LIFE16 NAT/SI/000634

Partner



Univerza v Ljubljani



Co-finanziatori



REPUBLIKA SLOVENIJA
MINISTRSTVO ZA OKOLJE IN PROSTOR



GOVERNMENT OF THE REPUBLIC OF CROATIA
Office for Cooperation with NGOs

EUFONATUR



FOND ZA ZAŠTITU OKOLJA I
ENERGETSKU UŠTEDNOST