



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DEL PIEMONTE ORIENTALE

DIPARTIMENTO DI SCIENZE E INNOVAZIONE TECNOLOGICA

Dottorato in Scienze Ambientali, Acque interne e Agroecosistemi

XXVIII ciclo

**INCIDENTI STRADALI CON IL COINVOLGIMENTO DI UNGULATI SELVATICI IN
ITALIA NORD-OCCIDENTALE**

CANDIDATO: dott. Nicola Putzu

TUTOR: dott. Stefano Fenoglio

COTUTOR: dott. Paolo Tizzani

COORDINATORE: prof. Giorgio Malacarne

ANNO ACCADEMICO 2015-2016

A Clem, con amore

Indice

Capitolo 1 - Introduzione	5
1.1 Premessa	5
1.2 Road ecology	9
1.3 Ungulati	12
1.3.1 Capriolo	13
1.3.2 Cinghiale	17
1.3.3 Cervo	20
1.3.4 Altri ungulati.....	24
1.4 Incidenti stradali con ungulati	26
1.5 Prevenzione e mitigazione degli incidenti con ungulati.....	32
1.5.1 Misure che agiscono sulla presenza e comportamento degli animali	33
1.5.2 Misure che agiscono sul comportamento dei conducenti dei veicoli.....	39
1.5.3 Misure che agiscono sull'accessibilità della strada agli animali.....	44
Capitolo 2 – Scopo della ricerca	49
Capitolo 3 – Area di studio	51
Capitolo 4 – Provenienza dei dati.....	54
Capitolo 5 – Analisi della distribuzione temporale delle collisioni.....	57
5.1 Introduzione	57
5.2 Metodi	59
5.3 Risultati.....	61
5.4 Discussione.....	65
Capitolo 6 – Analisi della distribuzione spaziale delle collisioni.....	74
6.1 Introduzione	74
6.2 Metodi	78
6.3 Risultati.....	84
6.4 Discussione.....	91
Capitolo 7 – La stima di densità degli ungulati con metodo indiretto	97
7.1 Introduzione	97
7.2 Metodi	99
7.3 Risultati.....	102

7.4 Discussione	104
Capitolo 8 – Conclusioni	107
Ringraziamenti	109
Bibliografia	111
Allegato I - Articolo pubblicato su rivista ISI con Impact Factor	127

Capitolo 1 - Introduzione

1.1 Premessa

Negli ultimi decenni l'Europa è stata interessata da un fenomeno di espansione nel numero e nella distribuzione degli animali selvatici di medie-grandi dimensioni (Deinet et al. 2013). Il trend è stato particolarmente evidente per gli ungulati, mammiferi erbivori presenti su gran parte del continente europeo (Apollonio et al. 2010; Linnell et al. 2010). L'Italia rientra tra i Paesi in cui questa tendenza è stata più rilevante. E' possibile affermarlo sulla base dei confronti tra le consistenze degli ungulati stimate nel 1980 con quelle disponibili per i tre decenni successivi (Tabella 1 - Apollonio 2004; Tabella 2 – Raganella Pelliccioni et al. 2013).

Specie	Consistenza 1980	Consistenza presente studio	Consistenza 1996-1998	% incrementi
Capriolo	103.000	268.845	241.371	61,7-57,3
Daino	6.000	22.880	15.560	73,8-61,4
Cervo	7.800	35.064	30.597	77,8-74,5
Muflone	5.000	8.790*	8.169	43,1-38,8
Cinghiale	-	270.000**	200.000*	-
Camoscio alpino	60.000	116.267	115.394	48,4-48,0
Stambecco	4.500	12.300*	11.960	63,4-62,4

Tabella 1 - (da Apollonio 2004) Consistenza ed incremento numerico percentuale degli ungulati selvatici in Italia dal 1980 al 1999. Dati desunti da: Fozzer (1981), Perco Fr. (1981), Tosi e Perco Fr (1981) per le consistenze relative al 1980, da Pedrotti et al (2001) per quelle del periodo 1996-98; - = dato non disponibile; * = stimata con informazioni sulla presenza; ** = stimata con informazioni sul prelievo.

Nell'arco di trent'anni si è passati da meno di 400.000 a più di 1 milione di animali e, tenuto conto delle difficoltà di stima delle popolazioni di cinghiale, si può ipotizzare con un buon margine di sicurezza un triplicamento delle consistenze di ungulati nel nostro Paese in questo arco temporale. Carnevali e collaboratori (2009) ritengono che nel 2005 i cinghiali presenti sul territorio nazionale non fossero meno

di 600.000, dato che confermerebbe la specie come l'ungulato con la consistenza maggiore in Italia. A seguire si colloca il capriolo, il quale è presente con almeno mezzo milione di esemplari sul territorio italiano.

Specie	Areale occupato (Km ²)	N. di province in cui è presente	N. di province in cui è oggetto di prelievo	Consistenza (2010)	Tendenza rispetto al 2000	Carniere (2009-2010)
<i>Capriolo</i>	145.000	71	45	457.794	+35%	70.170
<i>Cervo</i>	54.000	58	22	67.788	+54%	10.032
<i>Daino</i>	5.000	60	23	17.697	-18%	3.770
<i>Camoscio</i>	42.000	23	19	131.714	+7%	12.889
<i>Muflone</i>	8.500	42	23	19.670	+92%	1.913
<i>Stambecco</i>	5.000	16	-	15.780	+21%	-

Tabella 2 – (da Raganella Pelliccioni et al. 2013) Status e tendenza delle popolazioni di Ungulati presenti in Italia (Banca Dati Ungulati, report 2006-2010).

Le cause di questa espansione sono da ricercare nel processo di progressivo abbandono delle aree montane da parte dell'uomo (Ramankutty & Foley 1999) e nel conseguente aumento della superficie forestale (Agnoletti 2007). Le popolazioni umane che hanno abitato in aree di montagna appartenevano ad una società basata su un'economia di sussistenza, con un forte sfruttamento delle risorse naturali dei territori circostanti. L'uso del legname per le costruzioni e come combustibile, unito alla necessità di terreni per l'agricoltura, comportò una forte riduzione delle superfici forestali presenti. Questa contrazione delle aree boscate si è riflessa sulla disponibilità di importanti aree di rifugio per alcune specie di ungulati, che subirono il ridursi dei territori vocati, con la contemporanea presenza di una caccia continua nei loro confronti, in quanto fonti di proteine animali. In molti territori si assistette quindi all'estinzione delle popolazioni animali presenti o comunque ad una loro forte contrazione, sia nel numero che nell'areale occupato. Il recupero del bosco di questi ultimi decenni, unito ad un'accresciuta protezione nei confronti della fauna e degli habitat da essa occupati (Deinet et al. 2013), ha permesso il ritorno di specie tipiche di ambienti forestali come il capriolo, il cervo e il cinghiale dalle aree in cui erano scomparsi (Fenoglio 2015). E' da evidenziare che ha concorso a questa dinamica

anche l'implementazione di operazioni di reintroduzione e ripopolamento, che spesso hanno accelerato i tempi di recupero delle cenosi animali (Mattioli et al. 2001; Apollonio 2004; Carnevali et al. 2009).

All'espansione di queste popolazioni di ungulati si è affiancata la contemporanea crescita della popolazione umana, la quale, come è stato evidenziato, ha spostato e concentrato i suoi insediamenti in aree di pianura e di fondovalle e in qualche caso nella fascia pedemontana. Le aree montane, invece, hanno subito uno spopolamento continuo a partire dal dopoguerra, con il quale sono calate drasticamente le attività svolte da chi la montagna la viveva quotidianamente (MacDonald et al. 2000). Lo sviluppo di un'economia più globale e meno locale ha comportato maggiori esigenze di collegamento tra i territori, la necessità di tempi di spostamento rapidi tra centri di produzione e centri di consumo di beni e servizi è stata soddisfatta con l'ampliamento della rete stradale. La continua crescita della superficie coperta da strade si è dovuta scontrare con la continua crescita del numero di corridoi ecologici sfruttati dagli animali, con la conseguenza che in molti casi i passaggi degli ungulati hanno incrociato e attraversato in più punti le strisce d'asfalto presenti nel territorio. L'incontro tra i bisogni di movimento delle popolazioni animali lungo i propri corridoi ecologici e l'accresciuto traffico veicolare presente sulle strade che incrociano queste rotte è sfociato in un aumento esponenziale del numero di collisioni tra mezzi motorizzati e ungulati (Groot-Bruinderink & Hazebroek 1996; Apollonio et al. 2010; Langbein et al. 2011). Questa tipologia di incidenti, oltre ad avere conseguenze letali per gli animali coinvolti, spesso determina ingenti danni di tipo economico ai veicoli e di tipo sanitario ai conducenti implicati in questi sinistri (Conover et al. 1995; Joyce & Mahoney 2001; Cramer et al. 2015). Per questi motivi il fenomeno ha ricevuto e sta continuando a ricevere l'interesse crescente da parte dei gruppi di ricerca di varie parti del globo.

L'analisi del fenomeno degli incidenti stradali con il coinvolgimento di fauna ungulata risulta essere un problema di tipo multidisciplinare. Per poter dare delle risposte concrete a questa tipologia di eventi, nel tentativo di prevenirli nel migliore dei casi o comunque almeno mitigarli, si rende necessario affrontarli con strumenti

che fanno capo a differenti discipline di studio. Sono interessate l'eco-etologia delle specie coinvolte, l'analisi degli impatti che le collisioni comportano sulla salute pubblica, la pianificazione, la progettazione e la gestione di interventi ingegneristici che minimizzino gli effetti delle reti di trasporto. Si devono quindi integrare diversi livelli, anche se il punto di partenza rimane comunque la presenza contemporanea di animali e di veicoli nel medesimo luogo. Un esempio di questa interdisciplinarietà è dato dalla modellizzazione del rischio di incidente sulla base delle caratteristiche ambientali correlate alla presenza o meno di collisioni. La conoscenza dei principali fattori che guidano la dislocazione dei punti caldi, ovvero punti nei quali con frequenza animali e veicoli hanno incontri ravvicinati, può aiutare tecnici, enti amministrativi e tutti coloro che a vario titolo prendono decisioni sulle infrastrutture di trasporto, a pianificare e progettare in modo meno impattante le nuove strade, o perlomeno ad ottimizzare la localizzazione delle misure di mitigazione sulle strade già esistenti (Meisinger et al. 2014).

Alla fine del XX secolo questa esplosione del fenomeno su aree geografiche man mano più estese ha fornito un terreno fertile alla nascita di una nuova branca dell'ecologia, la *road ecology*. Questa disciplina studia specificatamente l'interazione strade-ecosistemi, occupandosi della complessa rete di relazioni che la caratterizza. La ricerca presentata in questo elaborato si inserisce pienamente in questo settore dell'ecologia, del quale si offre una breve descrizione nel paragrafo seguente.

1.2 Road ecology

Il termine "road ecology" è stato coniato dall'ecologo del paesaggio Richard Forman in un lavoro della fine del secolo scorso (Forman 1998). Essa fa riferimento ad un tema emergente della ricerca ecologica, costruito sull'evidenza crescente che le strade stanno producendo effetti drammatici sulle componenti, i processi e le strutture degli ecosistemi. Le cause di questi effetti sono legate tanto all'ingegneria quanto alla pianificazione dell'utilizzo del territorio e alle politiche di trasporto (Coffin 2007). In sostanza, le strade influenzano gli ecosistemi sia sul piano abiotico (es. cambiamenti nell'idrologia, introduzione di inquinanti chimici) che sul piano biotico (es. mortalità per investimento, effetto barriera agli spostamenti di animali) e da questi piani sono a loro volta influenzate. La componente di maggior interesse per gli scopi di questa ricerca è la mortalità degli animali legata ad investimento.

Gli impatti delle strade sulla fauna sono documentati fin dalla prima metà del XX secolo (Stoner 1925; Pickles 1942; Haugen 1944). Soltanto a partire dagli anni settanta, però, il fenomeno è stato studiato in modo più approfondito (Bellis & Graves 1971; Oxley et al. 1974; Falk et al 1978; Rost & Bailey 1979). Il numero di individui coinvolti dagli investimenti è stato ed è molto alto, per dare un'idea della dimensione del fenomeno si pensi che negli USA il numero di vertebrati uccisi sulle strade ha sorpassato quelli cacciati (Forman & Alexander 1998). In alcuni contesti purtroppo la minaccia non è unicamente per il singolo individuo ma può estendersi a livello di popolazione, arrivando ad interessare gli aspetti conservazionistici di determinate specie. In Australia, ad esempio, le collisioni stradali hanno minacciato la sopravvivenza delle popolazioni di bandicoot dal naso lungo (*Perameles nasuta*), di koala (*Phascolarctos cinereus*) e di wallabia (*Wallabia bicolor*) con il conseguente rischio di estinzione a scala locale (Ben-Ami and Ramp 2005). In certi contesti l'impatto ha assunto dimensioni sopra locali e ha influenzato le dinamiche di popolazione di alcune specie su ampi territori, come è avvenuto in Olanda, dove il traffico stradale ha provocato una diminuzione del 30% della densità del riccio (*Erinaceus europaeus*; Huijser & Bergers 2000).

Le collisioni generate dalla presenza contemporanea di veicoli ed animali sulle strade sono sostanzialmente causate e ricollegabili a quattro schemi di comportamento, che caratterizzano la fauna occupante gli habitat attorno alla rete viaria (Bennett 1991): i movimenti locali per l'alimentazione, la dispersione tra popolazioni separate, i movimenti migratori a lunga distanza e l'espansione dell'*home range* locale.

Questi movimenti sono sempre inseriti all'interno di una rete ecologica, ovvero di un sistema interconnesso di habitat a diversa naturalità. La rete ecologica a sua volta è costituita da quattro elementi collegati tra di loro (Figura 1):

- la aree centrali o *core areas*, che rappresentano le zone ad alta naturalità all'interno delle quali le specie sono in grado di svolgere tutte le proprie funzioni vitali;
- le fasce di protezione o *buffer zones*, che formano delle zone di transizione tra le aree a maggiore e minore naturalità, garantendo un passaggio graduale tra di esse;
- le fasce di connessione o corridoi ecologici, formati da strutture lineari e continue del paesaggio, di varie forme e dimensioni, che connettono tra loro le *core areas* permettendo la mobilità delle specie e il loro interscambio genetico;
- le aree sparse o *stepping stones*, che sono aree di piccola superficie capaci di consentire il passaggio degli animali in situazioni critiche, grazie alla loro posizione strategica.

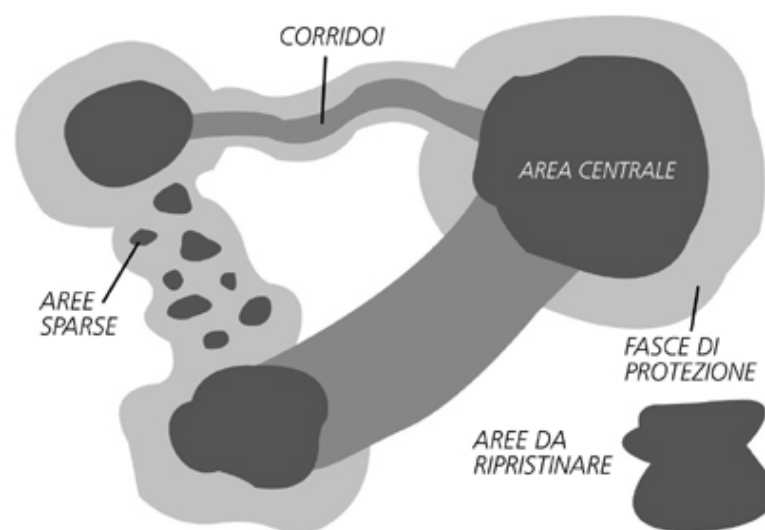


Figura 1 - Schema degli elementi di rete ecologica (Consiglio d'Europa 1998, mod., <http://www.infosardegna sostenibile.it>).

La sovrapposizione tra gli elementi della rete ecologica e quelli della rete dei trasporti genera le frizioni alla base del fenomeno delle collisioni con la fauna. Gli schemi di utilizzo delle reti ecologiche non sono univoci tra i differenti gruppi animali, in virtù delle differenze che caratterizzano la nicchia ecologica di una specie rispetto ad un'altra. Questo è il motivo per il quale l'ecologia animale gioca un ruolo importante nello studio dei fenomeni di mortalità stradale. Definire quali siano i fattori che influenzano maggiormente la dislocazione temporale e spaziale dell'investimento di un gruppo o una specie animale, rispetto agli altri gruppi e alle altre specie, permette di tarare in modo più specifico la prevenzione e la mitigazione. Il compito della "*road ecology*" applicata agli incidenti con la fauna risulta quindi quello di comprendere dove, quando e perché essi avvengono, così da fornire strumenti con i quali decidere dove, quando e come possono essere evitati.

1.3 Ungulati

La presente ricerca è stata incentrata sugli ungulati selvatici, un gruppo di mammiferi caratterizzati dalla presenza degli zoccoli nella parte terminale degli arti. La scelta è ricaduta su di essi poiché rappresentano una componente rilevante del fenomeno degli incidenti stradali con la fauna, derivante sia dal loro elevato numero che dalle loro dimensioni medio - grandi, con una conseguente "maggiore pericolosità" per veicoli e conducenti in caso di investimento, rispetto a quanto succede quando sono coinvolti altri gruppi animali.

Gli ungulati sono quasi esclusivamente erbivori, spesso particolarmente adattati alla corsa. In Europa sono presenti 15 specie autoctone e 5 alloctone, queste ultime frutto dell'introduzione da parte dell'uomo in tempi recenti (Mustoni et al. 2002). La suddivisione o meno dello stomaco consente di ripartire le specie in due sottordini: i *Suiformes* che sono monogastrici e i *Ruminantia* che possiedono quattro cavità differenti a formare lo stomaco (rumine, reticolo, omaso e abomaso). Il cinghiale è un tipico rappresentante del primo sottordine, il capriolo del secondo.

In Italia sono presenti otto specie di ungulati selvatici. La distribuzione degli ungulati italiani si presenta molto difforme da specie a specie: il cinghiale (*Sus scrofa*) è la specie più diffusa essendo presente nell'83,5% delle province italiane, segue il capriolo (*Capreolus capreolus*) con il 64,1%, il daino (*Dama dama*) con il 52,4%, il cervo (*Cervus elaphus*) con il 44,7%, il muflone (*Ovis aries*) con il 32%, il camoscio alpino (*Rupicapra rupicapra*) e lo stambecco (*Capra ibex*) rispettivamente con il 21,4 ed il 14,6% ed infine il camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*) con il 3,9% (Apollonio 2004). La reintroduzione delle specie nei territori dai quali risultavano estinte ha contribuito a colmare le lacune della distribuzione naturale di molte di esse (Mattioli et al. 2001; Apollonio 2004; Meneguz 2007; Carnevali et al. 2009).

Viene fornita una breve descrizione delle specie interessate da questo lavoro, con un maggiore approfondimento su quelle più frequentemente coinvolte nel fenomeno incidenti stradali nel territorio di studio.

1.3.1 Capriolo

Superordine:	<i>Ungulata</i>
Ordine:	<i>Artiodactyla</i>
Sottordine:	<i>Ruminantia</i>
Famiglia:	<i>Cervidae</i>
Sottofamiglia:	<i>Odocoileinae</i>
Genere:	<i>Capreolus</i>
Specie:	<i>Capreolus capreolus</i> Linnaeus, 1758

Il capriolo è il cervide più comune sia a livello italiano che europeo. Ha modeste dimensioni e il peso che possono raggiungere gli adulti non supera i 28 kg. I maschi sono caratterizzati dalla presenza di un palco caduco, il quale viene perso nei mesi autunnali, ricresce nei mesi invernali e si rende evidente nella sua interezza nei mesi primaverili ed estivi (Figura 2).



Figura 2 - Capriolo maschio con il palco in ricrescita (foto F. Avondetto).

L'habitat ideale del capriolo è quello composto da un mosaico di ambienti aperti (prato-pascoli) alternati ad ambienti chiusi (boschi di latifoglie) e questo comporta una preferenza per le zone di ecotono. E' comunque una specie dotata di estrema adattabilità agli ambienti disponibili ed in mancanza di quelli preferenziali

non disdegna gli habitat di ripiego che forniscano le risorse minime indispensabili alla sopravvivenza. Anche la presenza dell'uomo viene tollerata se sono presenti aree di rifugio poco disturbate, utilizzabili nelle ore diurne. Queste capacità rendono quindi possibile al capriolo la presenza in habitat molto differenti tra loro. E' possibile infatti rilevarne la presenza sia nella pianura trasformata dall'agricoltura intensiva che nelle aree naturali e semi-naturali presenti nelle fasce pedemontane, montane e alpine. L'innevamento intenso e prolungato può comunque rappresentare un fattore limitante alla presenza della specie, soprattutto in zone carenti di quartieri di svernamento.

La distribuzione del capriolo a livello italiano (**Figura 3**, Carnevali et al. 2009) mostra l'occupazione prevalente delle aree montane, in particolare Alpi e Appennino centro-settentrionale. Le aree di collina e pianura sono occupate in modo meno omogeneo, ma l'aumento delle densità con la conseguente saturazione degli spazi ecologici nelle aree montane, sta implicando un ampliamento degli areali delle popolazioni verso i territori a quote più basse.

Nella parte meridionale della Penisola sono invece presenti nuclei sparsi di capriolo, residui della sottospecie italica (*Capreolus c. italicus* Festa, 1925), endemica di questa zona d'Italia. Per quanto riguarda il Piemonte, la situazione attuale si è evoluta ulteriormente rispetto a quanto visibile nella Figura 3, che fa riferimento alla distribuzione del 2006. La specie ha espanso maggiormente il suo areale di distribuzione, colmando parte delle lacune presenti nelle zone di collina e di pianura. Ciò è stato particolarmente evidente nella Provincia di Cuneo, dove il capriolo è presente oramai senza soluzione di continuità, pur con densità molto differenti da un territorio all'altro.

Dal punto di vista sociale, nel capriolo si osservano differenze a seconda della stagione presa in considerazione. In primavera ed estate i maschi tendono ad essere solitari e le femmine a riunirsi nei piccoli gruppi familiari, mentre in autunno e più marcatamente in inverno si assiste alla formazione di gruppi più grandi e con presenza sia di femmine che di maschi adulti. La disgregazione delle associazioni invernali solitamente coincide con il graduale allontanamento dai gruppi sia dei

maschi adulti che dei maschi giovani (nati nell'anno precedente). Le femmine adulte gravide nei mesi successivi partoriscono i piccoli e, fino alla formazione dei gruppi dell'inverno seguente, conducono una vita in compagnia dei nuovi nati e della figlia giovane (1 o 2 anni di età), salvo una breve parentesi estiva dedicata agli accoppiamenti.



Figura 3 – *Distribuzione del capriolo aggiornata al 2006 (da Carnevali et al. 2009).*

I ritmi di attività sono concentrati nei periodi a cavallo dell'alba e del tramonto nelle aree aperte, soprattutto in zone caratterizzate da un maggiore disturbo diurno legato alla presenza dell'uomo. Trattandosi di un animale ruminante, la nutrizione prevede inizialmente l'ingestione del cibo nelle aree di foraggiamento e successivamente una seconda masticazione, maggiormente prolungata, la ruminazione, che può essere effettuata anche lontano dalle zone di alimentazione.

Questo sistema consente ai caprioli di alimentarsi nelle aree aperte nei periodi crepuscolari - notturni, ritenuti più sicuri, e di continuare la digestione nelle aree di rifugio nei periodi diurni, ritenuti meno idonei ad un'attività allo scoperto per un'eccessiva visibilità ai potenziali predatori. L'alimentazione in aree chiuse, ricche di sottobosco, è invece svolta con maggiore omogeneità nell'arco delle ventiquattro ore. In contesti particolari, ad esempio nelle aree protette e nei territori a bassa densità umana, questi ritmi possono essere modificati e si può assistere ad animali che si alimentano in aree aperte anche durante le ore diurne.

Il capriolo è un animale che ha un ottimo *status* conservazionistico nella Penisola, se si eccettua la sottospecie italiana che necessita di una gestione *ad hoc*. La distribuzione ampia e le consistenze elevate hanno permesso alla specie di tornare ad occupare un ruolo molto importante a livello venatorio per l'Italia centro-settentrionale. Il Piemonte è pienamente incluso in questo recupero della gestione ottimale della specie e in buona parte del territorio regionale essa viene cacciata mediante selezione e senza uso di cani, con piani di abbattimento tarati sulle consistenze stimate attraverso censimenti specifici. I periodi di caccia sono diversi nel territorio regionale a seconda dell'area interessata e dell'ente gestore designato a occuparsi della pianificazione venatoria.

1.3.2 Cinghiale

Superordine:	<i>Ungulata</i>
Ordine:	<i>Artiodactyla</i>
Sottordine:	<i>Suiformes</i>
Famiglia:	<i>Suidae</i>
Sottofamiglia:	<i>Suinae</i>
Genere:	<i>Sus</i>
Specie:	<i>Sus scrofa</i> Linnaeus, 1758

Il cinghiale è l'ungulato più diffuso in Italia, sia come consistenza totale di capi che come distribuzione. E' caratterizzato da un corpo tozzo ed allungato, con una testa grande e un treno anteriore sproporzionato rispetto a quello posteriore (Figura 4). Gli esemplari adulti superano gli 80 kg di peso e i maschi adulti possono raggiungere i 150 kg e in alcuni casi superarli.



Figura 4 – Cinghiale (foto di Alessio di Leo).

Il cinghiale è un animale estremamente opportunisto, capace di vivere in un'ampia varietà di ambienti con alti livelli di tolleranza della presenza umana. Le aree più vocate alla presenza del cinghiale sono i boschi decidui alternati a zone arbustive e zone aperte prative. La sua presenza è stata registrata dal livello del mare fino agli orizzonti montani. La quantità di neve al suolo e il suo tempo di permanenza sono entrambi fattori fortemente limitanti la presenza del cinghiale, il quale infatti

mostra difficoltà nella colonizzazione degli ambienti alpini di alta quota. L'esistenza di zone boscate, anche di piccolissime dimensioni, utili come siti di rifugio, e la disponibilità di acqua, rappresentano gli altri fattori altrettanto importanti che la specie tiene in considerazione per l'insediamento in un territorio.



Figura 5 - Distribuzione del cinghiale aggiornata al 2006 (da Carnevali et al. 2009).

La distribuzione della specie copre tutta la penisola italiana e si estende alle due isole maggiori (**Figura 5** – Carnevali et al. 2009). La pratica diffusa di introduzioni di animali per scopi venatori, spesso effettuata in modo illegale e con soggetti provenienti dall'estero, ha favorito la ricolonizzazione del territorio italiano in tempi brevi nella seconda metà del XX secolo, ma ha contemporaneamente generato problemi a livello genetico (ibridazione dei ceppi autoctoni), a livello gestionale (maggiori danni alle colture e ad altre attività dell'uomo) e a livello conservazionistico (impatto dell'attività del cinghiale su specie in pericolo di estinzione). In Piemonte la specie occupa tutto il territorio regionale, pur con delle disparità marcate nelle

consistenze tra le diverse zone. Le aree maggiormente popolate risultano essere quelle collinari o pedemontane, le quali ospitano le densità più elevate, mentre le aree di pianura ad agricoltura intensiva e le aree alpine mostrano presenze di animali più contenute.

Tendenzialmente i maschi adulti conducono vita solitaria mentre le femmine vivono in gruppi formati da più nuclei famigliari, che ospitano i nuovi nati e gli esemplari giovani nati negli anni precedenti. I maschi abbandonano questi nuclei intorno ai 2-3 anni di età. Il periodo degli accoppiamenti si svolge principalmente in autunno, con i parti nella primavera-estate, ma in presenza di condizioni particolarmente favorevoli è possibile più di un evento riproduttivo all'anno.

L'attività del cinghiale è quasi totalmente concentrata nelle ore notturne, durante le quali si svolgono gli spostamenti e l'alimentazione. Nei periodi diurni gli animali solitamente stazionano in aree di rifugio dotate di buona copertura della vegetazione, che devono permettere un certo grado di mimetizzazione dai potenziali predatori. L'alimentazione è di tipo opportunistica e copre un ampio spettro alimentare. Spazia dai tuberi ai germogli ai frutti (le ghiande e le castagne sono particolarmente apprezzate) a livello vegetale, ma a differenza degli altri ungulati presenti in Italia la nutrizione non è esclusivamente erbivora e non è raro lo sfruttamento di fonti alternative quali insetti, piccoli vertebrati e carogne.

La specie è caratterizzata da un andamento demografico che in presenza di condizioni favorevoli è in grado di produrre incrementi molto elevati nelle singole popolazioni, favoriti dalla nascita di 4-5 piccoli per singolo parto. Negli ultimi decenni il cinghiale, grazie a questa dinamica di popolazione, è riuscito ad aumentare in modo esponenziale sia le consistenze che gli areali occupati.

Dal punto di vista venatorio, la caccia al cinghiale ha una diffusione a scala nazionale e spesso viene ritenuta, erroneamente, come unico metodo capace di limitare i danni che la specie è in grado di arrecare alle attività antropiche. Si tratta di un tipo di caccia che viene effettuata principalmente con il metodo della battuta o braccata, con l'uso dei cani, ma in alcuni ambiti di gestione venatoria è incentivata anche la caccia di selezione senza uso del cane. La caccia al cinghiale ha una gestione

più superficiale rispetto ad altre specie di ungulati. Circa il 50% delle province dove il cinghiale è cacciato non raccolgono statistiche di prelievo, e solo il 35% tentano di effettuare stime di consistenza (Apollonio 2004). E' comunque necessario rimarcare l'estrema difficoltà ad applicare un metodo di stima delle popolazioni preciso ed affidabile al pari di quelli esistenti per gli altri ungulati. L'eco-etologia del cinghiale è più consona al calcolo di trend temporali delle popolazioni piuttosto che di stime di densità. I piani di abbattimento conseguentemente non sono tarati sulle consistenze effettive, bensì su quantità massime di capi prelevabili per squadra di battuta o cacciatore. In Piemonte la caccia al cinghiale viene svolta nei mesi compresi tra settembre e dicembre.

1.3.3 Cervo

Superordine:	<i>Ungulata</i>
Ordine:	<i>Artiodactyla</i>
Sottordine:	<i>Ruminantia</i>
Famiglia:	<i>Cervidae</i>
Sottofamiglia:	<i>Cervinae</i>
Genere:	<i>Cervus</i>
Specie:	<i>Cervus elaphus</i> Linnaeus, 1758

Il cervo è un ungulato presente in modo discontinuo in Europa e in Italia. Si tratta di un animale di grandi dimensioni che possiede una struttura corporea elegante e slanciata. Nel maschio adulto l'altezza al garrese può arrivare fino a 140 cm e il peso fino a 250 kg. La femmina ha dimensioni più contenute, pur con un peso che negli animali adulti raramente risulta inferiore ai 70 kg (Mustoni et al. 2002). I maschi sono caratterizzati dalla presenza di un palco caduco, il quale viene perso nei mesi primaverili, ricresce nei mesi estivi e si rende evidente nella sua interezza nei mesi autunnali ed invernali.

La specie si adatta a differenti tipologie ambientali con una capacità di sopravvivenza in un ampio *range* altitudinale. Sono note popolazioni di pianura, così come popolazioni di alta montagna. Il bosco aperto con presenza di zone aperte e un modesto rilievo orografico rappresentano l'ambiente ideale per il suo insediamento, ma l'alta pressione antropica lo ha spinto a frequentare sempre più spesso il bosco chiuso e l'orizzonte montano, lontano dall'intensa presenza umana. L'insediamento in ambiente montano, rispetto alla fasce altitudinali inferiori, comporta comunque la necessità della presenza di aree adatte allo svernamento e all'estivazione, tenuto conto dell'alta variabilità climatica e alimentare che caratterizzano queste zone nell'arco dell'anno. La loro carenza può implicare un'eccessiva densità di animali nelle poche aree idonee, con il conseguente impatto sulla componente forestale che risulta così sovra sfruttata e incapace di rinnovarsi.

L'occupazione prevalente di aree montane nelle popolazioni italiane risulta evidente dall'osservazione della distribuzione sul territorio nazionale (**Figura 6** – Carnevali et al. 2009).

La distribuzione attuale è stata fortemente influenzata da ripetute reintroduzioni (Mattioli et al. 2001), che hanno avuto lo scopo di ristabilire un numero sempre maggiore di popolazioni vitali in alcune delle aree per le quali erano presenti documenti che attestavano la presenza della specie nel passato. Per quanto riguarda i nuclei presenti in Sardegna, è necessario precisare che non appartengono alla sottospecie presente in Italia e nel resto d'Europa (*Cervus e. hippelaphus* Erxleben 1777), bensì alla sottospecie sarda (*Cervus e. corsicanus* Erxleben 1777). Il Piemonte ha potuto beneficiare di una decina di interventi di reintroduzione a partire dagli anni '60 fino ai primi anni del XXI secolo (Mattioli et al. 2001; Carnevali et al. 2009). Ciò ha permesso alla specie di riprendere il possesso dei territori vocati presenti nelle vallate alpine in cui sono stati svolti gli interventi. Con il passare degli anni le popolazioni hanno espanso i propri areali, con il risultato che i nuclei dell'arco alpino piemontese sono sempre meno isolati tra loro e sono invece sempre più frequenti gli scambi genetici tra di essi. Questo ha rappresentato un successo che ha consentito l'ottenimento di popolazioni stabili e vitali, le quali sono state in grado di sopportare

senza problemi la pressione venatoria quando è stata giudicata compatibile e sostenibile.



Figura 6 - *Distribuzione del cervo aggiornata al 2006 (da Carnevali et al. 2009).*

Il cervo è un ungulato dotato di forte socialità e tende ad unirsi in branchi, formati spesso, ma non sempre, da individui dello stesso sesso. Il numero di individui presenti per branco tende ad essere maggiore nelle popolazioni che frequentano ambienti aperti rispetto a quelle che vivono in aree caratterizzate da ambienti chiusi. Ciò è interpretato come una risposta difensiva nei confronti dei predatori. I branchi femminili sono formati da più unità familiari (femmina adulta/madre, piccolo dell'anno, femmina giovane dell'anno precedente). I giovani maschi quando raggiungono all'incirca un anno di età abbandonano questi gruppi e vanno in cerca di nuovi territori nei quali insediarsi. I branchi maschili sono meno numerosi di quelli femminili e solitamente sono formati da individui di età simile. Nel periodo tardo

estivo - inizio autunnale, in concomitanza con la stagione degli amori, i maschi riproduttori si isolano e vanno in cerca dei gruppi di femmine in calore, emettendo i caratteristici bramiti (Figura 7). I parti avvengono nella tarda primavera e mediamente nasce un piccolo per femmina gravida. Questo comporta una dinamica di popolazione che produce incrementi utili annui compresi tra il 20 e il 30%, sufficienti a garantire una crescita costante di una popolazione in salute, pur con ritmi meno veloci rispetto a quanto sono in grado di fare il capriolo e il cinghiale.

Il cervo in condizioni ottimali concentra le sue attività nel periodo diurno, ma in presenza di un disturbo sposta le fasi attive a cavallo dell'alba e del tramonto. Come il capriolo, è un ungulato ruminante e la sua alimentazione prevede conseguentemente momenti di ingestione del cibo e momenti successivi di ruminazione in aree adiacenti dotate di una minima copertura vegetale. La sua alimentazione è da pascolatore selettivo di tipo intermedio. Ingerisce in maggioranza vegetazione dello strato erbaceo, con integrazione di germogli, rami, foglie giovani e, in caso di emergenza, cortecce di alberi e arbusti.



Figura 7 - Cervo maschio in bramito (foto di Battista Gai).

La caccia al cervo viene praticata soltanto su una parte dei nuclei presenti nel territorio nazionale, in tutti quei casi nei quali i metodi di stima della popolazione

hanno restituito consistenze in grado di sostenere un prelievo venatorio. La gestione della specie prevede come forma di caccia la selezione senza ausilio del cane, mediante assegnazione prestabilita dei capi di sesso e classe di età al singolo cacciatore. In Piemonte la stagione venatoria sulla specie si svolge nei mesi compresi tra ottobre e dicembre.

1.3.4 Altri ungulati

Oltre alle tre specie di ungulati descritte nei paragrafi precedenti, altre due specie sono state interessate in modo occasionale dal fenomeno degli incidenti stradali nell'area studiata. Si tratta del daino (*Dama dama*) e del camoscio alpino (*Rupicapra rupicapra*, Figura 8).



Figura 8 – Daino (foto a sinistra, Richard Ford) e Camoscio alpino (foto a destra, da <http://www.juzaphoto.com>)

Il daino è un cervide di medie dimensioni, parente del capriolo e del cervo, con un peso che può arrivare agli 80 kg nei maschi adulti. Nel sesso maschile sono presenti i palchi caduchi. E' un tipico ungulato da ambiente mediterraneo, introdotto in Italia in tempi remoti, ma la sua plasticità ecologica gli ha permesso di adattarsi anche ad altri ambienti, purché posti a quote medio - basse. In Italia è presente in modo molto irregolare e in Piemonte i nuclei di questa specie sono concentrati nella zona meridionale, principalmente nell'Appennino alessandrino. Possiede un comportamento sociale marcato, con segregazione tra i sessi, e i suoi ritmi di attività, in presenza di disturbo da parte dell'uomo, sfruttano i periodi crepuscolari. Il daino è

un ruminante e la sua alimentazione è intermedia tra quella di un brucatore come il capriolo e quella di un pascolatore come il cervo. Trattandosi di una specie parautoctona, il suo prelievo venatorio in molti casi ha lo scopo di contenerne la crescita in numero e distribuzione. In Piemonte è specie cacciabile nel periodo compreso tra settembre e marzo mediante caccia di selezione.

Il camoscio alpino è un ruminante appartenente alla famiglia dei Bovidi. E' un tipico abitante dell'orizzonte alpino e occupa ambienti montani compresi tra gli 800 e i 2400 m. Possiede dimensioni medio - piccole, con poco dimorfismo tra maschi e femmine e peso che può arrivare fino ad un massimo di 50 kg nei maschi adulti. In entrambi i sessi sono presenti le corna, che a differenza dei palchi non vengono perse bensì vanno incontro ad un accrescimento continuo. In Italia la specie è diffusa in tutto l'arco alpino e il Piemonte rappresenta una delle regioni con i nuclei più consistenti. Occupa sia ambienti forestali, ricchi di sottobosco, che ambienti aperti, a condizione che a poca distanza siano presenti pareti rocciose e versanti ripidi, utili come luoghi di fuga in caso di minaccia. E' un animale che vive in gruppi sociali che possono variare ampiamente per numero e composizione in classi di sesso ed età, con l'unica eccezione dei maschi adulti che tendono a trascorrere gran parte del tempo isolati. Il camoscio alpino concentra le sue attività nel periodo diurno e la sua alimentazione consiste principalmente di vegetazione erbacea.

In Piemonte la specie ha mantenuto buone consistenze anche durante i periodi nei quali gli altri ungulati sono andati incontro a importanti fenomeni di estinzione. Questo ha permesso lo sviluppo di un prelievo venatorio di lunga tradizione e attualmente la caccia a questo animale viene praticata attraverso la selezione su piani di abbattimento stabiliti con criteri scientifici. Il periodo nel quale è permesso il prelievo nel territorio regionale va da metà agosto a metà dicembre.

1.4 Incidenti stradali con ungulati

Gli incidenti stradali con il coinvolgimento degli ungulati hanno iniziato a rappresentare un tema di ricerca in Nord America tra la metà degli anni '70 e l'inizio degli anni '80. A questo periodo sono riferibili lo studio di Reed e collaboratori (1975) sulle risposte etologiche del cervo mulo (*Odocoileus hemonius*) alla presenza dei sottopassi autostradali in Colorado (USA) e quello di Fraser & Hristienko (1982) sull'efficacia dei primi test sui repellenti olfattivi nei confronti degli alci (*Alces alces*) che frequentavano i bordi stradali in Ontario (Canada).

In Europa si è dovuto attendere la fine degli anni '90, quando il filone di ricerca è stato aperto dai lavori di Groot Bruinderink & Hazebroek (1996) che hanno inquadrato il fenomeno a livello continentale e di Putman (1997) che ha formulato le prime proposte di gestione e mitigazione delle collisioni. Negli anni successivi, gli studi di questo tipo a livello europeo si sono concentrati in Scandinavia (Gundersen & Andreassen 1998; Ujvari et al. 1998; Haikonen & Summala 2001) e sulla scia di queste ricerche, con l'aumento del fenomeno sulle strade, la tematica si è diffusa in questi ultimi anni anche al resto d'Europa (Langbein & Putman 2005; Pokorný et al. 2006; Kušta et al. 2015; Sáenz-de-Santa-María & Tellería 2015).

In Italia le informazioni disponibili sull'argomento sono spesso contenute all'interno di report e dossier predisposti da enti amministrativi deputati alla gestione della rete stradale (Province e Regioni), mentre sono minori i dati derivanti da progetti di ricerca finalizzati ad approfondire i fattori legati alla presenza del fenomeno (Dinetti 2008). La prima pubblicazione che tratta l'investimento con gli ungulati è quella di Perco e collaboratori (1977), che riporta l'investimento di 374 caprioli in Provincia di Trieste (Friuli-Venezia Giulia) nel periodo che va dal 1970 al 1976. Ma è a partire dall'inizio del XXI secolo che gli studi si occupano in modo più dettagliato delle dinamiche sottostanti questo tipo di incidenti. Nardo e collaboratori (2001) hanno analizzato le collisioni registrate nel periodo 1989-1999 in Provincia di Belluno (Veneto) riportando capriolo e cervo come specie maggiormente coinvolte, con sporadici investimenti di daino, camoscio e muflone (*Ovis aries*). Nel 2005 Fila-

Mauro e collaboratori hanno analizzato l'impatto che le infrastrutture lineari hanno provocato sulla fauna in Piemonte. L'intento del lavoro era quello di fornire indicazioni per la progettazione di misure di mitigazione di questa tipologia di impatti. Nella parte introduttiva vengono riportati i dati relativi agli incidenti segnalati nel periodo 1993-2002, nei quali gli ungulati rappresentano il 97% del totale. A livello regionale il cinghiale è risultato la specie più frequentemente coinvolta in Piemonte nel periodo considerato (65% degli eventi), seguita da capriolo (25%), cervo (4%) e daino (3%). Un aggiornamento delle statistiche effettuato qualche anno dopo (Airaud et al. 2008) ha mostrato, per il periodo 2003-2006, una diminuzione della percentuale di cinghiali investiti (49,5%) e un aumento dei caprioli coinvolti (36,5%). Anche la Regione Toscana nel 2009 ha presentato un rapporto sugli incidenti stradali causati dalla fauna nel periodo 2001-2008, da cui è emerso che cinghiale e capriolo sono i due ungulati investiti più frequentemente. E proprio capriolo e cinghiale, quasi sempre in cima alle classifiche degli animali più coinvolti in sinistri stradali in Italia, sono le due specie su cui si sono concentrati alcuni studi focalizzati a livello specifico. Per il capriolo sono disponibili due approfondimenti svolti entrambi in Veneto, uno in Provincia di Belluno, periodo 1989-2004 (Dal Compare et al. 2007), e l'altro in Provincia di Vicenza, periodo 2000-2006 (Dal Cason et al. 2008). Per il cinghiale esiste uno studio condotto in Provincia di Viterbo (Lazio), che sulla base dei dati di investimento del periodo 2003-2006, ha investigato quali variabili ambientali avessero un ruolo predominante nella dislocazione degli incidenti (Primi et al. 2009). E' interessante notare che negli ultimi anni si è presa coscienza dell'importanza del fenomeno e nonostante la mancanza di studi sistematici alcune realtà, come la Provincia di Pescara, iniziano a dotarsi di linee guida dettagliate per la prevenzione delle collisioni (Ciabò & Fabrizio 2012). La loro efficacia, in ogni caso, è funzionale alla conoscenza delle caratteristiche locali degli eventi che si vorrebbero mitigare e questo evidenzia l'importanza della crescita del numero e delle aree geografiche coperte da studi che raccolgano e analizzino i dati di incidentalità.

Il numero di incidenti che coinvolgono ungulati negli ultimi decenni ha avuto una vera e propria esplosione in alcuni Paesi sviluppati, con la conseguente crescita

esponenziale dei danni a cose e persone, oltre che agli animali. Per fornire una panoramica sulla dimensione del fenomeno, si tenga presente che nel solo anno 2002, negli USA si calcola che ci siano stati oltre 1,5 milioni di incidenti con il coinvolgimento di cervidi, che hanno comportato la morte di 150 persone e danni per un 1 miliardo di dollari (Curtis & Hedlund 2005). Nel 1996 Groot-Bruinderink & Hazebroek hanno stimato in circa 500.000 il numero di incidenti all'anno con ungulati in Europa (Russia esclusa), con 300 morti tra gli umani, 30.000 feriti e 1 miliardo di dollari di danni. E proprio riguardo l'Europa, Apollonio e collaboratori (2010) indicano i primi anni 2000 come periodo nel quale si è assistito ad un'impennata nel numero di incidenti di questo tipo (Tabella 3). A conferma di ciò, nel 2005 Langbein & Putman riportavano oltre 140.000 collisioni/anno con cervidi in Germania, 55.000 in Svezia, 35.000 in Austria, 30.000 in Gran Bretagna e 10.000 in Svizzera. Il numero è salito ancora nei cinque anni successivi (Langbein et al. 2011), con un stima che ha raggiunto il milione di collisioni/anno.

Country	Years	Average numbers of ungulates killed per year	Source
Austria	2000–2006	40 500	Austrian national statistics
Switzerland	2000–2006	8000–10 000	Imesch-Bebié <i>et al.</i> , 2010
Slovenia	2001–2006	5970	Slovene Hunters Association
Croatia	2002–2005	960	Official Croatian statistics
Hungary	2000–2005	3670	Official Hungarian hunting statistics
Finland ^a	2000–2005	5000	Ruusila and Kojola, 2010
Denmark	2003–2006	6000	Andersen and Madsen, 2007
Norway ^a	2000–2005	8870	Andersen <i>et al.</i> , 2010
Sweden ^a	2005	61 000	Seiler, 2004
Germany	2005	227 000	Kerzel, 2005
Netherlands	2000–2004	5400	van Wieren and Groot Bruinderink, 2010; S.E. van Wieren, pers. comm.
England/Wales	2000–2005	31 000–45 000	Langbein, 2007a
Scotland	2000–2005	6500–10 000	Langbein and Putman, 2006
France	2004	23 500	Maillard <i>et al.</i> , 2010
Spain	2003–2004	>4050	Carranza, 2010

^aincludes moose.

Tabella 3 – (da Apollonio *et al.* 2010) Numero di incidenti che hanno causato la morte di cervidi (tutte le specie) in differenti Paesi Europei.

Un fattore da tenere in considerazione è che non tutti gli incidenti con gli ungulati vengono riportati dalle statistiche ufficiali, specialmente se il danno procurato dall'investimento è di lieve entità. In Svezia si stima che più della metà degli incidenti che hanno coinvolto grandi erbivori non siano stati segnalati (Seiler 2004). Conseguentemente, i numeri disponibili devono essere intesi come delle sottostime, difficilmente quantificabili a causa delle grandi differenze che tendono a caratterizzare sia la raccolta dei dati nei diversi Paesi che quella nelle diverse aree dello stesso Paese. In Piemonte, ad esempio, il numero di incidenti segnalati ha avuto un notevole aumento a partire dal 2000 e questa crescita è stata conseguente all'emanazione della legge regionale 27 gennaio, n.9, che ha previsto lo stanziamento di fondi a parziale indennizzo degli eventi che coinvolgevano ungulati selvatici. Si è trattato di un incentivo che ha fatto emergere tutti quelli incidenti che prima venivano segnalati con minore frequenza se il danno procurato era di lieve entità e, soprattutto, non coperto da rimborso.

La morte o il ferimento degli animali coinvolti sono l'esito più diffuso in caso di collisione. Nelle specie che possiedono un cattivo stato di conservazione, se l'intensità del fenomeno è marcata le conseguenze a livello di popolazione possono essere serie e determinare pericolosi cali demografici con l'aumento del rischio di estinzione a scala locale (vedi § 1.2).

Species	Monetary cost	Location	Reference
Moose	US\$30,773	United States	Huijser et al. (2009)
Moose	€34,426	Sweden	Swedish National Road Administration (2013) ^a
Mule deer	US\$3,085	Utah, United States	Bissonette et al. (2008)
Mule deer	US\$8,388	United States	Huijser et al. (2009)
Roe deer	€4,360	Sweden	Swedish National Road Administration (2013) ^a

^a Average cost for a WVC when travelling at 100 km/h, in 2010.

Tabella 4 – (da Cramer et al. 2015) *Stime dei costi medi di incidenti con fauna ungulata.*

Per quanto riguarda le conseguenze per i veicoli e le persone, a seconda della specie animale investita, i danni possono essere più o meno ingenti (Tabella 4, Cramer et al. 2015). Solitamente il danno cresce in modo proporzionale alla mole dell'animale investito e alla velocità alla quale è avvenuta la collisione. E' utile ricordare che in alcuni casi i danni possono essere altrettanto ingenti anche in assenza di collisione, per le conseguenze derivanti dal tentativo di evitare l'ostacolo

presente sulla superficie stradale con la possibile uscita di strada (Bashir & Abu-Zidan 2006). In USA, tra il 2012 e il 2013 le compagnie assicurative hanno stimato la ricezione di 1,2 milioni richieste di risarcimento nell'arco di 12 mesi per incidenti che hanno coinvolto cervidi (Cramer et al. 2015). Per l'Italia sono disponibili le stime di Fila-Mauro e collaboratori (2005) sul Piemonte, le quali riportano un importo medio per incidente di 1.700€, con cifre più alte per cinghiali, daini, cervi (mediamente 2000€) e più basse per i caprioli (1.800€ in media).

Le collisioni con animali di taglia media procurano danni alle persone nel 4-5% degli incidenti, mentre quelle con animali di grossa taglia, come l'alce (Figura 9), possono comportare morti e feriti nel 14-18% degli incidenti (Conover et al. 1995; Joyce & Mahoney 2001). In Italia Cerofolini (2006) riporta 150 vittime e qualche centinaio di feriti per il periodo 1995-2000, non facendo però distinzioni tra collisioni con ungulati e quelle con altri animali. Fila-Mauro e collaboratori (2005) stimano che il 3% delle collisioni causi danni alle persone, con un conseguente aumento degli importi periziati, che in questi casi aumentano mediamente fino a cifre superiori ai 25.000€.



Figura 9 - Conseguenze della collisione con un alce in Ontario, Canada (foto di Bill Malcolm).

Una caratteristica molto importante delle collisioni con gli ungulati è il fatto che queste non siano distribuite in modo *random*, bensì mostrino dei chiari *pattern* temporali e spaziali, come dimostrato da un'abbondante letteratura internazionale

(Groot-Bruinderink & Hazebroek 1996; Hubbard et al. 2000; Joyce & Mahoney 2001; Seiler 2005; Gunson et al. 2011). La conoscenza dei fattori che determinano dove e quando gli incidenti avvengono con maggiore probabilità sono alla base di qualunque tentativo di risposta al fenomeno. Maggiori dettagli saranno forniti nei capitoli 5 e 6, nei quali si affronteranno nello specifico i temi della distribuzione temporale e spaziale delle collisioni.

L'obiettivo di tutti gli studi che si occupano di incidenti con ungulati è quello di comprendere e scomporre il problema nei suoi tratti salienti, per poter prevenire o mitigare il fenomeno nel migliore modo possibile. Non esiste una risposta univoca e decenni di ricerca hanno prodotto una grande quantità di metodi e strumenti, differenti a seconda dei contesti di applicazione, capaci di adattarsi a situazioni ambientali e socioeconomiche molto differenti. Nel prossimo paragrafo verrà fatto un *excursus* su una parte del materiale disponibile in letteratura relativamente alla minimizzazione del fenomeno incidenti stradali con ungulati.

1.5 Prevenzione e mitigazione degli incidenti con ungulati

Nel 1939 Dickerson in un articolo sull'impatto del traffico stradale sulla fauna scrisse: "la soluzione del problema della distruzione della fauna sulle autostrade da parte delle automobili non è una ricerca di mezzi che consentano l'eliminazione completa di tale distruzione ma piuttosto una ricerca di mezzi per ridurre al minimo il bilancio dei morti in ogni tipologia di ambiente stradale. E' una materia di indagine che dovrebbe prevedere la cooperazione tra gestori della fauna, agricoltori, ingegneri ambientali e dei trasporti". Queste righe, scritte quasi ottanta anni fa, sono ancora attuali e inquadrano in modo chiaro due capisaldi alla base di qualunque tentativo di risposta al fenomeno degli incidenti stradali con ungulati: è praticamente impossibile annullare totalmente gli investimenti ma è sicuramente fattibile ridurli in modo molto consistente; la collaborazione tra più figure professionali è indispensabile affinché i metodi di prevenzione e mitigazione siano efficienti ed efficaci.

Lo schema gerarchico da seguire nell'applicazione di metodi che riducano al minimo il numero di eventi, secondo Cramer e collaboratori (2015), è il seguente: (i) evitare l'ampliamento delle infrastrutture di trasporto in aree ecologicamente sensibili e in aree con assenza di strade o con strade a bassi volumi di traffico, (ii) diminuire gli impatti, (iii) mitigare gli impatti, (iv) controbilanciare o compensare gli impatti residui. Si tratta di un approccio molto interessante, che per essere applicato richiede il coinvolgimento e il recepimento da parte degli attori che si occupano di pianificare e progettare la rete dei trasporti. Questo significa che, nella maggior parte dei casi, la messa in pratica dei primi due livelli gerarchici necessita l'accordo e la condivisione di tutti i soggetti politici che operano sul territorio e dei tecnici deputati a rendere esecutive le decisioni proposte dagli organi di governo. Purtroppo la condivisione di queste azioni utili a prevenire le collisioni non è sempre completamente attuabile. In alcune realtà manca il trasferimento delle conoscenze dal campo della ricerca a quello del governo del territorio, in altre il trasferimento esiste ma le priorità di espansione delle reti di trasporto vengono messe in cima e si opta per soluzioni tampone dei problemi che ne deriveranno, in altre ancora gli

eventi di collisione sono ormai conclamati perché le strade sono state costruite nel passato. In tutti questi casi si rende quindi necessario mettere in pratica i due livelli posti più in basso nello schema gerarchico, nei quali l'impatto viene accettato e la risposta prevede di limitarne quanto più possibile gli effetti negativi.

Sono state descritte e proposte oltre 40 tipi di misure di prevenzione e mitigazione, che possono essere suddivise in tre macrocategorie (Putman et al. 2004; Huijser et al. 2009):

- a) misure che agiscono sulla presenza e comportamento degli animali;
- b) misure che agiscono sul comportamento dei conducenti dei veicoli;
- c) misure che agiscono sull'accessibilità della strada agli animali.

La letteratura in merito è molto vasta e si è scelto di dare spazio ai metodi maggiormente diffusi a livello globale che abbiano la possibilità di impiego anche nella realtà italiana.

1.5.1 Misure che agiscono sulla presenza e comportamento degli animali

La condizione affinché una collisione con un ungulato sia possibile è la presenza dell'animale sulla carreggiata contemporaneamente al passaggio di un veicolo. Come verrà esposto nel paragrafo 1.5.3, la rete viaria a certe condizioni può essere messa in sicurezza attraverso l'uso di recinzioni, ma non è sempre possibile recintare migliaia di chilometri di strada. Conseguentemente alcune strade rimarranno potenzialmente accessibili agli animali e in questi casi è necessario trovare dei metodi che minimizzino questa possibilità. La limitazione della presenza degli animali sulla strada può quindi essere fatta anche agendo sugli animali stessi, per mezzo di sistemi che ne influenzino il loro comportamento, oppure per mezzo di una vera e propria eliminazione fisica nelle aree prossime ai tratti stradali interessati dalle collisioni. Nel primo caso si tenta di disincentivare l'avvicinamento degli animali alla strada, nel secondo di mantenerne basse le densità così da diminuire la probabilità di attraversamento.

Un sistema ampiamente usato nel tentativo di abbassare il numero di collisioni è proprio l'abbattimento degli animali attraverso la caccia. L'efficacia di questo metodo è controversa. Il contenimento delle densità di cervi della Virginia (*Odocoileus virginianus*), ad esempio, ha ottenuto un abbassamento del numero di incidenti nei periodi successivi agli abbattimenti (DeNicola & Williams 2008, Rondeau & Conrad 2003). In altri casi non c'è questa evidenza (Doerr et al. 2011) e ciò viene messo in relazione alla presenza di più fattori che contribuiscono a determinare il numero di incidenti in un'area. Dato che la densità di animali presenti non è l'unico fattore a individuare i punti caldi di collisione, l'abbassamento delle densità non comporta automaticamente un calo degli incidenti (Langbein et al. 2010). L'eliminazione di un grande numero di individui in un breve periodo di tempo non è semplice da attuare e se la popolazione su cui si agisce è di tipo aperto, con flussi migratori dai territori circostanti, l'effetto degli abbattimenti rischia di essere molto limitato nel tempo. Una soluzione di questo tipo deve essere attentamente valutata sulla base del contesto territoriale, della disponibilità di personale in grado di attuare il piano di abbattimento (cacciatori amatoriali o professionisti) e del possesso di figure in grado di coordinare e seguire le attività continuativamente. E' inoltre da valutare l'eventualità di una opposizione pubblica da parte di gruppi e associazioni animaliste a metodi e piani di questo tipo.

Per quanto riguarda le misure che agiscono sul comportamento degli animali, esse si concentrano sui tre sensi più utilizzati dagli ungulati: vista, olfatto e udito.

I riflettori per la fauna hanno la funzione di riflettere la luce proveniente dai fari delle auto perpendicolarmente alla strada, in modo da indirizzarla sulle zone ai suoi bordi che potrebbero ospitare animali in procinto di attraversare (Figura 10). La loro installazione può essere fatta attraverso l'integrazione dei riflettori nei paletti catarifrangenti presenti sul ciglio della carreggiata (Figura 11). Il fascio di luce riflesso dovrebbe mettere in allerta gli animali con la conseguente fuga in direzione opposta a quella di provenienza del fascio.

De Molenaar & Henkens (1998) hanno effettuato una revisione di 127 studi sull'efficacia di differenti tipi di riflettori per la fauna e hanno concluso che la

riduzione degli incidenti con questo tipo di mitigazione è molto scarsa. Gli animali si abituano in poco tempo alla loro presenza e il loro effetto decresce rapidamente una volta cessato l'effetto novità (Ujvari et al. 1998). Esistono anche dei casi nei quali l'efficacia del metodo è stata confermata. Un risultato ampiamente positivo (meno 88% di collisioni) è stato ad esempio ottenuto nello Stato di Washington (USA) con i riflettori Swareflex© (Schafer & Penland 1985). Lo studio ha testato l'effetto dei riflettori nell'arco di tre anni, confrontando i dati di collisione quando i riflettori erano scoperti con quelli dei periodi in cui venivano coperti per simulare la loro assenza.



Figura 10 - Funzionamento dei riflettori per la fauna.



Figura 11 - Riflettore per la fauna integrato in un paletto catarifrangente.

Putman (1997) ha proposto l'uso dei riflettori in strade con traffico scarso e irregolare, ma non in altre tipologie di strade a maggiore volume di traffico, dove sistemi diversi dimostrano di essere più efficaci. Oltre all'assuefazione da parte degli animali, un altro problema dei riflettori è legato alla necessità di conservare il corretto allineamento rispetto al piano stradale e di mantenere una regolare pulizia, diversamente il loro funzionamento risulta difettoso. Nelle strade poste in zone geografiche con inverni nei quali si riscontrano precipitazioni nevose, il passaggio dei mezzi spazzaneve provoca un accumulo di materiale sui catarifrangenti che ospitano i riflettori ai lati della strada, provocandone l'inclinazione e un cattivo stato di pulizia. Ciò provoca il mancato riflesso della luce o un riflesso con direzione errata rispetto ai bordi stradali.

Un altro sistema utilizzato è quello che prevede l'impiego di repellenti olfattivi. Si tratta di sostanze chimiche sintetizzate dall'uomo o derivanti da composti organici prelevati da animali che svolgono il ruolo di predatori negli ecosistemi. Si sfrutta l'istinto antipredatorio degli erbivori, che tendono a non avvicinarsi ai predatori di cui percepiscono la presenza virtuale attraverso la diffusione di queste fragranze. In certi casi viene diffuso anche l'odore dell'uomo, che da alcune specie è paragonato ad un predatore. L'efficacia dei repellenti olfattivi è però debole e ha un effetto temporaneo, dovuto alla rapida assuefazione degli animali alle sostanze utilizzate (Huijser et al. 2008). Una volta che gli animali associano la presenza dell'odore all'assenza fisica del predatore l'efficacia del repellente cessa di essere tale. In letteratura esistono anche dei casi nei quali il sistema appare essere efficace e duraturo nel tempo. Andreassen e collaboratori (2005) hanno riportato una riduzione delle collisioni tra alci (*Alces alces*) e treni dopo l'applicazione di repellenti chimici su brevi tratti al bordo della ferrovia. L'uso dei repellenti era stato effettuato per due anni consecutivi. Una riduzione delle collisioni dopo due anni dalla loro applicazione è stata riportata anche da Kušta e collaboratori per il capriolo in Repubblica Ceca (2015). Un fattore da tenere in considerazione quando si decide di usare i repellenti olfattivi è quello meteorologico. Le precipitazioni sono infatti causa di dilavamento e

diluizione delle sostanze e a seconda della loro periodicità è richiesto uno sforzo più o meno intenso per gli interventi di ripristino del repellente.

Si ritiene infine che sia possibile indurre alla fuga gli animali presenti al bordo strada attraverso l'emissione di suoni capaci di allertare gli individui. Il metodo più utilizzato, anche per la sua economicità, è l'applicazione di particolare fischietti alla carrozzeria dei veicoli, oggetti capaci di produrre un suono con il passaggio dell'aria generato dal movimento del mezzo su cui sono posizionati (Figura 12). Il suono emesso ha una frequenza che dovrebbe essere facilmente udita dagli animali quando il veicolo è ancora distante svariate decine di metri. Le ricerche svolte sull'argomento lasciano intendere che l'effetto prodotto da questi oggetti sull'allontanamento degli ungulati sia in verità modesto o assente. Romin & Dalton (1992) hanno riportato che le due marche di fischietti più comuni non avevano un effetto significativo sul comportamento del cervo mulo nemmeno a distanze molto ravvicinate (entro i 10 metri). Ad una simile conclusione sono giunti anche Valitzski e collaboratori (2009), che hanno testato l'effetto di un suono simile a quello prodotto dai fischietti sul comportamento dei cervi della Virginia, dimostrandone l'inefficacia ad allontanare gli animali.



Figura 12 - *Fischietto applicato sul paraurti di un'auto.*

E' inoltre utile sottolineare che, anche in caso di efficacia, un sistema di questo tipo per poter dare risultati tangibili necessiterebbe di essere installato su gran parte del parco veicoli di un determinato territorio. Rimarrebbero comunque esclusi i veicoli provenienti da altre zone geografiche, nelle quali non è garantita la stessa sensibilità

al tema. Risulta invece di maggiore interesse l'uso di suoni di allerta prodotti da emettitori installati in punti fissi, scelti sulla base dei tratti stradali riconosciuti come a maggiore rischio di collisione. Il suono di allerta può essere della stessa tipologia di quello utilizzato dalla specie su cui si interviene, oppure può essere emesso il suono prodotto da un predatore. In entrambi i casi gli animali rispondono con un comportamento di fuga al presunto pericolo. In Polonia è stato testato l'effetto dell'emissione di un segnale di avvertimento tipico della specie sul comportamento dei caprioli all'approssimarsi dei convogli ferroviari. Gli animali hanno mostrato tempi di reazione più veloci e un numero maggiore di risposte di fuga rispetto all'assenza del segnale. Nessuna assuefazione al sistema è stato riportato nei quattro anni di studio (Babińska-Werka et al. 2015). Può essere comunque conveniente alternare in modo casuale suoni diversi, allo scopo di evitare l'abitudine degli animali allo stesso segnale emesso ripetutamente. In Italia è in corso di sperimentazione un sistema di prevenzione degli incidenti attraverso il progetto "Life Strade" (www.lifestrade.it), che coinvolge le Regioni Marche, Umbria e Toscana (un approfondimento del progetto è riportato nel § 1.5.2). Una parte dell'impianto prevede l'attivazione di un sistema di dissuasione ottica e/o acustica capace di mettere in fuga gli animali presenti nei pressi della strada. Il sistema di dissuasione sonora è costituito da una centralina digitale che può contenere al suo interno oltre 500 tipi di suono diversi. Il suo funzionamento prevede pause diversificate e mai uguali ed integra anche la variazione del volume audio in modo da eliminare il problema di assuefazione degli animali.

Riassumendo, appare evidente che i metodi che agiscono sulla presenza e il comportamento degli ungulati mostrano difficoltà a mantenere la loro efficacia nel tempo e l'ostacolo più grande da superare risulta essere l'abitudine degli animali al loro impiego. L'utilizzo dei suoni di allerta è finora il metodo più promettente sperimentato in questa categoria.

1.5.2 Misure che agiscono sul comportamento dei conducenti dei veicoli

L'attraversamento delle strade da parte degli animali pone un serio problema per i conducenti dei veicoli, i cui esiti variano sulla base del livello di consapevolezza della possibile presenza di ostacoli di questo tipo sulla carreggiata. Il verificarsi o meno di una collisione è spesso legato al tempo di reazione da parte di chi guida, che avviene in frazioni di secondo. La differenza in questi casi può essere fatta dallo spazio di frenata, che a sua volta dipende dalla velocità di marcia, e dalla prontezza di riflessi, influenzata invece dal tipo di pericolo che il conducente è preparato ad affrontare. Essere a conoscenza del rischio di presenza di un animale su un tratto stradale permette di essere predisposti alla sua evenienza e consente di adeguare il comportamento di guida in funzione di essa.

I metodi che possono essere applicati nei tratti stradali a rischio, allo scopo di agire sul comportamento dei conducenti, sono basati sull'uso della segnaletica di avvertimento, accoppiata o meno con i sistemi di rilevamento della fauna, e sulla gestione della vegetazione nelle fasce laterali alla carreggiata (Cramer et al. 2015).

Il criterio che guida l'efficacia della segnaletica è legato alla riduzione delle collisioni attraverso la riduzione della velocità (Blackwell et al. 2014). Questo fattore è sicuramente determinante, poiché la differenza sia nel tempo di reazione che nello spazio di frenata a velocità crescenti è significativamente notevole. A dimostrazione di ciò, è interessante notare come lo spazio di frenata rispetto ad un oggetto posizionato a circa 30 metri da un veicolo è pari a 38 metri ad una velocità di 60 km/h e quasi raddoppia, 70 metri, ad una velocità di 90 km/h (Figura 13, Daniels et al. 2010). Sopra i 70 km/h, ad esempio, il rischio di investire un alce incrementa del 35% ogni volta che la velocità aumenta di 8 km/h (Danks & Porter 2010).

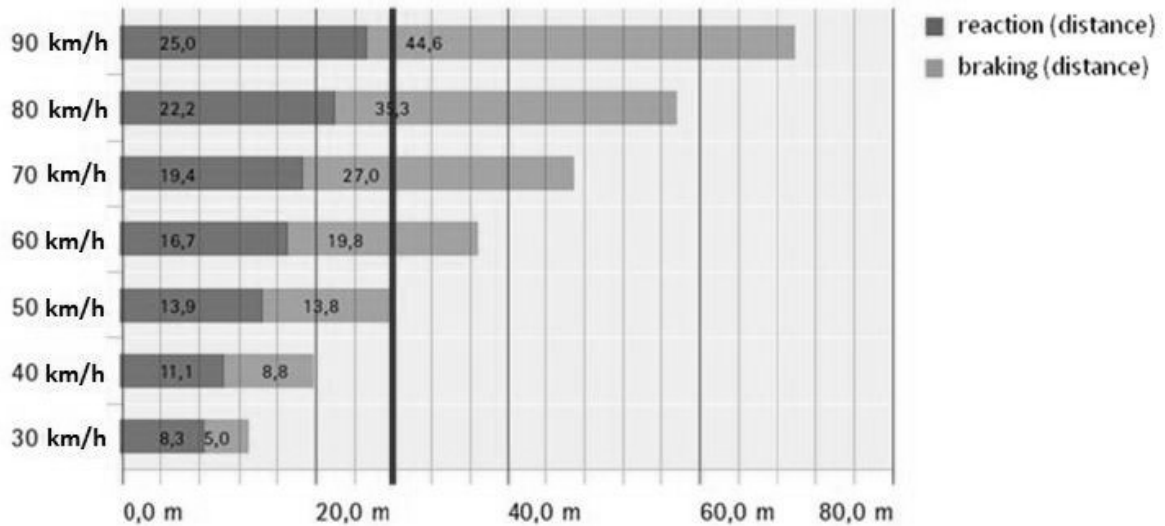


Figura 13 - Spazio di frenata suddiviso in distanza di reazione e distanza di frenata. La riga verticale in grassetto rappresenta la distanza di 28,5 metri tra il veicolo e l'oggetto (da Daniels et al. 2010, rielaborato da De Vries 2015).

I segnali di avvertimento più diffusi sono i classici cartelli che indicano la possibilità di attraversamento animali. La loro funzione è quella di invitare i conducenti a prestare attenzione al possibile pericolo e a moderare la velocità. Infatti frequentemente vengono accoppiati a segnali che prevedono un limite di velocità più basso rispetto a quello presente nel tratto stradale precedente. In Italia esiste una distinzione tra il cartello che indica la possibilità di presenza di animali domestici sulla carreggiata e quello che segnala il pericolo di attraversamento di animali selvatici. Il cartello di pericolo attraversamento fauna secondo il Codice della Strada non prevede invece differenze tra le specie selvatiche coinvolte. La sagoma del capriolo che lo caratterizza viene infatti usata indifferentemente per segnalare l'attraversamento di tassi (*Meles meles*) e altri animali di taglia medio - piccola così come di animali di taglia medio – grande come cervi e altri ungulati. Il segnale può essere integrato da un pannello che riporta la lunghezza del tratto pericoloso, il quale può arrivare a coprire diversi chilometri (Figura 14). Il loro posizionamento, quindi, è spesso molto generico e non basato sulla dislocazione dei punti caldi di attraversamento (*hot-spot*), bensì diventa un semplice modo per scaricare la responsabilità di un eventuale incidente sul conducente, dispensando l'ente gestore della strada dai risarcimenti. Senza l'effettivo attraversamento degli animali in gran parte dei tratti indicati, questo

tipo di segnale nel tempo diventa inefficace e i conducenti ignorano l'avvertimento non avendo la percezione della presenza di un rischio concreto (Putman 1997; Hedlund et al. 2004). Le conseguenze di questo comportamento inficiano l'efficacia di questo metodo in aree con alta probabilità di collisione, come riportato da Huijser e collaboratori (2014) in merito alle difficoltà dei segnali di avvertimento di incidere sul calo di velocità. La diminuzione di velocità, infatti, nella loro ricerca mediamente non superava il 5%.



Figura 14 - Segnale indicante attraversamento fauna (foto di Federico Fanesi).

Un modo per contrastare l'assuefazione al segnale classico è quello di aumentarne la visibilità negli *hot-spot* oppure di prevederne un utilizzo ridotto ai soli periodi di rischio elevato. Sullivan e collaboratori (2004) hanno mostrato che l'uso della segnaletica temporanea il primo anno riduceva la percentuale di veicoli che superavano la massima velocità consentita dal 19% all'8% con una calo del 51% degli incidenti con cervidi. Nel secondo anno è diminuita l'efficacia di questo metodo di mitigazione, probabilmente come effetto dell'abitudine al sistema di segnalazione. L'assuefazione alla segnaletica temporanea è risultata essere comunque minore rispetto all'utilizzo di segnaletica fissa, soprattutto nei confronti dei conducenti che percorrevano le strade quotidianamente (Meisingiset et al. 2014). L'aumento di visibilità dei cartelli può essere fatta sia attraverso un aumento delle loro dimensioni

che attraverso l'accoppiamento ad essi di pannelli informativi contenenti maggiori dettagli sul rischio di collisione (ad esempio con l'indicazione del pericolo di investimento di animali di grande mole) e di sistemi luminosi integrati o meno a sensori di rilevamento fauna. Un esempio del primo tipo è stato testato in Arabia Saudita, dove è stata rilevata la maggiore efficacia dell'utilizzo di cartelli di avvertimento di grandezza doppia rispetto allo standard (Al-Ghamdi & AlGadhi 2004). Un esempio del secondo tipo è in fase di sperimentazione nel centro Italia, dove si sta portando avanti il progetto "Life Strade" che ha l'obiettivo di prevenire le collisioni tra fauna e traffico stradale (www.lifestrade.it). In alcuni *hot-spot* localizzati nelle Regioni Marche, Umbria e Toscana è stato installato un sistema di prevenzione composto da: una centralina di gestione delle informazioni; quattro sensori radar doppler (due per rilevare velocità dei veicoli su entrambi i lati della carreggiata e due per rilevare la presenza degli animali che si avvicinano alla strada); due cartelli stradali autoalimentati a pannello solare per segnalare la presenza della fauna selvatica agli automobilisti; un sistema di dissuasione sonora e luminosa.

Il sistema ha il seguente funzionamento (Figura 15): un sensore radar doppler (1) registra il passaggio di un animale e trasmette l'informazione a una centralina elettronica (2). Questa provoca l'attivazione di un segnale di allerta (3), con luce intermittente, per i guidatori, invitandoli a ridurre la velocità fino a un livello ottimale. Un sensore radar (4) registra se l'automobile in questione rallenta fino a una velocità desiderata. Se l'automobile rallenta, il sistema si ferma a questo punto. In caso opposto il radar trasmette un segnale alla centralina (2), che provoca l'attivazione di un sistema di dissuasione ottica e/o acustica (5) per l'animale, mettendolo in fuga.

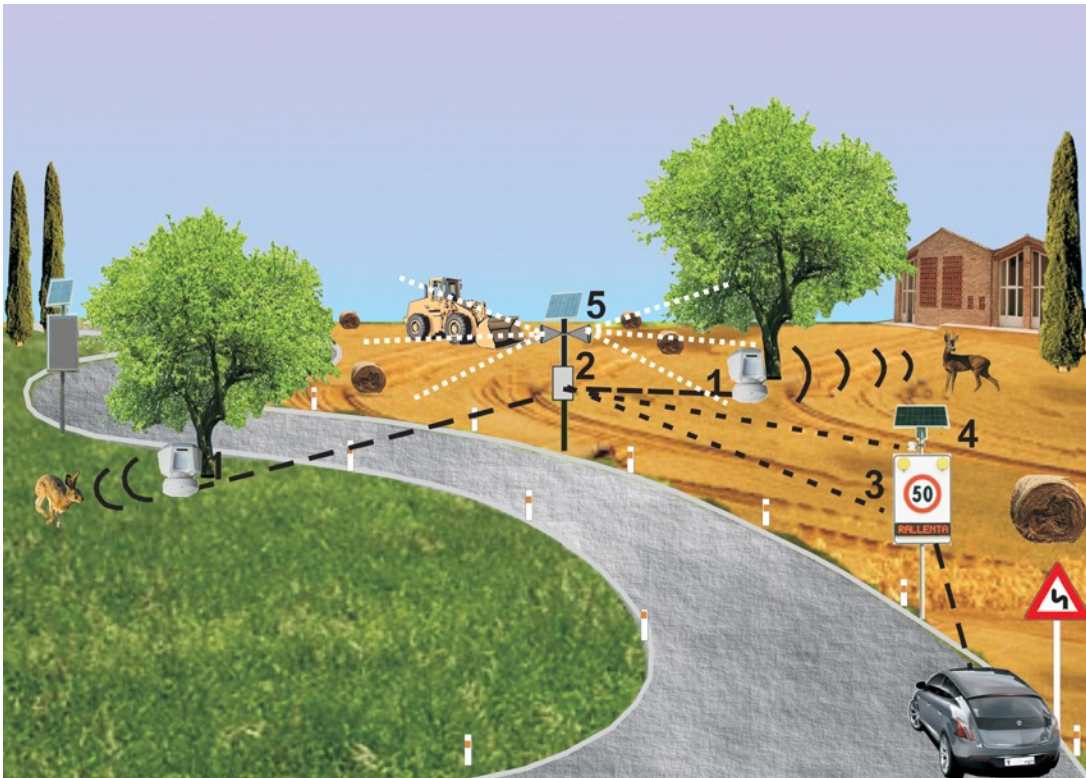


Figura 15- Schema di funzionamento del sistema di prevenzione delle collisioni con la fauna ungulata (da www.lifestrade.it).

Per quanto riguarda infine la gestione della vegetazione nelle fasce laterali alla carreggiata, essa consiste in un taglio che ha lo scopo di migliorare la visibilità dei conducenti nei confronti degli animali in procinto di attraversare, ma contemporaneamente permette agli animali stessi di percepire più facilmente i veicoli in avvicinamento. Questo si traduce in un rallentamento dei veicoli e in una reazione di fuga più rapida da parte degli animali. In Svezia e Norvegia il taglio della vegetazione ai lati della strada e della ferrovia ha consentito di abbassare le collisioni con gli alci rispettivamente del 20% (Lavsund & Sandegren 1991) e del 49% (Andreassen et al. 2005). La gestione delle bordure stradali deve comunque essere pianificata attentamente e non deve essere lasciata all'improvvisazione, soprattutto riguardo il momento dell'anno nel quale effettuarla. E' necessario evitare i tagli nei periodi immediatamente antecedenti i picchi di attraversamento degli animali. Ciò per evitare che il taglio da un lato aumenti la visibilità ma contemporaneamente la ricrescita della vegetazione, molto appetibile agli ungulati, attiri un maggiore numero di animali ai lati della strada. In questo caso i benefici derivanti da un contatto visivo facilitato tra animali e conducenti verrebbero annullati da una maggiore presenza di

animali sui lati della carreggiata che aumenterebbe il rischio di investimento. Nel caso dell'alce, ad esempio, un taglio effettuato a metà estate rischia di far coincidere il picco della ricrescita in autunno, periodo che normalmente rappresenta un momento di frequenti movimenti degli animali vicino alle infrastrutture di trasporto, movimenti che si intensificherebbero ancora di più per la presenza di nuove fonti alimentari (Rea 2003).

E' infine interessante rilevare che negli ultimi anni alcune case automobilistiche hanno preso coscienza del fenomeno e per tentare di mitigarlo hanno sviluppato dei sensori integrati nei veicoli in grado di rilevare la presenza degli animali nello spazio antistante con l'uso dei raggi infrarossi (Langbein et al. 2011). Chiaramente, anche in questo caso, come negli altri esposti, l'esito dell'incontro ravvicinato tra veicolo e ungulato è fortemente dipendente dalla velocità e quindi dal comportamento più o meno prudente del conducente.

1.5.3 Misure che agiscono sull'accessibilità della strada agli animali

Diversi ricercatori, in Europa (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996; Putman 1997) e in USA (Reed et al. 1979; Danielson and Hubbard 1998; Hedlund et al. 2004; Huijser et al. 2009), affermano che un recinto progettato e mantenuto in modo appropriato, in combinazione con passaggi per la fauna, sia la mitigazione più efficace a ridurre le collisioni con i cervidi. La recinzione dei tratti stradali ad alto rischio, infatti, limita fortemente l'accesso alla sede stradale da parte degli ungulati. Rimane comunque importante garantire delle vie di fuga per gli animali che accidentalmente dovessero riuscire a superare le recinzioni. E' per questo motivo che i ricercatori ritengono utile che lungo il perimetro della rete posta sui bordi stradali vengano predisposte a intervalli regolari rampe e porte a senso unico in uscita (Figura 16). Diversamente, la presenza di un animale intrappolato nella sede stradale può essere ancora più pericolosa della presenza di un animale in strade non recintate, sia per la continua ricerca di una via di fuga che lo porta a vagare sulla strada che per l'assenza

di percezione del pericolo da parte del conducente, che percorre una strada giudicata sicura per via dei sistemi che impediscono l'accesso ad essa.



Figura 16 - Rampa di uscita dalla sede stradale per ungulati (foto tratta da <http://www.pinchercreekecho.com>).

Le stime sulla riduzione degli incidenti negli anni successivi all'installazione delle recinzioni riportano percentuali che sono comprese tra il 78 e il 99% (Reed et al. 1982; Lavsund & Sandegren 1991; Ward 1982; Clevenger et al. 2001), confermandone il valore in termini mitigativi. Questa impermeabilità all'accesso sulla carreggiata non deve però tramutarsi in una impossibilità di attraversamento dell'infrastruttura. La diffusione capillare della rete viaria in molte aree geografiche si sovrappone agli spazi vitali degli ungulati. La presenza di aree ecologicamente differenti ai due lati di una strada è uno dei motivi principali che spingono gli animali ad attraversarla. L'istinto a raggiungere le aree localizzate ai lati opposti è molto forte e la presenza di una recinzione spesso non è una condizione sufficiente a smorzare questa necessità vitale. In questi casi gli animali tenteranno di forzare la rete (con il passare del tempo la sua integrità verrà messa a rischio), proveranno ad attraversare in prossimità della fine della recinzione (spostando quindi il problema) o sfrutteranno le strade di immissione laterali che inevitabilmente prevedono l'interruzione della recinzione (con rischio di collisione più alto per il possibile intrappolamento degli animali nella sede stradale).

Dato che un isolamento delle popolazioni di ungulati in aree comprese tra differenti strade non è sostenibile a lungo termine, per i pericoli legati all'estinzione locale dei nuclei confinati o viceversa per una crescita esponenziale delle densità con effetti deleteri prevedibili sugli ecosistemi naturali e sulle attività dell'uomo, si rende necessario accoppiare le recinzioni a un sistema di passaggi che consentano agli ungulati di muoversi con relativa facilità tra gli habitat presenti ai due lati della strada. Per superare un'infrastruttura ci sono due modalità: attraversarla dall'alto o dal basso. Nel primo caso si costruiscono i sovrappassi, nel secondo i sottopassi. I sovrappassi sono costituiti da veri e propri ponti che superano la sede stradale e permettono di mantenere la connessione ecologica attraverso un'adeguata superficie coperta da un substrato naturale e contornata da vegetazione naturale (Figura 17).



Figura 17 - Sovrappasso stradale in Olanda (foto tratta da <http://www.trueactivist.com>)

E' molto importante ridurre al minimo l'artificialità per incentivare gli ungulati ad utilizzarli. La costruzione di questa tipologia di passaggi ha dei costi molto elevati e per questo motivo viene utilizzata più frequentemente come opera di mitigazione delle grandi infrastrutture di trasporto come le autostrade (Hedlund et al. 2004; Olsson et al. 2008; Huijser et al. 2008). L'utilizzo dei sottopassi è invece più diffusa, anche in strade di importanza secondaria, sia per il minore costo di costruzione che per la maggiore facilità di costruzione rispetto ai sovrappassi. I sottopassi vengono

posizionati al di sotto della sede stradale, sfruttando tratti stradali rilevati rispetto al territorio circostante o creandone *ad hoc*. Le aperture che consentono il passaggio degli animali possono avere le pareti in cemento armato oppure essere costruite attraverso l'uso di scatolari idraulici (Figura 18). La principale raccomandazione che viene fornita è quella di massimizzare il tasso del loro attraversamento da parte dei grandi erbivori mediante la progettazione di strutture il più corte, alte e ampie possibile (Cramer et al. 2015). Gli animali comunque richiedono qualche anno prima di utilizzare in modo ottimale le strutture di questo tipo. All'inizio sono diffidenti ad utilizzarle, ma con il passare del tempo aumenta il numero di animali che le attraversano (Sawyer et al. 2012). L'uso contemporaneo delle recinzioni e dei sopra o sottopassi risulta quindi essere uno dei sistemi più efficaci nella riduzione delle collisioni. Nei due anni seguenti alla costruzione dei sottopassi e delle recinzioni sui lati di una strada dello Utah (USA), c'è stato un declino del 98.5% nella mortalità del cervo mulo rispetto a quella rilevata nei sei anni precedenti. Nei siti di controllo, nei quali le mitigazioni di questo tipo erano assenti, la riduzione è stata soltanto del 3% (Bissonette & Rosa 2012).

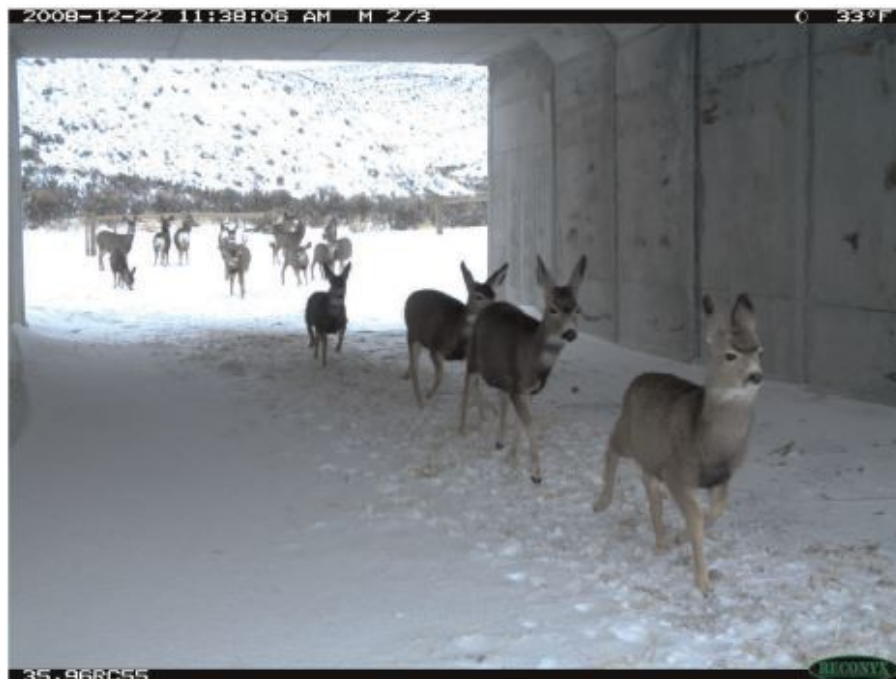


Figura 18 - Sottopasso utilizzato da un gruppo di cervi muli in USA (foto del Wyoming Department of Transportation).

Il sistema di misure disponibili per limitare l'accesso degli ungulati alla sede stradale ha dimostrato negli anni la sua utilità ed efficacia. E' importante che si tenga conto della loro esistenza nella pianificazione e progettazione stradale, perché nonostante i costi di costruzione e mantenimento appaiano alti, la loro capacità di ridurre in modo significativo il numero di collisioni consente nel lungo periodo all'investimento di ripagarsi con il risparmio derivante dai danni evitati. Trattandosi di investimenti consistenti, è fondamentale che la scelta della loro localizzazione venga fatta opportunamente dopo un'individuazione accurata dei tratti a maggiore rischio di incidente.

Capitolo 2 – Scopo della ricerca

Le variabili che entrano in gioco nel fenomeno degli incidenti stradali con gli ungulati sono molteplici e di conseguenza è molto difficile, se non impossibile, che si ripetano tutte nello stesso modo in aree differenti. Come sottolineato da Clevenger e collaboratori (2015), i fattori capaci di prevedere le collisioni con ungulati sono dipendenti dal contesto indagato. Studi localizzati possono fornire risultati innovativi e originali rispetto a quanto precedentemente riportato per altre aree geografiche (Gunson et al. 2011). Se si intende fornire risposte al problema che siano veramente efficaci in un determinato ambito geografico, è necessario analizzare il fenomeno attraverso dati provenienti da quell'ambito specifico.

In generale, il basso numero di studi di questo tipo a livello italiano e la diffusione crescente del fenomeno su scala nazionale sono entrambi elementi che hanno indicato la necessità di avviare un percorso di ricerca su questo tema. L'area di studio scelta per sviluppare questa ricerca è la Provincia di Cuneo (Piemonte, Italia nord-occidentale), una zona nella quale le collisioni con gli ungulati sono ormai molto diffuse e rappresentano un problema concreto. La possibilità di accedere ad una base dati ottimale, sia a livello di quantità che di qualità, è stato un motivo ulteriore per il quale è stata selezionata questa zona come area di indagine.

L'obiettivo principale di questa ricerca è stato quello di studiare i *pattern* temporali (Capitolo 5) e spaziali (Capitolo 6) degli incidenti stradali con il coinvolgimento di ungulati selvatici.

A livello temporale è stata ipotizzata una variazione del rischio di incidente a tre scale differenti: mensile, settimanale e giornaliera.

A livello spaziale è stata ipotizzata l'influenza delle variabili legate alla presenza umana, alla densità di ungulati, alla topografia e alla struttura dell'habitat sulla dislocazione dei tratti a maggior incidentalità.

Quanto emerso a livello di trend spaziale e temporale delle collisioni è stato utilizzato allo scopo di fornire le indicazioni sulle misure di mitigazione più adatte al contesto geografico considerato. Tenuto conto dell'importanza legata alla conoscenza delle densità di ungulati presenti in un territorio, come variabile da utilizzare nella modellistica, è stato inoltre svolto un approfondimento sulla stima di consistenza del capriolo (Capitolo 7) attraverso l'applicazione di un metodo di censimento indiretto.

Il fine ultimo di questa ricerca è stato quello di analizzare tutti gli elementi necessari alla comprensione del fenomeno, così da poter fare proposte di riduzione delle collisioni concrete e realizzabili, capaci di permettere nel migliore modo possibile la convivenza tra il traffico stradale e la presenza di ungulati nei medesimi territori.

Capitolo 3 – Area di studio

L'area di studio corrisponde al territorio amministrativo della Provincia di Cuneo, facente parte della Regione Piemonte, in Italia nord-occidentale. Confina a ovest con la Francia, a nord con la Città Metropolitana di Torino (ex Provincia di Torino), a est con la Provincia di Asti e a sud con la Regione Liguria. La superficie provinciale è pari a 6903 km² e nel complesso l'area può essere definita come zona subalpina. E' caratterizzata dal 50,8% di montagna, 26,6% di collina e 22,6% di pianura (Figura 19).

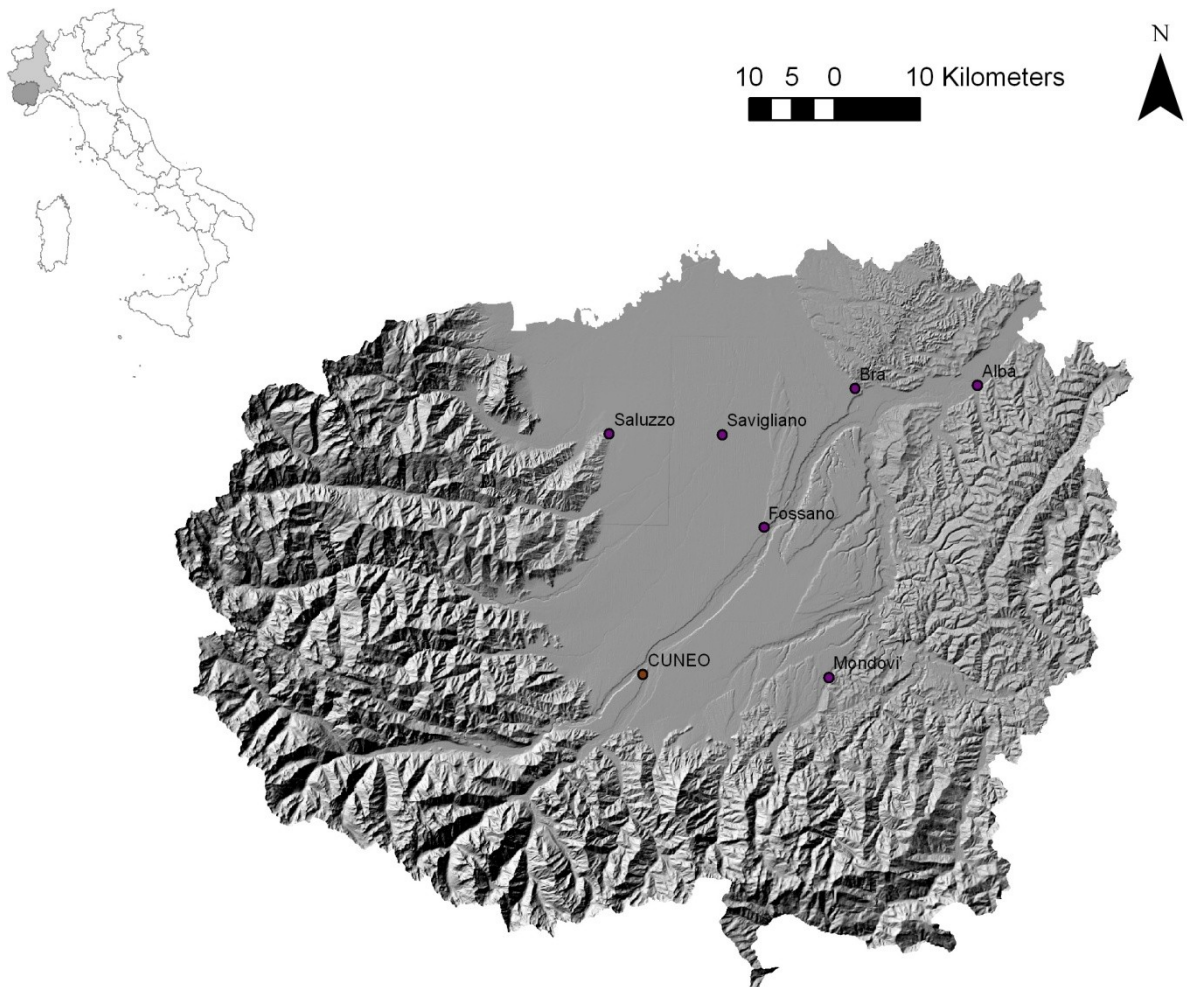


Figura 19 - Area di studio.

Le Alpi Liguri, Marittime e Cozie formano una grande cornice a forma di U, ai bordi della quale prende origine un'alta piana alluvionale che ospita i sistemi fluviali

del Po e del Tanaro con i propri affluenti. Nella parte orientale della provincia è presente il sistema collinare delle Langhe con rilievi che in alcuni casi si spingono fino ai 600-700 m. di altitudine.

Il clima è di tipo continentale con differenze marcate legate all'altitudine fra le tre differenti sottozone: alpina, langhe e pianura. A livello di precipitazioni l'area cuneese può essere inserita nel sottotipo sublitoraneo padano, con massimi nelle stagioni primaverili ed autunnali e minimi equivalenti in quelle estive ed invernali (Perosino & Zaccara 2006).

La densità abitativa si attesta approssimativamente sugli 85 abitanti/km² e la densità stradale è pari a 1070 km/1000 km² (dati della Provincia di Cuneo, Settore Viabilità).

Attraverso la Carta forestale e delle altre coperture del territorio della Regione Piemonte (2011) è stato possibile individuare quali siano le tipologie ambientali maggiormente diffuse. Le aree agricole occupano il 36% del territorio e sono rappresentate per gran parte da seminativi, frutteti e vigneti. Le superfici forestali coprono il 35% della Provincia di Cuneo, con predominanza dei castagneti e delle faggete. Praterie, prato-pascoli e zone arbustive occupano circa il 17%, mentre il restante 12% è suddiviso tra aree rocciose, superfici coperte d'acqua e aree antropizzate. Le aree antropizzate comprendono il tessuto urbano, la rete dei trasporti, gli insediamenti produttivi, le aree estrattive e le discariche (Figura 20).

La fauna ungulata presente in Provincia di Cuneo è estremamente ricca, essendo composta da sette delle otto specie riportate per l'Italia. Tra i bovidi si segnalano lo stambecco, il muflone ed il camoscio alpino, tra i cervidi il capriolo, il cervo e il daino e tra i suidi il cinghiale. Le due specie che hanno maggiori consistenze e maggiore diffusione sul territorio sono il cinghiale e il capriolo. La gestione faunistico-venatoria è organizzata secondo la suddivisione del territorio in sette comprensori alpini (CA, nelle aree montane) e in cinque ambiti territoriali di caccia (ATC, nelle aree collinari e di pianura).

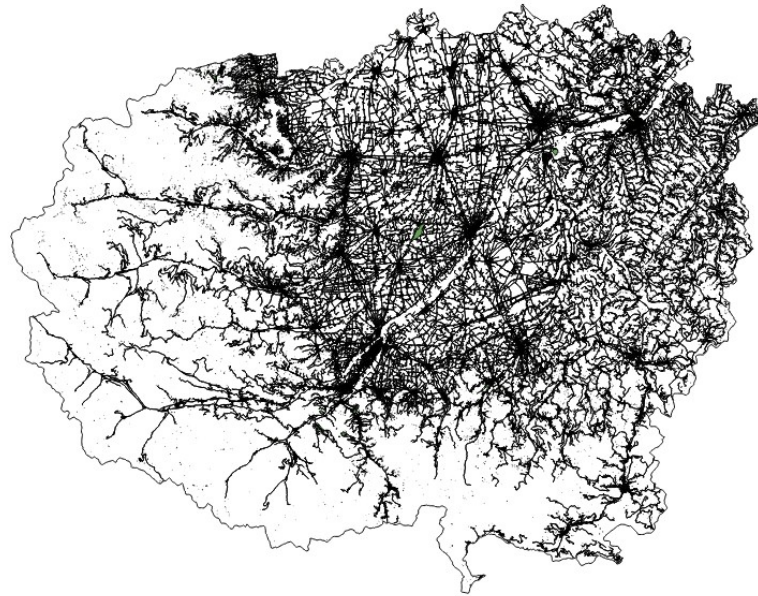


Figura 20 - *Distribuzione delle aree artificiali in Provincia di Cuneo.*

Capitolo 4 – Provenienza dei dati

L'analisi delle collisioni con la fauna è un tipo di studio che richiede lunghe serie storiche di dati, in modo da poter disporre di un campione sufficientemente robusto per le indagini statistiche.

La Provincia di Cuneo ha partecipato attivamente alla realizzazione di questo studio, mettendo a disposizione i dati raccolti dal Settore Politiche Agricole, Parchi e Foreste nell'intervallo temporale 1998-2011 (Figura 21).

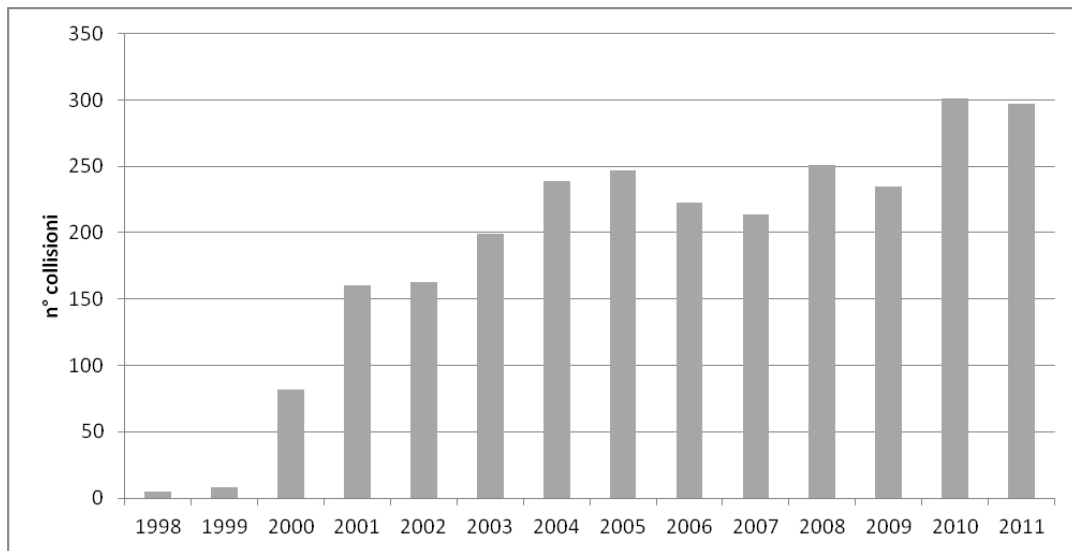


Figura 21 - Distribuzione delle collisioni con ungulati in Provincia di Cuneo nell'intervallo 1998-2011.

Le segnalazioni di incidente sono state raccolte da diversi soggetti operativi nel territorio (Figura 22) e l'ente provinciale ha fatto da collettore di queste informazioni, facilitandone l'archiviazione e l'organizzazione. I soggetti incaricati di raccogliere sul campo i dati delle singole collisioni sono stati: la vigilanza faunistico ambientale provinciale, i tecnici faunistici dei comprensori alpini e degli ambiti territoriali di caccia, il personale del Corpo Forestale, la polizia municipale, la polizia di Stato e i Carabinieri. Questa eterogeneità nella raccolta dei dati non ne ha favorito la standardizzazione, conseguentemente le informazioni disponibili sono variabili a seconda del periodo e del luogo preso in considerazione. Le prime segnalazioni nella Provincia di Cuneo risalgono al 1998 ma è solo a partire dall'anno 2000, con

l'emanazione della legge regionale 27 gennaio, n.9 (vedi § 1.4), che il loro numero è cresciuto rapidamente. La possibilità di ricevere un indennizzo a parziale rimborso del danno subito, infatti, ha spinto i conducenti coinvolti in eventi di questo tipo a contattare le autorità di sicurezza più spesso rispetto a quanto accadeva in passato.



Figura 22 – Raccolta delle informazioni su un punto di collisione nella S.P. 26.

Nell'arco di quattordici anni la Provincia di Cuneo ha collezionato 2626 segnalazioni di collisione tra ungulati e veicoli, le quali hanno rappresentato la base dati di questa ricerca.

Ogni segnalazione di collisione ha riportato tutti o parte dei seguenti dettagli:

- anno, mese e giorno;
- ora (soltanto per il periodo 2008-2011);
- Comune;
- località (toponomastica, numero civico, cippo chilometrico);
- nome strada;
- specie animale coinvolta.

Un resoconto della qualità delle informazioni è fornito dalla Tabella 5, che evidenzia la percentuale di segnalazioni, sul totale disponibile, relativa a ogni specifico dettaglio.

Anno, mese, giorno	Ora	Comune	Località	Nome strada	Specie coinvolta
100%	40,9%	98,6%	77,6%	77,1%	100%

Tabella 5- *Qualità della base dati fornita dalla Provincia di Cuneo (n=2626).*

Capitolo 5 – Analisi della distribuzione temporale delle collisioni

Temporal patterns of ungulate-vehicle collisions in a subalpine Italian region

Publicato in: Italian Journal of Zoology

5.1 Introduzione

"Il capriolo sopravvive in alcune riserve alpine, mentre è ormai virtualmente estinto nel resto del territorio italiano" e "il cinghiale esiste ancora in alcune aree della Toscana, Sardegna e in poche vallate alpine": questa condizione, descritta da Ghigi e coautori (Touring Club Italiano 1959), è radicalmente cambiata negli ultimi decenni, durante i quali l'abbondanza e la distribuzione degli ungulati selvatici è cresciuta esponenzialmente (Raganella Pelliccioni et al. 2013). Questa crescita dovrebbe essere vista come parte di un fenomeno più ampio e generale, poiché gli ungulati hanno incrementato le proprie consistenze in tutta l'Europa occidentale negli ultimi 100 anni (Apollonio et al. 2010; Linnell et al. 2010; Putman et al. 2011). Fuller & Gill (2001) hanno individuato sei principali motivi che sono alla base di questo trend: l'incremento delle aree boscate, le modifiche nelle pratiche agricole (principalmente la proliferazione dei cereali autunno-vernini), la riduzione dell'allevamento di bestiame all'aperto, i cambiamenti nelle pratiche di caccia e di gestione della fauna (incluse le reintroduzioni), il riscaldamento climatico e la scomparsa dei grandi predatori.

In Italia in particolare, non solo le consistenze ma anche gli areali di distribuzione sono rapidamente cresciuti, specialmente per il capriolo e il cinghiale,

per lungo tempo diffusi in regioni boscate e montane e attualmente presenti anche in aree coltivate e di bassa quota (Carnevali et al. 2009).

In un territorio densamente popolato con delle reti viarie ben sviluppate ed elevati volumi di traffico, come ad esempio molte regioni europee e nord-americane, la crescita delle popolazioni di ungulati ha portato ad un'intensificazione del fenomeno delle collisioni con questo gruppo di animali (Hubbard et al. 2000; Madsen et al. 2002; Cserkés et al. 2013). Le collisioni con gli ungulati, a causa della mole di questi animali, possono causare seri danni agli esseri umani e ai veicoli, rappresentando una minaccia importante per la salute pubblica e una fonte di problemi socioeconomici (Williams & Wells 2005; Morelle et al. 2013). Oltre a questo, le collisioni possono avere implicazioni conservazionistiche importanti, poiché rappresentano una causa diretta di morte per un grande numero di animali ogni anno (Trombulak & Frissell 2000). Negli Stati Uniti, Forman e Alexander (1998) hanno riportato che il numero di animali uccisi nelle strade ha superato quello degli individui cacciati, elevando le collisioni stradali a prima causa umana quanto a mortalità dei vertebrati terrestri. Questo problema rappresenta una minaccia crescente, per il prevedibile aumento nel futuro del volume di traffico e delle popolazioni di ungulati (Ramp et al. 2005; Langbein 2011). Molti studi hanno evidenziato che questo fenomeno risponde a *pattern* non casuali, sia per quanto riguarda l'aspetto temporale che per quello spaziale, sottolineando l'importanza degli elementi comportamentali delle specie coinvolte e di quelli ambientali nel determinare quando e dove avvengano le collisioni (Groot-Bruinderink & Hazebroek 1996; Hubbard et al. 2000; Joyce & Mahoney 2001; Madsen et al. 2002; Seiler 2005; Gunson et al. 2011; Rodríguez-Morales et al. 2013).

Recentemente, Steiner et al. (2014) hanno revisionato 47 articoli scientifici che riguardavano la distribuzione temporale delle collisioni con ungulati. La maggioranza dei lavori proveniva dal Nord America (n=37), una parte dall'Europa (n=10) e solo uno tra questi dall'Italia (Dal Compare et al. 2007). E' stata riportata una differenza nella distribuzione delle collisioni a livello stagionale, ma una sostanziale uniformità nella distribuzione a livello giornaliero, con un *pattern* crepuscolare bimodale. Le

differenze tra le aree studiate sono ritenute essere legate principalmente ad aspetti comportamentali e in seconda battuta a variazioni relative alle caratteristiche di habitat, clima, flussi di traffico e agli effetti della presenza di predazione, caccia e disturbo in generale.

L'accrescimento della conoscenza sui principali fattori che guidano questi eventi in un contesto specifico è essenziale per elaborare strategie preventive e mitigative efficaci. Lo scopo di questa parte del lavoro è stata quella di descrivere e approfondire i *pattern* temporali delle collisioni con gli ungulati in un territorio di tipo subalpino.

5.2 Metodi

Sono stati analizzati i report degli incidenti raccolti dalla Provincia di Cuneo nell'intervallo compreso tra gennaio 2008 e dicembre 2011. La scelta è ricaduta su questo periodo perché giudicato il più omogeneo e completo, a livello temporale, all'interno della serie storica 1998-2011. In questi quattro anni, infatti, oltre a essere presenti informazioni complete riguardo all'anno, mese e giorno del sinistro, era riportata l'ora della collisione nel 97,3% dei casi.

L'analisi è stata imperniata sull'influenza del mese dell'anno, giorno della settimana e ora del giorno (UTC + 1) sul numero di incidenti registrati. Su scala giornaliera, si è anche approfondito l'effetto dei periodi di luce e buio sul numero di incidenti. Per farlo, è stato scelto di suddividere le ventiquattro ore in alba, giorno, tramonto e notte. Alba e tramonto sono stati intesi come intervalli di due ore posizionati a cavallo del momento del sorgere e del calare del sole. Trattandosi di intervalli variabili nel corso dell'anno, per effetto delle modifiche stagionali del percorso del sole sopra l'orizzonte, sono stati calcolati i loro posizionamenti giorno per giorno attraverso l'uso delle effemeridi disponibili per la città di Cuneo (**Figura 23**).

Anno : 2008	Mese : Gennaio	Nazione : Italy	Città : Cuneo							
Calcola la visibilità e le effemeridi solo dall'anno 1 al 6500 d.C.. Dopo la variazione premere il tasto Invio (Enter)										
Il Sole sorge, culmina e tramonta a										
Cuneo (Italy)										
E007°32'59" - N44°23'32" - 534 metri s.l.m. - Fuso Orario GMT+1										
Calcolo ora legale abilitato										
Per altezza s.l.m.=0 <input type="checkbox"/> (Clic imposta, tasto Tab elabora)										
Gennaio 2008										
Data	Sorge	Azim.	Culm.	Altezza	Tram.	Azim.	Inizio Crep.	Fine Crep.	A.R.	Declin.
01 Ma	08h01m	121°	12h33m	22°	17h05m	239°	06h16m	18h50m	18h43m,2	-23°04'
02 Me	08h01m	121°	12h34m	22°	17h06m	239°	06h17m	18h51m	18h47m,6	-22°59'
03 Gi	08h01m	121°	12h34m	22°	17h07m	239°	06h17m	18h52m	18h52m,0	-22°54'
04 Ve	08h01m	121°	12h35m	22°	17h08m	239°	06h17m	18h52m	18h56m,4	-22°48'
05 Sa	08h01m	121°	12h35m	22°	17h09m	239°	06h17m	18h53m	19h00m,8	-22°42'
06 Do	08h01m	121°	12h35m	23°	17h10m	239°	06h17m	18h54m	19h05m,2	-22°36'
07 Lu	08h01m	120°	12h36m	23°	17h11m	240°	06h17m	18h55m	19h09m,6	-22°29'

Figura 23 - Calcolo delle ore di alba e tramonto (da <http://www.marcomenichelli.it/sole.asp>).

Seguendo le indicazioni contenute nel lavoro di Lagos e collaboratori (2012), è stata inoltre svolta un'analisi della distribuzione delle collisioni sulla base di quattro periodi temporali relativi alla fenologia e ai periodi di caccia del capriolo: stagione dei parti (15 aprile-15 giugno), stagione degli amori (1 luglio-31 agosto), stagione di caccia (1 settembre-31 gennaio) e resto dell'anno. Per quanto riguarda il cinghiale, è stata prevista una suddivisione soltanto sulla base del periodo di caccia (1 settembre-31 dicembre) e resto dell'anno, poiché il periodo dei parti e quello degli accoppiamenti, a differenza del capriolo, non sono stabili nel corso degli anni.

E' stata svolta una verifica preliminare allo scopo di capire se ci fossero o meno differenze statisticamente significative nella distribuzione dei dati nei quattro anni di indagine. Il test della varianza non ha riscontrato differenze per i diversi livelli temporali inclusi nella raccolta dati (mesi: ANOVA $F_{3,44} = 0,99$, $p = ns$; giorni della settimana: ANOVA $F_{3,24} = 0,13$, $p = ns$; ore del giorno = ANOVA $F_{3,88} = 0,69$, $p = ns$). Tenuto conto dell'omogeneità delle distribuzioni, si è quindi optato per l'accorpamento dei dati relativi ai quattro anni.

Sono state generate le tabelle di contingenza, è stato applicato il test del χ^2 e per ogni fattore di rischio (inteso come periodo temporale) sono stati calcolati i valori di *odds ratio* (OR), sia con accorpamento delle collisioni senza distinzione tra specie che per le due specie maggiormente coinvolte, capriolo e cinghiale. L'OR è una misura dell'associazione tra un'esposizione e un'effetto. L'OR rappresenta la probabilità che un'effetto accada data una particolare esposizione, comparata alla probabilità che lo

stesso effetto accada in assenza di quella particolare esposizione. I valori positivi indicano in modo proporzionale il rischio che si verifichi l'evento in questione comparato ai restanti eventi (es. un OR di 3 significa che la probabilità di un determinato evento è tre volte più alta degli altri). I valori negativi indicano l'inverso ($1/x$) della probabilità del rischio che si verifichi l'evento in questione comparato ai restanti eventi (es. un OR di 0,5 significa che la probabilità di un determinato evento è due volte più bassa degli altri).

Le analisi statistiche sono state svolte utilizzando R 3.1.1 (R Core Team 2014).

5.3 Risultati

Sono stati analizzati 1110 report relativi a collisioni tra ungulati e veicoli in provincia di Cuneo. Le specie maggiormente coinvolte sono risultate il capriolo (64,7%) e il cinghiale (29,5%), le quali insieme rappresentano il 94,2% delle collisioni registrate. Gli incidenti con il cervo hanno rappresentato circa il 5% del totale, mentre quelle con il daino e con il camoscio sono state soltanto occasionali (**Figura 24**).

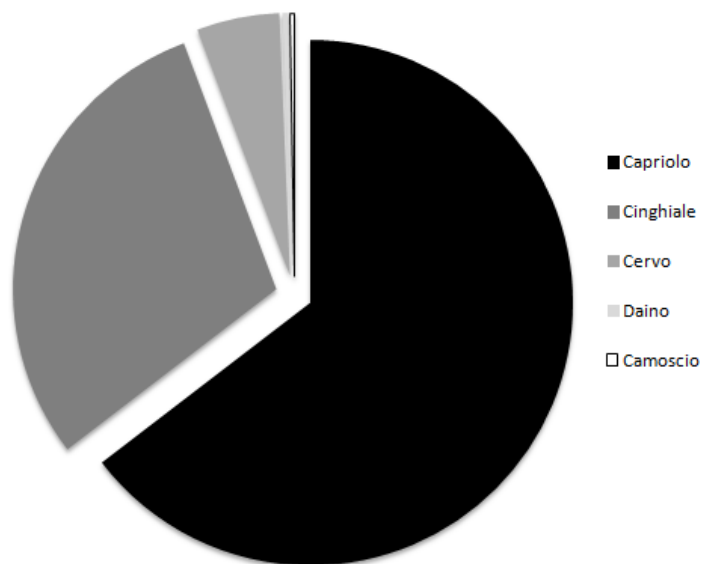


Figura 24 - *Suddivisione degli incidenti per specie coinvolta.*

La distribuzione delle collisioni a scala mensile mostra due picchi (**Figura 25**), il primo nei mesi primaverili (aprile e maggio) e il secondo nei mesi autunnali (ottobre-novembre). La ripartizione nei mesi, infatti, non è risultata essere uniformemente distribuita ($\chi^2=150,4$; g.l.=11; $p<0,001$).

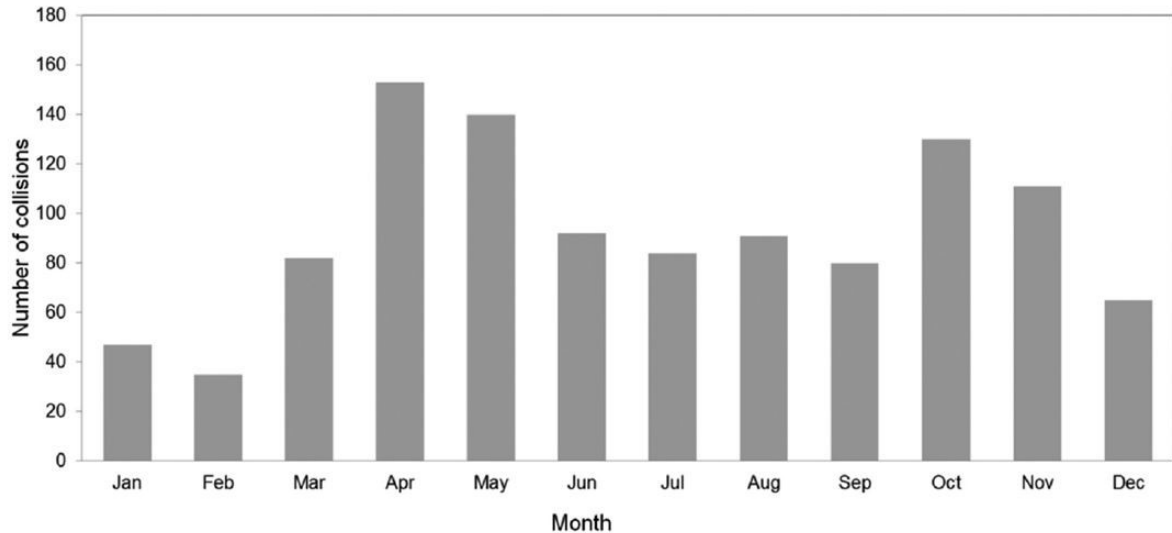


Figura 25 - Distribuzione delle collisioni nei mesi dell'anno.

A livello settimanale è risultato un andamento uniforme ($\chi^2=18,48$; g.l.=6; $p<0,005$), con minimo nella giornata di martedì e massimo nel fine settimana (**Figura 26**).

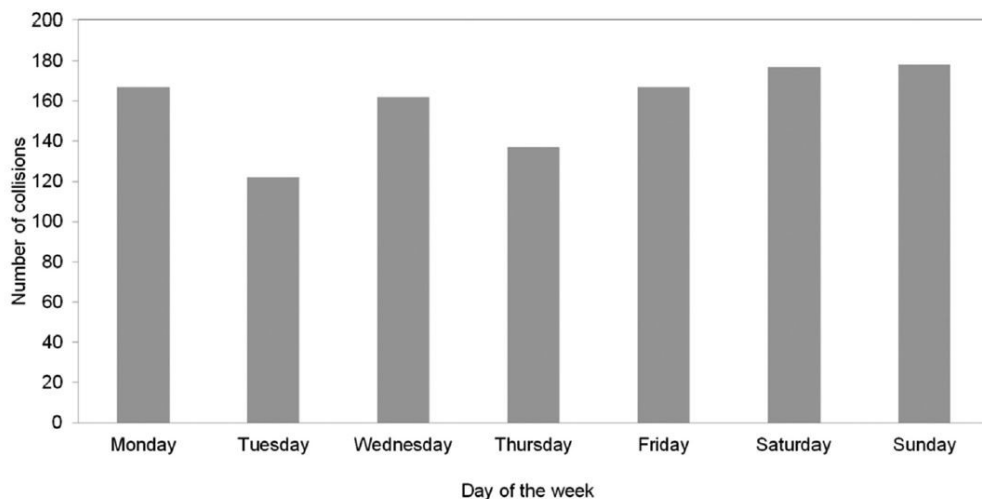


Figura 26 - Distribuzione delle collisioni nei giorni della settimana.

Per quanto riguarda la ripartizione degli incidenti nelle differenti ore della giornata, è molto evidente il picco delle ore 21:00, con un alto numero di segnalazioni nei periodi immediatamente precedenti e successivi (**Figura 27**). Nelle ore vicine all'alba si nota un sensibile aumento delle collisioni, pur con dimensioni del

fenomeno decisamente inferiori rispetto a quanto avviene a cavallo del tramonto. Le ore con il minor numero di segnalazioni sono risultate quelle pomeridiane (15:00-16:00). A livello statistico, è stato riscontrato un andamento non uniforme ad un livello altamente significativo per la distribuzione giornaliera degli incidenti ($\chi^2=940,4$; g.l.=23; $p<0.001$).

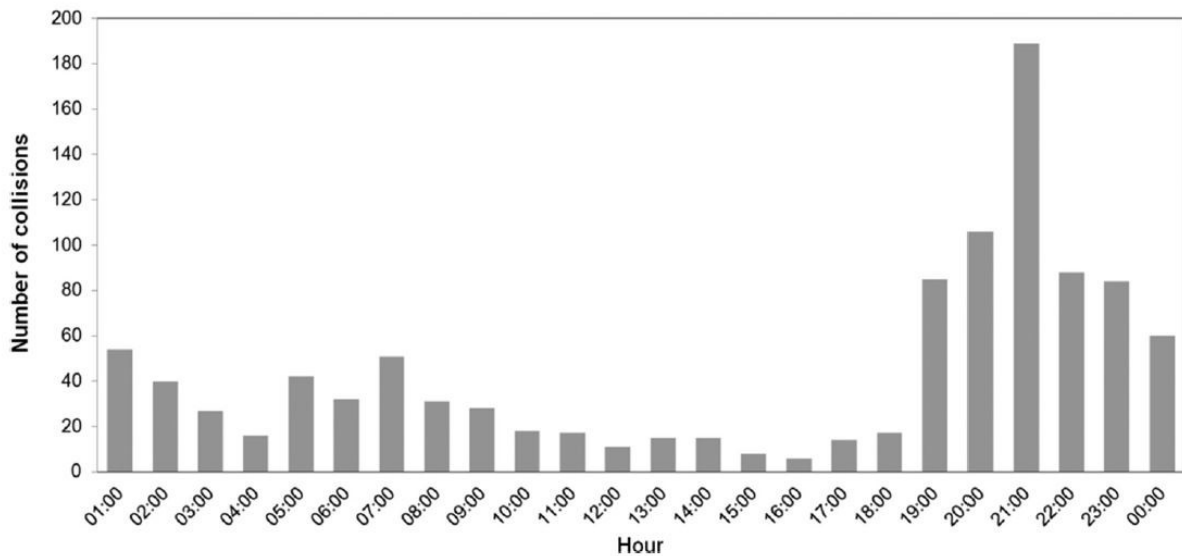


Figura 27 - Distribuzione delle collisioni nell'arco delle ventiquattro ore.

L'approfondimento sul capriolo e sul cinghiale (**Figura 28**) evidenzia per il primo la concentrazione delle collisioni nei mesi primaverili e per il secondo in quelli autunnali. Entrambi i *pattern* sono risultati non uniformemente distribuiti, con valori altamente significativi (capriolo: $\chi^2=231,5$; g.l.=11; $p<0,001$; cinghiale: $\chi^2=140,7$; g.l.=11; $p<0,001$). La maggior parte degli incidenti che hanno coinvolto il capriolo sono accaduti nel periodo primaverile (aprile-maggio) e in quello estivo, mentre quelli che hanno coinvolto il cinghiale principalmente nel periodo autunnale (settembre-dicembre). E' possibile inoltre osservare la sovrapposizione delle due specie nella dinamica distributiva dei *pattern* orari serali (19:00-23:00). Il picco alle ore 21:00 è infatti visibile in entrambi gli ungulati. Per quanto riguarda il periodo a cavallo dell'alba, nel capriolo si nota una crescita del numero di incidenti rispetto alle ore precedenti e seguenti al sorgere del sole, ma non altrettanto per il cinghiale. La distribuzione settimanale, infine, mostra coerenza nei *pattern* tra le due specie.

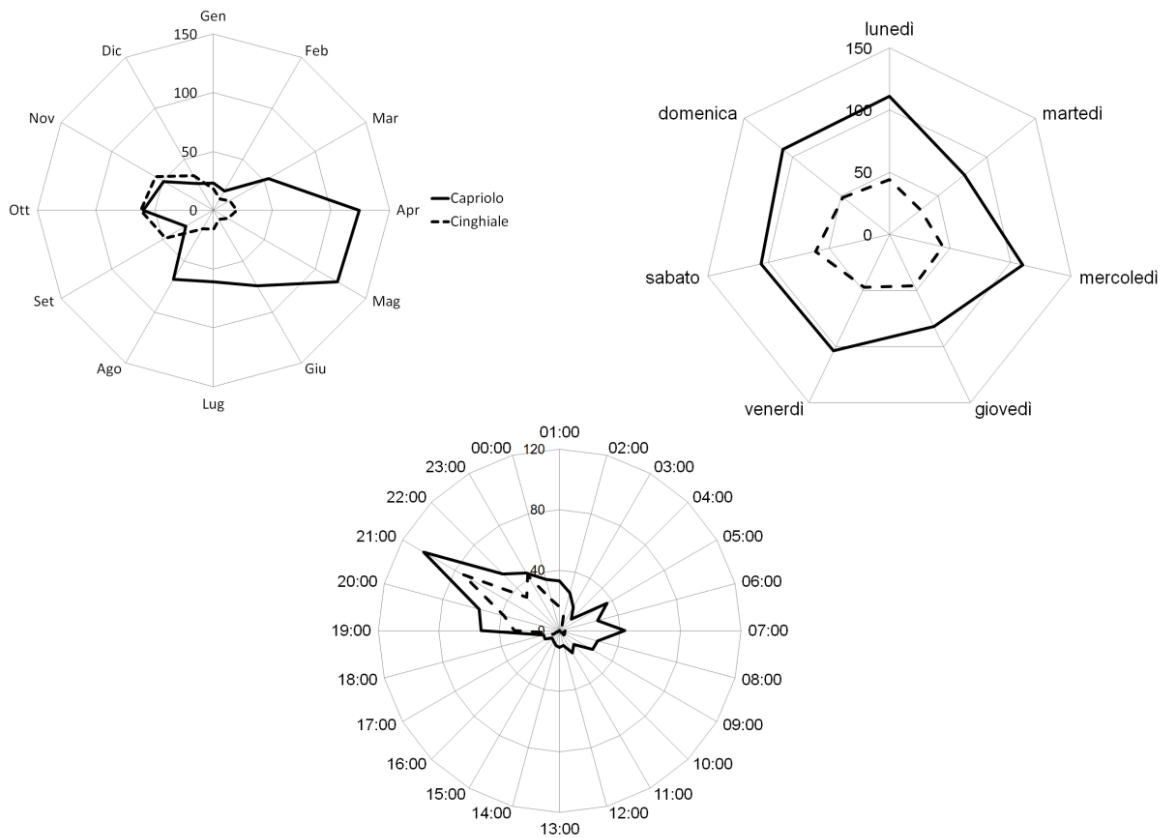


Figura 28 – Radar chart riportanti la distribuzione mensile, giornaliera e oraria delle collisioni per capriolo (linea continua) e cinghiale (linea tratteggiata).

Considerando tutte le specie insieme (Tabella 6), i valori di OR hanno indicato i mesi di aprile, maggio e ottobre come quelli a maggiore rischio ($OR > 1$), mentre in gennaio e febbraio il rischio è risultato significativamente più basso ($OR < 1$).

	All ungulates		Roe deer		Wild boar	
Jan	0.49	***	0.38	***	0.65	
Feb	0.36	***	0.31	***	0.39	**
Mar	0.86		0.91		0.57	
Apr	1.74	***	2.36	***	0.72	
May	1.56	***	2.27	***	0.5	*
Jun	0.99		1.29		0.31	***
Jul	0.90		1.06		0.57	
Aug	0.99		1.19		0.65	
Sep	0.85		0.43	***	1.87	**
Oct	1.47	**	1.04		2.6	***
Nov	1.23		0.83		2.35	***
Dec	0.69		0.43	***	1.29	

Tabella 6- Valori di OR mensili per tutti gli ungulati insieme (all ungulates) e per singola specie: capriolo (roe deer) e cinghiale (wild boar). I livelli di significatività sono: $< 0,05$ (*); $< 0,01$ (**); $< 0,001$ (***)).

La notte e il tramonto sono risultati i due periodi della giornata a maggiore pericolo di collisione, mentre il periodo compreso tra alba e tramonto quello più sicuro (Tabella 7).

	All ungulates		Roe deer		Wild boar	
Dawn	0.89		1.21		0.25	***
Day	0.3	***	0.4	***	0.13	***
Dusk	3.45	***	3.54	***	2.83	***
Night	1.45	***	1.02		1.54	***

Tabella 7 - Valori di OR nei differenti periodi della giornata (dawn: alba; day: giorno; dusk: tramonto; night: notte) per tutti gli ungulati insieme (all ungulates) e per singola specie: capriolo (roe deer) e cinghiale (wild boar). I livelli di significatività sono: <0,05 (*); < 0,01 (**); < 0,001 (***).

Il rischio di investimento del capriolo è risultato essere due volte e mezzo più alto nel periodo dei parti rispetto al resto dell'anno. Viceversa, nella stagione di caccia è risultato due volte più basso. Per il cinghiale la stagione di caccia ha invece incrementato di più del triplo il rischio di collisione (Tabella 8).

	Capriolo		Cinghiale	
Stagione dei parti (15 aprile-15 giugno)	2.56	**		
Stagione degli amori (luglio-agosto)	1.13			
Stagione di caccia (settembre-gennaio)	0.49	***		
Stagione di caccia (settembre-dicembre)			3.29	***
Resto dell'anno (febbraio-14 aprile)	0.8			

Tabella 8 - Valori di OR per i periodi fenologici e di caccia del capriolo e per i periodi di caccia del cinghiale. I livelli di significatività sono: <0,05 (*); < 0,01 (**); < 0,001 (***).

5.4 Discussione

L'analisi dei principali *pattern* temporali legati alle collisioni con gli ungulati selvatici è un fattore essenziale allo scopo di incrementare la sicurezza nelle strade e di migliorare le strategie di conservazione della fauna. Gli incidenti stradali con il coinvolgimento di ungulati rappresentano un problema crescente in molti Paesi

sviluppati (Conover 2002; Malo et al. 2004; Steiner et al. 2014) e, a parte poche eccezioni (Ponzetta et al. 2006; Dal Compare et al. 2007; Primi et al. 2010) sono scarsi i lavori disponibili per l'Italia relativi a questo argomento. Il tasso di collisioni con gli ungulati, cioè il numero di incidenti all'anno su una superficie di 1000 km², per il territorio provinciale di Cuneo è stato pari a 40, che risulta essere più alto rispetto a quello osservato in altre aree subalpine italiane (Belluno: 18-24; Nardo et al. 2001; Dal Compare et al. 2007) ma decisamente più basso di quelli riportato in altri Paesi europei, come Slovenia (153; Pokorny 2006), Austria (483; Putman et al. 2011) e Germania (635; Kerzel 2005). I valori dell'Europa centro-meridionale risultano più elevati se confrontati a quelli disponibili per il Nord America (4,5; Huijser et al. 2009) e per la Scandinavia (7,2; Haikonen & Summala 2001). Il motivo di questa disparità può essere dovuto sia ad un sistema di prevenzione e mitigazione più avanzato, in aree geografiche che affrontano il fenomeno da più tempo, sia ad una minore antropizzazione e densità delle strade presenti (Olsson et al. 2008). Diversi autori hanno infatti evidenziato che lo sviluppo delle reti stradali è uno tra i principali fattori che influenzano la crescita degli incidenti con la fauna (Mysterud 2004; Seiler 2004; Langbein 2011).

I risultati scaturiti da questo lavoro confermano quanto riportato da altri studi portati avanti in condizioni ecologiche e ambientali simili, cioè la predominanza dei cervidi e del cinghiale in collisioni di questo tipo (Dal Compare et al. 2007; Airaudo et al. 2008; Diaz-Varela et al. 2011). I due ungulati più frequentemente interessati dal fenomeno, nel nostro caso, sono stati il capriolo e il cinghiale (**Figura 24**): si tratta delle specie più comuni riscontrabili nell'area di studio, così come nel resto d'Italia (Apollonio et al. 1988; Lorenzini et al. 2002; Carnevali et al. 2009). Il cervo, il camoscio e il daino possiedono invece distribuzioni più localizzate e densità relativamente basse, che spiegano il loro minore coinvolgimento nelle collisioni analizzate. E' comunque da sottolineare che gli incidenti con il cervo, pur rappresentando solo il 5% del totale, sono estremamente pericolosi a causa della mole che gli animali possono raggiungere (fino a 250 kg).

La distribuzione dei *pattern* temporali è risultata non uniforme esaminando insieme le specie coinvolte. Ulteriori interessanti considerazioni possono essere fatte anche attraverso un approccio specie-specifico, con una distribuzione mensile dei sinistri che ha mostrato due picchi (Figura 25), corrispondenti a determinati mesi primaverili (aprile-maggio) e autunnali (ottobre-novembre). Il rischio più alto di collisione dei mesi primaverili è principalmente legato al capriolo (Figura 28), come già evidenziato in altri studi (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996 [Figura 29]; Diaz-Varela et al. 2011; Steiner et al. 2014).

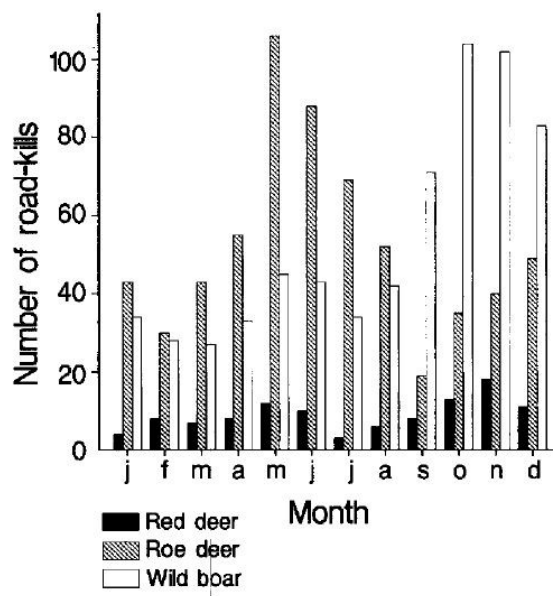


Figura 29 - Numero di collisioni per mese con cervi (*red deer*), caprioli (*roe deer*) e cinghiali (*wild boar*) nella regione di Veluwe, Olanda (da Groot Bruinderink & Hazebroek 1996).

Questo picco primaverile corrisponde al periodo della dispersione dei giovani maschi e dei movimenti dei maschi territoriali (Nardo et al. 2001; Pokorny 2006; Lagos et al. 2012). La dispersione dei giovani dalle aree di nascita ai nuovi territori comporta un'accresciuta probabilità di incrociare le strade, con il risultato di una maggiore vulnerabilità alla collisione (Langbein & Putman 2006; Langbein 2007). Oltre a quanto riportato, in questo periodo i grandi gruppi invernali si sciolgono (Vincent et al. 1995), i maschi avviano un comportamento territoriale (Wahlström 2013) e molte femmine cominciano ad effettuare importanti movimenti migratori in vista dei parti (Ramanzin et al. 2007), tutti fattori che incidono sulla maggiore mobilità degli animali. Un altro

aspetto da considerare è quello relativo al ricaccio vegetativo, che nell'area subalpina studiata avviene nei mesi di aprile e maggio, con la conseguente disponibilità di nuove aree di alimentazione localizzate in zone differenti rispetto ai territori occupati nel periodo invernale (Nilsen et al. 2008). Lo spostamento dalle aree di svernamento per raggiungere le zone di ricaccio vegetativo provoca un'intensificazione degli spostamenti, contribuendo all'aumento delle probabilità di attraversamento e collisione nelle strade. Nei mesi compresi tra dicembre e febbraio, il rischio di investimento è invece risultato essere significativamente più basso rispetto al resto dell'anno. Le condizioni meteorologiche avverse, la presenza di neve al suolo e la disponibilità ridotta di cibo probabilmente inibiscono o riducono i movimenti, con la conseguenza che il capriolo spende la maggior parte del tempo in aree di svernamento vantaggiose e ristrette (Krop-Benesch et al. 2013).

Il cinghiale è la specie principalmente coinvolta nel picco di incidenti autunnale (settembre-novembre), periodo nel quale il rischio di collisione è risultato molto più elevato rispetto al resto dell'anno (Tabella 6). I fattori che vengono utilizzati per spiegare questo *pattern* prendono in considerazione la sovrapposizione con il periodo degli accoppiamenti e con quello di caccia alla specie, il maggior numero di ore di buio che contraddistingue queste stagioni rispetto alle altre, la rottura autunnale dei gruppi familiari e i cambi nell'ampiezza dell'home range che caratterizzano il ciclo annuale della specie (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996; Primi et al. 2010; Diaz-Varela et al. 2011; Lagos et al. 2012; Rodríguez-Morales et al. 2013). Riguardo all'ampiezza dell'home range, la presenza di specifiche aree di alimentazione autunnale (legate all'abbondanza locale di castagne) può essere ritenuta importante nell'influenzare l'aumento del movimento dei cinghiali, che in questa stagione spostano le proprie aree vitali anche in funzione di questo elemento. Considerato che i castagneti sono una delle tipologie predominanti della superficie forestale della Provincia di Cuneo (vedi Capitolo 3), si può ipotizzare che la loro presenza abbia avuto un ruolo tra i fattori che hanno determinato i trend riportati. Dall'analisi degli incidenti che hanno coinvolto il cinghiale è emersa un'influenza marcata del periodo di caccia sulla loro distribuzione. Il rischio di collisione nei mesi di caccia (settembre-

dicembre) è risultato infatti triplicare rispetto al resto dell'anno (**Tabella 8**). Questo trend è stato riportato anche per un'area di studio in Spagna (Lagos et al. 2012) e in quel caso è stato altresì dimostrato l'effetto combinato della caccia con l'aumento delle ore di buio (**Figura 30**).

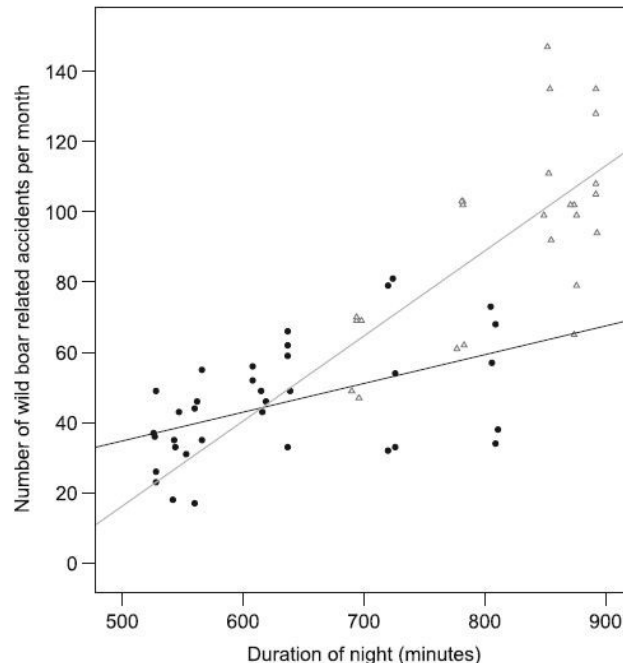


Figura 30 - Relazione tra il numero di incidenti/mese con il coinvolgimento del cinghiale e durata della notte durante la stagione di caccia (triangoli e linea grigia) e durante il resto dell'anno (pallini e linea nera). Da Lagos et al. 2012.

Primi e collaboratori (2010) non hanno invece riscontrato correlazioni tra i giorni di caccia in battuta al cinghiale e il numero di incidenti in un'area Mediterranea (Lazio, Italia).

E' interessante notare la differenza caratterizzante i rischi di collisione fra cinghiale e capriolo, nella stagione di caccia, emersi nel presente studio. La prima specie ha evidenziato un rischio tre volte più alto, la seconda due volte più basso (**Tabella 8**). Questa discrepanza può essere spiegata sulla base delle differenze nella caccia alle due specie in Provincia di Cuneo. Nel caso del cinghiale viene praticata principalmente quella in battuta, con utilizzo dei cani, mentre nei confronti del capriolo viene applicata la caccia di selezione, senza uso dei cani. L'uso dei cani permette di stanare più facilmente gli animali, ma contemporaneamente provoca una reazione di fuga nei cinghiali protratta nel tempo e nello spazio. L'effetto è quello

di accrescere i movimenti degli animali in modo esponenziale, fattore che aumenta il rischio di collisione e va a sommarsi agli altri già presenti per la specie in periodo autunnale. Nel capriolo, invece, le reazioni di fuga e i movimenti associati ad esse sono più contenuti, con un basso impatto sul rischio finale di investimento.

Successivamente al picco autunnale, si è osservata una riduzione degli incidenti con il cinghiale (**Figura 28**). Il calo è stato contemporaneo al termine della stagione venatoria e potrebbe indicare una relazione con il fatto che quasi 6000 animali vengono abbattuti durante la stagione di caccia in Provincia di Cuneo, con un importante abbassamento delle densità (Bonetto D., comunicazione personale, 2014).

Oltre ai fattori che sono stati menzionati, altri due, legati al traffico stradale, sono ritenuti meritevoli di attenzione per la loro influenza sul rischio di collisione con gli ungulati. Il primo lo suggerisce Langbein (1985), che evidenzia l'effetto della sovrapposizione tra gli orari di grande afflusso di traffico e le ore crepuscolari (quelle in cui l'attività di alcune specie è più elevata) come fattore importante nell'amplificare i picchi stagionali di collisione. Si pensi ad esempio allo spostamento dell'orario del tramonto nel periodo autunnale alle nostre latitudini, il quale si posiziona in un momento della giornata in cui si concentrano i flussi di traffico in uscita da lavoro. Nel periodo estivo succede invece l'esatto contrario, con i flussi maggiori di traffico in anticipo rispetto all'orario di tramonto. La condizione della strada in periodo invernale è l'altro fattore riportato in alcuni studi. Garrett & Conway (1999) hanno associato alla strada bagnata e scivolosa l'aumento del rischio di investimento degli alci in Alaska (USA), viceversa Hartwig (1993) ha riscontrato un calo degli incidenti nel periodo dicembre-marzo in una zona della Germania (Nordrhein-Westfalen) collegandola alle basse velocità indotte dalla presenza di ghiaccio e neve sulle strade.

Appare utile mettere a confronto graficamente (**Figura 31**) i risultati di questo studio con quelli ottenuti da un lavoro effettuato in Spagna, che ha analizzato i *pattern* mensili del capriolo e del cinghiale in maniera simile (Rodríguez-Morales et al. 2013). Si può osservare che i trend sono analoghi (picco primaverile nel capriolo e

autunnale nel cinghiale) ma non completamente sovrapponibili, a conferma del fatto che ogni area geografica ha delle proprie specificità (Gunson et al. 2011).

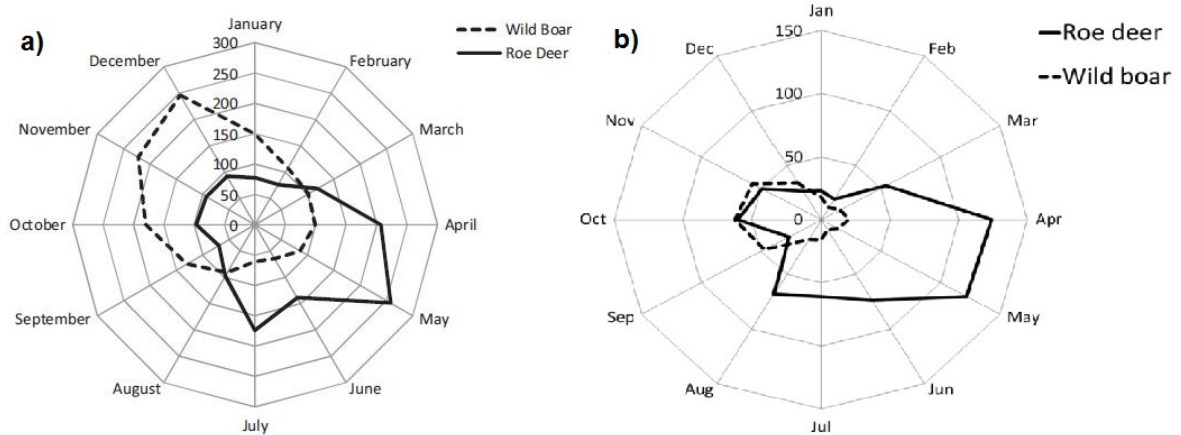


Figura 31 - Confronto tra i pattern mensili di collisione del capriolo (roe deer) e del cinghiale (wild boar). (a) Rodríguez-Morales et al. 2013; (b) presente studio.

Per quanto riguarda la distribuzione settimanale degli incidenti, la letteratura disponibile è molto scarsa. Due studi recenti svolti in Spagna hanno mostrato un maggior numero di collisioni nei fine settimana, con un picco la domenica durante la stagione autunnale, associato alla caccia che si svolge in tale giornata (Diaz-Varela et al. 2011; Lagos et al. 2012). In questa indagine non sono stati riscontrati scostamenti statisticamente significativi nella distribuzione settimanale degli incidenti (Figura 26 e Figura 28). Il numero di incidenti è risultato essere maggiore nei fine settimana, più marcatamente per il cinghiale: questo trend è associabile alla presenza sulle strade di flussi di traffico più intensi nelle ore serali - notturne, periodi nei quali è più alto il rischio di incidente (Tabella 7).

La distribuzione delle collisioni nelle differenti ore della giornata ha mostrato un *pattern* non uniforme altamente significativo, sia in riferimento a tutte le specie insieme che per il capriolo e cinghiale separatamente. E' stato osservato un picco maggiormente pronunciato al tramonto per il capriolo: tra le 19:00 e le 22:00 il rischio di collisione è risultato essere 3,54 volte più alto che negli altri periodi della giornata. Un picco secondario è stato rilevato all'alba, tra le 05:00 e le 07:00 (Figura 28 e Tabella 7). Questi risultati sono confrontabili a quelli riportati in Olanda (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996) e in Finlandia (Haikonen & Summala 2001). Una

distribuzione parzialmente analoga è stata descritta per il capriolo in Spagna (Diaz-Varela et al. 2011; Lagos et al. 2012; Rodríguez-Morales et al. 2013) e in Slovenia (Pokorny 2006). I ritmi di attività del capriolo sono concentrati all'alba e al tramonto e questo spiega la concordanza dei risultati tra aree differenti (Romin & Bissonette 1996). Il picco principale posizionato in orario serale è molto probabilmente legato ai flussi di traffico più intensi in queste ore rispetto a quanto succede nelle ore a cavallo dell'alba.

Il cinghiale è risultato invece essere maggiormente coinvolto negli incidenti che avvengono al tramonto e nelle ore notturne, mentre alba e periodo diurno sono risultati i momenti della giornata a minore rischio (**Figura 28** e **Tabella 7**). Questa distribuzione concorda con quanto evidenziato da studi precedenti (Primi et al. 2010; Diaz-Varela et al. 2011; Lagos et al. 2012; Rodríguez-Morales et al. 2013). Anche in questo caso i ritmi di attività della specie sono alla base dei trend osservati. La specie compie pochi spostamenti nelle ore diurne e intensifica i movimenti nelle ore a cavallo del tramonto e in quelle successive, caratterizzate dall'assenza di luce (Boitani et al. 1994).

Riassumendo, il rischio di incidenti con ungulati selvatici in Provincia di Cuneo si è rivelato significativamente più alto nei mesi di aprile, maggio, ottobre e nelle ore a cavallo del tramonto e immediatamente successive. Sono stati riscontrati *pattern* differenti per il capriolo e il cinghiale a livello stagionale, con il primo coinvolto maggiormente nei mesi primaverili, il secondo in quelli autunnali. Entrambe le specie hanno mostrato un picco di incidenti a cavallo del tramonto, ma nel caso del cinghiale si è protratto anche nelle ore successive.

I risultati di questo studio, oltre a migliorare la comprensione del fenomeno, sono utili al fine di ottimizzare le strategie di prevenzione e mitigazione delle collisioni con ungulati selvatici. L'applicazione della segnaletica temporanea, ad esempio, per poter essere efficace deve basarsi sulla conoscenza dei periodi annuali con maggiore rischio e sulle differenze esistenti nei *pattern* temporali tra le specie coinvolte (§ 1.5.2). Un altro metodo di prevenzione che può beneficiare della conoscenza dei trend temporali è quello della sensibilizzazione del pubblico alla tematica degli

incidenti con gli ungulati. Ciò può essere fatto attraverso incontri sul territorio, opuscoli informativi o utilizzo delle potenzialità del web. La conoscenza dei mesi e delle ore del giorno più pericolose, da parte degli enti che si occupano di promuovere le campagne di divulgazione, permette in tutti questi casi di fornire indicazioni scientificamente corrette e quindi maggiormente efficaci nel limitare gli investimenti.

Capitolo 6 – Analisi della distribuzione spaziale delle collisioni

6.1 Introduzione

L'applicazione di tecniche avanzate di analisi spaziale nello studio degli incidenti che coinvolgono gli ungulati selvatici ha avuto un forte sviluppo negli ultimi decenni (Bashore et al. 1985; Finder et al. 1999; Malo et al. 2004, Muller et al. 2014). Nei precedenti capitoli è stato evidenziato come gli incidenti con gli ungulati non siano distribuiti in modo casuale, bensì come il loro raggruppamento segua *pattern* ben definiti nel tempo e nello spazio (Gonser et al. 2009; Rodríguez-Morales et al. 2013). Soffermando l'attenzione sulla componente spaziale, dai lavori disponibili in letteratura è emerso che la localizzazione delle collisioni nella rete viaria è influenzata da un numero molto elevato di fattori (Seiler 2005; Dussault et al. 2006; Gunson et al. 2011; Muller et al. 2014). Le tipologie di elementi presi in considerazione fanno riferimento alle caratteristiche delle strade sulle quali avvengono gli incidenti, a quelle degli animali coinvolti e a quelle del paesaggio circostante le strade. L'influenza di ciascun fattore non è equamente distribuita in aree geografiche differenti e per questo motivo è importante condurre studi specifici a scala locale (Gunson et al. 2011). Ad esempio, nelle regioni nordiche l'uso dei sali antighiaccio può formare pozze salmastre, che risultano molto attrattive nei confronti dei cervidi (Jolicoeur and Crête 1994). La presenza di queste pozze diventa un fattore potenzialmente rilevante nella dislocazione dei punti di incidente in quelle aree geografiche (Dussault et al. 2006). Chiaramente questo ragionamento non è applicabile a zone dal clima differente, come le aree mediterranee. Pur senza giungere a casi estremi come

questo, è utile sottolineare come il grande numero di fattori che entrano in gioco nella dislocazione delle collisioni sia di per sé sufficiente a mostrare l'enorme ventaglio di possibilità che l'interazione tra di essi può comportare. Lo svolgimento di ricerche di tipo spaziale in un contesto può beneficiare dei risultati emersi in un contesto differente, ma richiede sempre una calibratura sulla base delle specificità locali.

I fattori ricollegabili alle caratteristiche della strada hanno ricevuto molta attenzione e, tra di essi, il volume di traffico è risultato quello maggiormente considerato. La correlazione tra un aumento del traffico e una corrispondente crescita degli incidenti è risultata essere controversa. In alcuni casi non è stata riscontrata alcuna correlazione (Madsen et al. 2002; Bissonette and Kassir 2008), mentre in altri viene riportato un *pattern* dall'andamento non lineare (Diaz-Varela et al. 2011; Seiler 2005; Thurfjell et al. 2015). Nei casi in cui l'andamento non è lineare, esso tende ad assumere una forma a campana, con le collisioni concentrate a volumi di traffico intermedi (Figura 32).

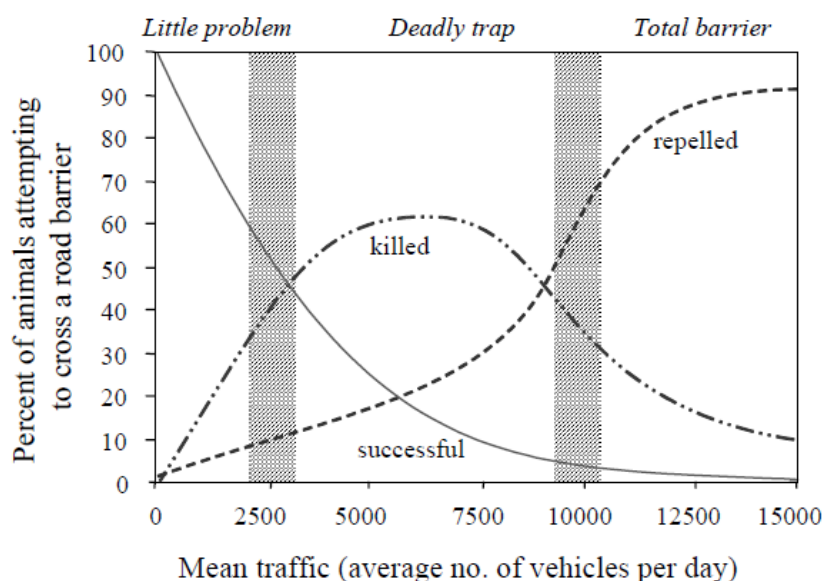


Figura 32 – Modello concettuale sull'effetto del volume di traffico sulla percentuale di animali che attraversano con successo una strada, sono respinti dal rumore e movimento dei veicoli, o sono uccisi nel tentativo di attraversamento (da Seiler 2003).

E' stato dimostrato che al crescere del limite di velocità media anche il numero di collisioni tende a crescere. Questa correlazione è stata riportata per l'alce in differenti territori, nel Maine in USA (Danks & Porter 2010), in Canada (Neumann et al. 2012) e

in Svezia (Seiler 2005), per il cervo in Norvegia (Meisingset et al. 2014) e per il capriolo ed il cinghiale in Spagna (Zuberogitia et al. 2014). Viceversa, in Pennsylvania (USA) all'aumento del limite di velocità è corrisposta una diminuzione degli incidenti con il cervo della Virginia (Bashore et al. 1985).

La densità delle specie coinvolte in sinistri stradali è stata utilizzata come elemento utile all'analisi della loro distribuzione spaziale. E' stato dimostrato, ad esempio, che un incremento di densità degli alci comportava un maggior numero di collisioni con essi (Seiler 2005; Dussault et al. 2006). Allo stesso risultato è giunto anche uno studio svolto in Norvegia sugli incidenti che coinvolgevano il cervo (Mysterud 2004). L'evidenza di questa correlazione è alla base dei tentativi di mitigazione del fenomeno attraverso l'abbattimento degli animali (§ 1.5.1), ma dato che la densità è soltanto uno dei fattori implicati non sempre questi interventi hanno ottenuto i risultati auspicati (Langbein et al. 2010).

L'analisi dell'influenza delle caratteristiche del paesaggio sulle collisioni è stata effettuata dai gruppi di ricerca mediante l'utilizzo di un grande numero di variabili, da quelle topografiche a quelle inerenti la copertura e uso del suolo (Gunson et al. 2011). L'aumento della pendenza media del terreno in prossimità della strada, ad esempio, è ritenuto un elemento in grado di influenzare il raggruppamento delle collisioni in determinati punti invece che in altri (Dussault et al. 2006; Jensen et al. 2014). Ciò si spiega con il fatto che le strade che presentano questa caratteristica tendenzialmente sono localizzate lungo i fondovalle e questo rappresenterebbe non soltanto il punto ottimale per il passaggio della rete viaria, bensì anche un potenziale corridoio ecologico per gli animali. In Spagna la distanza tra strada e bosco è stata riportata come il fattore più importante nella previsione della dislocazione degli incidenti con il capriolo, il cervo e il cinghiale (Malo et al. 2004). Maggiore era la distanza dalla foresta, minore era il rischio di collisione. Lo stesso risultato è stato evidenziato per il cervo della Virginia in Illinois, USA (Finder et al. 1999), per l'alce in Svezia (Seiler 2005) e per il cinghiale in Italia (Primi et al. 2010). Un altro fattore che si è rivelato influenzare la diminuzione del rischio di investimento è stato la quantità di superficie urbanizzata nei dintorni della strada. Al crescere di questa è corrisposto un

decremento del rischio (Bashore et al. 1985; Nielsen et al. 2003; Malo et al. 2004). Più controverso è invece risultato il ruolo dei corpi idrici: in Canada la minore distanza da essi ha dimostrato di essere importante nella previsione delle collisioni con i cervi (Clevenger et al. 2015), ma non altrettanto è stato osservato nei confronti degli alci (Dussault et al 2006).

La presenza di un elevato numero di fattori capaci di influenzare i *pattern* spaziali rende complicato approfondire la comprensione del fenomeno mediante l'uso della statistica uni o bivariata. Per questo motivo, il filone di ricerca che si è occupato di questo argomento ha utilizzato metodi di indagine basati sull'analisi multivariata (Bashore et al. 1985; Seiler 2005; Hothorn et al. 2012; Zuberogitia et al. 2014). Negli ultimi anni si è inoltre assistito ad una diffusione ampia di database cartografici su scale locali e sovra locali, con il contemporaneo sviluppo di strumenti informatici, come i *software* GIS (Geographic information system), capaci di gestire la mole crescente di informazioni di tipo spaziale (Johnston 1998; Haines-Young et al. 2003). Ciò ha permesso di ottenere un ampio set di variabili, potenzialmente in grado di migliorare la comprensione della distribuzione spaziale degli incidenti, in tempi brevi e su grandi scale geografiche, fornendo un'accelerazione importante alle ricerche su questo tema.

L'obiettivo di questa parte del mio dottorato di ricerca è stato quello di utilizzare i dati di collisione con ungulati allo scopo di individuare quali siano i fattori ambientali capaci di spiegare in maniera accurata e precisa la loro distribuzione spaziale. Un obiettivo ulteriore è consistito nello sviluppo di modelli predittivi utili a creare mappe del rischio di collisione al variare delle condizioni ambientali. L'individuazione dei fattori coinvolti nel rischio di collisione ha permesso inoltre di avanzare proposte di gestione del problema.

6.2 Metodi

Sono stati analizzati i report di incidente raccolti dalla Provincia di Cuneo nell'intervallo compreso tra gennaio 1998 e dicembre 2011. Il primo passo è stato quello di eliminare tutte le segnalazioni carenti di informazioni utili a collocarle spazialmente con precisione. Per ogni report che aveva informazioni sufficienti riguardanti il nome della strada e la località, si è proceduto ad effettuare la georeferenziazione, ovvero ad associare le coordinate spaziali ad ogni singola collisione mediante l'uso della cartografia digitale. Allo scopo di ottenere le coordinate nel modo più accurato possibile, si è fatto riferimento alle indicazioni relative ai segnali di progressiva ettometrica (es. km 10+400 m), al numero civico o a qualunque altro dato precisamente localizzabile (es. incrocio tra due strade) presente nelle schede. L'errore di localizzazione, in questo modo, è stato mantenuto pari a ± 100 m rispetto al punto georeferenziato, che corrisponde alla distanza minima tra due segnali di progressiva consecutivi. In tutti quei casi nei quali le informazioni disponibili erano insufficienti a raggiungere la precisione sopra riportata (es. localizzazione generica, indicazione del chilometro senza sottocategoria metrica), si è scelto di eliminare il dato per mantenere l'omogeneità del campione analizzato. La georeferenziazione è stata svolta, quando possibile, mediante Google Street View, estensione del *software* Google Earth che fornisce viste panoramiche lungo le strade a 360° in orizzontale (**Figura 33**). La qualità delle immagini nella gran parte dei casi è stata tale da permettere il riconoscimento dei segnali di progressiva ettometrica e dei numeri civici. Quando l'individuazione di questi ultimi non è stata possibile, si è effettuato un sopralluogo direttamente sul campo (**Figura 34**). Nel primo caso le coordinate sono state ottenute marcando il punto mediante la strumentazione del *software*, nel secondo con l'ausilio di un GPS portatile. È stato utilizzato in entrambi i casi Datum UTM – WGS84. Con questo metodo è stata effettuata la georeferenziazione di 592 collisioni, le quali hanno costituito il campione di partenza per le analisi successive.



Figura 33 - Georeferenziazione di una collisione mediante estensione Google Street View, su software Google Earth.



Figura 34 - Georeferenziazione di una collisione sul campo, in seguito al ritrovamento di un ungulato investito (foto Nicola Putzu).

E' stata generata una mappa descrittiva delle zone del territorio provinciale che presentavano un maggiore numero di collisioni. Sono stati utilizzati i punti georeferenziati e, sulla base dell'applicazione di uno stimatore kernel di densità e

successiva interpolazione (Bailey & Gatrell 1995), è stato possibile rappresentare su una mappa le aree a maggiore concentrazione di incidenti (*cluster areas*).

Allo scopo di individuare i fattori principali coinvolti nella distribuzione spaziale degli incidenti, è stato utilizzato un modello lineare generalizzato (GLM) con uso della regressione logistica. La regressione logistica permette di applicare i GLM nei casi in cui la variabile dipendente sia di tipo dicotomico, quindi riconducibile a valori di 0 o 1, assimilabili rispettivamente a casi di assenza e di presenza (Zuur et al. 2007). In questa ricerca, i punti di collisione hanno rappresentato i casi di presenza (n=592), mentre i punti di assenza (n=1.000) sono stati generati mediante una specifica funzione del *software* QGIS 2.10.1 (QGIS Development Team 2015). Trattandosi di punti generati in modo *random*, è più corretto parlare di punti di pseudo – assenza. Sono poi stati individuati 14 fattori, o variabili esplicative, da mettere in relazione ai punti di presenza e pseudo - assenza mediante la regressione logistica e i GLM derivanti (Tabella 9).

I due fattori legati alla strada, "TGM" e "sped", si basano sui dati di simulazione del traffico della rete stradale piemontese forniti dal TOC (Traffic Operation Center, Regione Piemonte, <http://www.dati.piemonte.it/>). La simulazione ha utilizzato come dati di input: la quantificazione degli spostamenti che gli utenti compiono tra le differenti zone, derivata dai censimenti ISTAT e dalle indagini campionarie effettuate da Regione e Agenzia della Mobilità Metropolitana; i dati storici di flusso del traffico delle rilevazioni campionarie effettuate dalle Province; i dati di flusso in tempo reale raccolti dai nuovi sensori installati dal TOC e i dati provenienti da i due principali fornitori nazionali di Floating Car Data. L'errore medio assoluto, tra flussi osservati e flussi simulati, nelle sezioni di conteggio è stato pari a poco meno del 20%, valore assolutamente accettabile per sistemi di queste dimensioni (Berrone G., comunicazione personale, 2014). Il parametro "TGM" corrisponde al traffico giornaliero medio e comprende il numero di veicoli leggeri e pesanti che transitano nell'arco stradale di riferimento. Il parametro "sped" rappresenta la velocità a flusso nullo, sempre riferita ai singoli archi stradali, e tiene conto di: andamento

planimetrico e altimetrico dell'asse stradale; frequenza delle rampe e dei correlati flussi di ingresso e di uscita; complessità dell'ambiente di guida; limiti di velocità.

Fattori	Descrizione
<i>legati alla strada</i>	
TGM	Traffico giornaliero medio (numero veicoli leggeri + veicoli pesanti) del tratto stradale nel quale ricade il punto (veicoli/giorno)
SPED	Velocità a flusso nullo del tratto stradale nel quale ricade il punto (km/h)
<i>legati agli animali</i>	
DENS_CAPR	Densità stimata di caprioli della zona nella quale ricade il punto (capi/100ha)
DENS_CING	Densità stimata di cinghiali della zona nella quale ricade il punto (capi/100ha)
DENS_CERV	Densità stimata di cervi della zona nella quale ricade il punto (capi/100ha)
DENS_DAIN	Densità stimata di daini della zona nella quale ricade il punto (capi/100ha)
DENS_CAMO	Densità stimata di camosci della zona nella quale ricade il punto (capi/100ha)
<i>legati al paesaggio</i>	
ALT	Altitudine del punto (m)
ESPO	Esposizione del punto (deg)
ASPE	Irregolarità del terreno della zona nella quale ricade il punto (R_a)
PEND	Pendenza del terreno della zona nella quale ricade il punto (deg)
DENS_URB	Densità abitativa del Comune nel quale ricade il punto (n° abit/km ²)
DIST_BOSC	Distanza del punto dal margine del bosco più vicino (m)
DIST_ACQU	Distanza del punto dal corpo d'acqua più vicino (m)

Tabella 9- Parametri ambientali stimati per i punti di collisione e di pseudo – assenza.

I fattori legati alla presenza degli animali sono cinque e fanno tutti riferimento alla densità di capi per singola specie. Per inciso, considerata l'importanza insita nello stimare accuratamente la densità degli ungulati nell'ambito di questa ricerca e più in generale nella gestione faunistica, a questo tema viene dedicato il capitolo 7. Le densità utilizzate per la presente analisi sono basate sulle densità di abbattimento, riferibili agli anni 2008-2013 (dati concessi dall'Osservatorio regionale sulla fauna selvatica, Regione Piemonte), normalizzate su un grigliato di 100 m x 100 m. Poiché la densità di abbattimento non è disponibile per la totalità dei quadranti, in quelli in cui non era conosciuta è stata stimata per mezzo del metodo di interpolazione IDW (Inverse Distance Weighting). Il metodo prevede l'assegnazione dei valori ai quadranti

che ne sono carenti mediante una media pesata dei valori disponibili nei quadranti per cui la densità di abbattimento è nota.

I sette fattori legati al paesaggio, inteso in senso geografico, sono stati divisi in parametri topografici e parametri ambientali. I parametri topografici considerati sono: altitudine, esposizione, asperità e pendenza. Tutti quanti derivano da operazioni di *geoprocessing* a partire dal modello digitale del terreno (DTM), disponibile per la Provincia di Cuneo con risoluzione a 10 m. I tre parametri ambientali sono stati invece i seguenti: densità abitativa, calcolata per singolo Comune sulla base della superficie comunale e della popolazione residente (<http://www.urbistat.it>); distanza dal bosco, misurata sulla base della classificazione dell'uso del suolo (Corine Land Cover 2010, Regione Piemonte, <http://www.geoportale.piemonte.it>); distanza dai corpi idrici, misurata sulla base del reticolo idrografico digitale disponibile per la Regione Piemonte (<http://www.geoportale.piemonte.it>).

Mediante l'esplorazione dei dati con i *boxplot* è stata rilevata la presenza di *outliers* nelle quattordici variabili esplicative. Per questo motivo, è stata effettuata una trasformazione logaritmica (\ln) allo scopo di normalizzare i dati prima di procedere con la modellizzazione. In **Figura 35** è visualizzato un esempio di normalizzazione dei dati.

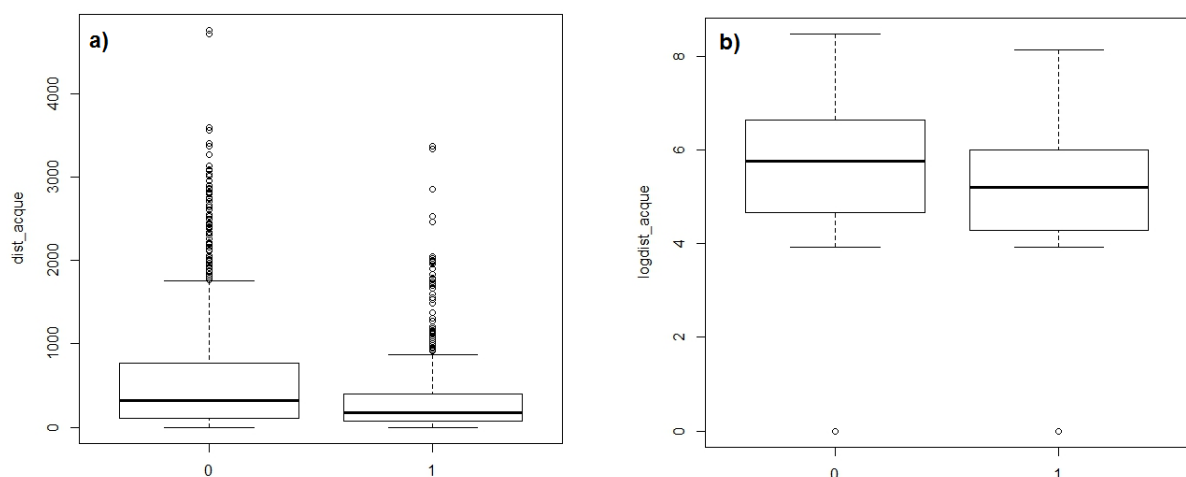


Figura 35 – *Boxplot* di una delle quattordici variabili utilizzate nella modellizzazione, "dist_acque", che indica la distanza dal corpo d'acqua più vicino per i punti di presenza e pseudo - assenza delle collisioni: a) distribuzione non trasformata; b) distribuzione trasformata su base logaritmica.

La modellizzazione è stata eseguita mediante la procedura denominata *backward selection*. Si è partiti con il modello che includeva tutte le variabili a disposizione e si è calcolato il suo AIC (Akaike's information criterion, Akaike 1973), come criterio di confronto con gli altri modelli implementati. Ad ogni passaggio successivo è stata rimossa la variabile la cui eliminazione comportava l'abbassamento maggiore dell'AIC nel modello risultante. Una riduzione dell'AIC maggiore di due unità è stata ritenuta sufficiente a preferire un modello ad un altro (Frair et al. 2007). I modelli per i quali la differenza di AIC (ΔAIC) era inferiore a due unità sono stati considerati concorrenti. In questi casi, se uno dei modelli presentava un numero di variabili inferiore agli altri, veniva preferito ad essi perché ritenuto maggiormente parsimonioso (Burnham & Anderson 2002). Il modello derivante ha rappresentato il nuovo punto di partenza. E' stato verificato se l'aggiunta di termini quadratici ed interazioni tra le variabili, sulla base delle conoscenze del fenomeno studiato, fosse in grado di abbassare ulteriormente l'AIC ed è stato così ottenuto il modello definitivo. L'interpretazione del contributo dei coefficienti della regressione logistica è stata compiuta mediante il calcolo degli *odds ratio* (OR).

La validazione del modello è stata fatta con l'utilizzo di 48 nuovi incidenti georeferenziati, messi a disposizione dalla Provincia di Cuneo per il periodo 2012-2015. L'analisi della curva ROC (Receiver Operating Characteristics) è stata usata come criterio di verifica dell'accuratezza del modello. E' stata utilizzata l'area sotto la curva ROC (AUC - Area Under the Curve), la quale è una misura del potere discriminatorio del modello e può variare tra 0,5 (la predittività del modello è nulla o pari al caso) e 1 (massimo potere discriminante del modello). Valori di $AUC \geq 0.8$ indicano un'ottima capacità predittiva del modello (Hosmer and Lemeshow 2000). La curva ROC ha permesso, inoltre, di individuare il valore soglia ottimale (chiamato anche *best cut-off*) capace di discriminare correttamente tra probabilità di presenza e assenza (o pseudo - assenza in questo caso) delle collisioni.

Il modello definitivo, ottimizzato con l'utilizzo del *best cut-off*, è stato applicato all'intera rete stradale della Provincia di Cuneo, così da ottenere una mappa predittiva del rischio di incidente.

Le analisi sono state svolte mediante utilizzo di QGIS 2.10.1. (QGIS Development Team 2015) per la parte cartografica e di R 3.1.1 (R Core Team 2014) per la parte statistica.

6.3 Risultati

Complessivamente, sono stati georeferenziati 592 incidenti con ungulati, pari al 22,5% del totale disponibile (**Figura 36**). Non sono state georeferenziate collisioni per gli anni 1998-1999, poiché con i dati disponibili non era possibile ottenere una collocazione spaziale sufficientemente precisa.

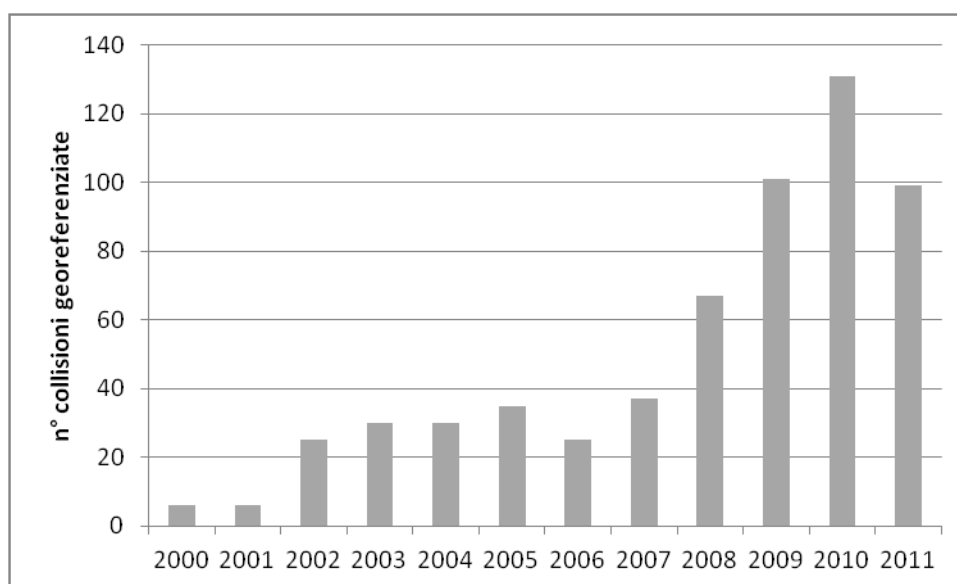


Figura 36 - Numero di collisioni georeferenziate, suddivise per anno di riferimento.

La mappa descrittiva delle zone con maggiore concentrazione di collisioni indica la parte meridionale del territorio provinciale come l'area nella quale la densità di incidenti è più elevata (**Figura 37**). La parte iniziale delle Valli Gesso e Stura (a sud-ovest di Cuneo) e la zona monregalese, con prolungamento alla Valle Tanaro, rappresentano i territori principalmente coinvolti dal fenomeno. Gli altri territori che mostrano una dimensione rilevante del problema, anche se in misura minore, sono la Valle Varaita (nel tratto di media valle) e la parte occidentale delle Langhe.

Tra i fattori considerati, la velocità a flusso nullo è risultata essere mediamente maggiore di circa 6 km/h nei punti di collisione rispetto a quelli di pseudo – assenza.

Le densità delle tre specie maggiormente coinvolte (capriolo, cinghiale, cervo) hanno mostrato valori mediamente più alti del 20-30% nei punti di incidente. Viceversa, le distanze dei punti di collisione dai boschi e dai corpi d'acqua sono state in media più basse di una volta e mezza e due volte e mezza, rispettivamente, se confrontate ai punti di pseudo - assenza (Tabella 10).

Variabili	Punti collisione				Punti pseudo-assenza			
	Min.	Max.	Media	SD	Min.	Max.	Media	SD
TGM	140	14681	1498,6	1680,2	140	17138	1716,2	244,5
SPED	30	110	68,1	11,6	20	130	62,4	20,7
DENS_CAPR	0	5,48	0,88	0,99	0	14,1	0,68	1,41
DENS_CING	0	5,34	1,15	0,89	0	5,50	0,85	0,92
DENS_CERV	0	2,42	0,03	0,14	0	3,87	0,02	0,16
DENS_DAIN	0	0	0	0	0	0	0	0
DENS_CAMO	0	3,02	0,08	0,25	0	2,82	0,07	0,26
ALT	149	1319	521,1	214,9	133	2303	516,0	325,0
ESPO	6,34	360	165,4	99,4	1,64	360	176,1	103,1
ASPE	0	24,7	3,37	3,76	0	50,8	3,98	4,89
PEND	0	44,8	6,87	7,87	0	62,3	8,12	9,79
DENS_URB	1,0	585,0	104,0	119,4	1	585	130,9	133,0
DIST_BOSC	0	9649,7	582,6	1234,1	0	11265,1	1496,4	2312,4
DIST_ACQU	0	3370,8	343,5	460,8	0	4765,6	579,7	702,9

Tabella 10 – Statistiche descrittive della variabili misurate nei punti di presenza (n=592) e nei punti di pseudo – assenza (n=1.000) degli incidenti in Provincia di Cuneo, 2000-2011.

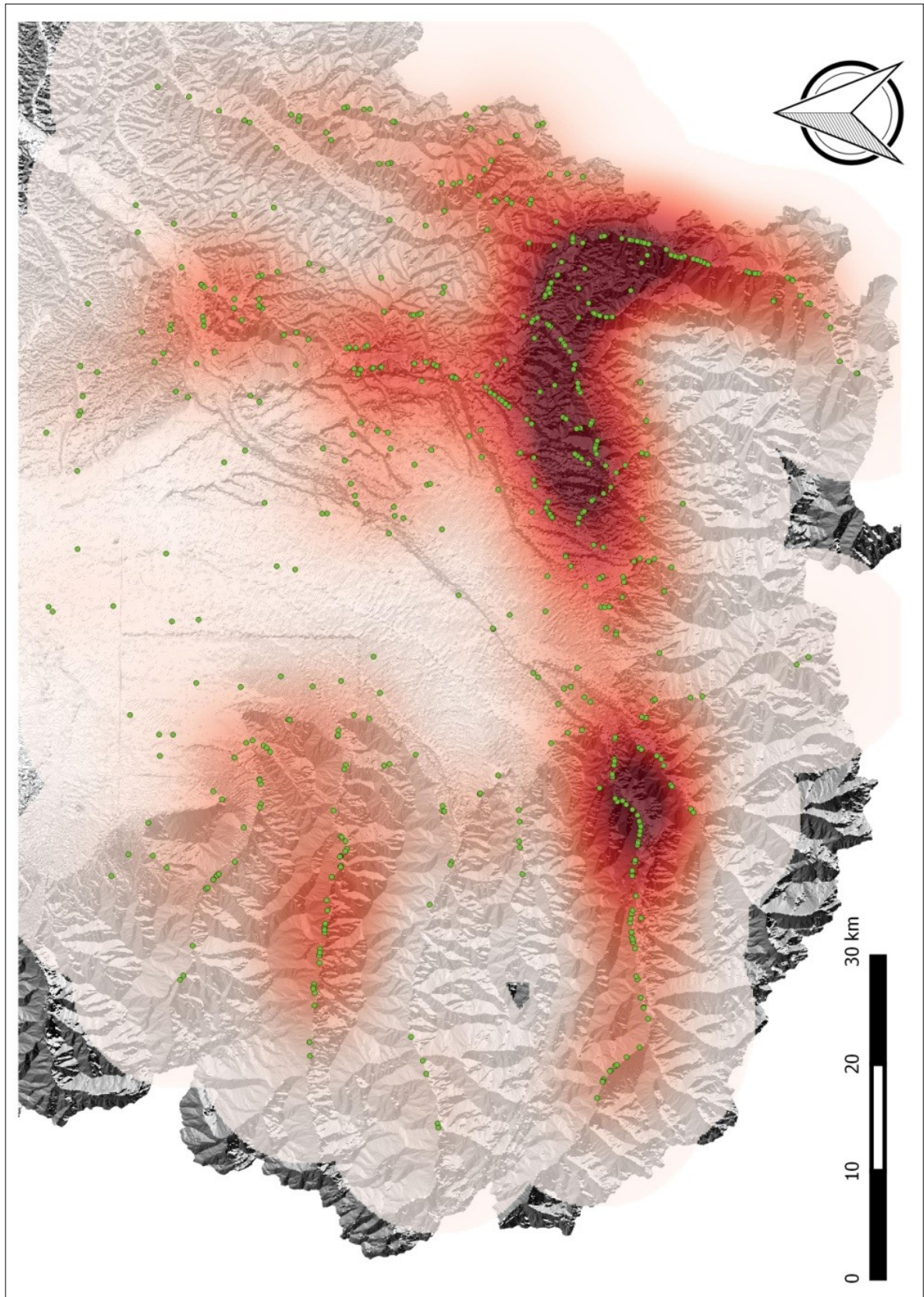


Figura 37 - Mappa indicante le "cluster areas" con maggiore concentrazione di collisioni. A colore più scuro corrisponde una maggiore densità di incidenti.

Il modello di partenza, contenente il numero più alto di variabili, è stato creato con esclusione del parametro "ESPO", legato all'esposizione dei punti considerati. Il motivo di questa eliminazione risiede nel fatto che la sua inclusione provocava la perdita di 465 osservazioni, pari al 29% del totale. Il modello finale selezionato è composto da dieci variabili, tre con relazione di tipo quadratico e sette con relazione di tipo lineare. E' stato inoltre aggiunto un termine di interazione, che include i due fattori riconducibili alle caratteristiche della strada. La devianza spiegata da questo modello è risultata essere pari al 20% (Tabella 11).

Modello candidato	K	D%	AIC	Δ AIC
LTGM+LSPED+LDENS_CAPR+LDENS_CING+LDENS_CERV+LDENS_DAIN+LDENS_CAMO+LALT+LASPE+LPEND+LDENS_URB+LDIST_BOSC+LDIST_ACQU	14	13,9	1790,4	145,7
LTGM+LSPED+LDENS_CAPR+LDENS_CING+LDENS_CERV+LDENS_CAMO+LALT+LASPE+LPEND+LDENS_URB+LDIST_BOSC+LDIST_ACQU	13	13,9	1788,4	143,7
LTGM+LSPED+LDENS_CAPR+LDENS_CING+LDENS_CERV+LALT+LASPE+LPEND+LDENS_URB+LDIST_BOSC+LDIST_ACQU	12	13,9	1786,5	141,8
LTGM+LSPED+LDENS_CAPR+LDENS_CING+LDENS_CERV+LALT+LASPE+LPEND+LDIST_BOSC+LDIST_ACQU	11	13,9	1787,1	142,4
LTGM+LSPED+LDENS_CAPR+LDENS_CING+LDENS_CERV+LALT+LASPE+LPEND+(LDIST_BOSC) ² +LDIST_ACQU	11	15,3	1759,3	114,6
LTGM+LSPED+LDENS_CAPR+LDENS_CING+LDENS_CERV+LALT+LASPE+LPEND+(LDIST_BOSC) ² +(LDIST_ACQU) ²	11	15,5	1754,3	109,6
LTGM+LSPED+LDENS_CAPR+LDENS_CING+LDENS_CERV+LALT+(LASPE) ² +LPEND+(LDIST_BOSC) ² +(LDIST_ACQU) ²	11	16,3	1738,4	93,7
LTGM+LSPED+(LTGM*LSPED)+LDENS_CAPR+LDENS_CING+LDENS_CERV+LALT+(LASPE)²+LPEND+(LDIST_BOSC)²+(LDIST_ACQU)²	11	20,1	1644,7	0.0

Tabella 11 – Modelli candidati a predire la distribuzione delle collisioni, costruiti sulla base delle variabili (log-trasformate) connesse alla strada (LTGM, LSPED), agli animali (LDENS_CAPR, LDENS_CING, LDENS_CERV, LDENS_DAIN, LDENS_CAMO) e al paesaggio (LALT+LASPE, LPEND, LDENS_URB, LDIST_BOSC, LDIST_ACQU). K= numero di variabili più l'intercetta; D% = devianza spiegata dal modello; AIC = Akaike's information criterion; Δ AIC = differenza tra l'AIC del modello e quello del modello con AIC più basso.

L'analisi dei coefficienti dei parametri e dei loro OR mostra che sia la velocità che il volume di traffico sono fattori che incidono fortemente sull'aumento del rischio di collisione (**Tabella 12**). La distribuzione delle collisioni lungo i tratti stradali a differente velocità evidenzia inoltre un andamento a campana, con il picco posizionato su velocità intermedie (**Figura 38**).

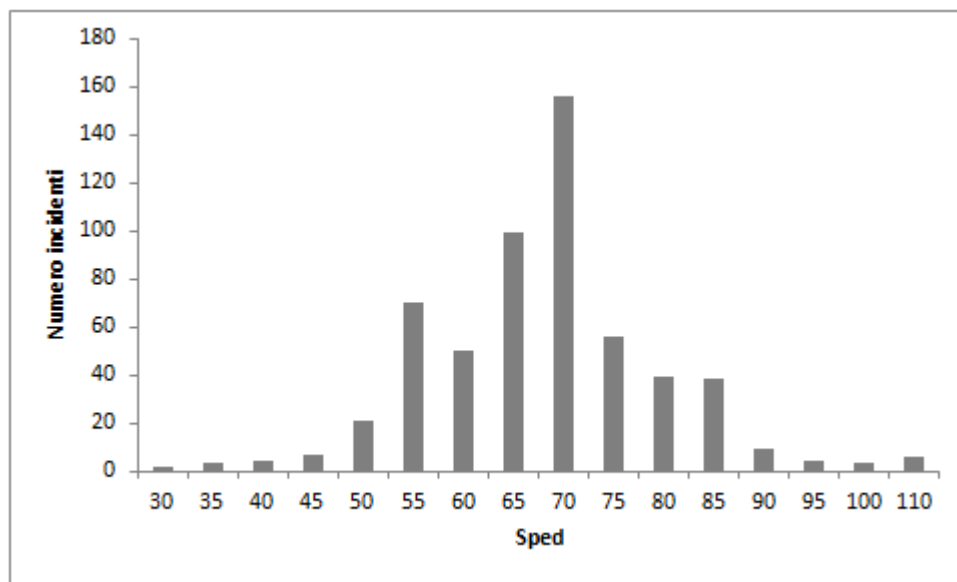


Figura 38 - Distribuzione degli incidenti sulla base delle velocità di flusso nullo "sped" dei tratti stradali.

Al crescere delle densità degli ungulati è associata una crescita del rischio, con un effetto più evidente per il cervo. Anche l'altitudine risulta tra i fattori in grado di influenzare il numero di incidenti, con il loro aumento in corrispondenza di quote più elevate. Viceversa, all'aumentare della asperità del terreno e delle distanze con il bosco e i corpi d'acqua diminuisce il rischio di collisione (**Tabella 12**).

La validazione del modello selezionato, attraverso la curva ROC, ha restituito un AUC pari a 0.80, un valore che indica un'ottima capacità predittiva (**Figura 39**). Il valore di *best cut-off*, capace di massimizzare la specificità e la sensibilità del modello, è uguale a 0,39. Sulla base di questo valore, il modello è stato applicato all'intera rete stradale della Provincia di Cuneo, con l'ottenimento della mappa predittiva del rischio di collisione con gli ungulati (**Figura 40**). I tratti a rischio più alto sono concentrati nelle valli intorno alla città di Cuneo, nel monregalese, nelle Langhe e in Valle Po.

Parametro	Stima	SE	z value	p-value		OR	95% CI
Intercept	-69,9107	6,8125	-10,262	< 0,001	***		
LTGM	8,2270	0,9212	8,930	< 0,001	***	3470,59	649,08-24138,44
LSPED	14,9473	1,568	9,533	< 0,001	***	$3,1 \cdot 10^6$	$1,59 \cdot 10^5$ - $7,47 \cdot 10^7$
LDENS_CAPR	0,6481	0,2078	3,119	0,002	**	1,91	1,27-2,88
LDENS_CING	0,5662	0,1932	2,930	0,003	**	1,76	1,21-2,58
LDENS_CERV	2,8661	0,9244	3,101	0,002	**	17,57	3,18-130,02
LALT	0,7938	0,1896	4,188	< 0,001	***	2,21	1,53-3,21
(LASPE) ²	-0,3020	0,0723	-4,177	< 0,001	***	0,74	0,64-0,85
LPEND	0,2225	0,1397	1,592	0,111		1,25	0,95-1,64
(LDIST_BOSC) ²	-0,0272	0,0045	-6,025	< 0,001	***	0,97	0,96-0,98
(LDIST_ACQU) ²	-0,0113	0,0048	-2,375	0,018	*	0,99	0,98-1,00
(LTGM X LSPED)	-1,8574	0,2168	-8,569	< 0,001	***		

Tabella 12 – Stime dei coefficienti e odds-ratio (OR) dei parametri presenti nel modello finale, generato mediante la regressione logistica. SE = errore standard; livelli di significatività: < 0.05 (*), < 0.01 (**) e < 0.001 (***); 95% CI = intervalli di confidenza degli odds-ratio.

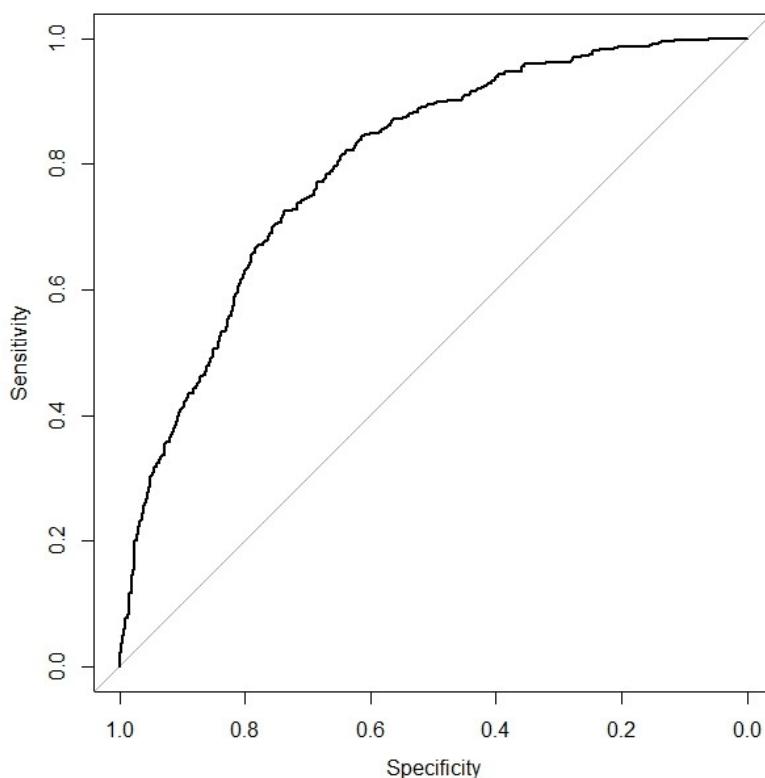


Figura 39 – Curva ROC generata dal confronto tra predizioni del modello e valori di collisione osservati. Più la curva si discosta dalla diagonale maggiore è l'accuratezza del modello.

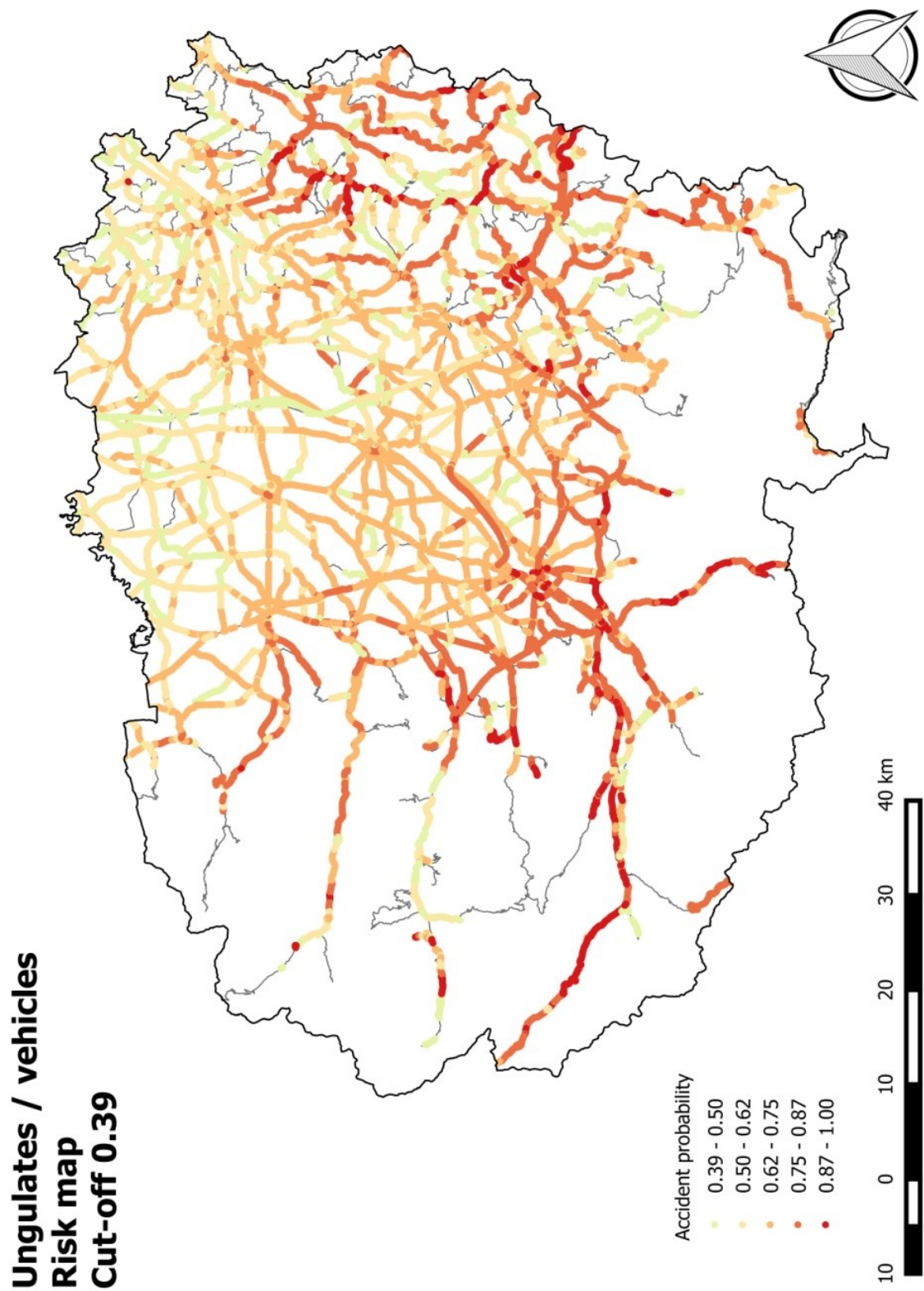


Figura 40 - *Mapa del rischio di collisione con gli ungulati, generata per mezzo del modello finale con valore di soglia impostato pari a 0,39. A colore più scuro corrisponde un rischio relativo più alto.*

6.4 Discussione

Gli incidenti stradali che coinvolgono gli ungulati tendono a raggrupparsi in certi tratti della rete viaria piuttosto che in altri. I fattori che sono alla base di questo tipo di distribuzione possono essere molteplici ed il loro studio è fondamentale quando si ricercano risposte al problema (Gunson et al. 2011). L'individuazione delle componenti principali che guidano i *pattern* spaziali permette, infatti, di associare la comprensione del fenomeno alla sua previsione con il variare dei fattori che lo guidano (Malo et al. 2004; Seiler 2005; Webb 2012).

In Provincia di Cuneo sono stati georeferenziati circa un quinto degli incidenti registrati nell'arco di quattordici anni. Nel corso di questo periodo si è assistito ad un miglioramento nella raccolta delle informazioni spaziali riguardanti gli eventi di collisione. L'esperienza acquisita negli anni dai rilevatori e la necessità di fornire informazioni sempre più precise, allo scopo di ottenere più rapidamente l'indennizzo dei danni subiti, sono le possibili spiegazioni di questo trend. E' comunque rilevante il fatto che circa quattro quinti delle collisioni censite sia risultato inutilizzabile per le analisi spaziali. Maggiore è il campione di dati a disposizione, infatti, più accurati saranno i risultati che deriveranno dal loro studio. Un lavoro effettuato sulla robustezza dei modelli alla mancanza di dati, comunque, riporta che le previsioni delle collisioni rimangono valide anche con alti tassi di perdita di informazioni, purché la copertura delle segnalazioni non sia viziata da *bias*, cioè carenze di tipo spaziale (Snow et al. 2015).

La distribuzione delle collisioni è risultata essere concentrata in determinate aree del territorio provinciale cuneese (**Figura 37**). Le zone con la densità più elevata di collisioni sono risultate essere le Valli Gesso e Stura, la Valle Tanaro e il monregalese. In queste aree sono presenti due grandi arterie stradali, la S.S. 21 che collega Italia e Francia percorrendo la Valle Stura e la S.S. 28 che collega Piemonte e Liguria attraverso Mondovì e la Valle Tanaro. Si tratta di due strade con flussi importanti di traffico, nelle quali si osserva il maggior numero di incidenti in corrispondenza delle zone pedemontane. In queste zone effettivamente si realizzano tutte le condizioni

ottimali affinché il rischio di collisione rimanga alto: importanti volumi di traffico, abbondanti densità di ungulati e alta frammentazione del territorio per cause legate all'uomo (Nielsen et al. 2003; Seiler 2005; Diaz-Varela et al. 2011). Gli altri territori interessati in maniera rilevante dal fenomeno delle collisioni sono stati i seguenti: la Valle Varaita, la Valle Po e le Langhe, nella porzione occidentale. Le tre aree ospitano importanti corridoi ecologici connessi alla presenza, rispettivamente, del torrente Varaita e dei fiumi Po e Tanaro. Le fasce perfluviali consentono agli animali la possibilità di muoversi in terreni dalla morfologia poco accidentata e con buona copertura offerta dai boschi ripariali. Nello stesso tempo, però, quando le strade esistenti sono parallele ai sistemi fluviali, aumenta il rischio di attraversamento delle arterie stradali da parte delle popolazioni animali, che si muovono tra gli habitat posti ai due lati di questi corridoi ecologici (Clevenger et al. 2015). Le aree di pianura e alcune zone di collina e montagna sono risultate, invece, quelle con minore densità di incidente. Nel primo caso, il basso numero di animali presenti può spiegare quanto osservato, nel secondo entrano in gioco gli scarsi volumi di traffico e una limitata frammentazione del territorio naturale operata dall'uomo.

L'analisi descrittiva dei fattori che caratterizzano i punti di presenza delle collisioni (**Tabella 10**) supporta le ipotesi sopra formulate. Le densità degli animali, infatti, sono risultate più alte nei punti di incidente e le distanze dai corpi idrici più basse. Anche la vicinanza delle strade al margine del bosco è risultato essere un fattore molto importante. Ciò può essere messo in relazione al comportamento del capriolo e del cinghiale, i quali utilizzano il bosco come area di rifugio da cui avviare gli spostamenti verso i siti di alimentazione. Questo risultato è in accordo con quanto riportato per le due specie in un'area collinare – montuosa della Spagna (Malo et al. 2004) e in un'area mediterranea dell'Italia (Primi et al. 2010). La presenza del bosco ad un lato della strada e di un'area aperta, potenziale sito di foraggiamento, all'altro lato, è per l'appunto la situazione più pericolosa, perché crea le condizioni ideali che spingono gli animali all'attraversamento della rete viaria (Puglisi et al. 1974).

E' stato inoltre interessante notare la differenza di velocità riscontrata tra i tratti stradali nei quali si sono osservati incidenti rispetto a quelli nei quali non ci sono

stati. La velocità è un fattore che ha ricevuto grande attenzione in letteratura, poiché alcune tra le misure di mitigazione del fenomeno più utilizzate si basano sulla sua riduzione (Putman 2004). Nei punti di collisione di questo studio la velocità è risultata essere mediamente più alta di 6 km/h rispetto ai punti di assenza, trend in accordo a quanto emerso per i cervidi e il cinghiale in altri Paesi europei (Meisingset et al. 2014; Zuberogitia et al. 2014). Può essere utile sottolineare che gli studi che ricercano una correlazione con la velocità spesso sono costretti ad utilizzare una stima di essa per il tratto stradale indagato, basata sui limiti di velocità segnalati. Questo non sempre garantisce la corrispondenza con la velocità media reale, la quale deriva non solo dai limiti imposti ma anche dalla sinuosità, dalla pendenza e dai flussi di traffico presenti sulle strade. In questo studio il parametro utilizzato per la velocità ha tenuto in considerazione anche questi elementi (§ 6.2), consentendo una maggiore concordanza alla realtà.

Il modello finale, composto da dieci fattori, è stato in grado di spiegare il 20% della variabilità nella distribuzione degli incidenti. La devianza residua può apparire alta, ma secondo McCullagh & Nelder (1989) un suo valore elevato in un GLM binomiale (come quello usato in questo studio) non può essere sempre ritenuto come evidenza di uno scarso potere predittivo.

I due fattori che appaiono influenzare maggiormente la dislocazione delle collisioni sono stati i seguenti: la velocità a flusso nullo e il volume di traffico del tratto stradale considerato. Il modello che ha incluso l'interazione tra questi due fattori ha mostrato un potere predittivo significativamente maggiore. Questo indica che la velocità influenza il rischio di collisione in modo differente al variare del volume di traffico. L'effetto di questa interazione comporta una distribuzione degli incidenti non proporzionale alla velocità e al volume di traffico. Ad esempio, il numero di incidenti ha mostrato un apice alla velocità di 70 km/h, con valori più bassi ai due estremi (**Figura 38**). La crescita della velocità è risultata quindi incrementare il rischio di collisione fino a 70 km/h per poi farlo decrescere. Questo comportamento si potrebbe spiegare con il fatto che in Provincia di Cuneo le collisioni tendono a concentrarsi nelle zone pedemontane e collinari, percorse da strade che possiedono

medie velocità a flusso nullo, come effetto della morfologia ondulata. Le strade con velocità maggiori sono invece dislocate con più frequenza nelle pianure, aree finora meno soggette al fenomeno. A conferma di un rischio maggiore legato a questo transito dalla pianura alle aree di collina e media-montagna, il coefficiente riferito all'altitudine presente nel modello è risultato essere significativamente positivo. I tre fattori legati alle densità di animali indicano invece che il numero di collisioni è dipeso in modo proporzionale dall'aumento degli animali in un'area. Alla stessa conclusione sono giunti Seiler (2005) in Svezia, Mysterud (2004) in Norvegia e Hothorn e collaboratori (2012) in Germania, che hanno studiato rispettivamente l'alce, il cervo e il capriolo. In tutti e tre i lavori le densità degli animali, in modo simile alla presente ricerca, sono state calcolate sulla base delle statistiche di caccia. La diminuzione significativa di incidenti in corrispondenza di un aumento dell'asperità, invece, può essere messo in relazione alla maggiore facilità di accesso alla strada degli animali in punti a morfologia dolce, piuttosto che in punti confinanti con zone altamente irregolari e impervie. La distanza dal bosco e dai corpi d'acqua è rappresentata nel modello finale da due parametri aventi coefficienti significativamente negativi, confermando quanto già approfondito a commento delle analisi descrittive: minore è stata la distanza di questi parametri, maggiore è stato il rischio di incidente. Tra questi due fattori legati all'habitat, la significatività è risultata più alta per il parametro che misura la distanza dai boschi, indicando una sua maggiore influenza sulla distribuzione delle collisioni.

La validazione del modello ha restituito un giudizio ampiamente positivo sulle sue capacità predittive. La mappa predittiva del rischio di collisione che ne deriva (**Figura 40**) mostra inoltre una discreta concordanza con la mappa descrittiva delle *cluster areas* (**Figura 37**). I tratti stradali a maggiore rischio, infatti, in gran parte ricadono in aree a maggiore densità di incidente. E' però interessante notare come alcuni tratti stradali segnalati ad alto rischio ricadano fuori dalle *cluster areas*. E' il caso, ad esempio, della S.S. 20 che percorre la Valle Vermentina in direzione della Liguria, o di alcune strade nella parte orientale delle Langhe. La mancanza di incidenti registrati in questi tratti può dipendere sia da un errore nella raccolta dei dati (una

carezza di segnalazioni che si traduce in un *bias* di tipo spaziale nel modello) che da sistemi di prevenzione e mitigazione delle collisioni presenti in quelle strade (ad esempio la recinzione dei tratti autostradali). La funzione principale della mappa, comunque, rimane quella di segnalare con il maggiore dettaglio e accuratezza possibile quali siano i tratti stradali più a rischio a livello provinciale. Sarà poi compito degli enti competenti nella gestione di quei tratti verificare se siano state poste in essere misure capaci di abbassare o annullare il rischio rilevato. E' da sottolineare, infine, che la creazione di mappe di questo tipo può essere utile non solo a descrivere il fenomeno presente, ma anche a prevederne l'evoluzione futura, sulla base delle modifiche dei parametri di partenza del modello. In questo modo, ipotizzando ad esempio un aumento delle densità di ungulati in una determinata area, sarà possibile verificare i tratti più a rischio sui quali intervenire in anticipo.

Le indicazioni gestionali che si ricavano da queste analisi spaziali sono le seguenti:

- necessità di migliorare la raccolta di informazioni di tipo spaziale (indicazione della progressiva ettometrica o delle coordinate mediante uso di GPS) durante la raccolta delle segnalazioni di collisione;
- studio delle dinamiche di popolazione (variazioni di densità, in particolare) degli ungulati nelle zone attigue ai tratti stradali a rischio;
- mantenimento delle statistiche dei carnieri di caccia aggiornate ed accurate;
- valutazione sulla possibilità di abbassare i limiti di velocità nei tratti a rischio con sistemi ad alta deterrenza (dossi artificiali; cartelli ad alta visibilità; autovelox);
- sensibilizzazione degli utenti della strada, attraverso campagne di divulgazione nelle aree a maggiore rischio;
- verifica della tipologia di risposta al problema (prevenzione, mitigazione) finora applicata nei tratti più a rischio ed eventuale correzione con misure *ad hoc*.

Seguendo le indicazioni che provengono da questo dottorato, l'ente provinciale cuneese ha già provveduto all'installazione di dieci cartelli luminosi ad alta visibilità in alcuni degli *hot-spot* individuati nel corso di questa ricerca (**Figura 41**).

L'installazione ha riguardato cinque strade provinciali, la cui gestione ricade in capo all'amministrazione cuneese (**Figura 42**).



Figura 41 - Cartello luminoso ad alta visibilità installato sulla S.P. 211 (foto Davide Bonetto).

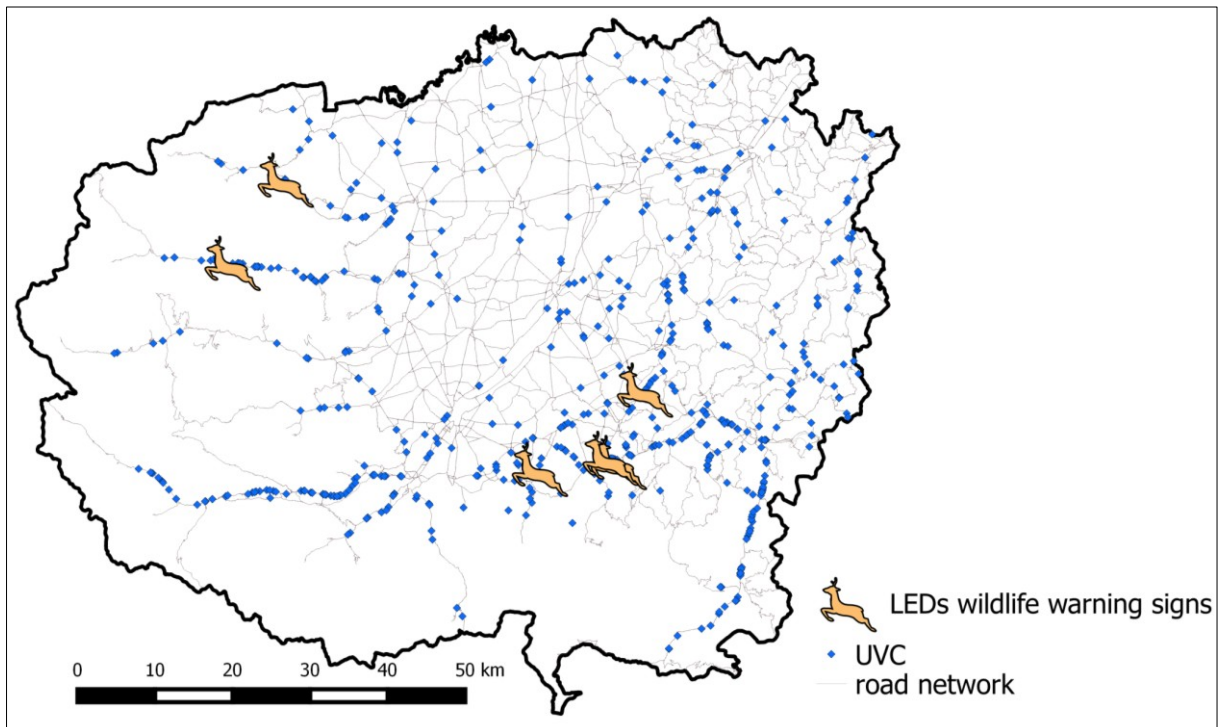


Figura 42 - Punti di installazione dei cartelli ad alta visibilità lungo la rete viaria della Provincia di Cuneo. I pallini blu indicano la dislocazione degli incidenti georeferenziati.

Capitolo 7 – La stima di densità degli ungulati con metodo indiretto

Considerazioni sull'uso del pellet group count nella determinazione della densità del capriolo (Capreolus capreolus L.) e sua applicazione in un'area delle Alpi Cozie (Italia)

In pubblicazione su: Biologia Ambientale

7.1 Introduzione

La stima della consistenza delle popolazioni di fauna è fondamentale per la programmazione delle attività deputate alla sua conservazione e gestione (Apollonio et al. 2010). Nel caso degli ungulati selvatici, popolazioni ad elevata densità causano conflitti con le attività antropiche, con danni alle attività agricole (Massei et al. 2011) e pericolose interazioni con il traffico stradale (Groot Bruinderink and Hazebroek 1996, Putzu et al. 2014). Di conseguenza, nel corso degli ultimi anni, ha acquisito un'importanza sempre maggiore possedere un'adeguata conoscenza della distribuzione e della consistenza di queste specie. Considerato che la densità degli ungulati rappresenta oltretutto uno dei fattori più importanti in grado di influenzare la distribuzione delle collisioni con questi animali, la sua conoscenza risulta essere fondamentale nella gestione del problema. Su grande scala, può essere efficace l'uso delle statistiche di caccia per una stima delle popolazioni, metodo che permette di coprire territori ampi. A piccola scala, invece, si possono ottenere stime più precise

ed accurate mediante i metodi basati sull'avvistamento degli animali o dei loro segni di presenza (Mayle et al. 1999).

Il capriolo rappresenta una delle principali specie di importanza gestionale per quello che riguarda sia l'interesse venatorio sia le sue interazioni con le attività umane (Apollonio et al. 2010; Chianucci et al. 2015). Le popolazioni di capriolo in Italia sono in netto aumento nelle due principali catene montuose e si stanno espandendo anche in alcune aree di pianura (Carnevali et al. 2009). Ciò può essere in parte ricondotto alla ricolonizzazione forestale delle aree montane e pedemontane abbandonate dall'uomo nel dopoguerra e in parte ad interventi di reintroduzione e ripopolamento della specie che hanno accelerato le dinamiche demografiche già in corso. Le aree fortemente antropizzate hanno limitato l'espansione della specie in alcuni contesti, ma nelle aree di pianura meno intensamente occupate dall'uomo il capriolo è riuscito ad insediarsi con conseguenti frizioni generate dalla convivenza uomo-animale.

La scelta del metodo di censimento più efficace per una popolazione di ungulati dipende da una vasta serie di fattori (Mayle et al. 1999), tra i quali assumono un ruolo molto importante la morfologia del territorio e le tipologie di habitat da campionare. Gli habitat aperti sono i più idonei all'applicazione dei metodi diretti, che prevedono il contatto visivo con gli animali censiti (es. conteggi da punti di vantaggio, *distance sampling*). In habitat chiusi i metodi indiretti si rivelano invece più affidabili. I metodi indiretti registrano i segni che gli animali lasciano nelle normali attività quotidiane (impronte, brucature, pellet fecali), e li mettono in relazione al numero di animali che si ritiene li abbiano prodotti.

I gruppi di *pellet* fecali sono uno dei segni più classici della presenza degli ungulati in un'area e sono riscontrabili in ogni tipo di habitat, ed in ogni stagione: la loro visibilità è tuttavia maggiore durante la primavera e l'autunno, quando la neve non è ancora presente, o è scarsa, e la vegetazione non è troppo rigogliosa (Mayle et al. 1999). Un interessante lavoro realizzato recentemente da Lioy e collaboratori (2015) in ambiente alpino ha evidenziato l'effetto delle variabili ambientali sulla probabilità di osservazione dei *pellet group*, rimarcando la necessità di applicare i

metodi di stima basati su di essi a contesti con buona visibilità a livello del suolo. Da parecchi decenni i conteggi di *pellet group* sono ampiamente adoperati per la stima indiretta della densità di popolazione (Bennett et al. 1940; Neff 1968; Staines and Ratcliffe 1987; Webbon et al. 2004; Alves et al. 2013). Esistono due metodologie di conta delle feci: i conteggi con rimozione dei *pellet group* o F.A.R. (Faecal Accumulation Rate), che prevedono la pulitura dell'area campionata dai gruppi fecali presenti e la successiva ispezione; i conteggi senza rimozione o F.S.C. (Faecal Standing Crop), che procedono con l'ispezione senza interventi di pulitura delle aree campionate. Il primo sistema è maggiormente adatto ai siti in cui la densità attesa è molto alta (> 30 capi/100 ha), il secondo per quelli a densità medio-bassa (< 30 capi/100 ha). Il *pellet group count* (PGC) rientra tra i metodi consigliati per la stima delle popolazioni di capriolo (Meriggi et al. 2008) e in Italia sono note sue applicazioni sia in ambito mediterraneo (Ferretti et al. 2007; Ferretti et al. 2011 (a); Ferretti et al. 2011 (b); Fattorini et al. 2011) che alpino (La Morgia et al. 2008; Lioy et al. 2015).

L'obiettivo di questa parte del lavoro è stato quello di testare l'uso del PGC per la determinazione della densità di una popolazione di caprioli in ambiente alpino, in un'area con un'alta percentuale di copertura boscosa. Abbiamo ipotizzato che la densità tra i due siti di indagine scelti fosse simile, tenuto conto dell'omogeneità ambientale e della vicinanza tra di essi.

7.2 Metodi

L'area di studio è collocata nel massiccio del Monte Bracco (Alpi Cozie) situato tra la Valle Po e la Valle Infernotto in Piemonte (**Figura 43**). Il territorio indagato ricade all'interno del Comprensorio Alpino Cuneo 1 (CA CN1). L'altitudine di questo massiccio montuoso varia da 300 metri s.l.m. nella parte settentrionale a 1.306 metri s.l.m. della vetta più alta. L'area è ampiamente boscata con predominanza di boschi di latifoglie e minor presenza di quelli di conifere. La specie più diffusa è il castagno (*Castanea sativa*, Miller). Mediante la Carta Forestale e delle altre coperture del suolo (Regione Piemonte 2011) è stata calcolata la superficie forestale presente all'interno del CA CN1, la quale è risultata pari a 17.545 ha. Gli ungulati presenti sono il capriolo,

il cervo e il cinghiale. All'interno dell'area di studio, sulla base delle caratteristiche ambientali e dell'accessibilità, sono stati selezionati due siti d'indagine (**Figura 43**), denominati Monte Braccetto (349 ha, altezza media 623 m) e Rifreddo (370 ha, altezza media 831 m). In entrambi i siti la copertura boscosa non è mai inferiore all'85%.

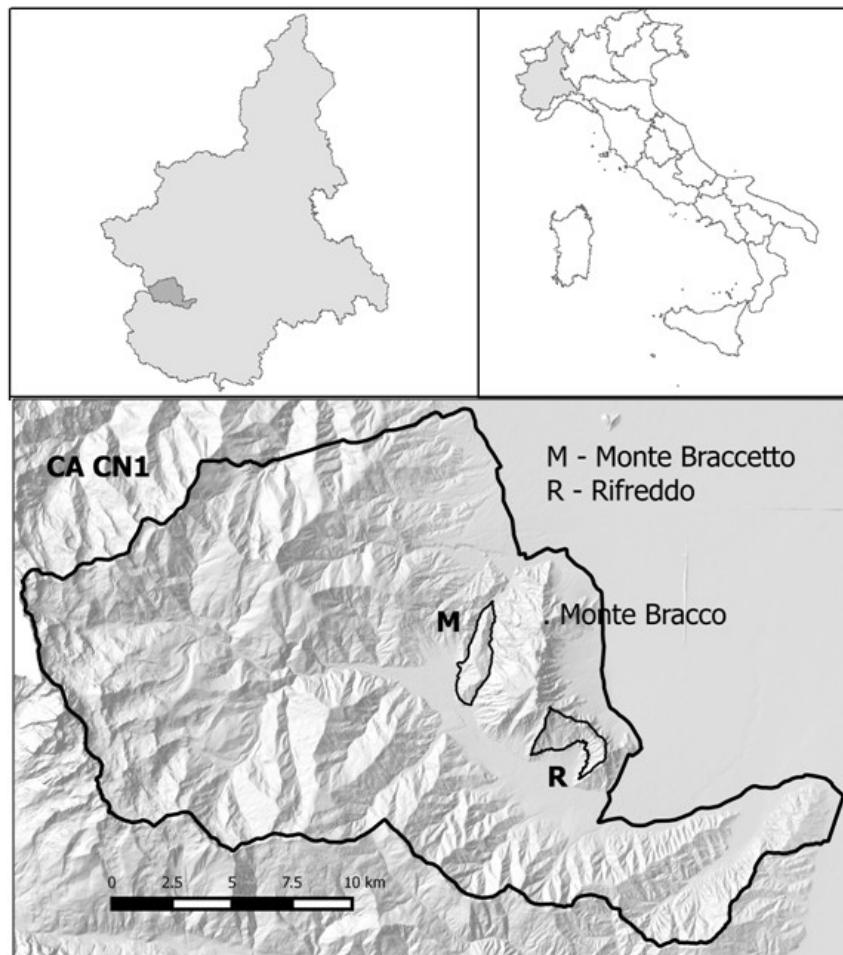


Figura 43 - Siti d'indagine all'interno del CA CN1. M: Monte Braccetto; R: Rifreddo.

In questo lavoro è stato utilizzato lo *standing crop line transect count* (Acevedo et al. 2010). Per *pellet group* si è inteso un raggruppamento di non meno di 6 scie fecali (**Figura 44**). I due siti di indagine sono stati suddivisi in quadrati di 500 metri di lato. In alcuni di questi, scelti in modo *random*, il baricentro è stato scelto come punto di partenza dei transetti e la sua individuazione è stata effettuata sul campo mediante l'uso del GPS. La direzione di ogni transetto è stata decisa sulla base della linea di massima pendenza rispetto ai singoli punti di partenza, accorgimento che ha

permesso di avvistare con più facilità i *pellet group*. La lunghezza media dei transetti è stata di 100 metri, con unità di campionamento consecutive pari a 10 metri ciascuna. La larghezza di ciascuna unità è stata decisa sulla base della visibilità del terreno, con ampiezza minore in presenza di vegetazione erbacea alta o fitto sottobosco. I valori di larghezza sono ricaduti nell'intervallo 0,5-2 m. Il rilevamento è stato svolto in primavera, in modo da sfruttare un periodo con bassa copertura di sottobosco e maggiore visibilità delle scie sul terreno. Un assunto di questo metodo è, infatti, l'individuazione di tutti i *pellet group* lungo il percorso (Borchers et al. 2002). Per ogni unità di campionamento è stato rilevato il numero di *pellet group* (PG) che ricadevano al suo interno.

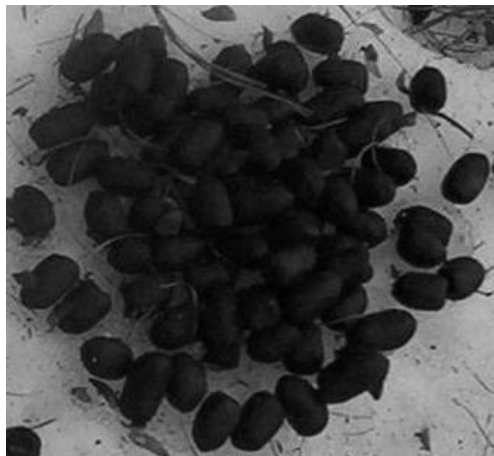


Figura 44 - *Pellet group* di capriolo (foto Nicola Putzu).

La superficie totale (ST) dell'area campionata (in ettari) nei siti d'indagine è stata calcolata mediante la seguente formula (Acevedo et al. 2010):

$$ST = \sum (b \times 10) \times 0.001 \quad (1)$$

dove b rappresenta l'ampiezza in metri delle unità di campionamento. Sulla base dell'area totale di ogni sito di indagine A_{tot} è stata ricavata la proporzione di area campionata N_{tot} con:

$$N_{tot} = \frac{A_{tot}}{ST} \quad (2)$$

Assumendo che i *pellet group* siano distribuiti in modo omogeneo in tutta l'area di studio, si è ricavato il numero di *pellet group* totale (P_{tot}), presente in ciascun sito sulla base della quantità rilevata nella superficie campionata P_t :

$$P_{tot} = P_t \times N_{tot} \quad (3)$$

A questo punto è stato possibile calcolare il numero di caprioli presenti nei due siti d'indagine (N_{capr}) mediante la formula di Mitchell et al. (1985):

$$N_{capr} = \frac{P_{tot}}{T_{dec} \times T_{def}} \quad (4)$$

con T_{dec} equivalente al tasso di decadimento dei *pellet group* e T_{def} al tasso di defecazione giornaliero per la specie. Il T_{dec} è stato impostato su 636 giorni, valore che deriva da uno studio svolto sul tasso di decadimento nel capriolo in Val Varaita, vallata limitrofa alla nostra area di studio (Dematteis et al. 2008). Per il T_{def} , in mancanza di valori a scala locale, si è deciso di applicare quanto riportato in letteratura: 20 *pellet group*/giorno (Mitchell et al. 1985). Sulla base del numero di animali, per ogni sito di indagine sono state calcolate le densità con un intervallo di confidenza del 95%. Attraverso l'uso del test di Wilcoxon è stata ricercata la presenza di differenze tra le due aree campionate nelle densità ottenute nei transetti. Le analisi statistiche sono state svolte su Microsoft Office Excel 2010© e su R 3.1.1 (R Core Team 2014).

7.3 Risultati

Nella primavera 2013 sono stati percorsi 29 transetti, di cui 15 nel sito di Monte Braccetto e 14 in quello di Rifreddo. L'attività di campionamento ha richiesto 7 giornate di campo. La superficie totale campionata, il numero di *pellet group* rilevati, il numero e la densità di caprioli stimati, suddivisi per sito d'indagine, sono riportati in **Tabella 13** e in **Tabella 14**.

Se si tiene conto che nel CA CN1 circa il 46% del territorio è coperto da superfici forestali (17.545 ha), utilizzando un valore di densità stimata di 1,24 capi/100 ha (intermedia tra i valori ottenuti nei due siti di indagine), si ottiene una stima del numero dei caprioli totale in queste aree pari a 218.

Non sono state riscontrate differenze significative tra le densità calcolate nei transetti dei due siti d'indagine ($W=136,5$; $p\text{-value}=0,138$).

Transetto	Sito	A (ha)	PG	D_{tot} (capi/100 ha)
A	M	0.014	4	2.25
B	M	0.006	5	6.55
C	M	0.017	0	0
D	M	0.006	2	2.62
E	M	0.011	5	3.57
F	M	0.012	0	0
G	M	0.012	0	0
T	M	0.009	3	2.62
U	M	0.010	1	0.79
V	M	0.008	2	1.96
Z	M	0.007	1	1.12
BE	M	0.012	4	2.62
BF	M	0.008	0	0
BG	M	0.004	0	0
BH	M	0.002	0	0
H	R	0.005	0	0
I	R	0.007	1	1.12
L	R	0.012	6	3.93
M	R	0.007	1	1.12
N	R	0.003	0	0
O	R	0.007	2	2.25
P	R	0.007	0	0
Q	R	0.005	0	0
R	R	0.006	0	0
S	R	0.004	0	0
BA	R	0.011	0	0
BB	R	0.007	0	0
BC	R	0.005	1	1.57
BD	R	0.005	0	0

Tabella 13 - Area campionata in ettari (A), numero di pellet-group rilevati (PG) e densità (D_{tot}) stimate in ettari (A) nei singoli transetti a Monte Braccetto (M) e Rifreddo (R).

	ST (ha)	PG	N _{capr}	D _{tot} (capi/100 ha)
Monte Braccetto	0,138	27	5.4	1.54 (0.7-2.37)
Rifreddo	0,091	11	3.5	0.95 (0-1.98)

Tabella 14 - Superficie dell'area campionata in ettari (ST), numero di pellet-group rilevati (PG), numero di caprioli (N_{capr}) e densità (D_{tot}) stimate per sito d'indagine con intervalli di confidenza al 95%.

7.4 Discussione

In questa indagine è stato applicato un metodo di stima della popolazione indiretto, con uso dei gruppi fecali deposti al suolo quale indice su cui determinare le consistenze di capriolo. Le densità ottenute, mediamente sotto i 2 capi/100 ha, non sono confrontabili con dati ricavati mediante l'uso di altre metodologie per la stessa area, trattandosi del primo tentativo di censimento della specie nel Monte Bracco. I dati relativi alle aree limitrofe indicano valori molto più alti (8,5 capi/100 ha, Perrone 2013) rispetto a quelli riscontrati in questo studio. Ciò è parzialmente comprensibile se teniamo conto del fatto che le aree limitrofe offrono un ambiente più adatto all'ecologia del capriolo, con una maggiore presenza di radure e una minore presenza di aree boscate continue rispetto al Monte Bracco. Ci troviamo comunque di fronte a densità di popolazione estremamente basse se confrontate con quelle riscontrabili in ambiente appenninico ad altitudini simili ai nostri siti di indagine. Carnevali et al. (2009) ad esempio riportano stime di densità che possono arrivare fino a 42 caprioli/100 ha.

Gli intervalli di confidenza delle densità sono risultati inoltre molto ampi e questo è sicuramente legato alla grande variabilità nel tasso di ritrovamento dei *pellet group* nei differenti transetti. In 15 transetti su 29 non è stato rilevato nessun *pellet group* e su campioni piccoli il peso degli zeri sul risultato finale può essere importante. Tenuto conto che a densità medio-basse è normale imbattersi in transetti con assenza di *pellet group*, un possibile rimedio è quello di effettuare una prima sessione di raccolta e, sulla base dei risultati ottenuti, determinare il numero di transetti necessario a raggiungere l'accuratezza desiderata. L'utilizzo dello *standing*

crop line transect count, metodo F.S.C., che prevede un conteggio con unica sessione di campionamento (Mayle et al. 1999; Acevedo et al. 2010), è stato deciso sulla base della densità di popolazione attesa. I censimenti effettuati negli anni immediatamente precedenti nelle aree limitrofe con avvistamenti diretti indicano densità di 8-9 caprioli/100 ha (Perrone 2013), valore al di sotto della soglia di 30 caprioli/100 ha ritenuta la densità minima per un'efficace applicazione dei metodi F.S.C. (Mayle et al. 1999). La conta con rimozione dei *pellet group* presenti e successivo conteggio (F.A.R.) risulta infatti difficilmente applicabile in aree con densità medio-basse di animali proprio per la difficoltà di trovare le scie nei transetti o plot ripuliti, traducendosi in un elevato numero di transetti (o *plot*) vuoti. I metodi F.S.C. hanno comunque la necessità di applicare un tasso di defecazione e un tasso di decadimento al numero di gruppi fecali rilevati. I tassi possono essere recuperati in letteratura, ma le differenti condizioni locali tra le diverse aree (clima, tipologia di suolo e di vegetazione presente, presenza di invertebrati coprofagi) possono influenzare l'affidabilità dei risultati raggiunti (Mayle and Peace 1998; Koike et al. 2013). L'accuratezza dei tassi di defecazione e di decadimento risulta particolarmente importante poiché ambedue influenzano il risultato finale. Entrambi infatti sono posti al denominatore della funzione che calcola il numero di animali stimati ed una mancata corrispondenza con i valori reali comporta errori proporzionali all'inesattezza presente. Tenuto conto dell'impossibilità di calcolare un tasso di defecazione su animali allo stato libero e della necessità di tempi lunghi, superiori ai sei mesi, per ottenere un tasso di decadimento affidabile, l'uso dei metodi F.S.C. in assenza di questi valori a scala locale si rivela molto utile al fine di monitorare i trend della popolazione, ma meno per quello che riguarda la stima delle densità assolute. La scelta di utilizzare un metodo indiretto nel nostro caso è stata quindi guidata sia dalla difficoltà nell'applicare metodi diretti in aree caratterizzate da un'abbondante copertura boscosa sia dalla volontà di testare un sistema di conta F.S.C., meno utilizzato rispetto al sistema di conta F.A.R., allo scopo di individuare aspetti positivi e negativi del suo impiego.

E' necessario comunque tenere in considerazione il fatto che l'applicazione del *pellet count* ha lo svantaggio, rispetto ai metodi diretti, di perdere l'informazione riguardante la struttura della popolazione e la *sex-ratio* (Alves et al. 2013). Il tempo di campionamento del metodo indiretto risulta inoltre più lungo a parità di area indagata, ma con il vantaggio dei sistemi di campionamento PGC di essere applicati con l'impiego di un numero minore di persone rispetto ai sistemi di conta diretta. Il personale impegnato nelle conta dei *pellet group* deve comunque essere capace di riconoscere le differenze con i *pellet* di specie simili. Nel nostro caso il capriolo condivideva l'area con il cinghiale e il cervo. Se nel primo caso la differenza tra i *pellet* fecali è marcata, nel secondo si possono creare errori nonostante la grande differenza di dimensione tra le specie. Infatti, in presenza di cervi nei primi anni di vita, un occhio inesperto rischia di confondere i gruppi fecali prodotti da questi individui con quelli prodotti dai caprioli adulti. Questa è, quindi, una variabile da tenere in considerazione quando un neofita si approccia all'applicazione della tecnica da noi studiata. L'affiancamento di personale esperto nelle prime fasi di monitoraggio rende superabile questa criticità.

L'applicazione della metodologia *standing crop line transect count* è risultata fattibile e replicabile, pur con margini di miglioramento dell'accuratezza dei risultati. I miglioramenti sono principalmente legati all'aumento dell'area percentuale campionata rispetto al totale indagato e all'ottenimento di un tasso di decadimento quanto più possibile localizzato all'area studiata. Trattandosi di una tecnica "giovane" nel contesto italiano della gestione faunistica, il suo impiego in un maggiore numero di territori è auspicabile. Gli esiti ottenuti permettono infatti di suggerire l'utilizzo di questa tecnica agli enti preposti alla gestione della specie in tutti quei casi nei quali le metodologie classiche (avvistamenti diretti) sono difficilmente applicabili.

Capitolo 8 – Conclusioni

Il fenomeno degli incidenti stradali con il coinvolgimento di ungulati è in crescita in tutti i Paesi sviluppati. I motivi principali alla base di questo *trend* sono da ricercare nell'aumento delle popolazioni di ungulati, a cui si è assistito in molte aree geografiche in questi ultimi decenni, e all'incremento delle strade, del numero di veicoli e della frammentazione del territorio come effetto della crescita economica.

L'Italia, anche se in ritardo rispetto ad altre aree d'Europa e del Nord America, si ritrova oggi a dover fronteggiare il problema e le conseguenze che da esso derivano: danni a veicoli e persone, in alcuni casi di grave entità. La parte nord-occidentale della penisola italiana è una delle zone in cui il fenomeno è più rilevante, rappresentando quindi un'area di studio ideale.

Le risposte in grado di limitare le collisioni con gli ungulati richiedono una conoscenza approfondita delle distribuzioni temporali e spaziali degli incidenti. L'obiettivo dei miei tre anni di dottorato è stato quello di individuare quali sono i fattori più importanti ad influenzare quando e dove gli incidenti con gli ungulati avvengono, in modo da poter definire e prevedere i periodi e le aree più a rischio.

A livello temporale è risultato che le collisioni sono concentrate nei mesi primaverili e in quelli autunnali, con il rischio più elevato in corrispondenza delle ore crepuscolari. I *pattern* temporali hanno mostrato di essere differenti per le due specie principalmente coinvolte nell'area di studio, il capriolo e il cinghiale, suggerendo la necessità di tenere in conto questa diversità quando si compiono interventi di prevenzione e mitigazione del fenomeno.

A livello spaziale è emerso che il volume di traffico e la velocità sono i fattori principalmente coinvolti nella determinazione del rischio di collisione dei tratti stradali. Il rischio è risultato inoltre crescere in corrispondenza di un incremento delle

densità di ungulati e diminuire con l'aumento della distanza delle strade da boschi e corpi idrici. La creazione di un modello matematico con un alto potere predittivo, basato sui fattori che hanno dimostrato di essere i più importanti a caratterizzare i tratti stradali a rischio, ha permesso di ottenere una mappa su scala provinciale del pericolo di incidente con ungulati. Attraverso di essa, sono stati implementati i primi interventi di contrasto al fenomeno.

L'approfondimento di un metodo di stima indiretta della densità del capriolo, inoltre, ha indicato l'utilizzo del *pellet-group count* quale sistema utile a migliorare le conoscenze sulle popolazioni di ungulati, soprattutto in contesti nei quali i dati di consistenza siano difficili da ottenere con metodiche classiche. Nel quadro del fenomeno delle collisioni con ungulati, una conoscenza dettagliata del numero di animali che insistono su un territorio può essere molto vantaggiosa quando si analizza il problema ad una scala fine.

In conclusione, il problema degli incidenti stradali con ungulati necessita di risposte precise, adeguate e tarate alla scala locale su cui si interviene. I risultati emersi nei tre anni di dottorato consentono di fornire gli elementi utili a dare queste risposte, permettendo il trasferimento delle conoscenze acquisite all'applicazione di strategie di prevenzione e mitigazione delle collisioni.

Ringraziamenti

I miei ringraziamenti iniziano da te Stefano, che hai creduto senza esitazione nelle mie potenzialità e hai investito tempo ed energie per accompagnarmi in questi primi passi da ricercatore, insegnandomi a fare scienza con passione. Mi hai sempre trasmesso uno stimolo continuo ad andare avanti con determinazione e sicurezza.

Un grazie speciale a Paolo, capace di trovare la soluzione a qualunque problema, da qualunque luogo e in qualunque momento. Hai dimostrato di essere non un semplice collega, bensì un amico.

Un grazie a Davide, sei una bella persona, trasparente, disponibile e con cui è sempre piacevole lavorare e condividere i momenti alti e bassi.

Grazie a Beppe, poche parole ma di grande spessore, perché contengono il dono della saggezza. Ascoltarti stimola la riflessione.

Irene, grazie. La tua presenza vicino alla mia scrivania mi ha sempre trasmesso serenità.

Le persone con cui sono entrato in contatto in questi anni di ricerca nella Granda sono tante e forse non riesco a ricordarle tutte. Voglio ringraziare Nino e Aurelio, Omar e Giorgio, Cristiano, Max, Piero Macagno, Fabrizio Lingua, Valerio Civallero, Silvia Botta, Paolo Balocco, Mariano Sereno. Per essere sicuro di non dimenticare nessuno estendo i ringraziamenti a tutto il Servizio di Vigilanza Faunistico Ambientale della Provincia di Cuneo. Senza di loro la ricerca non sarebbe potuta decollare.

Sono grato a Gion Boano e Giovanni Battista Delmastro, che hanno messo a disposizione i loro spazi al Museo Civico di Storia Naturale di Carmagnola, offrendo un luogo di incontro fondamentale per lo sviluppo dello studio.

Un grazie a Gianluigi Berrone della Regione Piemonte. Il suo contributo e i suoi consigli sono stati preziosi.

Esprimo la mia gratitudine a tutti i tesisti che ho seguito in questi anni: Alessandro, Veronica, Gian Luca, Loredana, Roberta, Alessia, Valentina, Elena, Eloisa e Francesca.

Ho scoperto che in cambio dell'insegnamento che vi ho dato, il mio bagaglio di conoscenze è aumentato.

Un ringraziamento a Tiziano, un vero e proprio correttore di bozze professionista.

Grazie a Roberta Moriano, anzi Thank you!

Un enorme grazie a Clem, la mia compagna di vita. Senza di te questo dottorato non sarebbe mai iniziato. Sono convinto che sopravvaluti le mie capacità, ma intanto seguendo i tuoi consigli faccio sempre qualche passo in più in avanti. Una vera e propria musa ispiratrice.

Un grazie alle mie famiglie, eh sì oramai sono due, una in Sardegna a San Gavino M. e l'altra in Piemonte tra Nizza M.to e Canelli. Certi passi fatti oggi hanno solide basi nel passato e ponti sicuri per il futuro.

E grazie anche al mio computer...senza di lui le idee sarebbero rimasti semplici pensieri!

Bibliografia

- Acevedo P, Ruiz-Fons F, Vicente J, Reyes-García AR, Alzaga V, Gortázar C (2008) Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *Journal of Zoology* 276:37–47.
- Al-Ghamdi AS, AlGadhi SA (2004) Warning signs as countermeasures to camel-vehicle collisions in Saudi Arabia. *Accident Analysis Prevention* 36:749–60.
- Alves J, Alves da Silva A, Soares AMVM, Fonseca C (2013) Pellet group count methods to estimate red deer densities: Precision, potential accuracy and efficiency. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkd* 78:134–141.
- Andreassen HP, Gundersen H, Storaas T (2005) The effect of scent marking, forest-clearing, and supplemental feeding on moose-train collisions. *Journal of Wildlife Management* 69:1125–1132.
- Agnoletti M (2007) The degradation of traditional landscape in a mountain area of Tuscany during the 19th and 20th centuries: implications for biodiversity and sustainable management. *Forest Ecology and Management* 249:5-17.
- Airaud D, Bosser-Peverelli V, Fila-Mauro E, Frasca CV, Rivella E, Vietti D (2008) Incidenti stradali con il coinvolgimento di fauna selvatica in Piemonte. Regione Piemonte. Torino.
- Akaike H (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: *International Symposium on Information Theory*, 2nd edn (Ed. by BN Petran & F Csàaki), pp. 267–281. Akadèemiai Kiadi, Budapest.
- Apollonio M (2004) Gli Ungulati in Italia: status, gestione e ricerca scientifica. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 15:21–34.
- Apollonio M, Andersen R, Putman R (2010) *European Ungulates and their Management in the 21st Century*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Apollonio M, Randi E, Toso S (1988) The systematics of the wild boar (*Sus scrofa* L.) in Italy. *Italian Journal of Zoology* 55:213–221.

-
- Babińska-Werka J, Krauze-Gryz D, Wasilewski M, Jasińska K (2015) Effectiveness of an acoustic wildlife warning device using natural calls to reduce the risk of train collisions with animals. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 38:6–14.
- Bailey TC, Gatrell AC (1995) *Interactive spatial data analysis*. Addison Wesley Longman, Harlow, United Kingdom.
- Bashir MO, Abu-Zidan FM (2006) Motor vehicle collisions with large animals. *Saudi Medical Journal* 27:1116–1120.
- Bashore TL, Tzilkowski WM, Bellis ED (1985) Analysis of Deer-Vehicle Collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49:769–774.
- Bellis AD, Graves HB (1971) Deer mortality on a Pennsylvania interstate highway. *Journal of Wildlife Management* 35:232–237.
- Ben-Ami D, Ramp D (2005) Modeling the effect of roads and other disturbances on wildlife populations in the peri-urban environment to facilitate long-term viability. In: *ICOET 2005 proceedings, chapter 8 wildlife impacts and conservation solutions*, 29 Aug–2 Sep, 2005, pp 317–322.
- Bennet LG, English PF, Mc Cain R (1940) A study of deer populations by use of pellet group count. *Journal of Wildlife Management* 4:399-403.
- Bennett AF (1991) Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In: Saunders DA, Hobbs RJ (Eds.), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Chipping Norton, Australia, Surrey Beatty, pp. 99–117.
- Bissonette JA, Kassar CA (2008) Locations of deer–vehicle collisions are unrelated to traffic volume or posted speed limit. *Human-Wildlife Conflicts* 2:122–130.
- Bissonette JA, Rosa S (2012) An evaluation of a mitigation strategy for deer-vehicle collisions. *Wildlife Biology* 18:414–423.
- Blackwell BF, Seamans TW, Devault TL (2014) White-Tailed Deer Response to Vehicle Approach: Evidence of Unclear and Present Danger. *PLoS Biology*: e109988.
- Boitani L, Mattei L, Nonis D, Corsi F (1994) Spatial and activity patterns of wild boars in Tuscany. *Italy Journal of Mammalogy* 75:600–612.

-
- Borchers DL, Buckland ST, Zucchini W (2002) Estimating animal abundance. Closed populations. Springer-V, Berlin.
- Burnham KP, Anderson DR (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Second edition. Springer-Verlag, New York, USA.
- Carnevali L, Pedrotti L, Riga F, Toso S (2009) Banca Dati Ungulati: status, distribuzione, consistenza, gestione e prelievo venatorio delle popolazioni di Ungulati in Italia. Rapporto 2001–2005. *Biological Conservation Fauna* 117:1–168.
- Cerofolini A (2006) Danni agli autoveicoli causati da fauna selvatica. *Silvae* 4:267–278.
- Chianucci F, Mattioli L, Amorini E, Giannini T, Marcon A, Chirichella R, Apollonio M, Cutini A (2015) Early and long-term impacts of browsing by roe deer in oak coppiced woods along a gradient of population density. *Annals of Silvicultural Research* 39:10–14.
- Ciabò S, Fabrizio M (2012) Linee guida per la prevenzione di incidenti stradali causati da fauna selvatica nella Provincia di Pescara. Provincia di Pescara.
- Conover MR, Pitt WC, Kessler KK, DuBow TJ, Sanborn WA (1995) Review of human injuries, illnesses, and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin* 23:407–414.
- Clevenger AP, Barrueto M, Gunson KE, et al. (2015) Context-dependent effects on spatial variation in deer-vehicle collisions. *Ecosphere* 6:1–20.
- Clevenger AP, Chruszcz B, Gunson KE (2001) Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29:646–653.
- Coffin AW (2007) From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15:396–406.
- Conover MR (2002) Resolving human–wildlife conflicts: The science of wildlife damage management. New York, USA.
- Cramer P, Olsson M, Gadd ME, van der Ree R, Sielecky LE (2015) Transportation and Large Herbivores. *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.

-
- Cserkész T, Otlecz B, Cserkész-Nagy Á, Farkas J (2013) Interchange as the main factor determining wildlife–vehicle collision hotspots on the fenced highways: Spatial analysis and applications. *European Journal of Wildlife Research* 59:587–597.
- Curtis PD, Hedlund JH (2005) Reducing deer-vehicle crashes, Wildlife damage management fact sheet series. Cornell Cooperative Extension. Ithaca, NY: Cornell University.
- Dal Cason I, De Battisti R, Bonavigo G, Pepe F (2008) Animali selvatici e incidenti stradali: un caso di studio del capriolo, *Capreolus capreolus* in Provincia di Vicenza (Artiodactyla: Cervidae). In: Bon M, Bonato L, Scarton F (eds.) Atti 5° Convegno Faunisti Veneti. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 58 pp. 368 (ed) 5° Convegno Faun. veneti. Legnaro, pp 345–350.
- Dal Compare L, Sturaro E, Cocca G, Ramanzin M (2007) An analysis of roe deer (*Capreolus capreolus*) traffic collisions in the Belluno province, eastern Italian Alps. *Italian Journal of Animal Science* 6:848–850.
- Daniels S, Vaneerdewegh P, Brijs K, Dillen W, Deknudt P, Thierie M (2010) Snelheidsmanagement: Waarom snelheid in het verkeer een probleem is en wat u eraan kunt doen.
- Danielson BJ, Hubbard MW (1998) A literature review for assessing the status of current methods of reducing deer-vehicle collisions. Iowa, The Task Force on Animal Vehicle Collisions, the Iowa Department of Transportation, and the Iowa Department of Natural Resources.
- Danks ZD, Porter WF (2010) Temporal, spatial, and landscape habitat characteristics of moose–vehicle collisions in western Maine. *Journal of Wildlife Management* 74:1229–1241.
- Deinet S, Ieronymidou C, McRae L, Burfield IJ, Foppen RP, Collen B, Böhm M (2013) Wildlife comeback in Europe: The recovery of selected mammal and bird species. Final report to Rewilding Europe by ZSL, BirdLife International and the European Bird Census Council. London, UK: ZSL.
- Dematteis A, Curetti G, Tizzani P, Ficetto G, Basso M, Meneguz PG (2008) L'evoluzione ambientale sulle Alpi occidentali dopo la seconda guerra mondiale. Il caso

-
- dell'Alta Valle Varaita: l'abbandono della montagna e l'arrivo dei cervidi, due elementi importanti nell'analisi della biodiversità. In: Atti Congresso finale "progetto GestAlp - Interreg III A", Torino, 19 settembre 2008.
- De Molenaar JG, Henkens RJHG (1998). Effectiviteit van wildspiegels: een literatuurevaluatie. IBN- DLO: Wageningen.
- DeNicola A, Williams S (2008) Sharpshooting suburban white-tailed deer reduces deer-vehicle collisions. *Human-Wildlife Conflicts* 2:28–33.
- De Vries M (2015) Road kills of roe deer (*Capreolus capreolus*) in the Netherlands: assessment of impacts and mitigation measures. MSc Internship report, Copernicus Institute of Sustainable Development, Utrecht University Utrecht.
- Diaz-Varela ER, Vazquez-Gonzalez I, Marey-Pérez MF, Álvarez-López CJ (2011) Assessing methods of mitigating wildlife-vehicle collisions by accident characterization and spatial analysis. *Transport Research Part D: Transport and Environment* 16:281–287.
- Dickerson LM (1939) The problem of wildlife destruction by automobile traffic. *The Journal of Wildlife Management* 3:104–116.
- Dinetti M (2008) Infrastrutture di trasporto e biodiversità: lo Stato dell'Arte in Italia. Il problema della frammentazione degli habitat causata da autostrade, strade, ferrovie e canali navigabili. IENE Infra-Eco-Network-Europe, Sezione Italia.
- Doerr ML, McAninch JB, Wiggers EP (2001) Comparison of 4 methods to reduce white-tailed deer abundance in an urban community. *Wildlife Society Bulletin* 29: 1105–1113.
- Dussault C, Poulin M, Courtois R, Ouellet J (2006) Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12:415–425.
- Falk ANW, Graves HB, Bellis ED (1978) Highway right-of-way fences as deer deterrents. *Journal of Wildlife Management* 42:646–650.
- Fattorini L, Ferretti F, Pisani C, Sforzi A (2011) Two-stage estimation of ungulate abundance in Mediterranean areas using pellet group count. *Environmental and Ecological Statistics* 18:291–314.
-

-
- Fenoglio S (2015) *Animali di montagna delle Alpi sud-occidentali*. Fusta Editore. Saluzzo (CN).
- Ferretti F, Bertoldi G, Sforzi A, Fattorini L (2011a) Roe and fallow deer: are they compatible neighbours? *European Journal of Wildlife Research* 57:775–783.
- Ferretti F, Pisani C, Sforzi A, Lovari S, Fattorini L (2007) Estimates of roe and fallow deer densities: the use of pellet group count. In: *Atti "V Eur. Congr. Mammal"*. Siena, 21-26 settembre 2007. *Atti Museo Storia Naturale Maremma Supp.*: 250.
- Ferretti F, Sforzi A, Lovari S (2011b) Behavioural interference between ungulate species: Roe are not on velvet with fallow deer. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65:875–887.
- Fila-Mauro E, Maffiotti A, Pompilio L, Rivella E, Vietti D (2005) *Fauna selvatica ed infrastrutture lineari*. Regione Piemonte. Torino.
- Finder RA, Roseberry JL, Woolf A (1999) Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. *Landscape Urban Planning* 44:77–85.
- Forman RTT (1998). Road ecology: a solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology* 13: III–V.
- Forman RTT, Alexander LE (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 29:207–231.
- Fraser D, Hristienko H (1982) Moose-Vehicle Accidents in Ontario: a repugnant solution? *Wildlife Society Bulletin* 10:266–270.
- Frair JL, Merrill EH, Allen JR, Boyce MS (2007) Know thy enemy: experience affects elk translocation success in risky landscapes. *Journal of Wildlife Management* 71:541–554.
- Fuller RJ, Gill RMA (2001) Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74:193–199.
- Garrett LC, Conway GA (1999) Characteristics of moose-vehicle collisions in Anchorage, Alaska, 1991–1995. *Journal of Safety Research* 30:219–223.
- Gonser RA, Jensen RR, Wolf SE (2009) The spatial ecology of deer–vehicle collisions. *Applied Geography* 29:527–532.

-
- Groot Bruinderink GWTA, Hazebroek E (1996) Ungulate Traffic Collisions in Europe. *Conservation Biology* 10:1059–1067.
- Gundersen H, Andreassen HP (1998) The risk of moose *Alces alces* collision: a predictive logistic model for moose-train accidents. *Wildlife Biology* 4:103–110.
- Gunson KE, Mountrakis G, Quackenbush LJ (2011) Spatial wildlife-vehicle collision models: a review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* 92:1074–82.
- Haikonen H, Summala H (2001) Deer–Vehicle crashes. Extensive peak at 1 hour after sunset. *American Journal of Preventive Medicine* 21:209–213.
- Haines-Young R, Green DR, Cousins SH (Eds) (2003) Landscape ecology and geographical information systems. CRC Press, 2003.
- Hartwig D (1993) Auswertung der durch Wild verursachten Verkehrsunfälle nach der Statistik für Nordrhein-Westfalen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 39:22–33.
- Haugen AO (1944) Highway mortality of wildlife in southern Michigan. *Journal of Mammalogy* 25:177-184.
- Hedlund JH, Curtis PD, Curtis G, Williams AF (2004) Methods to reduce traffic crashes involving deer: what works and what does not. *Traffic Injury Prevention* 5:122–31.
- Hosmer Jr DW, Lemeshow S (2000). *Applied logistic regression*. Second edition. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Hothorn T, Brandl R, Müller J (2012) Large-Scale Model-Based Assessment of Deer-Vehicle Collision Risk. *PLoS One* 7:e29510.
- Hubbard MW, Danielson BJ, Schmitz RA (2000) Factors influencing the location of Deer-Vehicle Accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64:707–713.
- Huijser MP, Bergers PJM (2000) The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation* 95:111–116.
- Huijser MP, Duffield JW, Clevenger AP, Ament RJ, McGowan PT (2009) Cost – Benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: a decision support tool. *Ecology and Society* 14:15.

-
- Huijser MP, McGowen P, Fuller J, Hardy A, Kociolek A, Clevenger AP, Smith D, Ament R (2008). Wildlife Vehicle Collision Reduction Study: Report to Congress. Western Transportation Institute, Montana State University: Bozeman, MT.
- Huijser MP, Sharafsaleh M, Nowakowski C (2014) Evaluation of the reliability and effectiveness of an animal detection system along state HWY 3 near FT Jones, CA. TRB 2014 Annu. Meet.
- Jensen RR, Gonser R a., Joyner C (2014) Landscape factors that contribute to animal–vehicle collisions in two northern Utah canyons. *Applied Geography* 50:74–79.
- Johnston CA (1998) Geographic information system in ecology. Blackwell Science, Oxford.
- Jolicoeur H, Crête M (1994) Failure to reduce moose-vehicle accidents after a partial drainage of roadside salt pools in Québec. *Alces* 30:81-89.
- Joyce L, Mahoney SE (2001) Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29:281–291.
- Kerzel H (2005) Wildunfälle: Zur notwendigkeit von verkehrsschutzzäunen und grünbrücken. Grünbrücken für den biotopverbund. Schriftenreihe des landesjagdverbandes Bayern e. V., Band 14.
- Koike S, Soga M, Enari H, Kozakai C, Nemoto Y (2013) Seasonal changes and altitudinal variation in deer fecal pellet decay. *European Journal of Wildlife Research* 59:765–768.
- Krop-Benesch A, Berger A, Hofer H, Heurich M (2013) Longterm measurement of roe deer (*Capreolus capreolus*) (Mammalia: Cervidae) activity using two-axis accelerometers in GPS-collars. *Italian Journal of Zoology* 80:69–81.
- Kušta T, Keken Z, Ježek M, Kůta Z (2015) Effectiveness and costs of odor repellents in wildlife–vehicle collisions: A case study in Central Bohemia, Czech Republic. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 38:1–5.
- Lagos L, Picos J, Valero E (2012) Temporal pattern of wild ungulate-related traffic accidents in northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research* 58:661–668.

-
- La Morgia V, Bona F, Badino G (2007) Bayesian modelling procedures for the evaluation of changes in wildlife habitat suitability: a case study of roe deer in the Italian Alps. *Journal of Applied Ecology* 45:863–872.
- Langbein J (1985) North Staffordshire deer survey 1983–1985. I. Research and development. Fordingbridge: British Deer Society.
- Langbein J (2007) National Deer-Vehicle Collisions Project England (2003-2005). Final report to the Highways Agency. Wrexham, UK: Report from The Deer Initiative.
- Langbein J (2011) Deer Vehicle Collisions in Scotland Monitoring Project 2008–2011. Report to the Deer Commission for Scotland. Research report 11/2. Wrexham, UK: Report from The Deer Initiative.
- Langbein J, Putman RJ (2005) Deer vehicle collisions in Britain – a nationwide issue. *Ecology Environmental Management* 47:2–7.
- Langbein J, Putman R (2006) National Deer-Vehicle Collisions Project. Scotland (2003–2005), Final Report: Sept. 2006. Wrexham, UK: The Deer Initiative Ltd.
- Langbein J, Putman R, Pokorny B, Apollonio M, Andersen R. (2010) Traffic collisions involving deer and other ungulates in Europe and available measures for mitigation. In: *Ungulate management in Europe: problems and practices* (2010):215-259.
- Lavsund S, Sandegren F (1991). Moose-vehicle relations in Sweden: a review. *Alces* 27:118-126.
- Linnell JDC, Zachos FE, Putman R, Apollonio M, Andersen R. (2010) Status and distribution patterns of European ungulates: genetics, population history and conservation. In: *Ungulate management in Europe: problems and practices* (2010): 12-53.
- Lioy S, Braghiroli S, Dematteis A, Meneguz PG, Tizzani P (2014) Faecal pellet count method: some evaluations of dropping detectability for *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758 (Mammalia: Cervidae), *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758 (Mammalia: Cervidae) and *Lepus europaeus* Pallas, 1778 (Mammalia: Leporidae). *Italian Journal of Zoology* 82:231-237.

-
- Lorenzini R, Lovari S, Masseti M (2002) The rediscovery of the Italian roe deer: Genetic differentiation and management implications. *Italian Journal of Zoology* 69:367–379.
- Madsen AB, Strandgaard H, Prang A (2002) Factors causing traffic killings of roe deer *Capreolus capreolus* in Denmark. *Wildlife Biology* 8:55–61.
- MacDonald D, Crabtree JR, Wiesinger G, Dax T, Stamou N, Fleury P, Gutierrez Lapita J, Gibon A (2000) Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of environmental management* 59:47–69.
- Malo JE, Suárez F, Díez A (2004) Can we mitigate animal vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41:701–710.
- Massei G, Roy S, Bunting R (2011) Too many hogs ? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral hogs. *Human-Wildlife Interactions* 5:79–99.
- Mattioli S, Meneguz PG, Brugnoli A, Nicoloso S (2001) Red deer in Italy: recent changes in range and numbers. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 12:27–35.
- Mayle BA, Peace AJ (1998) Recent progress in determining deer population size: factors influencing faecal pellet group decay. In: Zomborszky Z. (ed) *Proceedings of the 4th International deer biology congress*. Kaposvar, Hungary: 57–61.
- Mayle BA, Peace AJ, Gill RMA (1999) How many deer? A field guide to estimating deer population size. The Forestry Commission, Edinburgh, Field Book n. 18.
- McCullagh P, Nelder J (1989) *Generalized Linear Models*. Second edition. Chapman and Hall, London, UK.
- Meisingset EL, Loe LE, Brekkum Ø, Myrnes A (2014) Targeting mitigation efforts: The role of speed limit and road edge clearance for deer-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management*.
- Meneguz PG (2007) *Manuale per il cacciatore di montagna*. Università degli studi di Torino editore.
- Meriggi A, Sotti F, Lamberti P, Gilio N (2008) A review of the methods for monitoring roe deer european populations with particular reference to Italy. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 19:103–120.

-
- Morelle K, Lehaire F, Lejeune P (2013) Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. *Nature Conservation* 5:53–73.
- Muller LI, Hackworth AM, Giffen NR, Evans JW, Henning J, Hickling GJ, Allen P (2014) Spatial and temporal relationships between deer harvest and deer-vehicle collisions at Oak Ridge Reservation, Tennessee. *Wildlife Society Bulletin* 38:812–820.
- Mustoni A, Pedrotti L, Zanon E, Tosi G (2002) *Ungulati delle Alpi*. Nitida Immagine Editrice.
- Mysterud A (2004) Temporal variation in the number of car-killed red deer *Cervus elaphus* in Norway. *Wildlife Biology* 10:203–211.
- Nardo S, Pasa L, Somnavilla GM, Meneguz PG (2001) Ungulati e incidenti con autovetture. Il caso della provincia di Belluno. Atti III Congr. Ital. di Teriologia, Sanremo, 21–23 settembre 2001.
- Neff DJ (1968) The Pellet-Group Count Technique for Big Game Trend, Census, and Distribution: A Review. *Journal of Wildlife Management* 32:597–614.
- Neumann W, Ericsson G, Dettki H, Bunnefeld N, Keuler NS, Helmers DP, Radeloff VC (2012) Difference in spatiotemporal patterns of wildlife road-crossings and wildlife-vehicle collisions. *Biological Conservation* 145:70–78.
- Nielsen CK, Anderson RG, Grund MD (2003) Landscape influences on deer-vehicle accident areas in an urban environment. *Journal of Wildlife Management* 67:46–51.
- Nilsen EB, Pedersen S, Linnell JD (2008) Can minimum convex polygon home ranges be used to draw biologically meaningful conclusions? *Ecological Research* 23:635–639.
- Olsson MPO, Widén P, Larkin JL (2008) Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and Urban Planning* 85:133–139.
- Oxley DJ, Fenton MB, Carmody GR (1974) Effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11:51–59.

-
- Perco F, Rossi G, Sauli G (1977) Problematiche ambientali nella progettazione delle grandi infrastrutture viarie, con particolare riferimento alla dinamica delle popolazioni di ungulati della provincia di Trieste. In: Convegno "Strade ed ambiente naturale", Roma 26-27 maggio 1977.
- Perosino GC, Zaccara P (2006) Elementi climatici del Piemonte. In: Proc. Centro Ricerche in Ecologia e Scienze del Territorio:1–17.
- Perrone A (2013) Piano di programmazione per la gestione degli ungulati 2009-2013. Report interno. Comprensorio Alpino Cuneo 1, Paesana (CN).
- Pickles W (1942) Animal mortality on three miles of Yorkshire roads. *Journal of Animal Ecology* 11:37–43.
- Pokorny B (2006) Roe deer-vehicle collisions in Slovenia: situation, mitigation strategy and countermeasures. *Veterinarski Arhiv. (Suppl.)* 76:177–187.
- Ponzetta M, Sorbetti Guerri F, Masi G, Viliani M, Gori A, Sacconi F (2006) Incidenti stradali e fauna selvatica nella Regione Toscana. Atti Convegno Fauna selvatica e attività antropiche: una convivenza possibile, Torino, 3 aprile 2006.
- Primi R, Pelorosso R, Ripa MN, Amici A (2010) A statistical GIS-based analysis of Wild boar (*Sus scrofa*) traffic collisions in a Mediterranean area. *Italian Journal of Animal Science* 8: 649-651.
- Puglisi MJ, Lindzey JS, Bellis ED (1974) Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 38:799-807.
- Putman RJ (1997) Deer and road traffic accidents: options for management. *Journal of Environmental Management* 51:43–57.
- Putman RJ (2004) Deer and road traffic accidents: a review of mitigation measures: costs and and cost-effectiveness. Report for the Deer Commission for Scotland.
- Putman R, Apollonio M, Andersen R (2011) Ungulate management in Europe: Problems and practices. Cambridge: Cambridge University Press.
- Putzu N, Bonetto D, Civallero V, Fenoglio S, Meneguz PG, Preacco N, Tizzani P (2014) Temporal patterns of ungulate-vehicle collisions in a subalpine Italian region. *Italian Journal of Zoology* 81: 463-470.

-
- QGIS DEVELOPMENT TEAM (2015) QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Raganella Pelliccioni E, Riga F, Toso S (2013) Linee guida per la gestione degli Ungulati. Cervidi e Bovidi. ISPRA, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.
- R Core Team (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ramankutty N, Foley JA (1999) Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13:997–1027.
- Ramanzin M, Sturaro E, Zanon D (2007) Seasonal migration and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in the Italian eastern Alps. *Canadian Journal of Zoology* 85:280–289.
- Ramp D, Caldwell J, Edwards KA, Warton D, Croft DB (2005) Modelling of wildlife fatality hotspots along the snowy mountain highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126:474–490.
- Rea R V. (2003) Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collisions with moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 9:81–91.
- Reed DF, Beck TDI Woodard TN (1982) Methods of reducing deer-vehicle accidents: benefit-cost analysis. *Wildlife Society Bulletin* 10:349-954.
- Reed DF, Woodard TN, Pojar TM (1975) Behavioral response of mule deer to a highway underpass. *Journal of Wildlife Management* 39:361–367.
- Reed DF, Woodard TN, Beck TDI (1979). Regional deer-vehicle accident research. Report FHWA-CO-RD-79-11, Colorado Division of Wildlife, Denver, Co.
- Regione Piemonte (2011) Carta forestale e delle altre coperture del territorio. Direzione Opere Pubbliche, Difesa del Suolo, Economia Montana e Foreste, Settore Foreste. Corso Stati Uniti 21, 10128, Torino.
- Regione Toscana (2009) Gli incidenti stradali causati dalla fauna selvatica nella Regione Toscana. Analisi del fenomeno nel periodo 2001-2008.

-
- Rodríguez-Morales B, Díaz-Varela ER, Marey-Pérez MF (2013) Spatio-temporal analysis of vehicle collisions involving wild boar and roe deer in NW Spain. *Accident Analysis and Prevention* 60:121–133.
- Romin LA, Bissonette JA (1996) Deer-vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24:276–283.
- Romin LA, Dalton LB (1992) Lack of response by mule deer to wildlife warning whistles. *Wildlife Society Bulletin* 20:382-384.
- Rost GR, Bailey JA (1979) Distribution of mule deer and elk in relation to roads. *Journal of Wildlife Management* 43:634–641.
- Rondeau D., Conrad JM (2003) Managing urban deer. *American Journal of Agricultural Economics* 85:266–281.
- Sáenz-de-Santa-María A, Tellería JL (2015) Wildlife-vehicle collisions in Spain. *European Journal of Wildlife Research* 61:399-406.
- Sawyer H, Lebeau C, Hart T (2012) Mitigating roadway impacts to migratory mule deer. A case study with underpasses and continuous fencing. *Wildlife Society Bulletin* 36:492–498.
- Seiler A (2004) Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10:301–313.
- Seiler A (2003) The toll of the automobile: wildlife and roads in Sweden. Dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Seiler A (2005) Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42:371–382.
- Schafer JA, Penland ST (1985) Effectiveness of Swareflex reflectors in reducing Deer-Vehicle Accidents. *Journal of Wildlife Management* 49:774–776.
- Snow NP, Porter WF, Williams DM (2015) Underreporting of wildlife-vehicle collisions does not hinder predictive models for large ungulates. *Biological Conservation* 181:44–53.
- Staines W, Ratcliffe PR (1987) Estimating the abundance of red deer (*Cervus elaphus*) and roe deer (*Capreolus capreolus*) and their current status in Great Britain. *Symposia of the Zoological Society of London*, 58:131-152.

-
- Steiner W, Leisch F, Hackländer K (2014) A review on the temporal pattern of deer-vehicle accidents: Impact of seasonal, diurnal and lunar effects in cervids. *Accident Analysis and Prevention* 66:168–81.
- Stoner D (1925) The toll of the automobile. *Science* 61:56-57.
- Sullivan TA, Williams AF, Messmer TA, Hellinga LA, Kyrychenco SY (2004). Effectiveness of temporary warning signs in reducing deer-vehicle collisions during mule deer migrations. *Wildlife Society Bulletin* 32:907-915.
- Thurfjell H, Spong G, Olsson M, Ericsson G (2015) Avoidance of high traffic levels results in lower risk of wild boar-vehicle accidents. *Landscape Urban Planning* 133:98–104.
- Touring Club Italiano (1959) *La Fauna. Collana "Conosci l'Italia"*, vol. III. Milano: TCI.
- Trombulak SC, Frissell CA (2000) Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14:18–30.
- Ujvári M, Baagøe HJ, Madsen AB (1998) Effectiveness of wildlife warning reflectors in reducing Deer-Vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management* 62:1094–1099.
- Valitzski SA, D'Angelo GJ, Gallagher GR, Osborn D, Miller K, Warren R (2009) Deer Responses to Sounds From a Vehicle-Mounted Sound-Production System. *Journal of Wildlife Management* 73:1072–1076.
- Vincent JP, Bideau E, Hewison AJM, Angibault JM (1995) The influence of increasing density on body weight, kid production, home range and winter grouping in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Zoology* 236:371–382.
- Zuberogitia I, del Real J, Torres JJ, Rodríguez L, Alonso M, Zabala J (2014) Ungulate vehicle collisions in a peri-urban environment: consequences of transportation infrastructures planned assuming the absence of ungulates. *PLoS One* 9:e107713.
- Zuur A, Ieno EN, Smith GM (2007) *Analysing ecological data*. Springer Science & Business Media.
- Ward AL (1982) Mule deer behavior in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Record* 859:8-13.
- Wahlström K (2013) Territory defence in male European roe deer (*Capreolus capreolus*) - a sexual ornament? *Acta Theriologica* 58:325–328.

-
- Webb GK (2012) Predicting risk for deer-vehicle collisions using a social media based geographic information system. *Issues in Information System* 13:170–181.
- Webbon CC, Baker PJ, Harris S (2004) Faecal density counts for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain. *Journal of Applied Ecology* 41:768–779.
- Williams AF, Wells JK (2005) Characteristics of vehicle–animal crashes in which vehicle occupants are killed. *Traffic Injury Prevention* 6:56–59.

Allegato I - Articolo pubblicato su rivista ISI con Impact Factor

Temporal patterns of ungulate-vehicle collisions in a subalpine Italian region

N. PUTZU¹, D. BONETTO², V. CIVALLERO², S. FENOGLIO¹, P. G. MENEGUZ^{3,4},
 N. PREACCO³, & P. TIZZANI³

¹*Dipartimento di Scienze e Innovazione Tecnologica, Università del Piemonte Orientale, Alessandria, Italy,* ²*Provincia di Cuneo, Settore Politiche Agricole, Parchi e Foreste, Ufficio Vigilanza Faunistico Ambientale, Cuneo, Italy,* ³*Dipartimento di Scienze Veterinarie, Università degli Studi di Torino, Grugliasco, Torino, Italy,* and ⁴*Centro Ricerche per la Gestione della Fauna Selvatica – Fondazione dell'Università di Torino, Sampeyre (CN), Italy*

(Received 16 April 2014; accepted 30 June 2014)

Abstract

Over the last few decades, in Italy as in the rest of EU, both the number of wild ungulates and the volume of traffic have increased significantly. Consequently, ungulate-vehicle collisions have increased with significant costs in human death and injury, animal welfare and material damage. In this study we provide information about temporal patterns of collisions in a subalpine Italian region. We analyzed 1110 reports of accidents that occurred in Cuneo district from January 2008 to December 2011. Most of them were caused by roe deer and wild boar, while red deer, fallow deer and chamois were occasionally involved. Monthly distribution of accidents showed two peaks, with a higher risk of collision during spring mainly related to roe deer and a secondary peak in autumn caused by wild boar. No evident daily variations were noticed. In the case of roe deer, we reported the existence of a primary hourly peak at dusk and another secondary peak at dawn. Wild boar were most frequently involved in collisions during dusk and night. We hypothesized that these temporal distributions are the result of a complex interaction of phenological, behavioral and human-related reasons. Information provided in this study allows us to better understand the dynamics and patterns of wildlife-car collisions and represents an indispensable element for the implementation of any mitigation strategy.

Keywords: *Traffic, roadkill, Cuneo, roe deer, wild boar*

Introduction

“The roe deer survives in some alpine reserves, but is now virtually extinct in the rest of the Italian territory”, and “the wild boar still exists in some areas of Tuscany, Sardinia and in a few Alpine valleys”: this Italian situation, described by Ghigi and co-workers (Touring Club Italiano 1959, pp. 122–123) has radically changed in the last few decades, when the abundance and distribution of wild ungulates have increased exponentially (Raganella Pelliccioni et al. 2013). This growth should be seen as part of a wider and general phenomenon, because ungulates have also been increasing in Western Europe in the last 100 years (Putman et al. 2011). Fuller and Gill (2001) individuated six main reasons for this trend: increase of woodland or forested areas, changes in agricultural practices (mainly the proliferation of winter cereals), reduction of livestock husbandry, changes

in hunting and management (including reintroduction) practices, presence of a warming climate trend and disappearance of large predators.

In Italy in particular, not only the abundance but also the distribution range is rapidly increasing, especially for roe deer (*Capreolus capreolus* L., 1758) and wild boar (*Sus scrofa* L., 1758), long diffused in wooded or mountainous regions and at present widespread in cultivated areas (Carnevali et al. 2009).

In a densely populated territory with well-developed railroad networks and elevated traffic volumes, like many European and North American regions, this has led to an intensification of ungulate-vehicle collisions (Hubbard et al. 2000; Madsen et al. 2002; Cserkés et al. 2013). Collisions with ungulates are likely to cause serious damage to humans and vehicles, due to the size of these animals, representing an important

Correspondence: P. Tizzani, Dipartimento di Scienze Veterinarie, Università degli Studi di Torino, Largo Paolo Braccini 2, 10095, Grugliasco (TO). Tel: +39 011 6709005. Fax: +39 011 6709000. Email: paolo.tizzani@unito.it

menace for human health and a source of socio-economic complications (Williams & Wells 2005; Morelle et al. 2013). Moreover, collisions have important conservation implications, because they represent a direct cause of death for large numbers of animals every year (Trombulak & Frissell 2000). In the United States, Forman and Alexander (1998) hypothesized that road-kills probably overtook hunting as the principal human cause of terrestrial vertebrate mortality.

This problem represents an increasing threat, because conflicts at the road interface will likely increase with the future growth of traffic volume and ungulate populations (Ramp et al. 2005; Langbein 2011). Many studies have underlined that this phenomenon responds to non-random patterns in both temporal and spatial aspects, highlighting the importance of behavioral and environmental elements in determining the timing and location of collisions (Madsen et al. 2002; Gunson et al. 2011; Rodriguez-Morales et al. 2013). Recently, Steiner et al. (2014) reviewed 47 papers about this topic, with the majority originating from North America ($n = 37$), some from Europe ($n = 10$) and only one from Italy (Dal Compare et al. 2007). Increasing our knowledge about the main factors driving these events is essential to elaborate effective mitigation strategies. The aim of this study is to describe, for the first time in Northwestern Italy, temporal patterns of ungulate-vehicle collisions in a subalpine region.

Material and methods

Study area

The study area corresponds to the “Provincia di Cuneo”, an administrative district of Piemonte (NW Italy). The territory presents a surface of 6903 km² and is typically subalpine, with 50.8% occupied by mountains, 26.6% by hills and 22.6% by lowlands. The Cottian, Maritime and Ligurian Alps form a large U-shaped border, which comprises a high alluvial plain crossed by the Po (the longest Italian lotic system) and Tanaro rivers. The human population density is approximately 85 inhabitants per square kilometer. The road density is 1070 km/1000 km² (Provincia di Cuneo, Settore Viabilità).

Ungulate-vehicle collision data

We analyzed collision reports collected by Settore Politiche Agricole, Parchi e Foreste of the “Provincia di Cuneo” from January 2008 to December 2011. In Italy, it is not mandatory to give information to local or national authorities about accidents involving wildlife, so usually data are scarce and fragmentary. However, in this period, a plan to refund damages caused by wildlife collisions was implemented in Cuneo district, allowing

us to produce a homogeneous database of considerable interest. The accident-related information contained in the database included: accident ID, year, month, day, hour, route, kilometer (from control section), day of week and ungulate species. Since we have not verified year effects on monthly (analysis of variance, ANOVA $F_{3,44} = 0.99$, $p = ns$), daily (ANOVA $F_{3,24} = 0.13$, $p = ns$ (not significant)) and hourly (ANOVA $F_{3,88} = 0.69$, $p = ns$) distributions, yearly data were pooled. In our study, we performed analysis on the influence of month, day and hour (GMT (Greenwich Mean Time) + 1). Moreover, we also considered the influence of time of day (dawn, day, dusk, night). According to Lagos et al. (2012), the year was divided into four seasons for roe deer phenology and hunting periods: breeding season (15 April–15 June), mating season (July–August), hunting season (September to January) and the rest of the year. For the analysis involving wild boar, we only differentiated drive-hunting season (September to December) from the rest of the year. A contingency table was used, and χ^2 square test and odd ratio (OR) values were calculated for each risk factor. The OR is a measure of association between an exposure and an outcome. The OR represents the odds that an outcome will occur given a particular exposure, compared to the odds of the outcome occurring in the absence of that exposure.

Results

We analyzed 1110 reports of ungulate vehicle collisions (UVC) in Cuneo. Most of them (92.7%) were caused by roe deer (64.7%) and wild boar (29.5%). Collisions with red deer (*Cervus elaphus* L., 1758) represented approximately 5%, while fallow deer (*Dama dama* L., 1758) and chamois (*Rupicapra rupicapra* L., 1758) were involved occasionally (Figure 1).

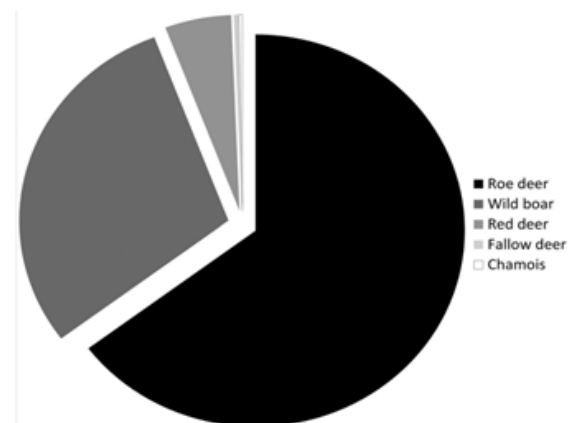


Figure 1. Relative importance of ungulate species in the collisions.

Figure 2 illustrates monthly, daily and hourly distributions of UVC in the study period. Monthly occurrence of collisions was not uniformly distributed ($\chi^2 = 150.4$, df (degree of freedom) = 11, $p < 0.001$), with two distinct peaks (spring and autumn). The number of road casualties varied throughout the week ($\chi^2 = 18.4787$, df = 6, $p < 0.005$), with a maximum on weekends and a

minimum on Tuesdays. Regarding hourly occurrence, we noticed a non-random distribution ($\chi^2 = 940.4$, df = 23, $p < 0.001$), with a first peak after dusk and a second, minor peak at dawn.

Considering all data together, a higher collision risk was found in March, April and October (odd ratio > 1.0), while in January and February the risk was significantly lower (odd ratio < 1.0; Table I).

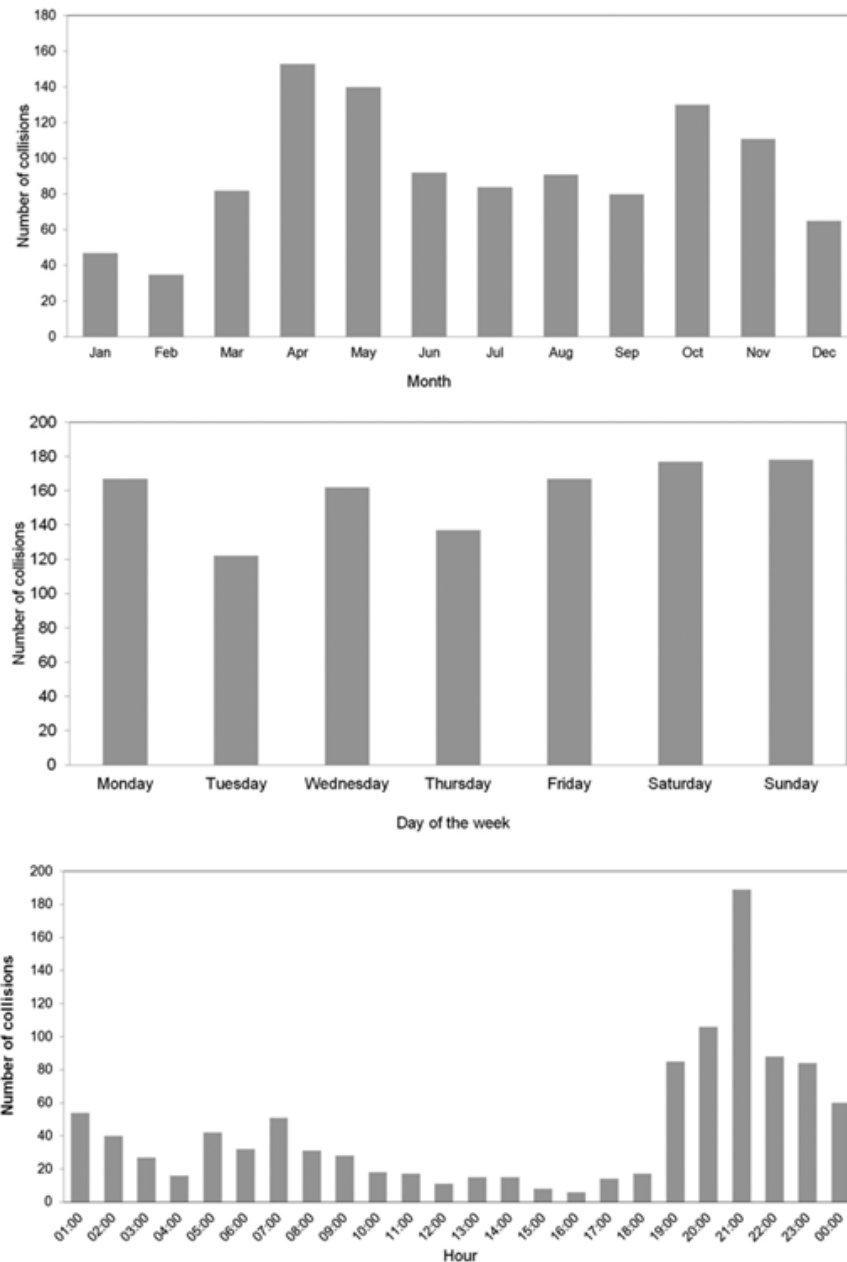


Figure 2. Monthly, daily and hourly occurrence of ungulate-vehicle collisions in Cuneo district.

Table I. Monthly values of odd ratio for all ungulates, roe deer and wild boar. Significance levels are < 0.05 (*), < 0.01 (**) and < 0.001 (***)

	All ungulates		Roe deer		Wild boar	
Jan	0.49	***	0.38	***	0.65	
Feb	0.36	***	0.31	***	0.39	**
Mar	0.86		0.91		0.57	
Apr	1.74	***	2.36	***	0.72	
May	1.56	***	2.27	***	0.5	*
Jun	0.99		1.29		0.31	***
Jul	0.90		1.06		0.57	
Aug	0.99		1.19		0.65	
Sep	0.85		0.43	***	1.87	**
Oct	1.47	**	1.04		2.6	***
Nov	1.23		0.83		2.35	***
Dec	0.69		0.43	***	1.29	

Table II. Daily values of odd ratio for all ungulates, roe deer and wild boar. Significance levels are < 0.05 (*), < 0.01 (**) and < 0.001 (***)

	All ungulates		Roe deer		Wild boar	
Dawn	0.89		1.21		0.25	***
Day	0.3	***	0.4	***	0.13	***
Dusk	3.45	***	3.54	***	2.83	***
Night	1.45	***	1.02		1.54	***

Regarding the time of the day, the most dangerous periods were night and dusk, while the safest was daytime (Table II).

Figure 3 illustrates temporal distributions of UVC for the two most involved species, roe deer and wild boar. Monthly collisions showed non-random distributions (roe deer: $\chi^2 = 231.5$, $df = 11$, $p < 0.001$; wild boar: $\chi^2 = 140.7$, $df = 11$, $p < 0.001$) and distinct seasonal patterns. Most collisions involving roe deer occurred in springtime

(April–May) but also in summertime, while a maximum frequency of wild boar-related accidents was noticed in autumn (September–December; Table I).

Breeding season highly increased the collision risk for roe deer, and hunting season for wild boar (Table III). At a daily scale, the collision distributions were uniformly distributed for both species. Both species showed a peak of collisions in the evenings, between 19:00 and 23:00, but roe deer collisions have a secondary peak at dawn (Figure 3).

Considering the localized distribution (for roe deer: approximately 7.00% of our study area) and the small sample size (for chamois and fallow deer), no significant influences of temporal patterns were found for these species.

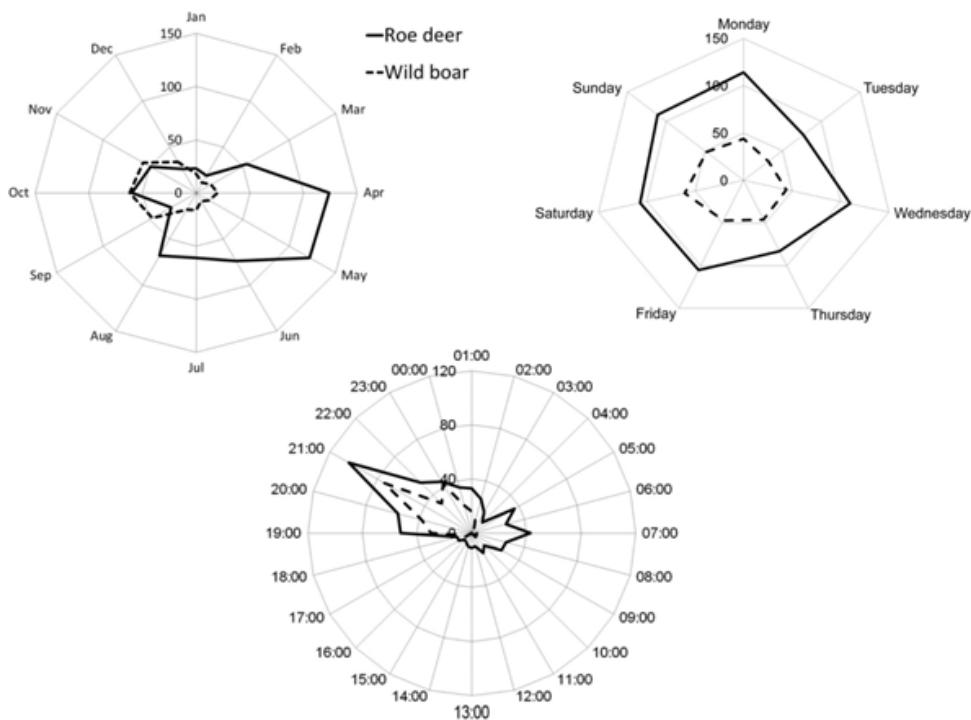


Figure 3. Monthly, daily and hourly distributions of collisions for roe deer and wild boar.

Table III. Seasonal values of odd ratio for roe deer and wild boar. Significance levels are < 0.05 (*), < 0.01 (**), < 0.001 (***).

	Roe deer	Wild boar
Breeding season (15 April–15 June)	2.56 ***	
Mating season (July–August)	1.13	
Hunting season (September–January)	0.49 ***	
Hunting season (September–December)		3.29 ***
Rest of the year (February–14 April)	0.8	

Discussion

The assessment of the main temporal patterns related to ungulate-vehicle collisions is an essential factor to increase road safety and enhance wildlife conservation strategies. Road collisions involving ungulates represent an increasing problem in many developed countries (Conover 2002; Malo et al. 2004; Steiner et al. 2014) and, with a few exceptions (Ponzetta et al. 2006; Dal Compare et al. 2007; Primi et al. 2010), scarce data are available for Italy. This paper covers this blank for a subalpine Italian region where high volumes of traffic overlap with growing populations of ungulates. The rate of ungulate-vehicle collision (UVC/year/1000 km²) for Cuneo district (40), even if higher than that observed in another subalpine Italian area (Belluno: 18–24; Nardo et al. 2001; Dal Compare et al. 2007), is lower than those reported in other European countries, such as Slovenia (153; Pokorny 2006), Austria (483; Putman et al. 2011) and Germany (635; Kerzel 2005). Comparing to Central and Southern European data, the UVC rate is reduced in North America (4.5; Huijser et al. 2009) and in Scandinavia (7.2; Haikonen & Summala 2001), likely because of mitigation efforts, but even perhaps because of significantly lower urbanization and road density (Olsson et al. 2008). Several authors underlined the development of road networks among the main factors affecting UVC increase (Mysterud 2004; Seiler 2004; Langbein 2011).

Our data confirm the findings of studies carried out in similar ecological and environmental conditions, reporting that Cervidae and wild boars represent the main component of UVC (Dal Compare et al. 2007; Diaz-Varela et al. 2011). In our study, an evident non-random temporal distribution was found considering all datasets, and further interesting considerations can be made with a species-pattern approach. The two most frequently involved ungulates, roe deer and wild

boar, are the most common species in the area (also in the whole Italian peninsula; Apollonio et al. 1988; Lorenzini et al. 2002), whereas red deer, chamois and fallow deer have localized distributions and relatively low densities. Monthly UVC showed two peaks, corresponding to spring (April–May) and autumn (October–November). The coincidence of rush hour traffic peaks with twilight in spring and autumn may be important in exacerbating the seasonal peaks in traffic accidents, as suggested by Langbein (1985).

The higher risk of collision during spring months was due to roe deer, according to other studies (i.e. Diaz-Varela et al. 2011). This peak was situated in the period of dispersal of young males and territorial males' movements as reported in several studies (Nardo et al. 2001; Pokorny 2006; Lagos et al. 2012). The dispersion of yearlings from natal ranges to new territories leads to an increased probability to cross main roads, resulting in a greater vulnerability to collision (Langbein & Putman 2006; Langbein 2007). Moreover, in this period, large wintering groups collapse (Vincent et al. 1995), males initiate a territorial behavior (Wahlström 2013) and many females start important migratory movements (Ramanzin et al. 2007). Another factor is that in this subalpine area, April and May correspond to vegetation renewal, with the availability of new feeding areas (Nilsen et al. 2008). All these factors increase the probability of roe deer crossing roads. Our results, reporting a significantly lower risk of collision with roe deer in December–February, agree with previous studies, which have reported a typical pattern with a main peak in spring, declining numbers during summer and low values during autumn and winter (Krop-Benesch et al. 2013; Steiner et al. 2014). The severe climatic conditions, snow cover and reduced food availability probably inhibit or reduce movements, so that roe deer spend most of their time in localized and advantageous wintering areas.

Wild boar is the main species involved in the autumn peak (September–November), when the risk of collision was about 2 times higher. Autumn and winter peaks were previously reported for wild boar, and rutting period, longer nights and hunting are frequently used to explain this pattern (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996; Primi et al. 2010; Lagos et al. 2012). Life cycle and seasonal changes in home range size were other factors that should be considered (Diaz-Varela et al. 2011), and even the effect of autumnal outbreak of family groups. Another factor could be represented by winter road conditions, also if the role played by harsh weather is controversial (Hartwig 1993; Garrett & Conway 1999). Moreover, we could hypothesize that the

presence of autumn feeding areas (i.e. related to local chestnut abundance) plays an important role in increasing displacement and, consequently, accidents.

Our findings suggest that hunting could have influenced seasonal patterns for wild boar. Indeed, during this period, there was a risk of collision 3.29 times higher than during the rest of the year. Lagos et al. (2012) demonstrated the combined effect of hunting and longer nights on differences in numbers of accidents with wild boar in the autumn–winter months, even if Primi et al. (2010) reported no correlation between UVC occurrence and drive-hunting days. The reduction of wild boar collisions observed in our study after the hunting season could be related to the fact that almost 6000 hogs are harvested every year in Cuneo district, with an important lowering of density (Bonetto D. personal communication, 2014).

The available literature about UVC per day of the week is very scarce. In Spain, two studies (Diaz-Varela et al. 2011; Lagos et al. 2012) reported evident weekly patterns with Sunday peaks, probably related to hunting influence. In our study, daily patterns evidenced a non-uniform distribution with a greater rate of accidents during weekends. This distribution was more pronounced for wild boar.

Hourly patterns showed a different distribution between the two main species involved. We observed a primary peak at dusk for roe deer: between 19:00 and 22:00, the risk of collision was 3.54 times higher than in other daily periods. Another secondary peak was found at dawn, between 05:00 and 07:00. These findings were comparable to those reported in the Netherlands (Groot Bruinderink & Hazebroek 1996) and in Finland (Haikonen & Summala 2001). A partially analogous pattern was described for roe deer in Spain (Diaz-Varela et al. 2011; Lagos et al. 2012) and in Slovenia (Pokorny 2006). This could be related to the activity patterns of deer that increase during sunrise and sunset (Romin & Bissonette 1996). Wild boar was most frequently involved in collisions during dusk and night, while dawn and day were periods with a lower risk of accident according to previous studies (Primi et al. 2010; Diaz-Varela et al. 2011; Lagos et al. 2012). We could hypothesize that the reason for this distribution is mainly behavioral, because the activity of this species is mainly concentrated during sunset and nocturnal periods (Boitani et al. 1994).

Conclusions

Information provided by this and similar studies is essential to understand the dynamics and patterns of

UVC. The effectiveness of any mitigation strategy strongly depends on the level of our knowledge of this phenomenon. Regarding the presence of distinct temporal peaks, some studies suggested the use of seasonal warning signs (e.g. Dussault et al. 2006) or to realize a campaign of public awareness with local data and examples, to increase drivers' attention in particular periods of the year or day. Thinking to eliminate the problem of wildlife-car collisions is absolutely unrealistic. Let us consider that already in his pioneering work, Dickerson (1939, p. 115) wrote that the

“solution of the problem of destruction of wildlife on highways by automobiles is not a search for means of eliminating such destruction entirely but rather of finding means to reduce to a minimum the death toll in each kind of highway environment. It is a subject of investigation that should enlist the cooperation of the wildlife manager, the landscape engineer, the horticulturist, and the highway engineer.”

With the exponential growth of vehicle traffic and road extension, this problem is still growing enormously. At present, since it is almost impossible to modify ungulates' behavior, the mitigation of this problem should be focused on the modification of human behavior, changing drivers' attitudes and road engineering.

Acknowledgements

The authors thank P. Balocco, M. Sereno, S. Botta, Servizio di Vigilanza Faunistico Ambientale of Cuneo Province, hunting estates CN1, CA CN2, CA CN5 and ATC CN1 for useful suggestions and support. We are also grateful to the Museo Civico di Storia Naturale di Carmagnola (TO) for providing a comfortable location for our reunions.

References

- Apollonio M, Randi E, Toso S. 1988. The systematics of the wild boar (*Sus scrofa* L.) in Italy. *Italian Journal of Zoology* 55:213–221.
- Boitani L, Mattei L, Nonis D, Corsi F. 1994. Spatial and activity patterns of wild boars in Tuscany, Italy. *Journal of Mammalogy* 75:600–612. doi:10.2307/1382507.
- Carnevali L, Pedrotti L, Riga F, Toso S. 2009. Banca Dati Ungulati: status, distribuzione, consistenza, gestione e prelievo venatorio delle popolazioni di Ungulati in Italia. *Rapporto 2001–2005. Biological Conservation Fauna* 117:1–168.
- Conover MR. 2002. *Resolving human–wildlife conflicts: The science of wildlife damage management*. New York, USA: Lewis.

- Cserkészt T, Otlecz B, Cserkészt-Nagy Á, Farkas J. 2013. Interchange as the main factor determining wildlife-vehicle collision hotspots on the fenced highways: Spatial analysis and applications. *European Journal of Wildlife Research* 59:587–597. doi:10.1007/s10344-013-0710-2.
- Dal Compare L, Sturaro E, Cocca G, Ramanzin M. 2007. An analysis of roe deer (*Capreolus capreolus*) traffic collisions in the Belluno province, eastern Italian Alps. *Italian Journal of Animal Science* 6:848–850.
- Diaz-Varela ER, Vazquez-Gonzalez I, Marey-Pérez MF, Álvarez-López CJ. 2011. Assessing methods of mitigating wildlife-vehicle collisions by accident characterization and spatial analysis. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 16:281–287. doi: 10.1016/j.trd.2011.01.002.
- Dickerson LM. 1939. The problem of wildlife destruction by automobile traffic. *The Journal of Wildlife Management* 3:104–116. doi:10.2307/3796352.
- Dussault C, Poulin M, Courtois R, Ouellet J. 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12:415–425.
- Forman RTT, Alexander LE. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207–231. doi:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207.
- Fuller RJ, Gill RMA. 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74:193–199. doi:10.1093/forestry/74.3.193.
- Garrett LC, Conway GA. 1999. Characteristics of moose-vehicle collisions in Anchorage, Alaska, 1991–1995. *Journal of Safety Research* 30:219–223. doi:10.1016/S0022-4375(99)00017-1.
- Groot Bruinderink GWTA, Hazebroek E. 1996. Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10:1059–1067. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10041059.x.
- Gunson KE, Mountrakis G, Quackenbush LJ. 2011. Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* 92:1074–1082. doi:10.1016/j.jenvman.2010.11.027.
- Haikonen H, Summala H. 2001. Deer-Vehicle crashes. Extensive peak at 1 hour after sunset. *American Journal of Preventive Medicine* 21:209–213.
- Hartwig D. 1993. Auswertung der durch Wild verursachten Verkehrsunfälle nach der Statistik für Nordrhein-Westfalen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 39:22–33.
- Hubbard MW, Danielson BJ, Schmitz RA. 2000. Factors influencing the location of Deer-Vehicle Accidents in Iowa. *The Journal of Wildlife Management* 64:707–713. doi:10.2307/3802740.
- Huijser MP, Duffield JW, Clevenger AP et al. 2009. Cost – Benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: A decision support tool. *Ecology and Society* 14:15.
- Kerzel H. 2005. Wildunfälle: Zur Notwendigkeit von verkehrsschutzsäunen und grünbrücken. Grünbrücken für den biotopverbund. Schriftenreihe des landesjagdverbandes Bayern e. V., Band 14.
- Krop-Benesch A, Berger A, Hofer H, Heurich M. 2013. Long-term measurement of roe deer (*Capreolus capreolus*) (Mammalia: Cervidae) activity using two-axis accelerometers in GPS-collars. *Italian Journal of Zoology* 80:69–81.
- Lagos L, Picos J, Valero E. 2012. Temporal pattern of wild ungulate-related traffic accidents in northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research* 58:661–668. doi: 10.1007/s10344-012-0614-6.
- Langbein J. 1985. North Staffordshire deer survey 1983–1985. I. Research and development. Fordingbridge: British Deer Society.
- Langbein J. 2007. National deer-vehicle collisions project: England 2003–2005. Final report to the Highways Agency. Wrexham, UK: Report from The Deer Initiative.
- Langbein J. 2011. Deer Vehicle Collisions in Scotland Monitoring Project 2008–2011. Report to the Deer Commission for Scotland. Research report 11/2. Wrexham, UK: Report from the Deer Initiative.
- Langbein J, Putman R. 2006. National Deer-Vehicle Collisions Project. Scotland (2003–2005), Final Report: Sept. 2006. Wrexham, UK: The Deer Initiative Ltd.
- Lorenzini R, Lovari S, Masseti M. 2002. The rediscovery of the Italian roe deer: Genetic differentiation and management implications. *Italian Journal of Zoology* 69:367–379. doi:10.1080/11250000209356482.
- Madsen AB, Strandgaard H, Prang A. 2002. Factors causing traffic killings of roe deer *Capreolus capreolus* in Denmark. *Wildlife Biology* 8:55–61.
- Malo JE, Suárez F, Diez A. 2004. Can we mitigate animal vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology* 41:701–710. doi:10.1111/j.0021-8901.2004.00929.x.
- Morelle K, Lehaire F, Lejeune P. 2013. Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. *Nature Conservation* 5:53–73. doi:10.3897/natureconservation.5.4634.
- Mysterud A. 2004. Temporal variation in the number of car-killed red deer *Cervus elaphus* in Norway. *Wildlife Biology* 10:203–211.
- Nardo S, Pasa L, Sommovilla GM, Meneguez PG. 2001. Ungulati e incidenti con autovetture. Il caso della provincia di Belluno. Atti III Congr. Ital. di Teriologia, Sanremo, 21–23 settembre 2001. Sanremo.
- Nilsen EB, Pedersen S, Linnell JD. 2008. Can minimum convex polygon home ranges be used to draw biologically meaningful conclusions? *Ecological Research* 23:635–639. doi:10.1007/s11284-007-0421-9.
- Olsson MPO, Widén P, Larkin JL. 2008. Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and Urban Planning* 85:133–139. doi: 10.1016/j.landurbplan.2007.10.006.
- Pokorny B. 2006. Roe deer-vehicle collisions in Slovenia: Situation, mitigation strategy and countermeasures. *Veterinarski Arhiv* 76(Suppl):177–187.
- Ponzetta M, Sorbetti Guerri F, Masi G, Viliani M, Gori A, Sacconi F. 2006. Incidenti stradali e fauna selvatica nella Regione Toscana. Atti Convegno Fauna selvatica e attività antropiche: una convivenza possibile, Torino, 3 aprile 2006.
- Primi R, Pelorosso R, Ripa MN, Amici A. 2010. A statistical GIS-based analysis of Wild boar (*Sus scrofa*) traffic collisions in a Mediterranean area. *Italian Journal of Animal Science* 8:649–651. doi: 10.4081/ijas.2009.s2.649.
- Putman R, Apollonio M, Andersen R. 2011. Ungulate management in Europe: Problems and practices. Cambridge: Cambridge University Press.
- Raganella Pelliccioni E, Riga F, Toso S. 2013. Linee guida per la gestione degli Ungulati. Cervidi e Bovidi. Manuali e Linee Guida 91/2013. ISPRA.
- Ramanzin M, Sturaro E, Zanon D. 2007. Seasonal migration and home range of roe deer (*Capreolus capreolus*) in the Italian eastern Alps. *Canadian Journal of Zoology* 85:280–289. doi:10.1139/Z06-210.
- Ramp D, Caldwell J, Edwards KA, Warton D, Croft DB. 2005. Modelling of wildlife fatality hotspots along the snowy mountain highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 126:474–490. doi:10.1016/j.biocon.2005.07.001.

- Rodríguez-Morales B, Díaz-Varela ER, Marey-Pérez MF. 2013. Spatio-temporal analysis of vehicle collisions involving wild boar and roe deer in NW Spain. *Accident Analysis and Prevention* 60:121–133. doi:10.1016/j.aap.2013.07.032.
- Romin LA, Bissonette JA. 1996. Deer-vehicle collisions: Status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24:276–283.
- Seiler A. 2004. Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology* 10:301–313.
- Steiner W, Leisch F, Hackländer K. 2014. A review on the temporal pattern of deer-vehicle accidents: Impact of seasonal, diurnal and lunar effects in cervids. *Accident Analysis and Prevention* 66:168–181. doi: 10.1016/j.aap.2014.01.020.
- Touring Club Italiano. 1959. *La Fauna*. Collana “Conosci l’Italia”, vol. III. Milano: TCI.
- Trombulak SC, Frissell CA. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14:18–30. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x.
- Vincent JP, Bideau E, Hewison AJM, Angibault JM. 1995. The influence of increasing density on body weight, kid production, home range and winter grouping in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Journal of Zoology* 236:371–382. doi:10.1111/j.1469-7998.1995.tb02719.x.
- Wahlström K. 2013. Territory defence in male European roe deer (*Capreolus capreolus*)—a sexual ornament? *Acta Theriologica* 58:325–328. doi:10.1007/s13364-012-0104-y.
- Williams AF, Wells JK. 2005. Characteristics of vehicle-animal crashes in which vehicle occupants are killed. *Traffic Injury Prevention* 6:56–59.